

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL -  
MESTRADO  
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM GESTÃO E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

Ana Letícia Zappe

**Avaliação do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos  
urbanos de um consórcio intermunicipal no Rio Grande do Sul, Brasil**

Santa Cruz do Sul  
2016

Ana Letícia Zappe

**Avaliação do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de um consórcio intermunicipal no Rio Grande do Sul, Brasil**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Diosnel Antonio Rodriguez Lopez

Co-Orientador: Profa. Dra. Adriane Lawisch Rodriguez

Santa Cruz do Sul


2016

Ana Leticia Zappe


**Avaliação do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de um consórcio intermunicipal no Rio Grande do Sul, Brasil.**

Esta dissertação foi submetida ao programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado; Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental; Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

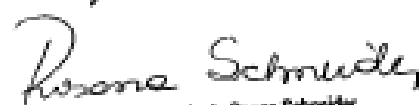
  
Prof. Dr. Diógenes Antonio Rodriguez Lopez  
Professor Orientador - UNISC

  
Prof. Dra. Adriane Lawisch Rodrigues  
Professora Co-Orientadora - UNISC

  
Prof. Dr. Erio Leandro Machado  
Professor Examinador - UNISC

  
Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert  
Professor Examinador - UCS

Santa Cruz do Sul  
2016

  
Prof. Dr. Rosana de Casella de Souza Schneider  
Coordenadora  
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental  
UNISC

*Nunca desista dos seus sonhos.*

## **AGRADECIMENTOS**

Pai, Mãe e Mana. A vocês, dedico minha educação e minhas virtudes. Obrigada por sempre estarem presente na minha vida e nas minhas decisões.

Família. A vocês, dedico meus maiores exemplos. Obrigada por serem tão especiais e carinhosos. Em especial, vó e vô, sem o exemplo e o carinho de vocês nada seria possível e também, sem as “cucas”.

Dr. Prof. Diosnel. A você, dedico minha vontade de vencer. Obrigada pelo seu caráter e paciência, és um exemplo para mim. Dra. Profa. Adriane, a você dedico meu afeto, obrigada por ter acreditado em mim.

Dr. Prof. Ênio e Dr. Prof. Geraldo, obrigada por estarem presentes nesse momento tão importante em minha vida.

Raquel. Obrigada pelo apoio e auxílio, bem como a amizade.

Colegas. A vocês, dedico meu entusiasmo. Obrigada por terem enfrentado “esta” comigo. Em especial, Graciela, Elizandro e Jeferson.

Bolsistas e “ajudantes”. A vocês, dedico meus sinceros votos de sucesso. Obrigada por terem me doado tempo e boa vontade.

Amigos. A vocês, dedico minha amizade e minha gratidão. Em especial, Melissa, Fábio, Lucas, André, Caio e todo o Rotaract Club Venâncio Aires.

Keiti, Magda e Juliana. A vocês, dedico meus melhores sorrisos. Obrigada por sempre estarem ao meu lado.

A UNISC, grata pela infraestrutura e a FAPERGS, grata pela bolsa.

## RESUMO

O aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) na sociedade contemporânea é alvo de discussões e debates referentes as consequências que as más gestões desse tipo de material podem acarretar. Para disciplinar a gestão e o gerenciamento dos RSU no Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos (PNRS) traz como condicionantes a realização de estudos voltados a regionalização e ao aumento do uso da análise do ciclo de vida a fim de implantar e/ou melhorar os modelos atuais dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (SGRSU). Com o objetivo de realizar um estudo comparativo dos impactos ambientais que a regionalização do SGRSU na Região do Vale do Rio Pardo traria, o presente trabalho utilizou a ferramenta de análise de ciclo de vida (ACV) por meio do programa computacional UMBERTO NXT LCA e avaliou seis categorias de impacto ambiental por meio do método CML 2001. O inventário de ciclo de vida teve seus valores normalizados de acordo com o método WORLD 1995 e a interpretação dos resultados permitiu identificar que os municípios possuem características semelhantes com relação a composição gravimétrica dos RSU gerados em seu território e concluir que a etapa de coleta implica nas maiores contribuições em todos os municípios analisados nas categorias de potencial de acidificação e depleção dos recursos abióticos devido principalmente a utilização de combustíveis fósseis. As simulações apresentaram que a inclusão da etapa de construção de um aterro sanitário ocasiona um aumento das emissões em todas as categorias avaliadas e não pode ser negligenciada. No município de Santa Cruz do Sul, enquanto C2 apresentou 45.592.954,26 kg CO<sub>2</sub>-Eq de emissões na categoria de PAG, em C1 o resultado foi de 38.039.570,07 kg CO<sub>2</sub>-Eq e C3 15.551.295,92 kg CO<sub>2</sub>-Eq, por exemplo.

Palavras Chaves: Resíduos Sólidos Urbanos, Consórcios Intermunicipais, Análise de Ciclo de Vida e Impactos Ambientais.

## ABSTRACT

The increase generation of municipal solid waste (MSW) in contemporary society is the subject of discussion and debate regarding the consequences of the bad managements of this kind of material may result. To discipline the management and the management of MSW in Brazil, the National Policy on Solid Waste (PNRS) brings as conditions studies facing regionalization and the increase use of the analysis about life cycle for the purpose of implement and / or improve the current municipal models of solid waste management systems (SGRSU). With the objective to do a comparative study of the environmental impacts that this regionalization of the SGRSU brings to the region of Rio Pardo Valley, this study used the life cycle analysis tool (LCA) through the UMBERTO NXT LCA computer program and evaluated six categories of environmental impact through the CML 2001 method. The inventory life cycle had normalized values according to the 1995 WORLD method and the interpretation of results showed that the municipalities have similar characteristics regarding gravimetric composition of MSW generated in theirs territory. The analysis also concluded that the collection stage involves the greatest contributions in all municipalities analyzed in the categories of potential acidification and depletion of abiotic resources mainly due to use of fossil fuels. The simulations showed that the inclusion of a sanitary landfill construction phase causes an increase in the emissions in all categories evaluated and can not be neglected. In Santa Cruz do Sul, while C2 presented 45,592,954.26 kg CO<sub>2</sub>-Eq emissions in the category of PAG, C1 the result was 38,039,570.07 kg CO<sub>2</sub>-Eq and C3 15,551,295.92 kg CO<sub>2</sub> Eq, for example.

Key words: Municipal Solid Waste, Intermunicipal Consortiums, Life Cycle and Environmental Impact Analysis.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Temas tratados relativos ao meio ambiente no Brasil – 2014.....	22
Figura 2: Índice de abrangência da coleta de RSU (%). .....	24
Figura 3: Geração per capita de RSU no Brasil (2007 - 2013).....	25
Figura 4: Fluxograma das etapas de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. ....	33
Figura 5: Destinação final de RSU (t/dia). .....	38
Figura 6: Exemplo da evolução dos custos de implantação de aterro sanitário por habitante de acordo com a população atendida, apenas com implantação e com implantação de equipamentos.....	43
Figura 7: Modelo compartilhado de gestão de resíduos sólidos.....	44
Figura 8: Estrutura de Avaliação de Ciclo de Vida. ....	47
Figura 9: Fluxo de etapas que podem ser avaliadas por uma ACV. ....	52
Figura 10: Diagrama usado pelo Software Umberto para exemplificar processos. ...	55
Figura 11: Fluxograma da metodologia adotada para a coleta de dados.....	57
Figura 12: Localização dos municípios envolvidos no estudo. ....	58
Figura 13: Método de quarteamento segundo a ABNT NBR nº 10.007/2004. ....	60
Figura 14: Método de quarteamento utilizada no estudo. ....	61
Figura 15: Simulação do cenário atual do SGRSU no município de Santa Cruz do Sul. ....	66
Figura 16: Simulação do cenário consorciado incluindo a construção de um aterro sanitário no município de Santa Cruz do Sul.....	69
Figura 17: Simulação do cenário consorciado com uma unidade de incineração de RSU localizada no município de Santa Cruz do Sul.....	70
Figura 18: Composições gravimétricas dos RSU dos municípios estudados.....	72
Figura 19: Comparação das composições físicas dos municípios estudados.....	73
Figura 20: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Santa Cruz do Sul.....	78
Figura 21: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Venâncio Aires.....	79
Figura 22: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Candelária. ....	80



Figura 23: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Vera Cruz.....	81
Figura 24: Somatório das etapas do SGRSU dos municípios para cada categoria de impacto avaliada em C1.....	85
Figura 25: Impactos ambientais totais associados ao cenário C2.....	86
Figura 26: Impactos ambientais totais associados ao cenário C3.....	86
Figura 27: Somatório de cada etapa dos municípios analisados para cada cenário simulado no estudo. ....	87
Figura 28: Contribuição de cada cenário avaliado para o potencial de aquecimento global segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual per capita (World 1995).....	88
Figura 29: Contribuição de cada cenário avaliado para o potencial de acidificação segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual per capita (World 1995). ....	91
Figura 31: Contribuição de cada cenário avaliado para o potencial de eutrofização segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual per capita (World 1995). ....	93
Figura 31: Contribuição de cada cenário avaliado para toxicidade humana segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual per capita (World 1995).....	94
Figura 32: Contribuição de cada cenário avaliado para oxidação fotoquímica segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual per capita (World 1995). ....	96
Figura 33: Contribuição de cada cenário avaliado para depleção dos recursos abióticos segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual per capita (World 1995).....	97

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil no ano de 2008. ....	23
Tabela 2: Quantidade de RSU gerado no Brasil em 2013. ....	24
Tabela 3: Quantidades de municípios por tipo de destinação adotada – 2014. ....	25
Tabela 4: Características dos sistemas de gerenciamento de RSU em diversos países. ....	26
Tabela 5: Divisão de municípios por tamanho da população. ....	31
Tabela 6: Principais formas de acondicionamento de resíduos sólidos urbanos. ....	34
Tabela 7: Índice evolutivo da coleta de RSU por região e no Brasil (%). ....	34
Tabela 8: Composição típica percentual do biogás. ....	39
Tabela 9: Normas ISO para estudos de ACV. ....	46
Tabela 10: Normas ABNT NBR para estudos de ACV. ....	47
Tabela 11: Dados gerais dos municípios envolvidos no estudo. ....	59
Tabela 12: Categorias de impactos ambientais do estudo. ....	63
Tabela 13: Valores de referência para normalização utilizando os fatores de nível mundial para o ano de 1995. ....	63
Tabela 14: Estratégias de coleta adotada pelos municipais que compõem o estudo. ....	65
Tabela 15: Distâncias percorridas pelos veículos de coleta. ....	65
Tabela 16: Distâncias percorridas pelos veículos de transporte até a disposição final. ....	67
Tabela 17: Distâncias percorridas pelos veículos de transporte até o aterro sanitário de Santa Cruz do Sul. ....	68
Tabela 18: Dados de População, RSU coletado e geração de RSU per capita nos municípios estudados. ....	71
Tabela 19: Composição dos resíduos e o nível de renda. ....	75

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Avaliação do Impacto de Ciclo de Vida
C1	Cenário 1
C2	Cenário 2
C3	Cenário 3
DRA	Depleção dos Recursos Abióticos
EUA	Estados Unidos da América
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
OF	Oxidação Fotoquímica
PA	Potencial de Acidificação
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PE	Potencial de Eutrofização
PET	Politereflalato de Etileno
PEV	Ponto de Entrega Voluntário
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RS	Rio Grande do Sul
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SGRSU	Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos
SMMASS	Secretaria Municipal de Meio Ambiente, Saneamento e Sustentabilidade
TH	Toxicidade Humana
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

## LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

EP/ano	Equivalentes Populacionais por ano
kg (1,4-DCB-Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>	Quilograma de Diclorobenzeno Equivalente por ano <i>per capita</i>
kg (antimônio-Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>	Quilograma de Antimônio Equivalente por ano <i>per capita</i>
kg (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq. ano <sup>-1</sup> . cap <sup>-1</sup>	Quilograma de Etileno Equivalente por ano <i>per capita</i>
kg (CO <sub>2</sub> -Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>	Quilograma de Dióxido de Carbono Equivalente por ano <i>per capita</i>
kg (SO <sub>2</sub> -Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>	Quilograma de Dióxido de Enxofre Equivalente por ano <i>per capita</i>
kg 1,4-DCB-Eq	Quilograma de Diclorobenzeno Equivalente
kg CO <sub>2</sub> -Eq	Quilograma de Dióxido de Carbono Equivalente
kg PO <sub>4</sub> eq. ano <sup>-1</sup> . cap <sup>-1</sup>	Quilograma de Fosfato Equivalente por ano <i>per capita</i>
kg PO <sub>4</sub> -Eq	Quilograma de Fosfato Equivalente
kg SO <sub>2</sub> -Eq	Quilograma de Dióxido de Enxofre Equivalente
kg/hab.ano	Quilograma por habitante por ano
kg/hab.dia	Quilograma por habitante por dia
Km	Quilômetros
km/dia	Quilômetros por dia
MJ/kg	Megajoule por quilograma
p/p	Peso/Peso
t/ano	Toneladas por ano
t/dia	Toneladas por dia
t/mês	Toneladas por mês

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>18</b>
2.1 Objetivo Geral.....	18
2.2 Objetivos Específicos.....	18
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>19</b>
3.1 Resíduos Sólidos .....	19
3.1.1 Caracterização e classificação dos resíduos .....	20
3.1.2 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos .....	21
3.1.3 Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos.....	28
3.1.3.1 Etapas do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos .....	33
3.2 Política Nacional de Resíduos Sólidos .....	40
3.3 Consórcios Intermunicipais de Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos .....	42
3.4 Avaliação do Ciclo de Vida .....	46
3.4.1 Avaliação do Ciclo de Vida em Sistemas de Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos .....	52
3.4.2 Programa computacional utilizado .....	54
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>57</b>
4.1 Diagnóstico do sistema atual de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos dos municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Vera Cruz e Venâncio Aires. ....	57
4.1.1 Aquisição de dados.....	59
4.2 Avaliação de Ciclo de Vida .....	62
4.2.1 Definição do objetivo e escopo .....	62
4.2.2 Simulações para a Análise do Ciclo de Vida.....	64
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>71</b>
5.1 Caracterização Física dos Municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz.....	71
5.2 Resultados do ACV dos Cenários Simulados .....	76
5.2.1 Resultados da Simulação do Cenário 1 (C1) .....	77
5.2.2 Resultados da Simulação dos Cenários C2 e C3 .....	85

5.3 Resultados da Simulação para os Impactos Ambientais dos Cenários C1, C2 e C3 .....	87
5.3.1 Potencial de Aquecimento Global (PAG) .....	88
5.3.2 Potencial de Acidificação (PA) .....	90
5.3.3 Potencial de Eutrofização (PE) .....	92
5.3.4 Toxicidade Humana (TH) .....	94
5.3.5 Oxidação Fotoquímica (OF).....	95
5.3.1.6 Depleção dos recursos abióticos (DRA) .....	96
<b>6. CONCLUSÃO .....</b>	<b>99</b>
<b>7. REFERÊNCIAS.....</b>	<b>101</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O crescente consumo de bens não duráveis reflete o conceito de uma sociedade com elevado potencial poluidor e colabora com o aumento expressivo de resíduos (HERVA, NETO e ROCA, 2014).

A quantidade crescente de resíduos sólidos urbanos gerados tornou-se então uma grande preocupação social e ambiental, uma vez que a gestão inadequada desse material leva a impactos ambientais negativos (poluição do ar, do solo e água) e a problemas relacionados a saúde e segurança (doenças transmitidas por insetos e roedores atraídos por montes de resíduos e doenças associadas a diferentes formas de poluição) (ERSES YAY, 2015; LOU *et al.*, 2015).

Em 2014, por exemplo, 78.583.405 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) foram geradas no Brasil, o que representou um aumento de 2,9% com relação ao ano de 2013, índice superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 0,9%. Os dados indicam que a geração de RSU cresce em maior proporção que a população, o que é considerado um fator de risco para os sistemas de gestão e o gerenciamento de RSU projetados por gestores municipais, técnicos e sociedade em geral (ABRELPE, 2014).

No estado do Rio Grande do Sul foram gerados 8.643 t/dia de RSU em 2014, sendo que desse total, 8.123 t/dia foram coletados. Como disposição final, 70,4% dos RSU tiveram destinações a aterros sanitários no estado, o que corresponde a 5.719 t/dia, enquanto que 17,6% e 12% tiveram destinações a aterros controlados e lixões, o que corresponde a 1.429 t/dia e 975 t/dia, respectivamente. Ao somar o total de 2.404 t/dia coletados e destinados de forma incorreta e ao analisar a diferença do valor gerado com o coletado, 34% dos RSU gerados no Rio Grande do Sul, no período de 2014, foram destinados incorretamente.

A Companhia Rio-grandense de Valorização de Resíduos (CRVR) é a maior empresa que atua na área de manejo de resíduos sólidos do estado, atendendo 300 dos 497 municípios gaúchos nos serviços de disposição final e valorização de resíduos sólidos urbanos. Com 4 centrais regionais localizadas nos municípios de São Leopoldo, Santa Maria, Giruá e Minas do Leão, sendo essa a Central de Resíduos do Recreio (CRR), a qual recebe resíduos de 145 municípios, incluindo a capital do estado, Porto Alegre.

Instituída para disciplinar a gestão de RSU no Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) propõe condicionantes para a gestão e o gerenciamento dos RSU. Assim sendo, a política orienta para que sejam realizados estudos de regionalização com incentivos à adoção de consórcios ou de outras formas de cooperação entre os entes federados, bem como a ampliação do uso da Análise do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta para melhorar o desempenho ambiental dos produtos e serviços e fortalecer a gestão da limpeza urbana e do manejo de resíduos sólidos urbanos.

Para alcançar o determinado na Lei nº 12.305/2010, os consórcios públicos para o gerenciamento de resíduos sólidos podem ser uma forma de equacionar o problema dos municípios. Apresentam-se com um potencial de aplicação, viabilizando a redução de impactos ambientais e de gastos excessivos com o gerenciamento de RSU. Essa alternativa, objetiva viabilizar a descentralização e a prestação de serviços públicos que envolvam resíduos sólidos e ainda, conta com prioridade na obtenção dos incentivos instituídos pelo Governo Federal.

Atuando como uma premissa para o desenvolvimento de estratégias de gestão de resíduos sólidos urbanos e utilizada para avaliar os impactos ambientais associados a todas as fases de ciclo de vida do produto e/ou serviço, a ACV é uma técnica capaz de identificar oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de um processo, sendo possível comparar diferentes estratégias e aumentar o nível de informação dos gestores, fornecendo uma abordagem holística (ARENA, MASTELLONE e PERUGINI, 2003).

Selecionar o melhor sistema de gerenciamento de RSU não é uma tarefa fácil, uma vez que há diferentes opções disponíveis. Para tanto, a técnica de ACV vem sendo utilizada nos últimos 30 anos. Lopez *et al.* (2003) utilizaram a ferramenta de ACV e realizaram um estudo diagnóstico do sistema de gerenciamento de RSU. Reichert e Mendes (2014) utilizaram a técnica para o apoio a tomada de decisões visando o desenvolvimento de um gerenciamento de RSU na cidade de Porto Alegre/RS, que se consolidasse como integrado e sustentável. Alencar (2013) e Trentin (2014) também utilizaram da ferramenta para realizar estudos diagnósticos com relação aos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos nos municípios de Imperatriz/MA e Santa Cruz do Sul/RS. Ainda assim, outros estudos com diferentes focos foram realizados. Zappe *et al.* (2015) realizam um estudo



diagnóstico referente a logística reversa aplicada ao gerenciamento de lâmpadas fluorescentes no município de Santa Cruz do Sul/RS.

Deste modo, o presente estudo utilizou a ferramenta de ACV aplicada as atividades de gerenciamento de resíduos sólidos a fim de analisar os impactos ambientais da regionalização do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos para quatro municípios do Vale do Rio Pardo e Taquari/RS, focando nas etapas de disposição final (aterro sanitário) e tratamento por incineração.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

O objetivo geral deste trabalho foi realizar um estudo comparativo dos impactos ambientais da implantação de um Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos intermunicipal na Região do Vale do Rio Pardo e Taquari, com foco na destinação final.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Realizar um estudo de diagnóstico dos sistemas atuais de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos dos municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Vera Cruz e Venâncio Aires;
- Avaliar os impactos ambientais dos sistemas atuais de gerenciamento de resíduos dos municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Vera Cruz e Venâncio Aires por meio da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida;
- Realizar um estudo diagnóstico por meio do ACV da regionalização dos sistemas de gerenciamento de resíduos de um consórcio intermunicipal, focada em aterro e incineração consorciada, entre os municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

A base de pesquisa utilizada para a elaboração do presente trabalho estruturou-se nas seguintes diretrizes e conceitos sobre a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos; no panorama dos resíduos sólidos urbanos, tanto no estado do Rio Grande do Sul, como no Brasil e no Mundo; na Política Nacional de Resíduos Sólidos e suas metas especificadas; os consórcios intermunicipais de gerenciamento de resíduos sólidos e a Lei nº 11.107/2007; e ainda, a ferramenta de análise do ciclo de vida aplicada aos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

A busca por referencial se deu com o intuito de auxiliar na tomada de decisão ao obter-se um maior embasamento para uma avaliação do impacto ambiental de cada operação que caracterize o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos atualmente, incluindo a construção e operação de um aterro sanitário.

#### 3.1 Resíduos Sólidos

A ABNT NBR 14.040 (2009) define resíduos como substâncias ou objetos os quais o detentor pretende ou é obrigado a dispor. A coleta, transporte, tratamento e destinação final desse material, em particular os resíduos gerados em grandes e médios centros urbanos, tornaram-se um problema relativamente difícil de resolver para os responsáveis pela sua gestão. O problema é ainda mais grave nos países em desenvolvimento econômico, como o Brasil, onde os recursos financeiros e humanos são críticos e/ou geralmente escassos (UNEP, 2005).

Para realizar uma abordagem ao tema, com definições claras e objetivas, foi utilizado o conceito citado na norma ABNT NBR 10.004 (2004), da seguinte forma:

"resíduos sólidos são os resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades 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 e 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 técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível".

Para tanto, pode-se também destacar o conceito que a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos e a Lei nº 14.528,

de 16 de abril de 2014, que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos no Estado do Rio Grande do Sul PNRS (2010). Ambas definem resíduos sólidos como:

“O material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe 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 esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível”.

### 3.1.1 Caracterização e classificação dos resíduos

Para TOZLU, ÖZAHİ e ABUŞOĞLU (2016) resíduos sólidos urbanos (RSU) são popularmente conhecidos como lixo, ou seja, resíduos de alimentos, papel, papelão, plástico, PET, vidro, têxteis, metais, madeira e couro, fraldas, etc.

Assim sendo, a Lei nº. 12.305 de 2 de agosto de 2010, no artigo 13, caracteriza os resíduos sólidos quanto à sua origem e periculosidade, logo:

“I - Quanto à origem:

- a) resíduos domiciliares: os 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: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturas, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

II - Quanto à periculosidade:

- a) resíduos perigosos: aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica;
- b) resíduos não perigosos: aqueles não enquadrados na alínea “a”.

As características dos resíduos sólidos possuem como indicadores dados referentes à geração, volume de recursos financeiros, humanos e físico operacionais envolvidos, estilos de vida, tradições culturais, taxa de alfabetização, hábitos alimentares, condições climáticas e geográficas (SINGH *et al.*, 2011; GALLARDO *et al.*, 2015; RAVINDRA, KAUR e MOR, 2015).

Por exemplo, para elaborar um plano de gestão de RSU adequado, o primeiro passo consiste em definir os resíduos gerados no município, obtendo a sua composição física, uma vez que essa composição pode variar em virtude das características do local de estudo e questões temporais. Geralmente, os dados não são homogêneos para todos os municípios, uma vez que o número de habitantes e as atividades econômicas não são iguais (GALLARDO *et al.*, 2015).

Os RSU são, de longe, os mais heterogêneos de todos os resíduos gerados (AL-SALEM, EVANGELISTI e LETTIERI, 2014). Eles abrangem os resíduos domésticos, resíduos de comércio e escritórios, instituições e empresas de pequeno porte, resíduos de quintal e jardim e os resíduos da rua, excluindo resíduos de redes municipais de esgoto e tratamento, bem como de resíduos de atividades da construção e demolição (ERSES YAY, 2015).

Outro conceito quando se estuda RSU são os rejeitos. Segundo a PNRS, são ditos como rejeitos os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.

### **3.1.2 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos**

#### **3.1.2.1 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil e na Região Sul**

Segundo o relatório de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil 2015, (IBGE, 2015), 16,7% dos temas tratados relativos a meio ambiente são referentes a resíduos, poluentes e agrotóxicos, como observado na Figura 1. Isso demonstra que o interesse pela abordagem do tema dentro da sociedade contemporânea cresceu, sendo a mesma caracterizada como maior consumidora de bens não duráveis.

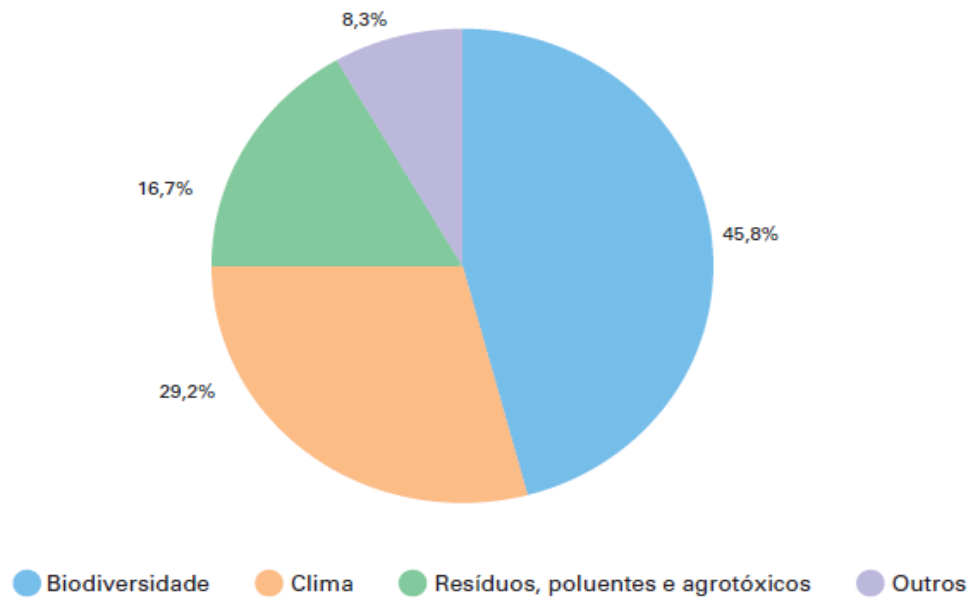


Figura 1: Temas tratados relativos ao meio ambiente no Brasil – 2014.  
 FONTE: IDS IBGE, 2015.

Questões intrínsecas a gestão e gerenciamento de RSU crescem juntamente com o processo de evolução da humanidade. Estes processos estão relacionados ao aumento da população, a expansão da economia, a rápida urbanização e a industrialização, os quais são consolidados como fatores responsáveis por acelerar a taxa de geração de RSU (SINGH *et al.*, 2011; GUERRERO, MAAS e HOGLAND, 2013).

O aumento significativo da quantidade de resíduos corrobora que os sistemas de gestão de resíduos ainda requerem muito esforço para ser ajustados de acordo com as características encontradas em cada país, estado ou região estudada (DEN BOER, DEN BOER e JAGER, 2007).

A característica física dos RSU se difere entre os países em desenvolvimento e desenvolvidos, e até mesmo entre regiões ou cidades. Por exemplo, nos países em desenvolvimento, os resíduos sólidos urbanos têm uma fração muito maior de resíduos orgânicos do que nos países desenvolvidos (BANCO MUNDIAL; OTHMAN *et al.*, 2013).

A composição gravimétrica dos RSU gerados no Brasil está detalhada na Tabela 1, onde se destaca a matéria orgânica com uma fração correspondente a 51,4 % (p/p). Esse dado está descrito na versão preliminar do plano nacional de gerenciamento de resíduos sólidos, que tem por objetivo descrever a situação da gestão dos RSU no Brasil (SINIR, 2012).

No quesito tratamento dos resíduos sólidos, apesar da massa de resíduos sólidos urbanos apresentar alto percentual de matéria orgânica, as experiências de compostagem no Brasil são ainda incipientes.

Tabela 1: Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil no ano de 2008

<b>Resíduos</b>	<b>Participação (%)</b>	<b>Quantidade (t/dia)</b>
<b>Material Reciclável</b>	<b>31,9</b>	<b>58.527,40</b>
Metals	2,9	5.293,50
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, Papelão e tetrapak	13,1	23.997,40
Plástico Total	13,5	24.847,90
Plástico Filme	8,9	16.399,60
Plástico Rígido	4,6	8.448,60
Vidro	2,4	4.388,60
<b>Matéria Orgânica</b>	<b>51,4</b>	<b>94.335,10</b>
Outros	16,7	30.618,90
<b>Total</b>	<b>100,0</b>	<b>183.481,50</b>

FONTE: PNRS a partir de dados do IBGE (2010b).

O resíduo orgânico, por não ser coletado separadamente, é encaminhado para disposição final juntamente com os resíduos domiciliares. Essa forma de destinação gera despesas que poderiam ser evitadas caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento específico, por exemplo, para compostagem. Do total estimado de resíduos orgânicos que são coletados (94.335,1 t/dia) somente 1,6% (1.509 t/dia) é encaminhado para tratamento via compostagem (IPEA., 2012).

No Brasil, com uma população de 202.799.518 habitantes, foram geradas aproximadamente 78,6 milhões de toneladas de RSU em 2014, o equivalente a uma média de 1,062 kg/hab.dia. Ao distribuir a geração por regiões, dados que podem ser observados na Tabela 2, é possível afirmar que a região sudeste é responsável por uma geração de 105.431 toneladas por dia, sendo a *per capita* de 1,239 kg/hab.dia. Deste modo, a região se consolida como a geração mais expressiva de todo o país. Já para a região sul do Brasil, tem-se 22.328 toneladas por dia a uma geração *per capita* de 0,770 kg/hab.dia (ABRELPE, 2014).

Tabela 2: Quantidade de RSU gerado no Brasil em 2013

Regiões	2013			
	População Total (hab.)	RSU gerado (t/dia)	Índice (kg/hab.dia) – Geração	Índice (kg/hab.dia) – Coleta
<b>Norte</b>	17.261.983	15.413	0,893	0,722
<b>Nordeste</b>	56.186.190	55.117	0,982	0,771
<b>Centro-Oeste</b>	15.219.608	16.948	1,114	1,04
<b>Sudeste</b>	85.115.623	105.431	1,239	1,205
<b>Sul</b>	29.016.114	22.328	0,77	0,725
<b>BRASIL</b>	202.799.518	215.297	1,062	0,963

FONTE: ABRELPE, 2013.

Na Figura 2, é possível visualizar o índice de abrangência da coleta dos RSU em todas as regiões do Brasil. Segundo dados do relatório do SNIS 2013, o maior déficit de atendimento do serviço de coleta regular é encontrado nos municípios com até 30 mil habitantes.

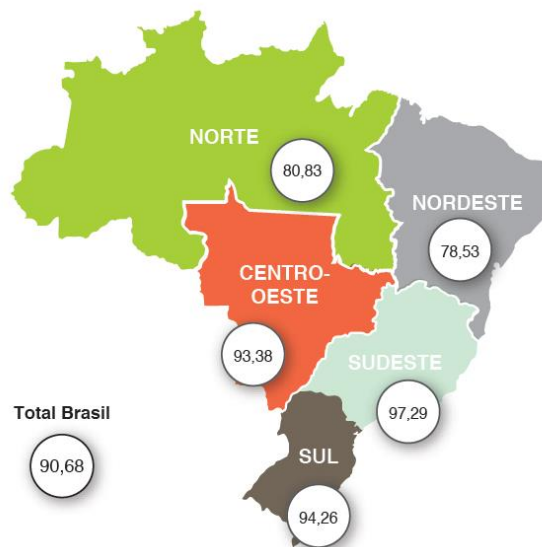


Figura 2: Índice de abrangência da coleta de RSU (%).  
FONTE: Pesquisa ABRELPE.

Realizando uma pesquisa nos relatórios da associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais (ABRELPE), encontram-se os valores de geração de RSU *per capita* entre os anos de 2007 e 2013, visualizados na Figura 3.



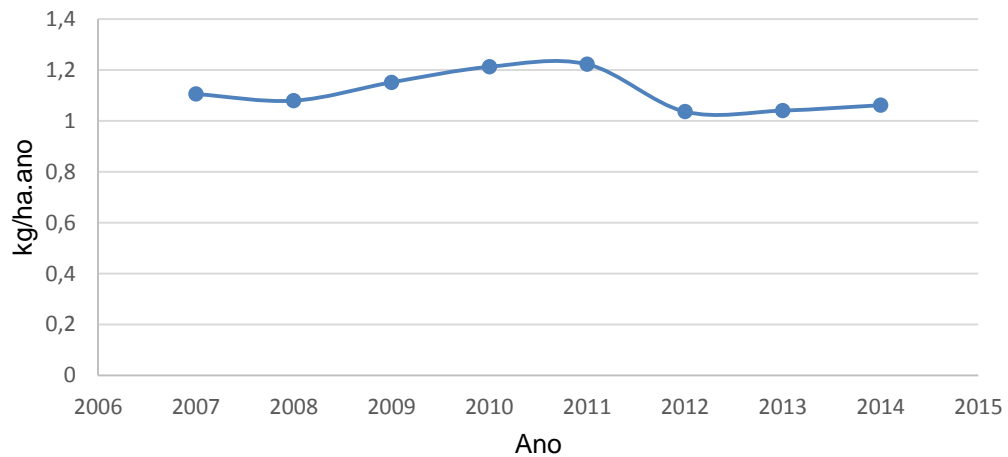


Figura 3: Geração per capita de RSU no Brasil (2007 - 2013).

FONTE: Pesquisa ABRELPE, adaptado pelo autor.

O destino final para os RSU frequentemente adotado pelos municípios brasileiros consiste nos modelos de aterramento, como demonstrado na Tabela 3. Assim sendo, os efeitos da disposição inadequada de resíduos, quando não há o gerenciamento ambientalmente correto, conduzem ao esgotamento ambiental. O depósito de resíduos sólidos a céu aberto ou lixão é uma forma de deposição desordenada sem compactação ou cobertura dos resíduos, o que propicia a poluição do solo, ar e água, bem como a proliferação de vetores de doenças. Por sua vez, o aterro controlado é outra forma de deposição de resíduo, tendo como único cuidado a cobertura dos resíduos com uma camada de solo ao final da jornada diária de trabalho com o objetivo de reduzir a proliferação de vetores de doenças (OTHMAN *et al.*, 2013).

Tabela 3: Quantidades de municípios por tipo de destinação adotada – 2014.

2014 - Regiões e Brasil						
Destino Final	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	<b>BRASIL</b>
Aterro Sanitário	93	455	164	820	704	<b>2.236</b>
Aterro Controlado	112	505	147	644	367	<b>1.775</b>
Lixão	245	834	156	204	120	<b>1.559</b>
<b>BRASIL</b>	<b>450</b>	<b>1.794</b>	<b>467</b>	<b>1.668</b>	<b>1.191</b>	<b>5.570</b>

FONTE: Pesquisa ABRELPE.

Os dados da ABRELPE, em seu panorama dos RSU, demonstram que os recursos aplicados pelos municípios em 2014 nos sistemas de gestão e gerenciamento de RSU no Brasil foram, em média, cerca de R\$10,00 por habitante

por mês, o que movimentou recursos que superaram a casa dos R\$ 26,5 bilhões com 350 mil empregos diretos.

### 3.1.2.2 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos no mundo

Em âmbito mundial, estima-se que as cidades geram, atualmente, cerca de 1,3 bilhões de toneladas de resíduos sólidos por ano, com as tendências atuais de urbanização, este número vai crescer para 2,2 bilhões de toneladas por ano em 2025, sendo um aumento de 70% (BANCO MUNDIAL, 2015).

Erses Yay (2015), para determinar os aspectos ambientais dos resíduos sólidos urbanos e de sistemas de gestão menos impactantes, realizou um levantamento das estratégias de eliminação de alguns países os quais utilizam métodos de gerenciamento diferenciados, conforme pode ser visto na Tabela 4, como a deposição em aterro, incineração ou compostagem.

Para Erses Yay (2015) os RSU do município de Sakarya, na Turquia, possuem uma maior proporção de resíduos de comida, com 42,4% (p/p) com relação a composição gravimétrica total.

Tabela 4: Características dos sistemas de gerenciamento de RSU em diversos países.

Pais	kg/hab.dia	Aterro Sanitário (%)	Incineração (%)	Compostagem (%)	Reciclagem (%)	Referências
Japão <sup>1</sup>	0,96	1	76	0	19	OECD, 2014
Canadá <sup>1</sup>	1,07	72	4	7	18	OECD, 2015
EU27 <sup>2</sup>	1,37	37	23	15	25	Eurostat,2013
Grécia <sup>2</sup>	1,36	82	0	3	15	Eurostat,2014
Alemanha <sup>2</sup>	1,64	1	37	17	45	Eurostat,2015
Itália <sup>2</sup>	1,47	49	17	13	21	Eurostat,2016
Bulgária <sup>2</sup>	1,03	94	0	3	3	Eurostat,2017
Espanha <sup>2</sup>	1,45	58	9	18	15	Eurostat,2018
Suiça <sup>2</sup>	1,88	0	50	16	35	Eurostat,2019
Reino Unido <sup>2</sup>	1,42	49	12	14	25	Eurostat,2020
EUA <sup>2</sup>	2	54	12	8	26	USEPA, 2014
Coréia <sup>2</sup>	0,99	17	24	1	58	OECD, 2015
México <sup>3</sup>	1,4	95	0	0	5	OECD, 2016

<sup>1</sup> Relatório de dados de 2010.

<sup>2</sup> Relatório de dados de 2011.

<sup>3</sup> Relatório de dados de 2012.

FONTE: Erses Yay (2015), adaptado pelo autor.

Zaman (2014) destaca que Adelaide (Austrália) é uma das cidades do mundo de alto consumo que tem desenvolvido e implementado uma estratégia denominada

“resíduos zero”, com o objetivo de conseguir uma ótima recuperação de recursos a partir dos mesmos. O estudo indica que a compostagem de resíduos aumentará significativamente em Adelaide e em 2015, a quantidade de resíduos compostado deve ser maior do que o que vai para aterro. Por esta razão, o autor destaca que o tratamento biológico de resíduos e a infraestrutura, particularmente em instalações de compostagem de resíduos, deve ser estimulada.

Para Magrinho, Didelet e Semiao (2006), a geração de RSU tem se destacado como um dos problemas ambientais mais importantes para todas as regiões portuguesas. O estudo mostra que 96% dos RSU coletados e dos 4% que foram coletados pela coleta seletiva, 68% foram depositados em aterro, 21% foram incinerados e transformados em energia, 8% foram tratados em instalações de aproveitamento de resíduos orgânicos (composteiras) e 3% foram entregues a reciclagem, sendo que o país possui uma taxa média de geração de RSU em 1,32 kg/hab.dia.

Miezah *et al.* (2015) afirmam que há lacunas quanto aos dados sobre a taxa de geração de resíduos, a composição física dos resíduos, a triagem e eficiência de separação e *per capita* de resíduos em seu estudo em Gana. O estudo desses autores mostrou que a taxa de geração de resíduos em Gana foi de 0,47 kg/pessoa.dia, o que se traduz em cerca de 12.710 toneladas de resíduos por dia uma vez que a população atual corresponde a 27.043.093 de habitantes. O mesmo ainda encontrou uma composição gravimétrica com 61% (p/p) de resíduos orgânicos, 14,6% (p/p) de plásticos inertes, 5% (p/p) de papel, 3% (p/p) de metais, 3% (p/p) de vidro, 1% (p/p) de couro e borracha e 1% (p/p) têxteis.

Outro exemplo, Tozlu, Özahi e Abuşoğlu (2016) afirmam que o aumento da quantidade de resíduos sólidos gerados nos municípios e a sua posterior eliminação têm sido os principais problemas ambientais e econômicos no Peru.

Gupta, Yadav e Kumar (2015) apresenta que o mesmo problema citado por Tozlu, Özahi e Abuşoğlu (2016) no Peru se repete na Índia. Devido ao rápido aumento da urbanização, industrialização e população, a taxa de geração de resíduos sólidos urbanos em cidades e vilas indianas também aumentou. A quantidade atual de RSU gerado nos municípios indianos aumentou de 6 milhões de toneladas em 1947 para 90 milhões de toneladas em 2009 e espera-se aumentar para 300 milhões de toneladas até 2047. A composição física dos RSU no país possui principalmente uma

grande fração orgânica (40% - 60%), cinzas e terra fina (30% - 40%), de papel (3% - 6%) e plástico, vidro e metais e (cada um menos de 1%).

Outra característica dos RSU a ser verificada é o teor de umidade, que considerando as estações é maior no inverno (64% no inverno, 56% no verão). A comparação do teor de umidade entre países indica que os países em desenvolvimento possuem um elevado conteúdo orgânico, como exemplo: a China com 61% e a Índia com 60% que são classificados como países em desenvolvimento, sendo que o teor de umidade encontrado para países desenvolvidos, como os EUA é entre 15 - 40% (ERSES YAY, 2015).

### **3.1.3 Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos**

#### **3.1.3.1 Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos**

A atual situação da gestão de resíduos sólidos gerados pelo consumo de bens e serviços e a configuração das operações de gerenciamento, se apresentam como um problema de grande relevância para toda a população (FIORUCCI *et al.*, 2003).

Um sistema de gestão de resíduos planejado inadequadamente pode causar sérias perturbações para os moradores de um município. Uma gestão de resíduos sólidos sustentável, precisa ser ambientalmente eficaz, economicamente acessível e socialmente aceitável. Com um elevado nível de complexidade, a busca por este modelo sustentável deve priorizar a seleção do melhor cenário de gestão, com exigências nos aspectos ambientais, econômicos e sociais (DEN BOER, DEN BOER e JAGER, 2007).

No entanto, com diferentes realidades sociais e econômicas, padrões de consumo e níveis de desenvolvimento tecnológico, municípios em diferentes países adotam diferentes abordagens na configuração de seus sistemas e então, a maioria dos modelos de gestão de resíduos considera os aspectos econômicos e ambientais, mas poucos consideram os aspectos sociais (MORRISSEY e BROWNE, 2004; GENG, TSUYOSHI e CHEN, 2010).

Segundo o relatório da Unep (2005) para que tenhamos um sistema de gestão de resíduos abrangente e eficiente, alguns elementos devem ser incluídos no processo, sendo eles as atividades de: políticas de ajuste conforme as características encontradas no município ou região; o desenvolvimento e cumprimento dos

regulamentos; a utilização de estudos de caracterização de resíduos para ajustar os sistemas para os tipos de resíduos gerados; o manuseio de resíduos com o intuito de recuperar materiais, incluindo a separação, coleta, compostagem, incineração e deposição em aterro; a comercialização dos materiais recuperados para os para uso industrial, comercial, de pequena escala ou subprodutos; o estabelecimento de programas de formação para os trabalhadores que integram o sistema de gestão de resíduos; a realização de programas de informação e educação públicas; a identificação de mecanismos financeiros e sistemas de recuperação de custos; o estabelecimento de preços para os serviços e o fomento a incentivos e a incorporação de empresas do setor privado, incluindo os coletores do setor informal, catadores e empresários.

No Brasil, para obter uma mudança positiva do cenário atual, a estratégia principal instituída pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (2010) se dá pela gestão por meio de ordem de prioridades. Nesse contexto, as condicionantes do sistema são expostas no modelo de hierarquia de gestão, já adotado na União Europeia, onde Fernández-Nava *et al.* (2014) e Fiorucci *et al.* (2003) citam que países já industrializados, são obrigados a propor sistemas de gestão de resíduos que cumprem com a hierarquia de opções, com base na seguinte ordem de prioridade: prevenção (na geração de resíduos); reutilização; reciclagem; outros tipos de recuperação (incluindo a energia) e, finalmente, a disposição final.

O objetivo da hierarquia de gestão é fazer com que as práticas de gestão de resíduos sejam mais saudáveis possíveis. A mesma se apresenta como uma ferramenta política útil para a conservação dos recursos, para lidar com a escassez de aterros, para minimizar a poluição do ar e da água e para proteger a saúde pública e promover a segurança (UNEP, 2005)

A gestão por ordem de prioridade tem como objetivos:

- Prevenir a geração de resíduos ou reduzir a quantidade gerada;
- Reduzir a toxicidade ou impactos negativos dos resíduos gerados;
- Reutilizar em suas formas atuais os materiais recuperados a partir do fluxo de resíduos;
- Reciclagem, compostagem, ou recuperar materiais para uso como entradas diretas ou indiretas a novos produtos;

- Recuperar energia por incineração, a digestão anaeróbia, ou processos semelhantes;
- Reduzir o volume de resíduos antes do descarte;
- Garantir o descarte de resíduos sólidos residuais em uma forma ambientalmente correta, geralmente em aterros.

Segundo BARROS (2012), em países de línguas neolatinas há alcances distintos, apesar de próximos, ao se referir aos conceitos de gestão e gerenciamento. Todavia, gestão é definida como ato ou efeito de gerir, administrar, gerenciar e, gerenciamento, é a ação ou efeito de proceder (dirigir). No caso dos resíduos sólidos, a primeira refere-se a definições de estratégicas, políticas, enquanto a outra é operacional, executiva.

Para estabelecer um conceito padronizado, a PNRS conceitua gerenciamento de resíduos sólidos como o conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos, exigidos pela lei, enquanto que gestão integrada de resíduos sólidos é o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável.

Melhorias substanciais de gestão e gerenciamento podem ser alcançadas em muitos casos com a utilização de alternativas de baixo custo, ou por vezes sem custo, apenas com modificações no sistema existente, cujo foco seja promover o aumento da eficiência do sistema. Exemplos de tais melhorias podem ser o desenho eficiente das rotas de coleta, modificações nos veículos de coleta, reduções no tempo de inatividade, e educação pública (exemplificada pela educação ambiental e a comunicação das consequências que à geração de menos resíduos e a redução do lixo podem ocasionar para a economia do município e para a redução dos impactos ambientais referentes aos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos) (UNEP, 2005).

A gestão dos resíduos também é afetada por fatores que permitem o mau desempenho do sistema. Esses fatores referem-se a corpo técnico, caracterizados pela falta de competências técnicas entre funcionários municipais e autoridades

governamentais, fatores ambientais, devido à falta de sistemas de controle ambiental e a falta de avaliação dos impactos ambientais reais, e ainda os fatores financeiros.

Guerrero, Maas e Hogland (2013) colocam que a carga colocada sobre o orçamento municipal, resultado dos altos custos associados as atividades de gerenciamento de RSU e a falta de compreensão sobre a diversidade dos fatores que afetam as diferentes fases da gestão de resíduos possuem lacunas e interferem diretamente no funcionamento do sistema. Os mesmos colocam que as autoridades de gestão de resíduos que atuam nos municípios possuem falta de capacidade organizacional (liderança) e conhecimento profissional e que as informações são extremamente limitadas, incompletas, sendo extremamente difícil obter uma visão holística referente a complexidade do problema da gestão dos resíduos sólidos urbanos, logo, muito escassas.

Em resposta a estes desafios, Bolaane e Isaac (2015) relatam que alguns municípios escolhem privatizar os serviços de coleta de resíduos o que garantiria a melhor qualidade e atendimento dos requisitos do sistema. Todavia, o mesmo argumenta a necessidade de o poder público ter uma formação de funcionários municipais aptos em conhecimentos técnicos para gerir informações e realizar estas contratações.

Os municípios de pequeno porte, segundo o IPEA (2012), são os que demonstram as maiores deficiências na gestão dos resíduos sólidos (até 100 mil habitantes) e naqueles localizados na região Nordeste, dados esses visualizados na Tabela 5.

Tabela 5: Divisão de municípios por tamanho da população.

		Número de Municípios	
<b>Unidade de Análise</b>	<b>Faixa Populacional</b>	<b>2000</b>	<b>2008</b>
Municípios pequenos	Menos que 100 mil habitantes	5.341	5.299
Municípios médios	Entre 100 mil e 1 milhão de habitantes	211	252
Municípios grandes	Mais de 1 milhão de habitantes	13	14
<b>Brasil</b>		<b>5.565</b>	<b>5.565</b>

FONTE: PNRS, 2010.

Wang, Wang e Shahbazi (2015) reiteram que os países em desenvolvimento possuem uma maior dificuldade com a gestão de resíduos sólidos urbanos e se específica ainda mais ao relatar sobre as zonas rurais. Os mesmos escrevem que isso se deve a limitada capacidade financeira dos municípios de menor porte e a baixa

prioridade que os governos locais atribuem a essa questão, onde se tem como indicadores da problemática as observações referentes a resíduos encontrados nas estradas e despejo ilegal dos mesmos em áreas urbanas, problema esse que pode muito bem ser visualizado em regiões brasileiras, tanto rurais como urbanas, em todos os estados, incluindo o Rio Grande do Sul, e, de forma ainda específica, trata da realidade ainda encontrada no Vale do Rio Pardo/RS.

### **3.1.3.2 Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos**

Os resíduos sólidos são entendidos como um dos poluentes mais perniciosos. O gerenciamento desse material, principalmente nos ambientes urbanos, torna-se uma ferramenta importante para o desenvolvimento socioeconômico e ambiental. Informações referentes a coleta de resíduos gerados são de extrema relevância, as quais se utilizadas da maneira correta, podem fornecer indicadores que podem ser associados tanto à saúde da população quanto à proteção do meio ambiente. A garantia de saúde pública e segurança está diretamente ligada ao manejo de RSU, uma vez que na medida em que resíduos não coletados ou dispostos em locais inadequados favorecem a proliferação de vetores, bem como a contaminação do solo e águas (IBGE, 2015).

Gallardo *et al.* (2015) afirmam que não existe um modelo único de gerenciamento, universal, válido para todas as cidades. O mesmo explica que para projetar um SGRSU, faz-se necessário avaliar características as quais se sugere incluir a distância até o ponto de coleta, o volume das lixeiras, a falta de espaço nas casas, a desconfiança de gestão correta dos materiais que são destinados a reciclagem, a presença de membros da família que não estão dispostos a participar, o baixo número de produtos recicláveis gerados ou pouco conhecimento do sistema de coleta seletiva.

Barros (2012) destaca que o conjunto de etapas do gerenciamento de resíduos, desde a coleta até a destinação final, deve ser planejado pois estão interligadas, portanto, passível de influenciar o desempenho da etapa posterior nas mais diversas dimensões. Na Figura 4 podem ser observadas as operações que podem integrar um sistema de gerenciamento de RSU.



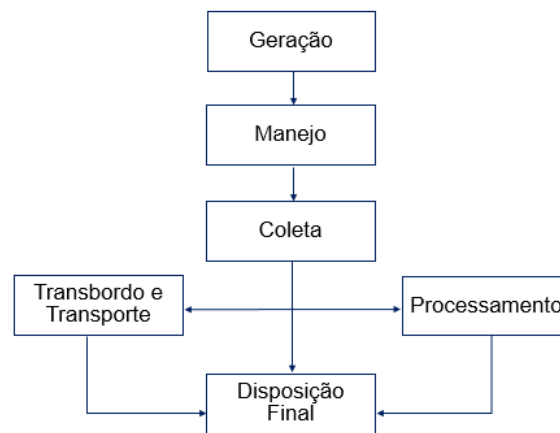


Figura 4: Fluxograma das etapas de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.  
 FONTE: Adaptado de Bigum (2014).

### 3.1.3.1 Etapas do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos

#### 3.1.3.1.1 Geração e Acondicionamento

As operações dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos variam conforme o município as quais serão aplicadas, todavia, a etapa de acondicionamento dos resíduos sólidos, deve ser compatível com suas características quali-quantitativas, facilitando a identificação e possibilitando o manuseio seguro dos resíduos, durante as etapas de coleta, transporte e armazenamento (ZANTA e FERREIRA, 2003).

Entende-se por acondicionamento o ato ou efeito de embalar os resíduos sólidos, cuja responsabilidade é do usuário. A importância desta etapa do gerenciamento está ligada ao conforto, à estética, à economia e praticidade do serviço de coleta e ao controle de vetores, para questões relacionadas à saúde pública. Na Tabela 6 mostra-se as principais formas de acondicionamento para RSU (BARROS, 2012).

O inadequado fornecimento de contentores para o acondicionamento correto dos RSU, atrelado a distâncias entre estes contenedores e as residências, tendem a aumentar a probabilidade de descarte de resíduos em áreas abertas e bermas.

Tabela 6: Principais formas de acondicionamento de resíduos sólidos urbanos.

<b>Tipo de Resíduos</b>	<b>Formas de Acondicionamento</b>	<b>Fatores a considerar na aplicabilidade</b>
Doméstico	Sacos plásticos, tambores, latas, bombonas, caçambas, contenedores (contêineres) e recipientes basculantes em carrinhos	Estanqueidade, peso, facilidade de manusear, resistência, volumes, tamanhos, praticidade, durabilidade, custo.
Público	Cestos coletores de calçada, lixeiras, caçambas	Formas, volumes, materiais adaptados ao contexto local

FONTE: Adaptado de Barros, 2012.

### 3.1.3.1.2 Coleta e Transporte e/ou Transbordo

As etapas de coleta e transporte consistem nas operações de remoção e transferência dos resíduos sólidos urbanos para um local de armazenamento, processamento, muitas vezes identificado como área de transbordo ou destinação final. Essa atividade pode ser realizada de forma seletiva ou por coleta dos resíduos misturados (ZANTA e FERREIRA, 2003).

Para Barros (2012) a coleta dos resíduos sólidos deve ser compatível com as estratégias operacionais dos serviços de limpeza e refletir as preocupações referentes à sustentabilidade, sendo efetuada em função dos tipos e da quantidade de resíduos a serem transportados.

Segundo os dados dos relatórios da ABRELPE, a evolução dos índices da coleta de RSU por região e no Brasil (%), apresentada na Tabela 7, demonstra o desenvolvimento dos serviços de gerenciamento de RSU em todas as regiões, exceto na região norte, onde 2013 teve-se um decaimento da abrangência de coleta.

Tabela 7: Índice evolutivo da coleta de RSU por região e no Brasil (%).

<b>Região</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>
Norte	73,56	78,7	80,12	82,22	83,17	84,23	80,23	80,83
Nordeste	69,51	73,45	75,37	76,17	76,71	77,43	78,22	78,53
Centro-Oeste	85,96	90,36	89,15	89,88	91,3	92,11	93,05	93,38
Sudeste	92,04	96,23	95,33	95,87	96,52	96,87	97,09	97,29
Sul	83,51	90,49	90,74	91,47	92,33	92,54	94,07	94,26
<b>BRASIL</b>	<b>83,3</b>	<b>87,94</b>	<b>88,15</b>	<b>88,98</b>	<b>89,66</b>	<b>90,17</b>	<b>90,41</b>	<b>90,68</b>

FONTE: Pesquisa ABRELPE, 2009.

Estudos mais recentes mostram que no ano de 2010, o percentual de resíduos sólidos urbanos coletados era de 88,97%, sendo coletados 54.157.896 t/ano das

60.868.080 t/ano geradas. Já, para 2011, esse percentual subiu para 89,66%, sendo 55.534.440 t/ano coletadas, do total de 61.936.368 t/ano geradas. Em 2012, atinge-se o percentual de 90,17 % de RSU coletado, sendo que 56.561.856 t/ano foram coletadas das 62.730.096 t/ano geradas (ABRELPE, 2014).

No ano de 2013, a cobertura dos serviços de coleta, chega a 90,4%, com um total de 69.064.935 toneladas de RSU coletadas no ano. A comparação entre a quantidade de RSU gerada e a coletada em 2013, mostra que diariamente mais de 20.000 toneladas deixaram de ser coletadas no país e, por consequência, tiveram destino impróprio (ABRELPE, 2014).

A coleta de RSU é basicamente realizada segundo 4 (quatro) modelos diferenciados, sendo: sistema regular (convencional) de coleta; coleta especial; coleta realizada pelo próprio produtor e, coleta seletiva, esta, que pode ser no sistema de coleta porta a porta e/ou ponto a ponto (BARROS, 2012).

Tem-se a definição para a coleta por sistema regular (convencional) a qual é executada nas residências a intervalos determinados, correspondendo à remoção de resíduos sólidos urbanos, comerciais e industriais de pequeno porte. Para a coleta especial, a mesma é executada mediante escala ou a pedido dos interessados. A coleta executada pelo próprio produtor é realizada quando há grandes volumes de resíduos. Já a coleta seletiva, consiste no recolhimento dos materiais, em geral aqueles mais lenta ou dificilmente degradáveis, previamente segregados na fonte (residências, estabelecimentos comerciais, etc.), dentre os quais se destacam como de maior interesse comercial o papel, papelão, vidro, plástico e metais (BARROS, 2012).

Em 2012, cerca de 60% dos municípios registraram alguma iniciativa de coleta seletiva e, em 2013, pouco mais de 62%. Embora seja expressiva a quantidade de municípios com iniciativas de coleta seletiva, convém salientar que muitas vezes estas atividades resumem-se à disponibilização de pontos de entrega voluntária ou convênios com cooperativas de catadores, que não abrangem a totalidade do território ou da população do município (ABRELPE, 2014).

Segundo Cunha e Caixeta Filho (2002), a etapa de coleta a dos RSU se inicia na partida do veículo de sua garagem, se estende por todo o percurso gasto na viagem para remoção dos resíduos dos locais onde foram acondicionados até os locais de descarga e ainda, o retorno ao ponto de partida. A falta e/ou a má gestão dessa etapa pode implicar em diversos problemas, tanto ambientais como à saúde da população.

### 3.1.3.1.3 Reciclagem e Compostagem

A eficiência plena de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é requerida através de etapas eficientes. A aplicação dos processos de reciclagem e compostagem se colocam como operações unitárias de tratamento as quais possibilitam a recuperação de materiais e sua valorização.

Segundo a PNRS (2010), reciclagem é processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos. A operação tem como benefícios a redução dos impactos ambientais oriundos da extração de matérias-primas, protegendo os recursos naturais, pode reduzir os valores de energia consumida e ainda, aumentar a vida útil dos aterros sanitários, sendo então caracterizada como a fase mais positiva e factível nas práticas de gerenciamento de resíduos sólidos (FERRÃO *et al.*, 2014). Já para a definição de reuso e reutilização, a PNRS (2010) cita que consiste no processo de aproveitamento dos resíduos sólidos sem sua transformação biológica, física ou físico-química.

Segundo o relatório de Desenvolvimento Sustentável do IBGE (2015), a reciclagem de materiais catalisa interesses do poder público, empresas e sociedade e é uma atividade que sintetiza vários princípios do desenvolvimento sustentável. Além dos benefícios ambientais, é uma oportunidade de negócios, uma atividade geradora de emprego e renda, e promove a conscientização da população para o tema ambiental e para o uso eficiente dos recursos.

Segundo Dodson *et al.* (2012), o reuso ou a reutilização e a reciclagem devem ser utilizados como operações para se atingir um modelo de vida sustentável. Essas atividades apresentam importantes implicações econômicas, pois reduzem tanto o uso de materiais quanto o de energia, promovendo o aumento da eficiência energética de setores industriais. Citando como exemplo a operação referente a reciclagem, ao reduzir-se a extração de matérias-primas e o consumo de energia, contribui-se também para a redução das emissões de gases de efeito estufa associados à geração de energia pela queima de combustíveis fósseis. Logo, a reutilização e valorização dos componentes inorgânicos do fluxo de resíduos é um importante aspecto de gestão.

Os resíduos orgânicos (resíduos biodegradáveis) constituem pelo menos 50% dos resíduos (em massa) nos países em desenvolvimento, portanto, recomenda-se

que seja dada a eles uma atenção especial (UNEP, 2005). Essa fração pode ser reduzida durante o processo de compostagem, processo biológico de degradação da fração biodegradável da matéria orgânica, sendo o produto final, um composto, com potencial de uso como fertilizante agrícola de acordo com a sua maturidade e qualidade (DOMINGO e NADAL, 2009).

Intrínseco a reciclagem, o processo de compostagem de resíduos sólidos está ganhando apoio a nível mundial, especialmente com o recente aumento da demanda global por alimentos cultivados organicamente e crescente oposição à geração de eletricidade a partir de resíduos sólidos (ELWAN *et al.*, 2015).

Othman *et al.* (2013) revelaram que menos de 40% dos resíduos sólidos gerados são desviados dos aterros na maioria dos países desenvolvidos, apesar de legislações e restrições. Além disso, os resíduos sólidos urbanos da maior parte dos países em desenvolvimento são caracterizados por densidades maiores, mais umidade, maior teor de matéria orgânica e presença de poeira e sujeira devido a varrição de ruas.

Isso significa que uma coleta seletiva, cuja classificação no momento da coleta oferece vantagens inquestionáveis, como a separação de material reciclável e biodegradável e diminuindo significativamente o volume de resíduos a incinerar ou a ser depositado em aterros sanitários (DOMINGO e NADAL, 2009).

Dentro das condicionantes para a execução de eficientes processos de reciclagem, as usinas de triagem promovem a separação dos materiais recicláveis presentes nos RSU (PRADO FILHO e SOBREIRA, 2007). Todavia, para Ulbanere (1996) *apud* Lobato e Lima (2010), as usinas brasileiras operam com ausência de métodos e técnicas de controle operacional e financeiro, gerando uma consequência direta na eficiência final. Além disso, esteiras operadas por catadores representam riscos à saúde e a segurança de seus operadores.

#### **3.1.3.1.4 Disposição Final**

Segundo o Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008, no ano de 1989, 1,1% dos municípios brasileiros destinavam seus resíduos para aterro sanitário. No ano de 2000, esse número aumentou e eram 17,3% chegando em 2008 com 27,7%.

Mesmo com uma legislação mais restritiva, a destinação inadequada de RSU se faz presente em todas as regiões e estados brasileiros, sendo que 3.334 municípios, correspondentes a 41,6% do total de municípios da federação, como pode ser visualizado na Figura 5 ainda fizeram uso em 2014, de locais impróprios para destinação final dos resíduos coletados em 2013 (ABRELPE, 2014).

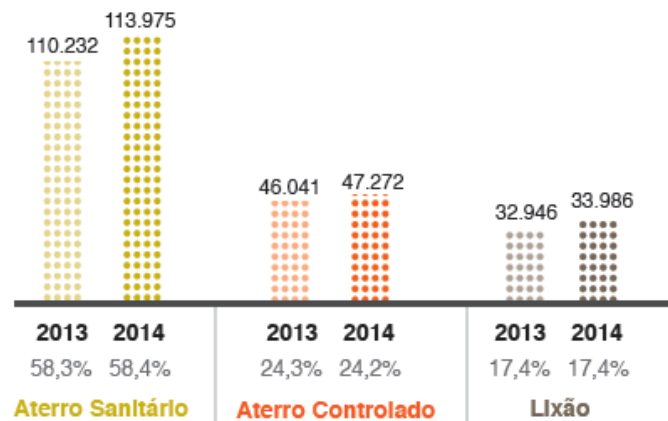


Figura 5: Destinação final de RSU (t/dia).  
FONTE: Pesquisa ABRELPE, 2015.

A fase de disposição final é a última fase do sistema de limpeza urbana de qualquer município. No entanto, não importa o quão bem-sucedidas são as técnicas de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos utilizadas pelo município são, a existência de um aterro sanitário é sempre necessária. Isto porque, em qualquer atividade executada há geração de resíduos (OTHMAN *et al.*, 2013).

Segundo a PNRS (2010), entende-se que disposição final ambientalmente adequada é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

A ABNT NBR 8.419 (1996) define aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos como uma obra de engenharia consolidada como uma técnica de disposição de RSU no solo, a qual não causa danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, sendo o resíduo coberto com uma camada de terra em intervalos de tempo.

Neste sistema, a fração orgânica dos resíduos sofre decomposição em condições anaeróbicas, liberando o chamado "biogás de aterro". O gás de aterro que é gerado pode ser considerado como uma fonte de gases do efeito de estufa, o que

inclui principalmente metano, sendo que sua gestão desempenha um papel importante dentro dos SGRSU (TOZLU, ÖZAHİ e ABUŞOĞLU, 2016).

Cherubini, Bargigli e Ulgiati (2008) e Regattieri (2009) dizem que o processo de decomposição dos RSU gera compostos gasosos como o CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e NH<sub>3</sub>. Regattieri (2009) ainda apresenta a composição típica do percentual do biogás produzido em aterros sanitários de RSU pode ser visualizada na Tabela 8.

Tabela 8: Composição típica percentual do biogás.

Nome	Fórmula	% volume
Metano	CH <sub>4</sub>	45 - 60
Dióxido de Carbono	CO <sub>2</sub>	40 - 60
Nitrogênio	N <sub>2</sub>	2,0 - 5,0
Oxigênio	O <sub>2</sub>	0,1 - 1,0
Monóxido de Carbono	CO	0,0 - 0,2
Sulfeto de Hidrogênio	H <sub>2</sub> S	0,0 - 0,1
Amônia	NH <sub>3</sub>	0,1 - 1,0
Hidrogênio	H <sub>2</sub>	0,0 - 0,2
Componentes Traço	-	0,01 - 0,6

FONTE: Regattieri (2009) *apud*. Alcântara (2007).

Batarseh, Reinhart e Berge (2010) apresentam que o uso de aterros sanitários, mesmo sendo obras de engenharia, podem apresentar deficiências. No estudo apresentado por Dodson *et al.* (2012), a deposição em aterro continua a ser o método mais comumente utilizado para os resíduos sólidos urbanos (RSU) de tratamento em muitos países, tais como Bulgária, Polônia República Tcheca, Grécia, Portugal.

Os danos ambientais atrelados ao uso de aterros sanitários como método de deposição e disposição final de RSU possuem uma gama de variáveis, fontes e consequências. Yang *et al.* (2015), chamam a atenção que tanto a construção como a operação dos aterros sanitários consomem certas quantidades de matérias primas e energia, bem como a produção e utilização desses materiais.

Contudo, como resultado das preocupações ambientais relacionadas com efeito estufa, emissões de gases e de lixiviação de compostos tóxicos, pressões de uso da terra e os custos econômicos da eliminação de resíduos, métodos alternativos de eliminação dos resíduos, incluindo a incineração, compostagem e reciclagem, são estudados e tidos como opções importante de gerenciamento de RSU (DODSON *et al.*, 2012).

Em alguns países da Europa o uso de aterros sanitários para disposição final já vem sendo interrompido. Al-Salem, Evangelisti e Lettieri (2014) citam que a Suécia possui proibições quanto à disposição final de RSU em aterros, deste modo, esse método de disposição final já é proibido no país. Alemanha, Bélgica e França se aproximam dessa realidade. Em contrapartida, no Reino Unido, 50% dos RSU ainda são depositados em aterro.

Recentemente, algumas cidades brasileiras começaram a procurar por outras alternativas para dispor seu RSU. Diante da falta de espaço no entorno das grandes cidades e também da alta dos preços da terra, do alto custo do transporte de resíduos em longa distância, da depreciação associada à recusa das pessoas em ter aterros perto de suas casas, há razões claras para a incineração de resíduo passe a ser constantemente avaliada por autoridades de municípios como uma solução para a disposição final (FEHR, PEREIRA e BARBOSA, 2009).

A incineração de resíduos sólidos urbanos com recuperação de energia é classificada como uma solução em alguns países parecendo particularmente atraente como forma para produzir energia e reduzir o volume de resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários (LEME *et al.*, 2014).

Segundo Tozlu, Özahi e Abuşoğlu (2016), a Agência Internacional de Energia gerencia que uma tonelada de RSU deve ter um valor calorífico entre 8 e 12 MJ/kg para uma geração de energia eficiente. O mesmo ainda diz que embora a técnica de aterramento como tratamento de resíduos seja a mais utilizada em todo o mundo, países desenvolvidos já optam pela tecnologia de incineração, sendo que a mesma é capaz de reduzir em aproximadamente 70% da massa total de resíduos logo, 90% do total volume.

### **3.2 Política Nacional de Resíduos Sólidos**

Em qualquer discussão sobre a PNRS deve-se considerar a situação antes e depois da implementação da Lei Federal nº 12.305/10, um importante marco legal neste domínio (MARCONSIN e ROSA, 2013).

As metas propostas pela PNRS visam uma disposição mais adequada dos resíduos sólidos de diversas fontes produtoras (não apenas os resíduos de origem doméstica), bem como a redução do volume de resíduos gerados; ampliação da reciclagem, acoplada a mecanismos de coleta seletiva com inclusão social de



catadores; responsabilização de toda cadeia de produção e consumo pelo destino dos resíduos com a implantação de mecanismos de logística reversa; envolvimento dos diferentes entes federativos na elaboração e execução dos planos adequados às realidades regionais, vinculando repasse de recursos à elaboração de planos municipais, intermunicipais e estaduais de resíduos (IPEA, 2012).

Esse novo marco legal exige nova abordagem para ações de compostagem e de coleta seletiva, pois abre novas possibilidades para se obter escala de sustentabilidade para a prestação dos serviços, transformando o reaproveitamento de materiais numa exigência e não apenas uma opção ou uma decisão da administração municipal. Assim, a máxima redução dos rejeitos a serem aterrados é parte importante da estratégia do Ministério do Meio Ambiente. A adoção da coleta seletiva como um serviço público de manejo de resíduos sólidos, ofertado de maneira universal aos usuários dos serviços e não apenas como um modelo demonstrativo, e a compostagem de resíduos orgânicos fazem parte do novo modelo tecnológico defendido pela Secretária de Recursos Hídricos e Ambientes Urbanos (MMA, 2010).

Em 2011, iniciou-se o processo de elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, um dos instrumentos mais importantes da Política Nacional, na medida que identifica os problemas dos diversos tipos de resíduos gerados, as alternativas de gestão e gerenciamento passíveis de implementação, indicando planos de metas, programas e ações para mudanças positivas sobre o quadro atual.

Algumas das diretrizes e estratégias estabelecidas na versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos visam alcançar: a) o atendimento aos prazos legais; b) o fortalecimento das políticas públicas conforme o previsto na Lei nº 12.305/2010, tais como a implementação da coleta seletiva e logística reversa, o incremento dos percentuais de destinação, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a inserção social dos catadores e materiais reutilizáveis e recicláveis; c) a melhoria da gestão e do gerenciamento dos resíduos sólidos como um todo; d) o fortalecimento do setor de resíduos sólidos per si e as interfaces com os demais setores da economia.

### **3.3 Consórcios Intermunicipais de Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos**

O modelo de gestão de resíduos sólidos urbanos estabelece a forma pela qual se conduz politicamente a questão, enquanto o modelo de gerenciamento estabelece os critérios técnicos de tratamento e disposição final.

Os municípios brasileiros apresentam uma situação delicada em relação a modelos tradicionalmente utilizados para o manejo dos resíduos sólidos, os quais apresentam uma série de problemas na sua execução, expondo a insuficiente capacidade técnica e administrativa para sua gestão.

Segundo Cotrim e Reichert (2000), nesta linha de pensamento é que os consórcios municipais se enquadram. A compilação de consórcios intermunicipais de manejo de resíduos sólidos expressa uma forma moderna de administração pública e se consolida perante o fato que os inexoráveis impactos ambientais gerados pelo manejo de RSU extrapolam os limites administrativos dos municípios, o que requer medidas de atuação conjunta (NETO e MOREIRA, 2012).

Os consórcios públicos são parcerias formadas por dois ou mais entes da federação, para a realização de objetivos de interesse comum em qualquer área, voltados para o desenvolvimento regional. Os consórcios podem ser firmados entre todas as esferas de governo (municípios/municípios, municípios/estados, municípios/estado/união). Entretanto, a união somente participará de consórcios públicos em que também façam parte todos os estados em cujos territórios estejam situados os municípios consorciados, além de que, todo consórcio público possui Cadastro Nacional de Pessoa Jurídica (MMA, 2010).

Esta nova legislação oferece segurança jurídica para a formação de consórcios com capacidade de gerir serviços públicos de saneamento, especialmente importante para o manejo de resíduos sólidos, cumprindo as novas exigências criadas pela Lei de Saneamento Básico e pela Política Nacional de Resíduos Sólidos. Essas exigências podem ser mais facilmente implementadas por meio da gestão associada dos serviços, e têm como objetivo a universalização da prestação dos serviços no menor prazo possível, com a melhor qualidade de serviços e viabilidade técnica, econômica, financeira, ambiental e social (MMA, 2010).

Na Figura 6, se visualiza a economia que a regionalização pode trazer aos municípios, os quais possuem, muitas vezes sozinhos, o desafio de operar um aterro sanitário, indicando a conveniência da busca de soluções regionais para o problema.

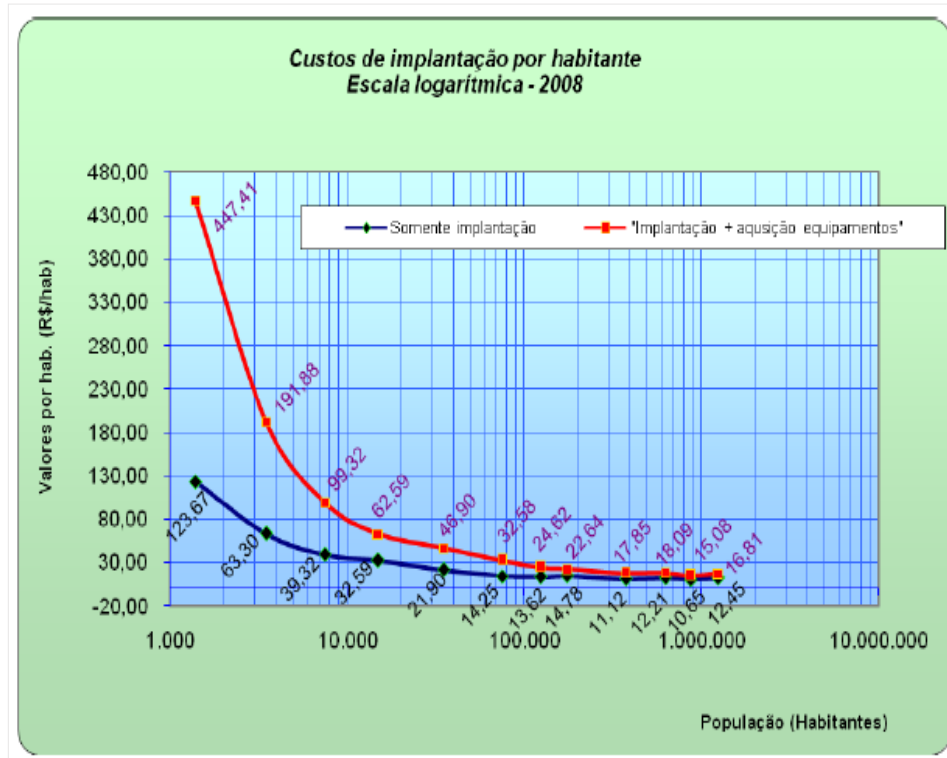


Figura 6: Exemplo da evolução dos custos de implantação de aterro sanitário por habitante de acordo com a população atendida, apenas com implantação e com implantação de equipamentos. FONTE: Neto e Moreira, 2012.

Os primeiros consórcios criados no Brasil para a gestão de resíduos sólidos foram constituídos por um conjunto de municípios para compartilhar o uso de um aterro sanitário. Foram formados, em geral, por um número reduzido de municípios, na maior parte dos casos, limítrofes ao município onde se localizava o aterro (NETO e MOREIRA, 2012).

Com a Lei nº 11.107/2005, que trata da contratação de consórcios públicos, boa parte dos problemas de manutenção desses consórcios foi equacionada: os consórcios são constituídos como órgãos públicos, dotados de equipe profissional própria, com atribuições definidas, processo decisório definido, para prestar ou contratar serviços públicos mediante contratos estáveis. Entretanto, a questão da escala continua a ser uma questão em aberto. Para se obter escala de prestação de serviços sustentável, os consórcios não devem se limitar a integrar apenas municípios que podem utilizar determinado aterro, mas um conjunto maior de municípios cuja

população possa suportar os custos de uma gestão técnica, eficiente e modernizada dos resíduos sólidos, separando atividades cujo caráter é tipicamente local daquelas que podem – e devem – ser pensadas e executadas em nível regional. O consórcio não precisa ser o responsável por um único aterro, mas pode ser responsável por diversas instalações (MMA, 2010).

O consórcio intermunicipal emerge como uma alternativa à gestão de RSU, propiciando a racionalização dos esforços, a melhoria na prestação dos serviços, a diluição dos custos e a gestão integrada dos problemas sociais e ambientais envolvidos, por intermédio de um instrumento cujo arcabouço jurídico está consolidado, trazendo segurança legal à sua efetivação (NETO e MOREIRA, 2012). Na Figura 7, visualiza-se a estrutura de gestão de um consórcio intermunicipal de gerenciamento de RSU.

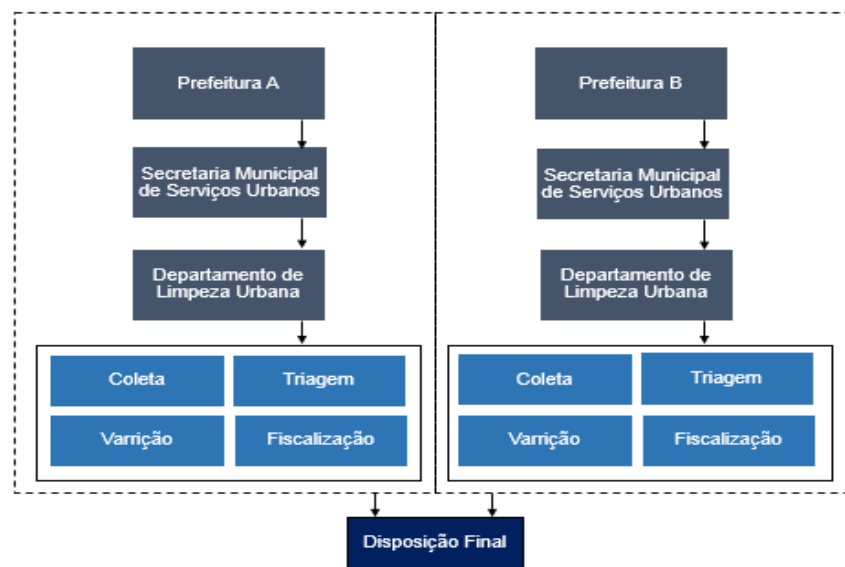


Figura 7: Modelo compartilhado de gestão de resíduos sólidos.  
 FONTE: Neto e Moreira (2012), adaptado pelo autor.

A relevância para o desenvolvimento sustentável no Século XXI devido à complexidade dos desafios sociais, econômicos, ambientais e políticos põe em cheque a capacidade das instituições, tradicionalmente estabelecidas, em atender e resolver os problemas advindos de suas novas demandas. Isso ocorre nos mais diversos níveis (municipal, estadual, federal ou privado) e a procura por articulações interinstitucionais emerge como uma forma eficaz de alcançar os anseios, principalmente da sociedade. Os municípios têm um papel fundamental na construção

dessas articulações em benefício do desenvolvimento sustentável local, uma vez que existe uma proximidade natural com vários segmentos representativos e legítimos da sociedade civil (conselhos, comissões, fóruns, etc.) pois possibilita aos vários atores, em seus diversos níveis, atuarem de forma conjunta para equacionar problemas, aproveitar as potencialidades locais e atender as demandas da população. É um dos principais meios para a promoção de ações integradas nas esferas econômica, sociocultural, ambiental e político-institucional, rumo ao desenvolvimento sustentável.

Atualmente, a maior parte dos consórcios intermunicipais para resíduos sólidos urbanos do estado do Rio Grande do Sul são formados para gerir e operar um aterro sanitário que atenda aos municípios consorciados. Atualmente 18 consórcios públicos intermunicipais que atuam na área de resíduos sólidos são conhecidos no estado NETO e MOREIRA, 2012).

A regionalização pode ser uma cooperação intergovernamental durante um período, que pode servir de instrumento para o desenvolvimento de sistemas de gerenciamentos regionais. Por meio da gestão cooperativa, os governantes locais (tomadores de decisões) podem calcular o potencial de implementação de cada programa de gerenciamento de resíduos sólidos em níveis regionais.

O número de consórcios públicos intermunicipais que tem dentre suas atribuições a gestão ou prestação de serviços de manejo de RSU, cresceu bastante nos modelos institucionais. De 130 em 2012 passou para 166 em 2016. A quantidade de municípios que aderiu aos mesmos também cresceu, saltando de 1.524 municípios em 2012 para 1.864 em 2013. Para tanto, é possível afirmar que, pelo menos, um terço dos municípios brasileiros fazem parte de algum consórcio público que visa trabalhar com o manejo de resíduos sólidos (AMBIENTAL, 2015).

Segundo dados da CEMPRE (2013), a estruturação dos consórcios intermunicipais para gestão conjunta dos resíduos sólidos urbanos pode auxiliar no aumento da produtividade e na redução de custos, tornando os modelos de gerenciamento mais viáveis. Desde modo, uma análise aprofundada com relação a adoção de estratégias é recomendada, possibilitando uma visão holística dos sistemas de gerenciamento e seus impactos ambientais associados para que ocorra uma tomada de decisão coesa, de acordo com as características e particularidades de cada região.

### 3.4 Avaliação do Ciclo de Vida

A cada ano, mais atividades relacionadas ao uso racional dos recursos naturais são propostas, a fim de minimizar os impactos ambientais oriundos da produção de produtos e serviços.

A crescente conscientização quanto à importância da proteção ambiental e os possíveis impactos ambientais associados aos produtos e serviços promoveu o desenvolvimento de técnicas para melhor lidar e compreender os impactos do consumo (ABNT NBR 14.040, 2009).

A primeira tentativa para olhar todo um sistema de desenvolvimento de produto começou nos Estados Unidos, no início dos anos de 1960. O foco do estudo era calcular a energia requerida em um processo, todavia, a escassez do óleo no início dos 1970 fez com que comissões do governo americano e britânico estendessem os estudos para o uso da energia nas indústrias. Na metade dos anos de 1970, os estudos se voltaram para os problemas relacionados as performances ambientais referentes aos processos como um todo (CURRAN, 1996).

Neste sentido, Banar, Cokaygil e Ozkan (2009) dizem que a avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta de análise de processos, a qual se desenvolveu rapidamente durante a década de 1990 e atingiu um nível de harmonização e padronização.

A técnica enfoca os aspectos ambientais e os impactos 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 (ABNT NBR 14.040, 2009).

A padronização de uma ACV é parte fundamental em todos os estudos, independente da área de enfoque do mesmo, para execução desta técnica. Para tanto, as normas ISO aplicadas estão demonstradas na Tabela 9.

Tabela 9: Normas ISO para estudos de ACV.

ISO 14.040/2006	<i>Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework</i>
ISO 14.044/2006	<i>Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines</i>

As normas acima substituíram as normas ISO 14040:1997, ISO 14041:1998, ISO 14042:2000 e a ISO 14043:2000. Neste contexto, as duas normas brasileiras

publicadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), em vigor, que dispõem sobre ACV, estão na Tabela 10.

Tabela 10: Normas ABNT NBR para estudos de ACV.

ABNT NBR ISO 14040:2009	Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e Estrutura
ABNT NBR ISO 14044:2009	Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações

A utilização da técnica pode subsidiar a identificação de oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos do seu ciclo de vida, o nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não governamentais, a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, incluindo técnicas de medição e o *marketing* (ABNT NBR 14.040, 2009).

Como definição de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), tem-se a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ABNT NBR 14.040, 2009).

Segundo a (ABNT NBR 14.040, 2009), a abordagem da técnica para os estudos de ACV é dividida em 4 etapas, sendo: definição do objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação do impacto do ciclo de vida e interpretação dos resultados, como visualizado na Figura 8.

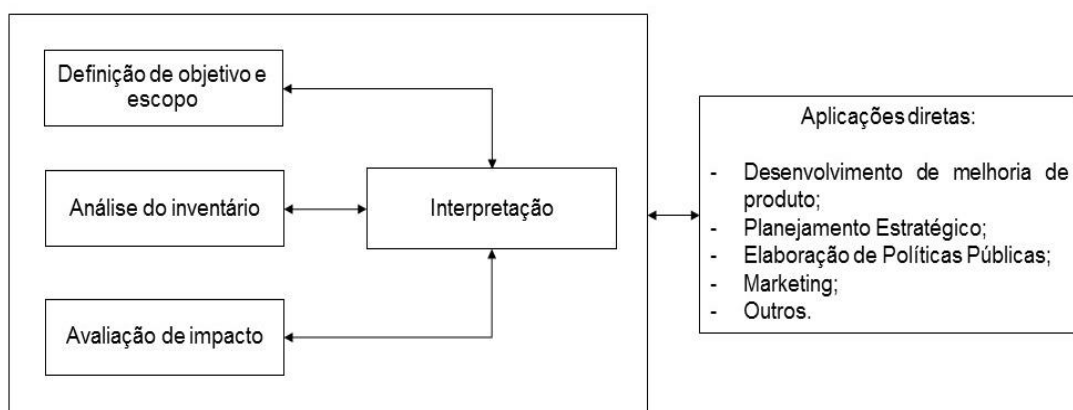


Figura 8: Estrutura de Avaliação de Ciclo de Vida.  
FONTE: ABNT (2009)

A fase de definição de objetivo e escopo inclui o a que caracteriza a ACV. Inclui-se as fronteiras do sistema, a unidade funcional (unidade de referência), a

metodologia utilizada de análise do inventário de ciclo de vida e os tipos de impactos e ainda o nível de detalhamento pretendido.

A análise do inventário do ciclo de vida (ICV) é a fase de avaliação do ciclo de vida envolvendo a compilação e a quantificação das entradas e saídas de um sistema e/ou produto ao longo do seu ciclo de vida. A fase tem como resultado a tabela de inventário, onde estão listados os insumos e quantificadas as saídas para o ambiente, as quais estão atreladas a unidade funcional e possuem como unidade termos de quilogramas de dióxido carbono, por exemplo, sendo o principal elemento para a fase seguinte.

Na fase de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), a qual visa ao entendimento e à avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema /ou produto ao longo do seu ciclo de vida, os resultados obtidos traduzidos em contribuições para categorias de impacto relevantes, por meio da compilação e a quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ABNT NBR 14.044, 2009).

Intrínseca a fase de AICV estão os elementos mandatórios e os elementos opcionais para o desenvolvimento do estudo. Como elementos mandatórios estão a seleção das categorias de impacto, dos indicadores de categoria e dos modelos de caracterização e a correlação de resultados de ICV, denominada classificação e o cálculo de resultados dos indicadores de categoria, denominado caracterização, obtendo desta forma os resultados dos indicadores de categoria. O fator utilizado para a caracterização é derivado de um modelo, o qual é aplicado para converter o resultado do ICV na unidade comum do indicador da categoria de impacto, sendo essa a classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da ICV podem estar associadas (ABNT NBR 14.040, 2009). Assim sendo, uma lista de categorias de impacto é definida e os modelos para relacionar as intervenções ambientais de acordo com os indicadores utilizados por cada categoria são selecionados.

Ainda, a técnica define os elementos opcionais de AICV, sendo eles a normalização, onde há um cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria com relação a informações de referência; o agrupamento, qual permite agregar e hierarquizar as categorias de impacto; a ponderação, onde é possível converter e agrupar os resultados dos indicadores entre as diferentes categorias de impacto utilizando fatores numéricos baseados em escolhas de valores e a análise da



qualidade dos dados, para que se tenha um melhor entendimento da confiabilidade da coleção de resultados dos indicadores, logo, o perfil da AICV.

Já a fase de interpretação do ciclo de vida é a fase que visa obter constatações da análise de inventário ou da avaliação de impacto, ou de ambas, em relação ao objetivo e escopo definidos, para chegar às conclusões e recomendações (ABNT NBR 14.040, 2009).

Na última década, a avaliação do ciclo de vida (ACV) é referida como uma ferramenta de avaliação de referência para sistemas de gerenciamento integrados de resíduos. A razão para seu sucesso é a capacidade de capturar de forma integrada, considerando todas as fontes diretas e indiretas de emissões envolvidas em um determinado ciclo de vida, dando significado a expressão “do berço ao túmulo” (MASSARUTTO, 2015).

Os resultados das avaliações do inventário das saídas de um sistema de e/ou um produto ao longo do seu ciclo de vida são obtidos por meio da multiplicação das emissões resultantes desse inventário de ciclo de vida por uma unidade de caracterização comum, por exemplo, kg CO<sub>2</sub>-Eq., fator esse que compõe o impacto ambiental resultante para cada categoria avaliada. As categorias de impacto possuem unidades diferentes, portanto, não podem ser comparadas diretamente.

Emissões líquidas, sólidas e gasosas são cuidadosamente avaliadas e classificadas em categorias de impacto, a fim de estimar indicadores. As cinco categorias mais importantes de impacto ambiental, para Massarutto (2015) são: demanda de energia, aquecimento global, acidificação, toxicidade humana e depleção do ozônio. Cherubini, Bargigli e Ulgiati (2008), trazem também que o potencial de eutrofização deve ser avaliado, bem como as emissões locais. Reichert e Mendes (2014) utilizam as categorias de mudanças climáticas, toxicidade humana, oxidação fotoquímica, acidificação, eutrofização.

Bigum, Christensen e Scheutz (2014) citam que as categorias de impacto utilizados comumente em ACV são: Mudanças Climáticas, alternativamente descrita como Aquecimento Global; Depleção do Ozônio; Toxicidade Humana; Potencial de Oxidantes Fotoquímicos; Acidificação; Potencial de Eutrofização; Eco toxicidade e Depleção dos Recursos, podendo esse ser dividido em Depleção dos Recursos Abióticos e Depleção dos Recursos Fósseis, refletindo o esgotamento dos recursos naturais.

Os indicadores de cada categoria incluem as emissões relevantes de acordo com o objetivo e escopo do estudo de ACV. O modelo de caracterização para cada indicador de categoria deve ser cientificamente e tecnicamente válido e baseado em um mecanismo ambiental sendo a totalidade dos fatores de caracterização obtidos, como por exemplo, através da seguinte equação: Mudanças Climáticas =  $\sum_i PAG_i \times m_i$ .

O resultado do indicador para potencial de aquecimento global é expresso em kg da substância de referência, no caso CO<sub>2</sub> (kg CO<sub>2</sub>-Eq.).  $PAG_i$  é o potencial de Aquecimento Global para a substância  $i$  e  $m_i$  é a massa da substância  $i$  emitida em kg.

Os gases de efeito estufa (GEE) referem-se aos gases presentes na atmosfera da Terra, cuja função consiste em reduzir a perda de calor para o espaço e, portanto, contribuir para as temperaturas globais através do efeito estufa. Neste contexto, o potencial de aquecimento global identifica os efeitos do aumento de temperatura devido a presença dos gases de estufa, isto é, CO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, e N<sub>2</sub>O e quantifica a contribuição das emissões e sua relação com o aumento do aquecimento global e efeitos nas alterações climáticas (LEME *et al.*, 2014). Os gases considerados como contribuintes potenciais para a categoria de mudanças climáticas são o CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O sendo o Potencial de Aquecimento Global (PAG) do CO<sub>2</sub> = 1; do CH<sub>4</sub> = 21 e do N<sub>2</sub>O = 310 kg CO<sub>2</sub> equivalente (GUINÉE, 2001).

A acidificação é o processo pelo qual a poluição do ar, principalmente amônia, dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio, são convertidos em substâncias ácidas (FEO e MALVANO, 2009).

Referenciado por emissões de substâncias que aumentam a acidez tanto em sistemas aquáticos como terrestres, o potencial de acidificação é causado pela liberação de substâncias acidificantes como NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, HCl, HF e etc., as quais podem causar danos tanto em populações animais como vegetais, o problema ambiental que a emissão desses compostos causa consiste na diminuição do pH nos corpos de água receptores, conseqüentemente, a perda da vida aquática;

Os poluentes acidificantes têm em comum a formação de íons H<sup>+</sup>, logo, o potencial de acidificação é definido como o número de íons H<sup>+</sup> produzidos por kg de substância em relação ao SO<sub>2</sub>, fator que quantifica esta categoria de impacto (BANAR, COKAYGIL e OZKAN, 2009; ERSER YAY, 2015; KHOO, LIM e TAN, 2010).

A eutrofização é um fenômeno que pode influenciar tanto os ecossistemas terrestres como os aquáticos, sendo o nitrogênio (N) e fósforo (P) os dois nutrientes mais implicados (ERSES YAY, 2015; BANAR, COKAYGIL e OZKAN, 2009).

A toxicidade humana é expressa como toxicidade humana potencial descreve a exposição e os efeitos das substâncias tóxicas para um infinito horizonte temporal que causam reações adversas, desde a ocorrência de câncer até irritações na pele e nos olhos. Para cada substância tóxica, a toxicidade humana é expressa como equivalentes de emissões de 1,4-diclorobenzeno / kg (BANAR, COKAYGIL e OZKAN, 2009).

A oxidação fotoquímica define as substâncias com potencial para contribuir com a formação de ozônio. Os potenciais de impacto são expressos como um equivalente emissão de etileno a substância de referência, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> (BANAR, COKAYGIL e OZKAN, 2009).

O esgotamento dos recursos abióticos, está relacionado com a extração de minerais e combustíveis fósseis, devido às entradas no sistema (BANAR, COKAYGIL e OZKAN, 2009).

A coleta dos RSU gera vários impactos devido à produção e uso de diferentes tipos de sacos/sacolas e contentores, o uso (e o consumo relacionado a combustível) pelos veículos de transporte, a construção, manutenção e demolição de estações de transferência, o transporte para o tratamento e plantas de disposição final (FEO e MALVANO, 2009).

Ao aplicar o método de ACV, o impacto ambiental de um produto ou processo pode ser quantificado e avaliado e diferentes opções podem ser comparadas (WITTMAYER, LANGER e SAWILLA, 2009). Um dos benefícios do ACV é a identificação e quantificação dos potenciais impactos ambientais da gestão de resíduos diferente tecnologias (BUTTOL *et al.*, 2007).

Impacto ambiental segundo a ISO 14.001/2004 compreende no processo de mudanças sociais e ecológicas causado por perturbações no ambiente. Como alteração adversa do equilíbrio ecológico pode significar, por exemplo, uma modificação das propriedades físicas e químicas dos elementos naturais de tal ordem, que estes percam, parcial ou totalmente, sua propriedade de uso.

No entanto, mesmo que os impactos desses sistemas são muito dependentes das condições locais, regionais e nacionais, incluindo hábitos de consumo, meios de transporte, geração de subprodutos e de energia ou os sistemas locais de

abastecimento de energia (combustíveis fósseis, biomassa, hídrica, nuclear), porém, os resultados podem ser interpretados de modo significativo em um quadro geral (CHERUBINI, BARGIGLI e ULGIATI, 2008).

### 3.4.1 Avaliação do Ciclo de Vida em Sistemas de Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos

A gestão sustentável dos RSU se torna necessária em todas as fases de impacto, desde o planejamento à concepção, funcionamento e desativação (FIORUCCI *et al.*, 2003). A ACV permite que esses impactos sejam mitigados em quaisquer que sejam as etapas que integram a o desenvolvimento de produto, como detalhado na Figura 9.

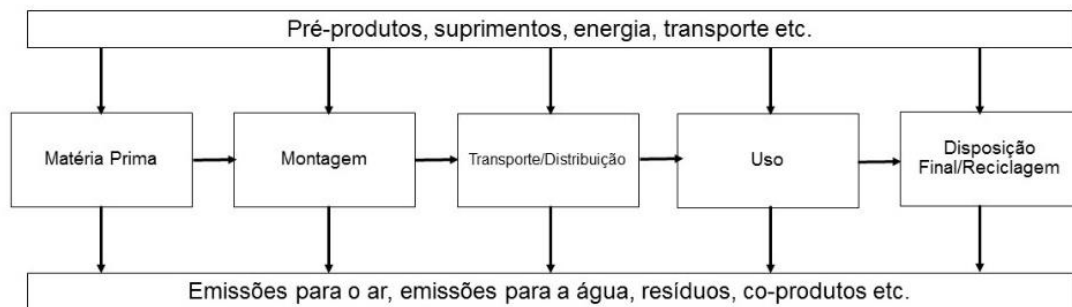


Figura 9: Fluxo de etapas que podem ser avaliadas por uma ACV.  
FONTE: Ifu (2016).

A ferramenta ACV pode ser útil e convenientemente aplicada apenas para o ciclo de vida dos SGRSU no que se refere à coleta, tratamento e deposição de resíduos sólidos. Neste caso particular, o fluxo de referência é dado pela quantidade de resíduos produzidos por uma comunidade, enquanto a saída é representada pelas emissões de poluentes devido às várias peças do sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos (FEO e MALVANO, 2009).

Segundo Song, Wang e Li (2013), a ferramenta de ACV proporciona um excelente diagnóstico para a avaliação de estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e pode ser aplicada no apoio à tomada de decisão a fim de selecionar a melhor estratégia para o gerenciamento integrado dos RSU.

Yang *et al.* (2015) expõem em seu estudo sobre ACV que os impactos ambientais induzidos pelo aterro em suas fases de construção e operação são

importantes em comparação com a tecnologia de deposição em aterro integrado e não deve ser omitido em estudos de ACV. Hoje em dia, a deposição em aterro continua a ser o método mais comumente utilizado para o tratamento dos RSU em muitos países. Assim sendo, esta avaliação fornece informações úteis sobre a melhoria de todo o processo, a partir de uma perspectiva ambiental. Portanto, a deposição em aterro de resíduos sólidos urbanos é ACV é importante no apoio à tomada de decisão na gestão integrada de resíduos sólidos urbanos.

Wittmaier, Langer e Sawilla (2009) destacam que a ACV representa um método para avaliar a relevância ambiental de um sistema de gestão de resíduos, com base em uma análise de fluxo de material do sistema em questão. As emissões de GEE entre diferentes opções de tratamento térmico e de recuperação de energia a partir de resíduos podem ser avaliadas pelo método. Os resultados do estudo do autor mostram que através da separação materiais residuais e recuperação altamente eficiente de energia, tratamento térmico e geração de energia a partir de resíduos os sistemas podem ser otimizados, resultando na redução das emissões de gases do efeito estufa. Logo, a ACV é um instrumento adequado para a comparação de diferentes sistemas de gestão de resíduos (processos e combinações de processo) no que diz respeito ao seu impacto ambiental.

Bueno, Latasa e Lozano (2015) utilizam a ACV para responder à pergunta: Qual sistema apresenta um menor impacto ambiental e pode ser mais desejável em perspectiva de sustentabilidade? Os mesmos concluem que aplicando a coleta seletiva e promovendo a não-geração de resíduos pode-se se ter uma boa estratégia. Outra possibilidade é a utilização da incineração mista de resíduos, com o propósito de reduzir a quantidade de resíduos depositadas para aterro.

Rajaeifar *et al.* (2015) apresentam um estudo de revisão e avaliação de diferentes cenários de gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) usando avaliação do ciclo de vida para uma abordagem comparativa no Irã. Cinco diferentes cenários foram avaliados, sendo eles: digestão anaeróbia, deposição em aterro combinado com compostagem, a incineração, a incineração combinada com compostagem e a digestão anaeróbica combinada com a incineração foram tomados em consideração. Os autores afirmam que os cenários com incineração combinada com compostagem e deposição em aterro combinada com compostagem levaram ao impacto ambiental mais prejudicial nas categorias danos à saúde humana e qualidade dos ecossistemas. Na categoria de danos para as alterações climáticas, o cenário deposição em aterro

combinada com compostagem resultou no maior impacto enquanto os outros cenários mostraram melhoria nessa categoria. A análise global dos diferentes cenários retratou que o cenário com deposição em aterro combinado com compostagem foi o pior cenário entre os cenários estudados. Enquanto que o cenário mais “ambientalmente amigável” se mostrou o da combinação de digestão anaeróbica com a incineração.

Lou *et al.* (2015) explicam os incineradores se colocam como uma alternativa diante da grande geração de RSU, todavia, que ainda há uma forte oposição quanto a utilização dos mesmos decorrente da proximidade dessas unidades com os centros urbanos. Nesse contexto, o seu estudo apresenta uma avaliação do ciclo de vida em uma instalação de incineração de trabalho em larga escala de 1500 t/dia e verificou que os maiores impactos ambientais estão na categoria de toxicidade humana, os quais podem ser reduzidos mediante a valorização energética, bem como os referentes a aquecimento global. Ainda, o mesmo indica que a adoção de métodos de triagem e a redução do teor de água por pressão física podem ser dois promissores métodos de pré-tratamento para melhorar o desempenho da combustão e a aplicação de normas mais rigorosas para a descarga de lixiviados e do processo de purificação de gases de combustão são dois fatores críticos que se otimizados ajudariam na melhoria do perfil ambiental identificado em seu trabalho.

### **3.4.2 Programa computacional utilizado**

O estudo da Análise do Ciclo de Vida dos produtos e dos processos visa cada vez mais na sustentabilidade e no meio ambiente, mostrando indispensável escolher uma ferramenta adequada para sua análise (KUCHINISKI *et al.*, 2013). Algumas das ferramentas mais utilizadas de análise de ACV são GaBi, SimaPro e Umberto.

Para o estudo foi utilizado o programa computacional UMBERTO LXT LCA, versão 7.1, o inventário realizado foi quantificado e então, tem-se a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como resultado obtido. Isto foi feito através da compilação dos dados de um inventário de entradas e saídas de um sistema (a análise de inventário), a avaliação dos potenciais impactos dessas entradas e saídas (avaliação de impacto), e a interpretação dos resultados (a interpretação) em relação aos objetivos do o estudo (definido na definição de objetivo e escopo no começando de um estudo).

O programa computacional é uma ferramenta de gestão ambiental que permite a análise de ciclo de vida e análise de fluxo de materiais e energia, calculando o

inventário de emissões. Foi desenvolvido pelo IfUE (Instituto de Pesquisa Ambiental e Energética da Universidade de Heidelberg) e pelo IfU (Instituto de Informática Ambiental da Universidade de Hamburgo).

Baseado no conceito de redes de fluxo de materiais, esta ferramenta utiliza as redes de Petri (do matemático Carl Adam Petri). De acordo com os princípios dessas redes, existem três tipos básicos de componentes para criar uma rede de fluxo de materiais: as transições, os lugares e as setas como pode ser observado na Figura 10.

As transições (desenhos quadrados) são os locais em que os processos de transformação ocorrem e são representados por um quadrado. Lugares (círculos) são locais onde não ocorrem transformações de materiais, mas sim armazenamento de materiais ou locais de entrada e saída de materiais. Eles conectam à rede de fluxo de materiais com o seu ambiente externo, ou são lugares onde o fluxo de saída de um processo se torna o fluxo de entrada do processo seguinte. Os lugares são representados por círculos, diferenciados em quatro tipos: lugares de entrada, de saída, de armazenamento (interligam dois processos sem usar qualquer ponto intermediário para armazenar) e de conexão (distribuem os fluxos, ou seja, a quantidade que neles chega é igual à quantidade que deles sai) (Umberto NXT Manual, 2015).

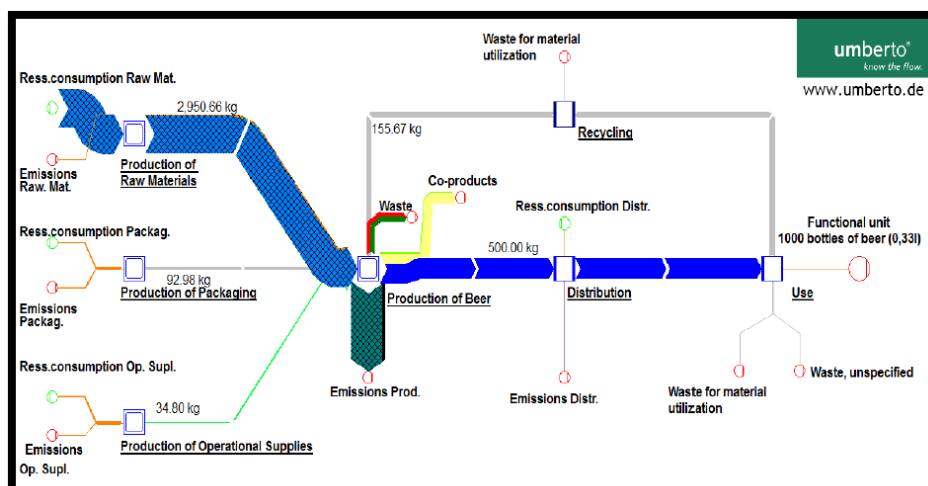


Figura 10: Diagrama usado pelo Software Umberto para exemplificar processos.  
 FONTE: Umberto NXT Manual (2015)

As setas unem lugares e transições e, portanto, criam as verdadeiras estruturas da rede. Estas mostram ainda a direção do fluxo de materiais e energia. As setas

podem ir de um lugar para uma transição ou vice-versa (não é possível ligar componentes do mesmo tipo com uma seta).

A aplicação Umberto contém uma “biblioteca” com vários processos que podem ser utilizados pelo usuário. Estes processos possuem características (coeficientes de relação, tipos de infraestruturas, funções de cálculo, etc.) já definidas e que permitem ao usuário introduzir pouca informação acerca desses processos e mesmo assim obter um inventário muito completo. As bases de dados existentes no Umberto têm como fonte outras bases de dados como o UBA Berlin (Agência Federal do Ambiente de Berlim), o BUWAL Bern (Agência Suíça para o Ambiente, Florestas e Paisagens) e o modelo Tremod (Modelo de emissões do transporte) (Umberto NXT Manual, 2015).

O princípio de cálculo do programa computacional é baseado no fluxo de referência definido no estudo e utilizando todos os fluxos de materiais e de energia usados no modelo de ciclo de vida, bem como nos fluxos relacionados com o produto, e os impactos ambientais associados (Umberto NXT Manual, 2015).

O banco de dados Ecoinvent baseia-se em mais de 20 anos de experiência em desenvolvimento de metodologia ACV e AICV, na compilação de dados para diferentes setores industriais. Com uma ampla rede internacional de revendedores e parceiros, acomoda as necessidades dos clientes em todo o mundo (Ecoinvent, 2015).

Com o objetivo de estabelecer e fornecer uma avaliação internacional, cientificamente correta e acima de tudo transparente, a ACV e o gerenciamento de dados de serviços de ciclo de vida para a indústria, consultorias, entidades públicas e instituições de pesquisa são utilizados para ajudar as pessoas de todo o mundo a mais facilmente realizarem avaliações ambientais.

O banco de dados para o Inventário de Ciclo de Vida (AICV) da Ecoinvent, estabelece as bases para projetos de avaliação do ciclo de vida, concepções ecológicas e informações ambientais sobre o produto. Desde 2003, permite que as empresas fabriquem seus produtos em harmonia com o meio ambiente, proporcionando a formulação de novas políticas e impulsionando consumidores a adotarem comportamentos mais “amigos do ambiente”.



## 4. METODOLOGIA

A metodologia do presente trabalho é dividida em duas partes e pode ser visualizada na Figura 11. A primeira corresponde à coleta de dados buscando à elaboração dos diagnósticos dos Sistemas Atuais de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (SGRSU). A segunda etapa abarca a transferência dos dados obtidos para o programa computacional UMBERTO NXT LCA, de modo a realizar as avaliações do cenário atual e dos cenários alternativos posteriores de implantação de um consórcio de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos. Esta inclui a construção de um aterro sanitário, um processo de incineração e a conversão dos valores da ACV de cada cenário em impactos ambientais, com posterior análise e interpretação dos resultados obtidos.

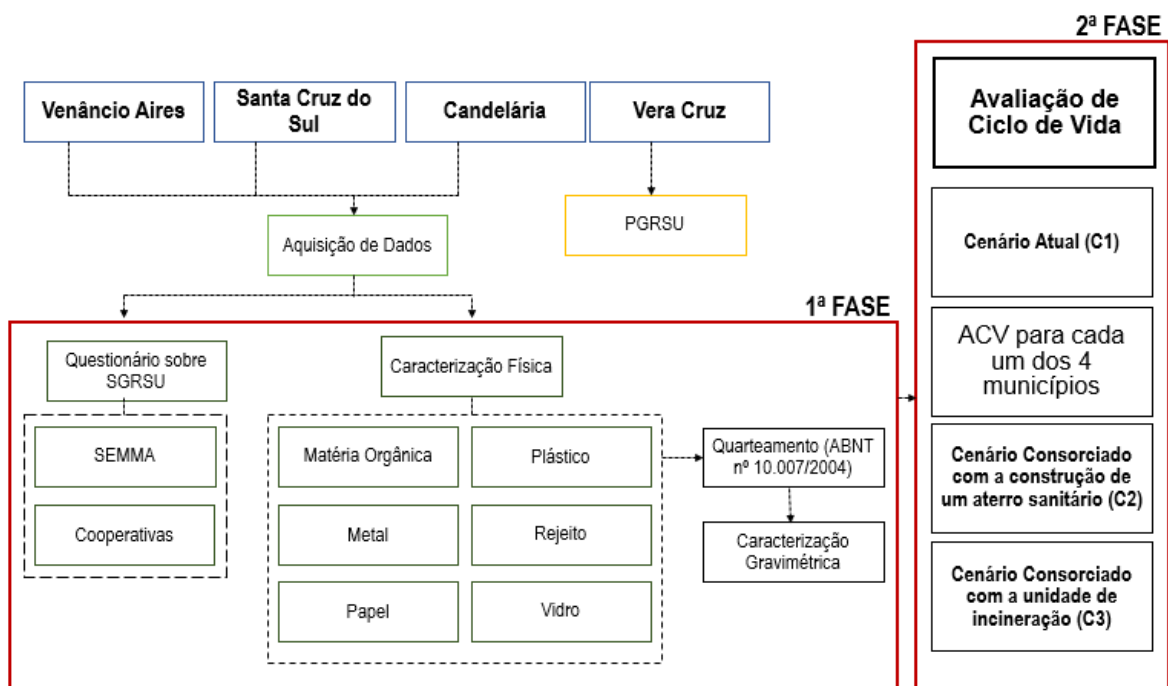


Figura 11: Fluxograma da metodologia adotada para a coleta de dados.

### 4.1 Diagnóstico do sistema atual de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos dos municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Vera Cruz e Venâncio Aires

A pesquisa foi realizada em 4 municípios localizados no centro oeste do estado do Rio Grande do Sul, sendo eles Candelária, Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz. A escolha se deu pela maior relação entre Prefeituras e a Universidade. Na Figura 12, tem-se a localização política dos municípios estudados.

Os municípios do presente estudo estão situados na Região do Vale do Rio Pardo e Taquari. Os dados de localização e aspectos gerais de cada um deles estão colocados na Tabela 11. Santa Cruz do Sul está situada no centro das Regiões do Vale do Rio Pardo e Vale do Taquari, sendo a cidade polo entre os 47 municípios que compõem estas regiões.

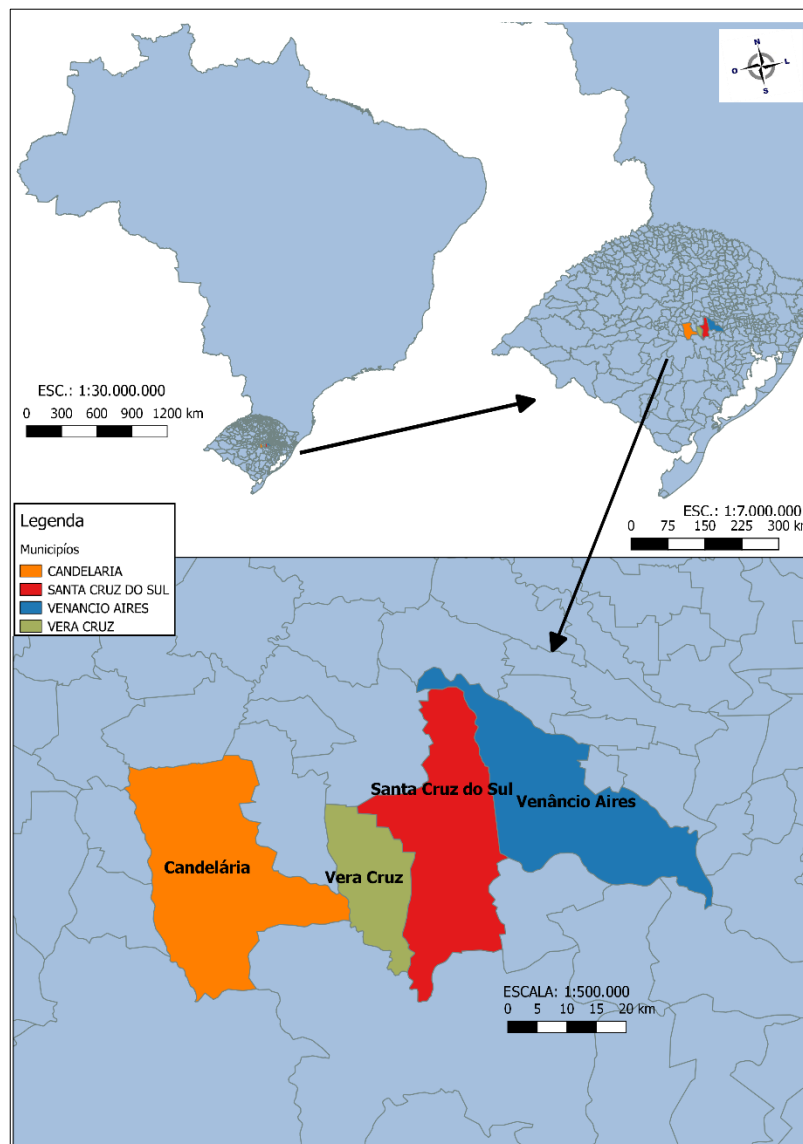


Figura 12: Localização dos municípios envolvidos no estudo.

A movimentação da economia da região tem como base a produção de tabaco. Além disso, calçados, colchões, móveis, produtos cerâmicos, estruturas metálicas, milho, arroz, soja, feijão, ovinos e bovinos, erva-mate e as empresas metal mecânica também são responsáveis por movimentar a economia.

Tabela 11: Dados gerais dos municípios envolvidos no estudo.

<b>Município</b>	<b>Latitude/Longitude</b>	<b>Divisas Municipais</b>	<b>Principais Vias de Acesso</b>	<b>Bacia Hidrográfica</b>	<b>Área Total (km<sup>2</sup>)</b>
Candelária	29° 40' 06,32" Sul e 52° 47' 21,71" Oeste	Santa Cruz do Sul e Vera Cruz	RSC 287, RS 153, RS 40 e RST 410	Rio Pardo	943,945
Santa Cruz do Sul	29° 43' 04" Sul e 52° 25' 33" Oeste	Vera Cruz e Venâncio Aires	RSC 287 e BR 471	Rio Pardo	794,49
Venâncio Aires	29° 36' 56,98" Sul e 52° 11' 36,92" Oeste	Santa Cruz do Sul	RSC 287 e RSC 453	Taquari-Antas	773,241
Vera Cruz	29° 42' 53" Sul e 52° 30' 20" Oeste	Santa Cruz do Sul e Candelária	RSC 287	Rio Pardo	309,621

#### 4.1.1 Aquisição de dados

##### 4.1.1.1 Questionário

A coleta de dados e informações necessárias para este estudo foi realizada pela aplicação de um questionário direcionado as secretarias municipais de Meio Ambiente e cooperativa de catadores de materiais reciclados (quando existentes) dos quatro municípios. Uma cópia do questionário utilizado se encontra no ANEXO I.

##### 4.1.1.2 Caracterização dos resíduos sólidos urbanos

Para conhecer a potencialidade dos resíduos urbanos gerados em cada município, assim como obter outros dados característicos dos mesmos, tais como a geração "*per capita*" (kg/hab.dia) e a composição gravimétrica dos RSU foi realizado um estudo da composição gravimétrica. O conhecimento destes dados é importante para subsidiar o planejamento das atividades do setor de limpeza urbana, assim como avaliar o potencial de reutilização, reciclagem e recuperação do material gerado.

O estudo gravimétrico consiste na análise da composição gravimétrica de uma amostra representativa dos resíduos urbanos gerados. Por meio desta análise, pode-se estabelecer qual o percentual (fração) de cada tipo de resíduo (orgânico, papel,

plástico, metal, etc.) em determinada região, permitindo dimensionar sistemas de tratamento de resíduos, como pátios de compostagem e galpões de triagem, por exemplo.

Dessa forma, foram realizadas caracterizações físicas para obter a composição gravimétrica dos RSU gerados nos municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul e Venâncio Aires. Para o município de Vera Cruz, foram utilizados os resultados da caracterização dos RSU obtidos durante a elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos.

Para este estudo, adotou-se a técnica do quarteamento (ABNT NBR 10.007, 2004) conforme pode ser melhor visualizada na Figura 13.

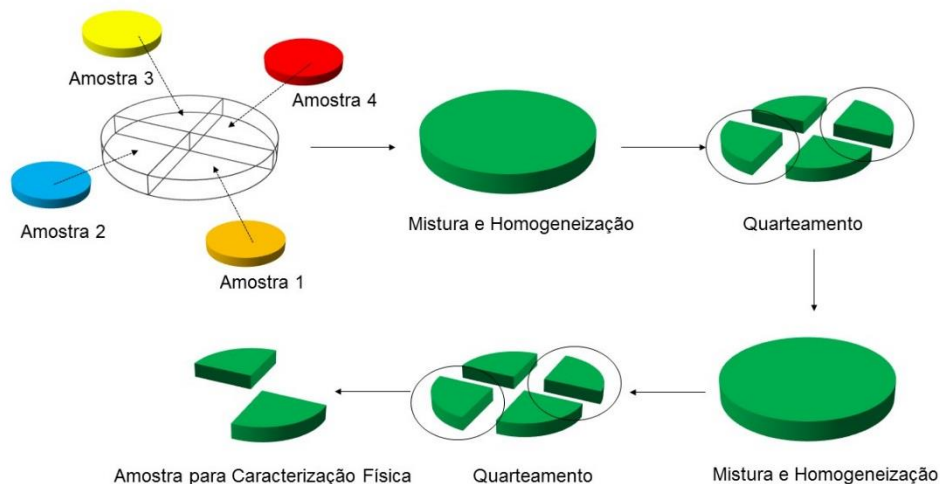


Figura 13: Método de quarteamento segundo a ABNT NBR nº 10.007/2004.  
 FONTE: Adaptado de ABNT NBR nº 10.007/2004.

Para a realização de cada quarteamento foram coletadas e separadas aproximadamente 1 m<sup>3</sup> de amostras dos RSU. Para Santa Cruz do Sul, trabalhou-se com 9 amostragens, no período entre os meses de março a agosto de 2014. No município de Candelária, a amostragem foi realizada no mês de agosto de 2014 e 3 amostras foram separadas. Em Venâncio Aires, foram realizadas 5 amostragens no mês maio de 2015.

Nos municípios de Santa Cruz do Sul e Venâncio Aires o estudo foi realizado nas usinas de triagem de recicláveis e áreas de transbordo de cada cidade respectivamente. Em Candelária, foi utilizado o parque de eventos do município para caracterização do material.

Os caminhões, vindos de diferentes bairros, realizavam a disposição nos locais escolhidos, previamente autorizado pela prefeitura e/ou gerencia da usina de triagem, como visualizada na Figura 14 (A). Com o auxílio de uma pá carregadeira, uma amostra de cada carga descarregada era retirada e separada, iniciando-se assim os processos de quarteamento e amostragem dos materiais componentes dos resíduos. Estas amostras, provenientes de diferentes bairros, foram misturadas de forma a se obter um resíduo homogêneo. Após esta etapa, as amostras homogeneizadas foram divididas em quatro partes aparentemente iguais (etapa do quarteamento) e selecionaram-se duas partes opostas em diagonal, que foram novamente homogeneizadas (B). As duas partes restantes foram descartadas, restando a amostra resultante para ser trabalhada (C). Para a separação dos componentes, no caso de Venâncio Aires, foram utilizados *Big Bags* (D).



Figura 14: Método de quarteamento utilizada no estudo.

a) Galpão de estocagem de RSU e amostra utilizada para caracterização. b) Quarteamento da amostra. c) Seleção das diagonais para amostra final. d) *Big bags* utilizados para a separação dos componentes.

## **4.2 Avaliação de Ciclo de Vida**

O uso da ferramenta de avaliação de ciclo de vida requer a metodologia padronizada pelas normas ABNT NBR 14.040 e 14.044. A seguir, serão expostos os elementos utilizados no estudo com relação as fases de ACV e os cenários simulados para o presente trabalho.

### **4.2.1 Definição do objetivo e escopo**

A primeira etapa do estudo correspondeu à definição do escopo do estudo. Neste trabalho o escopo foi considerado desde a disposição dos resíduos gerados para a coleta até sua destinação final, seja ela por aterramento ou por incineração, levando em consideração as etapas intermediárias de coleta, transporte, transbordo e triagem. Não foram considerados os impactos da reciclagem dos materiais separados.

A coleta tem como função a remoção dos RSU gerados por suas fontes, associada ao transporte, consiste na primeira etapa envolvida no sistema. A triagem tem como objetivo diminuir o volume de resíduos encaminhados a aterro, promover a inclusão social dos catadores de materiais recicláveis bem como a valorização dos recursos naturais. A disposição final ambientalmente adequada visa minimizar impactos ambientais associados à disposição final de RSU.

A unidade funcional tem por objetivo oferecer um valor de referência em relação à qual os dados de entrada e saída são normalizados. Logo, neste trabalho a mesma refere-se a todo valor de RSU gerado em cada município no período de um ano, tendo como base as informações das secretárias municipais de meio ambiente.

O método para seleção das categorias de impacto utilizado foi o CML 2001 Desenvolvido pelo Centro de Ciência Ambiental da Universidade de Leiden. O banco de dados para o inventário foram o Ecoinvent 2.1 e 3.1 respectivamente. Os impactos ambientais considerados estão detalhados na Tabela 12 e foram normalizados utilizando os fatores de nível mundial, para o ano de 1995 (WORLD 1995), descritos na Tabela 13, a fim de apoiar a interpretação dos resultados.

Tabela 12: Categorias de impactos ambientais do estudo.

<b>IMPACTOS AMBIENTAIS</b>	<b>UNIDADE</b>
Potencial de Acidificação	kg SO <sub>2</sub> -Eq
Mudanças Climáticas - 100a	kg CO <sub>2</sub> -Eq
Potencial de Eutrofização	kg PO <sub>4</sub> -Eq
Toxicidade Humana - 100a	kg 1,4-DCB Eq.
Oxidação Fotoquímica	kg etileno-Eq
Depleção dos Recursos Abióticos	kg antimônio-Eq

Os valores de normalização utilizados estão demonstrados na Tabela 13.

Tabela 13: Valores de referência para normalização utilizando os fatores de nível mundial para o ano de 1995.

<b>VALOR DE NORMALIZAÇÃO*</b>	<b>UNIDADE DE NORMALIZAÇÃO</b>
52,90	kg (SO <sub>2</sub> -Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>
6830,00	kg (CO <sub>2</sub> -Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>
22,80	kg PO <sub>4</sub> eq. ano <sup>-1</sup> . cap <sup>-1</sup>
8800,00	kg (1,4-DCB-Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>
8,04	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq. ano <sup>-1</sup> . cap <sup>-1</sup>
27,70	kg (antimônio-Eq). ano <sup>-1</sup> .cap <sup>-1</sup>

\*Guinée et al. (2001).

Os dados obtidos por meio do diagnóstico têm como base o controle realizado pelas secretarias municipais de meio ambiente, podendo ocorrer perda de informações relevantes. Ainda é importante ressaltar que as informações, muitas vezes, não são atualizadas, o que dificulta a análise da realidade dos fatos.

O programa computacional utilizado possuiu um banco de dados que não se encaixa, em muitos parâmetros, na realidade brasileira, uma vez que ainda não há um banco de dados específicos para o país, logo, os valores de entrada referente principalmente a características dos caminhões envolvidos no processo de coleta e transporte até o aterro podem não condizer com a realidade encontrada.

Para a manipulação estatística dos dados foi utilizado programa computacional Excel.

## **4.2.2 Simulações para a Avaliação do Ciclo de Vida**

A simulação dos cenários requer o uso das informações obtidas através da análise e aquisição de dados e se estabelece como uma etapa que permite a compilação de dados e formulações de estratégias as quais visam melhorar os sistemas de manejo de RSU.

### **4.2.2.1 Cenário Atual (C1)**

A primeira simulação realizada refere-se ao sistema atual de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, onde os municípios gerenciam seus respectivos resíduos e utilizam como destino final o aterro sanitário localizado no município de Minas de Leão ou Santa Maria. Na Figura 15 está apresentado o cenário abordado referente ao município de Santa Cruz do Sul.

Os municípios de Candelária e Vera Cruz possuem um sistema que envolve as etapas de coleta e disposição final, sem uma usina de triagem. Ainda assim, Candelária possui um destino final diferenciado para os RSU que são coletados. Para a zona urbana, destino final é o município de Minas do Leão enquanto o da zona rural é encaminhado para o município de Santa Maria.

Santa Cruz do Sul e Venâncio Aires possuem usinas de triagem, com uma eficiência em torno de 7 e 10% de material total coletado, respectivamente. Com 100% de sua área atendida pela coleta de RSU, os municípios em questão contam com estratégias diferentes para gerir o sistema, como demonstrado na Tabela 14.



Tabela 14: Estratégias de coleta adotada pelos municipais que compõem o estudo.

<b>MUNICÍPIO</b>	<b>Coleta Seletiva</b>	<b>Coleta Convencional</b>	<b>Contêineres</b>
Candelária		X	
Santa Cruz do Sul	X	X	X
Venâncio Aires	X	X	X
Vera Cruz		X	

A coleta seletiva é realizada por caminhões do tipo baú e a coleta convencional por caminhões do tipo compactador, sendo este do modelo Mercedes Benz Atego 1719, com capacidade de carga de 15 m<sup>3</sup>, transitando com autonomia média de rodagem de 3,5 km/litro.

As distâncias totais percorridas pelos caminhões de coleta (seletiva e convencional) estão detalhadas na Tabela 15.

Tabela 15: Distâncias percorridas pelos veículos de coleta.

<b>Município</b>	<b>Distâncias percorridas para a realização da coleta (km/dia)</b>
Candelária	96
Santa Cruz do Sul	552,2
Venâncio Aires	140
Vera Cruz	60

Nos municípios de Venâncio Aires e Santa Cruz do Sul, as usinas de triagem operam com o auxílio de uma máquina carregadeira, a qual consome 18 litros de óleo diesel por hora (estima-se que a mesma opere 6 h/dia).

A usina de triagem de Venâncio Aires está localizada a 5 km do centro do município. Atualmente é administrada pela empresa JEMG Operações e Serviços LTDA. Com uma eficiência de recuperação de aproximadamente 10% do total de RSU coletado no município, 1.020 t/ano entre plásticos, metais, papéis e os vidros são separadas, das 10.200 t/ano de resíduos dispostos na usina.

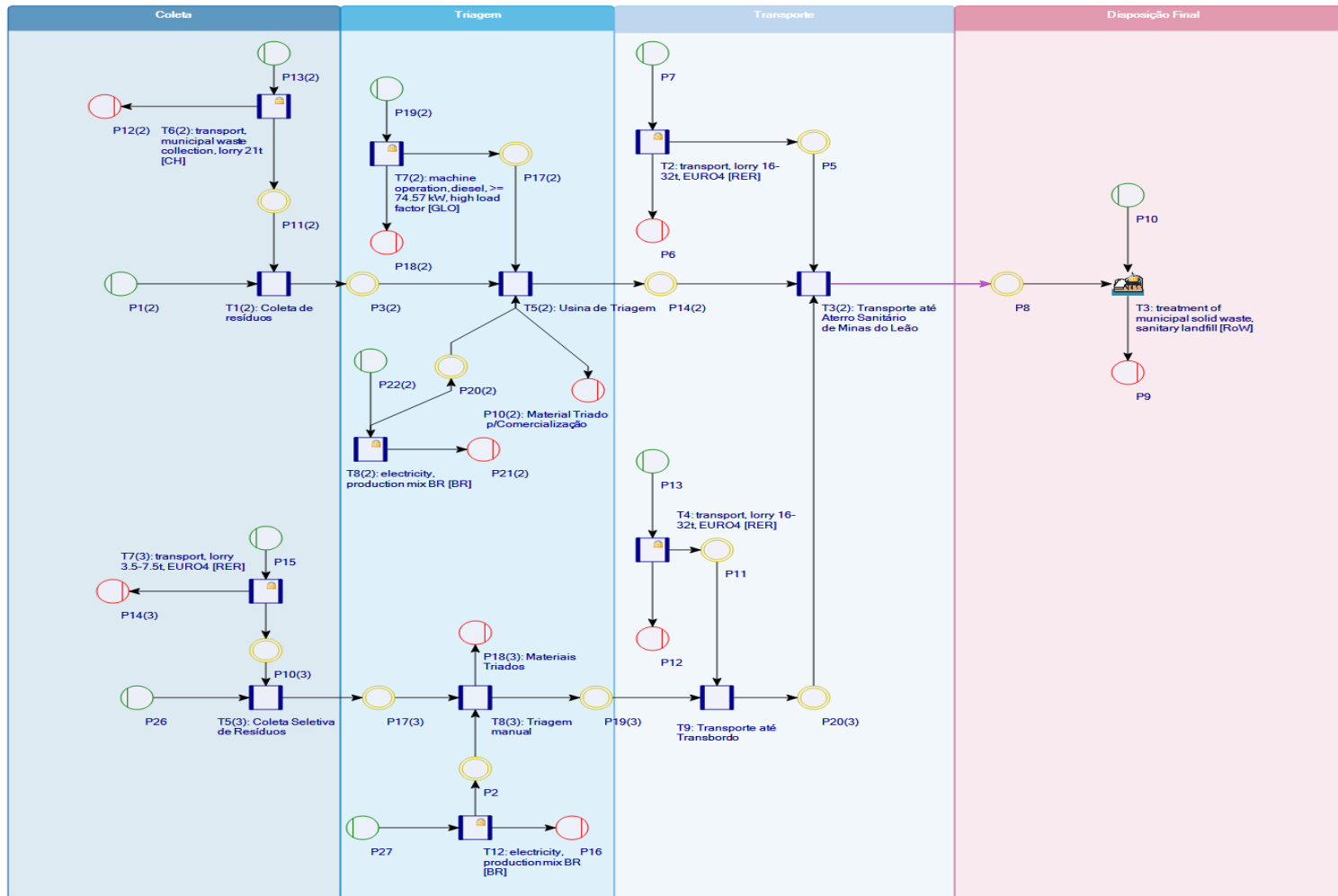


Figura 15: Simulação do cenário atual do SGRSU no município de Santa Cruz do Sul.  
 FONTE: UMBERTO NXT LCA.

A usina de triagem de Santa Cruz do Sul recebe os materiais provenientes da coleta convencional, licenciada pelo órgão ambiental responsável e operando sob a Licença de Operação Nº. 065/2014 - SMMASS. Esta é administrada pela Cooperativa de Catadores e Recicladores de Santa Cruz do Sul – COOMCAT. A COOMCAT é a responsável por gerir a catação e a triagem no município, e atualmente 43,00 t/dia de RSU são encaminhadas para a etapa de triagem para recuperação dos resíduos passíveis de reciclagem.

O transporte dos resíduos até o aterro sanitário de Minas do Leão, gerido pela Solvi, é realizado em um caminhão Mercedes Benz Axor 2533, eletrônico, com motor a diesel, potência máxima de 326 cavalos, tanque de combustível de 300 litros, com capacidade de carga de 25 toneladas e autonomia para percorrer uma média de rodagem de 2,0 km/litro.

As distâncias totais percorridas pelos caminhões de transporte até o aterro estão detalhadas na Tabela 16.

Tabela 16: Distâncias percorridas pelos veículos de transporte até a disposição final.

<b>Município</b>	<b>Empresa contratada</b>	<b>Tipo de destino final</b>	<b>Capacidade de carga</b>	<b>Distância percorrida (km)</b>
Candelária	CONESUL	Aterro Sanitário de Minas do Leão	25 toneladas	133
Candelária	-	Aterro Sanitário de Santa Maria	25 toneladas	107
Santa Cruz do Sul	CONESUL	Aterro Sanitário de Minas do Leão	25 toneladas	92
Venâncio Aires	CONESUL	Aterro Sanitário de Minas do Leão	25 toneladas	128
Vera Cruz	CONESUL	Aterro Sanitário de Minas do Leão	25 toneladas	121

#### **4.2.2.2 Cenário consorciado (C2)**

A simulação do consórcio intermunicipal se dá através da meta de regionalização do gerenciamento proposta pelo plano nacional de resíduos sólidos. O objetivo é avaliar a construção e operação de um aterro sanitário no município de

Santa Cruz do Sul a fim promover uma redução dos impactos ambientais gerados pelo sistema atual.

O consórcio propõe que a coleta ocorra de forma individual, assim como faz-se atualmente. As usinas de triagem serão localizadas nos municípios e geridas por uma associação de catadores de materiais reciclados com o acompanhamento da prefeitura municipal por meio das secretarias municipais de meio ambiente, o que irá promover uma inserção dos catadores de materiais recicláveis locais no SGRSU. A simulação, em comparação ao cenário atual C1, é a diminuição da distância que o RSU percorrerá até o destino final, que agora estará localizado no município de Santa Cruz do Sul. As novas distâncias entre os municípios que integram o consórcio com relação ao município de Santa Cruz do Sul podem ser vistas na Tabela 17. Entretanto, foram considerados os impactos ambientais oriundos da construção do aterro.

Tabela 17: Distâncias percorridas pelos veículos de transporte até o aterro sanitário de Santa Cruz do Sul.

<b>Município</b>	<b>Tipo de destino final</b>	<b>Capacidade de carga</b>	<b>Distância percorrida (km)</b>
Candelária	Aterro Sanitário de Santa Cruz do Sul	25 toneladas	40,5
Santa Cruz do Sul	Aterro Sanitário de Santa Cruz do Sul	25 toneladas	10
Venâncio Aires	Aterro Sanitário de Santa Cruz do Sul	25 toneladas	41,3
Vera Cruz	Aterro Sanitário de Santa Cruz do Sul	25 toneladas	14,6

Na Figura 16 demonstra-se a alteração do cenário com relação ao atual, onde a disposição final é transferida para o município de Santa Cruz do Sul e a etapa de construção do aterro é alocada ao sistema.

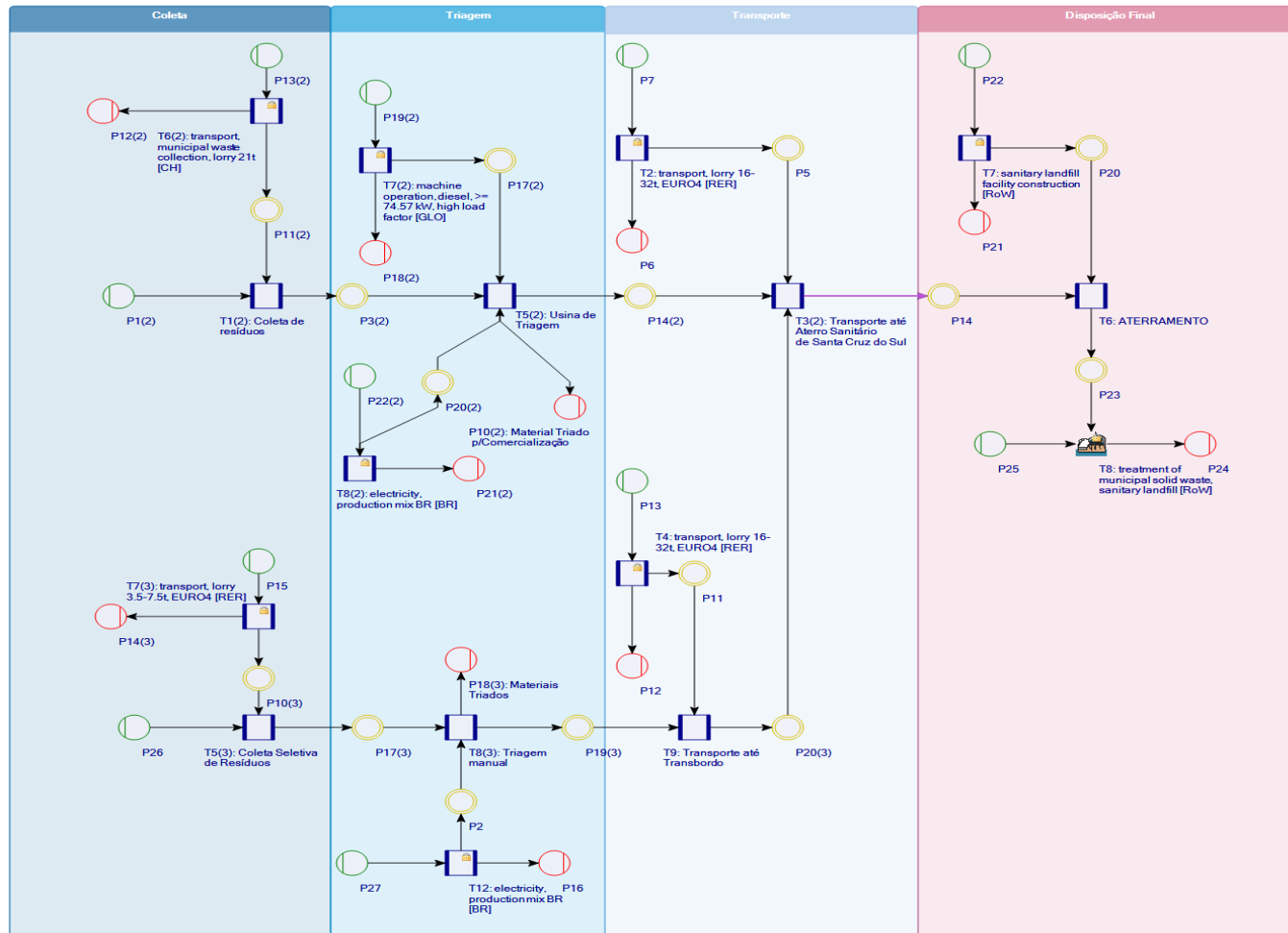


Figura 16: Simulação do cenário consorciado incluindo a construção de um aterro sanitário no município de Santa Cruz do Sul.  
 FONTE: UMBERTO NXT LCA.

#### 4.2.2.3 Cenário consorciado com incineração total dos RSU (C3)

Para estabelecer uma base de diálogo referente aos cenários simulados, com o objetivo de verificar qual das opções se apresenta com o menor impacto ambiental para os municípios em questão, o uso da ACV na tomada de decisões é recomendado e tem sido utilizado com sucesso em avaliações comparativas dos sistemas gerenciamento de RSU.

O cenário C3 considerou a regionalização do gerenciamento proposta pelo plano nacional de resíduos sólidos, porém, substitui o modo de aterramento como disposição final pela incineração total, mantendo as outras etapas semelhantes descritas no C2. A etapa de incineração também será realizada no município de Santa Cruz do Sul. O fluxograma do modelo simulado pode ser observado na Figura 17.

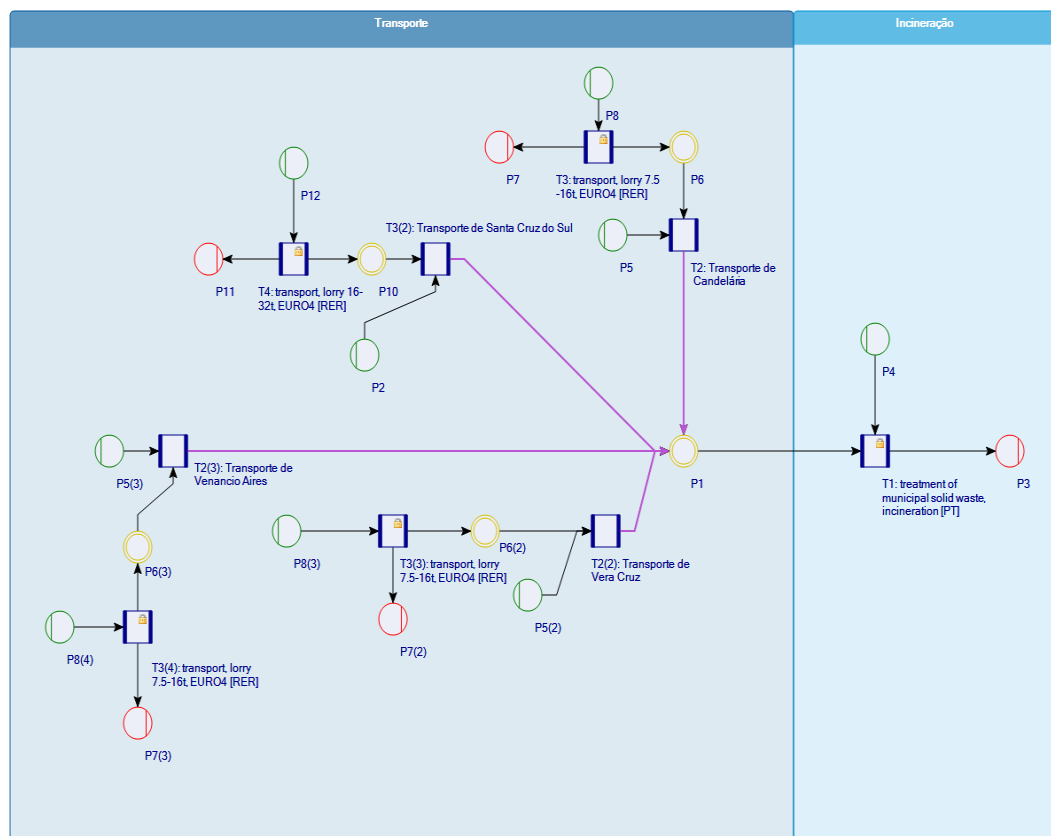


Figura 17: Simulação do cenário consorciado com uma unidade de incineração de RSU localizada no município de Santa Cruz do Sul.  
FONTE: UMBERTO NXT LCA.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Caracterização Gravimétrica dos Municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul, Venâncio Aires e Vera Cruz

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são, de longe, os mais heterogêneos de todos os resíduos gerados (AL-SALEM, EVANGELISTI e LETTIERI, 2014). Portanto, a quantificação e a caracterização são premissas importantes para a implementação de políticas públicas e de estratégias mais adequadas, a fim de subsidiar o planejamento das atividades do setor de limpeza urbana, assim como avaliar o potencial de reutilização, reciclagem e recuperação do material, propondo melhorias nas ações de gerenciamento já adotadas e realizadas pelo município (ERSES YAY, 2015).

Os dados obtidos perante as secretarias municipais de meio ambiente sobre a geração e geração per capita de RSU de cada município estão detalhados na

Tabela 18.

Tabela 18: Dados de População, RSU coletado e geração de RSU per capita nos municípios estudados.

MUNICÍPIO	POPULAÇÃO (hab.)	RSU GERADO (t/ano)	RSU <i>per capita</i> (kg/hab./dia)
Candelária	30.171	4.672	0,42
Santa Cruz do Sul	118.374	29.977	0,69
Venâncio Aires	65.946	10.200	0,42
Vera Cruz	23.893	3.814,27	0,44

\* Todos os dados foram trabalhados com a geração de RSU no período de 01 ano.

Na Tabela 18 pode ser observado que a taxa de geração *per capita* varia em cada município, o que estaria associado, entre outros, ao grau de industrialização e poder econômico de cada município, uma vez que a base econômica de todos é o fumo. Todavia, os municípios de Candelária, Venâncio Aires e Vera Cruz apresentam valores muito próximos, consequência de suas características de desenvolvimento similares.

Os resultados da composição gravimétrica dos RSU desses municípios estão apresentados na Figura 18. Esses resultados mostram valores semelhantes entre as composições gravimétricas dos RSU nos 4 municípios.

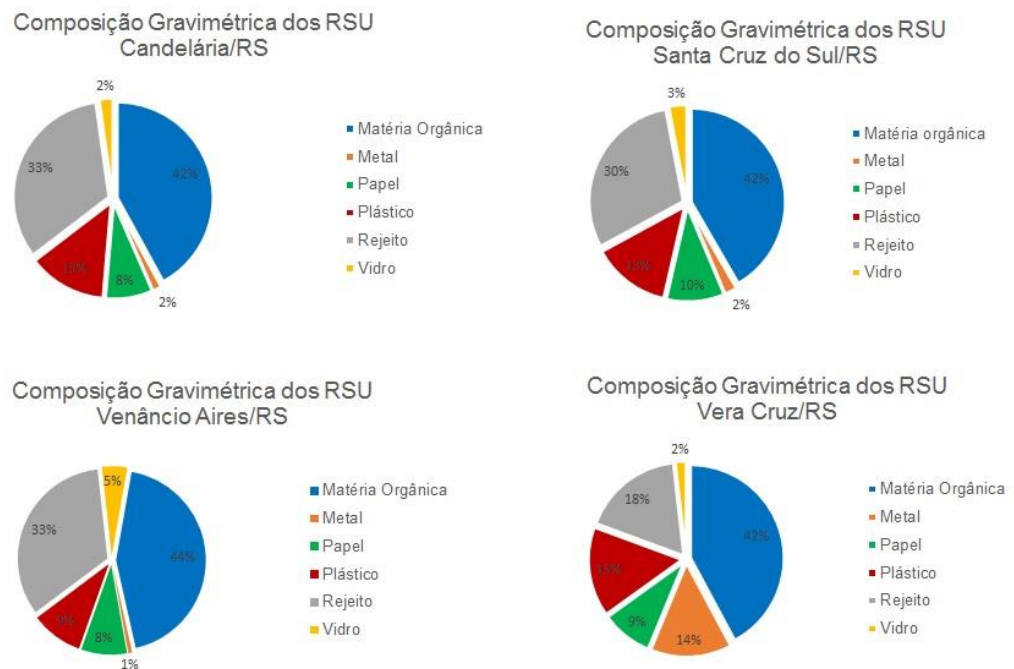


Figura 18: Composições gravimétricas dos RSU dos municípios estudados.

Os resultados da Figura 18 validam as observações de Othman (2012), uma vez que a matéria orgânica constitui a maior parte dos resíduos em países em desenvolvimento. Ao mesmo tempo, esses resultados demonstram que os dados não são homogêneos para todas as cidades, uma vez que o número de habitantes e as atividades econômicas não são iguais (GALLARDO *et al.*, 2015).

Segundo Singh *et al.* (2011) e Ravindra, Kaur e Mor (2015), a geração de RSU é resultado do volume de recursos financeiros, humanos e físico-operacionais envolvidos, estilos de vida, tradições culturais, taxa alfabetização, hábitos alimentares, condições climáticas e geográficas. Os municípios considerados neste trabalho possuem uma proximidade geográfica e a mesma base econômica. Porém, municípios como Santa Cruz do Sul e Venâncio Aires possuem parques industriais mais desenvolvidos que Vera Cruz e Candelária, cujas bases econômicas é estritamente a agricultura.

De acordo com a Figura 19, a fração orgânica encontrada para os municípios varia entre 42 - 44% (p/p). Este valor é inferior à fração orgânica detalhada no Plano Nacional de Gerenciamento de Resíduos Sólidos para os RSU coletados no Brasil, valor este que corresponde a 51,4% (p/p).

Comparou-se os valores encontrados para os municípios deste estudo com os valores encontrados nos estudos de Reichert e Mendes (2014) e em relação aos RSU



gerados em Porto Alegre a diferença é de 13,3% (p/p) a mais para Porto Alegre. Essa diferença pode ser explicada pelo fato dos municípios estarem localizados no interior do RS, cuja população possuiu hábitos que melhor aproveitam a matéria orgânica, como por exemplo, no uso da alimentação de animais, uso em composteiras caseiras, etc. Ainda, o presente estudo realizou uma comparação com a composição gravimétrica encontrada por Mersoni (2015), com relação ao percentual de matéria orgânica encontrada, e os municípios aqui considerados geram 13,8% (p/p) a mais de matéria orgânica.

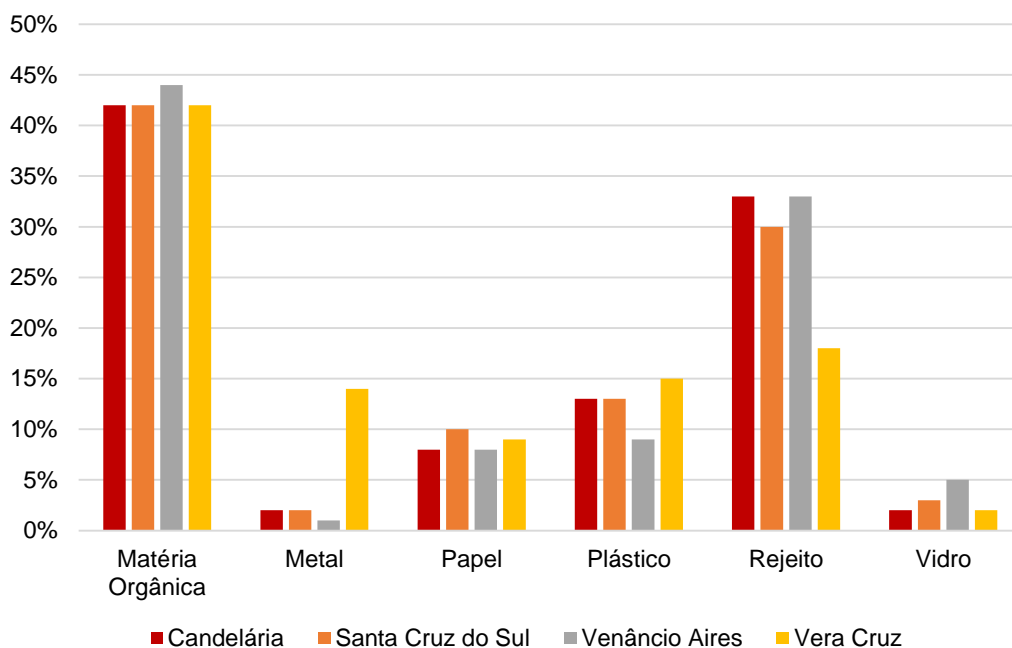


Figura 19: Comparação das composições físicas dos municípios estudados.

Segundo os dados da CEMPRE, no ano de 2000, a composição gravimétrica com relação a matéria orgânica do resíduo domiciliar brasileiro era de 52,5% (p/p). Esse valor sofreu oscilações no decorrer dos anos, de acordo com dados da EMBRAPA de 2005 citados por Gonçalves e Bibiano (2012), a percentagem de matéria orgânica gerada no Brasil nesse ano foi de 60%. Já no ano de 2007, a ABRELPE apresentou em seu panorama o qual afirmou que a composição dos RSU (%) dos países de média renda, como o Brasil, teria entre 20 – 65% de material orgânico.

A oscilação da fração de matéria orgânica, tanto com relação aos valores encontrados em registros históricos como nos valores encontrados para a

caracterização física neste estudo, pode estar associada, entre outras coisas, aos programas de transferência de renda do Governo Federal, que passaram a atender a população pobre e permitiram que grande parte da população tivesse acesso aos produtos da denominada “linha branca”. Este fator pode ser justificado por Campos (2012), uma vez que em 1992, os domicílios com geladeira compunham 71,5% do total de domicílios brasileiros, já em 2009, esse percentual aumentou para 93,9%, favorecendo melhorias da forma de consumo e de conservação de alimentos. Esta mesma observação foi realizada por Alencar (2013) no seu trabalho sobre os resíduos urbanos da cidade de Imperatriz, no Maranhão.

A mesma pesquisa foi realizada com relação aos materiais recicláveis. No ano de 2000, as quantidades de papel e papelão somavam 24,5% (p/p) da fração total de RSU coletados no Brasil, enquanto que o plástico representava 2,9% (p/p), o vidro 1,6% (p/p), o metal ferroso 2,3% (p/p) e o valor estabelecido para outros 16,2% (p/p). Já em 2007, os dados obtidos através de pesquisas da CEMPRE relataram que entre 15 – 40% (p/p) dos RSU dos países caracterizados com renda média eram compostos de papel e papelão, 7 – 15% (p/p) de plástico, 1 – 5% (p/p) de metal e 1 a 5 % (p/p) de vidro.

A composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil tem como último dado o estudo feito para a elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos, sendo os valores percentuais obtidos de 13,1% (p/p) papel e papelão, 13,5% (p/p) plástico, 2,4% (p/p) vidro e 2,9% (p/p) metal. A comparação dos valores oriundos de pesquisas anteriores com relação aos dados contidos no plano nacional de resíduos sólidos urbanos pode estar ligada aos hábitos da sociedade moderna que passou a consumir uma maior quantidade de embalagens de material plástico.

Na Tabela 19 pode ser observada a relação entre a composição gravimétrica dos RSU e o nível de renda de cada população. Percebe-se nitidamente a classe na qual o Brasil está inserido, sendo ela a média superior.

Tabela 19: Composição dos resíduos e o nível de renda.

<b>Nível de Renda</b>	<b>Metais</b>	<b>Papel</b>	<b>Plástico</b>	<b>Vidro</b>	<b>Matéria Orgânica</b>	<b>Outros</b>
Baixa	3%	5%	8%	3%	64%	17%
Média (Inferior)	2%	9%	12%	3%	59%	15%
Média (Superior)	3%	14%	11%	5%	54%	13%
Alta	6%	31%	11%	7%	28%	17%

FONTE: Adaptado de CEMPRE 2013.

Realizou-se uma comparação entre os valores encontrados para cada município deste estudo e em relação aos metais, os municípios de Candelária, Santa Cruz do Sul e Venâncio Aires apresentaram 2% (p/p), 2% (p/p) e 1% (p/p), de metal em sua composição, respectivamente. Aqui cabe salientar que a fração metálica era composta, principalmente por materiais ferrosos, sendo que foi encontrada menos de 0,1% (p/p) de metais não ferrosos. Isso se deve à grande procura destes últimos pelos catadores, uma vez que os mesmos possuem elevado valor comercial.

Todavia, o município de Vera Cruz, possui uma maior concentração de metais na composição dos seus resíduos sólidos, com 14% (p/p) de metais ferrosos. A diferença com outros municípios foi de aproximadamente 12% (p/p) a mais, o que indica uma separação ineficiente na fonte pelos geradores e pelos catadores locais e corrobora com a importância de capacitação e formulações de estratégias para o sistema de gerenciamento de RSU local.

Para os valores de papel, novamente, os 4 municípios tiveram resultados muito próximos, sendo que Candelária e Venâncio Aires apresentaram o valor 8% (p/p), Santa Cruz do Sul 10% (p/p) e Vera Cruz 9% (p/p) com relação ao total encontrado. Ao realizar uma comparação com outros municípios do RS, Garibaldi apresentou 13,3% (p/p), Porto Alegre 11,6% (p/p) e Novo Hamburgo 16% (p/p). A diferença entre os municípios deste estudo e os supracitados pode ser relacionada à falta de interesse dos catadores pelo papel (jornal, revista, etc.).

A fração de material plástico foi igual nos municípios Candelária e Santa Cruz do Sul, sendo 13% (p/p). Para Venâncio Aires, 9% (p/p) do valor encontrado na composição gravimétrica correspondeu a este material e em Vera Cruz 15% (p/p). Os municípios apresentam valores similares a outros municípios, uma vez que Garibaldi apresentou valores percentuais de 14,6% (p/p), Novo Hamburgo 14% (p/p) e Porto Alegre 11,2% (p/p).

Quanto ao vidro, os valores encontrados em Candelária e Vera Cruz correspondem a 2% (p/p) da totalidade amostrada, Santa Cruz do Sul 3% (p/p) e Venâncio Aires 5% (p/p). Durante a realização do estudo, a caracterização realizada no município de Venâncio Aires ocorreu em um período com temperaturas mais baixas (inverno), o que pode justificar a maior presença de matérias vítreas nos seus RSUs.

Ao analisar os rejeitos, Candelária, Santa Cruz do Sul e Venâncio Aires apresentam dados muito próximos, sendo 33% (p/p), 30% (p/p) e 33% (p/p), respectivamente. Já o município de Vera Cruz o valor percentual encontrado foi de 18%.

Assim sendo, os dados obtidos demonstram que, em média, 29% (p/p) da fração material encontrada corresponde a plástico, papel, vidro e metal, ou seja, materiais que podem ser reaproveitados. Somando-se esse percentual ao encontrado para a matéria orgânica, que também pode ser reaproveitada por meio da compostagem, os municípios teriam um potencial para diminuir em 72% (p/p) os RSU que hoje são dispostos em aterro sanitário.

## **5.2 Resultados do ACV dos Cenários Simulados**

Os 6 indicadores ambientais utilizados neste trabalho são identificados por Bueno, Latasa e Lozano (2015) como os mais significativos quando se trabalha com sistemas de gestão de RSU. Este foi o motivo pelo qual foram escolhidos para monitorar os resultados deste trabalho.

Os cálculos realizados através do AICV seguiram o método CML 2001, já descrito no item 4.2.1 e os resultados de ACV foram interpretados e comparados entre os três cenários simulados. Todos os resultados foram normalizados segundo os valores de referência *per capita* para o ano de 1995, expressos em termos de habitantes equivalentes sendo esse o modelo citado por (GUINÉE, 2001).

A seguir, serão apresentados os resultados obtidos através da avaliação do inventário de ciclo de vida e sua interpretação. O cenário atual, representado por C1, consiste na avaliação das etapas do gerenciamento de resíduos sólidos de cada município em relação a cada categoria de impacto ambiental analisada levando em consideração os indicadores de cada uma delas. O cenário consorciado que inclui a construção de um aterro sanitário no município de Santa Cruz do Sul, simulando a regionalização e representado por C2, é apresentado com valores cumulativos dos impactos ambientais analisados, onde há um somatório das categorias de impactos ambientais de todos os municípios para cada cenário. O cenário consorciado com incinerador, representado por C3, também será apresentado igualmente C2.

### **5.2.1 Resultados da Simulação do Cenário 1 (C1)**

Os resultados da simulação do Cenário C1 para os quatro municípios considerados estão apresentados nas Figuras 20 - 23. Os resultados estão apresentados para cada categoria de impacto analisada atrelados a contribuição de cada etapa do SGRSU sobre elas. Todos os impactos foram normalizados e transformados em uma unidade dimensional comum, que no caso é dada em equivalente em pessoas/ano, segundo a metodologia proposta pelo CML 2001.

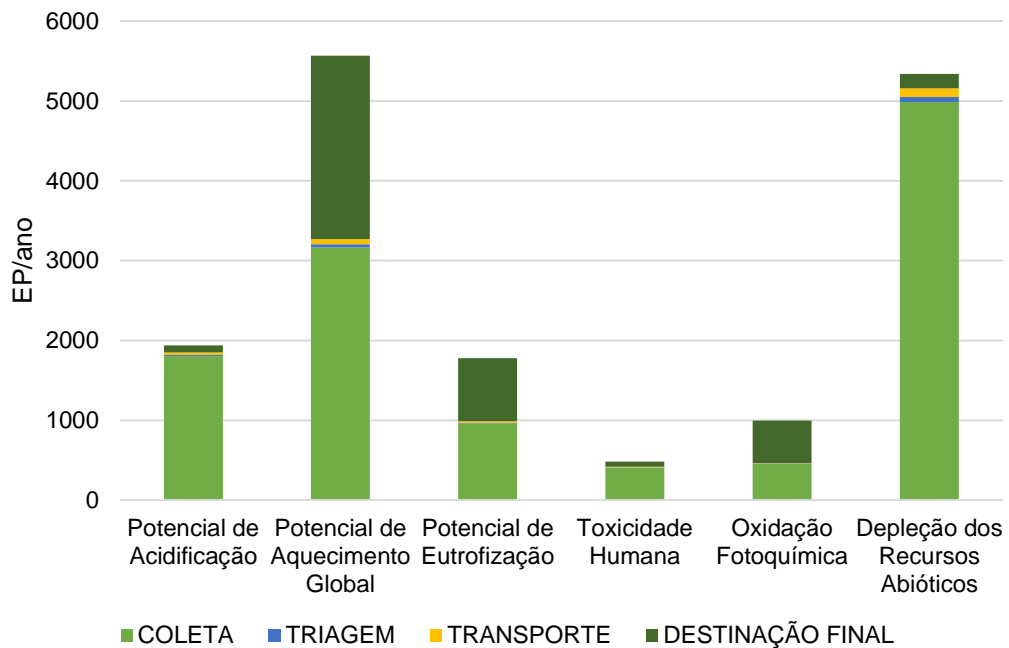


Figura 20: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Santa Cruz do Sul.

O município de Santa Cruz do Sul possui a maior geração de RSU dos municípios analisados, com uma média per capita de 0,69 kg/hab.dia. A etapa de coleta é a responsável por mais de 50% do valor total das categorias de impacto avaliadas. Esses impactos estão associados às emissões atmosféricas decorrentes dos combustíveis utilizados pelos caminhões da coleta. Uma exceção a esta observação é a categoria oxidação fotoquímica, onde as emissões oriundas da disposição final são as responsáveis pela maior parte deste impacto.

A frequência de coleta e as distâncias percorridas interferem de modo direto nas emissões que contribuem com os impactos ambientais. Dentre os compostos considerados, podem ser citadas as emissões de NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> e CO<sub>2</sub>, associados à queima de combustíveis fósseis (TRENTIN, 2015). Este autor ainda afirma que, apesar de serem identificadas falhas no sistema, a etapa de triagem tem uma grande importância no sistema, pois apresenta grandes benefícios ambientais devido à retirada de materiais dos fluxos considerados, o que diminui a contribuição destes nas diferentes categorias de impacto. No caso de Santa Cruz do Sul, a etapa da triagem possui pouco benefício sobre o processo como um todo, devido a que a quantidade de material separado na usina e pela associação de catadores é apenas de 4%. Além disso, a eficiência da coleta (toneladas RSU coletados/km percorridos) é muito baixa

no interior, uma vez que os caminhões de coleta percorrem longos percursos para coletar pequenas quantidade de RSU.

Os resultados do município de Venâncio Aires (Figura 21) mostraram também que a etapa de coleta dos RSUs possui contribuição efetiva sobre três das seis categorias analisadas, sendo elas potencial de acidificação, toxicidade humana e depleção dos recursos abióticos. As maiores contribuições estão associadas à extração de petróleo, sua transformação em combustíveis fósseis e à queima dos mesmos pelos caminhões da coleta.

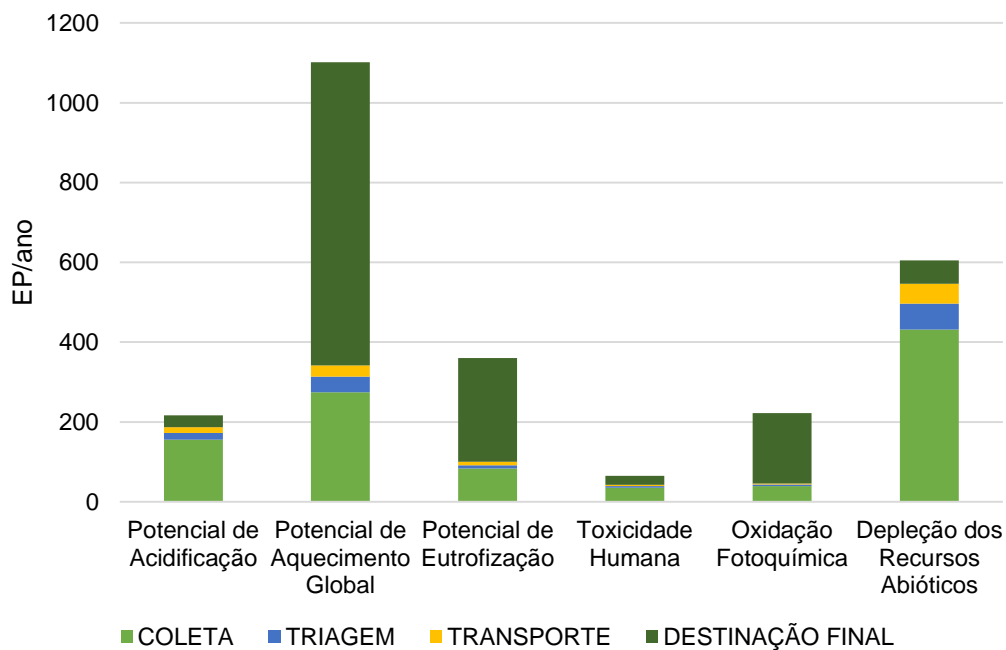


Figura 21: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Venâncio Aires.

As categorias de potencial de aquecimento global, potencial de eutrofização e oxidação fotoquímica apresentam maior influência do aterramento. Isso pode estar associado às emissões do aterro decorrentes da degradação anaeróbia dos resíduos depositados nele.

O município de Candelária possui a etapa de coleta como maior contribuinte nas categorias de impacto ambiental potencial de acidificação e depleção dos recursos abióticos. Neste município os RSU da cidade e do interior são coletados por empresas terceirizadas diferentes e com meios diferentes. Assim, a coleta na área urbana é realizada com caminhões compactadores de 15 m<sup>3</sup>. Já na zona rural, a operação é realizada com caminhões do tipo baú com capacidade para coletar 10 m<sup>3</sup>, os quais percorrem grandes distâncias para recolher 24 toneladas por mês.

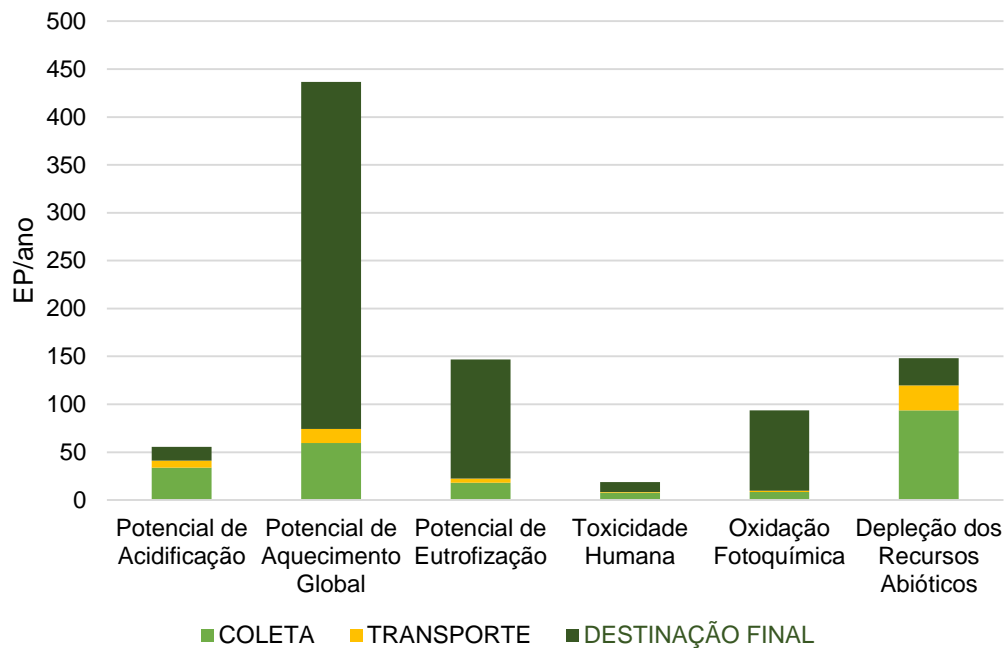


Figura 22: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Candelária.

O município não conta com usina de triagem e o sistema utilizado para o transporte dos RSU até os locais de disposição final ocorre em consonância com a etapa de coleta, na qual os RSUs coletados na área urbana são encaminhados e dispostos no aterro sanitário de Minas do Leão e os RSUs coletados na área rural, são encaminhados e dispostos no aterro sanitário de Santa Maria.

O município de Vera Cruz é o menor dos municípios analisados, com a menor geração per capita de RSU, as contribuições efetivas para a etapa de coleta contemplam as categorias de potencial de acidificação e depleção dos recursos abióticos.

Assim como nos resultados de Candelária, a etapa de disposição contribui de forma clara sobre as categorias de mudanças climáticas, potencial de eutrofização, toxicidade humana e oxidação fotoquímica.

A comparação dos resultados das simulações do Cenário 1, dos quatro municípios considerados, mostra comportamentos semelhantes das diferentes categorias de impacto em cada etapa do processo. Das etapas consideradas, a coleta apresenta os maiores impactos nas categorias de potencial de acidificação e depleção dos recursos abióticos se comparados com as outras analisadas.



A etapa de disposição final atua de forma mais representativa nas categorias de mudanças climáticas, potencial de eutrofização, toxicidade humana e oxidação fotoquímica.

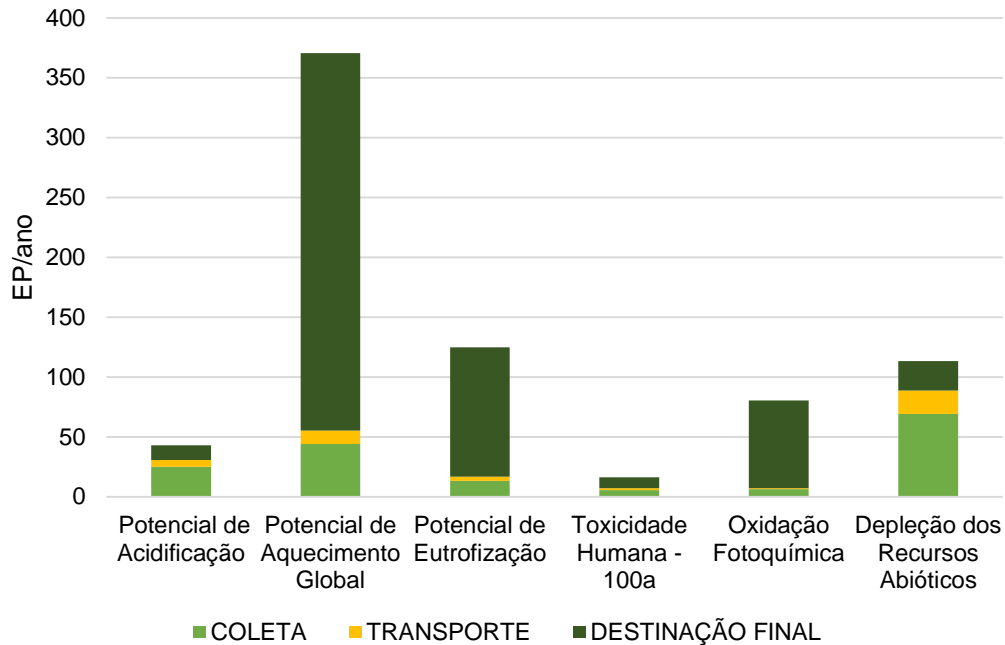


Figura 23: Contribuição de cada etapa do SGRSU para os impactos ambientais normalizados analisados no município de Vera Cruz.

A comparação dos resultados das simulações do Cenário 1, nos quatro municípios considerados, mostra comportamentos semelhantes das categorias de impacto consideradas em cada etapa do SGR. Das etapas consideradas, a coleta apresenta os maiores impactos nas categorias de potencial de acidificação e depleção dos recursos abióticos se comparados com as outras analisadas. Os elevados valores desses impactos estão associados às emissões decorrentes dos caminhões de coleta de RSU e às longas distâncias que estes percorrem nesta etapa. Esta mesma observação foi realizada por Becker (2013) no estudo realizado no município de Vera Cruz durante a implantação do PNRS neste município. O diagnóstico do sistema de gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos realizado por ele no município, em relação as etapas mais impactantes, demonstrou que, além da disposição final, o transporte durante a coleta são os fatores que mais influenciam os impactos ambientais, devido à distância considerável a ser percorrida para a coleta e destinação dos resíduos.

A análise dos valores obtidos para o potencial de acidificação (PA) em cada etapa considerada mostra que há uma relação diretamente proporcional entre os

valores do PA e a geração de RSU em cada município. O município de Santa Cruz do Sul apresenta os maiores valores de PA, uma vez que possui a maior quantidade de RSU a ser coletada. A contribuição desta etapa corresponde a 92,9% desta categoria. No caso dos municípios de Venâncio Aires, Candelária e Vera Cruz as contribuições são de 71,96, 60,84 e 58,28% respectivamente. As contribuições da coleta sobre o PA são menores, uma vez que há uma menor geração de RSU.

Embora o aterro sanitário seja responsável pela emissão de uma grande quantidade de gases, a sua contribuição sobre o PA não se sobrepõe à da etapa de coleta.

Com relação à disposição final, os municípios de Candelária e Vera Cruz apresentam resultados semelhantes (25,91% e 28,82% respectivamente). Para Venâncio Aires, a etapa contribui em 13,72%, sendo um valor maior que Candelária e Vera Cruz e menor que a de Santa Cruz do Sul, o qual corresponde a 4,65%.

O potencial de acidificação está associado à emissão de compostos nitrogenados (principal responsável), sulfatados e amônia durante a queima de combustíveis no transporte e à queima dos gases de aterro na etapa de disposição final. Comparando o valor desta categoria de impacto em equivalente populacional/ano de cada município, se observa que a contribuição de Santa Cruz do Sul apresenta o maior valor com 1800,65 EP/ano, seguida por Venâncio Aires, Candelária e Vera Cruz, com valores de 155,93, 33,72 e 24,99 EP/ano, respectivamente.

Associado aos gases emitidos pela queima de combustível fóssil e dos gases do aterro, os valores do PAG remetem às emissões de gases do efeito estufa e tem como indicadores o CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub> e CO. Os resultados apresentados demonstram que a relação entre RSU gerado e distâncias percorridas para a coleta afetam diretamente a categoria. Em relação ao PAG, Santa Cruz do Sul possui a maior contribuição em relação aos demais municípios analisados com um total de 5569,48 EP/ano. Desse total, 56,86% referem-se a etapa de coleta e 41,3% a etapa de aterramento. Para Venâncio Aires, Candelária e Vera Cruz, os valores totais foram de 1101,35, 436,73 e 370,62 EP/ano. Nestes três municípios a etapa de coleta possui uma contribuição menor que a etapa de aterramento. A mesma é responsável 24,9%, 13,60% e 11,85% respectivamente. Nestes municípios a distância percorrida para coletar os RSU é menor do que em Santa Cruz do Sul, embora a extensão territorial de Candelária seja maior.

Das emissões do aterro, o principal contribuinte para esta categoria é a emissão do gás metano, com mais de 90% da contribuição sobre o valor total do PAG. O gás de aterro é composto por metano (45 e 60% em volume) e por dióxido de carbono biogénico (40 e 55%), e são gerados por meio da degradação anaeróbica de frações orgânicas (BROUN e SATTLER; ZUBERI e ALI, 2015). Embora o aterro sanitário possua um sistema de coleta e queima de gases, a contribuição do metano sobre o PAG é importante, uma vez que em torno de 50% do gás metano se perde pela cobertura dos aterros devido ao tipo de material usado. Dos gases produzidos, o CO<sub>2</sub> não é considerado no cálculo do PAG do aterro devido a que o mesmo é derivado da degradação da matéria orgânica, que por sua vez o captura da atmosfera por meio da fotossíntese. Para Candelária e Vera Cruz as contribuições do aterro para a categoria foram de 82,99% e 85,12% respectivamente.

O potencial de eutrofização (PE) tem como principais indicadores as emissões de nitrogênio e fósforo. A etapa de coleta é responsável pela emissão de óxidos de nitrogênio devido a queima de combustíveis fósseis utilizado nos caminhões. Assim sendo, o valor de PE calculado para o município de Santa Cruz do Sul foi novamente o maior, quando comparado com os municípios analisados. Enquanto que 54,08% do PE de Santa Cruz do Sul é resultante da etapa de coleta, 44,37% é resultante da etapa de disposição final. Já os valores de PE encontrados para Venâncio Aires correspondem a 23,07% na coleta e 72,15% na disposição final. Os municípios de Candelária e Vera Cruz apresentam valores para a coleta ainda menores, sendo que de um total de 146,72 EP/ano para Candelária e 124,80 EP/ano para Vera Cruz, a etapa de coleta se refere a 12,28% e 10,68% e a etapa de disposição final 84,63% e 86,6%, respectivamente.

A categoria de toxicidade humana (TH) apresenta interferências na saúde da população, causando irritações de pele e doenças respiratórias. Tendo como principais indicadores as emissões de benzeno e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos essas emissões podem ser associadas à utilização de combustíveis fósseis na etapa de coleta e transporte.

Foi observado que o município de Santa Cruz do Sul apresenta 404,61 EP/ano na etapa, o que corresponde a 83,75% do total de 483,12 EP/ano. A mesma etapa também apresentou uma contribuição efetiva no município de Venâncio Aires, sendo que de uma totalidade de 64,77 EP/ano, 54,1% se refere a coleta.

Para os municípios de Candelária e Vera Cruz, cujas distâncias percorridas durante a atividade são menores, o aterramento apresenta a maior contribuição para a categoria, sendo 56,11% e 56,73%.

A categoria de oxidação fotoquímica (OF) apresentou valores totais de 995,49 EP/ano para Santa Cruz do Sul, 221,84 EP/ano para Venâncio Aires, 93,75% para Candelária e 80,38 EP/ano para Vera Cruz. Para tanto, a etapa de disposição final apresenta as maiores contribuições, com 53,61%, 79,41%, 89,7% e 91,06%, respectivamente.

No que se refere a categoria de depleção de recursos abióticos (DRA), ou seja, ao consumo de recursos naturais para suprir a demanda de cada etapa que integra o sistema, todos os municípios analisados apresentaram valores maiores do que 50% na etapa de coleta, assim como para a categoria de potencial de acidificação. O valor maior encontrado para Santa Cruz do Sul é de 93,40% sendo 4986,12 EP/ano de um total de 5338,15 EP/ano emitidas no município para a categoria. Venâncio Aires apresenta-se subsequente, com 71,33%, Candelária com 63,16% e Vera Cruz com 61,13%.

Com o objetivo de avaliar com os impactos ambientais cumulativos dos SGRSU encontrados nos municípios em questão, a Figura 24 apresenta o somatório dos valores de cada impacto, considerando a contribuição de cada município dentro de um consórcio. Logo, o consórcio tem seus maiores impactos na etapa de coleta para as categorias de PA e DRA, o que faz necessário com se estude a forma de maximizar a coleta de resíduos por km percorrido durante esta etapa.

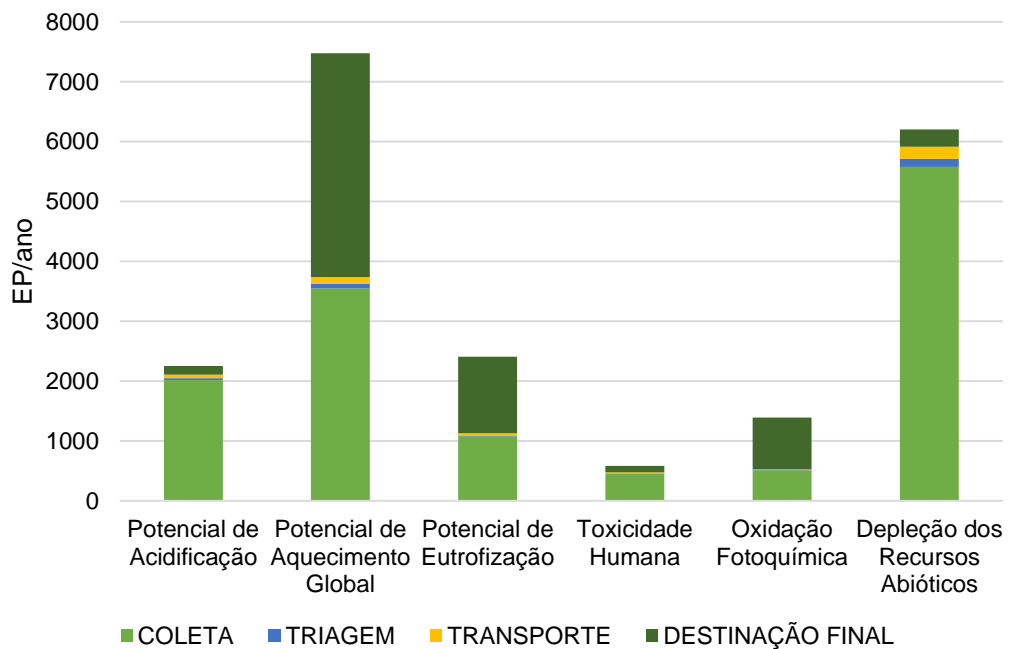


Figura 24: Somatório das etapas do SGRSU dos municípios para cada categoria de impacto avaliada em C1.

### 5.2.2 Resultados da Simulação dos Cenários C2 e C3

Na Figura 25 apresenta-se o somatório dos valores de cada impacto, resultantes da simulação dos cenários C2. No cenário C2 a diferença com o cenário C1 é que o aterramento dos RSU ocorre em um aterro construído em Santa Cruz do Sul. A simulação inclui os impactos da construção de um aterro sanitário, com uma vida útil de 30 anos e capacidade de armazenamento de 1.800.000 m<sup>3</sup>. Com relação ao cenário C3, a sua diferença com o cenário C1 é que todos os resíduos são encaminhados para incineração, numa instalação colocada também no município de Santa Cruz do Sul.

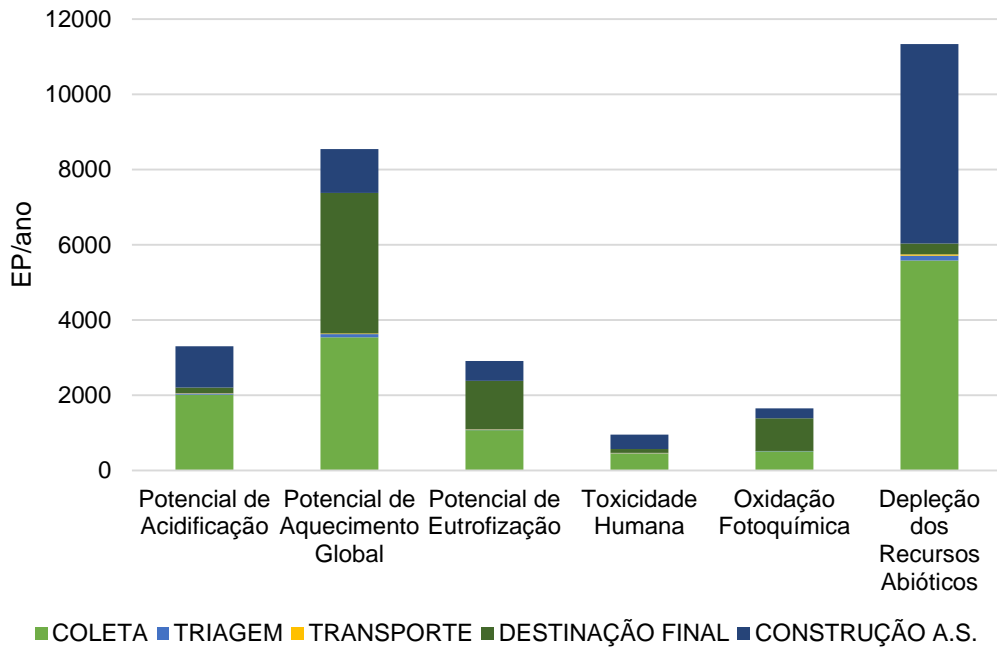


Figura 25: Impactos ambientais totais associados ao cenário C2.

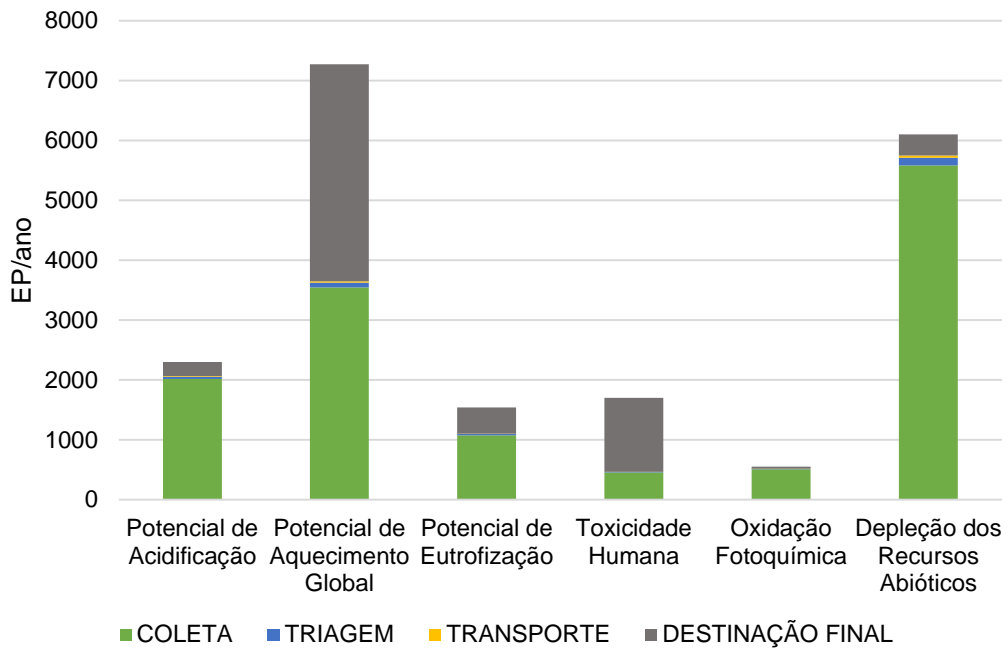


Figura 26: Impactos ambientais totais associados ao cenário C3.

Uma comparação entre as Figura 24, 25 e 26 mostra que as etapas de coleta e triagem possuem os mesmos valores para todos os impactos considerados, uma vez que elas não sofreram alterações durante as simulações. Ainda, os cenários C1 e C2 apresentam valores iguais quando considerada a etapa de disposição final.

Por sua vez, a Figura 27 possibilita uma comparação entre os resultados normalizados dos três cenários analisados. Os valores dos impactos ambientais considerados em cada cenário correspondem ao somatório da categoria avaliada em cada etapa do SGRSU para cada município. Como exemplo, o potencial de acidificação do cenário C1 é o somatório do potencial de acidificação de todas as etapas dos quatro municípios considerados. Os valores do ICV de cada cenário para o município de Santa Cruz do Sul estão disponíveis no ANEXO II.

Deste modo, uma comparação entre os cenários C1 e C2 é consentida. No cenário C2 a etapa de disposição final inclui os impactos da construção e da operação do aterro. Na Figura 27 se observa que o impacto ambiental da operação de um aterro sanitário, quando comparado com a construção e operação do mesmo possui diferenças, principalmente no que se refere a depleção dos recursos abióticos. Isso se deve, entre outros, ao uso de áreas novas e ao consumo de recursos naturais para a construção do aterro.

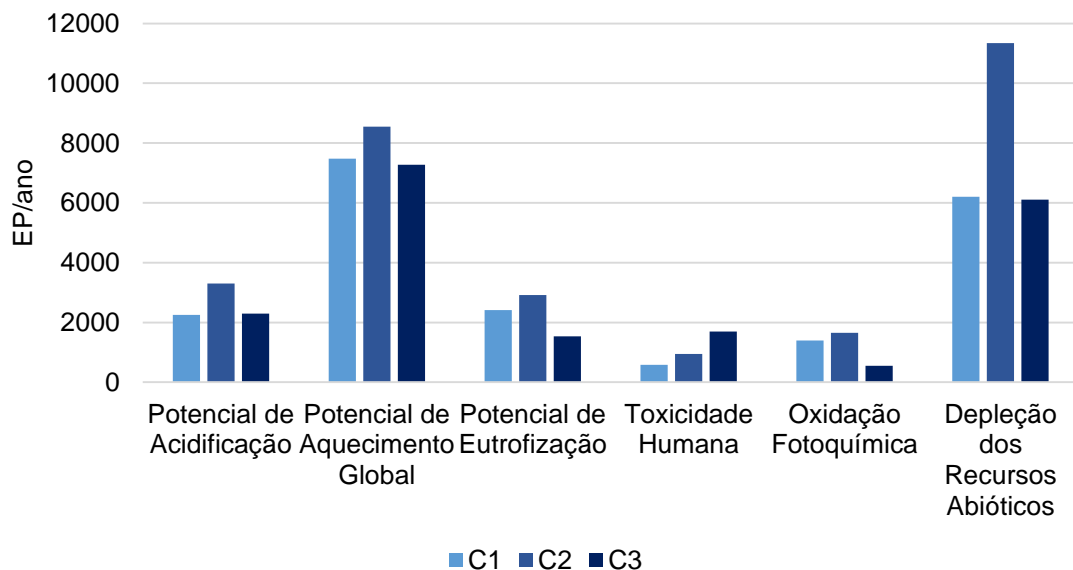


Figura 27: Somatório de cada etapa dos municípios analisados para cada cenário simulado no estudo.

### 5.3 Resultados da Simulação para os Impactos Ambientais dos Cenários C1, C2 e C3

Intrínseco a cada categoria avaliada estão as emissões de cada componente que contribui como indicador para o cálculo de cada impacto ambiental. Os resultados dos três cenários avaliados para as categorias de impacto, sendo elas o potencial de

aquecimento global, o potencial de acidificação, o potencial de eutrofização, a toxicidade humana, a oxidação fotoquímica e a depleção dos recursos abióticos estão apresentadas nas Figuras 28 – 33.

### 5.3.1 Potencial de Aquecimento Global (PAG)

Na Figura 28 apresenta-se os resultados com os valores normalizados do PAG para os três cenários simulados, os quais mostram que o Cenário C2 possui o maior valor de emissões de gases do efeito estufa. Com relação a caracterização da categoria, os valores de emissões encontrados foram de 51.076.015,04 kg CO<sub>2</sub>-Eq., 58.360.137,95 kg CO<sub>2</sub>-Eq. e 24.930.532,86, para C1, C2 e C3, respectivamente.

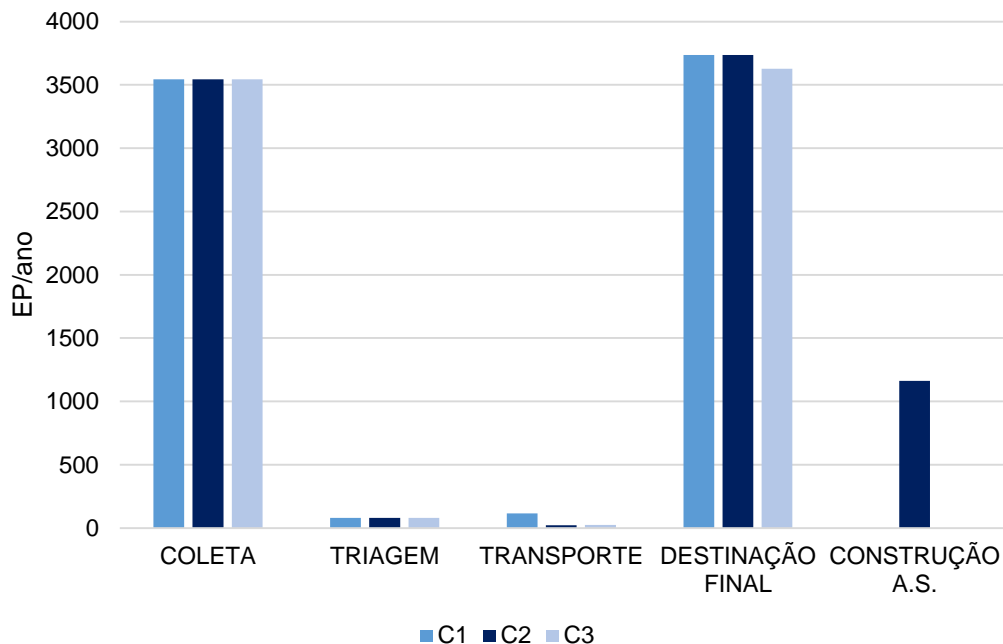


Figura 28: Contribuição de cada cenário avaliado para o potencial de aquecimento global segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual *per capita* (World 1995).

De acordo com a Figura 28, as etapas da coleta e a triagem apresentam a mesma contribuição sobre o PAG nos três cenários. Isso se deve a que a distância percorrida nesta etapa não variou. Mesma observação pode ser feita para a triagem, onde não foi modificada a quantidade de material triado. As contribuições da triagem são oriundas exclusivamente dos municípios de Santa Cruz do Sul e Venâncio Aires, uma vez que Candelária e Vera Cruz não possuem usina de triagem inseridas no SGRSU.



A análise da etapa de transporte mostra os efeitos da diminuição da distância percorrida pelos resíduos até o local de disposição final ou incineração. Assim, os cenários C2 e C3 apresentam valores iguais para o transporte até a destinação final, porém, bem menores que o cenário C1, uma vez que a distância total percorrida pelo RSU até a destinação final diminui de forma clara. Por exemplo, a distância percorrida pelos RSU de Santa Cruz do Sul (seja para aterramento ou incineração) diminui de 93 para 10 km.

Analisando os valores do PAG para a destinação final, se observa que a incineração (Cenário C3) apresenta um valor ligeiramente menor se comparado aos cenários C1 e C2. Para a disposição final, os cenários C1 e C2 possuem aterros sanitários com as mesmas características. Esta mesma observação foi particularizada no estudo de (HUPPONEN, GRÖNMAN e HORTTANAINEN, 2015). Segundo estes pesquisadores, as emissões do metano a partir dos aterros sanitários contribuem com mais de 90% do PAG desta etapa (LEME *et al.*, 2014; LOU *et al.*, 2015). O PAG relacionado ao metano é 21 vezes maior que o do dióxido de carbono. Autores que realizaram pesquisas nessa área afirmam que a contribuição dos resíduos orgânicos depositados em aterro é significativa para a geração de gases. Neste contexto, Buratti *et al.* (2015) e Boesch *et al.* (2014), mostraram que o maior PAG decorre da deposição desse tipo de resíduo nos aterros sanitários, uma vez que essa atividade é responsável pela geração e emissão de grandes quantidades de metano durante o processo de degradação anaeróbica na matéria orgânica.

Para Hupponen, Grönman e Horttanainen (2015) a eficiência de coleta de gás de aterro varia geralmente de 50% a 95%, sendo 75%, o padrão de eficiência recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. As maiores taxas de coletas de gases são conseguidas em aterros com sistema de extração de gases a vácuo.

No cenário C3, as emissões de gases do efeito estufa estão relacionadas à emissão de dióxido de carbono resultante da incineração de carbono fóssil contido nos RSU (borracha, plástico, tetra pak, etc.), sem considerar os materiais orgânicos dentro dos RSU. Dessa forma, a incineração evita a formação de gases do efeito estufa. Esta mesma observação foi realizada também por (ARENA, MASTELLONE e PERUGINI, 2003; BANAR, COKAYGII e OZKAN, 2009). Outros pesquisadores afirmam que o metano é principal gás do efeito estufa (ERSES YAY, 2015).

Em relação ao PAG, a etapa de disposição final do cenário C1 foi responsável pela emissão de 3.737,37 EP/ano, o que corresponde a uma contribuição de 50% sobre o valor de 7.274,38 EP/ano do PAG total.

A etapa de construção do aterro sanitário, visando a regionalização do SGRSU entre os municípios analisados, implica na emissão extra da 1066,49 EP/ano, se comparado com os outros cenários. O principal contribuinte para este aumento é o CO<sub>2</sub>, derivado da queima de combustíveis, assim como à utilização de cimento, asfalto e aço para a construção do aterro (YANG *et al.*, 2015). A inclusão da etapa de construção de um aterro sanitário no sistema de gerenciamento de RSU, considerado no Cenário C2, implica em alterações nos valores de todas as categorias de impacto ambiental avaliadas. Segundo Yang *et al.* (2015) a construção de um aterro sanitário envolve a utilização de materiais como areia, argila, cascalho e geomembranas utilizadas para os sistemas de drenagem de águas subterrâneas, a cobertura e o revestimento do fundo, responsável pela coleta de percolato e de biogás, além do material utilizado para a cobertura do topo. Além disso, a própria terraplenagem da área e a movimentação de máquinas são responsáveis por emissões e consumo de recursos naturais que se transformam em impactos ambientais.

### **5.3.2 Potencial de Acidificação (PA)**

O potencial de acidificação (PA) está associado às emissões de SO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub>. Os resultados da comparação dos valores normalizados do PA dos três cenários estão apresentados na Figura 29. Com relação aos dados de caracterização, os resultados do ICV foram de 174.884,74 kg SO<sub>2</sub>-Eq para C2, sendo a maior quantidade de emissões associada a esse cenário, enquanto que C1 foi responsável por emitir 119.205,07 kg SO<sub>2</sub>-Eq e C3 13.201,01 kg SO<sub>2</sub>-Eq.

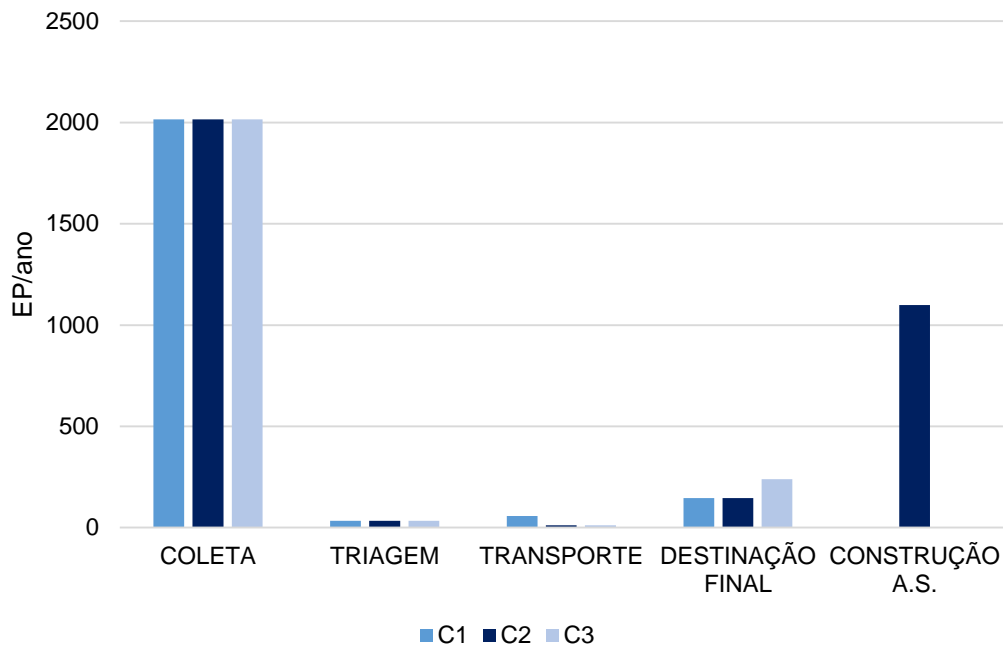


Figura 29: Contribuição de cada cenário avaliado para o potencial de acidificação segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual *per capita* (World 1995).

Nos cenários C2 e C3 a disposição final e a construção do aterro também possuem contribuições importantes sobre o total do PA. No caso do cenário C2 e C3, o PA total é de 3.305,95 EP/ano e 2.298,80 EP/ano, respectivamente. Responsável por uma contribuição efetiva em todos os cenários simulados, a etapa de coleta tem suas emissões associadas à queima de combustíveis fósseis decorrentes do percurso de recolha dos materiais. Valores similares de contribuição foram encontrados entre C1 e C3, sendo 89,42% e 87,66%, respectivamente, com relação ao impacto ambiental total da categoria para cada cenário. Já no cenário C2, a contribuição da coleta sobre este parâmetro foi de 60,9%. Mas no cenário C2 a contribuição da construção da etapa do aterro é responsável por 33,2% do total. Em relação à contribuição da destinação final, o aterramento dos RSU no cenário C2 é de 4,43% do total e a da incineração no cenário C3 foi de 10,4% do total. Para a etapa de disposição final os cenários C1 e C2 são responsáveis por 146,59 EP/ano.

Todavia, com a inclusão da etapa de construção de um aterro sanitário, C2 passa a um valor de 1.245,89 EP/ano. Responsável por 33,3% do impacto ambiental, a etapa de construção do aterro sanitário representa um aumento em 1.099,33 EP/ano para essa categoria. Dessa forma, a regionalização do aterramento do RSU com a

construção do aterro sanitário em Santa Cruz do Sul passaria a ser responsável por 37,68% do PA total.

Ao se analisar a etapa de disposição final dos RSU nos cenários simulados, as emissões dos gases gerados pelo processo de degradação dos RSU no aterro têm seus impactos negativos associados à presença de metano, dióxido de carbono, e outros gases traços (AL-SALEM, EVANGELISTI e LETTIERI, 2014). Durante a construção do aterro, ainda devem ser consideradas às emissões de amoníaco e de óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), devido ao uso de diesel durante o processo de construção (transporte de materiais e terraplanagem da área) e operação (cobertura diária de resíduos) do aterro (BURATTI *et al.*, 2015).

A etapa de triagem possui as contribuições menores sobre o total do PA, seguida na etapa de transporte. Para a triagem dos RSU, as emissões no C1 e no C3 correspondem a 1,5% do total da categoria, enquanto que no C2 esse valor cai para 0,32%. Com relação ao transporte, a distância percorrida é correlacionada com a quantidade de emissões de poluentes perniciosos. Em C1, a contribuição das emissões é responsável por 2,55% do impacto ambiental, enquanto que em C2 a diminuição da distância percorrida reflete em 0,32% de contribuição com relação a totalidade.

Assim como na etapa de coleta, a etapa de transporte têm os impactos ambientais do consumo de petróleo, os quais são relatados como os de maior importância devido a produção de NO<sub>x</sub>, referentes ao consumo de combustível dos caminhões (SONG, WANG e LI, 2013). A emissão desses compostos é estritamente dependente da distância percorrida Feo e Malvano (2009) e Erses Yay (2015), logo, a diminuição da contribuição para a categoria quando simulado um aterro sanitário localizado no município de Santa Cruz do Sul é justificada.

### **5.3.3 Potencial de Eutrofização (PE)**

O terceiro impacto ambiental analisado no trabalho está atrelado às emissões de fósforo e nitrogênio. O gráfico com a comparação entre os cenários com os valores normalizados é mostrado na Figura 30. O valor total do PE para os cenários C1, C2 e C3 são de 2.407,85, 2.911,97 e 1.537,43 EP/ano respectivamente. Para os valores de caracterização, foram encontrados 54.899,01 kg PO<sub>4</sub>-Eq, 66.392,92 kg PO<sub>4</sub>-Eq e 10.153,41 kg PO<sub>4</sub>-Eq., respectivamente.

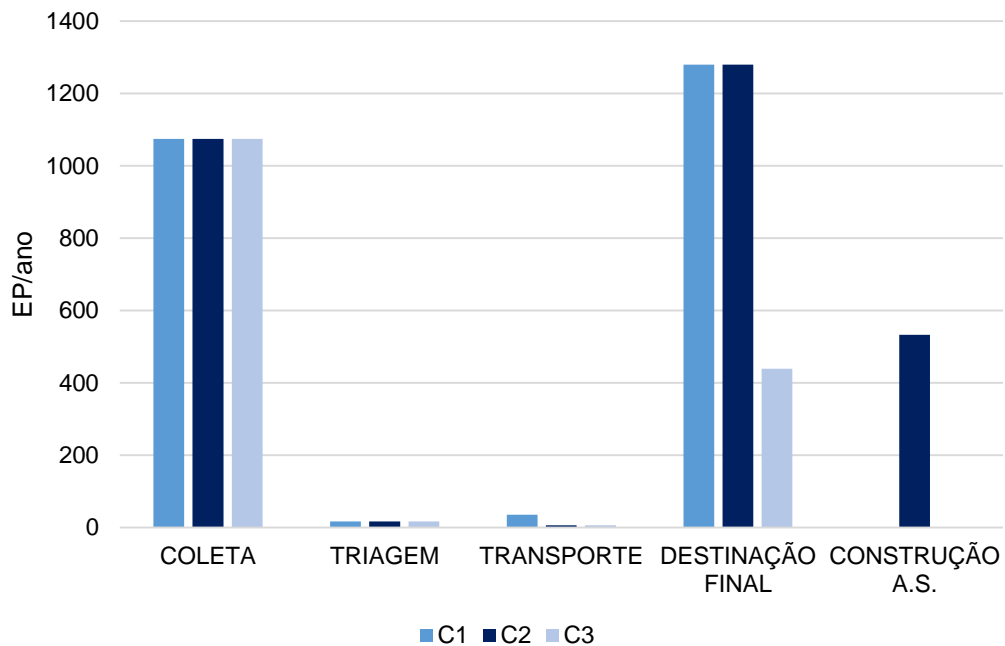


Figura 30: Contribuição de cada cenário avaliado para o potencial de eutrofização segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual *per capita* (World 1995).

Nos três cenários a etapa da coleta é responsável por 1.074,95 EP/ano, o que corresponde a 44,6%, 36,91% e 69,91% para os cenários C1, C2 e C3 respectivamente. Já a etapa da de triagem contribui com 0,71%, 0,58% e 1,11%, para os cenários C1, C2 e C3, respectivamente. Para Boesch *et al.* (2014); Buratti *et al.* (2015), o descarte de matérias putrescíveis e resíduos secos é o fator determinante para a produção de percolato ricos em nutrientes nos aterros sanitários. Logo, o desvio desses materiais do aterramento acarretaria a diminuição dos efeitos da eutrofização. Isso pode ser visto de forma clara ao analisar o efeito da destinação final no cenário C3 sobre os valores do PE.

Para a etapa de transporte, novamente o C2 e o C3 mostraram os menores percentuais de contribuição, com valores de 0,22% e 0,43%, enquanto que C1 apresentou valores de 1,47%, o que se justifica pela diferença entre as distâncias percorridas para a destinação final dos resíduos.

Como já fora citado na página anterior, o processo de incineração como método de tratamento para RSU se mostrou o menor contribuinte para a categoria, com 439,25 EP/ano para a etapa de destinação final em C3. Nos cenários C1 e C2, o aterramento é responsável pela contribuição de 1.280,29 EP/ano. Mas a inclusão da construção do aterro sanitário aumenta o PA para 1.813,22 EP/ano, o que corresponde a um aumento de 532,93 EP/ano.

A comparação dos cenários C1 e C3 demonstra que a incineração apresenta menor impacto, uma vez que 53,17% do PE deriva do aterro, enquanto que na incineração essa contribuição fica em 28,57%. Leme *et al.* (2014) afirmam que essas emissões surgem devido à alta carga orgânica do percolato provenientes dos aterros, especificamente caracterizado por uma alta demanda química de oxigênio (DQO) e emissões de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$  e  $\text{PO}_4$ .

### 5.3.4 Toxicidade Humana (TH)

À liberação de dioxinas e metais pesados são descritas como as principais causas dos efeitos referentes a essa categoria de impacto. Segundo Lou *et al.* (2015) a remoção de metais pesados e dioxinas são os alvos principais para a redução da toxicidade ambiental. Para os cenários avaliados, C3 foi o que apresentou maior contribuição para a categoria, com 1.697,33 EP/ano, enquanto que o C1 e C2 apresentaram valores menores (582,82 EP/ano e 950,58 EP/ano respectivamente). A comparação entre os três cenários de estudo com os valores normalizados é vista na Figura 31. Para fins de caracterização, C3 emitiu 10.875.604 kg 1,4-DCB-Eq., enquanto que C1 e C2 emitiram 5.138.837 kg 1,4-DCB-Eq. e 8.365.143 kg 1,4-DCB-Eq., respectivamente.

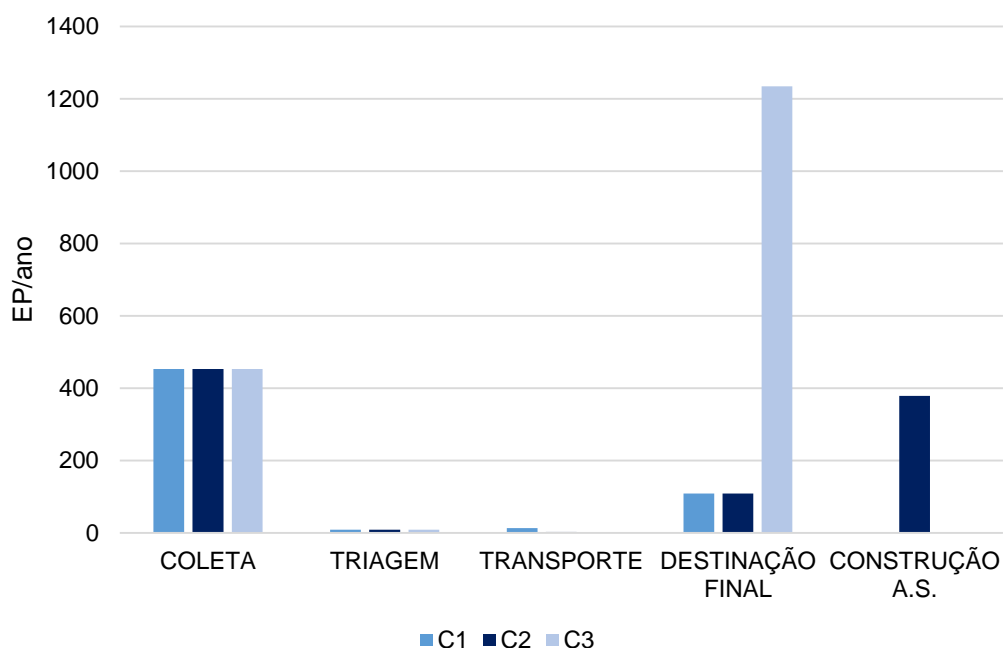


Figura 31: Contribuição de cada cenário avaliado para toxicidade humana segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual *per capita* (World 1995).

A etapa de coleta em C1 é responsável por 77,7% do impacto ambiental da categoria. Em C2 e C3, esse valor diminui e o percentual de contribuição com relação ao total dos cenários fica em 47,6% e 36,7%.

A etapa de transporte dos RSU até o aterro sanitário de Minas do Leão tem um peso de 2,22% do total do TH no cenário C1. Já no C2 e C3 esse valor cai para 0,27%. A operação de transporte, considerada tanto na coleta como no transporte até o aterro sanitário, tem na emissão de metais pesados como as principais preocupações para a TH. O estudo feito por Leme *et al.* (2014) expõe que as contribuições da etapa de disposição final e transporte têm seu efeito na categoria de toxicidade humana devido as emissões de bário, crômio, chumbo e níquel produzidos durante a deposição em aterro, fato também identificado neste estudo.

Para a triagem, C1 fica com 1,47%, enquanto que C2 corresponde a 0,90% e C3 a 6,93%.

A contribuição da disposição final é maior no C03 do que nos outros cenários, Segundo Leme *et al.* (2014) este fato é devido, principalmente, à emissão de dioxinas durante a incineração.

No cenário C2 a etapa de construção apresenta uma contribuição importante sobre a TH. Isso pode ser explicado segundo Yang *et al.* (2015) pelo uso de materiais minerais e argila durante o processo de preparação e construção do aterro sanitário.

### 5.3.5 Oxidação Fotoquímica (OF)

A Figura 32 apresenta os resultados das contribuições dos C1, C2 e C3 sobre a oxidação fotoquímica. Este impacto está relacionado à emissão de monóxido de carbono e compostos orgânicos como o pentano, hexano, benzeno, tolueno, metano de origem fóssil e outros.

A OF com os valores normalizados para os cenários C1, C2 e C3 são de 1.391,45 EP/ano, 1.649,17 EP/ano e 549,36 EP/ano, respectivamente. Logo, os valores do ICV correspondem a 11187,28 kg etileno-Eq emitidas para C1, 13.259,32 kg etileno-Eq. para C2 e 276,58 para kg etileno-Eq. para C3.

Nos três cenários, a coleta é responsável por 506,50 EP/ano nos três cenários. Estes valores se associam às emissões dos caminhões de coleta.

A etapa de coleta nos cenários avaliados não foi modificada, porém, foi possível verificar que de acordo com o método de disposição final adotado a contribuição

percentual da mesma é alterada. Enquanto que nos C1 e C2 apresentaram valores de contribuição 36,4% e 30,7%, C3 apresentou 92,2%.

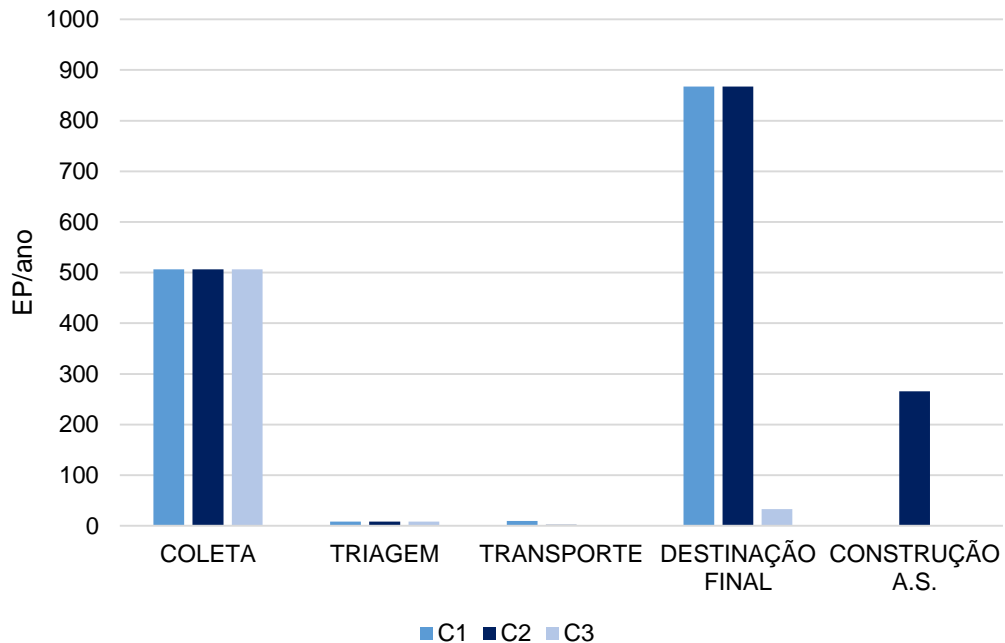


Figura 32: Contribuição de cada cenário avaliado para oxidação fotoquímica segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual *per capita* (World 1995).

A OF tem pesos semelhantes na etapa de destinação final nos cenários C1 e C2, o que está relacionado à emissão de metano gerado no processo de degradação anaeróbica dos RSU no aterro. Mesma observação foi realizada por (BANAR, COKAYGIL e OZKAN, 2009) e (ERSES YAY, 2015). Já a introdução da incineração inibe a geração dos gases responsáveis por este impacto, o que leva a uma diminuição da OF. Para a etapa de transporte, C1 apresenta a maior contribuição, com 0,67% o que decai no C2 e no C3 para valores de 0,10% e 0,31% respectivamente.

No cenário C2 a construção do aterro mostra ser um fator importante, uma vez o mesmo é responsável por 265,29 EP/ano, o que equivale a 16,08% do valor total da OF deste cenário.

### 5.3.1.6 Depleção dos recursos abióticos (DRA)

A categoria de depleção dos recursos abióticos, cujos dados normalizados estão apresentados na Figura 33, se mostrou uma das categorias mais importantes de



ser avaliadas em estudos como este, pois foram identificados dados relevantes neste estudo. No cenário C2, a etapa de construção do aterro sanitário é responsável por 5.298,95 EP/ano, que equivale a 46,7% do total desta categoria. Assim sendo, verificou-se no ICV um total de 314.069,4 kg antimônio-Eq. sendo emitidas em C2. Já para C1 e C3, o valor de emissões corresponde a 171.872,7 kg antimônio-Eq. e 10.826,73 kg antimônio-Eq., respectivamente.

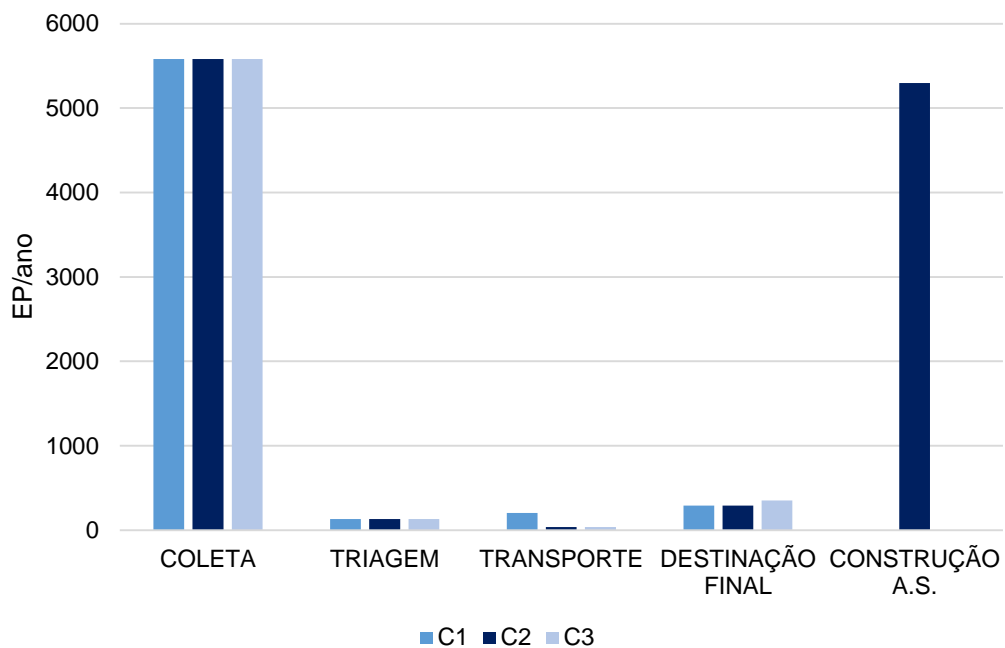


Figura 33: Contribuição de cada cenário avaliado para depleção dos recursos abióticos segundo os fatores de normalização CML 2001 referência anual *per capita* (World 1995).

Para o transporte considerado na coleta e no envio dos resíduos até a sua destinação final, o consumo de recursos naturais (petróleo) contribuiu com o maior impacto ambiental (SONG, WANG e LI, 2013). Logo, a etapa de coleta possui uma contribuição efetiva no C1 e C3, com valores percentuais de 89,04% e 91,45%, respectivamente. A etapa de transporte tem os valores contribuintes no C1 de 3,28%, no C2 de 1,14% e no C3 0,62%. A etapa de triagem corresponde a 2,1% no C1, 1,14% no C2 e 2,01% no C3.

A maior diferença entre os cenários avaliados pode ser encontrada na etapa de disposição final. C1 e C3 apresentam emissões totais de 290,07 EP/ano e 352,90 EP/ano, o que corresponde a 4,67% e 5,78%, respectivamente. Já em C2, 46,7% da contribuição do total da categoria está relacionada a etapa de construção do aterro sanitário. Para o C2, a maior emissão em equivalentes populacionais pode ser

relacionada ao consumo de combustíveis fósseis durante o transporte de matérias primas e atividades de construção do C2. Yang *et al.* (2015) verificaram que de 46 – 70 % dos impactos ambientais potenciais, citados por ele como não tóxicos (oxidação fotoquímica, potencial de aquecimento global e a acidificação), durante a avaliação de ciclo de vida das etapas de construção e operação de um aterro sanitário, são referentes à atividade de operação do mesmo. Para os impactos tóxicos (toxicidade humana), o valor encontrado foi entre 40 - 60%. Sendo que o mesmo apresenta que o consumo de diesel para o manuseio dos resíduos e cobertura diária é o fator predominante.

## 6. CONCLUSÃO

A caracterização gravimétrica dos RSU dos municípios mostrou que alguns municípios tem um elevado potencial de aproveitamento devido à massa de RSU gerada e à quantidade de material reciclável presente no mesmo. É notório que em todos os municípios estudados as iniciativas de educação ambiental teriam um grande potencial para serem aplicadas de forma direta à população, visando uma minimização dos impactos ambientais e possibilitando um aumento da reciclagem. Se a separação na fonte e a reciclagem fossem apoiadas pelo município de modo formal, via políticas públicas e intervenções como a compostagem, em média, 72% dos resíduos atualmente depositados em aterros poderiam ser desviados e reaproveitados, diminuindo com isso, os impactos relacionados ao gerenciamento destes materiais.

Com a caracterização dos impactos ambientais dos cenários simulados no programa computacional UMBERTO NXT LCA, foi possível analisar que o cenário C2 demonstrou maiores impactos ambientais em todas as categorias avaliadas. Como exemplo, para o potencial de acidificação o cenário C1 foi responsável por emitir 102.542,84 kg SO<sub>2</sub>-Eq. e o cenário C2 159.252,51 kg SO<sub>2</sub>-Eq., o que indicou um aumento de 56.709,67 kg SO<sub>2</sub>-Eq. entre C1 e C2. Já o tratamento com incineração obteve um menor valor de emissão, com 8.081,01 kg SO<sub>2</sub>-Eq. sendo emitidas. Para a categoria de PAG, a maior contribuição de cada cenário diante da emissão de gases do efeito estufa foi oriunda da etapa de disposição final, devido as emissões de metano decorrentes do processo de degradação anaeróbica dos RSU. Assim sendo, C1 e C2 foram os maiores contribuintes, com 38.039.570,07 kg CO<sub>2</sub>-Eq. e 45.592.954,26 kg CO<sub>2</sub>-Eq., enquanto que C3 emitiu 15.551.295,92 kg CO<sub>2</sub>-Eq.

Assim sendo, os resultados da simulação do cenário C1 mostram que as etapas de coleta e a disposição final (ANEXO II) são os maiores contribuintes nos impactos analisados. Isso demonstra que são necessários estudos mais acurados para garantir a diminuição do peso da coleta sobre todo o sistema. O perímetro percorrido pelos caminhões durante a etapa de coleta tem sua estrutura baseada na área de cada município. Alterações nas rotas de coleta podem ser realizadas com a utilização de PEVs e assim com a redução da frequência de coleta, todavia, essas questões devem ser analisadas com detalhamento. Outro fator relevante é a manutenção e os anos de

uso dos caminhões utilizados para a atividade, que influencia diretamente em seu rendimento. A opção da implantação da coleta seletiva e da coleta containerizadas devem ser avaliadas de forma mais precisa. Atualmente os municípios não possuem controle sobre a quantidade de RSU depositado neles. Reestruturar esse serviço iniciando por um melhor controle de informações pode significar uma diminuição nas emissões de componentes contribuintes vários impactos ambientais.

Em relação ao aterro, os resultados mostraram que ele é ainda responsável por emissões significativas de gases, os quais escapam do aterro por difusão através da sua cobertura. Isso demonstra que um aterro sanitário sem um sistema de fechamento adequado e sem um sistema de coleta e tratamento de gases pertinentes, ainda pode contribuir para impactos negativos sobre o ambiente.

A construção de um aterro sanitário para a regionalização do SGRSU para atender a um consórcio de municípios, deve ser avaliada de forma mais cuidadosa, uma vez que a construção do mesmo implica no aumento de todos os impactos considerados. Para analisar o benefício desta operação, devem ser considerados o tempo necessário para equalizar esse aumento de impactos e ainda considerar o uso de gases de aterro para a geração de energia. Fica evidente que a regionalização da disposição final em aterro implica num consumo elevado de matéria prima, na ocupação de muitas áreas uteis e na depleção de muitos recursos. Ainda assim, é possível identificar que os consórcios municipais são uma alternativa que possibilitaria ganhos, tanto econômicos como ambientais, devido a que a etapa de regionalização reduziria as distâncias percorridas entre o município integrante do consórcio e o aterro sanitário utilizado para a disposição final.

Os resultados da simulação do cenário C3 demonstraram que a utilização da incineração pode proporcionar ganhos ambientais em função da diminuição do volume de resíduo a ser aterrado e a geração de energia. O referido cenário apresentou um valor de emissões em EP/ano de 19.459,14 EP/ano, enquanto que os cenários com destinação final com aterramento apresentaram 20.318,50 EP/ano para C1 e 28.700,59 EP/ano para C2.

A ACV demonstrou que a configuração estudada com a utilização do método de incineração apresentou valores menores de emissões quando comparado com o método de aterramento, sendo a mesma um método a ser estudado.

## 7. REFERÊNCIAS

\_\_\_\_\_. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR). Amostragem de resíduos sólidos: 10.007. Rio de Janeiro 2004.

\_\_\_\_\_. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR). Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: 8.419. Rio de Janeiro. 1996.

\_\_\_\_\_. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR). Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações: 14.044. Rio de Janeiro. 2009.

\_\_\_\_\_. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR): Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura: 14.040. Rio de Janeiro. 2009.

\_\_\_\_\_. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR): Resíduos sólidos – Classificação: 10.004. Rio de Janeiro. 2004.

\_\_\_\_\_. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR): Sistemas da gestão ambiental – Requisitos com orientações para uso: 14.001. Rio de Janeiro. 2005.

\_\_\_\_\_. Consórcio intermunicipal como instrumento de gestão de resíduos sólidos urbanos em regiões metropolitanas: reflexões teórico-conceituais. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional. Taubaté, São Paulo, v. 8, p. 239-282, 2012.

ABRELPE. PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL. 2000 - 2014.

ALENCAR, J.C. Diagnóstico e inventário de ciclo de vida do Sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de Imperatriz - MA. 2013. (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul.

AL-SALEM, S. M.; EVANGELISTI, S.; LETTIERI, P. Life cycle assessment of alternative technologies for municipal solid waste and plastic solid waste management

in the Greater London area. *Chemical Engineering Journal*, v. 244, p. 391-402, 5/15/2014. ISSN 1385-8947.

AMBIENTAL, S. N. D. S. Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2013. MINISTÉRIO DAS CIDADES. Brasília/DF, 2015.

AMBIENTE, E. E. E. M. Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul 2015 – 2034, 2015.

ARENA, U.; MASTELLONE, M. L.; PERUGINI, F. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal*, v. 96, n. 1–3, p. 207-222, 12/15/ 2003. ISSN 1385-8947.

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, 1/2009. ISSN 0956-053X.

BANCO MUNCIAL. Disponível em <<http://www.worldbank.org/>>. Acesso em: 21 de novembro, 2015.

BARROS, R. T. D. V. Belo Horizonte: TT Jessitura, p. 401, 2012.

BATARSEH, E. S.; REINHART, D. R.; BERGE, N. D. Sustainable disposal of municipal solid waste: Post bioreactor landfill polishing. *Waste Management*, v. 30, n. 11, p. 2170-2176, 11// 2010. ISSN 0956-053X.

BECKER, A. Diagnóstico e Avaliação do Ciclo de Vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Vera Cruz - RS. 2013. (Trabalho de Conclusão de Curso). Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul.

BIGUM, M. K. K.; CHRISTENSEN, T. H.; SCHEUTZ, C. Life cycle assessment of the management of special waste types: WEEE and batteries. 2014. (PhD Thesis). DTU Environment Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Dinamarca.

BOESCH, M. E. et al. An LCA model for waste incineration enhanced with new technologies for metal recovery and application to the case of Switzerland. *Waste Management*, v. 34, n. 2, p. 378-389, 2// 2014. ISSN 0956-053X.

BOLAANE, B.; ISAAC, E. Privatization of solid waste collection services: Lessons from Gaborone. *Waste Management*, v. 40, p. 14-21, 6// 2015. ISSN 0956-053X.

BRASIL, R. F. D. LEI Nº 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências, Brasília/DF, 2010.

BROUN, R.; SATTLER, M. A comparison of greenhouse gas emissions and potential electricity recovery from conventional and bioreactor landfills. *Journal of Cleaner Production*, ISSN 0959-6526.

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, 11// 2015. ISSN 1364-0321.

BURATTI, C. et al. Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: an Italian case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 89, p. 125-136, 2/15/ 2015. ISSN 0959-6526.

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. ISSN 0956-053X.

CAMPOS, H.K.T. Renda e evolução da geração *per capita* de resíduos sólidos no Brasil. *Eng Sanit Ambient*, v.17 n.2, p. 171-180, 2012.

CEMPRE Review 2013. Disponível em: <http://www.cempre.org.br/>. <Acesso em: 1 de novembro de 2015>.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. *Waste Management*, v. 28, n. 12, p. 2552-2564, 12// 2008. ISSN 0956-053X.

COLAZO, A.-B. et al. Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry process layout. *Waste Management*, v. 43, p. 84-97, 9// 2015. ISSN 0956-053X.

COTRIM, S. L. D. S.; REICHERT, G. A. Consórcios municipais para aterros sanitários, uma alternativa ambiental e economicamente viável. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

CUNHA, V.; CAIXETA FILHO, J.V. Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: Estruturação e aplicação de modelo não-linear de programação por metas. *GESTÃO & PRODUÇÃO*, v.9, n.2, p.143-161, 2002.

CURRAN, M. A. *Environmental Life-Cycle Assessment*. New York.: McGraw-Hill., 1996.

DEN BOER, J.; DEN BOER, E.; JAGER, J. LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Management*, v. 27, n. 8, p. 1032-1045, // 2007. ISSN 0956-053X.

DODSON, J. R. et al. Elemental sustainability: Towards the total recovery of scarce metals. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, v. 51, p. 69-78, 1// 2012. ISSN 0255-2701.

DOMINGO, J. L.; NADAL, M. Domestic waste composting facilities: A review of human health risks. *Environment International*, v. 35, n. 2, p. 382-389, 2// 2009. ISSN 0160-4120.

ECOINVENT CENTRE. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/>. <Acesso em: 2 de dezembro de 2015>.



ELWAN, A. et al. Life Cycle Assessment-based Environmental Impact Comparative Analysis of Composting and Electricity Generation from Solid Waste. *Energy Procedia*, v. 68, p. 186-194, 4// 2015. ISSN 1876-6102.

ERSES YAY, A. S. 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, 5/1/ 2015. ISSN 0959-6526.

FEHR, M; PEREIRA, A. F. N.; BARBOSA, A. K. A. Supporting waste and water management with proactive legal instruments. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 1, p. 21-27, 2009. ISSN 0921-3449.

FEO, G. D.; MALVANO, C. The use of LCA in selecting the best MSW management system. *Waste Management*, v. 29, n. 6, p. 1901-1915, 6// 2009. ISSN 0956-053X.

FERNÁNDEZ-NAVA, Y. et al. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production*, v. 81, p. 178-189, 10/15/ 2014. ISSN 0959-6526.

FERRÃO, P. et al. Environmental, economic and social costs and benefits of a packaging waste management system: A Portuguese case study. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 85, p. 67-78, 4// 2014. ISSN 0921-3449.

FIORUCCI, P. et al. Solid waste management in urban areas: Development and application of a decision support system. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 37, n. 4, p. 301-328, 3// 2003. ISSN 0921-3449.

GALLARDO, A. et al. Methodology to design a municipal solid waste pre-collection system. A case study. *Waste Management*, v. 36, p. 1-11, 2// 2015. ISSN 0956-053X.

GENG, Y.; TSUYOSHI, F.; CHEN, X. Evaluation of innovative municipal solid waste management through urban symbiosis: a case study of Kawasaki. *Journal of Cleaner Production*, v. 18, n. 10–11, p. 993-1000, 7// 2010. ISSN 0959-6526.

GONÇALVES, D.S.; BIBIANO, C.R.D. A geração e o destino de resíduos orgânicos em dois serviços de alimentação de presidente prudente. *Colloquium Vitae*, vol. 4, n. Especial, 2012.

GUERRERO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management*, v. 33, n. 1, p. 220-232, 1// 2013. ISSN 0956-053X.

GUINÉE, J. B. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. University of Nijmegen. Department of Environmental Studies, Holanda, 2001.

GUPTA, N.; YADAV, K. K.; KUMAR, V. A review on current status of municipal solid waste management in India. *Journal of Environmental Sciences*, v. 37, p. 206-217, 11/1/ 2015. ISSN 1001-0742.

HERVA, M.; NETO, B.; ROCA, E. Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal). *Journal of Cleaner Production*, v. 70, p. 183-193, 5/1/ 2014. ISSN 0959-6526.

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, 8// 2015. ISSN 0956-053X.

IBGE. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil 2015. Rio de Janeiro, 2015

IPEA., I. D. P. E. A.-. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Brasília/DF, 2012.

KHOO, H. H.; LIM, T. Z.; TAN, R. B. H. Food waste conversion options in Singapore: Environmental impacts based on an LCA perspective. *Science of The Total Environment*, v. 408, n. 6, p. 1367-1373, 2/15/ 2010. ISSN 0048-9697.

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, 6// 2014. ISSN 0921-3449.

LOBATO, K. C. D.; LIMA, J. P. Caracterização e avaliação de processos de seleção de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica de mapeamento. *Eng Sanit Ambient*, v.15, 2010.

LOPEZ, D.A.R. et al. Inventário de ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de Venâncio Aires – RS. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santa Catarina, 2003.

LOU, Z. et al. Environmental impacts of a large-scale incinerator with mixed MSW of high water content from a LCA perspective. *Journal of Environmental Sciences*, v. 30, p. 173-179, 4/1/ 2015. ISSN 1001-0742.

MAGRINHO, A.; DIDELET, F.; SEMIAO, V. Municipal solid waste disposal in Portugal. *Waste Management*, v. 26, n. 12, p. 1477-1489, // 2006. ISSN 0956-053X.

MARCONSIN, A. F.; ROSA, D. D. S. A comparison of two models for dealing with urban solid waste: Management by contract and management by public–private partnership. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 74, p. 115-123, 5// 2013. ISSN 0921-3449.

MASSARUTTO, A. Economic aspects of thermal treatment of solid waste in a sustainable WM system. *Waste Management*, v. 37, p. 45-57, 3// 2015. ISSN 0956-053X.

MERSONI, C. Avaliação do ciclo de vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi - RS. 2015. (Mestrado). Programa de pós-graduação em engenharia e ciências ambientais, Universidade de Caxias do Sul.

MIEZAH, K. et al. Municipal solid waste characterization and quantification as a measure towards effective waste management in Ghana. *Waste Management*, v. 46, p. 15-27, 12// 2015. ISSN 0956-053X.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Manual para elaboração do plano de gestão integrada de resíduos sólidos dos consórcios públicos. Brasília/DF, 2010.

MORRISSEY, A. J.; BROWNE, J. Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management*, v. 24, n. 3, p. 297-308, // 2004. ISSN 0956-053X.

NETO, P. N.; MOREIRA, T. A. Consórcio intermunicipal como instrumento de gestão de resíduos sólidos urbanos em regiões metropolitanas: reflexões teórico-conceituais. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*. Taubaté, São Paulo, v. 8, p. 239-282, 2012.

OTHMAN, S. N. et al. Review on life cycle assessment of integrated solid waste management in some Asian countries. *Journal of Cleaner Production*, v. 41, p. 251-262, 2// 2013. ISSN 0959-6526.

PRADO FILHO, J. F.; SOBREIRA, F. G. Desempenho operacional e ambiental de unidades de reciclagem e disposição final de resíduos sólidos domésticos financiadas pelo icms ecológico de minas gerais. *SciELO*, v.12, 2007.

PROSINOS, C.P.S.B.B.H.R.S. Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos de Novo Hamburgo, 2012.

RAJAEIFAR, M. A. et al. Comparative life cycle assessment of different municipal solid waste management scenarios in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 51, p. 886-898, 11// 2015. ISSN 1364-0321.

RAVINDRA, K.; KAUR, K.; MOR, S. System analysis of municipal solid waste management in Chandigarh and minimization practices for cleaner emissions. *Journal of Cleaner Production*, v. 89, p. 251-256, 2/15/ 2015. ISSN 0959-6526.

REGATTIERI, C. R. Quantificação da emissão de biogás em aterro sanitário: Estudo de caso no aterro sanitário de São Carlos. 2009. 138 (Doutorado.). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, USP, São Paulo.

REICHERT, G. A. R.; MENDES, C. A. B. Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. In: (Ed.). Eng Sanit Ambient. 313, v.19, 2014. cap. 301.

SINGH, R. P. et al. Management of urban solid waste: Vermicomposting a sustainable option. Resources, Conservation and Recycling, v. 55, n. 7, p. 719-729, 5// 2011. ISSN 0921-3449.

Sistema nacional de informações sobre a gestão de resíduos sólidos (SINIR). Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/web/guest/plano-nacional-de-residuos-solidos>. <Acesso em: 20 de janeiro, 2015>.

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, 10/15/ 2013. ISSN 0959-6526.

TOZLU, A.; ÖZAHİ, E.; ABUŞOĞLU, A. Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 54, p. 809-815, 2016. ISSN 1364-0321.

TRENTIN, A. W. D. S. Diagnóstico e Avaliação do Ciclo de Vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Santa Cruz do Sul - RS. 2015. (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul.

UNEP. SOLID WASTE MANAGEMENT. 2005.

Umberto NXT Manual, User Manual. Ifu Institut fuer Umweltinformatik Hamburg. Hamburg-Alemanha, p. 356, 2015

WANG, H.; WANG, L.; SHAHBAZI, A. Life cycle assessment of fast pyrolysis of municipal solid waste in North Carolina of USA. Journal of Cleaner Production, v. 87, p. 511-519, 1/15/ 2015. ISSN 0959-6526.

WITTMAYER, M.; LANGER, S.; SAWILLA, B. Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste Management*, v. 29, n. 5, p. 1732-1738, 5// 2009. ISSN 0956-053X.

YANG, N. et al. Quantification of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China. *Waste Management*, v. 46, p. 362-372, 12// 2015. ISSN 0956-053X.

ZAMAN, A. U. Measuring waste management performance using the 'Zero Waste Index': the case of Adelaide, Australia. *Journal of Cleaner Production*, v. 66, p. 407-419, 3/1/ 2014. ISSN 0959-6526.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. In: PROSAB (Ed.), 2003, cap. 1.

ZAPPE, A.L. et al. Diagnóstico da logística reversa de lâmpadas por meio da avaliação do ciclo de vida. *Revista CIATEC – UPF*, vol.7 (1), p.13-27, 2015.

ZUBERI, M. J. S.; ALI, S. F. Greenhouse effect reduction by recovering energy from waste landfills in Pakistan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 44, p. 117-131, 4// 2015. ISSN 1364-0321.

ANEXO I  
QUESTIONÁRIO SOBRE O SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS URBANOS

**Sistema de coleta:**

- Quantidade de pessoas atendidas pela coleta dos RSU;
- Frequência da coleta dos RSU;
- Massa de RSU coletada diariamente;
- Composição gravimétrica dos RSU;
- Resíduos da varrição, poda e jardinagem;
- Modelo de caminhão utilizado para a coleta convencional dos RSU;
- Capacidade de carga dos caminhões que realiza a coleta convencional dos RSU;
- Rotas e distâncias percorridas pelos caminhões durante a coleta convencional dos RSU;
- Consumo de combustível de cada caminhão utilizado na coleta convencional dos RSU;

**Etapa de triagem:**

- Massa de RSU enviado para a etapa de triagem;
- Percentual de materiais recicláveis recuperados na etapa de triagem dos RSU;
- Consumo mensal de energia elétrica na usina de triagem;
- Consumo de combustível dos veículos utilizados nas atividades dentro da usina de triagem;

**Coleta Seletiva:**

- Bairros atendidos pela coleta seletiva;
- Quantidade de material coletado na coleta seletiva;
- Percentual de cada material (papel, plástico, metal, vidro e outros) coletados na coleta seletiva;
- Modelo de caminhão utilizado na coleta seletiva;
- Consumo de combustível do caminhão da coleta seletiva;
- Distância percorrida pelo caminhão da coleta seletiva;
- Consumo de energia elétrica no galpão da coleta seletiva;



**Destinação Final:**

- Tipo de destino final dos rejeitos (aterro sanitário ou lixão);
- Possui rampa de transbordo na usina de triagem;
- Modelo dos caminhões usados no transporte dos rejeitos até o destino final;
- Capacidade de carga dos caminhões usados no transporte dos rejeitos até o destino final;
- Distância percorrida pelos caminhões até o destino final dos rejeitos;
- Consumo de combustível dos caminhões usados no transporte dos rejeitos até o destino final;
- Frequência de envio dos rejeitos para o destino final;
- Quantidade de rejeitos encaminhados para o destino final.

## ANEXO II

TABELA DE INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA POR ETAPAS DOS TRÊS  
CENÁRIOS SIMULADOS PARA O MUNICÍPIO DE SANTA CRUZ DO SUL

**CENÁRIO 1**  
**Santa Cruz do Sul**

IACV Método: CML 2001 - Potencial de Acidificação: 102.512,31 kg SO2-Eq	IACV Método: CML 2001 - Potencial de Acidificação: 30,53 kg SO2-Eq
Fase: Coleta: 95.236,19 kg SO2-Eq	Fase: Coleta: 18,24 kg SO2-Eq
Fase: Triagem: 898,44 kg SO2-Eq	Fase: Triagem: 2,18 kg SO2-Eq
Fase: Transporte: 1.618,54 kg SO2-Eq	Fase: Transporte: 2,77 kg SO2-Eq
Fase: Disposição Final: 4.759,14 kg SO2-Eq	Fase: Disposição Final: 7,34 kg SO2-Eq
IACV Método: CML 2001 - Potencial de Aquecimento Global: 38.007.170,96 kg CO2-Eq	IACV Método: CML 2001 - Potencial de Aquecimento Global: 32.399,11 kg CO2-Eq
Fase: Coleta: 21.626.094,48 kg CO2-Eq	Fase: Coleta: 5.063,57 kg CO2-Eq
Fase: Triagem: 272.171,33 kg CO2-Eq	Fase: Triagem: 2.411,17 kg CO2-Eq
Fase: Transporte: 422.998,52 kg CO2-Eq	Fase: Transporte: 723,55 kg CO2-Eq
Fase: Disposição Final: 15.685.906,62 kg CO2-Eq	Fase: Disposição Final: 24.200,81 kg CO2-Eq
IACV Método: CML 2001 - Potencial de Eutrofização: 40.455,34 kg PO4-Eq	IACV Método: CML 2001 - Potencial de Eutrofização: 34,17 kg PO4-Eq
Fase: Coleta: 21.892,91 kg PO4-Eq	Fase: Coleta: 5,13 kg PO4-Eq
Fase: Triagem: 195,62 kg PO4-Eq	Fase: Triagem: 0,63 kg PO4-Eq
Fase: Transporte: 429,55 kg PO4-Eq	Fase: Transporte: 0,73 kg PO4-Eq
Fase: Disposição Final: 17.937,26 kg PO4-Eq	Fase: Disposição Final: 27,67 kg PO4-Eq
IACV Método: CML 2001 - Toxicidade Humana 100a: 4.249.239,85 kg 1,4-DCB-Eq	IACV Método: CML 2001 - Toxicidade Humana 100a: 2.209,99 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Coleta: 3.559.607,60 kg 1,4-DCB-Eq	Fase: Coleta: 924,00 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Triagem: 37.911,60 kg 1,4-DCB-Eq	Fase: Triagem: 269,42 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Transporte: 66.059,72 kg 1,4-DCB-Eq	Fase: Transporte: 113,00 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Disposição Final: 585.660,94 kg 1,4-DCB-Eq	Fase: Disposição Final: 903,58 kg 1,4-DCB-Eq
IACV Método: CML 2001 - Oxidação Fotoquímica: 7.996,36 kg etileno-Eq	IACV Método: CML 2001 - Oxidação Fotoquímica: 7,38 kg etileno-Eq
Fase: Coleta: 3.638,15 kg etileno-Eq	Fase: Coleta: 0,49 kg etileno-Eq
Fase: Triagem: 34,03 kg etileno-Eq	Fase: Triagem: 0,21 kg etileno-Eq
Fase: Transporte: 39,81 kg etileno-Eq	Fase: Transporte: 0,07 kg etileno-Eq
Fase: Disposição Final: 4.284,36 kg etileno-Eq	Fase: Disposição Final: 6,61 kg etileno-Eq
IACV Método: CML 2001 -Depleção dos Recursos Abióticos: 147.812,22 kg antimônio-Eq	IACV Método: CML 2001 - Depleção dos Recursos Abióticos: 54,45 kg antimônio-Eq
Fase: Coleta: 138.080,14 kg antimônio-Eq	Fase: Coleta: 35,47 kg antimônio-Eq
Fase: Triagem: 1.806,03 kg antimônio-Eq	Fase: Triagem: 6,25 kg antimônio-Eq
Fase: Transporte: 2.998,05 kg antimônio-Eq	Fase: Transporte: 5,13 kg antimônio-Eq
Fase: Disposição Final: 4.928,01 kg antimônio-Eq	Fase: Disposição Final: 7,60 kg antimônio-Eq

**CENÁRIO 2**  
**Santa Cruz do Sul**

IACV Método: CML 2001 - Potencial de Acidificação: 159.134,62 kg SO2-Eq	IACV Método: CML 2001 - Potencial de Acidificação: 117,89 kg SO2-Eq
Fase: Transporte: 175,93 kg SO2-Eq	Fase: Transporte: 0,54 kg SO2-Eq
Fase: Construção Aterro: 58.064,91 kg SO2-Eq	Fase: Construção Aterro: 89,58 kg SO2-Eq
Fase: Aterro: 4.759,14 kg SO2-Eq	Fase: Aterro: 7,34 kg SO2-Eq
IACV Método: CML 2001 - Potencial de Aquecimento Global 100a: 45.548.919,45 kg CO2-Eq	IACV Método: CML 2001 - Potencial de Aquecimento Global 100a: 44.034,81 kg CO2-Eq
Fase Transporte: 45.978,10 kg CO2-Eq	Fase: Transporte: 141,87 kg CO2-Eq
Fase: Construção Aterro: 7.918.768,91 kg CO2-Eq	Fase: Construção Aterro: 12.217,38 kg CO2-Eq
Fase: Aterro: 15.685.906,62 kg CO2-Eq	Fase: Aterro: 24.200,81 kg CO2-Eq
IACV Método: CML 2001 -Potencial de Eutrofização: 52.204,46 kg PO4-Eq	IACV Método: CML 2001 - Potencial de Eutrofização: 52,30 kg PO4-Eq
Fase: Transporte: 46,69 kg PO4-Eq	Fase: Transporte: 0,14 kg PO4-Eq
Fase: Construção Aterro: 12.131,98 kg PO4-Eq	Fase: Construção Aterro: 18,72 kg PO4-Eq
Fase: Aterro: 17.937,26 kg PO4-Eq	Fase: Aterro: 27,67 kg PO4-Eq
IACV Método: CML 2001 - Toxicidade Humana 100a: 7.512.533,63 kg 1,4-DCB-Eq	IACV Método: CML 2001 - Toxicidade Humana 100a: 7.244,73 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Transporte: 7.180,40 kg 1,4-DCB-Eq	Fase: Transporte: 22,16 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Construção Aterro: 3.322.173,09 kg 1,4-DCB-Eq	Fase: Construção Aterro: 5.125,58 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Aterro: 585.660,94 kg 1,4-DCB-Eq	Fase: Aterro: 903,58 kg 1,4-DCB-Eq
IACV Método: CML 2001 - Oxidação Fotoquímica: 10.090,49 kg etileno-Eq	IACV Método: CML 2001 - Oxidação Fotoquímica: 10,61 kg etileno-Eq
Fase: Transporte: 4,33 kg etileno-Eq	Fase: Transporte: 0,01 kg etileno-Eq
Fase: Construção Aterro: 2.129,61 kg etileno-Eq	Fase: Construção Aterro: 3,29 kg etileno-Eq
Fase: Aterro: 4.284,36 kg etileno-Eq	Fase: Aterro: 6,61 kg etileno-Eq
IACV Método: CML 2001 - Depleção dos Recursos Abióticos: 291.694,95 kg antimônio-Eq	IACV Método: CML 2001 - Depleção dos Recursos Abióticos: 276,44 kg antimônio-Eq
Fase: Transporte: 325,87 kg antimônio-Eq	Fase: Transporte: 1,01 kg antimônio-Eq
Fase: Construção Aterro: 146.554,90 kg antimônio-Eq	Fase: Construção Aterro: 226,11 kg antimônio-Eq
Fase: Aterro: 4.928,01 kg antimônio-Eq	Fase: Aterro: 7,60 kg antimônio-Eq

**CENÁRIO 3**  
**Santa Cruz do Sul**

LCIA Method: CML 2001 - Potencial de Acidificação: 8.081,01 kg SO2-Eq
Fase: Incineração: 7.894,55 kg SO2-Eq
LCIA Method: CML 2001 - Potencial de Aquecimento Global 100a: 15.551.295,92 kg CO2-Eq
Fase: Incineração: 15.502.565,64 kg CO2-Eq
LCIA Method: CML 2001 - Potencial de Eutrofização: 6.317,76 kg PO4-Eq
Fase: Incineração: 6.268,27 kg PO4-Eq
LCIA Method: CML 2001 - Toxicidade Humana 100a: 6.805.672,13 kg 1,4-DCB-Eq
Fase: Incineração: 6.798.061,91 kg 1,4-DCB-Eq
LCIA Method: CML 2001 - Oxidação Fotoquímica: 171,46 kg etileno-Eq
Fase: Incineração: 166,88 kg etileno-Eq
LCIA Method: CML 2001 - Depleção dos Recursos Abióticos: 6.463,73 kg antimônio-Eq
Fase: Incineração: 6.118,35 kg antimônio-Eq