

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA
APLICADA NA GESTÃO DOS RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS: ESTUDO DE CASO DO
DISTRITO FEDERAL

Autor: Allan Luís Augusto Redes de Oliveira
Orientador: Prof. Dr. Armando de Azevedo Caldeira Pires

Brasília, DF

2019

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA

Allan Luís Augusto Redes de Oliveira

**Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos
Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal**

Dissertação submetida ao Departamento de Engenharia Mecânica da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Mecânicas

APROVADA POR:

Armando de Azevedo Caldeira Pires, Prof. Dr. (UnB) - Orientador

Antônio César Pinho Brasil Junior, Prof. Dr. (UnB) - Examinador Interno

Cláudio Albuquerque Frate, Dr. - Examinador Externo

Brasília, DF
2019

FICHA CATALOGRÁFICA

OLIVEIRA, ALLAN LUIS AUGUSTO REDES DE

Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal/ Allan Luís Augusto Redes de Oliveira. Brasília: UnB, 2019. 96 p., 210 x 297 mm (ENM/FT/UnB, Mestre, Ciências Mecânicas, 2019).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Mecânica.

1. Avaliação do Ciclo de Vida. 2. Resíduos Sólidos Urbanos. 3. Impactos ambientais
I. ENM/FT/UnB. II. Título

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

OLIVEIRA, A. L. A. R. Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal. Dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 96 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Allan Luís Augusto Redes de Oliveira

TÍTULO: Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal

GRAU: Mestre **ANO:** 2019

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Allan Luís Augusto Redes de Oliveira

Correio Eletrônico: engallanredes@gmail.com

Dedico esta dissertação aos meus pais, irmãos, e aos meus amigos, que me apoiaram nesta caminhada.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus Pais, Douglas e Lourdes, por toda dedicação, amor e por todos os ensinamentos, que me ajudaram a chegar até aqui. Aos meus irmãos, Júnior e Aryadne, eu agradeço pelos momentos de descontração que deixaram meus dias mais tranquilo.

Aos meus familiares e amigos agradeço a compreensão e apoio em todos os momentos, vocês me deram força para continuar mesmo eu não podendo estar sempre presente.

Gostaria de agradecer também ao meu orientador, Dr. Armando Caldeira, por toda a paciência e auxílio nesta caminhada.

E por fim, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para minha vida acadêmica, ou pessoal.

RESUMO

Devido à falta de políticas apropriadas nas últimas décadas, a disposição final dos resíduos sólidos em aterros (lixões, aterro controlado e sanitário) tem sido o método predominante de tratamento dos RSU em todo o Brasil. No entanto, a partir da Política Nacional dos Resíduos Sólidos, sancionada em 2010, os municípios tiveram que repensar a gestão dos seus resíduos priorizando outras formas de tratamento antes da disposição final dos resíduos no aterro sanitário. Neste contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida apresenta-se como uma técnica eficiente para avaliar os sistemas de gerenciamento RSU, servindo como apoio à tomada de decisão do melhor modelo a ser adotado. O objetivo deste estudo foi avaliar diferentes cenários e alternativas de tratamento no gerenciamento dos RSU, por meio da metodologia da ACV de modo a obter resultados que auxiliem na tomada de decisão para determinar um caminho para uma gestão ambientalmente sustentável dos RSU no Distrito Federal, Brasil. O estudo foi adaptado para o contexto dos resíduos sólidos no Brasil e para as características locais, incluindo a composição dos resíduos, o *mix* de eletricidade e as regulamentações. Seis cenários de gerenciamento dos resíduos sólidos foram avaliados. Os cenários incluíram diferentes formas de coleta (convencional e seletiva), a recuperação dos materiais (compostagem e reciclagem) e o aproveitamento energético do biogás do aterro sanitário. As categorias de impacto avaliadas foram aquecimento global, toxicidade humana, acidificação, eutrofização e ecotoxicidade aquática de água doce. O estudo possibilitou identificar o potencial de impacto ambiental em cada cenário avaliado e em cada etapa do ciclo de vida dos resíduos. Os resultados indicaram que somente a disposição dos resíduos no aterro, que é a principal forma de destinação dos resíduos no Distrito Federal - Brasil, apresenta importantes impactos ambientais. Foi notado que as melhores performances da ACV foram obtidas nos cenários com maiores taxas de recuperação de materiais e maiores taxas de coleta seletiva, que demonstra a urgência na implementação de novas estratégias em direção a um sistema de gerenciamento mais sustentável e ambientalmente correto. Além dos benefícios ambientais, a reciclagem e o aproveitamento energético do gás do aterro também apresentaram um benefício energético relacionado a economia e geração de energia, respectivamente.

Palavras-Chaves: Avaliação do Ciclo de Vida; Resíduos Sólidos Urbanos; Impactos ambientais

ABSTRACT

Due to the lack of appropriate policies in recent decades, the final disposal of solid waste in landfills (dumps, controlled landfill and sanitary) has been the predominant method of treating MSW throughout Brazil. However, from the National Solid Waste Policy, sanctioned in 2010, the municipalities had to rethink their waste management prioritizing other forms of treatment before the final disposal of the waste in the landfill. In this context, Life Cycle Assessment is an efficient technique for evaluating MSW management systems, serving as support for decision making of the best model to be adopted. The aim of this study was to evaluate different scenarios and treatment alternatives in MSW management, through the LCA methodology in order to obtain results that help in decision making to determine a path for environmentally sustainable management of MSW in the Federal District, Brazil. The study was adapted to the context of solid waste in Brazil and to local characteristics, including waste composition, electricity mix and regulations. Six solid waste management scenarios were evaluated. The scenarios included different forms of collection (conventional and selective), the recovery of materials (composting and recycling) and the energy use of landfill gas. The impact categories evaluated were global warming, human toxicity, acidification, eutrophication and freshwater aquatic ecotoxicity. The study made it possible to identify the potential for environmental impact in each scenario evaluated and in each stage of the waste life cycle. The results indicated that only the disposal of waste in the landfill, which is the main form of waste destination in Federal District - Brazil, presents important environmental impacts. It was noted that the best LCA performances were obtained in scenarios with higher material recovery rates and higher selective collection rates, which demonstrates the urgency of implementing new strategies towards a more sustainable and environmentally sound management system. In addition to the environmental benefits, recycling and energy recovery from landfill gas also had an energy benefit related to economy and power generation, respectively.

Keywords: Life Cycle Assessment; Municipal Solid Waste; Environmental impacts.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ADP	Potencial de Depleção Abiótica
AICV	Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida
AP	Potencial de Acidificação (sigla em inglês)
apud	Citado por
CML	Centre of Environmental Science – Leiden University
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DF	Distrito Federal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EP	Potencial de Eutrofização (sigla em inglês)
et al.	et alii (e outros)
FAETP	Potencial de Toxicidade Aquática de Água Doce (sigla em inglês)
GEE	Gases de efeito Estufa
GIRSU	Gerenciamento Integrado dos Resíduos Sólidos Urbanos
GWP	Potencial de Aquecimento Global (sigla em inglês)
HDPE	Polietileno de Alta Densidade (sigla em inglês)
HTP	Potencial de Toxicidade Humana (sigla em inglês)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
LDPE	Polietileno de Baixa Densidade (sigla em inglês)
MCT	Ministério da Ciência e Tecnologia
NBR	Norma Técnica Brasileira
PCI	Poder Calorífico Inferior
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
RA	Região Administrativa
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos

SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SLU	Serviço de Limpeza Urbano
SNIS	Serviço Nacional de Informação sobre Saneamento
TETP	Potencial de Toxicidade Terrestre (sigla em inglês)

LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

%	Porcentagem
g	Gramma
kg CFC-11 eq.	Quilograma tricolorfluorometano equivalente
kg CO ₂ eq.	Quilograma dióxido de carbono equivalente
kg DCB eq.	Quilograma 1,4 diclorobenzeno equivalente
kg PO ₄ eq.	Quilograma fosfato equivalente
kg Sb eq.	Quilograma antimônio equivalente
kg SO ₂ eq.	Quilograma dióxido de enxofre equivalente
kg	Quilograma
kg/hab./dia	Quilograma por habitante por dia
kg/m ³	Quilograma por metro cúbico
kg/ton	Quilograma por tonelada
kWh	Quilowatt-hora
kWh/ton	Quilowatt-hora por tonelada
mg/L	Miligramma por litro
mg/m ³	Miligramma por metro cúbico
MJ/m ³	Megajoule por metro cúbico
MJ/ton	Megajoule por tonelada
ng/m ³	Nanogramma por metro cúbico
Nm ³ /ton	Normal metro cúbico por tonelada
t	Tonelada
t/dia	Tonelada por dia

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Conceito de gerenciamento integrado de RSU	24
Figura 2: Fases de uma ACV.....	34
Figura 3: Etapas operacionais para Análise de Inventário de Ciclo de Vida	36
Figura 4: Elementos de uma AICV	38
Figura 5: Fronteira do sistema do estudo.....	49
Figura 6: Modelo construído no GaBi para o estudo dos cenários de Gestão dos RSU no DF	57
Figura 7: Plano da compostagem no GaBi.	57
Figura 8: Plano da reciclagem no GaBi.....	58
Figura 9: Plano do aterro sanitário na GaBi.	58
Figura 10: Fluxo dos Resíduos Sólidos Urbanos de 2017 no DF.....	60
Figura 11: Caracterização do Resíduo do Coleta Convencional.	62
Figura 12: Caracterização dos Resíduos da Coleta Seletiva.....	62
Figura 13: Representatividade simplificada dos materiais na coleta convencional do DF	63
Figura 14: Representatividade simplificada dos materiais na coleta seletiva do DF	64
Figura 15: Fluxo de massa dos cenários 1 e 2.	66
Figura 16: Fluxo de massa do cenário 3.	67
Figura 17: Fluxo de massa do cenário 4.	67
Figura 18: Fluxo de massa do cenário 5.	68
Figura 19: Fluxo de massa do cenário 6.	68
Figura 20: Potencial de Aquecimento Global dos Cenários.....	71
Figura 21: Potencial de Toxicidade Humana dos Cenários.....	72
Figura 22: Potencial de Acidificação dos Cenários.....	73
Figura 23: Potencial de Eutrofização dos Cenários.....	75
Figura 24: Potencial de Ecotoxicidade Aquática de Água Doce.....	77
Figura 25: Consumo Energético por forma de tratamento e cenário.....	78
Figura 26: Massa de resíduos dispostos no aterro sanitário por cenário.	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: características físicas e químicas dos RSU.....	22
Tabela 2: Descrição, aspectos positivos e negativos dos diferentes métodos de compostagem.....	28
Tabela 3: Principais categorias de impacto utilizadas em uma ACV.....	38
Tabela 4: Principais bancos de dados.....	43
Tabela 5: Principais <i>Softwares</i> de ACV.....	44
Tabela 6: consumo de energia e emissões devido a substituição do material virgem pelo reciclado, por tonelada de material reciclado.....	52
Tabela 7: Fatores de emissão dos gases do aterro sanitário.....	54
Tabela 8: Fatores de emissão da queima e do aproveitamento energético do biogás. ...	55
Tabela 9: variação média da composição do lixiviado gerado em aterro brasileiros.....	55
Tabela 10: Matriz elétrica brasileira.....	56
Tabela 11: descrição dos cenários propostos.....	65
Tabela 12: Quantitativo dos resíduos destinados para as diferentes formas de tratamento em todos os cenários.....	69
Tabela 13:Análise de sensibilidade para o potencial de aquecimento global.....	80
Tabela A-14: Potencial de aquecimento global de cada etapa.....	95
Tabela A-15: Potencial de toxicidade humana de cada etapa.....	95
Tabela A-16: Potencial de acidificação de cada etapa.....	95
Tabela A-17: Potencial de eutrofização de cada etapa.....	96
Tabela A-18:Potencial de ecotoxicidade aquática de água doce de cada etapa.....	96
Tabela A-19: Consumo energético de cada etapa.....	96

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1. OBJETIVOS	17
1.2. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	18
2. REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS	19
2.1.1. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	20
2.1.1.1. Quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente	20
2.1.1.2. Quanto à natureza ou origem	20
2.1.2. CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	21
2.2. GESTÃO E GERENCIAMENTO INTEGRADO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	23
2.2.1. COLETA E TRANSPORTE	24
2.2.2. TRIAGEM	25
2.2.3. TRATAMENTO.....	26
2.2.3.1. Tratamento biológico	27
2.2.3.2. Tratamento térmico - Incineração	29
2.2.3.3. Reciclagem.....	30
2.2.3.4. Disposição final.....	31
2.3. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	33
2.3.1. METODOLOGIA DA ACV	34
2.3.1.1. Definição de objetivo e escopo	35
2.3.1.2. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	35
2.3.1.3. Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV).....	37

2.3.1.4.	Interpretação.....	40
2.3.2.	FORÇAS E LIMITAÇÕES DO ENFOQUE DO CICLO DE VIDA	41
2.3.3.	BANCO DE DADOS E <i>SOFTWARES</i> DISPONÍVEIS PARA A ACV..	42
2.3.4.	GaBi.....	44
2.3.5.	ACV APLICADA AOS SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	45
3.	METODOLOGIA	48
3.1.	SISTEMATIZAÇÃO DOS CENÁRIOS	48
3.2.	METODOLOGIA ACV	48
3.2.1.	OBJETIVO E ESCOPO DA ACV	48
3.2.1.1.	Unidade Funcional	49
3.2.1.2.	Fronteira do Sistema	49
3.2.2.	INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA	50
3.2.2.1.	Compostagem.....	50
3.2.2.2.	Reciclagem.....	51
3.2.2.3.	Aterro sanitário	53
3.2.2.4.	Combustível e energia elétrica.....	56
3.2.3.	AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DO CICLO DE VIDA – AICV	56
3.3.	MODELAGEM NO SOFTWARE GaBi.....	56
4.	CENÁRIOS.....	59
4.1.	DIAGNÓSTICO DA GESTÃO DOS RSU NO DISTRITO FEDERAL.....	59
4.1.1.	MANEJO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO DF.....	59
4.1.2.	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DO DISTRITO FEDERAL.....	61
4.2.	PROPOSIÇÃO DOS CENÁRIOS.....	64
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	70
5.1.	POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL	70

5.2.	POTENCIAL DE TOXICIDADE HUMANA	71
5.3.	POTENCIAL DE ACIDIFICAÇÃO	73
5.4.	POTENCIAL DE EUTROFIZAÇÃO	74
5.5.	POTENCIAL DE ECOTOXICIDADE AQUÁTICA DE ÁGUA DOCE.....	76
5.6.	CONSUMO ENERGÉTICO E DISPOSIÇÃO NO ATERRO SANITÁRIO .	77
5.7.	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	80
5.8.	INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS.....	81
6.	CONCLUSÕES.....	84
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
	APÊNDICE	95

1. INTRODUÇÃO

A gestão das quantidades crescentes dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) está se tornando uma questão cada vez mais importante em todo o mundo, principalmente, em economias emergentes e países em desenvolvimento, onde a infraestrutura local e os sistemas de gerenciamento dos RSU nem sempre conseguem acompanhar os volumes maiores de RSU, resultantes do rápido crescimento da população, crescimento econômico e aumento da urbanização (ASSAMOI e LAWRYSHYN, 2012; CHERUBINI et al., 2009; LIIKANEN et al., 2018).

Historicamente, a saúde e a segurança foram as principais preocupações na gestão dos resíduos sólidos. Estes ainda se aplicam, pois os resíduos devem ser gerenciados de uma forma que minimize os riscos à saúde humana. Todavia, hoje em dia a sociedade demanda mais do que isso, além de ser segura, o gerenciamento dos resíduos sólidos deve ser também sustentável, ou seja, economicamente viável, socialmente aceita e ambientalmente efetiva (MCDOUGALL et al., 2001).

As soluções mundialmente adotadas baseiam-se no gerenciamento integrado dos resíduos sólidos, conceito que combina várias técnicas para o manejo dos diferentes fluxos de resíduos, que preza por ações conjuntas e pela adoção de medidas compatíveis com a realidade local de modo a minimizar os problemas decorrentes do manejo inadequado dos resíduos (LEME et al., 2014; MASSUKADO, 2004).

Especificamente no Brasil, a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei 12.305/2010, estabeleceu um marco regulatório para a gestão dos resíduos sólidos. Segundo esta Lei, na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. A PNRS prevê ainda a utilização de tecnologias visando a recuperação energética dos RSU, desde que tenha sido comprovada a sua viabilidade técnica e ambiental (BRASIL, 2010). No entanto esta política não possui ações específicas com metas e cronogramas para o setor de resíduos, seja para a gestão dos resíduos sólidos ou para a recuperação energética (LOUREIRO et al., 2013).

De acordo com o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), os aterros sanitários permanecem como a tecnologia dominante para a disposição de RSU no Brasil. Da massa total coletada em 2017, 64,2% foi disposta em aterro sanitário, 8,1% em aterros controlados, 9,8% em lixões e em torno de 5,4% seguiram para unidades de triagem e de compostagem, restando uma parcela sem informação (BRASIL, 2019). Como afirma Coelho e Lange (2016), um ponto crucial para reduzir os impactos ambientais da gestão dos RSU é se afastar do aterro para outras tecnologias de tratamento de resíduos.

No entanto selecionar as melhores opções de tratamento para os RSU é uma tarefa difícil. Segundo VILHENA (2018), não se trata de definir se a recuperação de recicláveis, compostagem, incineração ou aterro sanitário é a melhor técnica de gerenciamento a utilizar, mas sim em que proporção é mais apropriado conjugar estas técnicas e como é melhor articulá-las.

Essa crescente preocupação com relação a gestão dos RSU tem motivado o desenvolvimento e a aplicação de vários instrumentos e métodos que auxiliem na compreensão e, logo, no controle e redução dos impactos associados a essas atividades (GOMES et al., 2015). Neste contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) destaca-se como uma das metodologias mais utilizadas para avaliar os sistemas de resíduos sólidos.

A ACV consiste em um método para avaliar os efeitos ambientais relacionados a um produto, ou processo, durante todo o ciclo de vida, podendo fornecer um suporte de base científica para uma tomada de decisão ambientalmente mais sustentável na gestão dos RSU (COELHO e LANGE, 2016).

1.1. OBJETIVOS

O objetivo geral desta dissertação é avaliar diferentes cenários e alternativas de tratamento no gerenciamento dos RSU, por meio da metodologia da ACV de modo a obter resultados que auxiliem na tomada de decisão para determinar um caminho para uma gestão ambientalmente sustentável dos RSU no Distrito Federal, Brasil.

Os objetivos específicos do trabalho são:

- 1) Caracterizar os resíduos sólidos coletados no Distrito Federal para subsidiar estudos de reaproveitamento do material;

- 2) Estruturar, simular e avaliar cenários para o gerenciamento dos RSU, verificando os impactos ambientais nas etapas de tratamento e disposição final;
- 3) Testar a metodologia proposta em uma situação real de tomada de decisão de diferentes cenários futuros de gerenciamento de resíduos sólidos para o Distrito Federal e avaliar os benefícios e limitações da metodologia de ACV aplicada neste estudo de caso;
- 4) Avaliar e comparar os potenciais energéticos de cada alternativa de tratamento e cenários considerados;

1.2. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Essa dissertação foi estruturada em 6 capítulos, considerando o primeiro capítulo introdutório. No Capítulo 2 é apresentado o referencial teórico, que descreve sucintamente os aspectos relevantes englobados no estudo desta dissertação, como os resíduos sólidos e sua gestão e a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

No Capítulo 3, descreve a metodologia adotada, como foram definidos os cenários, considerações aos métodos adotados, e as ferramentas e técnicas utilizadas para alcançar os objetivos.

No Capítulo 4 é apresentado um panorama da gestão dos RSU no Distrito Federal e são definidos os cenários que são alvo de estudo desta dissertação.

O Capítulo 5 são apresentados os resultados e a interpretação da Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV), para as categorias de impactos selecionadas e para todos os cenários.

O Capítulo 6 apresenta as conclusões e considerações finais, com base nos resultados obtidos.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

Na literatura encontram-se várias definições para o significado de resíduos sólidos. Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004), que estabelece os critérios de classificação para a identificação dos resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e a saúde pública, os resíduos sólidos são:

...resíduos nos estados sólidos e semissólido, que resultam de atividade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Na Lei Federal 12.305, os resíduos sólidos são definidos como material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividade humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede ou se propõe a proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

A mesma Lei diferencia os termos “resíduos” e “rejeitos”, sendo os resíduos sólidos são considerados rejeitos após esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis. Assim, apenas os rejeitos devem ser encaminhados para a disposição final.

2.1.1. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Os resíduos sólidos podem ser classificados pelo tipo de material (vidro, plástico, etc.), pelas propriedades físicas (combustível, compostável, reciclável), pela origem (doméstico, comercial, etc) e pela periculosidade (MCDOUGALL et al., 2001). As classificações mais comuns para os resíduos é com relação aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente e quanto à sua natureza ou origem.

2.1.1.1. Quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente

A periculosidade de um resíduo é devida à suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, podendo apresentar risco à saúde pública ou riscos ao meio ambiente. De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos podem ser classificados em:

a) Resíduos classe I – Perigosos: São aqueles que, em função de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos à saúde pública ou provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma incorreta.

b) Resíduos classe II – Não perigosos

- i. Resíduos classe II A – Não inertes: são os resíduos que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I – Perigosos ou de resíduos classe II B – Inertes. Podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
- ii. Resíduos classe II B – Inertes: não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente.

A classificação dos resíduos quanto à sua periculosidade é importante, pois esta definição permite estabelecer a melhor forma e o tipo de tratamento a ser adotado.

2.1.1.2. Quanto à natureza ou origem

Segundo a Política Nacional dos Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010), os resíduos podem ser classificados quanto à origem em:

- a) Resíduos domiciliares: originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) Resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) Resíduos sólidos urbanos: são os resíduos domiciliares e os de limpeza urbana;
- d) Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuando os resíduos sólidos urbanos;
- e) Resíduos industriais;
- f) Resíduos de serviço de saúde;
- g) Resíduos da construção civil;
- h) Resíduos agrossilvopastoris;
- i) Resíduos de serviço de transporte;
- j) Resíduos de mineração;
- k) Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviço: os gerados nessas atividades, excetuando os referidos em “b”, “d”, “f”, “g” e “i”.

De acordo com Monteiro et al. (2001), nas atividades de limpeza urbana, os tipos “domésticos” e “comercial” constituem o chamado “lixo domiciliar”. Todavia apenas estabelecimentos comerciais que geram quantidades pequenas de resíduos, de acordo com a legislação municipal específica, podem ser tratados como resíduos domiciliares (VILHENA, 2018).

2.1.2. CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

As características dos resíduos sólidos podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos. O conhecimento das características físicas, químicas e biológicas pode influenciar diretamente na seleção de diferentes formas de tratamento e disposição final (ZANTA e FERREIRA, 2003). As principais características físicas e químicas, bem como a importância da análise de cada uma no gerenciamento dos resíduos são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: características físicas e químicas dos RSU.

	Descrição	Importância	
Características Físicas	Geração per capita [kg/hab./dia]	Indica a quantidade de resíduo gerada diariamente por habitante de uma determinada região.	Fundamental para determinar a taxa de coleta, bem como para o dimensionamento das unidades que compõem o sistema de limpeza
	Composição gravimétrica	Apresenta o percentual de cada componente (material orgânica, papel, plástico, etc.) em relação à massa total da amostra de resíduo analisada.	Indica a possibilidade de aproveitamento das frações recicláveis para comercialização e para compostagem.
	Massa específico aparente [kg/m ³]	Relação entre a massa do resíduo, sem compactação, e o volume ocupado.	Fundamental para o correto dimensionamento dos equipamentos.
	Teor de umidade	Representa o percentual mássico de água presente no resíduo.	Tem influência na velocidade de decomposição da matéria orgânica e no poder calorífico do resíduo, gerando impacto no processo de incineração e compostagem.
	Compressividade	É a redução do volume que uma massa de resíduo pode sofrer quando compactada.	Importante para o dimensionamento dos equipamentos.
Características Químicas	Poder calorífico	Indica a quantidade de energia que pode ser liberada pelo resíduo quando submetido à queima	Influencia o dimensionamento das instalações de todos os processos de tratamento térmico.
	Potencial Hidrogeniônico (pH)	Indica o teor de acidez ou alcalinidade do resíduo	Serve para estabelecer o tipo de proteção contra a corrosão dos equipamentos.
	Composição química	Apresenta os teores de cinzas, matéria orgânica, carbono, nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo, resíduo mineral e gorduras.	Ajuda a indicar a forma mais adequada de tratamento para os resíduos.
	Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)	Indica o grau de decomposição da matéria orgânica do resíduo	Ajuda a estabelecer a qualidade do composto produzido.

Fonte: Adaptado de Monteiro et al (2001)

Deve-se considerar ainda as características biológicas que revelam as espécies micro-biológicas presentes na massa de resíduo e, portanto, indicam a forma de degradação da matéria orgânica. Desse modo, tal característica permite que sejam selecionados os métodos de tratamento e disposição final de resíduos (BARROS, 2012).

Como pode ser observado, o conhecimento das características físicas e químicas dos resíduos é fundamental para projetar e dimensionar a unidade de tratamento, bem como para planejar as etapas de um sistema de gerenciamento.

2.2. GESTÃO E GERENCIAMENTO INTEGRADO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os termos *gestão* e *gerenciamento* muitas vezes são confundidos, alguns autores os consideram sinônimos outros percebem significados distintos. O termo *gestão* é mais comumente utilizado para definir decisões, ações e procedimentos adotados em nível estratégico (ZANTA e FERREIRA, 2003). Já *gerenciamento* deve ser entendido como o conjunto de ações técnico-operacionais que visam implementar, orientar, coordenar, controlar e fiscalizar os objetivos estabelecidos na *gestão* (JUCÁ, 2014).

Zanta e Ferreira (2003), para elucidar a diferença entre *gestão* e *gerenciamento* dos RSU, exemplificou que a prioridade dada à redução ou determinada tecnologia de destinação final é uma tomada de decisão em nível de *gestão*. Por sua vez, os aspectos tecnológicos e operacionais relacionados a determinado programa de redução na fonte ou à implementação de um aterro de disposição de resíduos, são atribuições do *gerenciamento*.

As diretrizes das estratégias de *gestão* e *gerenciamento* dos RSU buscam atender aos objetivos do conceito de prevenção da poluição, evitando-se ou reduzindo a geração de resíduos e poluentes prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública. A PNRS propõe que na *gestão* e *gerenciamento* de resíduos sólidos deve-se priorizar, em ordem decrescente, a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010). No entanto esta abordagem hierárquica não leva em consideração as condições sociais, econômicas, culturais e tecnológicas existentes no município, bem como das especificidades de cada tipo de resíduo.

Dentro de qualquer sistema de gerenciamento de resíduos as operações são interconectadas. Por exemplo, um método de coleta e triagem empregado pode afetar a capacidade de recuperar materiais ou produzir composto comercializável. É necessário, portanto, considerar todo o sistema de gerenciamento de resíduos de forma holística (MCDOUGALL et al., 2001). Dessa forma, o gerenciamento dos RSU deve ser integrado, ou seja, deve englobar etapas articuladas entre si. A Figura 1 apresenta uma representação esquemática dos conceitos do Gerenciamento Integrado dos Resíduos Sólidos Urbanos (GIRSU).

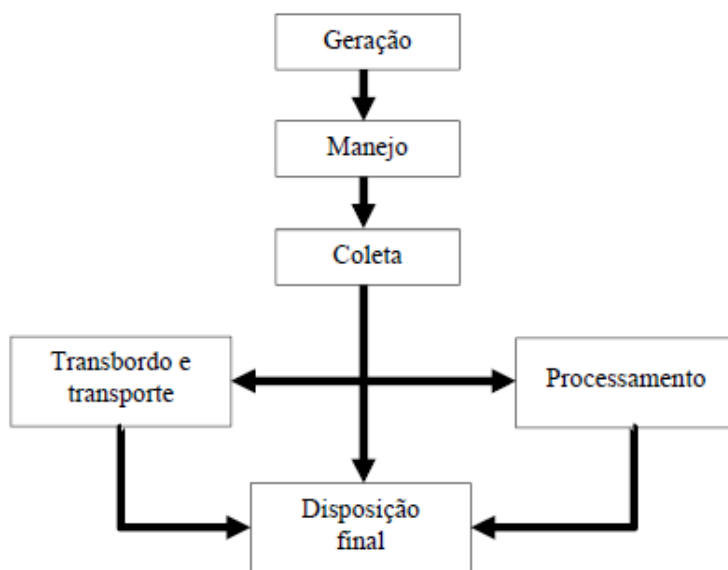


Figura 1: Conceito de gerenciamento integrado de RSU
Fonte: Tchobanoglous (1993) apud Reichert (2013).

No GIRSU é preciso identificar as alternativas tecnológicas necessárias a reduzir os impactos ambientais decorrentes da geração de resíduos. As ações operacionais incluem os processos de manejo e de coleta a partir de diferentes fontes onde os resíduos são gerados, o transporte, o tratamento (ou processamento) e a disposição final (MERSONI, 2015).

2.2.1. COLETA E TRANSPORTE

A coleta dos resíduos urbanos está no centro de um sistema integrado de gerenciamento de resíduos urbanos. A maneira como os resíduos são coletados e segregados determina quais opções de tratamento podem ser utilizadas na sequência e, de

modo particular, se métodos como reciclagem de materiais, tratamento biológico ou tratamento térmico são econômica e ambientalmente viáveis (REICHERT, 2013).

A etapa de coleta é também o ponto de contato entre os gerador de resíduos e os gerentes do sistema de gerenciamento, e conforme afirmam McDougall et al. (2001) esta relação deve ser cuidadosamente conduzida para assegurar a eficiência do sistema. O gerador precisa que seu resíduo sólido seja coletado com um mínimo de inconveniência, enquanto que o coletor precisa receber o resíduo de forma compatível com o método de tratamento planejado. Deve haver um ponto de equilíbrio a ser atingido entre estas duas necessidades conflitantes.

A coleta pode ser feita de forma convencional, na qual o gerador disponibiliza os resíduos sem nenhuma separação prévia, ou diferenciada. A coleta diferenciada consiste, em uma coleta seletiva de materiais potencialmente recicláveis, previamente segregados nas fontes geradoras conforme sua constituição ou composição. Esse tipo de coleta é o mais recomendado e considerado o mais adequado para o tratamento de resíduos a partir da reciclagem dos materiais (JUCÁ, 2014).

A coleta seletiva pode diferenciar-se quanto ao grau de seletividade podendo variar da simples separação entre resíduos úmidos e secos, até a separação por tipo de resíduos, ou seja, plásticos, metais, papel, papelão, vidros, baterias e pilhas e matéria orgânica.

Do ponto de vista do gerador a coleta convencional provavelmente representa o método mais conveniente, em termos de tempo e espaço requeridos. No entanto este tipo de coleta irá limitar o uso de outras formas de tratamento, acarretando em alto custo de processamento e potencialmente baixa eficiência de recuperação e pureza dos materiais. Já a coleta seletiva requer um grau maior de envolvimento do gerador e possui um custo mais elevado de coleta, mas apresenta mais baixo custo de processamento e maior potencial de recuperação e pureza dos materiais (MCDUGALL et al., 2001; TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

2.2.2. TRIAGEM

A separação dos diferentes materiais coletados é uma parte essencial em quase todos os métodos de tratamento dos RSU. As unidades de triagem participam da cadeia

produtiva da reciclagem dos resíduos como uma etapa intermediária que sucede a coleta, fornecendo às indústrias recicladoras um resíduo segregado, limpo e beneficiado, aumentando assim a eficiência dos processos (JUCÁ, 2014; MCDOUGALL et al., 2001).

As Centrais de Triagem são instalações que têm por objetivo triar ou separar os resíduos recicláveis provenientes da coleta, seja ela convencional ou seletiva. O tipo da coleta, no entanto, é um fator determinante para a especificação da triagem a ser adotada. As instalações que operam separando somente os resíduos provenientes da coleta seletiva, apresentam melhor desempenho, pois neste caso, os resíduos encontram-se mais limpos e menos contaminados. De uma maneira geral, a triagem de RSU é realizada de forma mecanizada ou manual (JUCÁ, 2014; MASSUKADO, 2004).

Nas Centrais de Triagem, além de separar os resíduos por tipo, podem ser realizadas outras atividades que permitem obter maior ganho com a venda do mesmo, como a lavagem, trituração, peneiramento, prensagem e enfardamento.

O grau de eficácia no processo de conscientização da população, o rendimento dos funcionários da central e as condições do mercado para assimilar os resíduos triados são alguns dos fatores que influenciam na quantidade de rejeitos produzidos no processo de triagem. (MASSUKADO, 2004)

Conjuntamente com a Central de Triagem, ainda pode ter um local para a compostagem da fração orgânica dos resíduos, uma vez que esta forma de tratamento também requer uma separação prévia. Segundo Vilhena (2018), a instalação de uma Central de Triagem sem a compostagem da fração orgânica dos resíduos, pode vir a ser um processo oneroso e sem grande retorno do ponto de vista ambiental.

2.2.3. TRATAMENTO

Monteiro et al. (2001) definiu tratamento como:

...uma série de procedimentos destinados a reduzir a quantidade ou o potencial poluidor dos resíduos sólidos, seja impedindo descarte do lixo em local inadequado, seja transformando-o em material inerte ou biologicamente estável.

Além dos ganhos ambientais, o tratamento dos resíduos podem apresentar também benefícios econômicos, como a valorização dos resíduos, geração de emprego e renda,

além do aumento da vida útil de locais de disposição final. A escolha pela forma de tratamento deve ser precedida de estudos de viabilidade técnica e econômica, para que seja compatível com a realidade dos municípios, uma vez que fatores como qualidade do produto e mercado consumidor podem ser limitantes ao uso de algumas destas alternativas (ZANTA e FERREIRA, 2003).

A seguir são apresentadas as principais alternativas de tratamento para sistemas de gerenciamento dos RSU.

2.2.3.1. Tratamento biológico

O tratamento biológico consiste na decomposição da fração orgânica dos resíduos por meio da ação de microrganismos presentes naturalmente no meio. Este tratamento pode ocorrer por dois processos: aeróbio (presença de oxigênio livre) ou anaeróbio (ausência de oxigênio livre). A aptidão do tratamento biológico para materiais orgânicos com alto teor de umidade contrasta notadamente com outros métodos de tratamento, como incineração e o aterro sanitário, onde o alto teor de umidade e a presença de matéria putrescível pode causar problemas reduzindo o poder calorífico e aumentando a produção de lixiviado e gases do aterro sanitário, respectivamente (MCDOUGALL et al., 2001).

A compostagem é um processo biológico de decomposição aeróbia e controlada, no qual ocorre a transformação de resíduos orgânicos em resíduos estabilizados, com propriedades e características completamente diferentes do material que lhe deu origem (BIDONE, 2001). O produto pode ser aplicado no solo para melhorar suas características de produtividade sem ocasionar riscos ao meio ambiente.

A compostagem pode ser realizada, basicamente segundo o método de leiras revolvidas ou sistema *windrow*, leiras estáticas aeradas e sistema fechado ou acelerado. A Tabela 2 apresenta a descrição, os aspectos positivos e os negativos de cada um dos três métodos de compostagem.

Tabela 2: Descrição, aspectos positivos e negativos dos diferentes métodos de compostagem.

Método	Descrição	Aspectos positivos	Aspectos negativos
Leiras revolvidas ou sistema windrow	As leiras são montadas sobre o solo (compactado ou impermeabilizado). A aeração é realizada por meio de revolvimento, manual ou mecânico.	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo investimento inicial; • Flexibilidade na quantidade de resíduos processada • Simplicidade de operação; • Uso de equipamentos mais simples. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer mais área; • Odor mais difícil de ser controlado; • Depende do clima. Em períodos de mais chuva o revolvimento fica prejudicado.
Leiras estáticas aeradas	As leiras são colocadas sobre uma tubulação perfurada acoplada a um soprador ou exaustor, que injeta ou aspira o ar na massa a ser compostada. Nesse sistema não há nenhum tipo de revolvimento.	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo investimento inicial; • Melhor controle de odores; • Etapa de estabilização mais rápida que o método de leiras revolvidas; • Melhor aproveitamento da área disponível; • Mais eficaz na eliminação de organismos patogênicos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessita de bom dimensionamento de sistemas de aeração e controle dos aeradores durante a compostagem; • Operação também influenciada pelo clima; • Requer que o material de entrada seja o mais homogêneo possível.
Sistema fechado ou acelerado	Ocorre a utilização de dispositivos tecnológicos como digestores e bioestabilizadores, que aceleram o processo de compostagem e permitem um maior controle dos odores.	<ul style="list-style-type: none"> • Menor demanda de área; • Menor dependência dos fatores climáticos; • Facilidade para controlar odores; • Reduz tempo de compostagem. 	<ul style="list-style-type: none"> • Maior investimento inicial; • Dependência de sistemas mecânicos; • Menor flexibilidade operacional para tratar volumes variáveis de resíduos; • Risco de erro difícil de ser reparado se o sistema for mal dimensionado.

FONTE: Adaptado de Massukado (2008) e Reis (2005).

A compostagem apresenta como principais vantagens o aumento da vida útil dos aterros sanitários, a redução dos problemas relativos à formação de gases e lixiviado no aterro sanitário, exige pouca mão de obra especializada e geração de renda com a comercialização do composto, caso exista mercado. Por outro lado, como desvantagens: requer uma separação eficiente de resíduos, um tempo de processamento que pode chegar a seis meses, necessita de mercado para a comercialização do composto, requer área

relativamente grande para a operação, uma coleta diferenciada da fração orgânica apresenta custos altos, e quando mal operada, líquidos e gases gerados podem contaminar o meio ambiente (JUCÁ, 2014; MCDOUGALL et al., 2001).

Outro possível tratamento biológico é a digestão anaeróbia, que consiste na degradação da matéria orgânica pela ação de microrganismos na ausência de oxigênio, que resulta na produção de gases, principalmente, dióxido de carbono e metano que podem ser utilizados para produção de eletricidade, além de um composto mineralizado (MCDOUGALL et al., 2001).

O tratamento por digestão anaeróbia apresenta como principais vantagens o aumento da vida útil dos aterros sanitários, maior geração de biogás, maior recuperação do biogás gerado (reduzindo assim as emissões de gases do efeito estufa) e a geração de produtos valorizáveis como o biogás (energia e calor) e composto orgânico. Como desvantagens desta tecnologia citam-se: a possibilidade de variação na composição dos resíduos (dependendo do local e da estação do ano, pode comprometer a qualidade do processo e de seus produtos, biogás e composto), necessidade de uma etapa posterior (a compostagem) para bioestabilizar os resíduos digeridos, dificuldades na operação do sistema como obstruções de canalização, e necessidade de mão de obra qualificada para operar o processo (JUCÁ, 2014).

2.2.3.2. Tratamento térmico - Incineração

A incineração é um tratamento térmico de resíduos em alta temperatura (acima de 800°C) feita com uma mistura de ar adequada durante um tempo pré-determinado. Os resíduos incinerados são submetidos a um ambiente fortemente oxidante, onde são decompostos em três fases: uma sólida inerte (cinzas e escórias), uma gasosa e um quantidade mínima líquida. As cinzas e escórias, após comprovada sua inertização, podem ser dispostas em aterro sanitário. Os gases e efluentes devem ser tratados antes de sua emissão (JUCÁ, 2014).

O tratamento dos efluentes (gases, líquidos e cinzas) dos sistemas de tratamento é o principal problema ambiental associado a este método, podendo em muitos casos os sistemas de controle ambiental serem mais caros que o próprio sistema de queima em si (REICHERT, 2013).

Dentre algumas vantagens da incineração dos RSU apontadas na literatura destacam-se (BUEKENS, 2012; JUCÁ, 2014; MCDOUGALL et al., 2001):

- Redução do volume: a incineração dos RSU reduz o volume a ser disposto no aterro sanitário em torno de 90%. Sendo um aspecto muito relevante em locais de baixa disponibilidade de áreas para tratamento e disposição dos resíduos;
- Estabilização dos resíduos: o produto da incineração (cinzas) é consideravelmente mais inerte que os RSU que entram para serem incinerados, o que reduz a geração de biogás e dos orgânicos presentes no lixiviado quando este material é depositado em aterro sanitário;
- Aproveitamento energético dos resíduos: a incineração pode representar um método de valorização, ao invés de apenas um pré-tratamento da disposição final. Sendo que o potencial de recuperação energética é superior ao do aterro sanitário;
- Esterilização dos resíduos: a incineração garante a destruição de patógenos, tornando baixa e geralmente insignificante, exceto em casos de operação deficiente.

Por outro lado, a incineração é um processo tecnicamente complexo, exigindo um alto investimento e custo operacional, bem como boa habilidade técnica em manutenção e operação das instalações, a fim de estar em conformidade com os padrões modernos. Outras desvantagens desta tecnologia é que não é flexível para adaptar-se a um grande aumento nas quantidades e a inviabilidade de produção em caso de resíduos com umidade excessiva (BUEKENS, 2012; JUCÁ, 2014).

2.2.3.3. Reciclagem

Os resíduos sólidos urbanos compõem-se de uma diversidade de materiais resultante das atividades de produção e de consumo da população cuja parcela significativa do montante gerado pode ser reciclada (BARROS, 2012). A PNRS define como reciclagem de resíduos o processo de transformação que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, visando a sua transformação em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2010).

A quantidade e qualidade do material reciclável separado, coletado, processado, e reciclado pode depender em grande parte de qual abordagem de coleta é utilizada. Cada

um produz materiais de composição ou qualidade diferente e, portanto, pode afetar a quantidade de rejeitos gerados e os mercados de produtos produzidos (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

Como já mencionado, a separação dos resíduos na fonte geradora e a implementação da coleta seletiva nos municípios auxiliam no beneficiamento do material, evitando que percam o valor devido a contaminações.

A reciclagem é atrativa à gestão de resíduos, pois transforma os resíduos em insumo para a indústria, com diversas vantagens ambientais. Dentre as vantagens da reciclagem destacam-se: a preservação de matérias-primas não-renováveis; economia de energia; aumento da vida útil dos aterros sanitários; geração de emprego e renda e a conscientização da população para as questões ambientais (MONTEIRO et al., 2001; MCDOUGALL et al., 2001). No entanto, apresenta como desvantagem o custo de uma coleta diferenciada e necessidade de participação ativa da população.

Segundo Jucá (2014), a reciclagem depende da economia local e do mercado de cada um dos materiais triados, já que o custo do beneficiamento da maioria dos materiais recicláveis ainda é considerado elevado em relação ao custo de matéria-prima virgem. Dessa forma, o grande desafio para implantação de programas de reciclagem é buscar um modelo que permita a sua auto-sustentabilidade econômica.

2.2.3.4. Disposição final

A disposição segura e viável dos resíduos sólidos urbanos e rejeitos é um importante componente da gestão integrada dos resíduos. O uso de aterros sanitários é uma das formas que vem sendo mais econômica e ambientalmente aceita para a disposição dos resíduos (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002; EL-FADEL et al., 1997). O aterro sanitário é o único método de disposição que deve estar presente em todos os cenários de gestão dos RSU, uma vez que outras opções, como os tratamentos biológicos e térmicos, produzem rejeitos que subsequentemente devem ser destinados ao aterro sanitário (MCDOUGALL et al., 2001).

A Norma NBR 8419 (ABNT, 1992), que fixa as condições mínimas exigíveis para a apresentação de projetos de aterros sanitários de RSU, define os aterros sanitários como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se necessário.

Os resíduos sólidos depositados no aterro sanitário sofrem mudanças biológicas, químicas e físicas. O principal processo que ocorre em um aterro é a degradação da matéria orgânica por via anaeróbia, gerando o biogás, que é composto por uma mistura de gases sendo o metano e dióxido de carbono os principais componentes, e o lixiviado, que contém uma variedade de constituintes químicos derivados da solubilização dos materiais depositados e dos produtos das reações químicas e bioquímicas que ocorrem no aterro (LOMBARDI et al., 2006; TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). Preocupações com o aterramento dos resíduos estão relacionados, principalmente, com os impactos sobre a saúde e o ambiente devido as emissões dos gases e do lixiviado. Por isso um aterro sanitário é construído e preparado para ser um sistema fechado de modo a eliminar, ou minimizar, os impactos desta prática.

O controle do biogás deve ser implementado para prevenir emissões indesejadas para a atmosfera. O biogás coletado pode ser queimado sobre condições controladas ou usado para produzir energia. Portanto, a disposição final em aterro sanitário também pode ser entendida como uma forma de tratamento e de valorização dos resíduos, uma vez que, o biogás coletado pode ser utilizado para produzir energia (MCDOUGALL et al., 2001).

Dentre algumas vantagens proporcionadas pela utilização do aterro sanitário pode-se citar: o controle da proliferação de vetores, baixo custo de operação, possibilidade de receber e acomodar quantidades variáveis de resíduos, além da possibilidade de aproveitamento energético do biogás. Dentre algumas desvantagens relativas à implantação de aterros sanitários referem-se as grandes áreas necessárias para locação do empreendimento, desvalorização da região no entorno, o longo período necessário para a estabilização do aterro e a interferência em sua operação de fatores climáticos, principalmente com relação à água pluvial (JUCÁ, 2014; MASSUKADO, 2004).

Outras formas de disposição final dos resíduos, como os lixões e aterros controlados, são consideradas formas inadequadas de disposição dos RSU. Os lixões são depósitos a céu aberto, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, além de permitir a presença de pessoas num ambiente insalubre e em condições sub-humanas. Já o aterro controlado é na realidade uma técnica que apenas minimiza a questão da presença dos catadores e da proliferação de vetores, porém não resolve o problema dos gases e do líquido percolado, pois os resíduos são apenas cobertos no final de cada jornada de trabalho (MASSUKADO, 2004; VILHENA, 2018).

2.3. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) teve início nos Estados Unidos no final da década de 60, quando a crise do petróleo gerou uma busca intensa por alternativas de energia. Neste período, pesquisas foram realizadas para avaliar os processos produtivos e racionalizar o consumo das fontes energéticas esgotáveis (MERSONI, 2015).

No entanto, alguns estudos tendenciosos visualizando o potencial da ACV como estratégia de marketing começaram a ser realizados, levando a público somente aqueles resultados que interessavam. A proliferação destes estudos evidenciou a necessidade de uma padronização de metodologia e do estabelecimento de critérios rígidos, que disciplinassem a forma como estes estudos eram conduzidos e levados a público (DOS SANTOS et al., 2011).

A *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) iniciou a sistematização, padronização dos termos e critérios da ACV, resultando na publicação de um “Código de prática” para a ACV. Este código de prática serviu de base para as normas da *International Organization for Standardization* (ISO) na série 14040 (Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida), que estabeleceu os princípios e a estrutura da normatização (GUINÉE, 2002).

Atualmente, a ISO conta com as seguintes normas para a ACV:

- ISO 14040:2009: “Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura” (ABNT, 2009a);

- ISO 14044:2009: “Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações” (Consolidando as normas ISO 14041:1998, ISO 14042:2000 e a ISO 14043:2000 em um único documento) (ABNT, 2009b).

Segundo McDougall et al. (2001), a ISO tenta estabelecer na série 14040 uma estrutura flexível sob a qual as ACVs possam ser executadas de uma maneira tecnicamente confiável e prática. Dessa forma, as normas internacionais e os relatórios técnicos melhoraram muito a aceitação da ACV como uma ferramenta de apoio à decisão, tanto da indústria quanto do governo.

2.3.1. METODOLOGIA DA ACV

Segundo a NBR ISO 14040 (2009), a ACV enfoca os aspectos ambientais e impactos ambientais potenciais ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final, ou seja, “do berço ao túmulo”.

A estrutura metodológica da ACV compreende quatro fases distintas: definição de objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação de impactos e interpretação (ABNT, 2009b). A Figura 2 apresenta as fases de uma ACV e como elas se interagem.

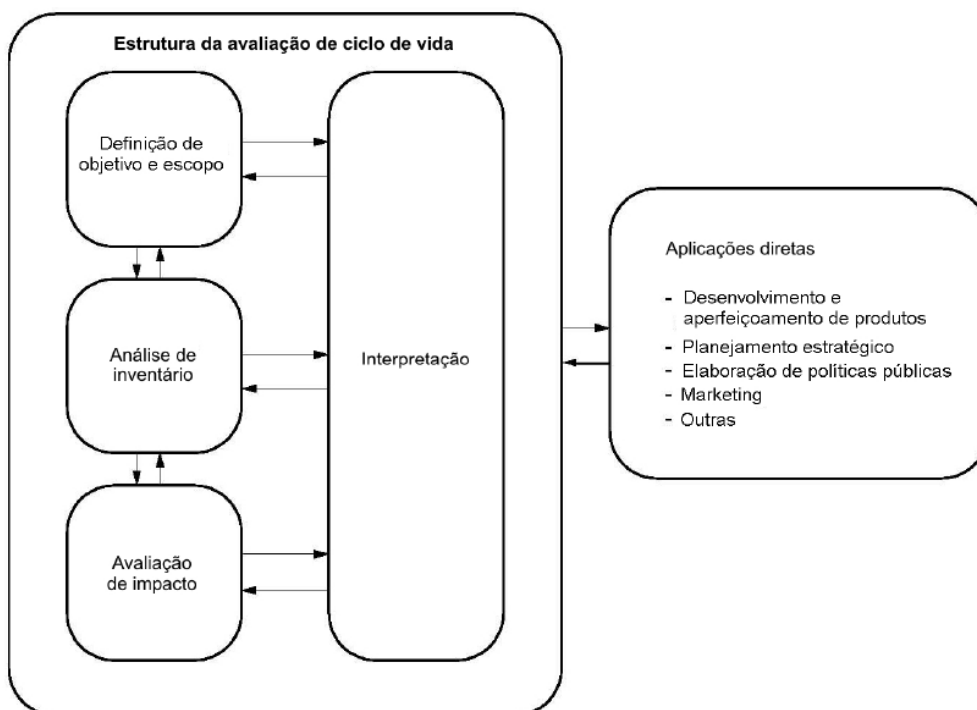


Figura 2: Fases de uma ACV. Fonte: ABNT (2009a)

2.3.1.1. Definição de objetivo e escopo

O objetivo e o escopo de uma ACV deve ser claramente definida e deve ser consistente com a intenção da aplicação. No objetivo de uma ACV deve constar qual a aplicação pretendida, as razões para realizar o estudo e o público ao qual é dirigido (FINNVEDEN et al., 2000). A profundidade e a abrangência da ACV podem variar consideravelmente, dependendo do objetivo do estudo em particular. (ABNT, 2009a).

O escopo do estudo define basicamente os parâmetros dentre os quais o estudo será realizado, devendo ser compatível com os objetivos (MCDOUGALL et al., 2001). Segundo a NBR ISO 14.044 (2009), o escopo deve incluir os seguintes aspectos: o sistema produto a ser estudado; as funções do sistema de produto; a unidade funcional; a fronteira do sistema; os procedimentos de alocação; categorias de impacto e metodologia de AICV selecionadas; a interpretação a ser utilizada; os requisitos de dados; os pressupostos; as limitações; os requisitos de qualidade de dados; o tipo de revisão crítica, se aplicável; e o tipo e formato do relatório para o estudo.

Os estudos de ACV normalmente são realizados para comparar formas alternativas de fornecer alguma função. A base de comparação comum entre todas as alternativas é denominada unidade funcional (CLIFT et al., 2000). Um dos objetivos da unidade funcional é prover uma referência a qual as entradas e saídas são normalizadas, permitindo assim uma comparação dos resultados da ACV (MCDOUGALL et al., 2001; ABNT, 2009b).

As escolhas e considerações feitas durante a modelagem de um sistema, especialmente com relação a fronteira do sistema (que determina quais processos devem ser incluídos), são frequentemente decisivos para o resultado de um estudo. Portanto, o critério usado para estabelecer as fronteiras do sistema devem ser identificados e explicados (REBITZER et al., 2004; ABNT, 2009b).

2.3.1.2. Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

A fase do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a segunda fase de uma ACV. Segundo a NBR ISO 14.040 (2009), o ICV consiste na coleta de dados e procedimentos

de cálculo para quantificar todas as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto ou serviço. A Figura 3 apresenta as etapas operacionais que devem ser realizadas no ICV.

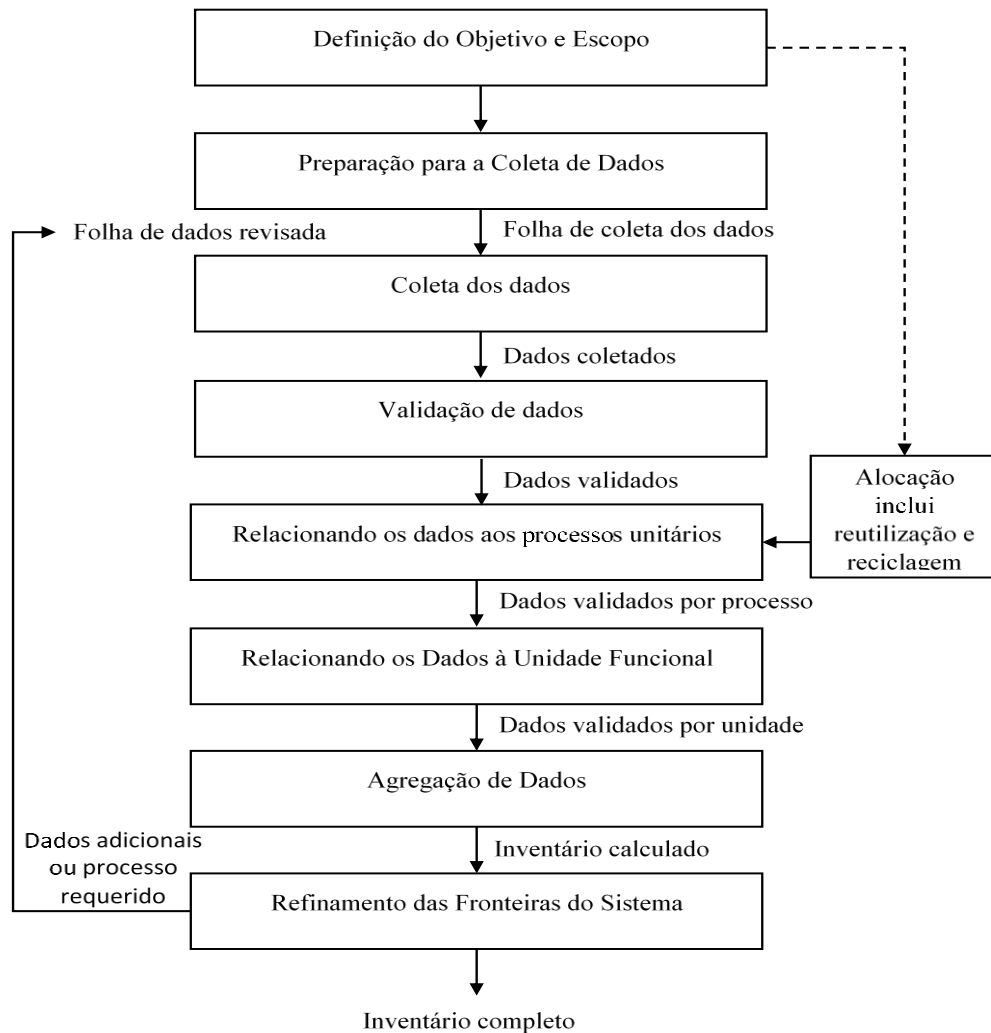


Figura 3: Etapas operacionais para Análise de Inventário de Ciclo de Vida.
Fonte: ABNT (2009b).

Os dados devem ser coletados, medidos, calculados ou estimados para cada processo elementar que está incluído na fronteira do sistema, para quantificar as entradas e saídas de um processo elementar. Os dados para cada processo elementar podem ser classificados sob títulos gerais, incluindo (ABNT, 2009b):

- Entrada de energia, entrada de matéria-prima, entradas auxiliares, outras entradas físicas;
- Produtos, co-produtos e resíduos;
- Emissões atmosféricas, descargas para água e solo, e

- Outros aspectos ambientais.

Uma checagem na validação dos dados deve ser conduzida durante o processo de coleta dos dados para confirmar e fornecer evidências de que os requisitos de qualidade dos dados para a aplicação pretendida foram cumpridos (ABNT, 2009b).

Devido à natureza iterativa da ACV, pode haver um refinamento da fronteira do sistema de acordo com os critérios estabelecidos na definição do escopo. Segundo a NBR ISO 14.044 (2009), decisões de dados a serem incluídos devem se basear numa análise de sensibilidade para determinar a sua significância. A análise de sensibilidade pode resultar na exclusão de estágios ou processos unitários, exclusão de entradas e saídas devido a falta de significância para o estudo ou a inclusão de processos ou dados que a análise de sensibilidade mostrou ser significativa.

Outra questão importante é que muitos processos considerados na fronteira do sistema são compartilhados com outras cadeias de suprimento. Com isso é necessário encontrar uma forma de alocar as intervenções ambientais entre essas cadeias. Isto pode ser particularmente controverso, especialmente quando os processos em questão fornecem mais de uma função ou produto. Em alguns casos a alocação pode ser evitada com a expansão do sistema, sendo esta abordagem recomendada pela ISO (CLIFT et al., 2000; ABNT, 2009b).

2.3.1.3. Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV)

O inventário contém uma grande quantidade de informações numéricas detalhadas, sendo que a análise ou comparação é raramente clara a partir do inventário sozinho (CLIFT et al., 2000). Segundo a NBR ISO 14.044 (2009), a AICV é a fase da ACV destinada para compreender e avaliar a magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um produto ou sistema, utilizando os resultados do ICV. Esta fase é dividida em elementos obrigatórios e opcionais, como ilustrado na Figura 4.

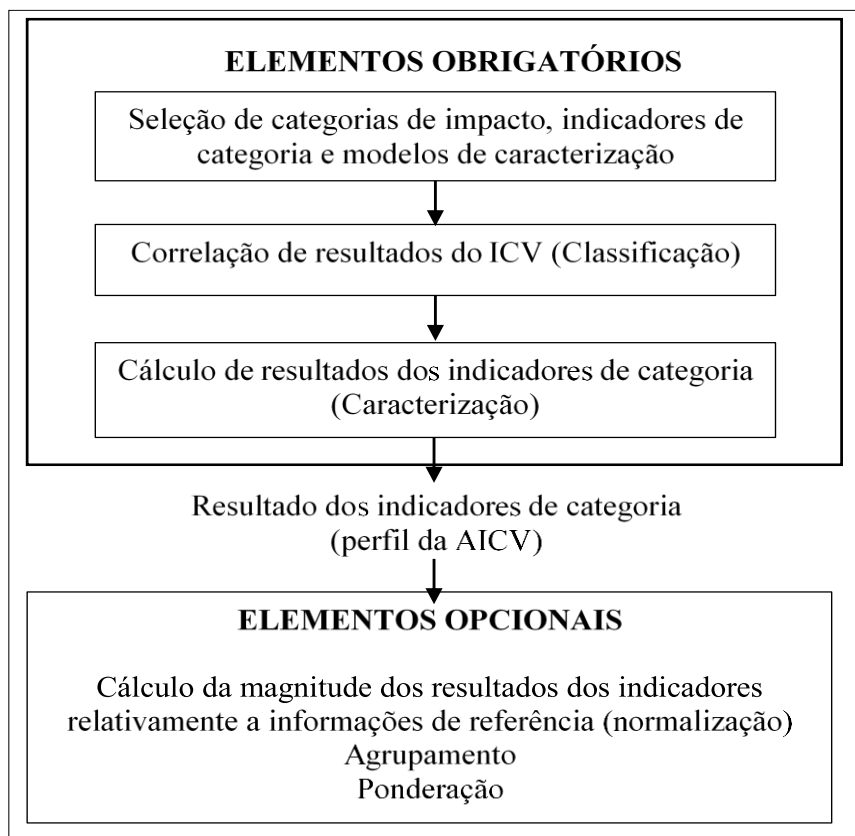


Figura 4: Elementos de uma AICV.
Fonte: ABNT (2009a).

A seleção das categorias de impacto, dos indicadores de categoria e os modelos para quantificar as contribuições de diferentes entradas e emissões para as categorias de impacto devem ser consistente com o objetivo e escopo da ACV (ABNT, 2009b). Na Tabela 3 são apresentadas as principais categorias de impacto, os resultados do ICV relacionados a cada categoria e os modelos de caracterização.

Tabela 3: Principais categorias de impacto utilizadas em uma ACV.

Categoria de Impacto	Resultado do ICV	Fator de Caracterização	Unidade do resultado do indicador
Depleção de Recursos Abióticos	Extração de minerais e combustíveis fósseis	Potencial de Depleção Abiótica (ADP) para cada extração de minerais	[kg Sb eq.]
Mudanças Climáticas	Emissões de gases de efeito estufa para o ar	Potencial de Aquecimento Global (GWP) para cada emissão de gás de efeito estufa para o ar (em kg CO ₂ eq./ kg de emissão)	[kg CO ₂ eq.]

Depleção do ozônio estratosférico	Emissões de gases que destroem o ozônio do ar	Potencial de Depleção de Ozônio em regime permanente para cada emissão para o ar (em kg CFC-11 eq./ kg de emissão)	[kg CFC-11 eq.]
Toxicidade Humana	Emissão de substâncias tóxicas para o ar, água e solo	Potencial de Toxicidade Humana (HTP) para cada emissão de substância tóxica (em kg 1,4-Diclorobenzeno eq./ kg de emissão)	[kg 1,4-Diclorobenzeno eq.]
Ecotoxicidade Aquática de Água Doce	Emissão de substâncias tóxicas para o ar, água e solo	Potencial de Toxicidade Aquática de Água Doce (FAETP) para cada emissão de substância tóxica (em kg 1,4-Diclorobenzeno eq./ kg de emissão)	[kg 1,4-Diclorobenzeno eq.]
Ecotoxicidade Terrestre	Emissão de substâncias tóxicas para o ar, água e solo	Potencial de Toxicidade Terrestre (TETP) para cada emissão de substância tóxica (em kg 1,4-Diclorobenzeno eq./ kg de emissão)	[kg 1,4-Diclorobenzeno eq.]
Acidificação	Emissão de substâncias acidificantes para o ar	Potencial de Acidificação (AP) para cada emissão acidificante (em kg SO ₂ eq./ kg de emissão)	[kg SO ₂ eq.]
Eutrofização	Emissões de nutrientes para ar, água e solo	Potencial de Eutrofização (EP) para cada emissão eutrofizante (em kg PO ₄ eq./ kg de emissão)	[kg PO ₄ eq.]

Fonte: Adaptado GUINÉE (2002).

A etapa de classificação compreende a identificação e alocação dos dados relevantes do inventário para as categorias específicas de impacto. Em alguns casos um tipo de carga ambiental pode estar associada a mais de uma categoria de impacto (MCDUGALL et al., 2001).

Na etapa de caracterização os resultados do inventário são convertidos em unidades comuns, utilizando fatores de caracterização, e os que representam a mesma categoria de impacto são agregados em um indicador (ABNT, 2009b). Por exemplo, no caso do aquecimento global, o indicador mais usado é o Potencial de Aquecimento Global expresso em equivalentes de CO₂. Neste caso, cada gás do inventário é convertido em

equivalentes de CO₂ com base em um fator de caracterização específico e somados, resultando em um indicador total (MCDOUGALL et al., 2001).

Os elementos opcionais podem ser usados dependendo do objetivo e escopo do estudo. Pode-se citar:

- Normalização: tem por objetivo compreender melhor a magnitude relativa dos impactos nas diferentes categorias com valores de referência. Um exemplo de um valor de referência é a contribuição total para uma categoria de impacto por uma nação (CLIFT et al., 2000).
- Agrupamento: Esta etapa inclui a classificação e possivelmente um ranqueamento dos indicadores (ABNT, 2009b).
- Ponderação: tem o objetivo de converter e possivelmente agregar resultados de indicadores das categorias de impacto resultando em um único resultado (ABNT, 2009b). Esta é a etapa mais subjetiva de uma ACV, sendo baseada em julgamentos de valor (MCDOUGALL et al., 2001).

2.3.1.4. Interpretação

A interpretação do ciclo de vida é a fase final do procedimento da ACV, na qual os resultados de um ICV e/ou de uma AICV são avaliados e discutidos como base para conclusões e recomendações aos tomadores, consistentes com o objetivo e escopo do estudo (ABNT, 2009a).

De acordo com a NBR ISO 14.044 (2009), a fase de interpretação do ciclo de vida compreende vários elementos, como:

- A identificação de problemas significativos, baseado nos resultados das fases do ICV e AICV;
- Avaliação do estudo, considerando verificações de completeza, sensibilidade e consistência;
- Conclusões, limitações e recomendações.

O objetivo da identificação de problemas significativos é incluir quaisquer implicações dos métodos utilizados e das suposições feitas nas fases anteriores, como

regras de alocação, decisões de corte, escolha de indicadores e métodos de caracterização (MCDOUGALL et al., 2001).

A avaliação do estudo tem o objetivo de aumentar a confiança e a confiabilidade dos resultados da ACV. Para isso, são realizadas verificações de completeza (para garantir que todas as informações e dados relevantes para interpretação estejam disponíveis e completos), de sensibilidade (para avaliar a confiabilidade dos resultados e conclusões finais determinando como eles são afetados pelas incertezas do estudo) e de consistência (para determinar se as suposições, métodos e dados são consistentes com o objetivo e escopo do estudo) (MCDOUGALL et al., 2001; ABNT, 2009b).

O objetivo da última fase da interpretação é tirar conclusões, identificar as limitações e elaborar recomendações para o público-alvo do estudo, com base nas informações coletadas nas fases anteriores da ACV e combinadas com os resultados das etapas anteriores desta fase (GUINÉE, 2002).

2.3.2. FORÇAS E LIMITAÇÕES DO ENFOQUE DO CICLO DE VIDA

A ACV é uma ferramenta analítica que engloba todas as entradas e emissões de diversos estágios do ciclo de vida associados ao produto, ou serviço, desde a aquisição do material, através da produção, fase de uso e manejo dos resíduos. Isto não inclui somente entradas ou emissões diretas, mas também as entradas e emissões indiretas (MCDOUGALL et al., 2001). De acordo com Curran (2014), sem o pensamento do ciclo de vida, nos arriscamos em focar nos problemas ambientais que demandam nossa atenção imediata, ignorando ou desvalorizando problemas que podem acontecer tanto em outro lugar como de outras formas.

A ACV fornece uma perspectiva sistêmica das questões ambientais e de recursos para um ou mais sistemas de produto. Essa perspectiva sistêmica possibilita a comparação de diferentes opções e a identificação de áreas onde melhorias ambientais podem ser realizadas (MCDOUGALL et al., 2001; ABNT, 2009a).

Como todas as ferramentas de avaliação, a metodologia da ACV tem suas limitações. Para ser capaz de fazer uso sustentável da ACV é importante estar ciente dessas limitações da metodologia e entender que as informações ambientais geradas não são completas nem absolutamente objetivas ou precisas. O processo de padronização

internacional ajuda a reduzir o que pode parecer arbitrariedade da metodologia, mas deixa muito para interpretação da pessoa que está realizando a análise. Como resultado, os estudos de ACV são criticados por produzirem resultados diferentes para aparentemente os mesmos produtos, ou serviços (CURRAN, 2014; EKVALL et al., 2007).

Como a ACV emprega um sistema de balanço e unidade funcional para agregar o uso de recursos, resíduos sólidos e emissões ao longo do tempo e do espaço, não é capaz de avaliar os efeitos ambientais reais do produto, ou sistema de serviço. A norma NBR ISO 14.040 (2009) adverte especificamente que a ACV não prevê impactos ambientais absolutos ou precisos. Os impactos ambientais são normalmente definidos como “impactos potenciais”, pois os reais efeitos ambientais das emissões e resíduos dependem de quando, onde e como elas são liberadas no meio ambiente (GUINÉE, 2002; MCDOUGALL et al., 2001).

A disponibilidade de dados pode ser outra limitação, pois na prática os dados são frequentemente obsoletos, incomparáveis e de qualidade desconhecida. Apesar de base de dados estarem sendo desenvolvidas em vários países, e o seu formato padronizado (GUINÉE, 2002).

Além disso, outra característica da metodologia que pode ser percebida como uma limitação é que os estudos de ACV não contemplam as dimensões sociais e econômicas, se alguém está interessado em entender esses aspectos deve aplicar outras ferramentas. Isto às vezes é visto como um elemento que falta, ou uma limitação, da ACV, mas também pode ser entendido como uma expectativa irrealista do que a ACV pretende fazer. Claramente, nenhuma ferramenta pode fazer tudo, sendo necessário uma combinação de ferramentas com forças complementares para uma gestão ambiental completa (CURRAN, 2014; MCDOUGALL et al., 2001).

2.3.3. BANCO DE DADOS E *SOFTWARES* DISPONÍVEIS PARA A ACV

Uma dificuldade básica nos estudos de ACV é a elevada quantidade de dados necessários à sua execução (RODRIGUES et al., 2008). A partir da década de 80 incentivos das legislações ambientais em alguns países permitiram o desenvolvimento e

a criação de banco de dados para ACV particularmente na Europa, que foi e, ainda é, o centro das pesquisas na área (ARAÚJO, 2013)

Para o estabelecimento dos bancos de dados é necessário uma mutua colaboração entre os usuários potenciais da ACV, em especial entre a academia, empresas e governo. O governo deve definir políticas públicas sobre a forma de condução dos trabalhos, a importância e sua necessidade. As empresas devem disponibilizar dados sobre a cadeia produtiva dos produtos. E a academia tem a função principal de capacitar recursos humanos e auxiliar na criação das bases de dados. Sem este comprometimento mútuo, a adoção da ACV fica sujeita ao desuso pela inviabilidade técnica e econômica. (SILVA, 2012).

Curran (2006) apresenta uma lista de alguns banco de dados, dos quais destacam-se os seguintes na Tabela 4.

Tabela 4: Principais bancos de dados.

Banco de dados	Endereço na Internet	Região dos dados
Australian LCI Data Project	www.cfd.rmit.edu.au/programs/life_cycle_assessment/life_cycle_inventory	Austrália
BUWAL 250	www.umwelt-schweiz.ch/buwal/eng/	Suíça
Canadian Raw Materials Database	www.uwaterloo.ca/canadian-raw-materials-database/	Canadá
Dutch Input Output	www.pre.nl	Holanda
Ecoinvent	www.ecoinvent.org/	Mundial, Europa e Suíça
Franklin US LCI	www.fal.com/	Estados Unidos
German Network on LCI Data	www.lci-network.de/cms/content.html	Alemanha
IVAM LCA Data	www.ivam.uva.nl/	Holanda
LCA Food	www.lcafood.dk/	Dinamarca
US LCI Database	www.nrel.gov/lci	Estados Unidos

Fonte: Adaptado de Curran (2006) e Paiva (2016)

Relativamente poucos países têm um banco de dados de ICV abrangente e confiável. Dessa forma, ao se realizar uma ACV em outras regiões que não aquela para a qual foi construído o inventário do processo no banco de dados, há que se avaliar a aplicabilidade desses dados para essas regiões, considerando-se as similaridades e diferenças dos aspectos geográficos e tecnológicos locais (ARAÚJO, 2013; RODRIGUES et al., 2008). Devido à escassez de dados locais, alguns estudos de ACV realizados na América Latina utilizam-se de dados de outros países. No entanto, estes

estudos de ACV baseados em dados não locais de ICV podem apresentar resultados imprecisos (DE EICKER et al., 2010).

No Brasil o desenvolvimento de banco de dados iniciou-se em 2006, com o apoio do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) e o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), através do programa de “Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira”. Com esse, foram elaborados os inventários do diesel brasileiro, da energia elétrica gerada pela usina de Itaipu, e outros (ARAÚJO, 2013).

Os bancos de dados são inseridos nos *softwares* (que podem conter vários bancos de dados) que auxiliam na execução dos estudos de ACV. Estes *softwares* permitem o processamento dos dados de forma mais fácil, rápida e imparcial, a realização de análises de impactos ambientais e comparações entre ciclo de vida de produtos com maior confiabilidade (RODRIGUES et al., 2008; SILVA, 2012).

Alguns softwares de ACV são gratuitos, entretanto, os mais complexos são comerciais. A Tabela 5 apresenta os softwares mais utilizados.

Tabela 5: Principais *Softwares* de ACV.

Software	Endereço na Internet	Disponibilidade
CML	www.cmlca.eu	Taxa de utilização somente para uso comercial
GaBi	www.pe-international.com	Taxa de utilização
SimaPro	www.simapro.com	Taxa de utilização
Umberto	www.ifu.com/umberto	Taxa de utilização

Fonte: Adaptado de Curran (2006), Araújo (2013) e Paiva (2016).

2.3.4. GaBi

O GaBi é um software de modelagem e avaliação de sistemas de produtos que apareceu pela primeira vez no mercado em 1992, desenvolvido e distribuído por uma empresa alemã (HERRMANN e MOLTESEN, 2015). O GaBi suporta todas as fases de uma ACV, desde a coleta e organização dos dados até a apresentação dos resultados. O GaBi automaticamente rastreia todos os fluxos de materiais, energia e emissões, contabilizando o desempenho em dezenas de categorias de impacto ambiental, bem como valores monetários definidos, tempo de trabalho e questões sociais.

Com uma arquitetura modular e parametrizada, o GaBi permite uma rápida modelagem, mesmo em processos complexos e diferentes opções de produção. O cálculo

de impactos potenciais e outras importantes quantidades de um produto de sistema é baseado em planos, que representam o sistema com suas fronteiras. Os planos são compostos por processos, que representam as atividades do sistema em estudo. Os fluxos representam todos os materiais e energia que são transportados entre os processos e também definem as entradas e saídas do sistema (PE INTERNATIONAL, 2018).

Segundo Ferreira (2004), as principais características do *software* GaBi são:

- É baseado num conceito modular. Isto significa que planos, processos, fluxos e suas funcionalidades estabelecem unidades modulares;
- Dados de análise de impacto, inventário e modelos de ponderação estão separados para que os módulos sejam facilmente manuseados e depois interligados para o cálculo da ACV;
- Várias fases do ciclo de vida, como produção, utilização e disposição, podem ser modificados separadamente.

2.3.5. ACV APLICADA AOS SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

No processo de tomada de decisão um dos muitos parâmetros a se avaliar na gestão dos resíduos são os aspectos ambientais das diferentes opções de tratamento, ou das soluções técnicas adotadas, além da avaliação dos aspectos técnicos e econômicos. Existem muitas ferramentas para avaliação dos impactos ambientais, mas uma das mais usadas é a ACV (BANAR et al., 2009; EKVALL et al., 2007). De acordo com Manfredi et al. (2011), o conceito do pensamento do ciclo de vida e o uso de ferramentas quantitativas, como a ACV, pode fornecer um suporte de base científica para uma tomada de decisão mais ambientalmente sustentável na gestão dos resíduos sólidos.

Particularmente desde os anos 1990, o interesse na ACV cresceu rapidamente e recentemente tornou-se popular na avaliação dos sistemas de gestão dos resíduos, sendo muito utilizada por diversos autores para avaliar e comparar diferentes tecnologias e cenários destes sistemas, auxiliando na identificação das principais áreas que necessitam de possíveis melhorias (ALLESCH e BRUNNER, 2014; CLEARY, 2009; YAY, 2015). A ACV também ganhou aceitação como uma ferramenta de planejamento e elaboração

de políticas na gestão dos resíduos sólidos, com o seu uso bem estabelecido no processo de tomada de decisão (EKVALL et al., 2007; LEME et al., 2014).

Para auxiliar na coleta, organização e análise dos dados, foram desenvolvidos diversos modelos computacionais de ACV com foco na gestão dos resíduos (CLEARY, 2009; COELHO e LANGE, 2016). Segundo Winkler e Bilitewski (2007), os modelos permitiram os tomadores de decisão e gestores dos resíduos a usarem a ACV para seus sistemas específicos de gerenciamento de resíduos sem profundo conhecimento da metodologia e possibilitou que estes entendessem como as mudanças no sistema afetam os impactos ambientais por meio da análise de cenários.

De acordo com Laurent et al. (2014), os estudos de ACV aplicados a sistemas de gestão dos resíduos sólidos são na grande maioria limitados aos países desenvolvidos. Estes estudos têm maior foco na avaliação do gerenciamento de resíduos domésticos, que abrange a coleta, transporte, triagem, pré-tratamentos térmicos, biológicos, mecânicos, e químicos, reciclagem, reutilização e aterro sanitário. Por outro lado, poucos estudos se concentram em sistemas de prevenção de resíduos.

Nos países em desenvolvimento, a falta de dados primários e da representatividade do conceito do pensamento do ciclo de vida são provavelmente as principais razões para o número limitado de estudos publicados nestes locais. Alguns exemplos de estudos realizados no Brasil são os de Coelho e Lange (2016) e Liikanen et al. (2018), que avaliaram diferentes estratégias para determinar um caminho para uma gestão dos RSU mais ambientalmente sustentável, para as cidades do Rio de Janeiro e São Paulo, respectivamente. Segundo estes autores, o aterramento de todas as frações de resíduos é geralmente a pior estratégia do ponto de vista ambiental, que demonstra a necessidade de avaliar e implementar novas estratégias na gestão dos RSU que sejam mais ambientalmente favorável.

Mendes et al. (2003), avaliaram os impactos ambientais do tratamento de resíduos orgânicos em São Paulo, comparando três métodos diferentes (aterro, compostagem e digestão anaeróbica). Tanto a compostagem como a digestão anaeróbica tiveram menores impactos ambientais do que o aterro sanitário, com exceção do potencial de acidificação onde a compostagem apresentou maior potencial de impacto. Em outro estudo, ou seja, Mendes et al. (2004), os mesmos autores usaram a ACV para comparar os impactos ambientais do aterro sanitário e da incineração de RSU para São Paulo. Verificou-se que o aterro sanitário teve maiores impactos ambientais do que a incineração. No entanto, as

diferenças não foram grandes, pois a produção de eletricidade a partir dos RSU não produziu uma quantidade significativa de emissões evitadas devido à estrutura do setor de produção de eletricidade no Brasil, onde a grande maioria da eletricidade é produzida por hidrelétricas.

No entanto, apesar do número grande de estudos ACV em gestão dos resíduos sólidos, não há um consenso sobre a melhor estratégia de tratamento dos resíduos, pois os resultados da ACV são dependentes do contexto e das especificidades locais (COELHO e LANGE, 2016).

3. METODOLOGIA

3.1. SISTEMATIZAÇÃO DOS CENÁRIOS

O processo decisório é feito com base na análise e avaliação de diferentes cenários de gerenciamento de resíduos sólidos. Na construção dos cenários a situação atual ou inicial deve ser analisada para identificação dos elementos chaves que fazem parte do sistema de manejo dos resíduos.

Na definição dos cenários foi considerado o sistema de gerenciamento de resíduos adotado no Distrito Federal no ano de 2017. As principais etapas verificadas foram a coleta, tratamento dos resíduos, recuperação de materiais e disposição final. Uma descrição detalhada do atual sistema de gerenciamento dos resíduos e os cenários propostos são apresentados no Capítulo 4.

Para proposição de novos cenários foram consideradas as metas do Plano Nacional dos Resíduos Sólido e também as experiências relatadas na literatura científica quanto aos processos tecnológicos disponíveis para tratamento e disposição final dos RSU.

3.2. METODOLOGIA ACV

A ACV foi realizada seguindo as diretrizes da NBR ISO 14040 (2009) e NBR ISO 14044 (2009). O objetivo do estudo, as fontes de dados e as suposições são detalhadas nas seções a seguir.

3.2.1. OBJETIVO E ESCOPO DA ACV

O objetivo principal da ACV foi avaliar a gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gerados no Distrito Federal (DF), comparando o desempenho ambiental dos diferentes cenários e, conseqüentemente, das diferentes formas de tratamentos adotadas nos mesmos.

A definição do escopo compreende a unidade funcional, a fronteira do sistema e as categorias de impacto. Dessa forma, a seguir são apresentados com maiores detalhes os elementos que constituem o escopo da ACV deste estudo.

3.2.1.1. Unidade Funcional

A unidade funcional adotada foi o manejo dos RSU gerados no ano de 2017 no Distrito Federal, que inclui a coleta dos resíduos domiciliares, comerciais e a coleta seletiva. Segundo o Relatório de atividade do Serviço de Limpeza Urbana, no ano de 2017 foram coletadas 859.199 toneladas (SLU, 2017).

3.2.1.2. Fronteira do Sistema

A Figura 5 apresenta a fronteira e o diagrama dos fluxos dos cenários deste estudo. A fronteira do sistema inclui as alternativas de tratamento (reciclagem, compostagem e aproveitamento energético) e a disposição final dos resíduos (aterro sanitário). As emissões diretas das operações e as indiretas da aquisição de materiais, como combustíveis e eletricidade, foram consideradas.

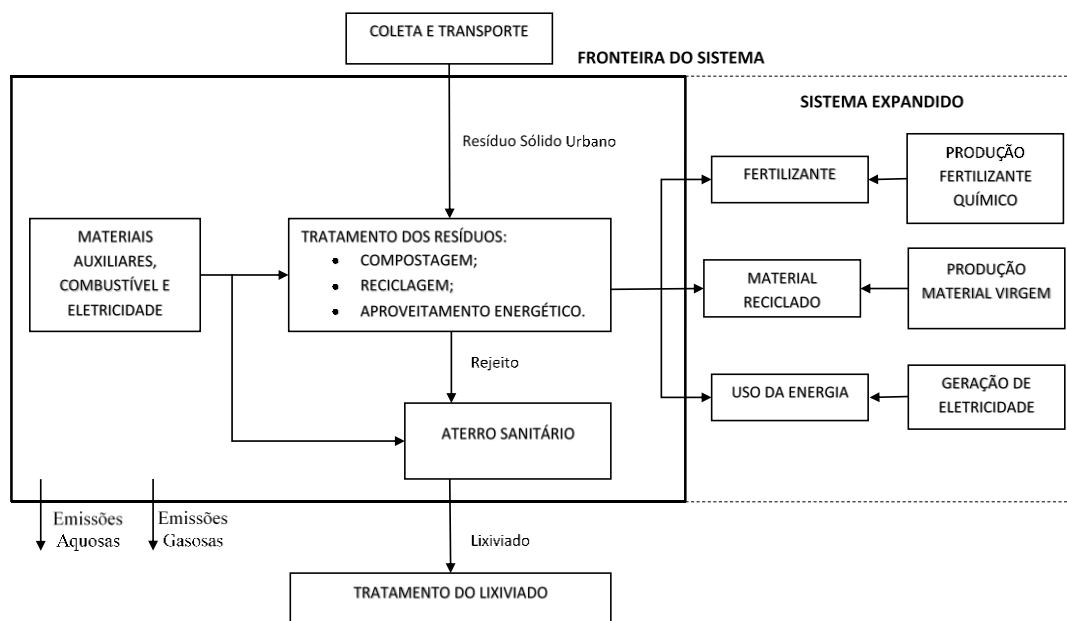


Figura 5: Fronteira do sistema do estudo.

Para evitar alocação entre as saídas, como aconselhado na norma NBR ISO 14.044 (2009), uma expansão do sistema foi utilizada para contabilizar os créditos obtidos pelos materiais secundários gerados nos diferentes tratamentos dos RSU. Dessa forma, a substituição dos materiais virgens pelo reciclado, a substituição do fertilizante inorgânico pelo composto produzido na compostagem e a substituição da energia elétrica do mix brasileiro pela energia gerada do biogás foram consideradas na Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida (AICV).

As emissões produzidas pela construção das unidades de tratamento não são estimadas neste estudo. Outros estudos como Assamoi e Lawryshyn (2012) e Mendes et al. (2004) tem suposições similares, considerando que estas emissões são pequenas quando comparadas com as emissões devido ao uso dessas unidades.

3.2.2. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

Na etapa do ICV as principais entradas e saídas do sistema de gerenciamento dos RSU foram identificadas e quantificadas. Os dados utilizados nesta fase são do atual cenário de manejo dos resíduos sólidos do DF, da literatura e da base de dados do Software GaBi (THINKSTEP, 2018). Os principais processos e referências considerados nos cálculos do ICV são detalhados a seguir.

3.2.2.1. Compostagem

Os dados utilizados na modelagem do sistema de compostagem são baseados em informações obtidas na literatura e na quantidade e composição dos resíduos coletados no Distrito Federal.

As emissões atmosféricas do processo de compostagem foram estimadas considerando uma composição química para os resíduos sólidos orgânicos, $C_{325}H_{519}O_{191}N_{15}S$, apresentada em Yay (2015). Nos cálculos 60% do carbono é convertido em CO_2 e o restante é convertido em biomassa. O vazamento de nitrogênio para o ar é estimado em 7,5% da quantidade de nitrogênio, sendo que 89% é NH_3 , 9% N_2O e 2% N_2 (FINNVEDEN et al., 2000; YAY, 2015). Assim, as emissões relacionadas

a compostagem de uma tonelada de resíduo sólido orgânico foram 1112 kg de CO₂ biogênico, 2,2 kg de NH₃ e 0,289 kg de N₂O.

Devido à natureza heterogênea da pilha do composto, uma quantidade de CH₄ pode ser formada em bolsas anaeróbicas em seu interior. No entanto, não há um consenso com relação a emissão do CH₄ formado (LOU e NAIR, 2009). Dessa forma, decidiu-se realizar uma análise de sensibilidade nos cenários que foi considerada a compostagem, para avaliar a influência de uma possível ineficiência do processo de compostagem. Nestes cenários foi considerado que 25% do carbono que seria emitido como CO₂ se transforma em CH₄.

O composto orgânico produzido na compostagem contém nutrientes que podem substituir o uso do fertilizante mineral produzido por processos industriais. A composição considerada para o composto produzido foi um valor médio das faixas de variação dos nutrientes (N e P) apresentadas em Boldrin et al. (2009). Dessa forma, os valores de N e P presentes no composto foram de 2,85 e 1,25 kg/ton de resíduo, respectivamente. Portanto, o material substituído foi um fertilizante inorgânico contendo uma quantidade equivalente destes nutrientes. Os dados do inventário do ciclo de vida dos fertilizantes inorgânicos foram obtidos do banco de dados do Software GaBi.

De acordo com Finnveden et al. (2000), o consumo de energia durante a compostagem é devido a demanda de eletricidade (54,4 MJ/ton de entrada no processo da compostagem) e o consumo de diesel nos equipamentos (555,5 MJ/ton de entrada no processo da compostagem).

3.2.2.2. Reciclagem

Na reciclagem, os RSU da coleta convencional e seletiva são separados em uma planta de triagem por processos manuais e mecânicos, a eficiência de recuperação considerada nesta triagem foi de 25% para a coleta convencional e de 95% na coleta seletiva. Segundo Bovea e Powell (2006), o impacto da triagem dos materiais recicláveis é, principalmente, devido ao consumo de energia elétrica usada nos equipamentos e durante a compressão dos materiais. O consumo de energia elétrica estimado para esse processo é de 5,9 kWh/ton.

A escolha dos materiais destinados para reciclagem que foram considerados neste estudo se baseou nas informações das cooperativas e dos dados disponíveis na literatura. Dessa forma, a reciclagem do papel, plásticos (LDPE e HDPE) e do alumínio foram consideradas. Os aspectos ambientais associados com a reciclagem foram calculados com base nos potenciais de redução (ou aumento) do consumo de energia e das emissões devido ao uso do material reciclado em vez do material virgem para fabricar novos produtos. Os dados associados a esse processo são apresentados na Tabela 6 normalizados por tonelada de material reciclado, onde os valores negativos significam que as emissões associadas para obtenção do material reciclado são maiores do que para obtenção do material virgem.

Tabela 6: consumo de energia e emissões devido a substituição do material virgem pelo reciclado, por tonelada de material reciclado.

	PAPEL	ALUMÍNIO	LDPE	HDPE
Consumo de Energia (GJ)	5,59	174,56	15,42	25,63
Emissões para o ar (g)				
CO	-89	61.377	1.020.100	320
CO ₂	-199.000	7.237.000	-	1.706.675
CH ₄	-475	15.853	5.610	-
NO ₂	-330	15.107	-	9.011
N ₂ O	-11,07	39,69	- 4.870	- 51,1
SO ₂	2.320	53.080	-	3.998
HCl	- 15,57	678,3	-	-
HF	- 1,78	60,5	-	0,99
Amônia	- 93,878	13,235	-	-
Cádmio	- 0,00082	0,25929	-	-
Chumbo	- 0,0151	1,0017	-	-
Mercúrio	- 0,00347	0,09858	-	-
Níquel	- 0,134	8,165	-	-
Zinco	- 0,0634	2,1204	-	-
Emissões para água (g)				
DBO	- 330	3,2793	-	- 2.265
DQO	47.660	81,53	-	- 4420
Alumínio	- 50,5	2.385,9	-	-
Amônio	-15,04	74,61	-	-
Arsênico	- 0,0959	4,831	-	0,11
Bário	- 9,77	341,71	-	-
Cádmio	- 0,00576	0,19226	-	- 0,034
Cloreto	- 15.860	50.090	-	702,1

Cromo	- 0,486	24,243	-	0,77
Cobre	- 0,2337	11,931	-	- 1,8
Cianeto	1.339,98	0,279	-	-
Ferro	- 40,9	844	-	-
Chumbo	- 0,393	13,174	-	0,5
Mercúrio	- 0,00015	0,004026	-	- 0,0043
Níquel	- 0,2401	12,126	-	0,31
Nitrato	- 853,93	89,61	-	8,94
Fosfato	- 23,12	141,8	-	-
Sulfureto	- 0,0754	1,9083	-	- 0,11
Zinco	- 0,494	24,447	-	-

Fonte: McDougall et al. (2001)

A quantidade de matéria primária substituída por cada tonelada de produto reciclado varia de acordo com o tipo de material e também depende da qualidade desse material que será reprocessado. Papel, plástico e metal são reciclados com uma taxa de perda de 17%, 28% e 5%, respectivamente (YAY, 2015).

3.2.2.3. Aterro sanitário

3.2.2.3.1. Emissões gasosas do aterro sanitário

Para modelar a quantidade e a composição do gás do aterro, gerado pela degradação anaeróbica da fração biodegradável dos RSU, foram utilizados dados disponíveis na literatura e a composição gravimétrica dos resíduos coletados no DF. Uma taxa de produção de 250 Nm³/ton de resíduos biodegradáveis de biogás foi adotada para o aterro sanitário. O componente principal do gás é o metano (CH₄), que normalmente equivale a 50-55%, seguido do dióxido de carbono (CO₂) que é praticamente responsável pelo volume restante. No entanto outros componente orgânicos voláteis também foram considerados (MCDOUGALL et al., 2001). Os componentes do gás do aterro e seus respectivos fatores de emissão adotados neste estudo são apresentados na Tabela 7, os valores apresentados estão normalizados para uma tonelada de RSO aterrado.

Tabela 7: Fatores de emissão dos gases do aterro sanitário.

Componente	Unidade	Fator de emissão
Metano (CH ₄)	kg	86,6
Dióxido de Carbono (CO ₂)	kg	218,3
1,1,1-Tricloroetano	g	135
1,2-Dicloroetano	g	37,5
Ácido Clorídrico (HCl)	g	16,2
Ácido Fluorídrico (HF)	g	3,25
Acrlonitrila	g	83
Benzeno	g	615
Clorobenzeno	g	258
Clorodifluorometano (HCFC-22)	g	2.772
Diclorodifluorometano (CFC-12)	g	5.624
Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S)	g	7,1
Diclorometano	g	7.032
Tetracloroetano	g	2.908
Tolueno	g	11.197
Tricloroetano	g	1.332
Triclorofluorometano (CFC-11)	g	452
Cloreto de Vinila	g	1.537

Fonte: Adaptado McDougall et al. (2001).

Se não houver um sistema para controle do gás gerado no aterro, todo o biogás produzido irá eventualmente ser emitido para a atmosfera. Segundo Hupponen et al. (2015), a eficiência de coleta do gás do aterro varia geralmente de 50% a 95%. O valor adotado para a eficiência da coleta do gás neste estudo foi de 75%, que é a eficiência padrão recomendada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Duas formas de tratamento do biogás coletado foram consideradas. Na forma mais simples de controle dos gases, o gás coletado é queimado no local para destruir as frações combustíveis e os componentes orgânicos traços presentes (MCDOUGALL et al., 2001). Na outra opção, o gás coletado é queimado em uma turbina à gás para gerar energia elétrica. O Poder Calorífico Inferior (PCI) considerado para o biogás foi de 17,7 MJ/m³, e a eficiência de conversão da turbina a gás de 30% (CHERUBINI et al., 2009; GUNAMANTHA e SARTO, 2012).

Nas duas alternativas de controle do gás do aterro o processo de combustão foi considerado completo, e todo o conteúdo de carbono dos gases é então emitido como CO₂. As principais emissões relacionadas a combustão do biogás nos queimadores e em uma turbina a gás são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Fatores de emissão da queima e do aproveitamento energético do biogás.

Componente	Unidade	Queima do biogás	Aproveitamento Energético
NO ₂	mg/m ³	100 ^b	61 ^a
SO ₂	mg/m ³	25 ^b	6 ^a
HCl	mg/m ³	12 ^b	38 ^a
HF	mg/m ³	0,02 ^b	-
Dioxinas	ng/m ³	0,1 ^c	0,6 ^a
Furanos	ng/m ³	1,8 ^c	1,2 ^a

Fonte: ^aMcDougall (2001); ^bCherubini et al. (2009); ^cEPA (1997).

3.2.2.3.2. Emissões líquidas do aterro sanitário

Para as emissões aquosas do aterro sanitário considerou as características dos lixiviados dos principais aterros sanitários brasileiros. A Tabela 9 apresenta as variações dos principais parâmetros químicos do lixiviado no Brasil e o valor adotado na modelagem, que é um valor médio da faixa mais provável de variação.

Tabela 9: variação média da composição do lixiviado gerado em aterro brasileiros.

Parâmetro	Unidade	Faixa Máxima	Faixa Mais Provável	Valor Adotado
DBO	mg/L de O ₂	<20 – 30.000	<20 - 8.600	4.300
DQO	mg/L de O ₂	190 – 80.000	190 - 22.300	11.250
N-amoniacal	mg/L de N	0,4 – 3.000	0,4 - 1.800	900
N-orgânico	mg/L de N	5 – 1.200	400 - 1.200	800
N-nitrito	mg/L de N	0 – 50	0 - 15	7,5
N-nitrato	mg/L de N	0 – 11	0 - 3,5	1,75
P-total	mg/L	0,1 – 40	0,1 - 15	7,5
Cobre	mg/L	0,005 – 0,6	0,05 - 0,15	0,1
Níquel	mg/L	0,03 – 1,1	0,03 - 0,5	0,265
Cromo	mg/L	0,003 – 0,8	0,003 - 0,5	0,25
Cádmio	mg/L	0 – 0,26	0 - 0,065	0,0325
Chumbo	mg/L	0,01 – 2,8	0,01 - 0,5	0,255
Zinco	mg/L	0,01 – 8,0	0,01 - 1,5	0,755

Fonte: Adaptado de Gomes (2009).

Neste estudo foi considerado que são produzido 150 litros de lixiviado por tonelada de resíduo aterrado (MCDUGALL et al., 2001). Foi assumido também que 80% do lixiviado do aterro é coletado e transportado para uma unidade de tratamento e os 20% restante irá vazar diretamente para os corpos aquáticos. Não foram incluídos o uso de recursos ou emissões relacionadas a esse transporte, como considerado por Finnveden et al. (2000) e Yay (2015).

3.2.2.4. Combustível e energia elétrica

Os dados relativos ao uso do combustível e da energia elétrica foram obtidos do banco de dados do *software* GaBi. Os dados de geração da energia elétrica são referentes a matriz elétrica brasileira do ano de 2014, com as proporções apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10: Matriz elétrica brasileira.

Fonte	Percentual (%)
Nuclear	2,61
Lignito	1,34
Carvão	3,19
Gás Natural	13,74
Derivados do Petróleo	6
Biomassa	7,7
Biogás	0,09
Hidrelétrica	63,26
Eólica	2,07

Esses dados também foram utilizados para calcular as emissões evitadas pelo aproveitamento energético do gás do aterro.

3.2.3. AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DO CICLO DE VIDA – AICV

A modelagem do estudo foi realizada com o *software* GaBi e foi adotada a metodologia de avaliação de impactos CML 2001. Dessa forma, os resultados do ICV são traduzidos em contribuições para as categorias de impacto. Neste estudo as categorias de impacto ambiental incluídas foram: potencial de aquecimento global, potencial de acidificação, potencial de toxicidade humana, potencial de eutrofização e potencial de ecotoxicidade aquática de água doce.

3.3. MODELAGEM NO SOFTWARE GaBi

Os dados obtidos no levantamento de todos os fluxos de entrada e saída associados ao sistema, realizado na etapa do ICV (descrito na seção 3.2.2), foram utilizados na modelagem dos processos no *Software* GaBi. A Figura 6 apresenta o fluxograma geral da modelagem da Gestão dos Resíduos Sólidos no DF.

Gestão dos Resíduos Sólidos no DF

Plano de processo GaBi/Quantidades de referência

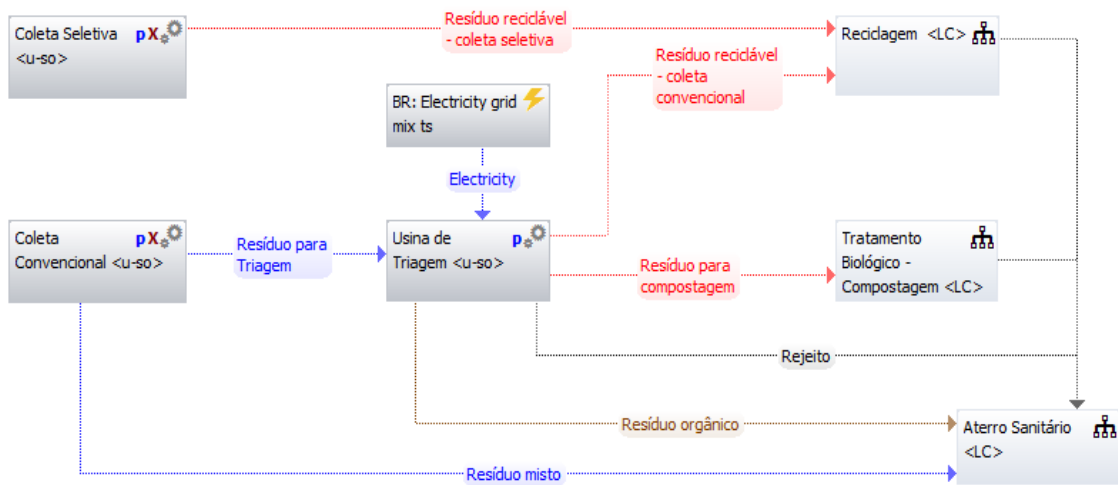


Figura 6: Modelo construído no GaBi para o estudo dos cenários de Gestão dos RSU no DF.

As quantidades dos materiais que entram e que saem, incluindo as emissões relacionadas aos processos, dependem das quantidades de resíduos que são direcionados para as diferentes formas de tratamento consideradas, estes fluxos variam para cada cenário.

Os detalhes dos planos que representam as diferentes formas de destinação dos resíduos consideradas neste estudo são apresentados nas figuras abaixo.

Tratamento Biológico - Compostagem

Plano de processo GaBi/Quantidades de referência

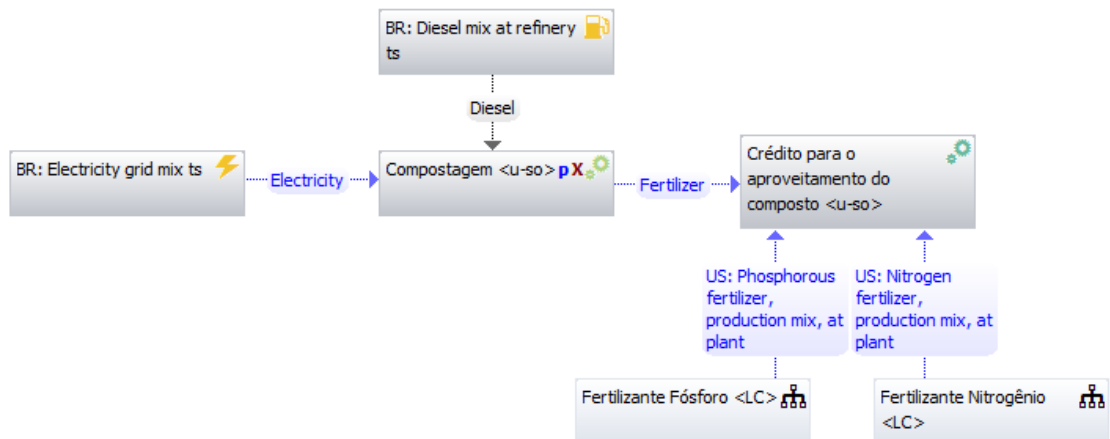


Figura 7: Plano da compostagem no GaBi.

Reciclagem

Plano de processo GaBi:Quantidades de referência

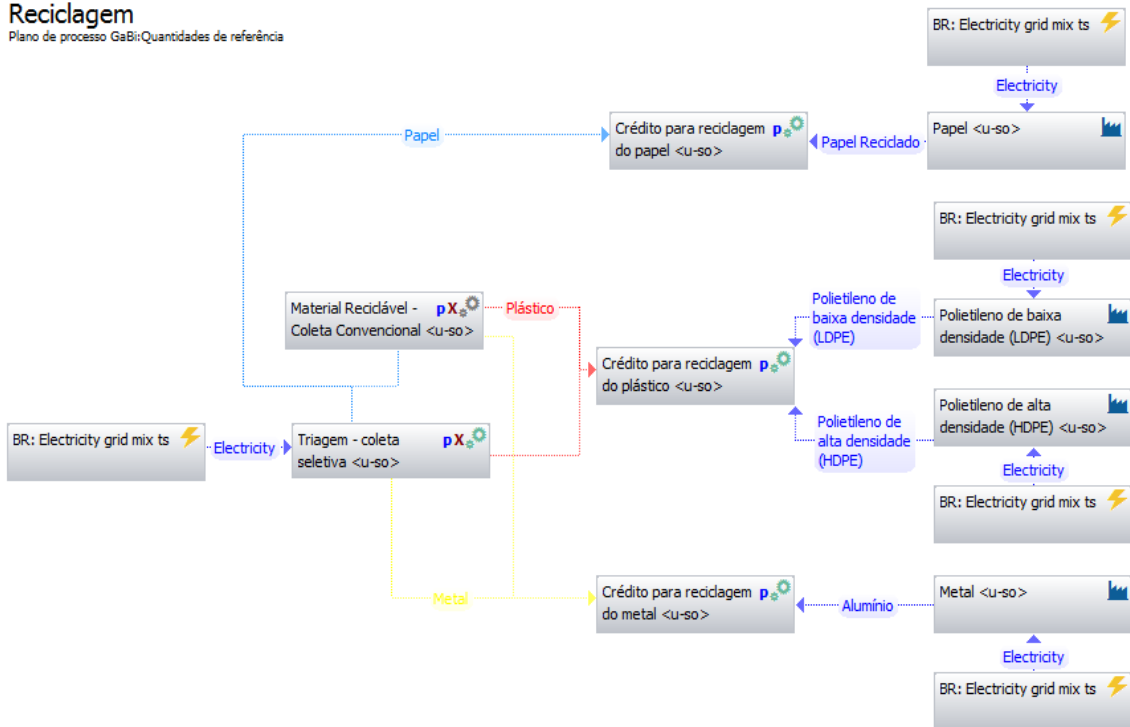


Figura 8: Plano da reciclagem no GaBi.

Aterro Sanitário

Plano de processo GaBi:Quantidades de referência

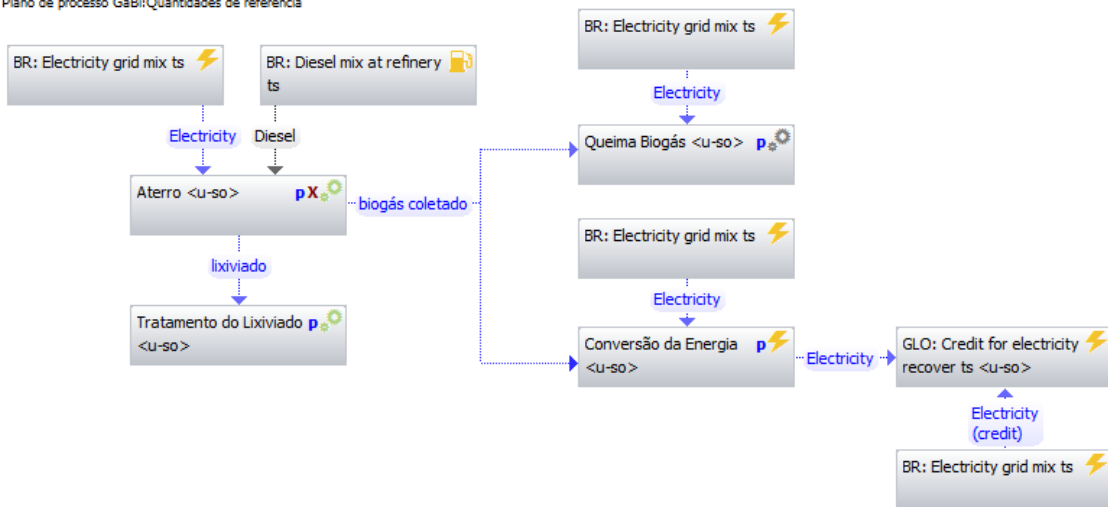


Figura 9: Plano do aterro sanitário na GaBi.

4. CENÁRIOS

4.1. DIAGNÓSTICO DA GESTÃO DOS RSU NO DISTRITO FEDERAL

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população estimada do Distrito Federal em 2017 foi de 3.039.444 habitantes, colocando Brasília como a terceira maior cidade do Brasil, atrás apenas de São Paulo e Rio de Janeiro (IBGE, 2018).

Com o crescimento da população um dos maiores desafios dos municípios é a destinação final das quantidades crescentes de resíduos sólidos, devendo os sistemas de limpeza urbana afastar o lixo das populações e dar destino ambientalmente e sanitariamente adequado (CHERUBINI et al., 2009). No Distrito Federal, o Serviço de Limpeza Urbana (SLU) é a autarquia do governo responsável pela limpeza, coleta, tratamento e disposição final dos resíduos sólidos urbanos em seu território.

4.1.1. MANEJO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO DF

O SLU realiza a coleta convencional e seletiva dos resíduos gerados no Distrito Federal. As estruturas do sistema de gestão adotado no DF e os fluxos médios dos resíduos em 2017, em toneladas por dia (t/dia), são apresentados na Figura 10.

A coleta convencional direciona os resíduos para duas usinas de tratamento mecânico-biológico, quatro unidades de transbordo e diretamente para o Aterro Controlado do Jóquei. O Aterro Sanitário de Brasília recebe os resíduos dos transbordo de Sobradinho e Brazlândia e os rejeitos das unidades de tratamento. Nas unidades de transbordo os resíduos são direcionados dos caminhões compactadores para carretas. Nas duas unidades de tratamento mecânico-biológico é realizada a retirada de materiais recicláveis (papel, papelão, plásticos, entre outros) e matéria orgânica para a compostagem, estas unidades possuem juntas uma capacidade de processamento de 850 t/dia.

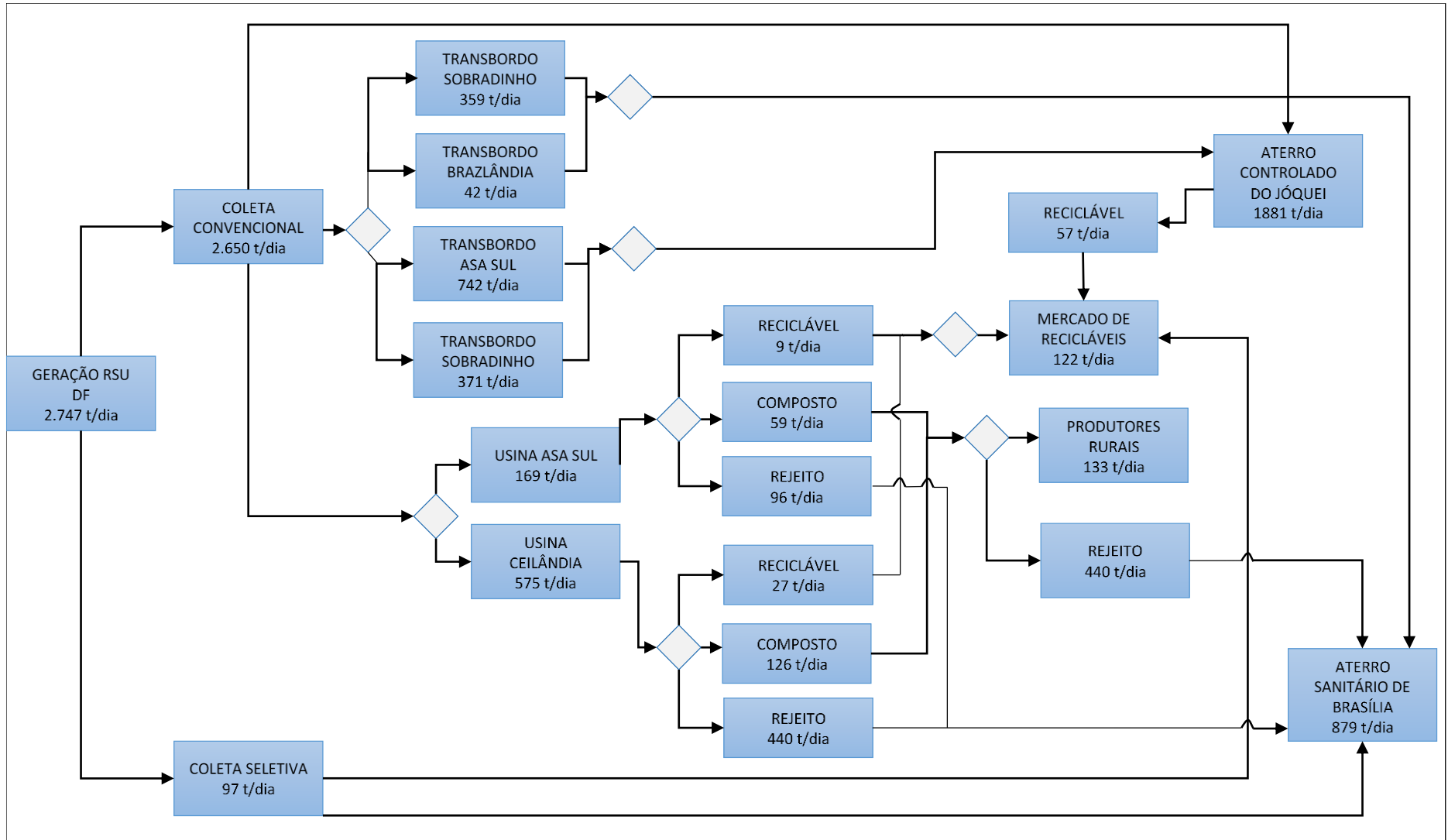


Figura 10: Fluxo dos Resíduos Sólidos Urbanos de 2017 no DF. Fonte: adaptado (SLU, 2017).

A coleta seletiva não é realizada em todas as Regiões Administrativas (RA) do DF. Em 2017, apenas 17 das 31 RAs foram atendidas, recolhendo-se em média 97 t/dia, que corresponde a aproximadamente 3,5% do total coletado. Ao todo foram encaminhadas para a reciclagem 122 t/dia, sendo que 36 t/dia originadas nas usinas da Asa Sul e Ceilândia, 57 t/dia das organizações de catadores que trabalham no Aterro Controlado do Jóquei e 29 t/dia da coleta seletiva (SLU, 2017).

De acordo com o relatório anual de atividades do SLU, em 2017 foram coletadas 829.229 toneladas de resíduos sólidos domiciliares e de varrição e aterradas 810.339, sendo 557.635 encaminhadas ao Aterro Controlado do Jóquei e 252.704 aterradas no Aterro Sanitário de Brasília. O volume de resíduos aterrados no Aterro Controlado do Jóquei vêm diminuindo a cada ano. Em 2017 a redução foi ainda mais expressiva devido a inauguração do Aterro Sanitário de Brasília, quando a taxa de disposição final em aterro sanitário atingiu o índice de 31%. Entretanto, com o fechamento completo do Aterro Controlado do Jóquei no início de 2018 o Aterro Sanitário de Brasília passou a ser o único local no Distrito Federal para disposição final dos RSU coletados.

Nas usinas de tratamento mecânico-biológico foram processadas 233.595 toneladas de resíduos no decorrer do ano. E por meio da coleta seletiva foram recolhidas 29.970 toneladas de materiais recicláveis. A taxa de recuperação dos resíduos coletados atingiu o índice de 10,72%.

4.1.2. CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DO DISTRITO FEDERAL

Com o objetivo de aperfeiçoamento dos serviços, o SLU realizou um estudo de caracterização dos resíduos sólidos em 16 RAs do Distrito Federal. Os respectivos percentuais do material potencialmente reciclável, rejeito e material orgânico da coleta convencional e da coleta seletiva das Regiões Administrativas selecionadas são apresentados nas Figuras 11 e 12, respectivamente.

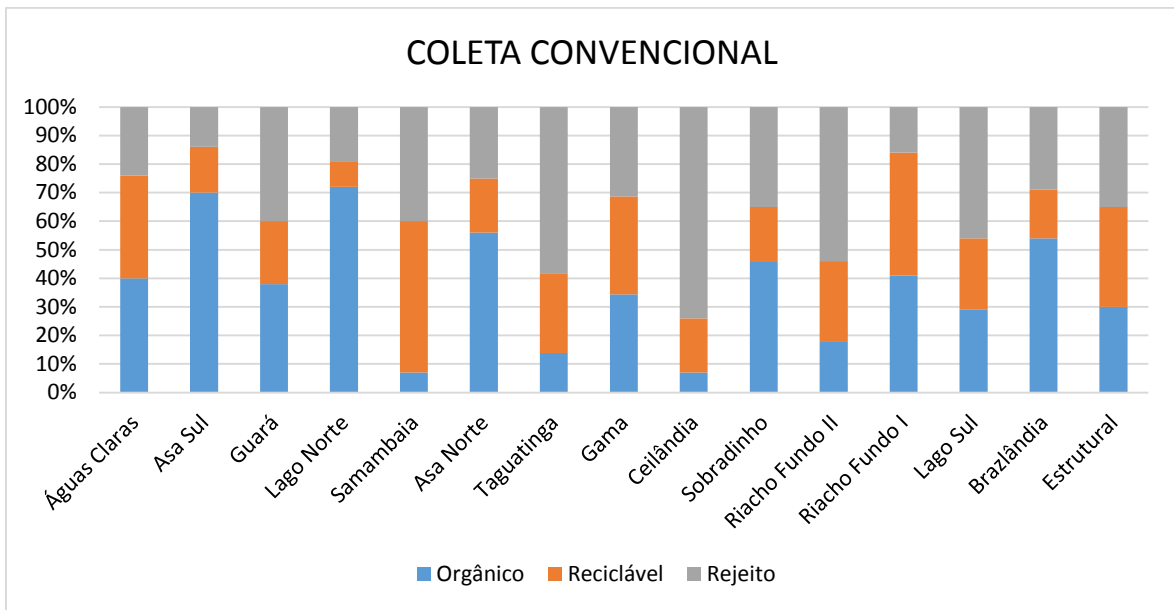


Figura 11: Caracterização do Resíduo do Coleta Convencional.

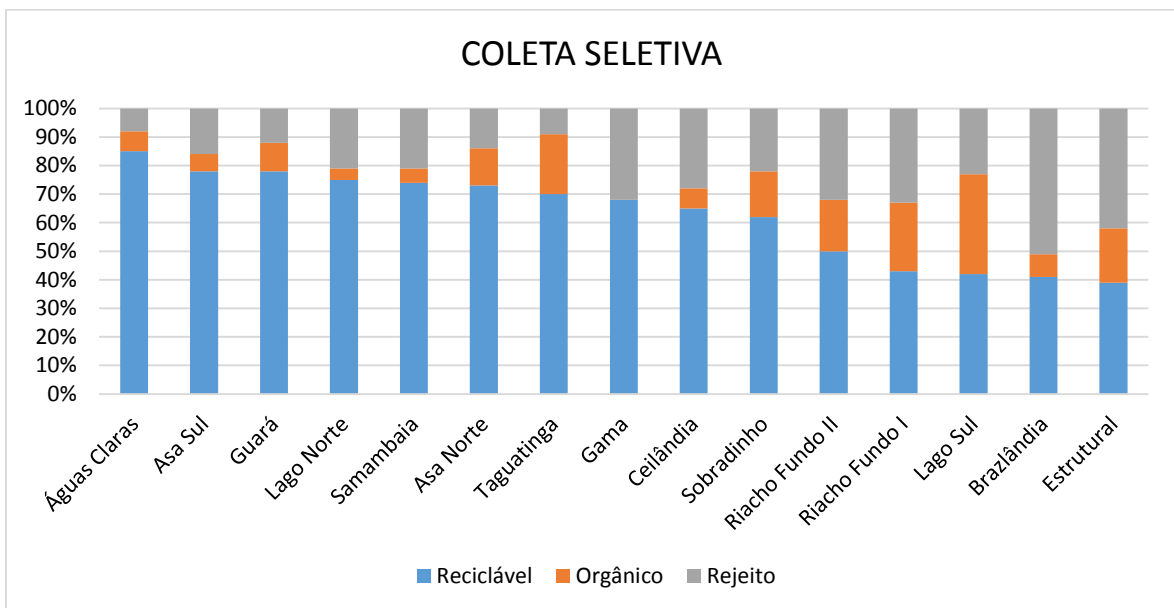


Figura 12: Caracterização dos Resíduos da Coleta Seletiva.

De um modo geral, nota-se significativa presença de material com potencial de reciclagem na coleta convencional. Outro fator importante a ser observado é o percentual de rejeito presente nas amostras coletadas. Pode-se perceber que os materiais com potencial de reciclagem têm representatividade considerável na coleta seletiva. Entretanto, há a presença de resíduos orgânico e rejeito, prejudicando a qualidade do

material reciclável e conseqüentemente a valoração para a comercialização pelas cooperativas e/ou associações de catadores de materiais recicláveis.

Uma composição gravimétrica média para as coletas seletiva e convencional do Distrito Federal foi estimada utilizando os resultados de cada Região Administrativa apresentados no relatório do SLU (2015). Para Soares (2011), a importância de análise gravimétrica está em conhecer a composição dos resíduos que são gerados numa determinada região, bem como estabelecer a forma de manejo mais adequada para cada local.

A Figura 13 apresenta o percentual das frações mais significativas encontradas na coleta convencional, que recolhe os resíduos domiciliares e assemelhados provenientes de pequenos comércios.

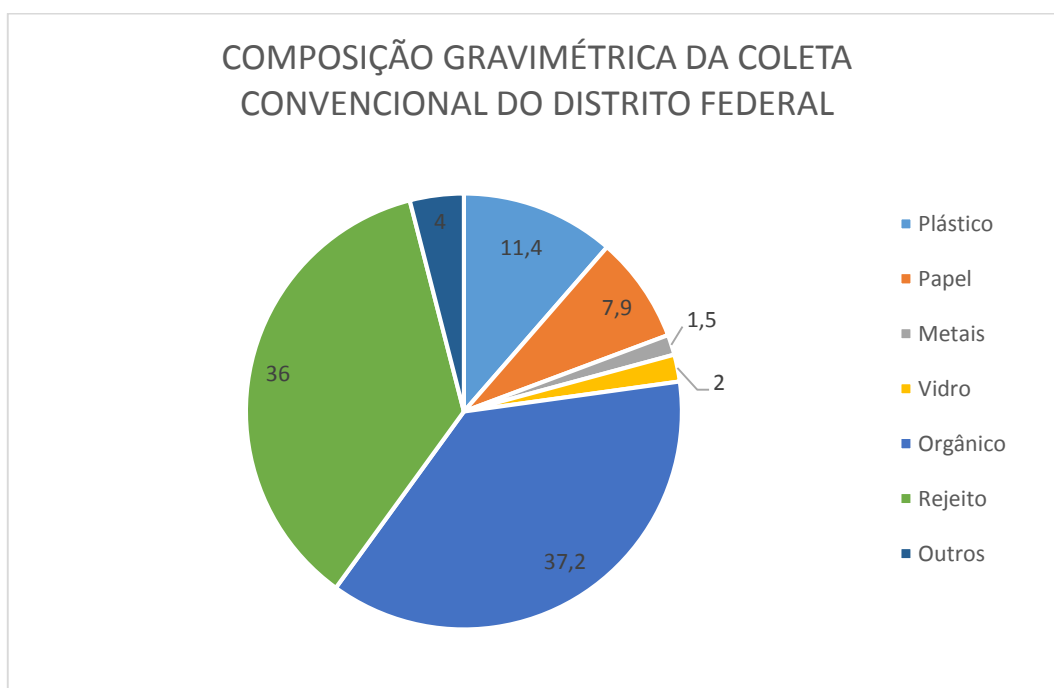


Figura 13: Representatividade simplificada dos materiais na coleta convencional do DF. Fonte: Adaptado SLU (2015).

A Figura 14 apresenta o percentual das frações mais significativas encontradas na coleta seletiva.

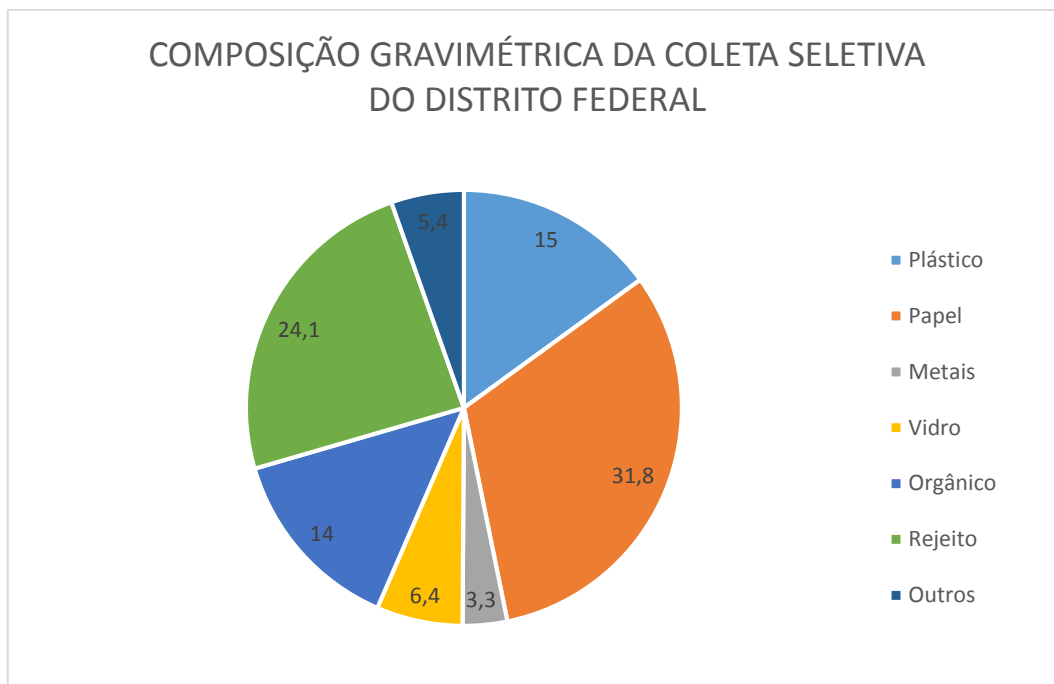


Figura 14: Representatividade simplificada dos materiais na coleta seletiva do DF. Fonte: Adaptado (SLU, 2015).

4.2. PROPOSIÇÃO DOS CENÁRIOS

A ACV foi realizada para seis diferentes cenários de gerenciamento dos RSU no Distrito Federal. Os cenários foram definidos com o objetivo de avaliar as diferentes alternativas de gerenciamento dos RSU e atender as metas determinadas no Plano Nacional de Resíduos Sólidos, para a região Centro-oeste e para o Brasil.

Todos os cenários foram analisados baseados na quantidade total de resíduos produzidos no Distrito Federal em 2017, ou seja, 859.199 toneladas (829.229 t da coleta convencional e 29.970 t da coleta seletiva) (SLU, 2017). Como indicado por Finnveden (1999), a adoção da mesma quantidade de resíduo em diferentes cenários torna possível simplificar uma análise comparativa negligenciando a produção e uso do material.

Apesar dos dados apontarem o uso do aterro controlado no DF em 2017, na definição dos cenários a única forma de disposição final dos resíduos considerada foi o aterro sanitário, que é a forma ambientalmente adequada para disposição dos RSU e dos rejeitos.

A Tabela 11 apresenta uma breve descrição dos cenários propostos.

Tabela 11: descrição dos cenários propostos.

Cenários	Descrição	Etapas do gerenciamento dos resíduos
1	Cenário com coleta indiferenciada. Todo o resíduo é destinado ao aterro sanitário.	<ul style="list-style-type: none"> • Coleta convencional; • Disposição final dos resíduos no aterro sanitário.
2	Cenário com coleta indiferenciada. Todo o resíduo é destinado ao aterro sanitário, com aproveitamento energético do biogás.	<ul style="list-style-type: none"> • Coleta convencional; • Disposição final dos resíduos no aterro sanitário com aproveitamento energético do biogás.
3	Os resíduos são coletados por meio da coleta convencional e seletiva. Parte dos resíduos da coleta convencional são triados para recuperação de materiais para reciclagem e o restante é destinado ao aterro com aproveitamento energético do biogás.	<ul style="list-style-type: none"> • Coleta seletiva (3,5%) e convencional (96,5%); • Triagem dos resíduos seletivos e mistos; • Reciclagem dos materiais triados; • Disposição final dos resíduos da coleta convencional não-triados, dos resíduos orgânicos da triagem e dos rejeitos no aterro sanitário com aproveitamento energético do biogás.
4	Cenário base do Distrito Federal, referente ao ano de 2017. Os resíduos são coletados por meio da coleta convencional e seletiva. Parte dos resíduos da coleta convencional são triados para reciclagem e compostagem.	<ul style="list-style-type: none"> • Coleta seletiva (3,5%) e convencional (96,5%); • Triagem dos resíduos seletivos e mistos; • Reciclagem dos materiais triados; • Compostagem da matéria orgânica da triagem; • Disposição final dos resíduos da coleta convencional não-triados, e dos rejeitos no aterro sanitário.
5	Cenário com aumento da coleta seletiva (7%). Maior recuperação dos materiais, por meio da reciclagem e compostagem, para atender as metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos para a Região Centro-Oeste.	<ul style="list-style-type: none"> • Coleta seletiva e convencional; • Triagem dos resíduos seletivos e mistos; • Reciclagem dos materiais triados; • Compostagem da matéria orgânica da triagem; • Disposição final dos resíduos da coleta convencional não-triados, e dos rejeitos no aterro sanitário com aproveitamento energético do biogás.
6	Cenário com maior percentual de coleta seletiva (15%). Maior recuperação dos materiais, por meio da reciclagem e compostagem, para atender as metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos para o Brasil	<ul style="list-style-type: none"> • Coleta seletiva e convencional; • Triagem dos resíduos seletivos e mistos; • Reciclagem dos materiais triados; • Compostagem da matéria orgânica da triagem; • Disposição final dos resíduos da coleta convencional não-triados, e dos rejeitos no aterro sanitário com aproveitamento energético do biogás.

Nos Cenários 1 e 2 foi considerada apenas a coleta convencional e a disposição de todo resíduo coletado em aterro sanitário. A diferença entre os cenários é com relação ao aproveitamento do biogás gerado pela degradação anaeróbica dos resíduos orgânico no aterro sanitário. No Cenário 1 o biogás é queimado no local enquanto que no Cenário 2 foi assumido o aproveitamento energético, como recomendado na PNRS. A Figura 15 apresenta os fluxos de massa nestes cenários.

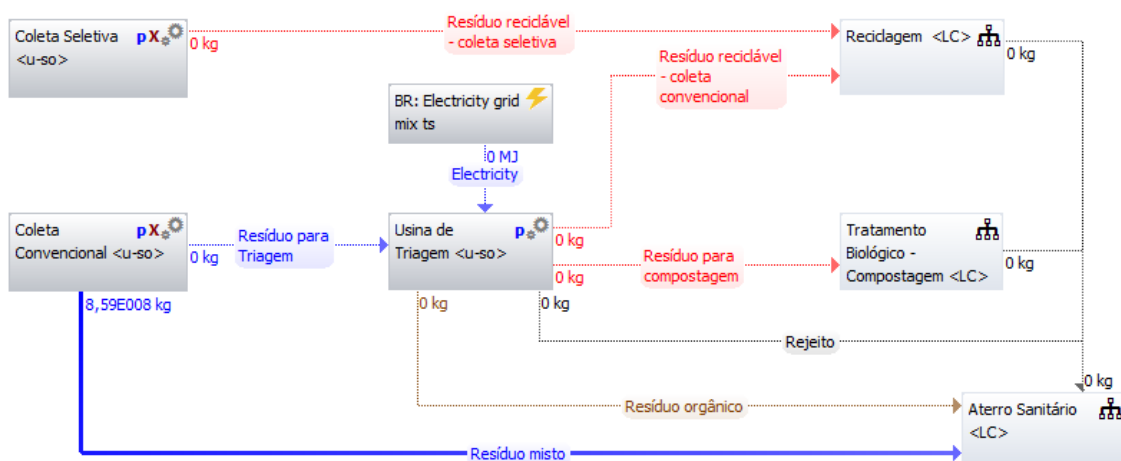


Figura 15: Fluxo de massa dos cenários 1 e 2.

Nos Cenários 3 e 4 foram consideradas a coleta convencional e seletiva dos RSU, sendo 96,5% e 3,5% do total coletado, respectivamente. Outras alternativas para tratamento dos resíduos antes de sua disposição final no aterro sanitário foram consideradas com o objetivo de se avaliar quais os efeitos nas categorias de impacto selecionadas. As taxas de recuperação dos materiais recicláveis e orgânicos na triagem foram definidos com base nas taxas de recuperação dos resíduos no DF em 2017, estimada em 70% para os resíduos orgânicos e 25% para os resíduos recicláveis. No Cenário 3 (Figura 16) a triagem é realizada para a recuperação de parte do material reciclável e os resíduos orgânicos e rejeitos são destinados ao aterro sanitário, com aproveitamento energético do biogás.

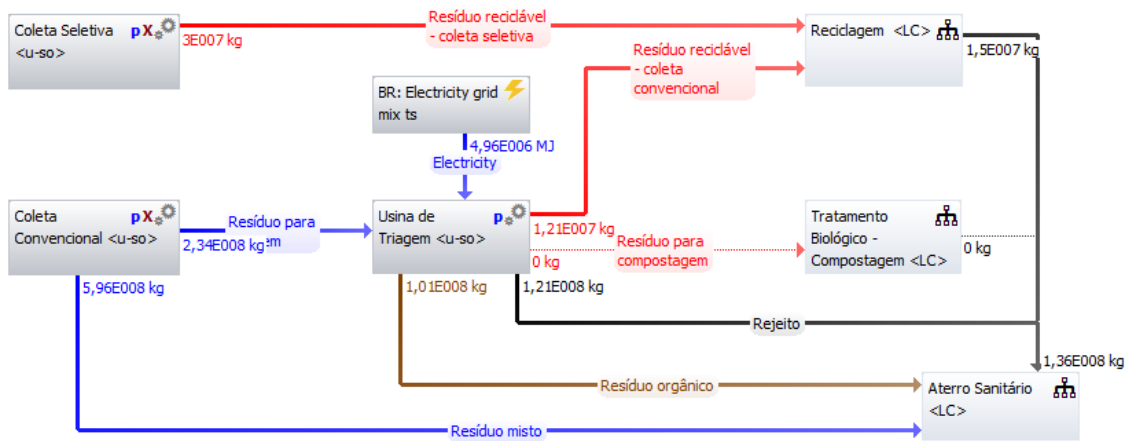


Figura 16: Fluxo de massa do cenário 3.

A Figura 17 apresenta o fluxo de massa do Cenário 4, além da recuperação do material reciclável, parte do resíduo orgânico é enviado para compostagem e o gás do aterro é queimado no local, este cenário busca retratar o atual sistema de gerenciamento de resíduos do DF.

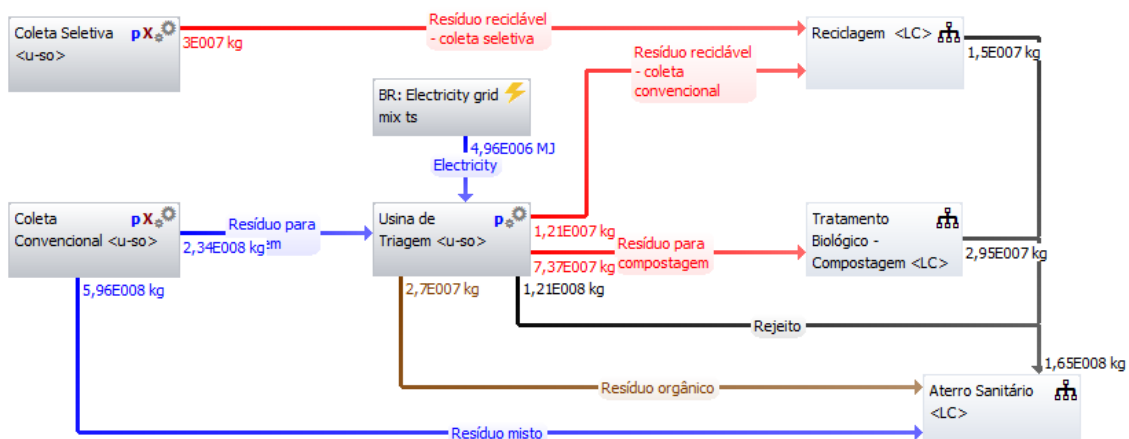


Figura 17: Fluxo de massa do cenário 4.

Os Cenários 5 e 6 investigam o potencial para minimizar os impactos ambientais pela combinação de todas as tecnologias de tratamento adotadas nos cenários anteriores com maiores taxas de recuperação dos resíduos, para atender as metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Nestes cenários também foram consideradas maiores taxas de coleta

seletiva, visto que este tipo de coleta é o mais recomendado e considerado o mais adequado para o tratamento de resíduos a partir da reciclagem (JUCÁ, 2014).

No Cenário 5 (Figura 18) a taxa considerada para a coleta seletiva foi de 7% do total de RSU coletado no DF. A quantidade de materiais destinados para a compostagem e reciclagem foram calculadas considerando uma redução de 25% dos resíduos recicláveis secos e de 50% dos resíduos orgânicos que são destinados ao aterro sanitário. Esta é a meta prevista para o Centro-Oeste no Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

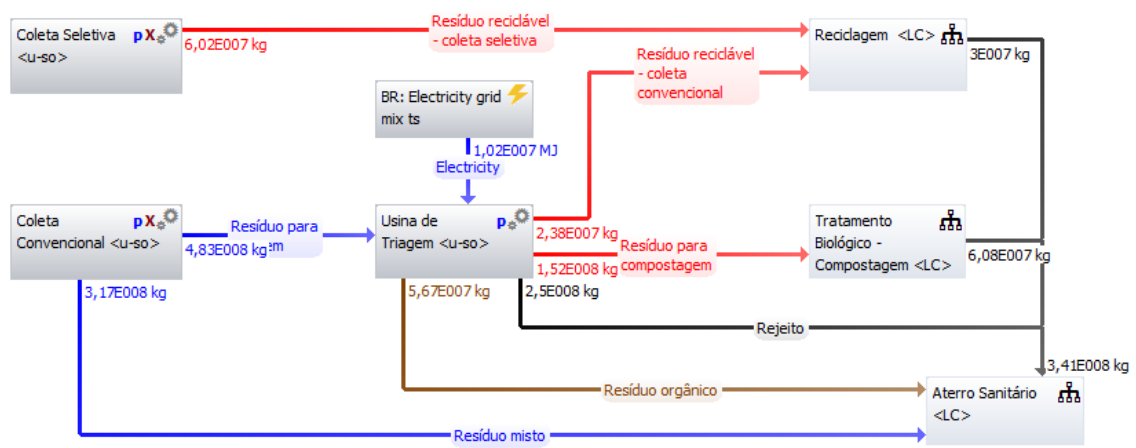


Figura 18: Fluxo de massa do cenário 5.

No Cenário 6 (Figura 19) o percentual da coleta seletiva foi de 15% e a redução considerada para os resíduos recicláveis secos e os resíduos orgânicos dispostos em aterro sanitário foram ambas de 50%, que é a meta estipulada para o Brasil.

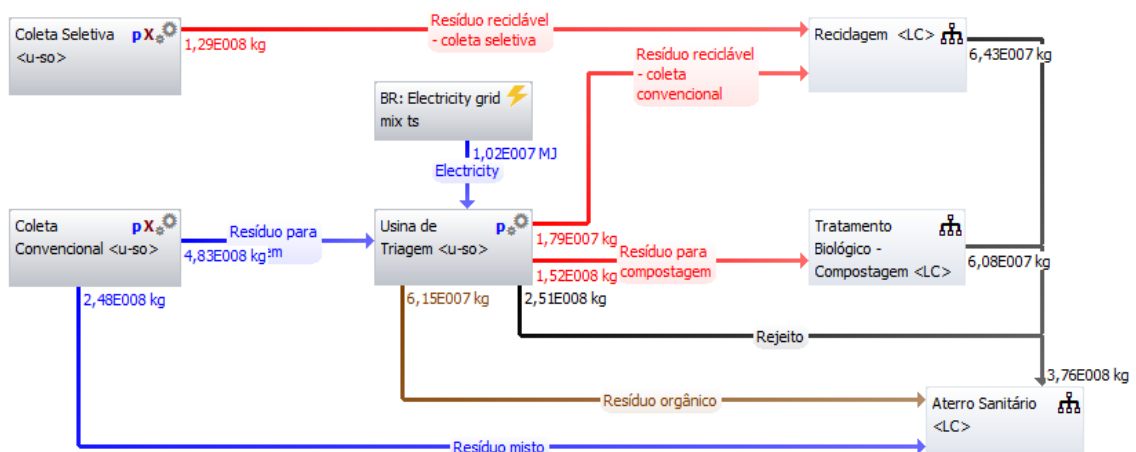


Figura 19: Fluxo de massa do cenário 6.

A Tabela 12 apresenta as quantidades dos resíduos destinados as diferentes formas de tratamento consideradas em cada cenário.

Tabela 12: Quantitativo dos resíduos destinados para as diferentes formas de tratamento em todos os cenários.

Cenários	Coleta Seletiva	Coleta Convencional				Aterro Sanitário
		Triagem			Resíduos Orgânicos	
		Reciclagem	Compostagem	Rejeitos		
1	-	-	-	-	-	859199
2	-	-	-	-	-	859199
3	29970	12147	-	100738	120710	595634
4	29970	12147	73745	26993	120710	595634
5	60150	23760	152000	56700	250080	316509
6	128880	17855	152000	61524	251161	247779

Os resíduos orgânicos e rejeitos da triagem são destinados ao aterro sanitário, foi adotada esta separação devido aos diferentes impactos causados pelo aterramento destas frações.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A AICV foi realizada para seis cenários, cujos resultados para cada categoria de impacto são descritos a seguir. Destaca-se que os resultados nos gráficos que apresentam valores negativos indicam que há ganho ambiental (redução das emissões) e os valores positivos apontam os impactos ambientais.

5.1. POTENCIAL DE AQUECIMENTO GLOBAL

A Figura 20 apresenta o potencial de aquecimento global, em kg CO₂ eq. É possível verificar que o Cenário 1 apresentou o maior potencial de impacto para esta categoria. E nos cenários que foram consideradas outras formas de destinação dos resíduos, obteve-se uma redução nas emissões que contribuem para o aumento deste potencial impacto.

Do Cenário 1 para o Cenário 2, onde a única alteração foi o aproveitamento energético do biogás, houve uma redução em torno de 0,6% da emissão de gases relacionados ao potencial de aquecimento global. Já nos demais cenários a redução foi mais expressiva com a destinação dos resíduos para a reciclagem e/ou para a compostagem, chegando a 59% no Cenário 6, que possui maiores taxas de recuperação dos resíduos.

Em todos os cenários avaliados, o aterro sanitário é a etapa que mais contribui para o aumento do potencial de aquecimento global, principalmente, devido a emissão do biogás não coletado para a atmosfera. Nos Cenários que parte dos RSO foram destinados para a compostagem, a redução no potencial de aquecimento global foi mais significativa, pois com a redução da fração biodegradável nos resíduos que são dispostos no aterro sanitário menos gases são emitidos.

A reciclagem foi a forma de tratamento que gerou maior benefício ambiental, uma vez que evita a retirada de novas matérias-primas do ambiente gerando produtos a partir dos resíduos. No Cenário 6, o crédito da reciclagem foi de -2,11E+08 kg CO₂ eq., que

representou uma redução de 7,25% do potencial de aquecimento global do aterro sanitário.

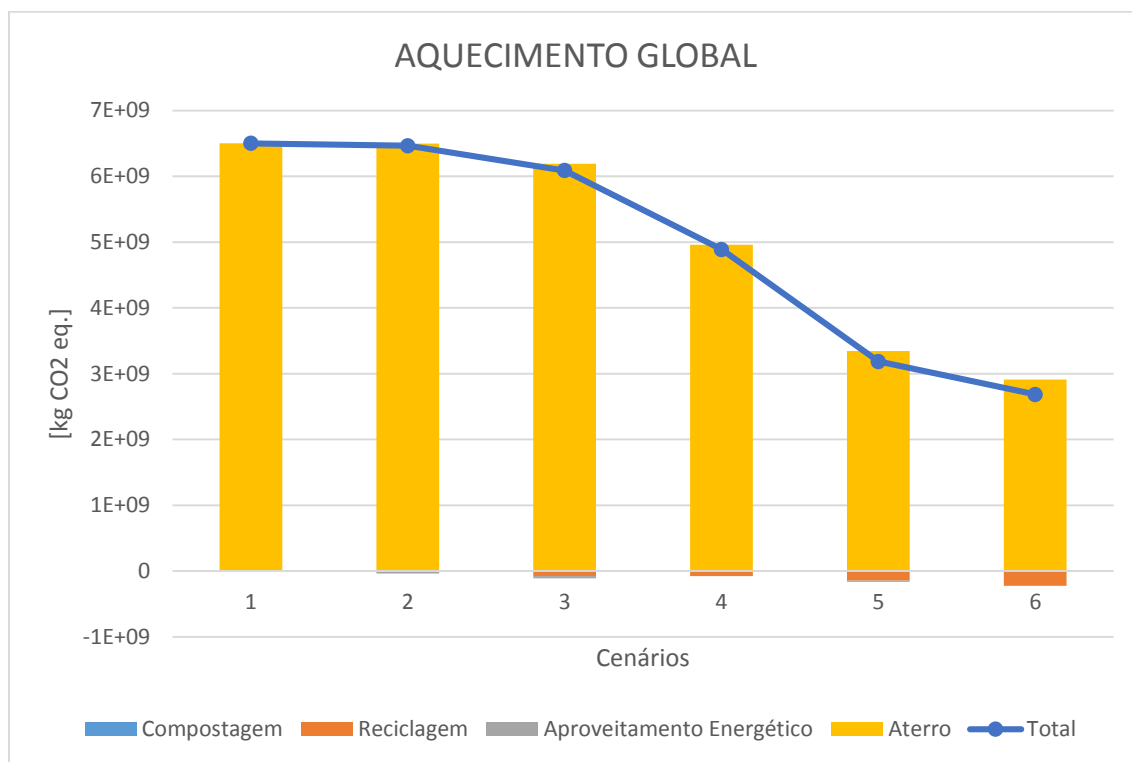


Figura 20: Potencial de Aquecimento Global dos Cenários.

Já a recuperação energética do biogás coletado tem uma contribuição limitada na redução do potencial de aquecimento global, pois a maior parte da energia elétrica produzida no Brasil é de fonte renovável, com baixa emissão de GEE (COELHO e LANGE, 2016).

5.2. POTENCIAL DE TOXICIDADE HUMANA

O potencial de toxicidade humana, expresso em kg DCB eq., é apresentado na Figura 21. De acordo com os resultados, o Cenário 1, que considera apenas a destinação dos resíduos para o aterro sanitário, apresentou o pior indicador desta categoria de impacto. Com a introdução de outras alternativas de tratamento, observou-se uma redução deste potencial impacto, sendo mais expressiva nos cenários com maiores taxas de recuperação dos resíduos. Dessa forma, o Cenário 6 apresentou o menor potencial de

impacto desta categoria, com uma redução de aproximadamente 92% em relação ao Cenário 1.

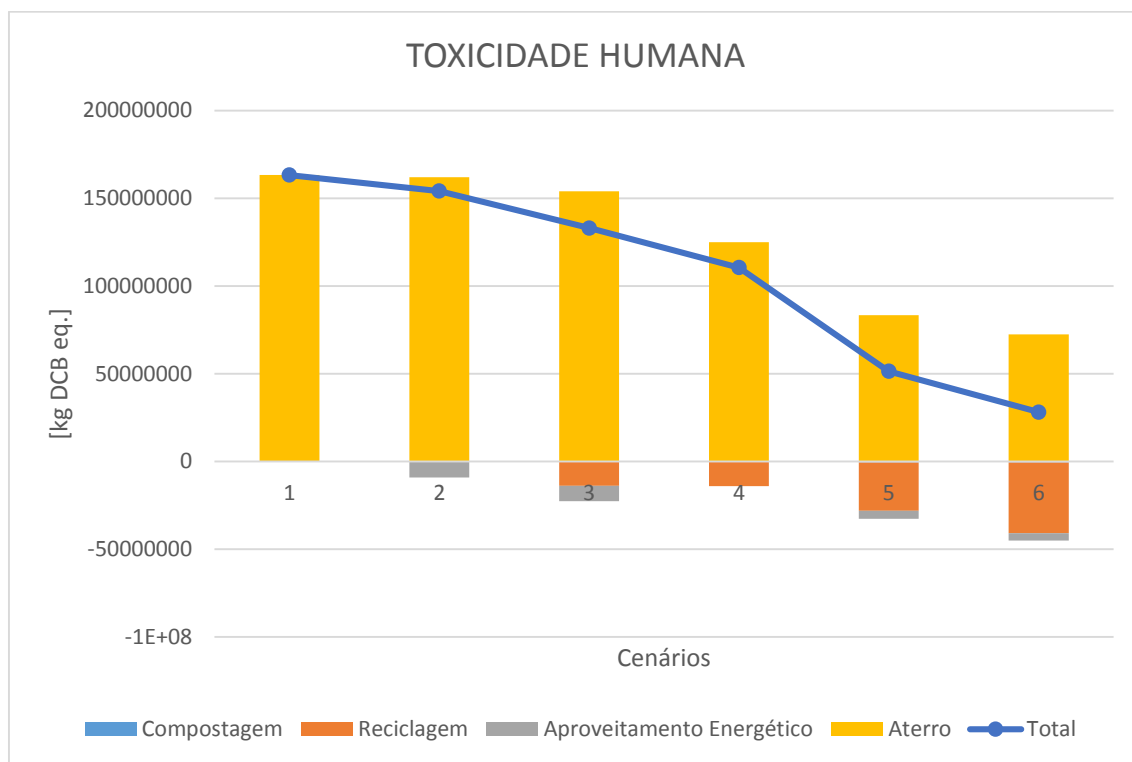


Figura 21: Potencial de Toxicidade Humana dos Cenários.

As emissões do aterro sanitário foram as responsáveis por este potencial impacto em todos os cenários avaliados, visto que todas as outras formas de destinação dos resíduos apresentaram créditos por suas atividades.

O ganho ambiental da compostagem relacionado a esta categoria de impacto, devido a substituição do fertilizante inorgânico pelo composto produzido, é baixo. Todavia, comparando os cenários 3 e 4 que possuem a mesma taxa de coleta e reciclagem, nota-se que apesar da compostagem gerar um crédito menor que o aproveitamento energético do biogás ($-2,27E+05$ e $-8,69E+06$ kg DCB eq., respectivamente), o potencial de toxicidade do Cenário 4 ainda foi aproximadamente 17% menor. Como na categoria de aquecimento global, a destinação de parte dos RSO para esta forma de tratamento reduz a produção do gás do aterro e, conseqüentemente, os impactos relacionados.

Observa-se que a reciclagem dos resíduos tem uma influência maior nos resultados deste indicador, uma vez que, quanto maior a quantidade de resíduos efetivamente reciclados, maior foi a redução do potencial impacto ambiental. O Cenário 5 apresentou um índice de $5,15E+07$ kg DCB eq., enquanto no Cenário 6 foi de $2,81E+07$ kg DCB eq., uma redução de 45%.

5.3. POTENCIAL DE ACIDIFICAÇÃO

A Figura 22 apresenta o potencial de acidificação dos cenários avaliados, expresso em kg SO₂ eq. Nesta categoria de impacto, com exceção do Cenário 1, todos os cenários apresentaram um indicador negativo, ou seja, em todos os cenários o benefício ambiental foi maior que os impacto de suas atividades.

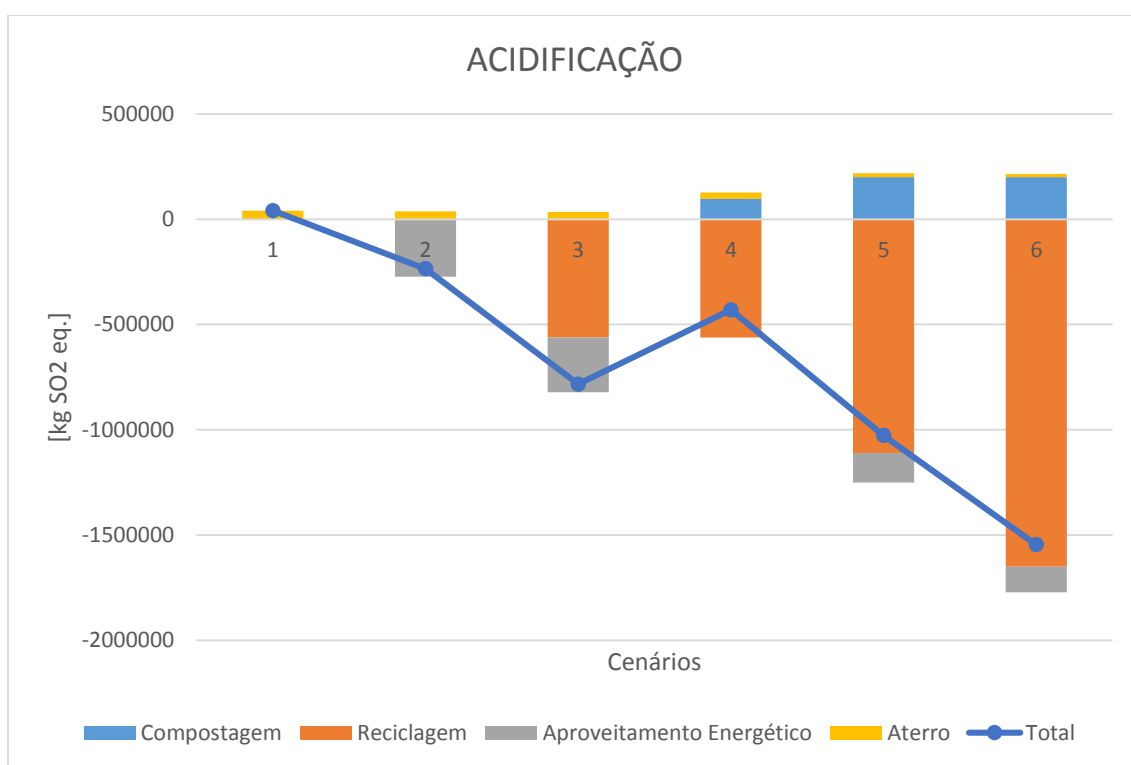


Figura 22: Potencial de Acidificação dos Cenários.

O aterro sanitário foi a forma de tratamento com menor influência no potencial de acidificação dos cenários avaliados. Já os cenários que consideraram a compostagem para a destinação dos RSO apresentaram um maior impacto adverso, principalmente, pela

emissão de NH_3 , NO_2 e SO_2 . No Cenário 4, no qual em torno de 19% do total de RSO coletados foram destinados para a compostagem, houve uma redução do benefício ambiental nesta categoria em comparação com o Cenário 3, que só diferencia-se pela forma de destinação dos RSO. Nos cenários 5 e 6 (50% dos RSO destinados para compostagem e 50% dispostos no aterro sanitário), nota-se que a compostagem apresenta um potencial de acidificação muito maior que o aterro sanitário, cerca de 12 vezes maior. Portanto devido à baixa emissão de gases relacionados ao potencial de acidificação no aterro sanitário, o aproveitamento energético do biogás, gerado pela degradação do RSO, apresentou maiores benefícios do que a compostagem.

A recuperação de materiais, por meio da reciclagem, foi a principal forma para prevenir os impactos nesta categoria. Entre os Cenários 5 e 6 houve um ganho ambiental de, aproximadamente, 50% no potencial total de acidificação, apenas aumentando o percentual de resíduos destinados a reciclagem.

5.4. POTENCIAL DE EUTROFIZAÇÃO

O potencial de eutrofização é apresentado na Figura 23, expresso em $\text{kg PO}_4 \text{ eq.}$ De acordo com os resultados, os cenários 1 e 2 foram os únicos que apresentaram um impacto ambiental, sendo que os demais cenários apresentaram um indicador negativo. O Cenário 6 apresentou o menor potencial de eutrofização, onde as taxas de reciclagem e compostagem são maiores e os gases do aterro sanitário são aproveitados para geração de eletricidade, além da menor quantidade de resíduos que são dispostos no aterro sanitário.

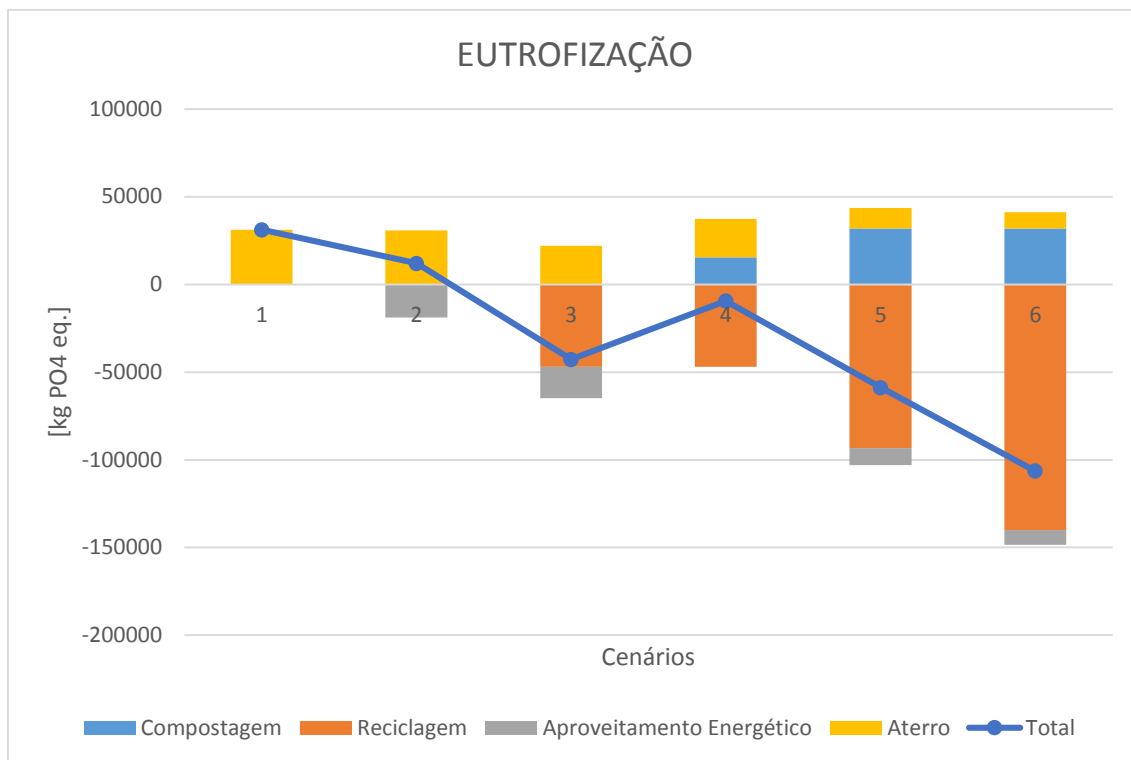


Figura 23: Potencial de Eutrofização dos Cenários.

A decomposição da massa de resíduos no aterro sanitário gera líquidos (lixiviado) e gases, que influenciam diretamente na eutrofização, sendo o lixiviado o principal responsável pelo impacto do aterro sanitário nesta categoria, em torno de 90% em todos os cenários.

Nos cenários 5 e 6, a compostagem apresentou um potencial de impacto maior do que a disposição dos RSO no aterro sanitário. Logo, o aproveitamento energético tem um benefício maior do que a compostagem neste indicador, visto que o aproveitamento energético contribui para a redução dos impactos do aterro sanitário enquanto na compostagem há um impacto adverso, que não é compensado pela substituição do fertilizante inorgânico pelo composto produzido, fato que pode ser observado comparando os cenários 3 e 4. No Cenário 3 o potencial de eutrofização foi de $-4,27E+04$ kg PO₄ eq. enquanto que no Cenário 4 foi de $-9,49E+3$ kg PO₄ eq., ou seja, houve uma redução (aproximadamente 75%) no crédito ambiental devido a destinação de uma parcela dos RSO para a compostagem e o não aproveitamento energético do biogás.

Em todos os cenários que foi considerada a reciclagem (cenários 3, 4, 5 e 6), o benefício ambiental deste tratamento foi maior que o impacto adverso das outras

atividades (aterro sanitário ou compostagem + aterro sanitário). Sendo novamente a alternativa de tratamento que mais contribuiu para compensar os impactos ambientais nos cenários avaliados

5.5. POTENCIAL DE ECOTOXICIDADE AQUÁTICA DE ÁGUA DOCE

A Figura 24 apresenta o potencial de ecotoxicidade aquática de água doce, expresso em kg DCB eq. O Cenário 1 foi o único que apresentou um impacto ambiental nesta categoria, pois todos os resíduos são coletados de forma indiferenciada e são dispostos no aterro sanitário sem qualquer tratamento prévio.

No aterro sanitário a principal atividade responsável pelo impacto nesta categoria é a produção do lixiviado, portanto a destinação dos resíduos para outras formas de tratamento gera uma redução das emissões líquidas nesta etapa. Apesar da compostagem apresentar um benefício ambiental pela substituição do fertilizante inorgânico pelo composto produzido (Cenários 4, 5 e 6), o aproveitamento energético do biogás mostrou-se mais favorável. Nos Cenário 5 e 6, mesmo com a redução da produção do biogás no aterro sanitário, devido a destinação de metade dos RSO para a compostagem, o crédito ambiental do aproveitamento energético foi em torno de 200% e 160% maior que na compostagem, respectivamente. Mesmo descontando o potencial impacto do aterro sanitário o crédito ambiental do aproveitamento energético nestes cenários foi maior que o da compostagem, aproximadamente 145% e 115%, respectivamente.

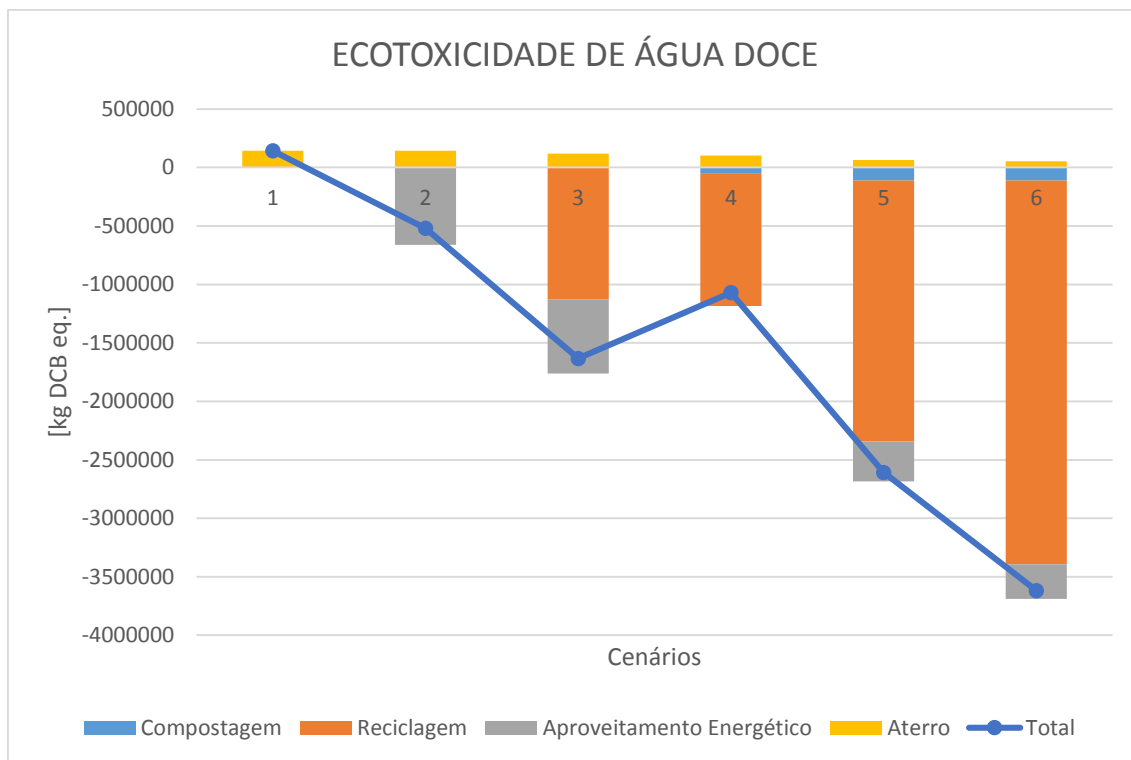


Figura 24: Potencial de Ecotoxicidade Aquática de Água Doce.

A reciclagem foi a principal responsável pelo crédito ambiental nesta categoria de impacto. No Cenário 3, onde apenas 14,5% dos resíduos potencialmente recicláveis foram destinados para esta alternativa de tratamento, o benefício ambiental da reciclagem foi quase 10 vezes maior que o potencial impacto do aterro sanitário, sendo respectivamente $-1,13E+06$ e $1,17E+05$ kg DCB eq. Já no Cenário 6, com o maior percentual de materiais destinados à reciclagem, este crédito ambiental foi aproximadamente 62 vezes maior que o potencial impacto do aterro sanitário.

5.6. CONSUMO ENERGÉTICO E DISPOSIÇÃO NO ATERRO SANITÁRIO

Na Figura 25, é apresentado o resultado comparativo do indicador de uso de energia nos cenários avaliados, expresso em kWh.

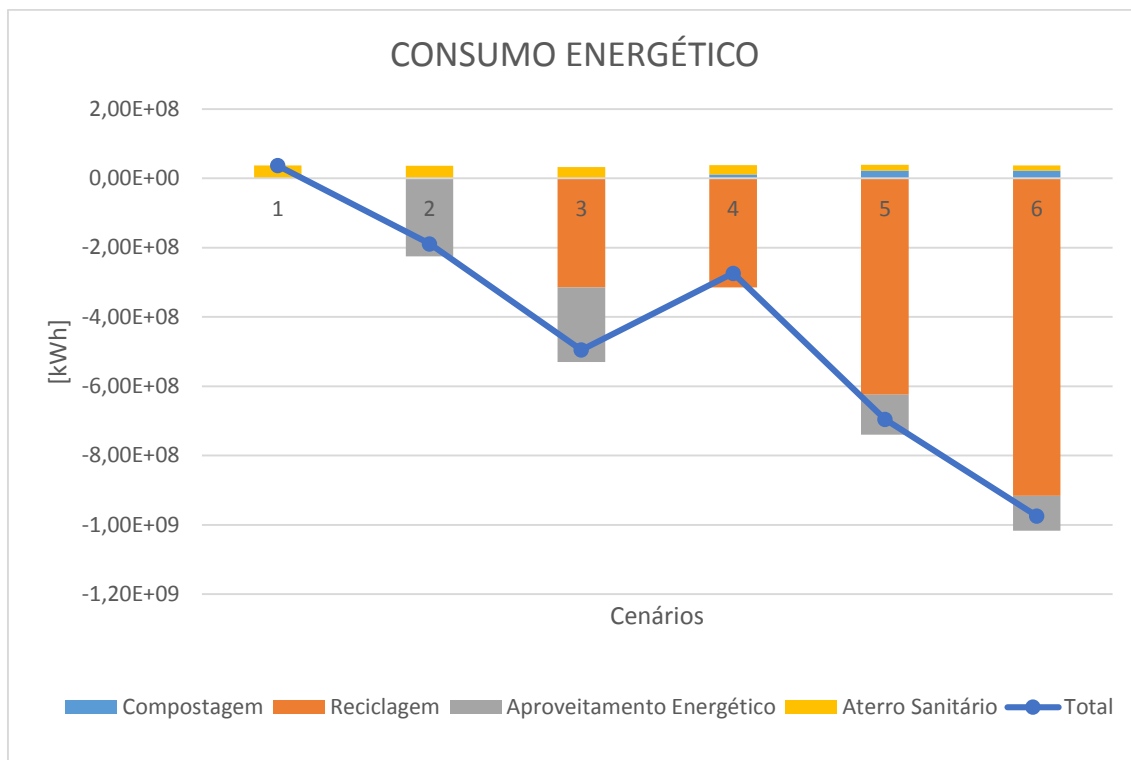


Figura 25: Consumo Energético por forma de tratamento e cenário.

Apenas o Cenário 1 apresentou um valor positivo neste indicador. Nos outros cenários avaliados os valores deste indicador apresentaram-se negativos, indicando no balanço geral que a economia de energia é superior a energia consumida. Destaca-se nos resultados o Cenário 6 que apresentou uma economia de $1,01E+09$ kWh, pela reciclagem e aproveitamento energético do biogás, enquanto que o consumo nas atividades do aterro sanitário e compostagem foi de $3,67E+07$ kWh.

A reciclagem foi a alternativa de tratamento dos resíduos com maior potencial de economia de energia, devido a menor demanda energética para a obter a matéria-prima reciclada ao invés da virgem. O aproveitamento energético do biogás também apresentou um indicador negativo por conta do potencial de geração de eletricidade, em todos os cenários que esta alternativa foi considerada a quantidade de eletricidade gerada foi maior do que o consumo nas outras atividades. Já na compostagem o indicador apresentou um valor positivo, indicando que o consumo de energia para o tratamento dos RSO é maior do que a economia gerada pela substituição do fertilizante inorgânico pelo composto.

As diferentes formas de destinação dos resíduos sólidos urbanos consideradas também reduzem a quantidade de disposição final no aterro sanitário. A Figura 26

apresenta as quantidade por tipo de resíduos que são dispostos no aterro sanitário para todos os cenários.

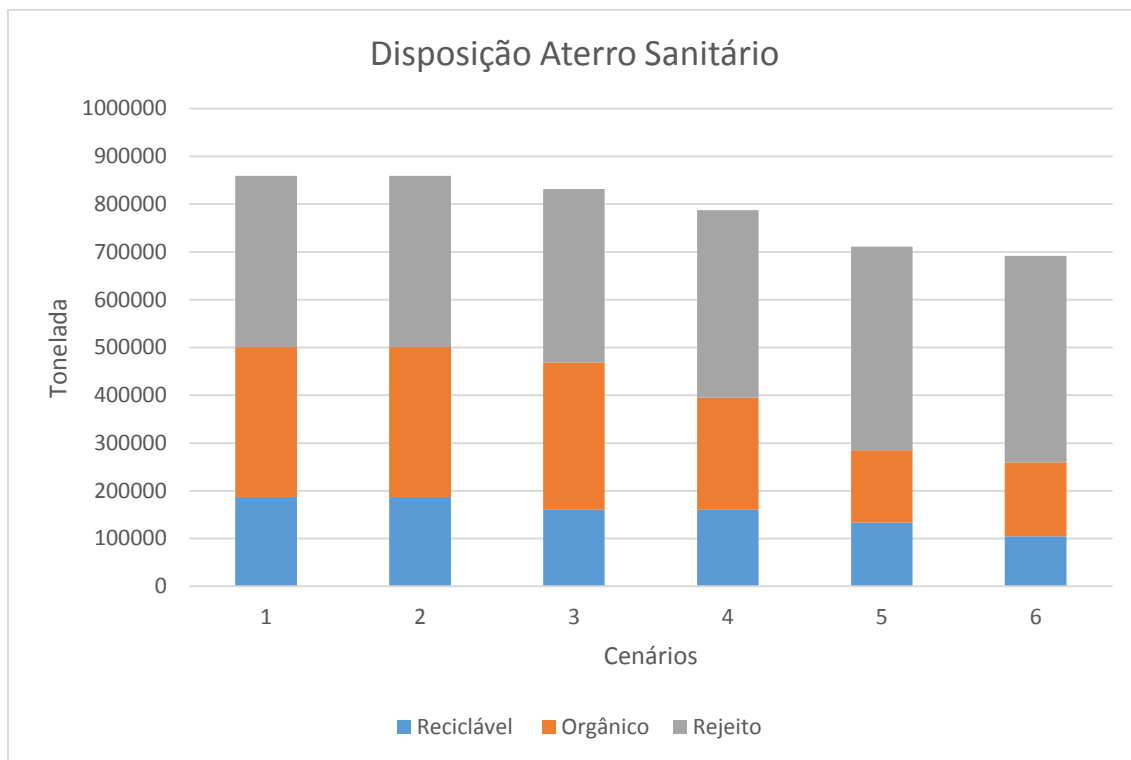


Figura 26: Massa de resíduos dispostos no aterro sanitário por cenário.

Os Cenários 1 e 2 foram os que apresentaram a maior quantidade de resíduos potencialmente recicláveis dispostos em aterro sanitário, diminuindo gradativamente nos demais cenários avaliados. O Cenário 6, que possui a maior taxa de recuperação dos resíduos, apresentou uma redução próxima de 20% do total de RSU que são dispostos no aterro sanitário, em comparação com os cenários 1 e 2. No entanto, nestes cenários com maiores taxas de recuperação dos materiais nota-se também um aumento na quantidade de rejeitos que são dispostos no aterro sanitário, pois estas as alternativas de tratamento dos resíduos também geram rejeitos que devem ser adequadamente dispostos.

Assim, além de reduzir alguns impactos relacionados ao aterro sanitário, a destinação dos resíduos com potencial de reciclagem para outras formas de tratamento possibilita o aumento da vida útil dos aterros sanitários existentes, reduzindo problemas futuros como a falta de novos locais.

5.7. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Estudos quantitativos detalhados sobre a compostagem são poucos e, como resultado, as vantagens e desvantagens desta atividade não são bem quantificadas (ANDERSEN et al., 2010). No presente item, uma análise de sensibilidade foi realizada para avaliar a relevância dos dados da compostagem nos resultados dos cenários.

Na Tabela 13 é apresentado os resultados obtidos por meio das alterações nos cenários que contam com a compostagem (cenários 4, 5 e 6). A análise de sensibilidade é restrita a categoria de aquecimento global, uma vez que a alteração proposta é que 25% do carbono que seria emitido como CO₂ se transforma em CH₄.

Tabela 13: Análise de sensibilidade para o potencial de aquecimento global.

Cenários	Potencial de Aquecimento Global (kg CO ₂ eq.)		% aumento
	100% CO ₂	75% CO ₂ / 25% CH ₄	
4	4,89E+09	4,97E+09	1,71
5	3,19E+09	3,36E+09	5,40
6	2,69E+09	2,86E+09	6,41

Todos os cenários apresentaram um aumento no potencial de aquecimento de global com a alteração proposta, pois, além do CH₄ ter um potencial de aquecimento global maior, o CO₂ da compostagem é de origem biogênica e, portanto, não aumenta as emissões gerais de GEE que contribuem para o aquecimento global (IPCC, 2006).

O Cenário 4 apresentou a menor variação, pois grande parte dos RSO ainda são destinados ao aterro sanitário. Já nos cenários 5 e 6, nos quais em torno de 50% dos RSO são destinados para a compostagem, o aumento foi mais significativo, uma vez que nestes cenários há simultaneamente uma redução nas emissões do aterro e um aumento do potencial de aquecimento global da compostagem pela liberação do CH₄.

Não obstante, o aterro sanitário como alternativa para destinação dos RSO apresentou maior potencial de aquecimento global do que a compostagem, pois ao comparar os cenários 3 (6,09E+09 kg CO₂ eq.) e 4, nota-se que o Cenário 4 mesmo emitindo 25% do carbono em forma de CH₄ apresentou um potencial de aquecimento global 18,4% menor.

Do ponto de vista ambiental, a negligência da contribuição da compostagem na emissão de GEE é questionável, especialmente a partir de uma abordagem de avaliação

do ciclo de vida. Assim, os resultados da compostagem com relação a emissão de GEE devem ser avaliados com cautela para não superestimar seus benefícios ambientais.

5.8. INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Como esperado, o Cenário 1, que tem o foco na disposição final em aterro sanitário, apresentou o pior desempenho em todas as categorias de impacto avaliadas. No aterro sanitário o vazamento do biogás e do lixiviado são os principais responsáveis pelo impacto ambiental (JESWANI e AZAPAGIC, 2016; MANFREDI e CHRISTENSEN, 2009). Dessa forma, maior eficiência no controle das emissões é um fator importante para reduzir os potenciais impactos desta atividade, principalmente nas categorias de aquecimento global e toxicidade humana, nas quais as emissões do aterro sanitário apresentaram maior influência.

Neste contexto, a utilização do biogás coletado para produzir eletricidade apresentou maiores benefícios do que apenas a sua queima *in situ*, pois além de tratar as emissões gasosas do aterro sanitário ainda gera um crédito ambiental pelo aproveitamento energético do biogás. No entanto os potenciais impactos evitados com apenas esta estratégia não são grandes o suficiente para compensar os impactos das emissões de gás e lixiviado do aterro sanitário em todas as categorias de impacto avaliadas. Uma menor influência do mix de eletricidade nos resultados da AICV eram esperados, principalmente na categoria de aquecimento global, uma vez que mais de 70% da eletricidade no Brasil é obtida de fontes renováveis que possuem impactos ambientais mais baixos, como também foi observado por Coelho e Lange (2016) e Liikanen et al. (2018).

Outro fator importante que contribuiu para a redução de alguns impactos ambientais dos cenários foi a diminuição da fração biodegradável no resíduo que é disposto no aterro sanitário, que conseqüentemente diminui a quantidade de biogás gerado, porém também diminui a quantidade de CH₄ que potencialmente pode ser aproveitado para produzir energia elétrica (ASSAMOI e LAWRYSHYN, 2012; JESWANI e AZAPAGIC, 2016).

Nos cenários que parte da fração biodegradável foi destinada para a compostagem (cenários 4, 5 e 6), uma redução significativa nas categorias de aquecimento global e toxicidade humana foi observada. Todavia, a compostagem não é livre de algumas emissões, que refletem em maiores potenciais de impactos ambientais nas categorias de

acidificação e eutrofização. Segundo Abduli et al. (2011), a compostagem pode causar maiores danos ao meio ambiente do que o aterro sanitário. Contudo os autores também sugerem que se um sistema de controle das emissões for adotado a compostagem pode tornar-se uma alternativa mais vantajosa, uma vez que o aterro sanitário causa maiores danos à saúde humana. Mendes et al. (2003), simulou cenários de compostagem, com e sem biofiltros, e demonstrou que o sistema de controle das emissões possibilita a redução dos potenciais impactos dessa etapa, tornando a compostagem mais vantajosa do que somente a disposição dos resíduos no aterro sanitário.

Com relação a substituição do fertilizante inorgânico pelo composto, diversos autores argumentam que devido à baixa concentração dos minerais no composto produzido uma quantidade muito grande deste é necessária para substituir uma pequena quantidade do fertilizante inorgânico, o que acarreta em menores benefícios ambientais (SONG et al., 2013). Contudo, deve-se levar em consideração outras vantagens da compostagem que algumas ferramentas de avaliação normalmente não abrangem, como a melhoria da saúde do solo, fertilidade, capacidade de retenção de água e redução do consumo de pesticidas (BUENO et al., 2015; MENDES et al., 2003).

Dentre as alternativas de tratamento dos resíduos consideradas neste estudo, a reciclagem foi a forma mais importante de compensar os impactos em todas as categorias avaliadas, além de possibilitar uma economia significativa de energia. Nos cenários com maiores taxas de reciclagem o crédito ambiental foi maior que as emissões das unidades de tratamento, com exceção das categorias de aquecimento global e toxicidade humana. Os resultados estão de acordo com outros estudos, que apontaram a reciclagem como uma das formas de tratamento que proporciona maiores benefícios ambientais no gerenciamento dos RSU (BUENO et al., 2015; COELHO e LANGE, 2016).

Avaliando todos os indicadores apresentados nota-se que, apesar de alguns impactos adversos da compostagem, a combinação das diferentes alternativas de tratamento e as maiores taxas de recuperação dos resíduos (cenários 5 e 6) apresentaram-se como a melhor estratégia, do ponto de vista ambiental, para ser adotada no gerenciamento dos RSU no Distrito Federal.

Outras alternativas de tratamentos podem ser consideradas no gerenciamento dos RSU, como a digestão anaeróbica e a incineração. A consideração destas alternativas está fora do escopo deste estudo, pois são formas de tratamento que não representam a realidade brasileira, dado que uma grande quantidade dos resíduos coletados no Brasil

ainda são dispostos em locais inadequados, como lixões e aterros controlados (BRASIL, 2017). Todavia outros estudos de caso de cidades brasileiras avaliaram estas formas de tratamento, por exemplo, Coelho e Lange (2016), Liikanen et al. (2018) e Mendes et al. (2004).

Coelho e Lange (2016), avaliaram a digestão anaeróbica e a incineração como opções de tratamento dos RSU na cidade do Rio de Janeiro. Os autores observaram que a digestão anaeróbica gera maiores benefícios do que a compostagem, pois além do composto produzido a digestão anaeróbica também gera energia pelo aproveitamento do biogás. Outra importante observação é o fato que a reciclagem apresenta maiores benefícios ambientais do que as estratégias de geração de eletricidade, como na incineração. Liikanen et al. (2018) e Mendes et al. (2004), também indicaram que a incineração não é tão favorável no Brasil, devido à baixa quantidade de emissões que são evitadas pela substituição da eletricidade.

Já em países com mix de eletricidade baseado em combustíveis fósseis é preferível a geração de energia dos resíduos a recuperação dos materiais, porque o aproveitamento energético dos resíduos substitui o consumo de combustíveis fósseis, reduzindo os impactos ambientais, como indicado nos estudos de Belboom et al. (2013) e Di Maria e Micale (2015).

Acerca disto, Ripa et al. (2017), argumenta que a variabilidade dos potenciais de impacto em função da complexidade do gerenciamento de resíduos urbanos exige o uso de dados específicos do local quando a fase de definição do objetivo e escopo da ACV se refere a um plano local de gerenciamento de resíduos.

Segundo Laurent et al. (2014), a forte dependência de cada sistema de gerenciamento de resíduos sólidos das condições locais, como composição de resíduos ou sistema de energia, impede uma generalização consistente dos resultados da ACV, como são encontrados na hierarquia de resíduos. Os autores recomendam que as partes interessadas na gestão dos resíduos sólidos considerem a ACV como uma ferramenta que, por sua capacidade de capturar as condições específicas locais na modelagem dos impactos e benefícios ambientais de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos, permite identificar problemas críticos e propor opções de melhoria adaptadas às necessidades locais.

6. CONCLUSÕES

Neste estudo, uma ACV foi realizada para apoiar a avaliação das estratégias de gerenciamento dos RSU propostas para o Distrito Federal. A aplicação da metodologia da ACV mostrou-se de grande importância, pois auxilia na otimização das diferentes frações de fluxo de resíduos que são destinados as alternativas de tratamento, a fim de minimizar os impactos ambientais. A perspectiva sistêmica da ACV possibilitou a identificação de áreas onde melhorias ambientais podem ser realizadas sem ignorar a relação que uma etapa do gerenciamento tem sobre a outra.

Porém, a ACV normalmente não fornece respostas objetivas e a metodologia também sofre de grandes incertezas. Simplificações e suposições feitas para reduzir a complexidade desta análise e a falta de dados confiáveis e harmonizados limitam a aplicabilidade dos resultados. Uma comparação com outros estudos de ACV também foi limitada, por causa das diferentes unidades funcionais, fronteiras do sistema, variação na composição dos resíduos e regiões geográficas, além das suposições e fontes de dados utilizadas.

Os resultados mostraram que apenas a disposição final dos resíduos em aterros sanitários, a solução que as cidades brasileiras estão tentando implementar em seu território para se livrar dos lixões e aterros controlados, apresentou os maiores impactos ambientais. A recuperação da energia do biogás possibilitou diminuir ligeiramente a carga ambiental do aterro, portanto, como a maioria das cidades brasileiras usa aterros sanitários, pode-se concluir que essa opção poderia contribuir para reduzir os impactos do tratamento e descarte de RSU em um curto período.

Os impactos ambientais foram minimizados nos cenários que combinaram diferentes soluções no gerenciamento dos RSU, como a reciclagem, a compostagem, e a disposição final em aterro sanitário com aproveitamento energético. No entanto, a existência e o uso contínuo de aterros sanitários não podem ser negados, já que nem todos os resíduos podem ser compostados ou reciclados, e uma certa porção de resíduos inevitavelmente será depositada em aterro sanitário. Assim, deve-se pensar em que

proporção é mais apropriado conjugar as diferentes técnicas de tratamento e como é melhor articulá-las.

Portanto, os cenários avaliados indicam a importância da implementação de novas estratégias no gerenciamento dos resíduos sólidos em direção para um sistema mais ambientalmente favorável e sustentável, já que no sistema atual de gerenciamento de resíduos do Distrito Federal (Cenário 4) grande parte dos resíduos com potencial de reciclagem e compostagem ainda são destinados aos aterros sanitários.

Foi possível observar também que a separação dos resíduos na origem e a coleta seletiva apresentaram-se como mecanismos essenciais para a implementação dos processos de tratamento, uma vez que permite maior recuperação dos materiais, auxiliando na eficiência dos mesmos. Dessa forma, é necessário um esforço, incluindo investimentos em infraestrutura e na conscientização das pessoas, para alcançar um sistema mais eficiente e ambientalmente favorável.

Além dos benefícios ambientais, a reciclagem e o aproveitamento energético do biogás também apresentaram um potencial de economia de energia. A reciclagem apresentou o maior potencial de economia devido à grande quantidade de energia que é necessária para produção de novos produtos a partir da matéria-prima virgem. Já o aproveitamento do biogás do aterro para produzir eletricidade, apesar de apresentar um menor benefício energético, pode ser visto como uma alternativa de valorização dos resíduos que já foram aterrados.

O estudo concentrou-se unicamente em potenciais alternativas de tratamento para os RSU gerados e, portanto, outros pontos de vista do GRSU, como prevenção e reutilização de resíduos, não foram levados em consideração. Todavia, os resultados deste estudo podem fornecer diretrizes para a tomada de decisão e formulação de políticas do ponto de vista ambiental. E também podem ser utilizados em estudos adicionais, juntamente com a avaliação de impacto social e econômico para encontrar a sustentabilidade global de diferentes alternativas de gerenciamento de RSU na área deste estudo de caso.

REFERÊNCIAS

BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULI, M. A.; NAGHIB, A.; YONESI, M.; AKBARI, A. Life cycle assessment (LCA) of solid waste management strategies in Tehran: landfill and composting plus landfill. *Environmental monitoring and assessment*, v. 178, n. 1-4, p. 487-498, 2011.
- ALLESCH, Astrid; BRUNNER, Paul H. Assessment methods for solid waste management: A literature review. *Waste Management & Research*, v. 32, n. 6, p. 461-473, 2014.
- ANDERSEN, Jacob K. et al. Quantification of greenhouse gas emissions from windrow composting of garden waste. *Journal of environmental quality*, v. 39, n. 2, p. 713-724, 2010.
- ARAÚJO, M. G. Modelo de avaliação do ciclo de vida para a gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil. Tese (Doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, Rio de Janeiro, 2013
- ASSAMOI, B.; LAWRYSHYN, Y. The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste Management*, v. 32, n. 5, p. 1019-1030, 2012.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR ISO 14.040: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR ISO 14.044: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

- BANAR, M.; COKAYGIL, Z.; OZKAN, A. Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. *Waste management*, v. 29, n. 1, p. 54-62, 2009.
- BARROS, R. M. Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 374 p.
- BELBOOM, S. E. A et al. Comparing technologies for municipal solid waste management using life cycle assessment methodology: a Belgian case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 8, p. 1513-1523, 2013.
- BIDONE, F. R. A. (Coord.). Resíduos Sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização. Brasília: FINEP/PROSAB, 2001. 216 p.
- BOLDRIN, A. et al. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 8, p. 800-812, 2009.
- BOVEA, M. D.; POWELL, J. C. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of environmental management*, v. 79, n. 2, p. 115-132, 2006.
- BRASIL. (2010). Lei n.º 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, [2010]. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 10 jun. 2017.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento. Sistema de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2017. Brasília, DF: 2019. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2017>>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente. Governo Federal. Brasília: MMA. 2012
- BUEKENS, Alfons. Incineration technologies. Springer, New York, 2012.
- BUENO, G.; LATASA, I.; LOZANO, P. J. Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste

- management system in Gipuzkoa. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 51, p. 449-459, 2015.
- BUTTOL, P. et al. LCA of integrated MSW management systems: case study of the Bologna District. *Waste management*, v. 27, n. 8, p. 1059-1070, 2007.
- CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, v. 34, n. 12, p. 2116–2123, 2009.
- CLEARLY, J. Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment international*, v. 35, n. 8, p. 1256-1266, 2009.
- CLIFT, R.; DOIG, A.; FINNVEDEN, G. The Application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management: Part 1—Methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 78, n. 4, p. 279–287, 2000.
- COELHO, L. M. G.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 128, p. 438-450, 2016.
- CURRAN, M. A. Report on activity of task force 1: data registry-global life cycle inventory data resources. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, n. 4, p. 284-289, 2006.
- CURRAN, M. A. Strengths and limitations of life cycle assessment. In: *Background and future prospects in Life Cycle Assessment*. Springer, Dordrecht, 2014. p. 189-206.
- DALEMO, M. et al. ORWARE—A simulation model for organic waste handling systems. Part 1: Model description. *Resources, Conservation and recycling*, v. 21, n. 1, p. 17-37, 1997.
- DE EICKER, M. O. et al. The applicability of non-local LCI data for LCA. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 30, n. 3, p. 192-199, 2010.
- DI MARIA, F.; MICALE, C. Life cycle analysis of incineration compared to anaerobic digestion followed by composting for managing organic waste: The influence of system components for an Italian district. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 3, p. 377-388, 2015.

- DIAZ, R.; WARITH, M. Life-cycle assessment of municipal solid wastes: Development of the WASTED model. *Waste management*, v. 26, n. 8, p. 886-901, 2006.
- DOS SANTOS, M. F. N. et al. Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possíveis aplicações na construção civil. *Revista GEPROS*, n. 2, p. 57, 2011.
- EKVALL, T. et al. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, v. 27, n. 8, p. 989–996, 2007.
- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of environmental management*, v. 50, n. 1, p. 1-25, 1997.
- EPA. Locating and estimating air emissions from sources of dioxins and furans. Research Triangle Park, NC: Office of Air Quality Planning and Standards, 1997. Disponível em: < <https://www3.epa.gov/ttnchie1/le/dioxin.pdf> >. Acesso: 15 agosto 2018
- FINNVEDEN, G. et al. Life cycle assessments of energy from solid waste. *Stockholms Universitet*, 2000.
- FINNVEDEN, G. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 26, p. 173–187, 1999.
- GOMES, L. P (Coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. *PROSAB 5 - Tema 3*, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- GOMES, L. P.; KOHL, C. A.; SOUZA, C. L. L.; REMPEL, N.; MIRANDA, L. A. S.; MORAES, C. A. M. Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 20, n. 3, p. 449–462, 2015.
- GUINÉE, J. B. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. *Eco-efficiency in Industry and Science Series*, v. 7, p. 692, 2002.
- GUNAMANTHA, M.; SARTO. Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options: Case study of KARTAMANTUL region, Yogyakarta. *Renewable Energy*, v. 41, p. 277–284, 2012.

- HERRMANN, I. T.; MOLTESEN, A. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? – a comparative assessment of SimaPro and GaBi. *Journal of Cleaner Production*, v. 86, p. 163-169, 2015.
- HUPPONEN, M.; GRÖNMAN, K.; HORTTANAINEN, M. How should greenhouse gas emissions be taken into account in the decision making of municipal solid waste management procurements? A case study of the South Karelia region, Finland. *Waste Management*, v. 42, p. 196-207, 2015.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Cidades e Estados: Distrito Federal. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/df/.html>>. Acesso em: 15 mar. 2018.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>>. Acesso em 5 abr. 2018.
- JESWANI, H. K.; AZAPAGIC, A. Assessing the environmental sustainability of energy recovery from municipal solid waste in the UK. *Waste management*, 50, 2016. 346-363.
- JUCÁ, J. F. T. (Coord.). Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão. Jaboatão dos Guararapes, PE: Grupo de Resíduos Sólidos – UFPE, 2014. Disponível em: <<http://www.protegeer.gov.br/biblioteca/publicacoes/gestao-integrada-de-rsu/50-analise-das-diversas-tecnologias-de-tratamento-e-disposicao-final-de-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-europa-estados-unidos-e-japao>>. Acesso em: 06 fev. 2019.
- KIRKEBY, J. T. et al. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management & Research*, v. 24, n. 1, p. 3-15, 2006.
- LAURENT, A. et al. Review of LCA studies of solid waste management systems—Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste management*, v. 34, n. 3, p. 573-588, 2014.

- LEME, M. M. V. et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 87, p. 8-20, 2014.
- LIIKANEN, M. et al. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management—A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. *Journal of cleaner production*, v. 196, p. 150-162, 2018.
- LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTI, A.. Greenhouse effect reduction and energy recovery from waste landfill. *Energy*, v. 31, n. 15, p. 3208-3219, 2006.
- LOU, X. F.; NAIR, J. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions—a review. *Bioresource technology*, v. 100, n. 16, p. 3792-3798, 2009.
- LOUREIRO, S. M.; ROVERE, E. L. L.; MAHLER, C. F. Analysis of potential for reducing emissions of greenhouse gases in municipal solid waste in Brazil, in the state and city of Rio de Janeiro. *Waste management*, v. 33, n. 5, p. 1302-1312, 2013.
- MANFREDI, S.; CHRISTENSEN, T. H. Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste Management*, v. 29, n. 1, p. 32–43, 2009.
- MANFREDI, S. et al. Supporting environmentally sound decisions for waste management with LCT and LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 9, p. 937-939, 2011.
- MASSUKADO, L. M. Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de softwares livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.
- MASSUKADO, L. M. Sistema de apoio à decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares. 2004. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos: UFSCar, 2004.
- MCDOUGALL, F. R. et al. *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. Blackwell Science Ltd., Oxford, 2001.

- MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo City. *Waste Management*, v. 23, n. 5, p. 403–409, 2003.
- MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 41, p. 47–63, 2004.
- MERSONI, C. Avaliação do ciclo de vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi – RS. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, 2015.
- MONTEIRO, J. H. P. et al. Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.
- PAIVA, R. de L. M. Avaliação de Ciclo de Vida na Gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos no porto do Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2016.
- PE INTERNATIONAL. GaBi Paper Clip Tutorial: Introduction to LCA and modelling using GaBi. Disponível em: < <http://www.gabi-software.com/support/gabi-learning-center/gabi-learning-center/part-1-lca-and-introduction-to-gabi/> >. Acesso em: 20 fev. 2018
- REBITZER, G. et al. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment international*, v. 30, n. 5, p. 701-720, 2004.
- REICHERT, G. A. Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre. 2013. 301 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, 2013.
- REIS, M. F. P. Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, 2005.

- RIPA, M. et al. The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy). *Journal of cleaner production*, v. 142, p. 445-460, 2017.
- RODRIGUES, C. R. B. et al. Sistemas computacionais de apoio à ferramenta Análise do Ciclo de Vida do Produto (ACV). In: XXVIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 2008.
- Serviço de Limpeza Urbana (SLU). Relatório da análise gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal – 2015. Brasília – DF, 2015. Disponível em: <www.slu.df.gov.br> . Acesso em: 2 outubro 2018.
- Serviço de Limpeza Urbana (SLU). Relatório de atividades SLU - 2017. Brasília – DF, 2017. Disponível em: <www.slu.df.gov.br>. Acesso em: 15 setembro 2018
- SILVA, D. A.L. Avaliação do ciclo de vida da produção de painel de madeira MDP no Brasil. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ciências e Engenharia de Materiais e Área de Concentração em Desenvolvimento de caracterização e Aplicação de Materiais, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2012.
- SOARES, E. L. S. F. Estudo da Caracterização Gravimétrica e Poder Calorífico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação (Mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2011.
- SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. Environmental performance of municipal solid waste strategies based on LCA method: a case study of Macau. *Journal of Cleaner Production*, v. 57, p. 92-100, 2013.
- TCHOBANOGLOUS, G.; KREITH, F. Handbook of solid waste management. 2nd Edition. New York: McGraw-Hill Handbooks, 2002.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. Boston: McGraw-Hill, 1993.
- THINKSTEP. GaBi LCA Software. 2018. Disponível em: <www.thinkstep.com/software/gabi-lca>.
- VILHENA, A (Coord.). Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 4. ed. São Paulo (SP): CEMPRE, 2018. 316 p.

- WINKLER, J.; BILITEWSKI, B. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste management*, v. 27, n. 8, p. 1021-1031, 2007.
- YAY, A. S. E. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*, v. 94, p. 284-293, 2015.
- ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JR, A. B. *Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de Pequeno Porte*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 01-18.

APÊNDICE

Nas Tabelas abaixo são apresentados os valores numéricos dos indicadores ambientais e energético de todos os cenários avaliados, para cada alternativa de tratamento e o total.

Tabela A-14: Potencial de aquecimento global de cada etapa.

Cenários	Atividades				Total
	Compostagem	Reciclagem	Aproveitamento Energético	Aterro	
1				6,50E+09	6,50E+09
2			-3,71E+07	6,50E+09	6,47E+09
3		-7,39E+07	-3,54E+07	6,19E+09	6,09E+09
4	2,26E+06	-7,39E+07		4,96E+09	4,89E+09
5	4,58E+06	-1,46E+08	-1,91E+07	3,34E+09	3,19E+09
6	4,58E+06	-2,11E+08	-1,66E+07	2,91E+09	2,69E+09

Tabela A-15: Potencial de toxicidade humana de cada etapa.

Cenários	Atividades				Total
	Compostagem	Reciclagem	Aproveitamento Energético	Aterro	
1				1,63E+08	1,63E+08
2			-9,12E+06	1,62E+08	1,54E+08
3		-1,39E+07	-8,69E+06	1,54E+08	1,33E+08
4	-2,27E+05	-1,39E+07		1,25E+08	1,11E+08
5	-4,69E+05	-2,76E+07	-4,69E+06	8,33E+07	5,15E+07
6	-4,69E+05	-4,05E+07	-4,08E+06	7,24E+07	2,81E+07

Tabela A-16: Potencial de acidificação de cada etapa.

Cenários	Atividades				Total
	Compostagem	Reciclagem	Aproveitamento Energético	Aterro	
1				4,09E+04	4,09E+04
2			-2,73E+05	3,80E+04	-2,35E+05
3		-5,61E+05	-2,60E+05	3,50E+04	-7,83E+05
4	9,69E+04	-5,61E+05		3,08E+04	-4,30E+05
5	2,00E+05	-1,11E+06	-1,40E+05	1,80E+04	-1,03E+06
6	2,00E+05	-1,65E+06	-1,22E+05	1,60E+04	-1,55E+06

Tabela A-17: Potencial de eutrofização de cada etapa.

Cenários	Atividades				Total
	Compostagem	Reciclagem	Aproveitamento Energético	Aterro	
1				3,12E+04	3,12E+04
2			-1,88E+04	3,08E+04	1,20E+04
3		-4,70E+04	-1,79E+04	2,20E+04	-4,27E+04
4	1,55E+04	-4,70E+04		2,18E+04	-9,49E+03
5	3,19E+04	-9,33E+04	-9,68E+03	1,17E+04	-5,88E+04
6	3,19E+04	-1,40E+05	-8,41E+03	9,28E+03	-1,06E+05

Tabela A-18: Potencial de ecotoxicidade aquática de água doce de cada etapa.

Cenários	Atividades				Total
	Compostagem	Reciclagem	Aproveitamento Energético	Aterro	
1				1,42E+05	1,42E+05
2			-6,62E+05	1,42E+05	-5,20E+05
3		-1,13E+06	-6,31E+05	1,17E+05	-1,63E+06
4	-5,46E+04	-1,13E+06		1,03E+05	-1,07E+06
5	-1,13E+05	-2,23E+06	-3,41E+05	6,30E+04	-2,61E+06
6	-1,13E+05	-3,28E+06	-2,96E+05	5,30E+04	-3,62E+06

Tabela A-19: Consumo energético de cada etapa.

Cenários	Atividades				Total
	Compostagem	Reciclagem	Aproveitamento Energético	Aterro Sanitário	
1				3,67E+07	3,67E+07
2			-2,25E+08	3,60E+07	-1,89E+08
3		-3,15E+08	-2,15E+08	3,20E+07	-4,95E+08
4	1,08E+07	-3,15E+08		2,70E+07	-2,74E+08
5	2,23E+07	-6,24E+08	-1,16E+08	1,68E+07	-6,95E+08
6	2,23E+07	-9,16E+08	-1,01E+08	1,44E+07	-9,74E+08