

**UNIVERSIDADE NOVE DE JULHO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ADMINISTRAÇÃO – PPGA**

MARIO ROBERTO DOS SANTOS

**VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS COMO ABORDAGEM DE ECOEFICIÊNCIA EM
TERMELÉTRICAS: O CASO DAS CINZAS PESADAS DE CARVÃO MINERAL**

São Paulo

2015

Mario Roberto dos Santos

**VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS COMO ABORDAGEM DE ECOEFICIÊNCIA EM
TERMELÉTRICAS: O CASO DAS CINZAS PESADAS DE CARVÃO MINERAL**

**WASTE RECOVERY AND ECO-EFFICIENCY APPROACH IN COAL-FIRED
POWER PLANTS: THE CASE OF COAL BOTTOM ASH**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Administração – PPGA da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor em Administração**.

ORIENTADORA: PROF^a. DR^a. CLÁUDIA
TEREZINHA KNISS

COORIENTADORA: PROF^a. DR^a. CLÁUDIA
ECHEVENGUÁ TEIXEIRA

São Paulo

2015

Santos, Mario Roberto dos.

Valorização de resíduos como abordagem de ecoeficiência em termelétricas: o caso das cinzas pesadas de carvão mineral. / Mario Roberto dos Santos. 2015.

207 f.

Tese (doutorado) – Universidade Nove de Julho - UNINOVE, São Paulo, 2015.

Orientador (a): Prof^a. Dr^a. Cláudia Terezinha Kniess.

1. Avaliação do ciclo de vida (ACV). 2. Carvão mineral. 3. Cinzas pesadas. 4. Cinzas leves. 5. Ecoeficiência.

I. Kniess, Cláudia Terezinha.

II. Título

CDU 658

VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS COMO ABORDAGEM DE ECOEFICIÊNCIA EM TERMELÉTRICAS: O CASO DAS CINZAS PESADAS DE CARVÃO MINERAL

Por

Mario Roberto dos Santos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Administração – PPGA da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Administração, sendo a banca examinadora formada por:

Prof. Dr. José Carlos Barbieri – Fundação Getúlio Vargas – FGV

Prof. Dr. Roberto Giro Moori – Universidade Presbiteriana Mackenzie

Prof^a. Dra. Cláudia Terezinha Kniess – Orientadora – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof^a Dra. Cláudia Echevengúá Teixeira – Coorientadora – Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT

Prof^a. Dr^a. Cláudia Brito Silva Cirani – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof. Dr. Fabio Ytoshi Shibao – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

São Paulo, 21 de Agosto de 2015.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Mercedes e Joaquim
(*in memorium*); a minha esposa,
Maria Lucia; filhas e genros,
Priscilla e Paola, Sergio e Paulo e
netos, Alessandra e Leonardo e a
Prof^a. Cláudia Echevenguá Teixeira.

AGRADECIMENTOS

À Prof^a Dra. Cláudia Echevengúá Teixeira, minha orientadora e, posteriormente, coorientadora pela paciência, perseverança, entusiasmo, humildade, sempre me incentivando e acreditando que seria possível concretizar esta pesquisa.

À Prof^a Dra. Cláudia Terezinha Kniess, minha coorientadora e, posteriormente, orientadora, pois esta tese está fundamentada no seu projeto de pesquisa financiado pela ANEEL e também em sua tese, por compartilhar suas informações e conhecimentos.

Ao Prof. Dr. José Carlos Barbieri pelas contribuições na banca de defesa.

À Prof^a Dra. Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias pelas contribuições na banca de qualificação.

Ao Prof. Dr. Roberto Giro Moori, pelas contribuições nas bancas, pelo incentivo e por permitir a minha participação nas suas pesquisas da Universidade Presbiteriana Mackenzie.

Ao Prof. Dr. Leonel Cezar Rodrigues pelo incentivo e orientação para que o projeto se tornasse uma tese de Administração.

Ao Prof. Dr. Fabio Ytoshi Shibao pela nossa parceria nos diversos artigos publicados, capítulos de livros e sugestões nas bancas de qualificação e defesa.

À Prof^a. Dra. Cláudia Brito Silva Cirani, pelas sugestões de melhoria do trabalho.

Aos professores da banca de defesa, por ter me concedido a aprovação com distinção.

Aos Professores da UNINOVE, em geral, pelas disciplinas ministradas e pelos ensinamentos.

Ao Prof. Dr. Roberto Coda, meu orientador no mestrado, por estar sempre me incentivando.

Ao Prof. Dr. Dirceu da Silva, pelo incentivo e sempre disposto a ajudar desde o mestrado na FECAP.

Ao Prof. Dr. Geraldo Jorge Mayer Martins, que não mediu esforços na tentativa de ajuda deste projeto.

Ao Rubens Campos pois sem a sua ajuda profissional e pessoal durante todo o período do mestrado não teria sido possível concluí-lo e, por consequência, esta tese.

Ao pessoal da Secretaria da Uninove de uma forma geral.

Ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas, por permitir o uso do *software* SimaPro, sem o qual não teria sido possível a conclusão deste trabalho.

Ao escritor Antonio Marcos Rudolf, pelas correções dos meus trabalhos e desta tese.

À Universidade Nove de Julho – Uninove por financiar este projeto por meio do Fundo de Apoio à Pesquisa FAP/UNINOVE.

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a ecoeficiência da transformação de resíduos industriais em potenciais coprodutos rentáveis, como uma abordagem empresarial para a redução dos impactos ambientais dentro de uma cadeia de suprimentos. Este trabalho teve como referência a seguinte questão de pesquisa: Como medir a ecoeficiência das empresas que valorizam seus resíduos sólidos industriais ao destiná-los como matéria-prima alternativa para outros setores industriais? Nesse contexto, foi avaliada a valorização de cinzas pesadas, provenientes da combustão de carvão mineral em usinas termelétricas, como matéria-prima alternativa em substituição da areia na produção de materiais cerâmicos e também na substituição do clínquer na indústria de cimento Portland, como uma abordagem de ecoeficiência em termelétricas. Os procedimentos metodológicos foram realizados em três fases: levantamento dos dados por meio de questionários e entrevistas; levantamento de dados secundários em teses e artigos de periódicos para elaboração da Avaliação do Ciclo de Vida [ACV]; e a avaliação dos dados. Foram dimensionadas as emissões de poluentes para atmosfera, água e solo em termos numéricos relativos ao processo produtivo de energia elétrica e seus resíduos, com o foco nas cinzas pesadas. Foram dimensionadas também todas as emissões de poluentes para atmosfera, água e solo em termos numéricos relativos ao processo produtivo da areia e do clínquer. A avaliação foi realizada segundo a norma ABNT NBR ISO 14045. O cálculo do inventário foi baseado em dados primários levantados diretamente na empresa estudada e os dados secundários coletados na literatura e nas agências reguladoras e analisados pelo *software* SimaPro. No limite desta pesquisa, pode-se inferir que a medida de ecoeficiência seja realizada em duas etapas: 1) avaliação dos impactos ambientais por meio da pesquisa dos aspectos ambientais envolvidos no processo produtivo desde a extração das matérias-primas até a disposição final dos resíduos e sua comparação com o processo produtivo com a inclusão do uso desses resíduos. Para essa avaliação, é fundamental dimensionar a ACV do resíduo (ou dos resíduos) a ser valorizado e comparar os dois processos (sem uso e com do resíduo) para que se possa verificar quais são os maiores impactos. Calcular o valor da ecoeficiência do processo; 2) levantamento dos prováveis custos do uso desses resíduos em outros processos produtivos para que se possa verificar se há uma margem monetária que possa arcar com possíveis valores decorrentes do acréscimo de novas operações até a entrega do resíduo para outro setor industrial. Baseado nessas duas etapas, foi possível estabelecer a ecoeficiência, tanto ambiental quanto econômica do projeto. Esta pesquisa utilizou o método ReCiPe *endpoint* H pontuação única, que apresentou os seguintes resultados: a) Ecoeficiência da geração de cinzas pesadas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos comparada com a geração de cinzas pela termelétrica e a substituição da areia pelas cinzas pesadas na produção de revestimentos cerâmicos, a ecoeficiência da termelétrica passaria de 0,2% inferior para 0,97% superior; b) Ecoeficiência da geração de cinzas pesadas para uso na indústria de cimento comparada com a geração de cinzas pela termelétrica e a substituição do clínquer por cinzas pesadas em quantidades de massa entre 15-50%, têm-se valores de ecoeficiência variando de 2,4% a 11,5%. O uso das cinzas pesadas no cenário de substituição total da areia industrial na produção de revestimentos cerâmicos poderá usar 91% do valor gasto na aquisição de areia para comprar as cinzas pesadas. No uso das cinzas pesadas no cenário de substituição parcial do clínquer na produção de cimento Portland tem-se que 91,4% do valor do clínquer poderá ser utilizado na compra das cinzas pesadas. Pode-se inferir que é possível medir a ecoeficiência medindo-se os impactos ambientais, por meio da ACV do resíduo e, em conjunto, verificar economicamente a viabilidade do seu uso.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida [ACV], Carvão mineral, Cinzas pesadas, Cinzas Leves, Ecoeficiência.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the eco-efficiency of the transformation of industrial waste in potential profitable co-products, as a business approach to reducing environmental impacts within the supply chain. The paper was based on the following research question: How to measure the eco-efficiency of companies that value their industrial waste to allocate or offer them as alternative raw material for other industries? In this context, bottom ash resulting from the coal combustion in power plants was evaluated as a alternative raw material replacing sand in the production of ceramic materials and clinker in Portland cement industry, as an approach to eco-efficiency in power plants. The methodological procedures have been carried out in three phases: data collection through interviews; secondary data collection in thesis and periodical articles for the Life Cycle Assessment [LCA] preparation and the data evaluation. Pollutant emissions to atmosphere, water and soil were measured in numerical terms, relating to the production process of electric power and its waste, focused on bottom ash. All pollutants emissions to atmosphere, water and soil in numerical terms relating to the production process of sand and clinker were also measured. The evaluation has been carried out following the ABNT NBR ISO 14045 standard. The inventory calculation was based on primary data collected directly in the studied company and secondary data collected from the literature and regulatory agencies and analyzed by the software SimaPro. Within the limits of this research, it can be inferred that the eco-efficiency measure is carried out in two steps: 1) assessment of environmental impacts through research of the environmental aspects involved in the production process from the extraction of raw materials to the final disposal of waste and compare them to the production process to include the use of such waste. For this evaluation it was essential to measure LCA of waste (or wastes) to be evaluate and to compare the two processes (using and without using residue) so you can check what the major impacts are. Calculate the eco-efficiency of the process; 2) survey the probable cost's uses of this waste in other production processes so that you can check for a monetary threshold that can afford possible valuation resulting from the new operations additions to the delivery of waste to another industrial sector. Based on these two phases it was possible to established eco-efficiency of the project, from both environmentally and economic perspectives. This research used the ReCiPe endpoint score method that presented the following results: a) Eco-efficiency of the generation of bottom ash for use in the ceramic industry compared with the generation of bottom ash by thermal plant and replacing the sand by the bottom ash in the production of ceramic tiles, thermal plant eco-efficiency spend 0.2% lower to 0.97% higher; b) Eco-efficiency of generation of bottom ash for use in cement industry compared with the generation of bottom ash by thermal plant and replacing the clinker by between 15-50%, have eco-efficiency values ranging from 2.4% to 11.5%. The use of bottom ash total replacement scenario of industrial sand in the production of ceramic tiles can use 91% of the amount spent on the acquisition of sand to buy the bottom ash. The use of bottom ash in the partial replacement scenario clinker in Portland cement production is that 91.4% of the clinker value can be used in the purchase of bottom ash. We can infer that it is possible to measure the eco-efficiency by measuring the environmental impacts through the ACV of the waste and, together, economically test the feasibility of their use.

Keywords: Life cycle assessment [LCA], Mineral coal, Bottom ash, Fly ash, Eco-efficiency.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Emissão mundial de CO ₂ por empresas geradoras de energia elétrica	23
Figura 02 – Tipos de cadeias de suprimentos	27
Figura 03 – Classificação segundo o contexto da literatura	29
Figura 04 – Fontes de resíduos sólidos	31
Figura 05 – Gestão de resíduos pós-consumo	34
Figura 06 – Pesquisas sobre uso de resíduos industriais.....	35
Figura 07 – Manufatura verde e a geração de resíduos.....	42
Figura 08 – Quantidade de artigos publicados por ano no período 2002 – 2012.....	44
Figura 09 – Artigos com metodologia ACV e fatores avaliados.....	47
Figura 10 – Estrutura da norma ABNT NBR ISO 14045 e suas aplicações	51
Figura 11 – Representação dos impactos durante o ciclo de vida de um produto	57
Figura 12 – Estrutura da ACV e suas aplicações	58
Figura 13 – Relação entre categorias de impactos de ponto médio e áreas de proteção.....	61
Figura 14 – Impactos socioambientais das usinas termelétricas.....	67
Figura 15 – Pesquisas com cinzas de carvão mineral para uso na indústria cerâmica.....	69
Figura 16 – Processo produtivo de material cerâmico	70
Figura 17 – Métodos de extração de areia, equipamentos, recursos e impactos	71
Figura 18 – Processo produtivo da areia	72
Figura 19 – Processo produtivo de cimento via seca	73
Figura 20 – Tipos de cimento Portland definidos pelas normas ABNT	74
Figura 21 – Usinas termelétricas que utilizam carvão mineral em operação no Brasil.....	75
Figura 22 – Consumo de água por unidade de geração de energia	82
Figura 23 – Precipitadores eletrostáticos	83
Figura 24 – Cinzas pesadas na lagoa depois de sedimentadas	83

Figura 25 – Geração de cinzas em toneladas no período 2009 – 2013	84
Figura 26 – Porcentagem de geração de cinzas em relação ao carvão consumido no período 2009 – 2013	85
Figura 27 – Proporção em porcentagem entre as cinzas leves e as pesadas geradas no período 2009 – 2013	85
Figura 28 – Porcentagem de cinzas produzidas por tonelada de carvão consumida no período 2009 – 2013	87
Figura 29 – “ <i>The all seeing eye of business</i> ”	95
Figura 30 – Modelo de análise de gestão de resíduos sólidos industriais	97
Figura 31 – Diagrama simplificado da produção de cinzas de carvão mineral.....	99
Figura 32 – Limites do sistema de produção de cinzas pesadas.....	101
Figura 33 – Ciclo de produção de areia	102
Figura 34 – Ciclo de produção do clínquer	102
Figura 35 – Diagrama da distância entre a extração das cinzas e a área de secagem.....	107
Figura 36 – Fluxo de produção das cinzas pesadas	119
Figura 37 – Fluxo de produção de areia	121
Figura 38 – Fluxo da produção de clínquer para cimento Portland	123
Figura 39 – Uso das cinzas pesadas na indústria de revestimentos cerâmicos	125
Figura 40 – Uso das cinzas pesadas na indústria de cimento Portland	125
Figura 41 – Impactos ambientais da geração de cinzas pesadas.....	130
Figura 42 – Valores normalizados dos impactos ambientais mais relevantes das cinzas pesadas.....	131
Figura 43 – Impactos ambientais da produção da areia para revestimentos cerâmicos ..	134
Figura 44 – Valores normalizados dos impactos ambientais mais relevantes da produção de areia para revestimentos cerâmicos	135
Figura 45 – Impactos ambientais da produção de clínquer para cimentos Portland	138
Figura 46 – Valores normalizados dos impactos ambientais mais relevantes da produção do clínquer	139

Figura 47 – Comparação dos impactos de geração das cinzas com o seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos.....	142
Figura 48 – Valores normalizados dos impactos ambientais da produção das cinzas e do seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos	143
Figura 49 – Comparação dos impactos de geração de cinzas pela termelétrica e seu uso na indústria de cimentos Portland	146
Figura 50 – Valores normalizados dos impactos ambientais da produção das cinzas pela termelétrica e seu uso na indústria de cimentos Portland	147
Figura 51 – Comparação dos impactos geração de cinzas, seu uso em revestimentos cerâmicos e em cimentos Portland	150
Figura 52 – Valores normalizados dos impactos ambientais da produção das cinzas, seu uso em revestimentos cerâmicos e em cimentos Portland	151
Figura 53 – Impactos ambientais dos cinco cenários avaliados	154
Figura 54 – Avaliação de danos para os cinco cenários	155
Figura 55 – Valores de impactos normalizados para os cinco cenários pelo método ReCiPe <i>endpoint</i> H.....	156
Figura 56 – Pontuação única para os cinco cenários pelo método ReCiPe <i>endpoint</i> H	157

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Demanda por areia industrial no mercado do Estado da empresa pesquisada	24
Tabela 02 – Periódicos e artigos	43
Tabela 03 – Resíduos sólidos industriais e sua utilização	45
Tabela 04 – Artigos e parâmetros de avaliação utilizados.....	46
Tabela 05 – Recomendações por categoria de impacto.....	62
Tabela 06 – Consumo de carvão mineral no período 2009 – 2013 por unidade de geração	77
Tabela 07 – Valores pagos pela Eletrobrás na aquisição de carvão mineral	78
Tabela 08 – Geração de energia elétrica bruta no período 2009 – 2013.....	79
Tabela 09 – Energia consumida no período 2009 – 2013	79
Tabela 10 – Consumo de carvão por energia produzida no período 2009 – 2013	80
Tabela 11 – Consumo de óleo diesel no período 2009 – 2013	80
Tabela 12 – Consumo de óleo tipo 1A no período 2009 – 2013	81
Tabela 13 – Consumo de água industrial por unidade de energia gerada	81
Tabela 14 – Cinzas leves e pesadas geradas no período 2009 – 2013.....	84
Tabela 15 – Características físicas e químicas das cinzas pesadas	86
Tabela 16 – Cinzas leves e pesadas geradas por tonelada de carvão consumido (2009 – 2013)	87
Tabela 17 – Bombas de água utilizadas.....	89
Tabela 18 – Dimensões das bacias de sedimentação.....	90
Tabela 19 – Emissões de poluentes por tipo e por ano	91
Tabela 20 – Informações técnicas	92
Tabela 21 – Entradas e saídas na mineração de carvão por 1 kg de CE.....	109
Tabela 22 – Entradas e saídas da mineração de carvão por 11.940,3 kg de CE.....	110
Tabela 23 – Entradas e saídas no processo de combustão do CE por 1MWh	111

Tabela 24 – Entradas e saídas no processo de combustão do CE por 18,1MWh	111
Tabela 25 – Entradas e saídas na mineração do carvão por 1.000 kg de cinzas pesadas .	112
Tabela 26 – Entradas e saídas no processo de combustão do CE por 1.000 kg de cinzas pesadas.....	113
Tabela 27 – Consumo dos equipamentos para extração de areia	114
Tabela 28 – Transporte entre a jazida de areia e a indústria cerâmica	114
Tabela 29 – Inventário adaptado para a produção de 1 kg de areia	115
Tabela 30 – Inventário para a produção de 1.000 kg de areia	116
Tabela 31 – Inventário para a produção de 1 kg de clínquer.....	117
Tabela 32 – Ciclo de vida das cinzas pesadas por 1.000 kg de cinzas pesadas.....	120
Tabela 33 – Ciclo de vida da produção de areia por 1.000 kg de areia	122
Tabela 34 – Ciclo de vida do clínquer por 1.000 kg de clínquer	124
Tabela 35 – Inventário do uso das cinzas pesadas por 1.000 kg de cinzas pesadas.....	127
Tabela 36 – Impactos ambientais da geração de cinzas pesadas pela termelétrica por categoria de impacto.....	129
Tabela 37 – Impactos ambientais da produção de areia por categoria de impacto	133
Tabela 38 – Impactos ambientais da produção do clínquer por categoria de impacto	137
Tabela 39 – Comparação dos impactos ambientais da geração de cinzas e seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos	141
Tabela 40 – Comparação entre os impactos de geração de cinzas pela termelétrica e seu uso na indústria de cimento.....	145
Tabela 41 – Comparação dos impactos entre os três cenários de geração de cinzas	149
Tabela 42 – Impactos ambientais para os cinco cenários pelo método ReCiPe <i>endpoint</i> H	153
Tabela 43 – Processos que mais impactam na geração das cinzas pesadas.....	158
Tabela 44 – Geração de cinzas pesadas pela termelétrica média diária.....	160
Tabela 45 – Impactos ambientais método ReCiPe <i>endpoint</i> H.....	160
Tabela 46 – Substituição parcial do clínquer por cinzas pesadas	163

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCM	Associação Brasileira de Carvão Mineral
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AIA	Avaliação de Impacto Ambiental
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
AP	<i>Acidification Potential</i>
ARD	<i>Abiotic Resource Depletion</i>
CDE	Conta de Desenvolvimento Energético
CE	Carvão Energético
CEN	<i>Comité Européen de Normalisation</i>
CETEA	Centro de Tecnologia de Embalagens
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONMETRO	Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
CP	Cinzas pesadas
CS	Cadeia de Suprimentos
CSI	<i>Cement Sustainable Initiative</i>
DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
ECD	<i>Environmentally Concious Design</i>
ELETROBRÁS	Centrais Elétricas Brasileiras
ENGEMA	Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente
EP	<i>Eutrophication Potential</i>
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
ETP	<i>Ecotoxicity Potential</i>
EUA	Estados Unidos da América
FAP/UNINOVE	Fundo de Apoio à Pesquisa Uninove
FGD	<i>Flue Gas Desulfurization</i>
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
GaBi	<i>Ganzliche Bilanzierung</i>
GANAP	Grupo de Apoio à Normalização
GEE	Gases de efeito estufa
GCS	Gestão de Cadeia de Suprimentos
GCSV	Gestão da Cadeia de Suprimentos Verde
GO	Estado de Goiás
GT	Guia do Transportador
GTA	Guia Técnico Ambiental
GWh	Gigawatt hora
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
HTP	<i>Human Toxicity Potential</i>
IEA	<i>International Energy Agency</i>
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ILCD	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
INSA	<i>Institut National des Sciences Appliquées</i>
IR	<i>Ionising Radiation</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
ITAL	Instituto de Tecnologia de Alimentos
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>

LR	Logística Reversa
MA	Estado do Maranhão
MME	Ministério de Minas e Energia
Mt	Milhões de toneladas
MT	Estado do Mato Grosso
MS	Estado do Mato Grosso do Sul
MWh	Megawatt hora
NBR	Norma Brasileira
NEPA	<i>National Environmental Policy Act</i>
OCDE	Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento
ODP	<i>Ozone Depletion Potential</i>
ONS	Operador Nacional do Sistema Elétrico
PBACV	Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida
PBT	Peso Bruto Total
PI	Estado do Piauí
P+L	Produção mais Limpa
PM	<i>Particulate Matter</i>
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POCP	<i>Photochemical Ozone Creation Potential</i>
PR	Estado do Paraná
ROM	<i>Run-of-mine</i>
RS	Estado do Rio Grande do Sul
SC	Estado de Santa Catarina
SP	Estado de São Paulo
SENAI	Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SGA	Sistema de Gestão Ambiental
SimaPro	<i>System for Integrated Environmental Assessment of Products</i>
SIN	Sistema Interligado Nacional
SNIC	Sindicato Nacional de Indústria do Cimento
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SUASA	Sistema Único de Atenção à Sanidade Agropecuária
TO	Estado do Tocantins
TWh	Terawatt hora
UE	União Europeia
UNEP	<i>United Nations Environment Program</i>
UNINOVE	Universidade Nove de Julho
US EPA	<i>US Environmental Protection Agency</i>
VOC	Compostos Orgânicos Voláteis
WBCSD	<i>World Business Council for Sustainable Development</i>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
1.1 OBJETIVOS DA PESQUISA	21
1.2 JUSTIFICATIVA	22
1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO	24
2 REVISÃO DA LITERATURA	26
2.1 CADEIA DE SUPRIMENTOS	26
2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS	30
2.2.1 Gestão de resíduos	33
2.2.2 Inovação no uso de resíduos	37
2.2.3 Abordagens para redução e minimização de resíduos	40
2.2.4 Valorização de resíduos sólidos	42
2.3 ECOEFICIÊNCIA	49
2.3.1 Avaliação do Ciclo de Vida [ACV]	53
2.4 CINZAS PESADAS DE CARVÃO MINERAL	66
2.4.1 Cinzas pesadas como matéria-prima alternativa para a indústria cerâmica	68
2.4.2 Cinzas pesadas como matéria-prima alternativa para a indústria de cimento Portland	72
3 AMBIENTE DA PESQUISA	75
3.1 PROCESSO PRODUTIVO DA EMPRESA ALFA	76
3.1.1 Carvão consumido pela termelétrica	76
3.1.2 Energia elétrica gerada e insumos consumidos para a geração	78
3.1.3 Cinzas geradas pela combustão do carvão	82
3.1.4 Cinzas geradas por tonelada de carvão e transporte das cinzas	86
3.1.5 Informações gerais	89
3.2 HISTÓRICO DAS CINZAS NA EMPRESA ALFA	92
4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	94
4.1 MODELO DE ANÁLISE	94
4.2 DESCRIÇÃO DA PESQUISA	97
4.3 DADOS QUANTITATIVOS	98
4.3.1 Objetivo e escopo da ACV	99
4.3.2 Limites do sistema	100
4.3.3 Unidade funcional	103
4.3.4 Análise de inventário: entradas e saídas	103
4.3.5 Avaliação de ecoeficiência	104
4.4 PROCEDIMENTOS DE CÁLCULOS ADOTADOS	105
4.4.1 Arraste hidráulico das cinzas pesadas para as bacias	105
4.4.2 Energia consumida pelas bombas no arraste hidráulico das cinzas pesadas	105
4.4.3 Retirada e transporte das cinzas pesadas das lagoas até o local de secagem das cinzas	106
4.4.4 Processo de secagem das cinzas pesadas	107
4.4.5 Transporte das cinzas pesadas da secagem até a indústria cerâmica	108
4.4.6 Transporte das cinzas pesadas da secagem até a indústria de cimento Portland	108
4.5 DADOS SECUNDÁRIOS UTILIZADOS	108
4.5.1 Pesquisa Restrepo (2012)	109
4.5.2 Processo produtivo de areia para materiais cerâmicos	113
4.5.3 Processo produtivo do clínquer para indústria de cimento	116

5 RESULTADO DA PESQUISA E DISCUSSÕES.....	118
5.1 ANÁLISE DE INVENTÁRIOS	118
5.1.1 Inventário da produção de cinzas pesadas pela termelétrica	119
5.1.2 Inventário da produção de areia.....	121
5.1.3 Inventário da produção de clínquer para cimento Portland.....	122
5.1.4 Análise comparativa dos inventários dos ciclos de vidas das cinzas, da areia e do clínquer considerando o uso das cinzas pesadas.....	124
5.2 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA DAS CINZAS PESADAS, DA AREIA E DO CLÍNQUER	128
5.2.1 Avaliação dos impactos do processo de geração de cinzas pesadas.....	129
5.2.2 Avaliação dos impactos do processo de extração de areia	132
5.2.3 Avaliação dos impactos do processo produtivo do clínquer	136
5.2.4 Avaliação dos impactos comparativos entre a geração das cinzas pesadas e seu uso em revestimentos cerâmicos e na indústria de cimento Portland.....	140
5.2.4.1 Comparação da avaliação dos impactos da geração das cinzas pesadas com os impactos do uso das cinzas na indústria de revestimentos cerâmicos	140
5.2.4.2 Avaliação dos impactos comparativos entre a geração das cinzas com os impactos do uso das cinzas na indústria de cimento Portland.....	144
5.2.4.3 Avaliação dos impactos comparativos entre os três cenários: geração das cinzas, geração para seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos e na de cimento Portland.....	148
5.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTO COMPARATIVO PELO MÉTODO RECIPE <i>ENDPOINT</i>	152
5.4 AVALIAÇÃO DE ECOEFICIÊNCIA.....	159
5.4.1 Avaliação de ecoeficiência, segundo a norma ABNT NBR ISO 14045 (2014).....	159
5.4.2 Avaliação segundo o conceito de Bautista-Lazo e Short (2013).....	164
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	168
REFERÊNCIAS	174
APÊNDICE A – FORMULÁRIO DE CONSENTIMENTO.....	202
APÊNDICE B – INFORMAÇÕES E AGENDAMENTO DE VISITA.....	204
APÊNDICE C – INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES.....	207

1 INTRODUÇÃO

As discussões sobre a degradação do meio ambiente que vêm sendo realizadas nos fóruns internacionais e a cobrança por responsabilidade socioambiental pela sociedade, associada a uma legislação mais rigorosa, vêm estimulando ações e apontando os caminhos para uma abordagem mais eficiente quando se trata de gestão de resíduos sólidos, tanto de processos industriais quanto de pós-consumo.

A não-geração e a redução da produção de resíduos, bem como as melhores práticas de gestão de resíduos ainda são os grandes desafios da sociedade contemporânea entre outros, uma vez que os processos industriais entregam para a sociedade produtos com uma alta carga ambiental na forma de emissões de poluentes e resíduos.

A sociedade e os processos produtivos industriais geram cada vez mais resíduos, os quais, muitas vezes, são descartados sem controle e ocasionam impactos ambientais de consequências e graus variáveis (Allwood, Ashby, Gutowski, & Worrel, 2011; Fleischmann et al., 1997). Diante disso, muitas barreiras precisam ser superadas no campo político, social, econômico e técnico para equacionar esses problemas de geração, coleta, transporte e tratamento de resíduos (Liamsanguan & Gheewala, 2008).

Novas abordagens e métodos surgiram com o objetivo de introduzir a variável ambiental quando do desenvolvimento de novos produtos independentemente dos aspectos técnicos e econômicos desses produtos.

Os sistemas industriais são alimentados por energia, matéria-prima e água, que, por sua vez, sofrem transformações nos processos e resultam em produtos e resíduos (Schiske, Hagelüken, & Steffenhagen, 2005). O estudo desses fluxos de materiais e energia nas atividades industriais e de consumo, os efeitos desses fluxos sobre o meio ambiente, as influências de fatores econômicos, políticos, reguladores e sociais sobre o fluxo e o uso e a transformação de recursos fazem parte daquilo que foi chamado por Branco (1994, como citado em Ayres & Ayres, 2002) de “ecologia industrial”.

Durante décadas, a abordagem das questões ambientais limitava-se a proteger e tentar restaurar o dano ao meio ambiente depois de ocasionado (Blengini, 2008). No entanto, desde meados dos anos 1990, a abordagem da gestão de resíduos, aos poucos, deixou de ser no final dos processos industriais (“fim de tubo”) para considerar os produtos com valor econômico negativo e que, conseqüentemente, precisam ser evitados (Giannetti & Almeida, 2006). Essa nova abordagem, pautada no conceito de ecologia industrial, no qual o sistema industrial não é

visto isoladamente dos sistemas vizinhos, mas em conjunto com eles (Jelinski, Graedel, Laudise, McCall, & Patel, 1992), considera a necessidade de gerenciar e controlar ao longo do ciclo de vida, vislumbra a não-geração de resíduos, a qualidade ambiental dos processos, bem como a oferta de “produtos sustentáveis” (Manzini & Vezzoli, 2008) ou, de um modo mais amplo, a gestão de cadeia de suprimentos verde [GCSV].

Srivastava (2007) definiu uma classificação da gestão da cadeia de suprimentos verde, considerando a importância da cadeia, o *green design* de produtos e as operações verdes (manufatura e remanufatura, logística reversa e gestão de resíduos). Desta forma, o conceito de cadeia de suprimentos verde integra o pensamento ambiental, incluindo o *design* de produto, fontes e seleção de materiais, manufatura, entrega do produto final aos consumidores, bem como gestão do produto após sua vida útil.

A inserção de métodos e técnicas, tais como logística reversa, avaliação de ciclo de vida [ACV], reciclagem, remanufatura, entre outras, transforma as cadeias produtivas antes vistas como lineares, em ciclos quase inteiramente fechados, aproxima-se dos fluxos de materiais e energia encontrados na natureza. É conhecida como cadeia de suprimentos [CS] em circuito fechado e integra, total ou parcialmente, tanto os fluxos principais quanto os reversos, de modo que os materiais retornados recebam processamento dentro da própria cadeia (Carvalho & Barbieri, 2010). Contudo, para fechar o ciclo, como preconiza o conceito de ecologia industrial, “as saídas voltam a ser entradas”. Em outras palavras, os resíduos gerados dos processos industriais e no ciclo de vida dos produtos, quando a sua geração é inevitável, devem ser introduzidos em novos ciclos produtivos, evitando o descarte na natureza (Bautista-Lazo & Short, 2013).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos [PNRS], instituída pela lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 e regulamentada pelo decreto nº 7.404 de 23 de dezembro de 2010 (PNRS, 2010), vale-se dos princípios da ecologia industrial e coloca entre seus principais objetivos a não-geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (PNRS, 2010).

A crescente demanda de sistemas seguros de disposição final tem estimulado o estudo de alternativas tecnológicas e econômicas para que resíduos possam ser introduzidos como matéria-prima, carga e agregados em outros ciclos de produção. Dessa maneira, é possível diminuir os custos de tratamento e disposição final, além de oferecer matéria-prima secundária ao mercado (Leidel, 1993; Teixeira, 2001; Tonini & Astrup, 2012), dentro dos princípios da ecologia industrial (Giannetti & Almeida, 2006), produção mais limpa segundo a *United*

Nations Environment Program (UNEP, 2013) e da ecoeficiência, conforme a norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas [ABNT] NBR ISO 14045 (ABNT, 2014).

Quando a origem e as características dos resíduos são conhecidas, sua incorporação no processo produtivo torna-se atraente no desenvolvimento de novos produtos com propriedades de interesse tecnológico (Zanchet et al., 2007). Alguns aspectos referentes à introdução desses resíduos precisam ser estudados e compreendidos, para que a quantidade de resíduo adicionada seja tecnicamente viável e o produto final obtido possa ter um desempenho técnico semelhante ao obtido com a matéria-prima convencional (e.g. Chowdhury, Apul, & Fry, 2010; Liang & Zhang, 2012; Merrild, Larsen, & Christensen, 2012).

Dentro dos resíduos industriais de origem conhecida, encontram-se os resíduos gerados pela combustão de carvão mineral nas termelétricas, sendo que o Brasil possui parte de sua matriz energética oriunda dessas usinas. O carvão mineral é uma fonte importante de energia não-renovável no país e teve, em 2013, a participação em 5,6% da oferta interna de energia, conforme o Ministério de Minas e Energia (MME, 2014). Segundo o Departamento Nacional de Produção Mineral [DNPM, 2010], o Brasil tem 6.551 milhões de toneladas de reservas medidas de carvão mineral e as maiores reservas estão localizadas nos estados do Rio Grande do Sul (5.158 milhões de toneladas), Santa Catarina (1.388 milhões de toneladas) e Paraná (3,3 milhões de toneladas).

Os principais impactos ambientais produzidos durante o beneficiamento do carvão mineral decorrem da disposição de resíduos sólidos e rejeitos, sem valor comercial e depositados em áreas próximas ao local de utilização (Fungaro & Izidoro, 2006). As emissões para o ar originárias da combustão do carvão e seus impactos associados ao meio ambiente e à saúde humana têm sido historicamente a principal causa de preocupação com o uso de carvão para geração de energia elétrica (Babbitt & Lindner, 2005). As cinzas pesadas (CP) originárias do processo de combustão do carvão são depositadas, a céu aberto, em bacias de sedimentação e carecem de aplicações industriais (Kniess, Prates et al., 2011).

Nesse contexto, apresenta-se o problema desta pesquisa: a valorização de resíduos como uma abordagem de ecoeficiência em termelétricas, considerando, como unidade de análise, as cinzas pesadas de carvão mineral, como agregado na produção de artefatos cerâmicos e substituto do clínquer na produção do cimento. As cinzas pesadas, produzidas pela combustão de carvão mineral para a produção de energia elétrica pelas empresas termelétricas, são dispostas em bacias de sedimentação, a céu aberto, e causam impactos ambientais, problemas sociais, além de gerar custos de disposição para essas empresas.

A valorização é um termo amplo que engloba diferentes oportunidades de agregar valor econômico aos resíduos. São considerados processos de valorização de resíduos a reciclagem, a compostagem, o aproveitamento energético de aterros e o co-processamento de resíduos industriais, entre outros. Segundo Paulli (1995, como citado em Teixeira, 2001) valorização de resíduos é um conceito no qual os resíduos são considerados como fonte de matéria-prima para um novo ciclo de produção.

A partir da norma da *International Organization for Standardization* [ISO] 14045:2012, 1ª edição em Inglês e que foi revisada e publicada no Brasil como ABNT NBR ISO 14045:2014, apresenta um método de como quantificar a ecoeficiência, tendo como abordagem metodológica o método de avaliação do ciclo de vida.

As características físicas, químicas e mineralógicas das cinzas pesadas de carvão são compatíveis com várias matérias-primas utilizadas nas indústrias cerâmicas de revestimento, o que indica uma possibilidade de substituição, parcial ou integral, desses insumos por esse resíduo. Diversos trabalhos já evidenciaram o potencial de uso das cinzas pesadas como matéria-prima para a indústria cerâmica, e.g. Kniess (2005); Kniess, Borba, Neves, Riella e Kuhnen (2002); Kniess, Kuhnen, Riella, Neves e Borba (2002); Kniess, Prates, Lima, Kuhnen e Riella (2007); Kniess, Prates, Martins, Bernardin e Riella (2010); Kumar, Singh e Ramachandrarao (2001); Santos, Rocha e Cheriaf (2007). As cinzas pesadas também poderão ser utilizadas na indústria de cimento substituindo, parcialmente, o clínquer, principal matéria-prima na produção de cimento Portland (Oss & Padovani, 2003). No entanto, uma avaliação do desempenho ambiental dessa forma de valorização das cinzas pesadas ainda não foi detalhada em estudos publicados na literatura.

De acordo com o problema apresentado, tem-se a seguinte questão de pesquisa:

Como medir a ecoeficiência das empresas que valorizam seus resíduos sólidos industriais ao destiná-los, como matéria-prima alternativa, para outros setores industriais?

Este estudo foi conduzido tendo como ambiente de pesquisa uma empresa termelétrica, em uma unidade geradora de energia elétrica por meio de combustão de carvão mineral.

A seguir, são apresentados os objetivos desta pesquisa.

1.1 OBJETIVOS DA PESQUISA

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a valorização de cinzas pesadas de

carvão mineral, proveniente da combustão de carvão mineral em uma usina termelétrica, como matéria-prima alternativa em substituição a areia industrial na produção de revestimentos cerâmicos e, também, na substituição parcial do clínquer na indústria do cimento, visando avaliar a ecoeficiência da transformação de resíduos sólidos industriais em potenciais produtos rentáveis.

Os objetivos secundários desta pesquisa foram:

- a) Identificar e gerar parâmetros de inventário do ciclo de vida para as cinzas pesadas de carvão mineral.
- b) Propor uma sistemática para avaliação ambiental de substituição de areia industrial e clínquer por cinzas pesadas provenientes da combustão de carvão mineral em usinas termelétricas.

1.2 JUSTIFICATIVA

Conforme a *International Energy Agency* [IEA], entre 1973 e 2010 a produção de energia elétrica mundial cresceu de 6.139 Terawatt hora [TWh] para 21.511 TWh com uma taxa média anual de 3,4%. Em 2010, 67,2% da energia produzida foi gerada em usinas que consumiram combustíveis fósseis (carvão mineral, gás natural e óleo); 16,3%, por hidroelétricas; 12,8%, usinas nucleares; 1,5%, biocombustíveis e resíduos e 2,1% proveniente de geotérmicas, solar, eólicas e outras fontes (IEA, 2012).

As empresas que utilizaram combustíveis fósseis emitiram, no ano de 2011, 31.342 milhões de toneladas [Mt] de gás carbônico [CO₂] e as empresas que usaram carvão mineral foram responsáveis por 44,0% dessas emissões, conforme mostrado no gráfico da Figura 01 (IEA, 2013). Portanto, entre as empresas geradoras de energia elétrica que utilizaram combustíveis fósseis, as empresas que fizeram uso de carvão mineral são as que mais contribuíram para os gases de efeito estufa [GEE].

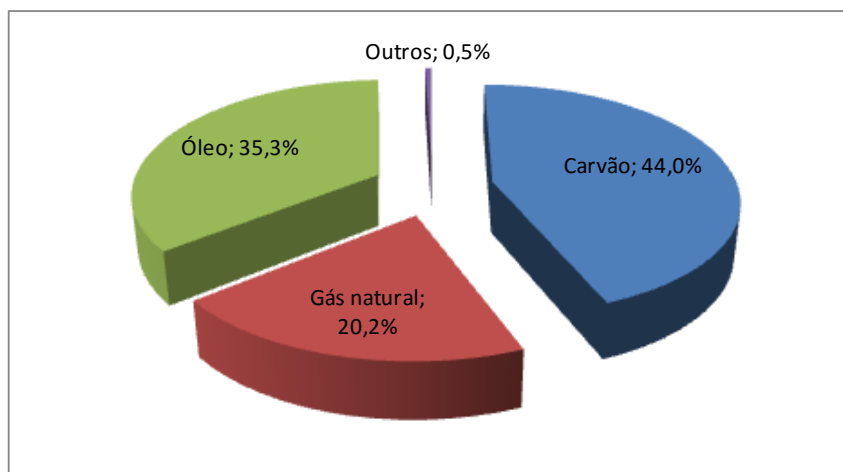


Figura 01 – Emissão mundial de CO₂ por empresas geradoras de energia elétrica

Fonte: IEA (2013).

Além das emissões atmosféricas, são produzidas mundialmente milhões de toneladas de subprodutos originados da combustão de carvão como cinzas leves ou volantes, cinzas pesadas, escórias de caldeira e material de dessulfurização dos gases dessa combustão, mas apenas pequenas quantidades desses materiais são utilizadas de forma ambientalmente correta, pois a grande maioria é depositada em aterros como resíduos sólidos (Ríos & Williams, 2008; Singh & Siddique, 2013, 2014).

Segundo a Associação Brasileira de Carvão Mineral [ABCM] foram produzidas em 2013, 14,1 milhões de toneladas de carvão ROM [*Run-of-mine*], isto é, carvão bruto sem beneficiamento e 7,5 milhões de toneladas de carvão energético vendável (ABCM, 2014).

A empresa pesquisada, geradora de energia elétrica por meio de combustão de carvão mineral, utilizou em torno de 221 mil toneladas de carvão mineral/mês no período 2009-2013. Desse montante, houve geração média de 43% cinzas, ou seja, 95.000 toneladas/mês, sendo 20% de cinzas pesadas (19.000 t/mês). Em razão da qualidade técnica das cinzas, a sua reutilização é adequada e conveniente tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico (Arenas, Leiva, Vilches, & Cifuentes, 2013).

A cinza pesada de carvão mineral pode ser utilizada como matéria-prima não plástica (fonte de aluminossilicatos) para a indústria cerâmica em substituição, por exemplo, de matéria-prima comumente utilizada que é a areia industrial (Kniess, 2005). Outro uso possível é na substituição parcial do clínquer, insumo utilizado na fabricação de cimento Portland.

A Tabela 01 apresenta a demanda por areia industrial no mercado de Santa Catarina, segundo os dados do último Anuário Mineral Brasileiro (2010) divulgado pelo DNPM.

Tabela 01 – Demanda por areia industrial no mercado do Estado da empresa pesquisada

Ano 2010	Toneladas/mês
Produção de Areia Industrial	75.161
Demanda por Areia Industrial	59.092
Demanda por Areia Industrial no setor de pisos, revestimentos e cerâmica branca	54.717

Fonte: DNPM (2010).

A produção de cinzas pesadas de carvão mineral pela empresa pesquisada é vendida, atualmente, para uma grande empresa produtora de cimento. Verifica-se pela Tabela 1 que o mercado do setor de pisos, revestimentos e cerâmica branca é também um potencial consumidor das cinzas e que poderia absorver toda a produção da empresa.

Essa visão é corroborada por Babbitt e Lindner (2008a,b) que citaram que alguns benefícios do uso dos resíduos originários da combustão de carvão podem ser elencados como, por exemplo, o decréscimo da dependência de recursos naturais escassos e caros, a redução de necessidade de energia para o tratamento ou transporte desses resíduos para a sua disposição final e o aumento do retorno financeiro com as vendas para o mercado.

1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO

Este trabalho está delineado da seguinte forma: no capítulo um, foi realizada uma introdução ao trabalho de pesquisa, bem como foram definidos o problema, a questão e os objetivos, principal e secundários e, também, a justificativa da pesquisa.

No capítulo dois, será apresentada a revisão da literatura sobre cadeia de suprimentos, resíduos sólidos (gestão, redução e minimização, valorização); ecoeficiência (avaliação de ciclo de vida, aspectos e impactos ambientais, ferramentas de avaliação); cinzas pesadas de carvão mineral.

No capítulo três, será mostrado o ambiente da pesquisa, isto é, a empresa onde foi realizado o estudo de caso e os dados obtidos por meio dos questionários enviados, das entrevistas no local e das visitas

No capítulo quatro, serão apresentados a descrição dos procedimentos metodológicos empregado na pesquisa; o modelo de análise; a descrição da pesquisa; os dados quantitativos (objetivo e escopo da ACV, limites do sistema, unidade funcional, análise de inventário e

avaliação de ecoeficiência); procedimentos de cálculos adotados; e os dados secundários utilizados.

No capítulo cinco, serão apresentados os resultados da pesquisa com a análise de inventários; avaliação dos impactos ambientais do ciclo de vida das cinzas pesadas, da areia e do clínquer; a avaliação de impacto comparativa utilizando o método ReCiPe *endpoint* H; e de ecoeficiência, segundo a norma ABNT NBR ISO 14045 e do conceito de Bautista-Lazo e Short (2013).

No capítulo seis, apresentam-se as conclusões, limitações da pesquisa e sugestões para futuros trabalhos.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Conforme Barbieri, Cajazeira e Branchini (2009, p. 52) “[...] as ações administrativas e operacionais para minimizar os problemas ambientais gerados nos processos de produção e consumo serão mais eficazes se considerado o ciclo de vida do produto que se realiza por meio de uma cadeia de suprimentos”.

Dentro das etapas do ciclo de vida, esta pesquisa está centrada nas etapas de extração e produção de bens de consumo e serviços e da geração de resíduos de processos industriais.

Esta revisão está estruturada da seguinte forma: Cadeia de suprimentos; Resíduos sólidos (gestão, inovação, abordagens para redução e minimização e valorização); Ecoeficiência (Norma ABNT NBR ISO 14045, Avaliação de ciclo de vida, aspectos e impactos ambientais e ferramentas de avaliação); Cinzas pesadas de carvão mineral.

2.1 CADEIA DE SUPRIMENTOS

A cadeia de suprimentos [*supply chain* – CS] foi definida, por Mentzer et al. (2001), como um conjunto de três ou mais entidades (organizações ou indivíduos), diretamente envolvidas nos fluxos ascendentes e descendentes de produtos, serviços, recursos financeiros e/ou informações de uma fonte de matéria-prima até o consumidor.

A CS engloba todas as atividades associadas com o fluxo e a transformação de bens, desde o estágio de matéria-prima (extração) até o usuário final, bem como os fluxos de informações a eles associados (Seuring & Müller, 2008).

Segundo Barbieri et al. (2009, p. 52) “[...] enxergar a cadeia produtiva, e não apenas o que se passa no interior da empresa, é base para o estabelecimento de boas práticas de gestão e de operação empresarial comprometida com o desenvolvimento sustentável”.

Mentzer et al. (2001) comentaram a complexidade de relacionamento entre as empresas componentes de uma CS e, em seguida, classificaram em três níveis: “CS direta”, “CS estendida” e “CS completa”. Na CS direta, o relacionamento entre empresas é mais simples, há somente uma empresa (focal), um fornecedor e um cliente envolvidos nos fluxos ascendentes e descendentes de produtos, serviços, recursos financeiros e/ou informações. Na CS estendida, há fornecedores do fornecedor imediato e clientes do cliente imediato envolvidos nos fluxos ascendentes e descendentes de produtos, serviços, recursos financeiros e/ou

informações. Já na CS completa, inclui todas as organizações envolvidas em todos os fluxos, a montante e a jusante de produtos, serviços, recursos financeiros e/ou informações do fornecedor do início da cadeia para o cliente final, conforme mostrado na Figura 02.

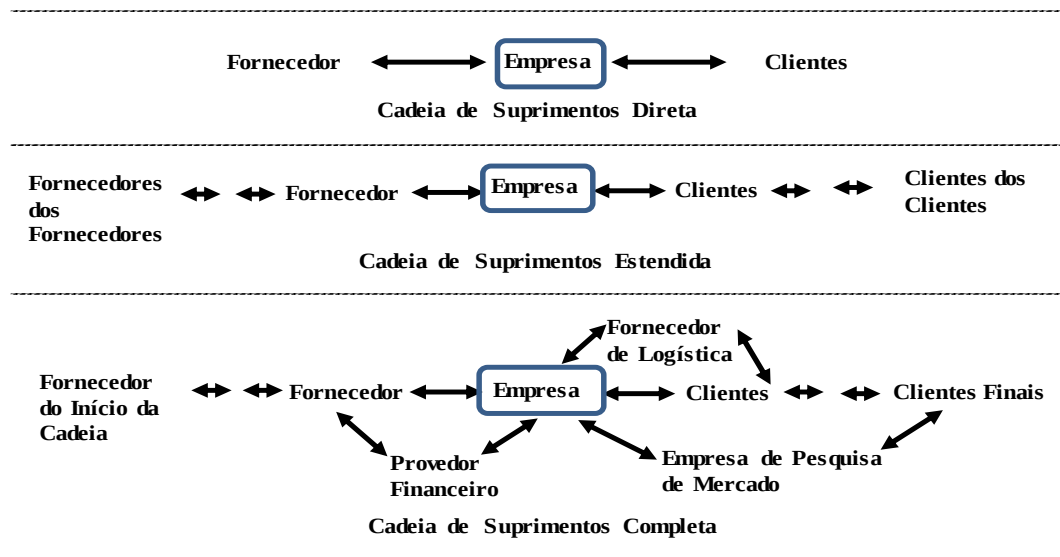


Figura 02 – Tipos de cadeias de suprimentos

Fonte: Adaptado de Mentzer et al. (2001).

A empresa focal, geralmente, é aquela que domina ou regula a CS, tem o contato direto com os clientes e projeta o serviço ou produto a ser oferecido (Seuring & Müller, 2008).

Para Carvalho e Barbieri (2010), a CS é um conceito aplicado sobre a divisão do trabalho dos diversos tipos de empresas constituintes da cadeia, em cada uma executa suas atividades com diferentes responsabilidades.

Em uma CS, os processos de produção são, muitas vezes, dispersos ao redor do globo. Nesse processo, as empresas focais podem ser responsabilizadas pelo desempenho ambiental e social de seus fornecedores (Seuring & Müller, 2008). Essa imensa gama de atividades e responsabilidades resultou no surgimento do conceito de Gestão de Cadeia de Suprimentos [GCS] (Carvalho & Barbieri, 2010).

Mentzer et al. (2001) definiram GCS como a coordenação estratégica e sistemática das funções tradicionais de negócios e das táticas dessas funções de negócios em uma determinada empresa e nos negócios dentro da CS, com o objetivo de melhorar o desempenho, em longo prazo, das empresas individualmente e da CS como um todo.

Quando se integra o pensamento ambiental na gestão da cadeia de suprimentos, incluindo *design* de produto, seleção de fontes (fornecedores) e materiais, manufatura, entrega do produto final aos consumidores, bem como a gestão do produto após a sua vida útil, segundo

Srivastava (2007), têm-se a abordagem de Gestão da Cadeia de Suprimentos Verde (*Green Supply Chain Management*).

As organizações estão constantemente na busca de desenvolver formas novas e inovadoras para melhorar a sua competitividade, entre elas se destaca, a adoção da GCSV com intuito de resolver os problemas ambientais que poderão causar nos seus processos produtivos (Rao & Holt, 2005). A discussão sobre a adoção das práticas de GCSV está em fase de consolidação e a implementação, com sucesso, dessas práticas pelas organizações não foi respondida pelo estado da arte atual das pesquisas (Arantes, Jabbour, & Jabbour, 2014).

A GCSV compreende um conjunto de práticas ambientais que melhora o desempenho ambiental de duas ou mais empresas de uma mesma CS (Vachon & Klassen, 2006), promove eficiência e sinergia entre os parceiros de negócios, reduz o desperdício e obtém economias de custo (Rao & Holt, 2005). A GCSV pode ser obtida por meio da incorporação de critérios ambientais nas atividades de compras, no projeto e desenvolvimento de produtos, na produção, no transporte, na embalagem, estocagem e no descarte e na gestão de fim de ciclo de vida de produtos (Min & Kim, 2012).

A deterioração do meio ambiente fez com que a GCSV crescesse de importância e assim, passasse a ser a motivadora principal para sua adoção, pois essa deterioração vem provocando a diminuição das fontes de matérias-primas, o esgotamento das áreas para aterros e o aumento dos níveis de poluição (Boons, Baumann, & Hall, 2012).

A GCSV pode reduzir o impacto ambiental da atividade industrial, sem sacrificar qualidade, custo, confiabilidade, desempenho ou eficiência na utilização de energia. Trata-se de uma mudança de paradigma, em que se passa do controle ambiental de fim de tubo com o objetivo de atender as leis e os regulamentos para uma situação de não só minimizar os danos ambientais, mas também elevar o lucro econômico de toda uma cadeia (Srivastava, 2007).

Com o objetivo de mostrar os diferentes contextos encontrados na literatura sobre GCSV, Srivastava (2007) fez uma pesquisa a partir de 1990, em cerca de 1500 livros e artigos, e os classificou em três grandes categorias: importância da GCSV, projeto verde (*green design*) e operações verdes. Segundo o autor, a literatura inicialmente focou na necessidade de mostrar a importância da GCSV, definiu o sentido e o alcance de vários termos e sugeriu abordagens para ampliar a exploração de pesquisas no tema. Srivastava (2007) classificou como projeto verde quando foi incorporada, na concepção do produto, a consciência ambiental [*environmentally conscious design* – ECD] e a avaliação de ciclo de vida. As operações verdes envolvem todos os fatores operacionais relacionados com a Logística Reversa [LR] e projeto da rede; manufatura verde e remanufatura; e gestão de resíduos. O trabalho realizado por

Srivastava abordou a GCSV sob a visão da logística reversa (Seuring & Müller, 2008; Srivastava, 2007). A Figura 03 apresenta essas interações e esses relacionamentos.

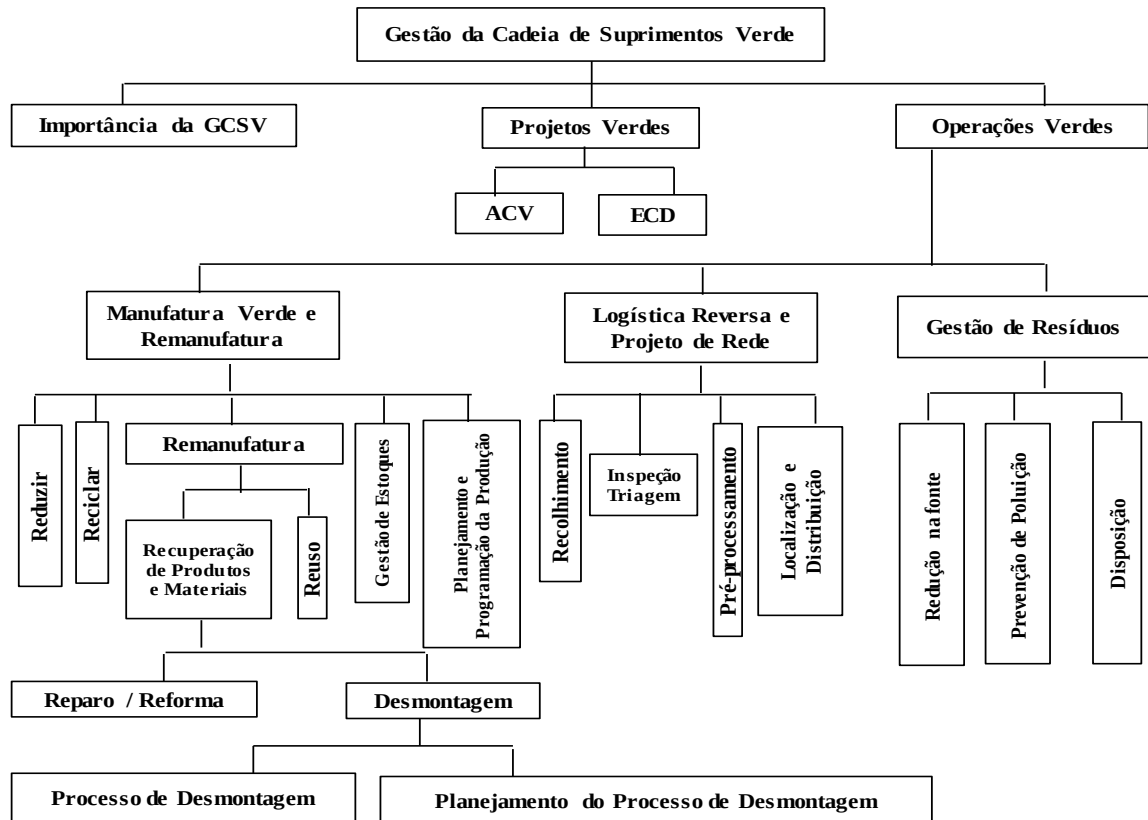


Figura 03 – Classificação segundo o contexto da literatura

Fonte: Adaptado de Srivastava (2007).

Neste enfoque da GCSV, está o conceito de ciclo de vida do produto essencial para uma cadeia de suprimentos verde (Carvalho & Barbieri, 2010). O ciclo de vida engloba todas as atividades envolvidas na CS definidas anteriormente por Seuring e Müller (2008), isto é, associadas com o fluxo e a transformação de bens, desde o estágio de matéria-prima (extração) até o usuário final e sua disposição final.

Em todas as etapas do ciclo de vida, é necessário desenvolver e implantar mecanismos para evitar impactos ambientais, limitar o uso de substâncias perigosas e o desperdício de matéria e energia (Knight & Jenkins, 2009; Luttrupp & Lagerstedt, 2006). A vida útil de um bem de consumo é limitada, sendo a maioria dos produtos, descartada como resíduos. O destino final de muitos produtos é o meio ambiente e de forma inadequada. Segundo Giannetti e Almeida (2006), é condição intrínseca fechar o “ciclo de vida” do produto, desde o seu desenvolvimento, obtenção de matérias-primas e insumos, até o processo produtivo, consumo e disposição final. Esse processo é conhecido como do berço ao túmulo (*cradle to grave*). “O

berço é o meio ambiente de onde são extraídos os recursos naturais que serão transformados, e o túmulo é o próprio meio ambiente enquanto destino final dos resíduos de produção e consumo que não foram reusados ou reciclados” (Barbieri et al., 2009, p.54).

As estratégias voltadas para que o processo produtivo contribua para a diminuição dos impactos ambientais seria que em vez da disposição final dos resíduos em aterros, os mesmos voltassem ao processo produtivo como uma matéria-prima alternativa. Esse processo é conhecido como do berço ao berço (*cradle to cradle*) (McDonough & Braungart, 2002). No próximo item, será abordado o tema resíduos sólidos.

2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS

O uso inadequado de recursos, as perdas econômicas e a poluição ambiental são reconhecidos como as consequências da geração de resíduos cuja extensão e impactos apenas começaram a ser compreendidos no contexto da sustentabilidade (Bautista-Lazo & Short, 2013). A maximização da exploração dos recursos naturais, a perturbação e consequente alteração dos ciclos ambientais e a eliminação de resíduos em ecossistemas requerem soluções que se baseiem na compreensão das CSs (Boons et al., 2012).

Segundo Blengini, Busto, Fantoni e Fino (2012), quando as políticas ambientais estão mais focadas em produtos, obrigam que a atenção da gestão ambiental corporativa mude de processos (por exemplo, tecnologias limpas) para produtos. O papel-chave de produtos verdes é mover-se em direção a um novo paradigma de crescimento e uma maior qualidade de vida, por meio da criação de riqueza e competitividade. Políticas ambientais orientadas para produtos podem oferecer, pelo menos, duas vantagens: gerar a consciência de que a produção não é a única fonte de poluição ambiental, mas que produção, consumo e pós-consumo também desempenham papéis igualmente importantes e interdependentes; e promover a partilha de responsabilidades e papéis entre produtores e seus clientes (Blengini et al., 2012).

O ideal seria produção sem a geração de resíduos, no entanto, a sistematização de conceitos, métodos e ferramentas para alcançar a meta de zero de resíduos se desenvolve lentamente ao longo do tempo. Neste contexto, recentemente foram empregados consideráveis esforço com o objetivo de reduzir a geração de resíduos (Bautista-Lazo & Short, 2013).

Resíduos sólidos foram definidos pela norma ABNT NBR 10004 como “[...] resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial agrícola, de serviços e de varrição” (ABNT, 2004a, p.1). Especificamente,

resíduos sólidos industriais são aqueles gerados por processos produtivos e instalações industriais.

A norma ABNT NBR 10004 (2004a) classificou os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública em dois grupos: resíduos classe I – Perigosos e resíduos classe II – Não perigosos; subdivididos em resíduos classe II A – Não-inertes e resíduos classe II B – Inertes. A classificação foi baseada na caracterização do resíduo, em razão das matérias-primas, dos insumos e do processo que lhes deram origem.

O crescente desenvolvimento industrial induzido por uma procura constante de novos produtos resultou em um crescimento exponencial dos resíduos gerados nos processos produtivos, bem como na eliminação desses produtos como resíduos no pós-consumo (Santa, Bernardin, Riella, & Kuhnen, 2013).

A geração de resíduos sólidos é considerado um dos graves problemas na atualidade, em decorrência do crescimento populacional gradativo e desordenado e da aceleração do processo de ocupação do solo (Valério, Silva, & Cohen, 2008) e do crescimento acentuado na descartabilidade dos bens de consumo.

A pesquisa de Jacobi e Besen (2011) dá uma visão abrangente da origem dos resíduos, em razão das atividades que os geram, conforme é mostrado na Figura 04.

Classificação	Fontes Geradoras	Resíduos produzidos
Domiciliar	Residências, edifícios, empresas, escolas etc.	Sobras de alimentos, produtos deteriorados, lixo de banheiro, embalagens de papel, vidro, metal, plástico, isopor, longa vida, pilhas, eletrônicos, baterias, fraldas etc.
Comercial	Comércio, bares, restaurantes, empresas	Embalagens de papel e plástico, sobras de alimentos etc.
Público	Varrição e poda	Folhas, galhos de árvores, papéis etc.
Serviços de saúde	Hospitais, Clínicas, consultórios, laboratórios etc.	Grupo A - biológicos: sangue, tecidos, vísceras, resíduos de análises clínicas etc. Grupo B - químicos: medicamentos vencidos e interditados, termômetros, objetos cortantes etc. Grupo C - radioativos. Grupo D - comuns; não contaminados; papéis, plásticos, vidros, embalagens etc.
Industrial	Indústrias	Cinzas, lodos, efluentes líquidos, adsorventes, catalizadores, poeiras, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, escórias, plásticos, papel, madeira, fibras etc
Portos, aeroportos, terminais	Portos, aeroportos, terminais	Resíduos sépticos, sobras de alimentos, material de higiene e asseio pessoal etc.
Agrícola	Agricultura	Embalagens de agrotóxicos, pneus e óleos usados, embalagens de medicamentos veterinários, recipientes, plásticos etc.
Construção civil	Obras e reformas residências e comerciais	Madeira em geral, cimento, blocos, pregos, gesso, tinta, latas, cerâmicas, pedra, areia, terra etc.

Figura 04 – Fontes de resíduos sólidos

Fonte: Adaptado de Jacobi e Besen (2011).

A abordagem dos autores Jacobi e Besen (2011) sobre a origem dos resíduos é compatível com a PNRS, mas ressalte-se que além da classificação quanto à origem, a PNRS

(2010) os classificou também quanto à periculosidade em 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); e não perigosos, os resíduos que não se enquadram na classe anterior.

Outra forma de abordar a geração de resíduos é a adotada por Leite (2009), em razão do fluxo de retorno, isto é, dos canais reversos de distribuição dos produtos após o seu uso ou devolução: pós-consumo e pós-venda.

O crescimento do pós-consumo é verificado pelo aumento de lançamentos de novos produtos, como também pelo uso de outras fontes de materiais constituintes, nas quais os metais são substituídos por plásticos, e, segundo Leite (2009), pode ser observado mais intensamente no setor automobilístico e de tecnologia da informação, pois é percebido um crescimento demasiado na produção de acessórios e periféricos.

Esses resíduos ou produtos impróprios podem seguir três destinos diferentes: ir para um local de descarte seguro, tais como aterros sanitários e depósitos específicos; um destino não-seguro, sendo lançado na natureza, poluindo o ambiente, ou, por fim; voltar a uma cadeia de produção.

Alguns setores merecem destaque como geradores de resíduos e causadores de impactos sanitários e ambientais como, por exemplo: pneus inservíveis, devido ao volume acumulado (Albuquerque, Pacheco, Furtado, & Visconte, 2005; Reda Taha, Asce, El-Dieb, Abd El-Wahab, & Abdel-Hameed, 2008); construção civil, que consome grandes quantidades de recursos naturais, materiais e energia e gera níveis inaceitáveis de resíduos sólidos (Yuan, Chini, Lu, & Shen, 2012).

Outro fato que também contribui para o crescimento da geração de resíduos é a obsolescência planejada. Obsolescência planejada é a produção de bens com vida útil economicamente curta que obriga os consumidores a repetir as compras diversas vezes (Bulow, 1986). Uma nova geração de bens duráveis faz uma velha geração se tornar economicamente obsoleta mesmo que fisicamente ainda não seja (Lee & Lee, 1998). A ênfase atual é no desenvolvimento contínuo de produtos que promovem a substituição e disposição desses produtos em prazos mais curtos e, que resultam, dessa forma, em consequências ambientais indesejáveis (Guiltinan, 2009).

É uma estratégia de negócios em que a obsolescência (o processo de se tornar obsoleto, ou seja, fora de moda ou não-utilizável) de um produto é planejada e construída desde a sua

concepção. Isto é feito para que, no futuro, o consumidor sinta a necessidade de comprar novos produtos e serviços que o fabricante traz como substitutos para os antigos (Hindle, 2009).

Os resíduos provenientes dos processos produtivos, isto é, resíduos industriais, ocupam também destaque na geração de resíduos, devido às crescentes quantidades de resíduos e subprodutos industriais, e, segundo Castro-Gomes, Silva, Cano, Suarez e Albuquerque (2012), na maioria dos países da União Europeia [UE], é o principal setor econômico responsável pela geração de resíduos. Os resíduos industriais estão se tornando um dos principais problemas tanto para o meio ambiente quanto para a saúde pública porque eles continuam sendo gerados e acumulados (Arenas et al., 2013).

Com relação ao carvão mineral, segundo Babbitt e Lindner (2008a), são geradas cerca de 110 milhões de toneladas anualmente por empresas de energia elétrica nos Estados Unidos da América [EUA], de produtos de combustão de carvão classificados como cinzas leves (ou volantes), cinzas pesadas, escórias de caldeira e material de dessulfurização de gases de combustão e tem sido o terceiro mineral mais abundante naquele país.

A visão tradicional de se considerar os resíduos como poluição vem progressivamente mudando para uma nova perspectiva na qual os resíduos são considerados como um recurso que poderão ajudar a sociedade a se tornar mais sustentável (Laurent et al., 2014).

Nesse contexto, a gestão de resíduos é uma atividade que vem ganhando importância na atualidade, por se tornar uma fonte geradora de matérias-primas alternativas, além de contribuir para a redução do uso dos recursos naturais, tema esse, será explorado a seguir.

2.2.1 Gestão de resíduos

O objetivo de reduzir o impacto ambiental da atividade industrial é amplamente aceito como uma meta a ser alcançada. Muitas empresas se orgulham de seus produtos "verdes" e práticas de negócios "sustentáveis". Na fabricação, essas práticas de negócios podem variar, desde a substituição de materiais não-biodegradáveis por biodegradáveis, reciclagem de produtos, até a redução dentro das CS do consumo de energia e das emissões atmosféricas. A implementação dessas práticas empresariais é feita com maior profundidade quando a redução dos impactos ambientais está associada com o aumento dos lucros para o negócio como um todo (Hodge, Ochsendorf, & Fernández, 2010).

A gestão de resíduos sólidos de pós-consumo ou pós-uso vem sendo estudada nos mais diversos campos e alguns exemplos de pesquisas realizadas são mostradas na Figura 05, a seguir.

Resíduos	Autores
Asfalto de pavimentação	Miliutenko, Björklund e Carlsson (2013); Silva, Oliveira e Jesus (2012)
Baterias de veículos, celulares etc.	Daniel e Pappis (2008); Daniel, Pappis e Voutsinas (2003); Rydh e Karlström (2002); Tsoulfas, Pappis e Minner(2002)
Cabos de fibras óticas	Wright, Azapagic, Stevens, Mellor e Clift (2005).
Embalagens industriais	Silva, Renó, Sevegnani, Sevegnani e Truzzi (2013)
Equipamentos elétricos e eletrônicos	Rubin, Castro, Brandão, Schalch, e Ometo (2014); Zink, Maker, Geyer, Amirtharajah e Akella (2014); Fogarasi, Imre-Lucaci, Illea e Imre-Lucaci (2013); Song, Wang, Li e Zeng (2013); Araujo, Magrini, Mahler e Bilitewski (2012); Bigum, Brogaard e Christensen (2012); Iakovou et al.(2009); Manomaivibool (2009); Davis e Herat (2008); Nnorom e Osibanjo (2008); Barba-Gutiérrez, Adenso-Diaz e Hopp (2008); Veit, Bernardes, Ferreira, Tenório e Malfatti (2006); Williams (2006)
Filtro de óleo de automotivos	Gaidajis, Angelakoglou, Botsaris, e Filippidou (2011)
Materiais de construção / demolição	Silvestre, Brito e Pinheiro (2014); Rocha e Sattler (2009)
Papel	Merrild, Damgaard e Christensen.(2008)
Plásticos, garrafas (PET)	Foolmaun e Ramjeeawon (2013); Rahmani, Dehestani, Beygi, Allahyari e Nikbin (2013); Pacheco, Ronchetti e Masanet (2012); Coelho, Castro e Gobbo (2011); Lazerevic, Aoustin, Buclet e Brandt (2010); Shen, Worrell e Patel (2010); Chilton, Burnley e Nesaratnam (2010); Gonçalves-Dias e Teodósio (2006); Song e Hyun (1999)
Residenciais e municipais em geral	Frändegard, Krook, Svensson e Eklund (2013); Brattebø e Reenaas (2012); Franchetti e Kilaru (2012); Manfredi, Tonini e Christensen (2011); Vergara, Damgaard e Horvath (2011); Blengini (2008); Eshet, Ayalon e Shechter (2006); Güereca, Gassó, Baldasano e Jiménez-Guerrero (2006); Hong et al. (2006); Mendes, Aramaki e Hanaki (2004)
Resíduos químicos em instituições de ensino e pesquisa	Jardim (1998)
Roupas e artigos têxteis	Woolridge, Ward, Philips, Collins e Gandy (2006)
Serviços de saúde, odontológicos etc.	Sisinno e Moreira (2005); Schneider, Gastaldello, Stedille, Plein e Guerra (2002)
Terras raras (elementos)	Binnemans et al. (2013)
Veículos automotores	Santini et al. (2010)
Vidros, lâmpadas e pneus	Arulrajah, Ali, Disfani, Piratheepan e M. Asce (2013); Mellone, Santos e Shibao (2013); Taurino et al. (2013); Yoon, Lee, Lee, Yun e Yonn (2013); Fiksel, Bakshi, Baral, Guerra e DeQuervain (2011); Chiu, Hsu e Yang (2008); Reda Taha et al. (2008); Huang, Bird, Heidrich (2007)

Figura 05 – Gestão de resíduos pós-consumo

Fonte: O autor.

Várias sugestões inovadoras sobre como os resíduos industriais podem ser utilizados em novos produtos têm sido apresentadas na literatura (Rozenstrauha et al., 2013). A Figura 06, a seguir, mostra algumas pesquisas realizadas sobre o uso desses resíduos.

Resíduos industriais de	Autores
Água e óleo de lama usados na perfuração de poços de petróleo	Ghazi et al. (2011).
Alumínio, argila, bauxita, cobre, gnaiss, sílica, varvito	Rozenstrauha et al. (2013); Junkes, Prates, Hotza e Segadães (2012); Onuaguluchi e Eren (2012); McLellan, Williams, Lay, Riessen e Corder (2011); Tansens, Rodal, Machado e Soares (2011); Tuazon e Corder (2008); Brunori, Cremisini, Massanisso, Pinto e Torricelli (2005).
Areia de fundição	Aggarwal e Siddique (2014); Monosi, Tittarelli, Giosuè e Ruello (2013); Basar e Aksoy (2012); Park, Kim e Yu (2012); Siddique e Singh (2011); Guney, Sari, Yalcin e Tuncan, Donmez (2010).
Cana-de-açúcar	Guerra, Coleta, Arruda, Silva e Kulay (2014); Faria, Gurgel e Holanda (2012 a,b); Souza, Teixeira, Santos, Costa e Longo (2011); Luz, Caldeira-Pires e Ferrão (2010); Contreras, Rosa, Pérez, Lagenhove e Dewulf (2009).
Carbonato de sódio	Kasikowski et al. (2004).
Casas de arroz	Prasara-A e Grant (2011); Moraes, Kieling, Caetano e Gomes (2010).
Catalisadores à base de níquel	Yang, Qi, Low e Song (2011).
Celulose, papel e matérias-primas da indústria do papel	Barbosa, Lapa, Dias e Mendes (2013); Santa et al. (2013); Yadollahi et al. (2013); Alda (2008); Agulló, Aguado e Garcia (2006).
Cimento	Colangelo e Cioffi (2013).
Cinzas leves (volantes) de combustão de carvão mineral	Argiz, Menéndez e Sanjuán (2013); Becker, Aydılek, Davis e Seagren (2013); Cetin, Aydılek e Li (2013); Ferone et al. (2013); Habert (2013); He, Yu, Lv, Wu e Xu (2013); Lin e Chang (2013); Menéndez, Álvaro, Argiz, Parra e Moragues (2013); Rani, Khatri e Hada (2013); Valcke Sarabèr, Pipilikaki, Fischer e Nugteren (2013); Wang, Kuo, Lin e Po-Yo. (2013); Wang, Sun, Sun e Ma (2013); Yoon et al. (2013); Zaharia e Suteu (2013); Zhang et al. (2013); Siqueira, Souza e Souza (2012); Chareonpanich, Jullaphan e Tang (2011); Habert, Lacaille e Roussel (2011); McLellan et al. (2011); Chen, Habert, Bouzidi, Jullien e Ventura (2010); Chowdhury et al. (2010); Haibin e Zhenling (2010); Chindaprasirt, Jaturapitakkul, Chalee e Rattanasak (2009); Montagnaro e Santoro (2009); O'Brien, Ménaché e O'Moore, (2009); Babbitt e Lindner (2008 a,b); Asokan, Saxena e Asolekar (2005); Gäbel e Tillman (2005); Kula, Olgun, Sevic e Erdogan (2002).
Cinzas pesadas de combustão de carvão mineral	Aggarwal e Siddique (2014); Ramadoss e Sundararajan (2014); Singh e Siddique (2014); Arenas et al. (2013); Argiz et al. (2013); Menéndez et al. (2013); Pimraksa, Chindaprasirt, Huanjit, Tang e Sato (2013); Santa et al. (2013); Siddique (2013); Singh e Siddique (2013); Vinai, Lawane, Miname e Amadou (2013); Chareonpanich et al. (2011); Chowdhury et al. (2010); Andrade, Rocha e Cheriaf (2009); Chindaprasirt et al. (2009); Babbitt e Lindner (2008 a,b); Asokan et al. (2005); Kula et al. (2002);
Cinzas pesadas de combustão de resíduos sólidos de aterros sanitários	Toraldo, Saponaro, Careghini e Mariani (2013); Olsson, Kärman e Gustafsson (2006)
Cinzas de cascas de café	Acchar, Dutra e Segadães (2013)
Concha de mexilhão e ostras	Wang, Kuo et al. (2013); Iribarren, Moreira e Feijoo (2010)
Construção civil	Acchar, Silva e Segadães (2013); Shah, Jan, Khan e Qazi (2013); Yeheyis, Hewage, Alam, Eskicioglu e Sadiq (2013); Begum, Siwar, Pereira e Jaafar (2006); Souza, Paliari, Agopyan e Andrade (2004).
Cortume de couro	Hu et al. (2011).
Escórias de alto forno	Colangelo e Cioffi (2013); Habert (2013); Li, Zhao, Zhao e He (2013); Veres, Lovás, Jakabský, Sepelák e Hredzák (2012); McLellan et al. (2011); Chen et al. (2010); Fröhling e Rentz (2010); Sayagh, Ventura, Hoang, François e Jullien (2010); Huang et al. (2007); Oliveira e Holanda (2004).
Escórias de caldeira	Moreno-Navarro, Sol, Rubio-Gámez e Ramírez (2013); Habert et al. (2011); Babbitt e Lindner (2008 a,b); Asokan et al. (2005); Gäbel e Tillman (2005).
Ganga de carvão mineral	Haibin e Zhenling (2010).
Indústrias de calçados	Viegas e Fracasso (1998).
Madeira da indústria moveleira	Hillig, Schneider e Pavoni (2009).
Minérios de Tincal	Kula et al. (2002).
Placas de circuito impresso	Tang, Lee e Shih (2013).
Rochas: gnaiss, ornamentais, mármore; tungstênio	.Castro-Gomes et al. (2012); Gencel et al. (2012); Silva, Paes e Holanda (2011); Souza, Pinheiro e Holanda (2010).
Sucata de vidro	Hodge et al. (2010).
Tijolos, telhas, revestimentos cerâmicos	Pelisser, Steiner e Bernardin (2012); Melo et al. (2009); Demir e Orhan (2003); Ferrari, Ferri, Silva, Batista e Figueiredo (2002).
Wafer para células solares	Tsai(2011).

Figura 06 – Pesquisas sobre uso de resíduos industriais

Fonte: O autor.

Avaliando-se as pesquisas sobre o uso das cinzas pesadas de combustão de carvão mineral da Figura 06, verificou-se que a maioria dos estudos foi sobre a utilização das cinzas

na construção civil (14) isto é, 73,7% distribuídos nos temas: sete sobre fabricação de concreto (Aggarwal & Siddique, 2014; Andrade et al., 2009; Arenas et al., 2013; Kula et al., 2002; Siddique, 2013; Singh & Siddique, 2013; Singh & Siddique, 2014); três sobre fabricação de argamassa (Argiz et al., 2013; Menéndez et al., 2013; Ramadoss & Sundararajan, 2014); três sobre construção de estradas (Babbitt & Lindner, 2008a e 2008b; Chowdhury et al., 2010) e um sobre fabricação de tijolos (Vinai et al., 2013). Outros temas pesquisados foram: dois sobre sintetização de zeólitos (Chareonpanich et al., 2011; Pimraksa et al., 2013); dois sobre desenvolvimento de geopolímeros (Chindaprasirt, 2009; Santa et al., 2013) e um sobre usos diversos (Asokan et al., 2005).

A possibilidade de substituição de agregados naturais por resíduos de cinzas pesadas na produção de concreto oferece vantagens técnicas, econômicas e ambientais que são de grande importância no contexto da sustentabilidade no setor da construção (Aggarwal & Siddique, 2014). Nesse sentido, Fiksel et al. (2011) afirmaram que é crescente a preocupação com a sustentabilidade das cadeias de suprimentos industriais, e, por esse motivo, os organismos governamentais e o setor privado elevam os esforços para melhorar a gestão dos resíduos sólidos.

A disposição em aterros sanitários é um dos principais métodos de gestão de resíduos domiciliares e industriais nas últimas décadas em muitos países, o que tem gerado grandes problemas ambientais (Di Bella, Di Trapani, Mannina, & Viviani, 2012; Laner, Crest, Scharff, Morris, & Barlaz, 2012). Os aterros são considerados uma forma econômica e de baixo custo de armazenamento de resíduos (Masi, Caniani, Griego, Lioi, & Mancini, 2014). Mesmo alguns países altamente industrializados, tais como EUA, Austrália, Reino Unido e Finlândia, têm uma dependência muito grande do uso de aterros (Laner et al., 2012).

O estudo de Krook, Svensson e Eklund (2012) mostrou que um aterro típico tem uma composição média (em massa) de 50-60% de material tipo solo (cobertura de solo e resíduos degradados); 20-30% de materiais combustíveis (plásticos, papel e madeira); 10% de materiais inorgânicos (concreto, pedra e vidro) e uma quantidade muito pequena de metais principalmente metais ferrosos. A pesquisa de Krook et al. (2012) também mostrou que, no âmbito mundial, mesmo considerando que pequenas quantidades são encontradas nos aterros individualmente, a quantidade total estimada de cobre existente em aterros (393 milhões de toneladas) é comparável a quantidade em uso (330 milhões de toneladas). Essas descobertas desafiam a visão atual sobre os aterros como locais de armazenamento definitivo de resíduos e indicam o surgimento de uma nova perspectiva sobre a mineração de aterros, principalmente como estratégia para a extração de materiais e de recursos energéticos.

Com o objetivo de minimizar o descarte de substâncias na natureza e também reduzir o consumo de recursos naturais, são gerados esforços no sentido de reintegrar os resíduos nos processos produtivos originais, seja por reciclagem, reuso, recuperação etc. e assim possibilitar uma redução dos passivos ambientais.

Os termos reciclar, reutilizar, reparar e recuperar foram definidos por Glavic e Lukman (2007), tais como:

- a) Reciclar: um método de recuperação de recursos que envolve o recolhimento e o tratamento de produtos residuais para utilização como matéria-prima para sua fabricação ou de um produto semelhante;
- b) Reutilizar: utilização de resíduos como matéria-prima em um processo diferente, sem quaisquer alterações estruturais;
- c) Reparar: uma melhoria do complemento ou de um produto, a fim de aumentar a qualidade e utilidade antes de sua reutilização, implica uma diminuição de consumo de novos produtos, porque a vida útil do produto é estendida;
- d) Recuperar: é uma atividade aplicável a materiais, energia e resíduos. É um processo de restauração de materiais encontrados no fluxo de geração de resíduos para um uso que pode ser benéfico para outros fins, diferentes do uso original do produto/processo gerador.

A preocupação ambiental conduziu a reciclagem de materiais, que aumentou rapidamente ao longo dos últimos anos. No entanto, o público em geral, bem como os tomadores de decisão, muitas vezes questiona se a reciclagem é realmente a melhor opção, e os pesquisadores se esforçam para dar uma resposta. Esta questão tem muitas dimensões – econômica, técnica, social e ambiental – e tem como consequência grandes dificuldades para desencadear uma resposta simples (Björklund & Finnveden, 2005). A seguir, serão apresentados o conceito de inovação e a relação com o objetivo da pesquisa.

2.2.2 Inovação no uso de resíduos

Bautista-Lazo e Short (2013) classificaram os resíduos gerados nos processos produtivos em três categorias: resíduos inevitáveis; resíduos produzidos pela ineficiência do processo produtivo; e resíduos causados por erro. Os resíduos provenientes pela ineficiência do processo ou que tenham como causa o erro deverão ser eliminados. Os resíduos inevitáveis, como, por exemplo, dado o nível da tecnologia existente ou utilizada pelas empresas, às vezes,

podem se revelarem inviáveis serem eliminados por completo. Esses resíduos poderão ser transformados em coprodutos com agregação de valor para as empresas (Bautista-Lazo & Short, 2013). Utilizá-los como matéria-prima alternativa em outros processos produtivos pode ser uma fonte de inovação para as empresas geradoras de tais resíduos ou para as empresas que irão usá-los como fonte de matéria-prima alternativa.

Inovação, segundo o Manual de Oslo da Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento [OCDE]: “[...] é a implantação de bens ou serviços novos ou significativamente melhorados, ou um processo como um novo método de *marketing* ou ainda um novo método organizacional de práticas de negócios ou nas relações externas” (OCDE, 2005, p. 55).

A OCDE (2005) classificou inovação em quatro tipos: de produto, de processo, de *marketing* e organizacional. Uma inovação de produto é a introdução de um bem ou serviço novo ou significativamente melhorado em relação a suas características ou usos previstos. Inovação de processo é a implementação de um método de produção ou distribuição novo ou significativamente melhorado. Inovação de *marketing* é a implementação de um novo método de *marketing* com mudanças significativas na concepção do produto ou em sua embalagem, no posicionamento do produto, em sua promoção ou na fixação de preços. Inovação organizacional é a implementação de um novo método organizacional nas práticas de negócios da empresa, na organização do seu local de trabalho ou em suas relações externas (OCDE, 2005).

Stal (2007, p. 30) resumiu que “[...] a inovação é a introdução, com êxito, no mercado, de produtos, serviços, processos, métodos e sistemas que não existiam anteriormente ou que contenham alguma característica nova e diferente do padrão em vigor”.

Segundo Tidd, Bessant e Pavitti (2008), têm-se uma segunda dimensão quando de uma inovação, que é o grau de novidade envolvido. Nesse sentido, o Manual de Oslo (OCDE, 2005) definiu dois tipos de inovação:

- a) Inovação incremental: é a introdução de qualquer tipo de melhoria em um produto, processo ou organização da produção dentro de uma empresa, sem alteração na estrutura industrial;
- b) Inovação radical: é a introdução de um novo produto, processo ou forma de organização da produção inteiramente nova. Esse tipo de inovação pode representar uma ruptura com o padrão tecnológico anterior, e origina novas indústrias, setores ou mercados.

Para Tidd et al. (2008), a inovação incremental é a que ocorre na maioria das vezes e recebe maior atenção por parte das empresas porque é por meio delas que se realiza um processo

de melhoria continuada e esse fato gerou um grande atrativo, e o grande interesse é porque é iniciada a partir de algo conhecido.

Tomando como base a definição da OCDE, Kemp e Pearson (2007) definiram “ecoinovação” como a produção, assimilação ou exploração de um produto, processo de produção, serviço ou método de gestão ou de negócio que é novo para a organização e que resulta ao longo do seu ciclo de vida, em reduções de riscos ambientais, da poluição e outros impactos negativos ao meio ambiente, comparado com alternativas pertinentes.

A ecoinovação se refere à ecoeficiência, um modo de atuação que resulta da interseção de duas outras dimensões da sustentabilidade, a econômica e a social com o ambiental.

A condição salientada, comparada com alternativas pertinentes, é fundamental ao conceito de inovação sustentável, pois os benefícios esperados podem ser significativos nas três dimensões da sustentabilidade, portanto, não se trata apenas de reduzir impactos negativos, mas de avançar em benefícios ao meio ambiente. Segundo Gonçalves-Dias, Guimarães e Santos (2012, p. 130) “[...] a geração de inovações e a evolução tecnológica passam a ser condicionadas por fatores que vão além daqueles até então voltados para a obtenção de lucros decorrentes de processos economicamente mais eficientes”.

A preocupação com a sustentabilidade é cada vez maior na inovação (Tidd et al., 2008). Pode se resumir que a inovação orientada para a sustentabilidade é uma ferramenta que permite abranger tanto as questões de sustentabilidade quanto também conquistar novos segmentos de clientes e mercados, consiste na inovação individualmente percebida por agregar valor positivo para o capital global da firma, segundo Hansen, Grosse-Dunker e Reichwald (2009).

Nesta pesquisa, a proposta é de uma inovação incremental, isto é, a substituição de uma matéria-prima empregada na produção de revestimentos cerâmicos por cinzas pesadas de carvão mineral e também a substituição do clínquer na produção de cimento Portland, não implicará em alterações de produtos ou processos industriais. Também em razão da definição de Kemp e Pearson (2007), poderá ser considerada uma ecoinovação, pois poderá acarretar reduções de riscos ambientais, de poluição e outros impactos negativos ao meio ambiente.

Na sequência será abordado o tema referente a redução de geração de resíduo sólidos industriais.

2.2.3 Abordagens para redução e minimização de resíduos

A minimização de resíduos é uma medida ou uma técnica que reduz a quantidade de resíduos gerados durante os processos de produção industrial, que inclui a redução de matérias-primas ou a reciclagem realizada pelo gerador de resíduos. Resulta em uma redução no volume total de resíduos, ou na toxicidade dos resíduos, ou de ambos, desde que a redução seja consistente com o objetivo de minimizar futuras ameaças à saúde humana e ao meio ambiente.

O termo minimização de resíduos é orientado ao meio ambiente e ao desempenho industrial, mas também se refere indiretamente à saúde humana e à segurança. Tanto a redução de toxicidade, quanto a minimização de resíduos também estão ligados à redução de riscos e custos (Glavic & Lukman, 2007). Sarkis, Zhu e Lai (2011) alertaram que o objetivo da minimização dos resíduos, geralmente, não é por razões ambientais, mas econômicas, pois gerar resíduos significa maior perda econômica.

Uma das técnicas para redução de resíduos é a chamada “Final de tubo”. Trata-se de uma prática de tratar substâncias poluentes no final do processo de produção, quando todos os produtos e os resíduos foram fabricados/gerados, sendo que o tratamento e o controle dos poluentes são feitos após a sua geração (Giannetti & Almeida, 2006). Essa abordagem é projetada para reduzir a liberação direta de poluentes, de modo a ter conformidade com as leis ambientais, mas, às vezes, o processo resulta na transmissão de poluentes de um meio para o outro e em apenas com um atraso temporário nos possíveis impactos ambientais (Glavic & Lukman, 2007).

Outra fase de controle de emissões e resíduos foi o programa de prevenção à poluição da Agência de Proteção Ambiental [*US Environmental Production Agency* – US EPA] dos EUA, que visou reduzir a poluição por meio de esforços cooperativos entre indústrias e agências governamentais (Giannetti & Almeida, 2006).

De acordo com essa abordagem, para a redução de resíduos e emissões tem-se a produção mais limpa [P+L], definida pela UNEP, em 1990, como a aplicação contínua de uma estratégia ambiental integrada aos processos, produtos e serviços, para aumentar a eficiência de produção e reduzir os riscos para o seres humanos e ao meio ambiente (UNEP, 2013).

Essa abordagem levou a uma mudança de paradigma. Nessa nova realidade, o resíduo, avaliado como um problema passou a ser visto como uma oportunidade de melhoria porque não era inerente ao processo, mas era um claro indicativo da sua ineficiência. A identificação e análise dos resíduos gerados é que darão início à atividade de avaliação de Produção mais

Limpa [Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial – SENAI-RS, 2003]. A compreensão clara sobre a geração dos resíduos nos processos industriais, e os custos que a envolvem, é o caminho para a produção mais limpa (Bautista-Lazo & Short, 2013).

A produção mais limpa visa melhorar a eficiência, a lucratividade e a competitividade das empresas, protege o ambiente, o consumidor e o trabalhador (Giannetti & Almeida, 2006). São ações implementadas dentro da empresa com o objetivo de tornar o processo produtivo mais eficiente no emprego de seus insumos, gerando mais produtos e menos resíduos (SENAI-RS, 2003). Essa é uma forma de melhoria contínua, que faz com que o processo seja menos agressivo ao homem e ao meio ambiente, além de aumentar a produtividade e gerar benefícios econômicos para a empresa (Giannetti & Almeida, 2006).

A produção mais limpa é uma filosofia proativa que permite antecipar e prever possíveis impactos, provoca a substituição de materiais, mudanças de processos e a redução das emissões (Giannetti & Almeida, 2006), além de possibilitar à empresa uma gestão melhor do seu processo industrial, que passa a ser monitorado constantemente com o intuito de manter e desenvolver um sistema ecoeficiente de produção por meio de indicadores ambientais e de processo (SENAI-RS, 2003).

Podem ser identificados três níveis de opções de atuação para modificações e aplicações de estratégias, visando ações de Produção mais Limpa pelas empresas em seus processos produtivos (SENAI-RS, 2003):

- a) Nível 1 (prioritário): redução de resíduos e emissões na fonte por meio de modificação no produto ou no processo;
- b) Nível 2: redução de resíduos e emissões na fonte por meio da reciclagem interna;
- c) Nível 3: reuso de resíduos, efluentes e emissões por meio de reciclagem externa ou pelos ciclos biogênicos.

Uma outra forma de apresentar essa estratégia é a hierarquia para redução de resíduos, sugerida por Finnveden, Johansson, Lind e Moberg (2005): reduzir a quantidade de resíduos; reutilizar; reciclagem de materiais; incineração com recuperação de energia; e disposição em aterros.

Segundo Finnveden et al. (2005), a primeira opção, redução das quantidades de resíduos, em geral, é bem aceita, mas a ordem sequencial sugerida é motivo de contestação e discussões sobre as políticas de gestão de resíduos em muitos países. Outra questão é onde colocar os tratamentos biológicos, como a compostagem, na hierarquia sugerida.

Deif (2011) apresentou o que o autor denominou de “produção verde”, uma estratégia para eliminação de resíduos durante o processo de fabricação, e incluiu as fases de redução, controle, eliminação e prevenção. O autor citou que os custos de implementação da iniciativa verde de fabricação serão suportados pela diminuição dos custos acarretados por uma produção mais eficiente. A Figura 07 ilustra o fluxo sugerido pelo autor.

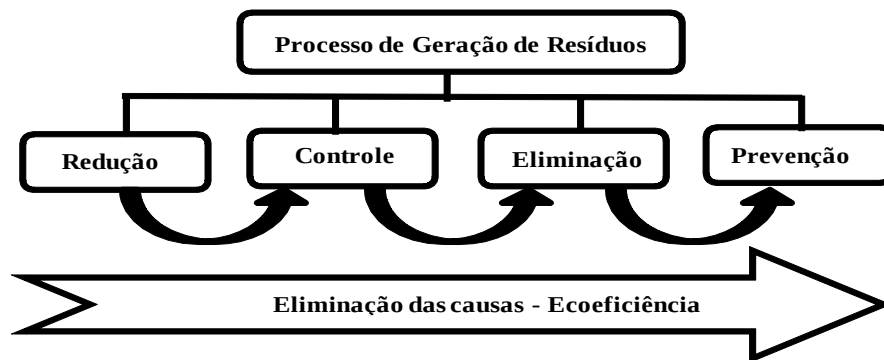


Figura 07 – Manufatura verde e a geração de resíduos

Fonte: Adaptado de Deif (2011).

Quando não há possibilidade de completa eliminação da geração de resíduos dentro de um processo industrial, uma alternativa é a valorização desses resíduos como matéria-prima alternativa para outros setores. A seguir, será apresentado o resultado de uma pesquisa sobre o uso e a valorização de resíduos sólidos industriais presentes na literatura.

2.2.4 Valorização de resíduos sólidos

O levantamento do estado da arte referente à valorização ambiental na utilização de resíduos sólidos foi baseado no método de revisão bibliográfica sistemática (Brereton, Kitchenham, Budgen, Turner, & Khalil, 2007).

A revisão sistemática é uma metodologia realizada em três fases: definição do plano de revisão; execução da revisão; e emissão do documento de revisão; e tem o objetivo de fornecer um resumo equilibrado e objetivo do que é relevante para atender uma necessidade específica de informação (Brereton et al., 2007). A revisão da literatura é uma característica essencial de qualquer projeto acadêmico, pois cria uma base sólida para o avanço do conhecimento, facilita o desenvolvimento da teoria, além de identificar áreas onde a pesquisa é necessária (Webster & Watson, 2002).

A revisão sistemática de literatura sobre o uso de resíduos sólidos e sua valoração ambiental como insumo para produtos, substituindo matérias-primas convencionais, e os métodos para estabelecer o seu desempenho ambiental constaram em uma pesquisa realizada em periódicos internacionais e nacionais.

A pesquisa foi realizada por meio de consulta das bases de dados relevantes dentro da área acadêmica: *Scopus*, *Scielo* e *Web of Science*. Foram pesquisados artigos acadêmicos, publicados em periódicos, no período 2000 – 2013 voltados à valorização/utilização de resíduos sólidos, resultantes de processos produtivos, que é o foco desta pesquisa.

Foram utilizadas as palavras-chaves na busca: *waste; reuse; recycling; coal ash; coal bottom ash; life cycle assessment review; eco-efficiency assessment*. As palavras *waste, reuse, recycling, coal ash, bottom ash* foram utilizadas agrupadas, para reduzir o universo da pesquisa em: *waste recycling reuse; coal ash reuse; bottom ash reuse*.

A pesquisa resultou em 67 artigos e a Tabela 02 relaciona os periódicos e a quantidade de artigos.

Tabela 02 – Periódicos e artigos

Periódicos	Quantidade de Artigos
Cerâmica	27
Journal of Cleaner Production	13
Resources, Conservation and Recycling	6
Journal of Environmental Management	4
Journal of Hazardous Materials	4
International Journal of Life Cycle Assessment	4
Building and Environment	2
Applied Clay Science	1
Chemical Engineering Journal	1
Construction and Building Materials	1
Environmental Science & Technology	1
Hydrometallurgy	1
Revista Matéria	1
Waste Management & Research	1
Total	67

Fonte: Dados da pesquisa.

O que se nota é o grande interesse do uso de resíduos industriais na indústria cerâmica, visto que o periódico *Cerâmica* é especializado na divulgação de trabalhos científicos neste ramo industrial. Ressalte-se que não foi encontrada nenhuma pesquisa com o mesmo objetivo deste estudo.

O gráfico da Figura 08 apresenta a evolução da publicação de artigos sobre a utilização de resíduos sólidos industriais como matéria-prima no período de 2002 a 2012.

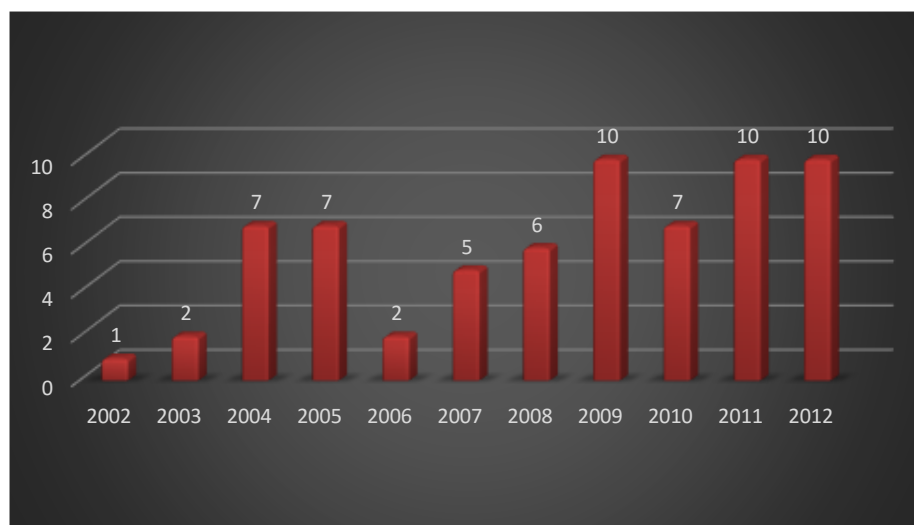


Figura 08 – Quantidade de artigos publicados por ano no período 2002 – 2012

Fonte: Dados da pesquisa.

O gráfico mostra que o interesse por esse tipo de pesquisa vem aumentando, provavelmente, em razão do aumento da produção dos bens de consumo e a consequente geração de resíduos industriais. Nesse contexto, Campos et al. (2007) citaram que a inserção dos resíduos industriais em outros ciclos de produção deve ser avaliada como uma opção real de reaproveitamento, tanto pela perspectiva ambiental quanto pela econômica.

Os 67 artigos encontrados foram aqui classificados em artigos técnicos (50) e artigos ambientais (17). Artigos técnicos são aqueles que não fazem uma avaliação ambiental do uso dos resíduos, mas somente descrevem as vantagens e desvantagens de tal uso. Artigos ambientais fazem uma avaliação ambiental, descrevendo os métodos e critérios utilizados. A seguir, é apresentada essa classificação.

A Tabela 03 mostra os resíduos industriais avaliados nas pesquisas, o processo produtivo no qual seriam utilizados e a quantidade de artigos que trataram sobre esse assunto.

Tabela 03 – Resíduos sólidos industriais e sua utilização

Resíduo industrial	Produtos	Artigos
Granito, mármore e rocha gnaisse	Cerâmicos: porcelana; blocos; ladrilhos vitrificados e cerâmica em geral	10
Cerâmica	Isoladores elétricos; argamassas; concreto; cimento Portland e uso no próprio processo produtivo	6
Siderurgicos	Produtos com argila; cerâmica; ferro; pigmento cerâmico e uso no próprio processo produtivo	6
Carvão mineral	Uso geral (cimento, concreto; telhas etc.); corantes e adsorventes; Zeolito sintético e geração de energia	5
Caulim	Blocos e revestimentos cerâmicos; zeólita A e corpos multicos	5
Bagajo de cana	Cerâmica vermelha (tijolos, telhas etc.)	3
Construção civil	Argamassa e utilização na própria obra	2
Tijolo	Tijolos e cerâmicas	2
Celulose	Gesso	1
Alumina	Blocos e telhas cerâmicas	1
Alumínio	Utilização no próprio processo produtivo	1
Areia de fundição	Reutilização no próprio processo	1
Argila; gnaisse e varvito	Cerâmica	1
Carbonato de sódio	Sulfato de cálcio	1
Casca de arroz	Mulita	1
Cobre	Argamassas	1
Minas de tungstênio	Revestimentos de construção	1
Papel	Utilização no próprio processo produtivo	1
Silício	Utilização no próprio processo produtivo	1
Total de Artigos		50

Fonte: Dados da pesquisa.

As avaliações desses artigos foram descritivas e os temas abordados podem ser classificados em cinco grupos: redução de impactos e benefícios ambientais; redução e reaproveitamento de resíduos; uso de recursos naturais; ganhos econômicos; e outros temas:

a) O grupo redução de impactos e os possíveis benefícios ambientais foram os fatores mais mencionados pelos autores e o tema dominante foi a redução de impacto ambiental e, em seguida, proteção ambiental, redução de poluição, benefícios ambientais, redução de passivo ambiental etc.;

b) Redução e reaproveitamento de resíduos englobaram temas, tais como reaproveitamento para melhoria de processo industrial, como matéria-prima, redução na quantidade de resíduos gerados, busca de alternativas viáveis, maximização do uso etc.;

c) Uso de recursos naturais englobou diminuição do consumo de recursos naturais, conservação e prolongamento das reservas de matérias-primas, redução do consumo de combustíveis e energia etc.;

d) Ganhos econômicos englobaram contribuição econômica, ganhos, redução e minimização de custos, custos de armazenamento e transporte de resíduos, economia no consumo de matérias-primas etc.;

e) Outros temas mencionados foram: desenvolvimento autossustentado, melhoria da imagem empresarial, minimização de prejuízos sociais, benefícios sociais, reutilização de solos ocupados com resíduos entre outros.

Esses artigos somente mencionaram os possíveis resultados ambientais do processo de reuso ou reciclagem de resíduos industriais, mas não apresentaram possíveis valores analisados, sejam financeiros ou índices/fatores de desempenho ambiental, que pudessem suportar tais afirmações, porque reciclar/reusar nem sempre é a melhor solução para o reaproveitamento de um determinado resíduo.

A Tabela 04 mostra os parâmetros utilizados na avaliação ambiental do uso dos resíduos sólidos industriais, os respectivos autores, ano e país onde foi realizada a pesquisa dos 17 artigos.

Tabela 04 – Artigos e parâmetros de avaliação utilizados

Metodologia	Autores / Países	Qtde
Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)	Gäbel e Tillman (2005) / Suécia; Babbitt e Lindner (2005, 2008a, 2008b) / EUA; Contreras et al. (2009) / Cuba; Chen et al. (2010) / Chowdhury et al. (2010) / EUA; / França; ; Prasara-A e Grant (2011) / Tailândia;	8
Lixiviação	Oliveira e Holanda (2004) / Brasil; Brunori et al. (2005) / Itália	2
Emissão de gases "efeito estufa" (GEE)	Hodge et al. (2010) / EUA; McLellan et al. (2011) / Austrália; O'Brien et al. (2009) / Australia.	3
Emissão de CO ₂	Fröhling e Rentz (2010) / Alemanha	1
Poluição (resíduos e poluentes), consumo de água potável, energia e custos	Hu et al. (2011) / China	1
Pegada de carbono, emissão de CO ₂ , consumo de energia e custos	Yang et al. (2011) / Singapura	1
Aquecimento global; acidificação; depleção abiótica; camada de ozônio; toxicidade humana; ecotoxicidade da água	Habert et al. (2011) / França	1
Total de artigos		17

Fonte: Dados da pesquisa.

Pela pesquisa, verifica-se que a metodologia ACV foi a mais utilizada (47%) entre os artigos aqui analisados e também não está concentrada em único país ou região, pois se têm artigos tanto dos EUA, da Suécia quanto da Tailândia.

A Figura 09 mostra como os autores dos artigos que utilizaram a metodologia ACV avaliaram os impactos ambientais. O que se nota nessas avaliações é que não há uma uniformidade quanto aos itens avaliados, o que pode ser explicado por Guineé et al. (2002), pois, segundo os autores, a escolha dos impactos a serem avaliados e a tecnologia a ser utilizada depende do objetivo e escopo da ACV ou, por Contreras et al. (2009), que a metodologia de

processos de modelagens de multissaídas deixa um leque de escolhas possíveis, tendo, portanto um componente subjetivo, que apresenta vantagens e desvantagens, e a sua escolha depende do objetivo específico do estudo.

Autores / Ano	Fatores avaliados
Gäbel e Tillman (2005)	Uso de recursos naturais: minerais naturais, combustíveis fósseis, biocombustível, minério de urânio, solo, água. Emissão para o ar de: CO ₂ , NO _x , SO ₂ , CO, VOC, CH ₄ .
Babbitt e Lindner (2005)	Emissão: para o ar (CO ₂ , NMVOC, CH ₄ , SO ₂ , NO _x , Partículas (PM), CO, HCl), para a água (Sólidos dissolvidos, Na, Al, Ca, Mg, K, Fe, Ba, Carbono orgânico, Sólidos em suspensão, Ti, Óleo, B, Sr, Sais, Mn, Barita, Pb), para o solo (Ba, Cu, Mn, Zn, Cr, Ni, As, Pb, V, Co, Hg, Mo, Óleo).
Babbitt e Lindner (2008a)	Emissão: p/ o ar (CO ₂ ; Partículas (PM); NO _x ; NMVOC; CO; SO ₂ ; CH ₄); para a água (Sólidos dissolvidos, N, Al, Mg, K, Fe, Ba, Carbono orgânico, Sólidos em suspensão, B, Si); para o solo (Ba, Cu, Mn, Zn, Cr, Ni, As, Pb, V, Co, Hg, Mo, Be).
Babbitt e Lindner (2008b)	Aquecimento global; formação de poluição; acidificação; toxicidade humana; ecotoxicidade.
Contreras et al. (2009)	Saúde humana (cancerígenos, efeitos respiratórios de componentes orgânicos e inorgânicos, mudanças climáticas, radiação e camada de ozônio); qualidade do ecossistema (ecotoxicidade, acidificação, eutrofização, uso do solo); uso de recursos (minerais, combustíveis fósseis).
Chowdhury et al. (2010)	Custos (de construção); consumo de energia; acidificação; aquecimento global; toxicidade humana; ecotoxicidade aquática; sedimentos de ecotoxicidade aquática; e ecotoxicidade do solo.
Chen et al. (2010)	Emissão p/ o ar (aquecimento, cinzas, HCl, Pb, Ni, Mn, Metano, NO _x , H ₂ S, CO, CO ₂ , dioxinas). Impactos: depleção abiótica; aquecimento global; depleção da camada de ozônio; toxicidade humana; ecotoxicidade aquática; ecotoxicidade marinha; ecotoxicidade do solo; oxidação fotoquímica; acidificação; eutrofização e consumo de energia.
Prasara-A e Grant (2011)	Mudanças climáticas; depleção da camada de ozônio; acidificação do solo; eutrofização da água; eutrofização marinha; toxicidade humana; oxidação fotoquímica; formação de partículas; ecotoxicidade do solo; ecotoxicidade da água; ecotoxicidade marinha; ocupação do solo agrícola; transformação natural do solo; depleção da água, depleção de metais e depleção de fósseis.

Figura 09 – Artigos com metodologia ACV e fatores avaliados

Fonte: Dados da pesquisa.

Os autores Chowdhury et al. (2010) utilizaram, em sua pesquisa, os custos de transporte dos resíduos e compararam com a construção de um aterro para a sua disposição. Nota-se que, entre as oito pesquisas, somente esses autores focaram, de alguma forma, os custos, as demais não avaliaram esse item. Essa é uma das limitações mencionadas por Gäbel e Tillman (2005) que, sob o ponto de vista industrial, os modelos convencionais de inventário de ciclo de vida [ICV] não abordaram o desempenho do produto e seu custo econômico e também por Guinée et al. (2002), que citaram que a ACV incide sobre os aspectos ambientais dos produtos mas não mencionaram as suas características econômicas, sociais, entre outras possibilidades.

Nos artigos que não utilizaram a metodologia ACV, têm-se os dois artigos que usaram testes de lixiviação realizados, conforme as normas vigentes nos respectivos países (Brasil e Itália) podendo não ter, desse modo, uma mesma forma de avaliação, o que poderá acarretar diferentes resultados. Outros três artigos utilizaram as emissões de gases que provocam o efeito estufa [GEE] nas suas avaliações. Acrescente-se que dois deles, Hodge et al. (2010) e McLellan

et al. (2011), usaram custos também como métrica de avaliação. McLellan et al. (2011) alertaram também que os indicadores selecionados são os mais facilmente quantificáveis para a situação em que as características e a localização exata de materiais componentes são desconhecidas, especialmente nos estágios iniciais de desenvolvimento dos novos produtos.

Nota-se que também, de um modo geral, os artigos usaram a literatura como fonte complementar de dados para avaliação ambiental dos processos, tanto na geração de resíduos quanto na produção, pela não disposição das informações nas fontes consultadas (e. g. Chen et al., 2010; Prasara-A & Grant, 2011). Alguns artigos, pela não disponibilidade de dados, citaram o problema, mas não incluíram na avaliação ou consideraram que o item não iria interferir no resultado final, como, por exemplo: impactos ambientais gerados pelas estações de tratamento (Chen et al., 2010); impactos ambientais do uso de cinzas leves e pesadas na construção de estradas (Chowdhury et al., 2010).

A avaliação ambiental, de um modo geral, é dependente das bases de dados existentes, do acesso a essas bases, da região geográfica onde o estudo está sendo realizado, da composição dos produtos e processos avaliados, da tecnologia, das emissões em cada fase do processo produtivo, entre outros fatores, o que provoca a grande variedade de métodos e índices avaliados. Segundo Babbitt e Lindner (2008b) a aplicação de diferentes métodos (eg. *Eco-indicator* 99, EDIP97 e CML2001) nos mesmos dados de inventário pode originar resultados muito diferentes em cada categoria de impacto.

A avaliação do ciclo de vida, por ser uma metodologia de uso mundial, ainda não apresenta um modelo que possa ser explorado e entendido de forma ampla, isto é, para que o consumidor final ou usuário possa saber se o produto apresenta possíveis vantagens ambientais e quais são e se, por esse motivo, representam também uma vantagem econômica. Do lado da indústria, segundo Bovea e Gallardo (2006), um dos principais problemas da metodologia ACV é a dificuldade em converter os resultados de uma ICV em impactos ambientais e, posteriormente, em um simples indicador ambiental que possa ser útil para os *designers* durante o processo de seleção dos materiais.

O resultado desta pesquisa sobre os métodos encontrados na literatura de valorização de resíduos sólidos foi publicado no XV Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente [Engema] de 2013 (Qualis E2), e, posteriormente, foi publicado por meio de *fast track*, na Revista de Administração da Universidade de Santa Maria (Qualis B2), v.1, edição especial, 2014 (Santos, Teixeira, & Kniess, 2014).

A seguir, será discutido ecoeficiência, definição e método.

2.3 ECOEFICIÊNCIA

Ecoeficiência é um indicador para a análise da sustentabilidade e indica quanto a atividade econômica é eficiente e diz respeito a natureza dos bens e serviços, frutos dessa atividade (Zhang, Bi, Fan, Yuan, & Ge, 2008).

Schaltegger e Sturm em 1990, conforme explicaram Dyllick e Hockerts (2002) e Hellweg, Doka, Finnveden e Hugerbühler (2005), foram os primeiros autores a usar o termo ecoeficiência.

Para Hupples e Ishikawa (2005), a ecoeficiência é necessária para a satisfação simultânea do aumento de consumo de uma crescente população e com uma razoável qualidade ambiental.

Segundo Ekins (2005), a ecoeficiência é normalmente incrementada pelos resultados de ações empresariais quando as companhias mudam seus sistemas de gestão ou fazem investimentos para redução de poluição e podem optar por tomar essas atitudes por uma série de razões, e incluiu as seguintes, entre outras:

- a) Reduzir o uso de recursos naturais, reduzindo, assim, a geração de resíduos e, como consequência, os custos de prevenção de poluição; poderá economizar valores em materiais; remediação de fim de tubo ou, também, custos para atender regulamentos ou possíveis multas;
- b) Ações voluntárias no presente poderão minimizar riscos e responsabilidades futuras e evitar a obrigatoriedade de fazer correções desnecessárias e caras;
- c) Empresas que se antecipam às regulamentações poderão ter uma vantagem competitiva em relação aos competidores que não se anteciparam;
- d) Novos processos e produtos “verdes” poderão abrir novas oportunidades de negócios;
- e) Uma reputação ambiental progressiva poderá melhorar a contratação de novos empregados, a moral dos funcionários, o apoio dos investidores, a aceitação pela comunidade e o autorrespeito e respeito da administração.

A ecoeficiência é alcançada, segundo o *World Business Council for Sustainable Development* [WBCSD], por meio da entrega de bens e serviços a preços competitivos, que satisfaçam as necessidades humanas e tragam qualidade de vida, reduz progressivamente os impactos ambientais e a necessidade de recursos, em todo o ciclo de vida desses bens e serviços e de acordo com a capacidade de produção estimada desses recursos pela Terra (WBCSD, 1992).

Segundo Barbieri (2007, p. 138) “[...] a ecoeficiência baseia-se na ideia de que a redução de materiais e energia por unidade de produtos ou serviços aumenta a competitividade da empresa, ao mesmo tempo em que reduz as pressões sobre o meio ambiente, seja como fonte de recurso, seja como depósito de resíduos”. Demajorovic (2010, p. 175) citou que “[...] significa gerar mais produtos e serviços com menor uso dos recursos e diminuição da geração de resíduos e poluentes” e segundo a norma ABNT NBR ISO 14045 (2014, p.2) é o “[...] aspecto da sustentabilidade que relaciona o desempenho ambiental de um sistema de produto ao valor do sistema de produto”. Segundo Knight e Jenkis (2009), adotar uma abordagem de ecoeficiência é um modo pelo qual um processo produtivo industrial pode reduzir o impacto sobre o meio ambiente.

Em termos gerais, a ecoeficiência é uma filosofia de gestão empresarial que incentiva a empresa procurar melhorias ambientais que resultem em benefícios econômicos (Bréchet & Li, 2013).

O método de avaliação de ecoeficiência foi introduzido pela norma ISO 14045: *Environmental management – Eco-efficiency assessment of product systems – Principles, requirements and guidelines*, primeira edição de 15 de maio de 2012 (ISO 14045, 2012). A norma brasileira correspondente é ABNT NBR ISO 14045: Gestão ambiental – Avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto – Princípios, requisitos e orientações; primeira edição de 21 de maio de 2014 (ABNT, 2014).

A seguir, apresenta-se um resumo dos principais conceitos emitidos pela norma ABNT NBR ISO 14045 (ABNT, 2014) e que orientaram a pesquisa deste trabalho.

A avaliação de ecoeficiência é uma metodologia quantitativa de gestão que permite o estudo de impactos ambientais durante o ciclo de vida de um sistema de produto em conjunto com o valor do sistema de produto. O ciclo de vida do produto considera desde a extração da matéria-prima, passando por todas as suas fases, tais como manufatura, uso até sua disposição final (ABNT, 2014).

Em uma avaliação de ecoeficiência, os impactos ambientais são avaliados pelo uso da ACV, conforme prescrevem as normas ABNT NBR ISO 14040 e ABNT NBR ISO 14044. Consequentemente, a avaliação de ecoeficiência compartilha com a ACV muitos princípios, tais como perspectiva de ciclo de vida, completeza, abordagem de unidade funcional, natureza iterativa, transparência e prioridade em uma abordagem científica.

Os principais objetivos da norma ABNT NBR ISO 14045 são: estabelecer uma terminologia clara e uma estrutura metodológica comum para a avaliação de ecoeficiência; permitir a utilização prática da avaliação de ecoeficiência para um grande número de sistemas

de produto (incluindo serviços); fornecer orientação clara para a interpretação dos resultados da avaliação de ecoeficiência; e estimular a comunicação transparente, precisa e informativa dos resultados da avaliação de ecoeficiência.

A norma ABNT NBR ISO 14045 descreve, os princípios, requisitos e as diretrizes para avaliação de ecoeficiência para os sistemas de produto, cujo fluxo é apresentado na Figura 10 e incluiu: definição de objetivo e escopo da avaliação da ecoeficiência; avaliação ambiental; avaliação do valor do sistema de produto; quantificação da ecoeficiência; interpretação (inclui garantia da qualidade); comunicação; e análise crítica da avaliação da ecoeficiência.

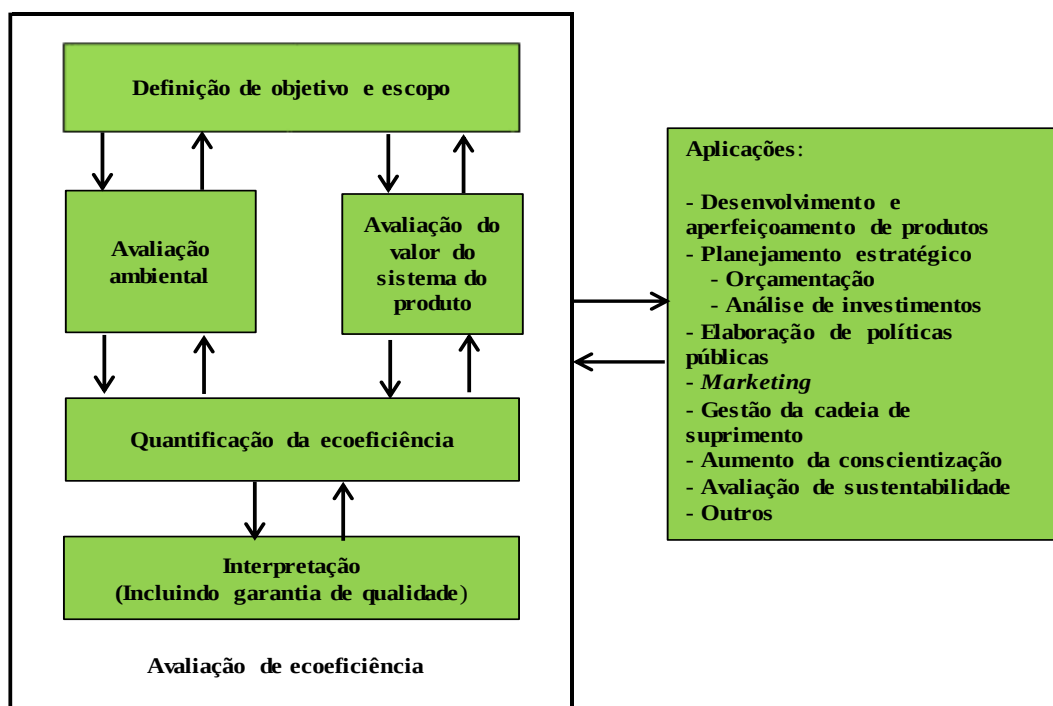


Figura 10 – Estrutura da norma ABNT NBR ISO 14045 e suas aplicações

Fonte: ABNT NBR ISO 14045 (2014).

A norma ABNT NBR ISO 14045 introduziu uma nova série de definições ou alterou definições existentes na área ambiental, entre as quais se destacaram (ABNT, 2014):

- a) Ecoeficiência: Aspecto da sustentabilidade que relaciona o desempenho ambiental de um sistema de produto ao valor do sistema de produto;
- b) Desempenho ambiental: Resultados mensuráveis relacionados aos aspectos ambientais;
- c) Valor do sistema de produto: Valia ou desejabilidade atribuída a um sistema de produto;
- d) Indicador do valor do sistema de produto: Quantidade numérica representativa do valor do sistema de produto;

- e) Indicador de ecoeficiência: Medida que relaciona o desempenho ambiental de um sistema de produto ao valor do sistema de produto;
- f) Perfil de ecoeficiência: Resultados da avaliação da ecoeficiência relacionando os resultados da avaliação de impacto do ciclo de vida com os resultados da avaliação do valor do sistema de produto;
- g) Fator de ponderação: Fator derivado de um modelo de ponderação, que é aplicado para converter um resultado de inventário de ciclo de vida, um resultado de indicador de categoria de impacto de ciclo de vida, ou um indicador do valor de um sistema de produto à unidade comum do indicador de ponderação;
- h) Análise crítica: Processo que busca assegurar a consistência entre uma avaliação de ecoeficiência e os princípios e requisitos das normas sobre avaliação da ecoeficiência;
- i) Declaração comparativa de ecoeficiência: Reinvidicação quanto à ecoeficiência, com foco na superioridade ou equivalência de um produto *versus* o produto de um concorrente que desempenhe a mesma função.

De acordo com a norma ABNT NBR ISO 14045 (2014), a ecoeficiência pode ser calculada da seguinte forma:

$$\text{Ecoeficiência} = \frac{\text{Valor do produto}}{\text{Impacto ambiental}} \quad (\text{Equação 1})$$

A norma ABNT NBR ISO 14045 (2014) definiu também o fator de comparação de ecoeficiência entre dois produtos avaliados:

$$\text{Fator} = \frac{\text{Ecoeficiência do produto avaliado}}{\text{Ecoeficiência do produto base}} \quad (\text{Equação 2})$$

A avaliação de ecoeficiência, objeto desta pesquisa, foi aplicada no processo de reutilização de cinzas pesadas de carvão mineral, provenientes da combustão, para a geração de energia elétrica em uma usina termelétrica.

A seguir, serão apresentados o conceito de avaliação do ciclo de vida e as normas que o suportam.

2.3.1 Avaliação do Ciclo de Vida [ACV]

A ACV foi concebida nos EUA, em 1970, como uma abordagem sistemática para avaliação de recursos e do uso de energia e das consequências associadas a esse uso no ar, na água e no solo, segundo Franklin (1995).

A Avaliação de Ciclo de Vida, também chamada de Análise de Ciclo de Vida por alguns autores brasileiros como Chehebe (2002), e conhecida internacionalmente por *Life Cycle Assessment* [LCA], é uma técnica de avaliação de impacto ambiental. O método de ACV está descrito pelas Normas Brasileiras [NBR] ABNT NBR ISO 14040 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura (ABNT, 2009a) e ABNT NBR ISO 14044 - Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações (ABNT, 2009b).

A ACV é uma metodologia cada vez mais importante para a política ambiental, e também para a indústria. A metodologia permite que as indústrias e os provedores de serviços analisem os impactos ambientais e os respectivos efeitos de seus produtos e serviços (Pryshlakivsky & Searcy, 2013). Os analistas também estão interessados na previsão de futuros materiais/fluxos de energia em escala regional e global, como uma decorrência do crescimento econômico e dos vários cenários regulatórios. Um princípio fundamental da ACV é que todo produto eventualmente torna-se um resíduo (Ayres, 1995).

A perspectiva de ser um sistema amplo faz da ACV uma ferramenta poderosa para a comparação ambiental das diferentes opções de gestão de resíduos de um produto específico, um material, ou um complexo fluxo de resíduos. Devido a isso, a ACV ganhou aceitação como uma metodologia para o planejamento da gestão de resíduos e elaboração de políticas públicas. A ACV é usada em vários contextos de formulação de políticas públicas, que vão desde o planejamento local, nacional até atingir níveis internacionais como, por exemplo, a comunidade europeia (Ekvall, Assefa, Björklund, Eriksson, & Finnveden, 2007).

A ACV é uma metodologia sistemática e eficaz para avaliar o potencial impacto ambiental e econômico associado a um processo, produto ou atividade (Hong, Xu, Hong, Tan, & Chen, 2013). As empresas encontram na ACV um bom suporte para definir suas estratégias ambientais, uma vez que se aplica uma visão holística para detectar as fases do ciclo de vida do produto sempre que importantes efeitos ambientais ocorrem (Gonzáles, Adenso-Díaz, & Gonzáles-Torre, 2002). Segundo Laurent et al. (2014), essa perspectiva holística pode quantificar os impactos ambientais e fornecer insumos importantes para identificar soluções apropriadas na gestão de resíduos sólidos. A ACV também é aplicada como uma estratégia

alternativa nas atividades humanas, nas interações com o meio ambiente, na gestão das operações com os resíduos, tais como tratamento, valorização e disposição final (Rigamonti, Grosso, & Giugliano, 2010).

Diferentes instituições, tais como *Comité Européen de Normalisation* [CEN], ISO e *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* [SETAC], tentaram padronizar a metodologia, de modo a assegurar a comparabilidade dos resultados obtidos por diferentes usuários e admitiram a possibilidade de racionalização da ACV, de modo a torná-la aplicável a um maior número de empresas (Gonzáles et al., 2002). O processo de normalização internacional ajuda a reduzir o que pode parecer ser arbitrariedade da metodologia, mas as escolhas metodológicas permanecem livres para serem feitas em cada estudo em separado (Ekvall et al., 2007).

Embora a ACV não seja algo novo, o interesse pela metodologia tem aumentado (Finnveden, 1999; Finnveden & Ekvall, 1998) e se desenvolveu, de forma contínua, nos últimos trinta anos com sensíveis melhorias nas modelagens dos inventários e nas avaliações de impactos (Sala, Farioli, & Zamagni, 2013). A ACV foi desenvolvida, principalmente, voltada para a análise de materiais, mas pode também ser aplicada aos serviços (Finnveden, 1999). As indústrias eram consideradas como as principais responsáveis pelos problemas ambientais, no entanto, a avaliação do ciclo de vida exige uma abordagem holística ao avaliar o desempenho ambiental de um produto ou um serviço e, por consequência, mudou esse conceito. Um número crescente de ambientalistas e pesquisadores indicou que quantidades significativas de materiais e energia são consumidas no setor de serviços (Gaidajis & Angelakoglou, 2011).

Uma ACV estuda os aspectos ambientais e os potenciais impactos ao longo do ciclo de vida de um produto, ou seja, do berço ao túmulo, desde a aquisição da matéria-prima, passando pelo sistema produtivo, uso e até a disposição final (Yellishetty, Mudd, & Ranjith, 2011) fornecendo informações aos tomadores de decisão sobre os possíveis efeitos ambientais de suas escolhas (May & Brennan, 2003). Isto é feito por meio da compilação de um inventário de entradas e saídas pertinentes de um sistema (a análise de inventário), que permite avaliar os potenciais impactos dessas entradas e saídas (avaliação de impacto), e interpretar os resultados (interpretação) em relação aos objetivos do estudo (definido pelo objetivo e escopo do início de um estudo) (Ekvall & Finnveden, 2001; Finnveden, 1999). Segundo Cucek, Klemes e Kravanja (2012), é uma metodologia que raramente inclui uma análise econômica e, apesar das vantagens da metodologia, apresenta grandes limitações que terão de ser superadas, entre elas, enorme quantidade de dados envolvidos, disponibilidade desses dados, intensidade de recursos e tempo utilizado no processo de avaliação.

Duas diferentes abordagens de uma ACV podem ser usadas:

- a) ACV Atribucional (*Attributional LCA*): Com o objetivo de uma descrição de um sistema de produto (Rebitzer et al., 2004) ou, segundo Finnveden et al. (2009), é definida por seu foco na descrição dos fluxos físicos relevantes para o ambiente e para o ciclo de vida e seus subsistemas;
- b) ACV Consequencial (*Consequential LCA*): Com o objetivo de uma descrição das consequências esperadas de uma mudança de um sistema de produto (Rebitzer et al., 2004) ou, segundo Finnveden et al. (2009), é definida pelo objetivo de descrever os fluxos ambientalmente relevantes e que poderão mudar as respostas de possíveis tomadas de decisões.

Jeswani, Azapagic, Schepelmann e Ritthoff (2010) sugeriram a expansão do escopo da ACV, mas advertiram que há vantagens e desvantagens. Por um lado, a sua integração com outros conceitos e métodos podem reforçar a ACV como metodologia e, eventualmente, aumentar a sua utilidade. No entanto, por outro lado, a expansão da estrutura da ACV pode levar a uma metodologia cada vez mais complexa, que poderia prejudicar a sua reputação e, eventualmente, diminuir o seu valor para os tomadores de decisão nas empresas e na área pública (Jeswani et al., 2010).

Jeswani et al. (2010) sugeriram que seis critérios fossem ampliados e aprofundados, propiciando, assim, uma melhor tomada de decisão:

- a) Diferenciação geográfica: Integração dos diversos níveis de impactos ambientais (global, regional e local). Hoje a maioria das categorias de impacto em uma ACV não faz distinção entre diferentes categorias geográficas, isto é, se o impacto ambiental é regional ou local;
- b) Diferenciação temporal: A maioria dos estudos de ACV não leva em consideração o tempo como um aspecto importante para as mudanças no sistema em avaliação, embora as alterações ao longo do tempo pudessem se tornar uma questão fundamental;
- c) Desenvolvimento do âmbito ambiental da ACV: A ACV aborda os problemas ambientais mais relevantes, no entanto, isso não significa necessariamente que esses indicadores são adequados para todas as aplicações da metodologia. Neste âmbito, alguns aspectos, tais como biodiversidade e odores, são qualitativos, e, por isso, difíceis de integrar em uma metodologia quantitativa;
- d) Integrar ou interligar com aspectos econômicos: Os fluxos de materiais que são analisados na ACV são, frequentemente, impulsionados por processos de valores econômicos e têm repercussões sobre o desempenho econômico das empresas. Assim, é desejável que essas relações sejam modeladas dentro da análise;

- e) Integrar ou interligar com aspectos sociais: Os processos produtivos e seus respectivos produtos estão dentro dos limites de estudos de um sistema de ACV. Nesse caso, as pessoas são as que receberão esses produtos, tanto por transferência monetária quanto física. A consideração dos aspectos sociais envolvidos nessas transferências seria desejável para uma avaliação completa de sustentabilidade;
- f) Consistência entre micro, meso e macro níveis: Para apoiar a análise sistêmica e multinível, uma compatibilidade de avaliações com a possibilidade de agregar e desagregar os fluxos de dados seria desejável. Idealmente, isso levaria a possibilidade de utilizar dados da ACV relacionados com os sistemas de produção para análise e tomada de decisões em níveis mais elevados (por exemplo, empresa, setor, região, país) e vice-versa.

Uma ACV deve fornecer uma imagem mais clara e abrangente quanto possível das consequências ambientais das ações humanas, se o objetivo do estudo é avaliar e propor ações alternativas ou gerar ideias e uma base de conhecimento para as possíveis tomadas decisões futuras (Ekvall & Finnveden, 2001).

Alcançar o desenvolvimento sustentável requer métodos e ferramentas para ajudar a quantificar e comparar o impacto ambiental relativo ao fornecimento de bens e serviços (produtos) para a sociedade. Esses produtos são criados e usados porque preenchem uma necessidade, seja ela real ou percebida. Cada produto tem uma vida, começa com o desenho e desenvolvimento do produto, depois passa pela extração dos recursos naturais, a produção, o uso ou consumo, e no fim da vida (atividades de coleta, triagem, reutilização, reciclagem, eliminação de resíduos). Todas as atividades ou processos, em decorrência da vida do produto, proporcionam também impactos ambientais devido ao consumo de recursos, as emissões de substâncias para o meio ambiente e outros tipos de intercâmbios ambientais (Rebitzer et al., 2004).

A Figura 11 representa genericamente as fases do produto durante o seu ciclo de vida e a influência na determinação do que poderá acarretar em termos de impacto ambiental e na geração de impactos propriamente ditos.

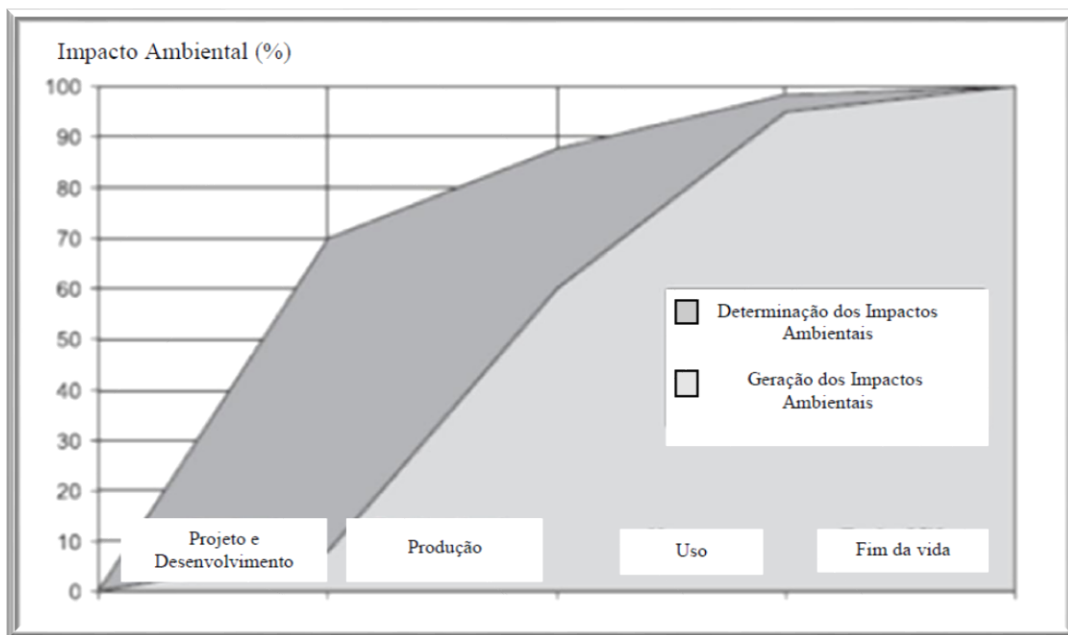


Figura 11 – Representação dos impactos durante o ciclo de vida de um produto

Fonte: Adaptado de Rebitzer (2002).

Se o objetivo de uma ACV é proporcionar uma melhoria de bens e serviços, que é uma das mais importantes aplicações da ACV, o estudo deverá ser realizado o mais cedo possível, ainda durante o processo de concepção do produto. Isto se aplica de forma análoga ao projeto ou na melhoria de um processo dentro de um ciclo de vida de um produto existente, especialmente se podem ocorrer interações com outros processos ou estágios de ciclo de vida (Rebitzer et al., 2004).

A norma ABNT NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) se propõe a subsidiar a identificação de oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos dentro dos respectivos ciclos de vida; o nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não-governamentais; a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes e o *marketing*, conforme mostra a Figura 12.



Figura 12 – Estrutura da ACV e suas aplicações

Fonte: ABNT (2009a).

A norma ABNT NBR ISO 14040 definiu ACV como compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto no seu ciclo de vida (ABNT, 2009a). A norma ABNT NBR ISO 14044 cancelou e substituiu as normas ABNT NBR ISO 14041, 14042 e 14043 e abrange dois tipos de estudo: ACV e inventário do ciclo de vida [ICV]. Observa-se que estudos de ICV são semelhantes aos estudos de ACV, mas excluem a fase de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida [AICV] (ABNT, 2009b).

A ACV é composta por quatro fases: definição do objetivo e escopo; análise de ICV, avaliação de impacto do ciclo de vida [AICV] e interpretação do ciclo de vida. A definição do objetivo e escopo inclui a delimitação (fronteira) do sistema relacionado ao produto, sua unidade de processo, metodologia e procedimentos necessários.

A análise do inventário tem como objeto a definição das categorias de dados, preparação e coleta de dados, validação dos dados, relacionamento dos dados com as unidades do processo e unidades funcionais e o refinamento dos limites do sistema e alocação. A avaliação de impacto do ciclo de vida é a fase da seleção e definição das categorias de impactos ambientais, incluindo, classificação, caracterização, normalização e atribuições de pesos. A interpretação do ciclo de vida envolve a identificação e avaliação dos resultados quanto à integridade, à sensibilidade e à consistência das informações, com as devidas conclusões, limitações, recomendações e tomada de decisão (ABNT, 2009b).

No Brasil, a primeira atividade formal relacionada à ACV foi a criação, em 1994, do Grupo de Apoio à Normalização [GAN] cujo objetivo foi viabilizar a participação do Brasil

na elaboração das normas ambientais (Silva & Kulay, 2010). O primeiro estudo de ACV realizado no país foi executado no Centro de Tecnologia de Embalagens [CETEA] do Instituto de Tecnologia de Alimentos [ITAL], em 1999, conforme Madi et al. (1999 como citado em Silva & Kulay, 2010, p. 332).

A política governamental tem incentivado a ACV, sendo que o Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial [CONMETRO], por meio da resolução nº 4 de 15/12/2010, aprovou o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida [PBACV]. O objetivo do programa é dar continuidade e sustentabilidade às ações de ACV no Brasil, apoiar o desenvolvimento sustentável e a competitividade ambiental da produção industrial brasileira e promover o acesso aos mercados interno e externo (PBACV, 2010).

O programa tem como meta (PBACV, 2010):

- a) Implantar no país um sistema reconhecido em âmbito internacional, capaz de organizar, armazenar e disseminar informações padronizadas sobre inventários do Ciclo de Vida da produção industrial brasileira;
- b) Disponibilizar e disseminar a metodologia de elaboração de inventários brasileiros;
- c) Elaborar os inventários base da indústria brasileira;
- d) Apoiar o desenvolvimento de massa crítica em ACV;
- e) Disseminar e apoiar mecanismos de disseminação de informações sobre o pensamento do ciclo de vida;
- f) Intervir e influenciar nos trabalhos de normalização internacional e nacional afetos ao tema;
- g) Identificar as principais categorias de impactos ambientais no Brasil.

A norma ABNT NBR ISO 14001 definiu também, no item 3.7, impacto ambiental como qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, nos aspectos ambientais da organização (ABNT, 2004b). Nesse âmbito, entende-se como meio ambiente a circunvizinhança em que uma organização opera, incluindo-se o ar, a água, o solo, os recursos naturais, a flora, a fauna, os seres humanos e suas inter-relações (ABNT, 2004b) ou em conceito mais amplo: “é tudo o que envolve ou cerca os seres vivos” (Barbieri, 2007, p.5).

A norma ABNT NBR ISO 14001 (ABNT, 2004b) tem como objetivo especificar os requisitos relativos a um sistema de gestão ambiental [SGA]. Possibilita a uma organização desenvolver e implementar uma política e objetivos que levem em consideração os requisitos legais e outros requisitos por ela subscritos e informações referentes aos aspectos ambientais significativos. A aplicação abrange os aspectos ambientais, que são aqueles que a organização

possa controlar ou que possa influenciar, e não estabelece critérios de desempenho ambiental para a organização em foco. A organização poderá demonstrar conformidade com a norma por meio de autoavaliação ou autodeclaração; por partes que tenham interesse nela (ABNT, 2004b).

A gestão de resíduos é um fenômeno complexo, com uma série de consequências para as partes envolvidas e para a sociedade. Um dos muitos parâmetros, entre as diferentes opções de tratamento ou soluções técnicas para gestão, é o impacto ambiental. Existem muitas metodologias e ferramentas de avaliação de impacto ambiental, mas uma das mais comumente utilizada é a ACV (Ekvall et al., 2007).

Guinée et al. (2002) alertaram que os impactos ambientais são frequentemente descritos como impactos potenciais, porque eles não são especificados no tempo e no espaço, e estão relacionados a uma determinada unidade funcional, muitas vezes, definida arbitrariamente.

A caracterização da modelagem das emissões de substâncias em uma AICV, comumente usada, é tipicamente focada em propriedades inerentes às substâncias, enquanto o ambiente é representado como uma unidade global padronizada, com características genéricas ou médias e pode ser modelado de maneira simplificada (Potting & Hauschild, 2006). Hauschild et al. (2013) advertiram que a AICV é um campo em franco desenvolvimento e na última década surgiu uma série de publicações sobre novos métodos de avaliação de impacto cobrindo diferentes categorias e que, muitas vezes, produziram diferentes resultados para a mesma substância e o mesmo impacto.

Segundo Jolliet (2006), a AICV emergiu da conjunção de três fatores principais: a crescente necessidade de melhor informação ambiental para tomada de decisão na fabricação, na utilização e na disposição de produtos; o desenvolvimento das ciências ambientais com novos conhecimentos e modelos, que identificou o mecanismos por trás de problemas ambientais; um grupo de pioneiros provenientes de horizontes diferentes, mas com uma visão comum e um senso de urgência, percebeu a necessidade de superar a enorme lacuna entre a tomada de decisão e a ciência ambiental, para compreender e avaliar como a decisão sobre como os produtos afetam as emissões e, eventualmente, o meio ambiente.

As AICVs podem ser avaliadas por diferentes métodos, como descrito por Pizzol, Christensen, Schmidt e Thomsen (2011): CML 2001; *Eco-Indicator* 1999; *Impact* 2002; *ECOPPOINTS* 97; EPS 2000; EDIP 2003; TRACI 2; ReCiPe; *Stepwise* 2006 e USEtox. Pode-se acrescentar-se também os métodos LIME (Itsubo & Inaba, 2003) e LUCAS (Toffoletto, Bulle, Godin, Reid, & Deschênes, 2007).

Esses métodos foram classificados em duas categorias (Jolliet et al., 2003):

- a) Métodos clássicos que restringem uma modelagem quantitativa às fases iniciais na cadeia de causa-efeito, com o objetivo de limitar as incertezas (eg. CML 2001 e EDIP 2003). Os resultados da ICV são apresentados em categorias de ponto médio (*midpoint*), como, por exemplo, alterações climáticas ou ecotoxicidade;
- b) Métodos orientados ao dano, tal como *Eco-indicator* 99 ou EPS 2000, tentam modelar a cadeia de causa e efeito até o ponto final, nos danos (*endpoint*), às vezes com grandes incertezas.

O estudo de Hauschild et al. (2013) identificou as categorias de impactos para os quais as metodologias foram consideradas suficientemente maduras como boas práticas de avaliação de impacto ambiental e foram avaliadas pelo *International Reference Life Cycle Data System* [ILCD], conforme apresentado na Figura 13.

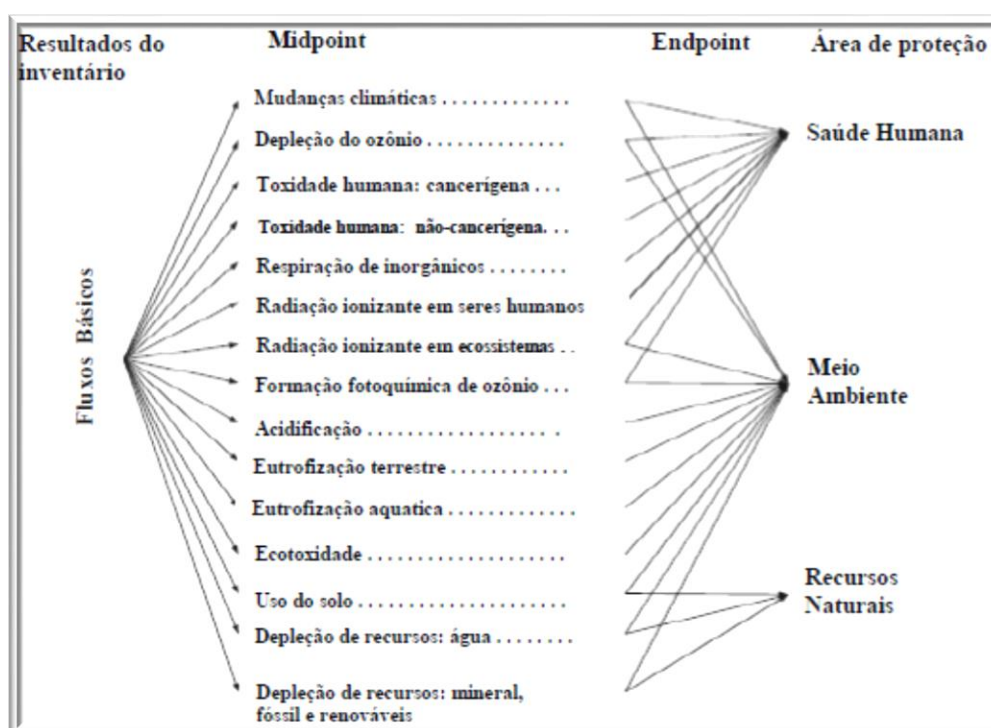


Figura 13 – Relação entre categorias de impactos de ponto médio e áreas de proteção

Fonte: Adaptado de Hauschild et al. (2013).

Dentro da identificação apresentada na Figura 13, Hauschild et al. (2013) avaliaram a qualidade e as classificaram em três níveis de recomendações para uso, conforme mostra a Tabela 05: I – Recomendada e satisfatória; II – Recomendada, mas necessita de algumas melhorias; e III – Recomendada, mas deverá ser aplicada com precaução.

Tabela 05 – Recomendações por categoria de impacto

Nº	Categoria de impacto	Classificação	
		Midpoint	Endpoint
1	Mudanças climáticas	I	Provisória
2	Depleção do ozônio	I	Provisória
3	Toxidade humana: cancerígena	II / III	II / Provisória
4	Toxidade humana: não-cancerígena	II / III	Provisória
5	Respiração de inorgânicos	I / II	I / II
6	Radiação ionizante em seres humanos	II	Provisória
7	Radiação ionizante em ecossistemas	Provisória	II
8	Formação fotoquímica de ozônio	II	II
9	Acidificação	II	Provisória
10	Eutrofização terrestre	II	Nenhum método encontrado
11	Eutrofização aquática	II	Provisória
12	Ecotoxidade	II / III	Não identificado
13	Uso do solo	III	Provisória
14	Depleção de recursos: água	II	Não identificado
15	Depleção de recursos: mineral, fóssil e renováveis	II	Provisória

Fonte: Hauschild et al. (2013).

Segundo os autores, para muitas das categorias de impacto *endpoint*, verificou-se que mesmo o melhor entre os modelos de caracterização existentes identificados, ainda não era visto como maduro para ser recomendado, e por esse motivo foi então classificado como ‘provisório’. Outros modelos não puderam ser classificados nem como ‘recomendado’ ou ‘provisório’. Isto não significa que a categoria de impacto não foi vista como relevante, mas que necessita de maior desenvolvimento metodológico antes que possa ser classificada como recomendada ou provisória.

Conforme Hauschild et al. (2013), a coerência entre caracterização no *midpoint* e caracterização do *midpoint* até o *endpoint* é um problema, quando diferentes modelos de diferentes métodos são combinados em uma avaliação de impacto. A coerência, na prática só é assegurada quando os métodos de *midpoint* e *endpoint* são desenvolvidos para servir no mesmo quadro que abranja todos os impactos das emissões na área de proteção analisada. Este é o caso de várias das metodologias de avaliação de impacto mais recentes (por exemplo, os métodos LIME e ReCiPe) que visam abordar todos os impactos, tanto no nível de *midpoint* quanto de *endpoint*. O método LIME (*Life-cycle Impact Assessment Method*) foi desenvolvido para quantificar os impactos ambientais provocados pela carga ambiental no Japão (Itsubo & Inaba, 2003) e não consta da base de dados do *software* SimaPro.

Foi escolhido o método ReCiPe porque, além da coerência, apontada por Hauschild et al. (2013), foram utilizados, nesta pesquisa, valores numéricos europeus, sendo que esse método é normalizado para a Europa e também por constar da base de dados do *software* SimaPro.

O método ReCiPe, segundo Goedkoop et al. (2013), pode avaliar os impactos sob três perspectivas diferentes: Individualista (I) de curto prazo, e com uma visão otimista de que a

tecnologia poderá evitar muitos problemas no futuro; Hierárquico (H), modelo de consenso, frequentemente encontrado em modelos científicos, e considerado como o modelo padrão pelos proponentes do método; e Igualitário (E), visão de longo prazo com base no princípio da precaução. Nesta avaliação, foi escolhida a perspectiva Hierárquico (H), pois, segundo os proponentes do método, é o modelo de consenso e considerado padrão.

As categorias de impacto avaliadas foram citadas por Hermon e Higgins (2015) como:

a) Potencial Aquecimento Global (*Global Warming Potential* [GWP])

O aquecimento global é causado pela capacidade da atmosfera em refletir parte do calor irradiado a partir da superfície da Terra. Essencialmente, é a capacidade da atmosfera em reter o calor da terra. Essa retenção de calor é aumentada pela quantidade de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera. O aumento das emissões de gases de efeito estufa (CO_2 , N_2O , CH_4 , compostos orgânicos voláteis etc.) irá alterar o equilíbrio térmico da Terra e resultar em aquecimento global. O Aquecimento Global é expresso em equivalentes das emissões de gases de efeito estufa libertados, geralmente, em $\text{kg CO}_2\text{e}$.

b) Potencial Diminuição da Camada de Ozônio (*Ozone Depletion Potential* [ODP]):

O ozônio é formado e reduzido na estratosfera da Terra (entre 15-40 km acima da superfície da Terra). Compostos de hidrocarbonetos halogenados são halogêneos sintéticos persistentes, contendo moléculas orgânicas que podem atingir a estratosfera levando a rápida depleção do ozônio. Com a redução da camada de ozônio na estratosfera mais raios solares ultravioleta poderão atingir a superfície da Terra, com isso, causar câncer de pele, redução das colheitas e outros efeitos adversos, tanto para a saúde quanto para os ecossistemas.

c) Potencial Acidificação (*Acidification Potential* [AP])

A acidificação é consequência dos ácidos (e outros compostos que podem ser transformados em ácidos) emitidos para a atmosfera e, subsequentemente, depositados na superfície do solo e da água. O aumento da acidez pode resultar em consequências negativas para a flora e a fauna, além do aumento da corrosão de estruturas (edifícios, veículos etc.). O potencial de acidificação é, geralmente, um impacto de abrangência regional e é medido em massa de dióxido de enxofre equivalente (SO_2e). As principais fontes dos impactos da acidificação são a queima de combustíveis fósseis, liberação de dióxido de enxofre e óxido de nitrogênio que se dissolvem na água condensada na atmosfera e retornam para a superfície em forma de chuva.

d) Potencial Eutrofização (*Eutrophication Potential* [EP])

Eutrofização é o enriquecimento dos ecossistemas aquáticos com nutrientes que conduzem a um aumento da produção de algas e de plantas aquáticas que conduzem a uma deterioração da

qualidade da água e redução da utilização do ecossistema aquático. A Eutrofização é causada principalmente pela libertação de nitrogênio e de fósforo no meio ambiente.

e) Potencial Criação Fotoquímica de Ozônio (*Photochemical Ozone Creation Potential* [POCP])

A criação fotoquímica de ozônio é tóxica para os seres humanos quando ocorre em alta concentração. Embora o ozônio seja uma camada protetora na estratosfera, em níveis baixos da atmosfera é prejudicial à saúde humana. O crescimento das plantas também é afetado por meio da danificação das folhas e redução de fotossíntese. Ele é formado quando a luz solar e o calor reagem com compostos orgânicos voláteis (VOC).

f) Esgotamento de Recursos Não-Renováveis (*Abiotic Resource Depletion* [ARD])

Esgotamento de recursos abióticos (não-renováveis) inclui todas as extrações de recursos não-combustíveis não-renováveis da natureza. Esta categoria de impacto está preocupada com a proteção desses recursos finitos. Esta é uma medida da carga que a sociedade atual está passando para as gerações futuras, esgotando esses recursos hoje disponíveis.

g) Potencial Ecotoxicidade (*Ecotoxicity Potential* [ETP])

Ecotoxicidade refere-se a efeitos químicos sobre os organismos vivos não-humanos. Expressa em unidades tóxicas comparativas (CTUe), fornece uma estimativa da fração de espécies que possam ser afetadas ao longo do tempo e volume por unidade de massa de um produto químico emitido.

h) Potencial Toxicidade Humana (*Human Toxicity Potential* [HTP])

Toxicidade humana é o resultado da concentração de produtos químicos indesejáveis no solo, no ar ou na água. A modelagem de toxicidade em uma ACV é dificultada pelas complexas substâncias químicas envolvidas e suas potenciais interações. O âmbito geográfico desta categoria determina o destino de uma substância e pode variar entre a escala local e global.

i) Uso do Solo (*Land use*)

Uso do solo (em sistemas artificiais) tem impactos sobre a diversidade de espécies e as terras disponíveis para usos produtivos (principalmente para a produção de alimentos). Embora não seja estritamente uma categoria de impacto, ela está ligada a pressão geral no uso da terra e, portanto, uma *proxy* para a biodiversidade e outros impactos para o uso da terra.

j) Radiação Ionizante (*Ionising Radiation* [IR])

Radiação ionizante cobre os impactos decorrentes da liberação de substâncias radioativas, bem como exposição direta à radiação e é expressa em termos de danos para a saúde humana.

k) Material Particulado (*Particulate Matter* [PM])

Refere-se à liberação e ao acúmulo de partículas, principalmente, a partir de processos de combustão. O impacto dessas partículas é predominantemente baseado na quantidade liberada para o ar. O tamanho das partículas é o que mais prejudica o sistema respiratório, especificamente pequenos diâmetros da ordem de microm.

Um dos problemas mais graves, citados por Barbieri et al. (2009), é a possibilidade do uso deliberadamente indevido de uma ACV para divulgar vantagens ambientais dos produtos de uma empresa ou para mostrar desvantagens nos produtos dos concorrentes com análises e informações que nem sempre são verdadeiras.

Para auxiliar essas análises e avaliações, tendo como base a metodologia ACV, foram desenvolvidos alguns *softwares* e a US EPA relacionou os seguintes: BEES 3.0, *Boustead Model* 5.0, CMLCA 4.2, *eiolca.net*, EMIS, *Environmental Impact Estimator*, GaBi, GEMIS, GREET 1.7, IDEMAT 2005, KCL-ECO 4.0, LCAiT, MIET, AIST-LCA (JEMAI-LCA), Regis, SimaPro, TEAM, Umberto (US EPA, 2006). Os *softwares* mais comumente utilizados são o SimaPro e o GaBi (Di Lu, Overcash, & Realff, 2011).

A seguir, são apresentadas algumas das características dos *softwares* mais utilizados Gabi (*Ganzliche Bilanzierung*) e SimaPro (*System for Integrated Environmental Assessment of Products*), conforme descritos pela US EPA (2006):

a) GaBi:

É uma ferramenta para a criação do balanço de massa dentro da avaliação do ciclo de vida. O GaBi ajuda o pesquisador na manipulação de uma grande quantidade de dados e com modelagem do ciclo de vida do produto. O GaBi calcula balanços de diferentes tipos e auxilia na agregação dos resultados. Os conjuntos de dados contidos no GaBi são baseados na experiência da literatura técnica, de patentes e nas empresas. É um dos bancos de dados mais extensos do mundo (US EPA, 2006).

O *software* e o banco de dados são unidades independentes. Além dos bancos de dados padrão (simplificado e profissional), o Gabi oferece bancos de dados de diferentes ramos, por exemplo, metais, matérias-primas renováveis, materiais de construção, produtos intermediários, empresas de energia, processamento têxtil, entre outros. Conjuntos de dados adicionais também poderão ser adquiridos por encomenda (US EPA, 2006).

b) SimaPro

Quanto ao *software* SimaPro, além da avaliação do produto, sua configuração genérica permite também o uso expandido para analisar processos e serviços. Lançado em 1990, é uma ferramenta comprovada, confiável e flexível, usada por grandes empresas, consultorias e

universidades. O SimaPro vem com bancos de dados de inventários com milhares de processos, além dos métodos mais importantes de avaliação de impacto. A empresa Pré Consultants é revendedora do banco de dados *Ecoinvent*, um banco de dados *up-to-date* com mais de 2500 processos. O *software* SimaPro pode ser executado em várias línguas (Inglês, Italiano, Espanhol, Francês, Dinamarquês, Alemão e Holandês). As bases de dados e os manuais estão disponíveis apenas em Inglês. Uma versão totalmente japonesa do SimaPro está disponível por intermédio do seu parceiro japonês Yamatake (US EPA, 2006).

Esta pesquisa utilizou o *software* SimaPro 8.0 para análise e avaliação dos dados relacionados às emissões de poluentes para o ar, para a água e para o solo. No próximo item, será apresentado o processo de geração das cinzas pesadas de carvão mineral.

2.4 CINZAS PESADAS DE CARVÃO MINERAL

A combustão de carvão para a produção de energia elétrica em usinas termelétrica gera resíduos, isto é, cinzas pesadas e leves ou volantes. Asokan et al. (2005), Babbitt e Lindner (2005), Ramadoss e Sundararajan (2014), entre outros, citaram que a poluição causada pelo carvão utilizado em usinas térmicas e seus resíduos, é vista como uma das principais fontes de poluição, afetando o ambiente em termos de uso da terra, saúde humana, e também o ar, o solo e a água e acarreta graves impactos ambientais. Portanto, a valorização e reutilização desses resíduos tornou-se uma questão importante nas últimas décadas (Menéndez et al., 2013).

Babbitt e Lindner (2005) alertaram que não é só na fase de combustão do carvão que ocorrem esses problemas ambientais, mas durante todo o ciclo de vida, isto é, também durante a mineração, lavagem e o transporte. Ruiz, Correa, Gallardo e Sintoni (2014) relataram os problemas de conflitos socioambientais em decorrência da exploração de carvão, em consequência do afundamento do solo (subsidência) que ocorreu no município de Criciúma – SC e Illinois nos EUA, relativos às minas subterrâneas antigas de carvão mineral. Em Criciúma, ocorreram problemas como rebaixamento do nível freático, redução da vazão de água, desaparecimento de águas superficiais (reservatórios, lagoas etc.) entre outros e afetou residências e lavouras. Em Illinois, segundo os autores, houve danos em diversas áreas, tais como escolas, rodovias, parques, adutoras etc. Tais fatos acabaram preocupando não apenas as autoridades que regulam a área, mas também todos os cidadãos que dependem dessa tecnologia para a geração de eletricidade (Babbitt & Lindner, 2005).

O Ministério de Minas e Energia [MME] elaborou em 2007, em conjunto com a Empresa de Pesquisa Energetica [EPE], o Plano Nacional de Energia 2030 brasileiro. O plano destacou uma extensa lista de causas e prováveis impactos socioambientais durante as fases de construção e operação das usinas termelétricas, conforme mostrado na Figura 14 (MME, 2007).

Causas	Impactos
Ocupação do solo (preparação, terraplenagem, desmatamento etc.)	Interferência com a população local; interferência com a flora e a fauna; produção de ruído e poeira; erosão do solo; alteração do uso do solo; emissão de gases de efeito estufa e causadores de deposição ácida pelas máquinas e caminhões utilizando derivados de petróleo
Movimentos migratórios causados pela construção da usina	Aumento da demanda por serviços públicos, habitação e infraestrutura de transporte; alteração da organização sociocultural e política da região; aumento das atividades econômicas da região com possível posterior retração após o término do empreendimento
Distorção estética	Poluição visual
Produção de efluentes sanitários	Disseminação de doenças; diminuição de oxigênio dissolvido nos corpos receptores; interferência com a fauna e a flora aquáticas.
Percolação da água da chuva nas áreas de estocagem de combustível fóssil	Contaminação dos cursos de água com metais lixiviados; sólidos suspensos e dissolvidos e alteração do pH; contaminação do lençol freático
Produção de ruído	Poluição sonora no interior e fora da usina
Produção de emissões aéreas de material particulado	Problemas respiratórios nos trabalhadores e populações próximas; interferência na flora e na fauna; efeito estético indesejável.
Produção de emissões aéreas de óxidos de enxofre (SO _x)	Cheiro irritante; problemas respiratórios e cardiopulmonares nos trabalhadores e populações próximas; interferência na flora e fauna; agressão a materiais diversos; participação na acidificação das chuvas.
Produção de emissões aéreas de dióxido de carbono (CO ₂)	Contribuições para o efeito estufa
Produção de emissões aéreas de óxidos de nitrogênio (NO _x), hidrocarbonetos e monóxido de carbono (CO)	Produção de oxidantes fotoquímicos; diminuição da visibilidade (smog); irritação nos olhos e garganta; interferência na flora e fauna; participação na acidificação das chuvas.
Vazamentos involuntários do sistema de manuseio e estocagem de combustíveis líquidos	Contaminação dos cursos de água; interferência na flora e fauna
Produção de efluentes líquidos da drenagem pluvial, lavagens, tratamento de água e purgas de processo	Elevação do teor de sólidos suspensos e dissolvidos nos cursos de água; interferência na flora e fauna aquáticas.
Produção de efluentes líquidos do sistema de remoção de cinzas pesadas	Contaminação dos cursos de água com sólidos suspensos e dissolvidos, metais lixiviados e alteração do pH.
Produção de efluente proveniente do sistema de água de resfriamento	Sistema aberto: elevação da temperatura da água no corpo receptor; redução de oxigênio dissolvido; interferência com fauna e flora aquáticas. Sistema fechado/torre úmida: névoa quimicamente ativa (biocidas e agentes anticorrosivos); redução da visibilidade; interação da névoa úmida com a pluma da chaminé (causando acidificação da atmosfera). Sistema fechado/torre seca de refrigeração: alguns (pequenos) impactos na atmosfera e recursos hídricos.
Produção de resíduos sólidos oriundos do processo	Efeito estético indesejável; ocupação de áreas extensas de depósito; possibilidade de contaminação de recursos hídricos devido a percolação das chuvas; poeiras / partículas fugitivas

Figura 14 – Impactos socioambientais das usinas termelétricas

Fonte: MME (2007).

A proporção de cinzas geradas não é constante em todas as usinas termelétricas, pois a combustão de carvão mineral gera diferentes proporções de cinzas leves e pesadas, pois dependem da configuração e operação da caldeira (Babbitt & Lindner, 2005) e da origem e das características do carvão mineral utilizado (Kniess, 2005). Babbitt e Lindner (2005) mostraram em seu estudo, realizado em usinas termelétricas no Estado da Flórida (EUA), que para cada 1.000 quilos de carvão são gerados 216 kg de resíduos (21,6%), sendo 80 kg de cinzas leves

(37%), 9 kg de cinzas pesadas (4,2%), 7 kg de escória de caldeira (3,2%) e 120 kg de resíduos (55,6%) de dessulfurização de gases [*Flue Gas Desulfurization* – FGD].

A usina termelétrica, aqui pesquisada, gerou, em média, no período 2009-2013, para cada 100 toneladas de carvão mineral consumidas, 43 toneladas de cinzas (43%), das quais 80% foram extraídas secas (cinzas leves ou volantes) e 20% úmidas (cinzas pesadas). A umidade das cinzas pesadas é decorrente dos processos de extração e do manuseio, sendo, portanto, bastante variável, mas sempre de teor elevado (Kniess, 2005).

As características físicas, químicas e mineralógicas das cinzas de carvão mineral são compatíveis com várias matérias-primas utilizadas nas indústrias cerâmicas de revestimento, o que indica uma possibilidade de substituição parcial ou integral destas matérias-primas por aquele resíduo. As cinzas pesadas de carvão mineral possuem a composição química formada por percentuais acima de 80% de sílica (SiO_2) e alumina (Al_2O_3) e pelas fases mineralógicas quartzo e mulita. No Brasil, um forte argumento para o uso de cinzas de carvão é a quantidade gerada pela combustão dos carvões nacionais (sub-betuminoso), que pode chegar a mais de 50% em massa (Tessari & Consoli, 1998). Nos próximos itens, serão apresentados os processos produtivos de revestimentos cerâmicos e do cliquer para a indústria de cimento nos quais as cinzas pesadas serão inseridas.

2.4.1 Cinzas pesadas como matéria-prima alternativa para a indústria cerâmica

Neste item, primeiro será apresentado o processo produtivo de revestimentos cerâmicos e, posteriormente, o processo produtivo de areia industrial que é uma das matérias-primas utilizadas pelas indústrias de revestimentos cerâmicos.

Processo produtivo de revestimentos cerâmicos

O potencial para utilização das cinzas de carvão mineral, como matéria-prima na indústria cerâmica, está evidenciado em diversos trabalhos da literatura. A Figura 15 mostra algumas pesquisas realizadas nessa área.

Ano	Autor	Objetivo	País
1992	Cumpston, Shadman e Risbud	Cinzas para obtenção de matérias vitrocerâmicos	EUA
1993	Fonseca	Tijolos fabricados com cinzas de carvão mineral	Brasil
1994	Negreiros	Fabricação de tijolos com adição de cinzas volantes de carvão mineral	Brasil
1997	Silva, Chies e Zwonok	Uso de cinzas na construção civil	Brasil
1998	Chies, Zwonok e Silva	Cinzas pesadas em misturas com cal hidratada para confecção de tijolos maciços	Brasil
1999	Silva, Calarge e Mello	Aplicação de argila e cinzas de carvão como matérias-primas cerâmicas	Brasil
2000	Cheriaf, Rocha e Luz	Metodologia para valorização da cinza pesada como material de construção civil	Brasil
2000	Martelon, Jarrige, Ribeiro, Ferreira e Labrincha	Adição de cinzas e escórias na composição de massas cerâmicas	Portugal
2001	Kumar et al.	Efeito da adição de cinzas leves nas propriedades mecânicas de materiais cerâmicos	Índia
2001	Leroy, Ferro, Monteiro e Fernandes	Produção de vitrocerâmicos a partir de cinzas leves	Portugal
2002	Kniess, Kuhnen et al.	Obtenção de materiais vitrocerâmicos com adição de cinzas pesadas	Brasil
2002	Kniess, Borba et al.	Retirada de óxido de ferro das cinzas pesadas para obtenção de materiais vitrocerâmicos	Brasil
2003	Kniess, Riella, Kuhnen, Hotza e Segadães	Influência das cinzas pesadas nas propriedades mecânicas e físicas de materiais cerâmicos	Brasil
2003	Margon e Rocha	Metodologia para argamassa de revestimento com a incorporação de cinzas pesadas	Brasil
2004	Mustelier, Rocha e Silveira	Cinzas leves e pesadas na construção de blocos e argamassas	Brasil
2005	Asokan et al.	Cinzas e escórias como matéria-prima para cimento, gesso, telhas, concreto, construção de estradas, estabilização de solo e para extração de metais e tratamento de águas residuais	Índia
2005	Kniess	Cinzas pesadas para fabricação de materiais cerâmicos de revestimento	Brasil
2007	Kniess et al.	Produção de vitrocerâmicos a partir de cinzas pesadas	Brasil
2011	Chareonpanich et al.	Cinzas leves e pesadas como matéria-prima para a produção de zeólito sintético	Tailândia
2011	Kniess, Martins, Prates, Riella e Kuhnen	Parâmetros de tratamento térmico para a obtenção de vitrocerâmicos a partir das cinzas pesadas	Brasil
2011	Silva	Cinzas leves para fabricação de tijolos	Brasil
2012	Siqueira et al.	Cinzas leves na produção de argamassas em substituição parcial do cimento	Brasil
2013	Lin e Chang	Cinzas leves na produção de cerâmica porosa	Taiwan
2013	Wang, Sun et al.	Cinzas leves na produção de blocos para construção	China
2014	Martins	Cinzas pesadas na produção de materiais vitrocerâmicos	Brasil

Figura 15 – Pesquisas com cinzas de carvão mineral para uso na indústria cerâmica

Fonte: Adaptado de Kniess (2005).

O processo produtivo de revestimentos cerâmicos é caracterizado pelo grande consumo de insumos, tais como de energia elétrica e água. A Figura 16 apresenta um processo produtivo genérico que foi adaptado do Guia Técnico Ambiental da Indústria de Cerâmica Branca e de Revestimento – Série P+L [GTA], emitido em conjunto pela Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental [CETESB] e Federação das Indústrias do Estado de São Paulo [FIESP] em 2008 (GTA, 2008) e do estudo de Alves, Melchiades e Boschi (2007).

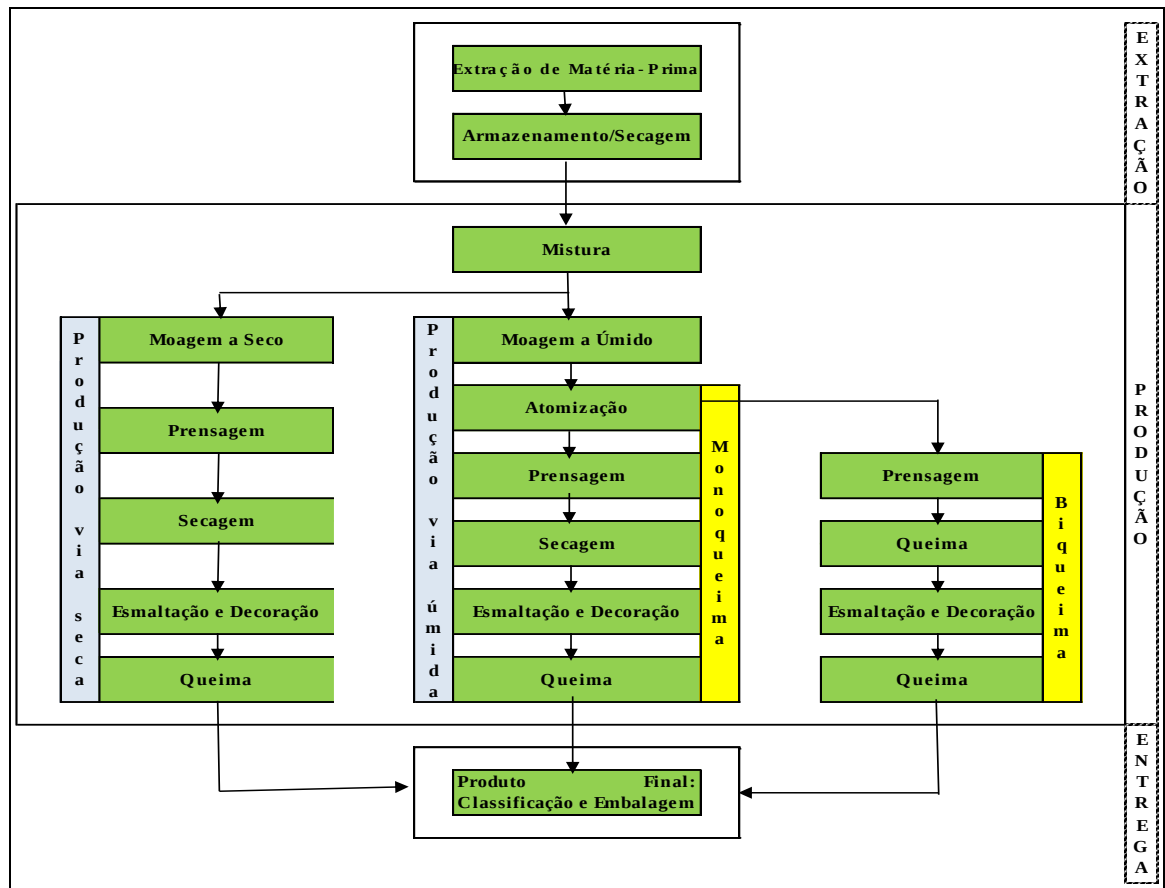


Figura 16 – Processo produtivo de material cerâmico

Fonte: Adaptado de Alves et al. (2007) e GTA (2008).

Segundo Alves et al. (2007), os revestimentos cerâmicos podem ser produzidos por via úmida ou via seca. Os dois processos se diferenciam na etapa de moagem, sendo que na via seca não se utiliza água, portanto, não é necessário o atomizador. De uma forma simplificada, o processo de produção via seca é praticamente o mesmo que o processo via úmida, bastando excluir a etapa de atomização (Alves et al., 2007).

Os materiais cerâmicos podem ser classificados em dois grandes grupos: as cerâmicas tradicionais, que utilizam essencialmente matérias-primas naturais com predomínio das de natureza argilosa, e as cerâmicas avançadas, em que as matérias-primas são, essencialmente sintéticas (Kniess, 2005).

De acordo com a norma ABNT NBR 13816 (ABNT, 1997), placas cerâmicas de revestimentos são materiais compostos de argilas e de outras matérias-primas inorgânicas, usadas para revestir pisos e paredes, sendo, geralmente, conformadas por extrusão ou prensagem. As placas são então secadas e sinterizadas, e podem ou não receber cobertura vítrea.

O estudo de Kniess (2005) analisou o processo produtivo de materiais cerâmicos e a possibilidade de adição de cinzas pesadas de carvão mineral no desenvolvimento de materiais

cerâmicos e identificou a possibilidade de utilização desse resíduo em até 36% na composição da massa cerâmica. A pesquisa mostrou que a melhor composição estudada foi com a utilização de 28% de cinzas pesadas na composição da massa cerâmica para a produção de materiais cerâmicos. A adição de cinzas pesadas até esse limite, combinado com os percentuais das demais matérias-primas, deu origem a materiais cerâmicos com melhores propriedades físicas em comparação aos materiais desenvolvidos com matérias-primas convencionais (Kniess, 2005).

O objetivo desta pesquisa foi substituir a areia industrial por cinzas pesadas de carvão mineral e, nesse contexto, a seguir, será apresentado o processo produtivo da areia industrial.

Processo produtivo da areia

A areia é extraída da natureza nos leitos dos rios, planícies aluviais, rochas sedimentares e mantos de rochas cristalinas, geralmente, comercializada como é extraída e a sua lavra pode ser realizada em cavas secas, cavas submersas ou leito de rios (Souza, 2012), métodos esses mostrados na Figura 17.

Métodos	Cava seca	Cava submersa	Leito de rio
Operações	Desmonte hidráulico Desmonte mecânico Transporte para beneficiamento Classificação do material	Dragagem da areia Transporte para beneficiamento Classificação do material	Dragagem da areia Transporte para beneficiamento Classificação do material
Equipamentos utilizados	Jatos de água Tratores de esteira Pás carregadeiras Transportadores de correia Peneiras mecânicas Classificador espiral e/ou ciclone	Dragas Barcos Bombas centrífugas Transportadores de correia	Dragas Barcos Bombas centrífugas Transportadores de correia
Uso de Recursos Naturais	Água inserida no processo Óleo combustível Energia elétrica	Água desviada de rios Óleo combustível Energia elétrica	Água do leito do rio Óleo combustível Energia elétrica
Impactos Ambientais	Emissões atmosféricas Emissões de particulados	Emissões atmosféricas Emissões de particulados Desvio do curso natural dos rios Contaminação das águas do rio	Emissões atmosféricas Emissões de particulados Assoreamento de rios Contaminação das águas do rio

Figura 17 – Métodos de extração de areia, equipamentos, recursos e impactos

Fonte: Souza (2012, p. 47).

Segundo Souza (2012), a produção brasileira de areia por extração em leitos dos rios representa cerca de 90%. A Figura 18 representa, de forma simplificada, as principais etapas envolvidas na produção de areia e no transporte até a indústria de revestimentos cerâmicos.

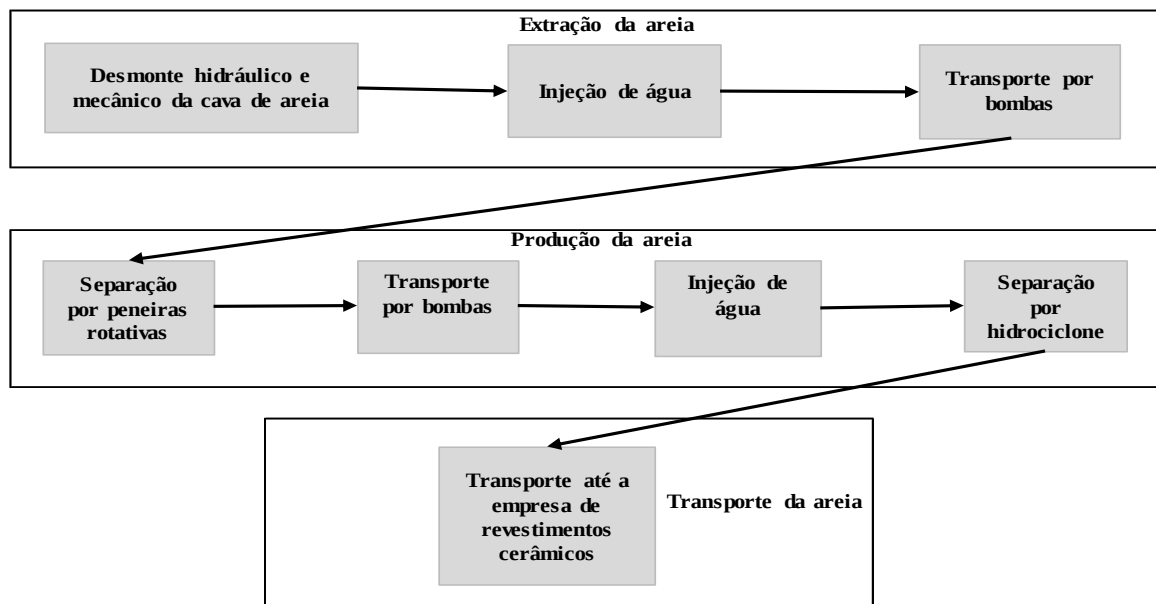


Figura 18 – Processo produtivo da areia

Fonte: Adaptado de Souza (2012).

A seguir, será apresentado o processo produtivo de clínquer para a indústria de cimento Portland.

2.4.2 Cinzas pesadas como matéria-prima alternativa para a indústria de cimento Portland

Outro potencial uso para as cinzas pesadas é na indústria de cimento Portland (Canpolat, Yilmaz, Köse, Sümer, & Yurdusev, 2004; Luna et al., 2014; Oss & Paadovani, 2003). Segundo o Sindicato Nacional da Indústria do Cimento [SNIC, 2015], a produção de cimento passa pelas seguintes fases de processamento: extração da matéria-prima; britagem; moagem da mistura crua; homogeneização da mistura crua; calcinação (clínquer); moagem do clínquer; e despacho do cimento.

Maringolo (2001, p. 28) comentou que:

[...] as propriedades do processo aliadas à alta tecnologia envolvida na fabricação do cimento, do ponto de vista tanto dos equipamentos pesados da linha de produção, da qual o forno rotativo é a alma, quanto do controle e características da combustão, permitiram tornar o processo de produção do clínquer Portland propício para o aproveitamento de resíduos industriais.

Segundo Costa, Nobre, Guerreiro, Mancio e Kirchheim (2013), o clínquer para o cimento Portland é produzido pela queima das matérias-primas em um forno rotativo em temperaturas de até 1.450°C, sendo a principal matéria-prima a rocha calcária.

Ainda segundo Maringolo (2001), o sistema de produção do clínquer, dependendo da forma de preparação do material antes da entrada no forno rotativo, pode ser via úmida, semiúmida ou semisseca e via seca.

A Figura 19 mostra o processo produtivo do cimento via seca.

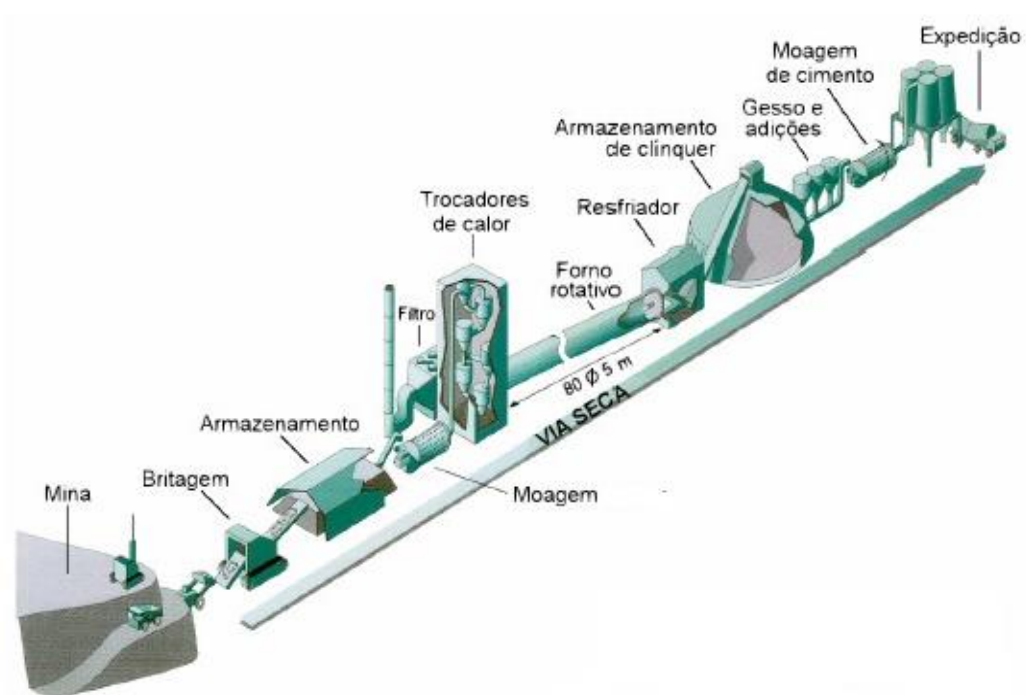


Figura 19 – Processo produtivo de cimento via seca

Fonte: Caillon Rouge/Roger Rivet (1998, como citado em Maringolo, 2001, p.32).

Os cimentos Portland, são classificados pelas normas ABNT, em cinco categorias, conforme mostra a Figura 20 a seguir.

Tipos de cimento		Adições	Características
Cimento Portland comum	CP-I	1 - 5% gipsita	Possui apenas a adição de gipsita; utilizado quando não é exigida nenhuma propriedade especial do cimento.
Cimento Portland composto	CP-II Z	6 - 14% cinza volante	Possui adição de material pozzolânico; utilizado para estruturas que necessitem de material mais impermeável e, conseqüentemente, mais durável.
	CP-II E	6 - 34% escória	Possui adição de escória de alto-forno; utilizado para estruturas que necessitam um gradual desprendimento de calor ou que possam ser atacadas por sulfatos.
	CP-II F	6 - 10% calcário	Possui adição de material carbonático; utilizado para aplicações gerais.
Cimento Portland de alto forno	CP-III	35 - 70% escória	Possui adição de escória; apresenta maior impermeabilidade e durabilidade, baixo calor de hidratação e alta resistência à expansão.
Cimento Portland pozzolânico	CP-IV	15 -50% cinza volante	Possui adição de pozzolana; indicado especialmente em obras expostas à ação de água corrente e ambientes agressivos.
Cimento Portland de alta resistência inicial	CP-V ARI	1 - 5% gipsita	A alteração da proporção de calcário e argila para a formação do clínquer promove a obtenção de resistências elevadas com maior velocidade do que os outros tipos de cimento.

Figura 20 – Tipos de cimento Portland definidos pelas normas ABNT

Fonte: Souza (2012, p.28).

O objetivo deste estudo foi substituir o clínquer, utilizado no cimento Portland pozzolânico (CP-IV) que admite o uso de cinzas na faixa de 15-50% de sua constituição.

Segundo Souza (2012), para a produção de uma tonelada de clínquer, conforme a metodologia do *Cement Sustainability Initiative* [CSI], são necessárias, aproximadamente, 1,55 toneladas das seguintes matérias-primas: calcário 1,25 t, argila 0,25 t, areia <0,10 t e minério de ferro <0,10 t.

A gestão de resíduos é um dos grandes desafios da sociedade moderna e, no contexto da gestão de cadeias de suprimentos, muito resíduos ainda não possuem alternativas tecnológicas capazes de evitar a sua geração, bem como inseri-los em uma nova cadeia.

Segundo Gonçalves-Dias, Labegallini e Csillag (2012, p.13):

[...] há que se considerar o papel estratégico de nosso país frente a impactos socioambientais globais que podem ser minimizados com a gestão da sustentabilidade em cadeias produtivas [...], é preciso dar ênfase à realidade do país, ressaltar inovações genuinamente brasileiras, ofertar pesquisas sobre alternativas em termos de uso de materiais, conservação energética, equacionamento dos desmatamentos e sobre iniciativas práticas ainda não sistematizadas pela academia.

Nesse contexto, esta pesquisa visou contribuir para uma solução alternativa para o aproveitamento de resíduos sólidos industriais, no caso as cinzas pesadas de carvão mineral.

3 AMBIENTE DA PESQUISA

A empresa pesquisada, neste trabalho denominada de Alfa, é uma empresa geradora de energia elétrica, por meio da combustão de carvão mineral. A empresa Alfa opera no Brasil em 27 usinas entre usinas hidrelétricas, termelétricas e usinas chamadas complementares.

A Alfa, considerando-se todo o seu parque gerador de energia, isto é, hidrelétricas, termelétricas e complementares é a quarta maior empresa geradora de energia elétrica do país e representa 5,3% da capacidade de potência instalada no Brasil, com 7.323.818 kW conforme a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2015a).

Existem no Brasil, em operação, treze usinas termelétricas utilizando, como combustível, carvão mineral, com a potência de geração instalada de 3.389.465 kW (ANEEL, 2015a).

A Figura 21 apresenta a distribuição das usinas termelétricas no Brasil, que utilizam carvão mineral como combustível, indicando o nome da usina, potência instalada em ordem decrescente por empresa, nome da empresa proprietária e cidade e estado onde a planta está instalada.

Nº	Usina	Potência instalada (kW)	Empresa	Local	Total kW por empresa
1	Porto do Pecém I	720.274	Porto do Pecém Geração de Energia S.A.	São Gonçalo do Amarante - CE	
2	Porto do Pecém II	365.000	Pecém II Geração de Energia S.A.	São Gonçalo do Amarante - CE	1.085.274
3	Charqueadas	72.000	Tractebel Energia S/A	Charqueadas - RS	
4	Jorge Lacerda I e II	232.000	Tractebel Energia S/A	Capivari de Baixo - SC	
5	Jorge Lacerda III	262.000	Tractebel Energia S/A	Capivari de Baixo - SC	
6	Jorge Lacerda IV	363.000	Tractebel Energia S/A	Capivari de Baixo - SC	929.000
7	Pres. Médici A,B	446.000	Cia de Geração Térmica de Energia Elétrica	Candiota - RS	
8	São Jerônimo	20.000	Cia de Geração Térmica de Energia Elétrica	São Jerônimo - RS	
9	Candiota III	350.000	Cia de Geração Térmica de Energia Elétrica	Candiota - RS	816.000
10	Porto do Itaqui	360.137	Itaqui Geração de Energia S.A.	São Luis - MA	360.137
11	Alunorte	103.854	Alumina do Norte do Brasil S/A.	Barcarena - PA	103.854
12	Alumar	75.200	Consórcio de Alumínio do Maranhão	São Luis - MA	75.200
13	Figueira	20.000	Copel Geração e Transmissão S.A.	Figueira - PR	20.000
	Total instalado	3.389.465			3.389.465

Figura 21 – Usinas termelétricas que utilizam carvão mineral em operação no Brasil

Fonte: ANEEL (2015b).

As usinas da empresa Alfa são certificadas pelas normas NBR ISO 9001, NBR ISO 14001 e BS OHSAS 18001. Para diminuir os problemas ambientais, segundo a empresa menciona em seu *site*, ela mantém um Sistema Integrado de Gestão da Qualidade e Meio Ambiente com mecanismos e procedimentos operacionais adequados à gestão de cada uma das usinas e empreendimentos, adaptados às especificidades de cada usina (hidrelétricas e termelétricas) e às características socioambientais de cada região e que cada usina mantém projetos permanentes nas áreas de educação ambiental e pesquisa e desenvolvimento.

Esta pesquisa faz parte de um projeto relacionado à obtenção de materiais cerâmicos com adição de cinzas pesadas de carvão mineral. O projeto proposto apresenta seu foco na obtenção, em escala piloto e, posteriormente, industrial, de materiais vítreos e cerâmicos estruturais “ecológicos”, com adição de cinzas pesadas de carvão mineral como matéria-prima secundária para sua aplicação como bem de consumo para a sociedade, apresentando novas possibilidades de reaproveitamento.

O projeto é uma parceria entre a empresa Alfa, a Universidade Nove de Julho [UNINOVE] e uma Universidade Federal, financiado pela ANEEL e apoiado pelo Fundo de Apoio a Pesquisa [FAP/UNINOVE]. Nesse projeto, serão realizados estudos de viabilidade técnica, viabilidade econômico-financeira e demanda de mercado para os produtos obtidos, além da avaliação de ciclo de vida do produto em consonância com a PNRS.

3.1 PROCESSO PRODUTIVO DA EMPRESA ALFA

Foi enviado para a empresa Alfa um questionário, relacionado no Apêndice B, com o objetivo de levantamento dos dados necessários a esta pesquisa e, posteriormente foi enviado outro questionário, conforme Apêndice C, complementando as informações necessárias. Foram também realizadas duas visitas ao polo industrial da empresa Alfa, em julho de 2014 e maio de 2015, quando foi entrevistada a gerente de projetos da empresa e também foram feitas observações no local. A seguir, são relacionadas as questões e as respostas desses questionários.

3.1.1 Carvão consumido pela termelétrica

a) Carvão consumido anualmente no período (2009 – 2013):

A Alfa consumiu 14,635 milhões de toneladas de carvão mineral, considerando-se a umidade presente no carvão (base úmida) ou 13, 295 milhões de toneladas, considerando-se sem umidade (base seca) para a geração de energia elétrica, conforme apresentado na Tabela 06. As indicações A1, A2, B3, B4, C5, C6 e I7 representam a forma de como a usina identifica cada conjunto de geração turbina, alternador e condensador. São apresentados os dois valores de consumo de carvão porque, para o caso de percentagem de cinzas geradas pela combustão admitida pela termelétrica, é utilizado o valor correspondente à base seca.

Tabela 06 – Consumo de carvão mineral no período 2009 – 2013 por unidade de geração

Consumo carvão (toneladas/ano)		Unidades de geração									Total
		UTLA					UTLB			UTLC	
		A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
Base úmida	2009	67098,70	83571,70	131249,20	142045,70	423965,30	339801,40	486508,80	826310,20	1248739,18	2.499.014,68
	2010	58090,90	140338,70	306048,20	302369,80	806847,60	571192,60	537998,40	1109191,00	1263446,20	3.179.484,80
	2011	42645,80	26746,30	119514,50	173617,00	362523,60	418570,50	416450,10	835020,60	1055325,60	2.252.869,80
	2012	143322,10	162674,20	278438,60	290424,20	874859,10	628357,90	653250,60	1281608,50	876546,30	3.033.013,90
	2013	204471,90	206142,46	313697,60	290224,50	1014536,46	600901,09	598564,78	1199465,87	1457280,20	3.671.282,53
	Total	515629,40	619473,36	1148948,10	1198681,20	3482732,06	2558823,49	2692772,68	5251596,17	5901337,48	14.635.665,71
Base seca	2009	60775,69	74760,70	118635,20	128317,10	382488,69	308956,59	443075,60	752032,19	1134373,66	2.268.894,54
	2010	52432,77	126823,69	275171,41	271873,58	726301,45	516917,70	485574,40	1002492,10	1137462,27	2.866.255,82
	2011	38386,07	24137,71	106474,69	154747,71	323746,18	381723,24	379366,80	761090,04	964661,05	2.049.497,27
	2012	131538,32	149129,03	254259,81	265036,52	799963,68	575532,63	597650,53	1173183,16	798379,64	2.771.526,48
	2013	185423,59	186729,08	282981,55	262251,42	917385,64	547283,54	545810,70	1093094,24	1328440,01	3.338.919,89
	Total	468.556,44	561.580,21	1.037.522,66	1.082.226,33	3.149.885,64	2.330.413,7	2.451.478,03	4.781.891,73	5.363.316,63	13.295.094,00

Fonte: Dados da pesquisa.

b) Preço por tonelada de carvão consumido: preço médio anual pago por tonelada no período (2009 – 2013):

O carvão é totalmente subsidiado pela Centrais Elétricas Brasileiras [Eletrobrás]. O *site* da Eletrobrás, na Conta de Desenvolvimento Energético [CDE], informa que os recursos desse fundo setorial também são utilizados para garantir a competitividade da energia produzida a partir de fontes alternativas (eólica, pequenas centrais hidrelétricas e biomassa) e do carvão mineral nacional. A Tabela 07 mostra os valores desembolsados na compra de carvão mineral pela Eletrobrás no período 2009-2013 para suprir a empresa Alfa no parque industrial objeto desta pesquisa.

Tabela 07 – Valores pagos pela Eletrobrás na aquisição de carvão mineral

Ano	Valor R\$
2009	528.919.689,88
2010	444.677.618,99
2011	419.641.832,58
2012	494.363.300,00
2013	701.728.000,00
Total	2.589.330.441,45

Fonte: Eletrobrás (2015).

c) Distância da mina de carvão até a empresa Alfa:

O carvão utilizado no polo industrial, oriundo de minas subterrâneas, é proveniente de cinco empresas fornecedoras, cujas minas estão situadas a uma distância média de 70 km da usina. O carvão é transportado para a usina por via férrea.

d) Tipo de carvão consumido

O carvão brasileiro é classificado como carvão de baixa qualidade por apresentar grande quantidade de inertes (cinzas), enxofre e voláteis e, por esse motivo, inviabiliza o seu transporte em longas distâncias por motivos econômicos. Esse fato trouxe, como consequência, a necessidade de as termelétricas situarem-se próximas às minas e utilizarem o carvão preferencialmente *in natura* (EPE, 2007). O carvão utilizado é do tipo betuminoso. Segundo Restrepo (2012), o carvão é denominado de carvão energético [CE] e é catalogado como CE4500.

3.1.2 Energia elétrica gerada e insumos consumidos para a geração

a) Energia gerada no período (2009 – 2013):

A produção de energia elétrica pela Alfa é realizada conforme foi descrito por Kniess (2005), por meio de combustão do carvão pulverizado, em altas temperaturas, entre 1200 e 1600°C, num ambiente gasoso oxidante, com o tempo de permanência das partículas em chama

oxidante, em média, de 2 segundos, condição essa suficiente para a fusão total ou parcial da matéria mineral. Segundo Ryberg, Owsianiak, Laurent e Hauschild, (2015), esse tipo de tecnologia, por meio de combustão do carvão pulverizado, representa 97% do total da produção mundial de energia gerada por combustão de carvão mineral.

A Alfa gerou 22,661 milhões de Megawatt hora [MWh] de energia elétrica no parque industrial pesquisado, no período 2009-2013, conforme mostrado na Tabela 08.

Tabela 08 – Geração de energia elétrica bruta no período 2009 – 2013

Produção (MWh)	Unidades de geração									Total
	UTILA					UTLB			UTLC	
	A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
2009	83.464,27	100.902,86	184.163,06	205.535,7	574.065,90	487.889,98	690.060,5	1.177.950,48	2.165.667,05	3.917.683,44
2010	67.972,32	171.233,02	392.322,96	391.482,97	1.023.011,28	842.174,83	782.677,05	1.624.851,89	2.223.444,52	4.871.307,69
2011	49.531,71	31.084,95	156.738,54	223.951,65	461.306,86	616.523,25	604.572,6	1.221.095,86	1.892.541,81	3.574.944,54
2012	169.798,45	192.154,72	403.537,52	415.835,87	1.181.326,57	930.030,98	963.802,05	1.893.833,04	1.502.692,19	4.577.851,81
2013	233.442,46	242.675,91	432.326,14	394.782,8	1.303.227,32	894.673,84	890.337,75	1.785.011,6	2.631.031,53	5.719.270,46
Total no período	604.209,21	738.051,46	1.569.088,22	1.631.588,99	4.542.937,93	3.154.769,63	3.931.449,95	7.702.742,87	10.415.377,10	22.661.057,94

Fonte: Dados da pesquisa.

A empresa consumiu internamente 2,12 milhões de MWh, no mesmo período, conforme mostrado na Tabela 09.

Tabela 09 – Energia consumida no período 2009 – 2013

Energia consumida (MWh)	Unidades de geração									Total
	UTILA					UTLB			UTLC	
	A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
2009	8880,63	10736,10	19595,01	21869,06	61080,79	45831,37	64822,85	110654,22	208766,93	380501,93
2010	6159,22	15516,04	35549,80	35473,68	92698,73	71670,20	66606,86	138277,06	212471,79	443447,59
2011	6200,14	3891,06	19619,76	28033,16	57744,12	60110,80	58945,62	119056,42	184272,39	361072,92
2012	16274,57	18417,34	38677,61	39856,37	113225,88	78316,76	81160,59	159477,35	152468,84	425172,06
2013	21922,53	22789,64	40599,65	37073,97	122385,79	74408,03	74047,40	148455,43	237656,17	508497,39
Total no período	59437,08	71350,18	154041,83	162306,24	447135,32	330337,16	345583,31	675920,47	995636,12	2118691,89

Fonte: Dados da pesquisa.

A produção de energia elétrica (GWh) entregue à rede de distribuição do Sistema Interligado Nacional [SIN] é controlada pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico [ONS], em razão da demanda nacional de energia. A Alfa entrega a energia elétrica produzida na estação da empresa distribuidora, localizada ao lado das suas centrais de geração.

b) Energia gerada por tonelada de carvão queimado no período (2009 – 2013):

O consumo de carvão em toneladas por MWh de energia produzida está mostrado na Tabela 10.

Tabela 10 – Consumo de carvão por energia produzida no período 2009 – 2013

Consumo de carvão por energia gerada (t/MWh)	Unidades de geração									Total
	UTLA					UTLB			UTLC	
	A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
2009	0,775	0,788	0,685	0,664	0,709	0,674	0,683	0,679	0,557	0,616
2010	0,821	0,788	0,746	0,739	0,755	0,653	0,660	0,656	0,544	0,626
2011	0,824	0,826	0,723	0,735	0,747	0,659	0,668	0,663	0,542	0,610
2012	0,824	0,826	0,670	0,678	0,720	0,658	0,660	0,659	0,565	0,644
2013	0,845	0,819	0,696	0,707	0,749	0,651	0,652	0,651	0,537	0,621
Média no período	0,818	0,809	0,704	0,705	0,736	0,659	0,665	0,662	0,549	0,623

Fonte: Dados da pesquisa.

c) Insumos consumidos para a produção de energia elétrica anualmente no período (2009 – 2013)

Para a produção de energia elétrica, foram consumidos 15,4 milhões de óleo diesel e 13,5 mil litros de óleo tipo 1A, no período 2009 – 2013 e 16,1 milhões de m³ de água industrial, conforme apresentado nas Tabelas 11, 12 e 13.

Tabela 11 – Consumo de óleo diesel no período 2009 – 2013

Consumo de óleo diesel (litros)	Unidades de geração									Total
	UTLA					UTLB			UTLC	
	A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
2009	220.249	109.579	368.468	237.998	936.294	411.190	440.294	851.484	613.739	2.401.517
2010	359.007	365.784	280.686	127.511	1.132.998	554.014	549.237	1.103.251	771.036	3.007.285
2011	223.181	269.300	385.153	359.559	1.237.193	530.449	494.586	1.025.035	377.685	2.639.913
2012	422.300	569.900	486.850	296.850	1.775.900	371.350	375.350	746.700	1.209.900	3.732.500
2013	471.900	439.050	529.050	400.150	1.840.150	623.450	595.900	1.219.350	574.500	3.634.000
Total no período	1.696.637	1.753.613	2.050.207	1.422.068	6.922.535	2.490.453	2.455.367	4.945.820	3.546.860	15.415.215

Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 12 – Consumo de óleo tipo 1A no período 2009 – 2013

Consumo de óleo tipo 1A (litros)	Unidades de geração									Total
	UTLA					UTLB			UTLC	
	A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
2009	160,30	247,90	759,70	635,50	1803,40	254,90	175,70	430,60	0,00	2234,00
2010	570,40	645,90	948,70	884,80	3049,80	218,10	161,60	379,70	0,00	3429,50
2011	325,81	503,42	442,27	547,76	1819,06	293,46	104,39	397,85	0,00	2216,91
2012	571,90	735,50	566,26	621,45	2495,11	73,50	61,70	135,20	0,00	2630,31
2013	346,55	256,60	1279,80	986,10	2869,05	45,10	41,00	86,10	0,00	2955,15
Total no período	1974,96	2389,32	3996,73	3675,61	12036,42	885,06	544,39	1429,45	0,00	13465,87

Fonte: Dados da pesquisa.

O consumo de água foi medido nos meses de junho e dezembro, e, em razão desses valores, foi feita a estimativa semestral, conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 – Consumo de água industrial por unidade de energia gerada

Ano	Mês	Consumo de água industrial (m ³)	Água consumida por unidade de energia gerada (m ³ /MWh)
2009	Jun	5.862.681	2,918
	Dez	4.581.833	2,401
	Total	10.444.514	
2010	Jun	527.838	0,257
	Dez	594.861	0,211
	Total	1.122.699	
2011	Jun	422.122	0,259
	Dez	608.421	0,266
	Total	1.030.543	
2012	Jun	708.313	0,412
	Dez	950.826	0,333
	Total	1.659.139	
2013	Jun	1.066.910	0,387
	Dez	818.084	0,276
	Total	1.884.994	
Total no período		16.141.889	

Fonte: Dados da pesquisa.

O gráfico da Figura 22 mostra o consumo de água, apresentado na Tabela 13, por MWh de energia produzida pela Alfa no período. Nota-se a queda acentuada do consumo desse insumo de 5,9 milhões de m³ (2,92 m³/MWh) no primeiro semestre de 2009 para 0,8 milhões de m³ (0,28 m³/MWh) no segundo semestre de 2013. O valor representa uma redução bruta de, aproximadamente, 86% no consumo de água ou 90% no índice de consumo de água por energia gerada.

A meta estabelecida pela empresa era de reduzir para o valor máximo de consumo relativo de 0,420 m³/MWh, valor este atingido no segundo semestre de 2010. A redução no consumo foi devido ao reuso da água do processo do arraste hidráulico das cinzas pesadas para

as lagoas. A água utilizada no arraste das cinzas para as lagoas é recuperada e retorna para o processo de arraste.

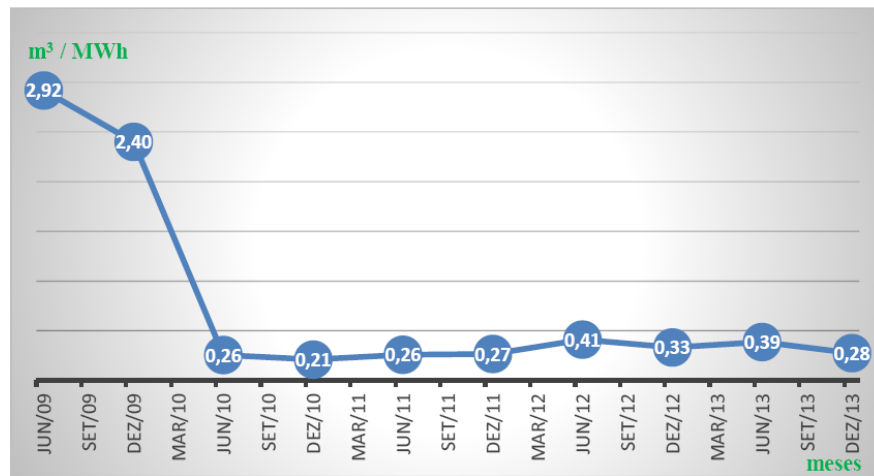


Figura 22 – Consumo de água por unidade de geração de energia

Fonte: Dados da pesquisa.

3.1.3 Cinzas geradas pela combustão do carvão

No tipo de caldeira utilizada na usina termelétrica, são produzidas cinzas de carvão como resíduos, cerca de 80% são leves o suficiente para deixarem a caldeira arrastada com os gases de combustão e são chamadas de cinzas leves ou volantes. As cinzas remanescentes, 20%, caem no fundo da caldeira (cinzas pesadas ou úmidas) fundidas em partículas maiores (Kniess, 2005).

As cinzas leves são coletadas por precipitadores eletrostáticos e transportadas pneumáticamente até os silos de armazenagem, para posterior transporte para a indústria de cimento. A Figura 23 mostra os precipitadores utilizados em uma das unidades de geração de energia do polo industrial.



Figura 23 – Precipitadores eletrostáticos

Fonte: Dados da pesquisa.

As cinzas pesadas são retiradas da fornalha pela sua base, caindo dentro de tanques com água de resfriamento e são removidas por arraste hidráulico para as bacias (A e B) de decantação. Depois de sedimentadas, poderão ser removidas para utilização.

A Figura 24 mostra as cinzas pesadas, em uma das bacias de decantação, depois de sedimentadas.



Figura 24 – Cinzas pesadas na lagoa depois de sedimentadas

Fonte: Dados da pesquisa.

No mesmo período, como consequência da combustão desse carvão, foram geradas 5,689 milhões de toneladas de cinzas, conforme mostrado na Tabela 14 a seguir, sendo 4,538 milhões de toneladas de cinzas leves (79,8%) e 1,15 milhões de toneladas de cinzas pesadas ou

úmidas (20,2%). Esse valor de cinzas geradas representa 42,8% do carvão consumido relativo à base seca.

Tabela 14 – Cinzas leves e pesadas geradas no período 2009 – 2013

Cinzas toneladas/ ano	Ano	Unidades de geração									TOTAL
		UTLA					UTLB			UTLC	
		A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
Pesadas (úmidas)	2009	25829,41	32328,49	10673,77	11443,66	80275,33	39442,75	65169,54	104612,29	120942,53	305830,15
	2010	6750,26	16502,80	21831,87	21391,80	66476,73	45020,59	41871,26	86891,85	140327,24	293695,82
	2011	4923,69	3054,07	8198,22	11906,31	28082,29	21168,39	22285,02	43453,41	68920,36	140456,06
	2012	16929,20	19293,15	20017,46	20544,32	76784,13	27087,76	28039,46	55127,22	51458,46	183369,81
	2013	23883,34	24057,18	22178,11	20320,76	90439,39	25663,11	25597,20	51260,31	85264,77	226964,47
Total		78315,90	95235,69	82899,43	85606,85	342057,87	158382,60	182962,48	341345,08	466913,36	1150316,31
Leves	2009	464,39	0,00	40725,34	44160,58	85350,31	90817,09	120190,87	211007,96	367438,64	663796,91
	2010	15750,61	38506,53	98081,24	96741,40	249079,78	175711,35	165412,21	341123,56	345234,14	935437,48
	2011	11488,60	7199,43	36961,30	54239,87	109889,20	141156,63	138873,58	280030,21	343614,15	733533,56
	2012	39501,46	44527,20	89264,42	93590,77	266883,85	218667,07	226864,71	445531,78	291597,94	1004013,57
	2013	55727,79	56133,43	99681,03	92572,33	304114,58	207384,21	207104,61	414488,82	483167,05	1201770,45
Total		122932,85	146366,59	364713,33	381304,95	1015317,72	833736,35	858445,98	1692182,33	1831051,92	4538551,97
Total Cinzas/ano	2009	26293,80	32328,49	51399,11	55604,24	165625,64	130259,84	185360,41	315620,25	488381,17	969627,06
	2010	22500,87	55009,33	119913,11	118133,20	315556,51	220731,94	207283,47	428015,41	485561,38	1229133,30
	2011	16412,29	10253,50	45159,52	66146,18	137971,49	162325,02	161158,60	323483,62	412534,51	873989,62
	2012	56430,66	63820,35	109281,88	114135,09	343667,98	245754,83	254904,17	500659,00	343056,40	1187383,38
	2013	79611,13	80190,61	121859,14	112893,09	394553,97	233047,32	232701,81	465749,13	568431,82	1428734,92
Total no período		201248,75	241602,28	447612,76	466911,80	1357375,59	992118,95	1041408,46	2033527,41	2297965,28	5688868,28

Fonte: Dados da pesquisa.

O gráfico da Figura 25 mostra a produção de cinzas leves e pesadas no período 2009-2013, em toneladas, geradas na termelétrica.

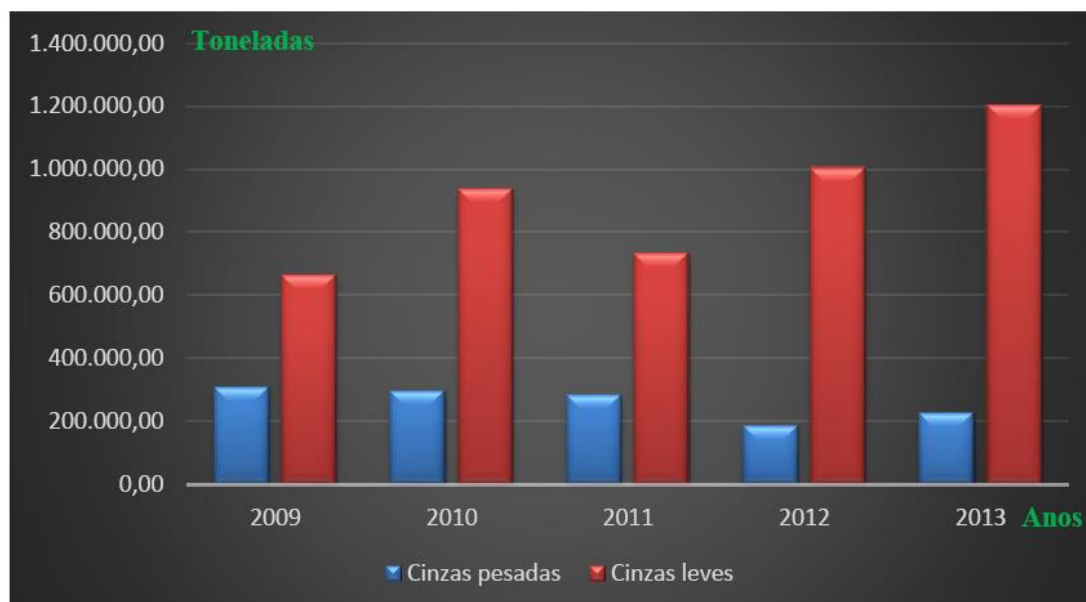


Figura 25 – Geração de cinzas em toneladas no período 2009 – 2013

Fonte: Dados da pesquisa.

O gráfico da Figura 26 mostra a geração de cinzas como porcentagem do valor de carvão consumido, no período, para a geração de energia elétrica.

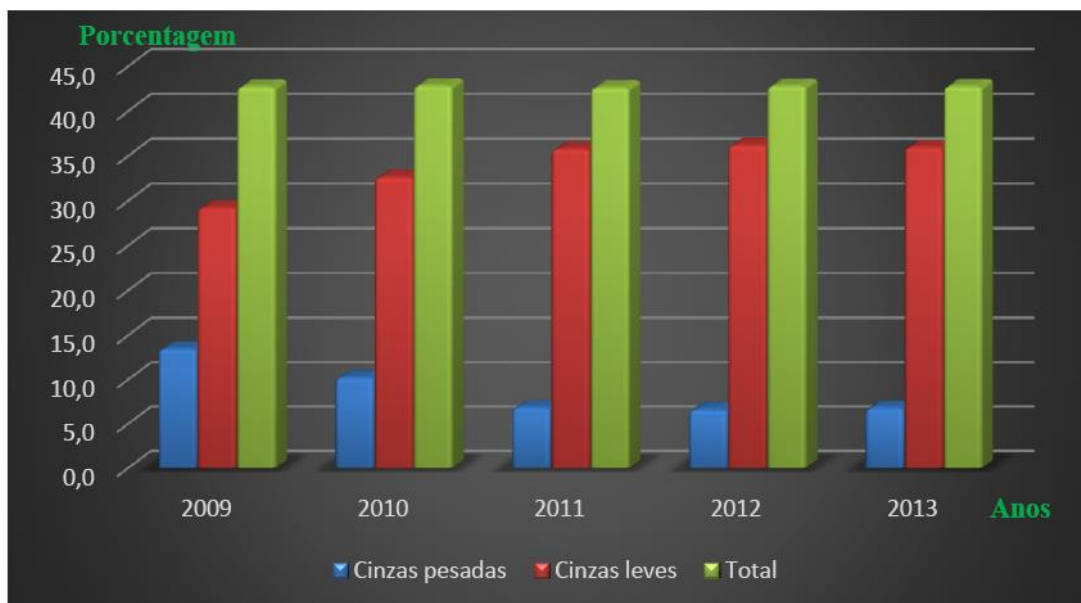


Figura 26 – Porcentagem de geração de cinzas em relação ao carvão consumido no período 2009 – 2013

Fonte: Dados da pesquisa.

O gráfico da Figura 27 mostra a proporção entre as cinzas leves e as pesadas geradas pela combustão do carvão no período analisado. Nota-se o decréscimo nos valores relativos das cinzas pesadas geradas.

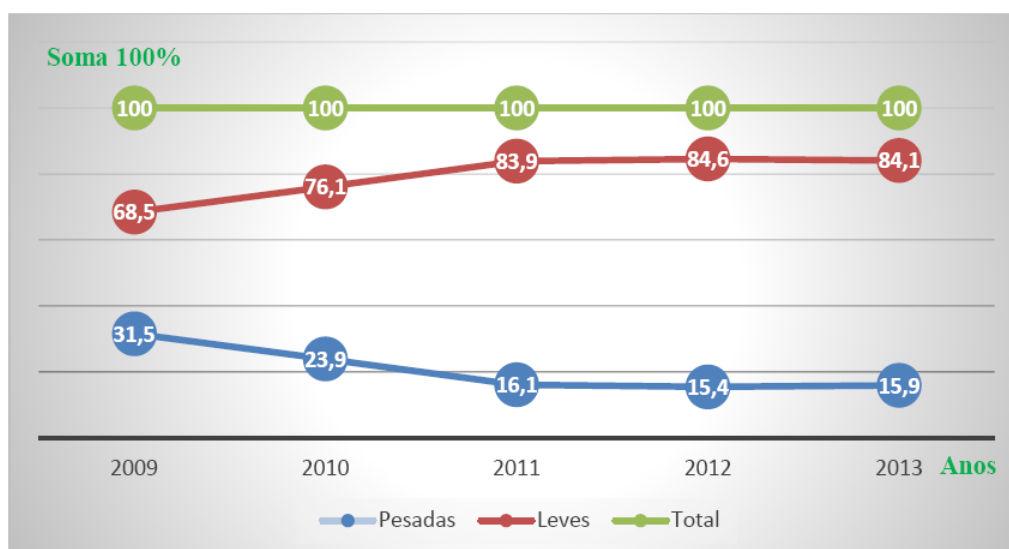


Figura 27 – Proporção em porcentagem entre as cinzas leves e as pesadas geradas no período 2009 – 2013

Fonte: Dados da pesquisa.

As cinzas pesadas produzidas na usina termelétrica foram analisadas por Andrade et al. (2009), Kniess (2005) e também pela Alfa e apresentaram as composições químicas mostradas na Tabela 15. O que se observa é que as características apresentam uma pequena variação na sua constituição.

Tabela 15 – Características físicas e químicas das cinzas pesadas

Elementos químicos (%)	Kniess (2005)	Andrade et al. (2009)	Alfa
SiO ₂ (sílica ou dióxido de Silício)	54,04	56,0	58,35
Al ₂ O ₃ (alumina ou óxido de Alumínio)	25,19	26,70	22,44
Fe ₂ O ₃ (hematita ou óxido de Ferro III)	4,61	5,80	7,23
K ₂ O (óxido de Potássio)	0,95	2,60	2,80
CaO (cal ou óxido de Cálcio)	2,26	0,80	1,72
TiO ₂ (dióxido de Titânio)	0,91	1,30	1,04
SO ₃ (óxido sulfúrico)	---	0,10	---
Na ₂ O (óxido de Sódio)	0,86	0,20	0,55
MgO (óxido de Magnésio)	1,41	0,60	0,80
MnO (óxido de Manganês)	0,03	---	<0,05
P ₂ O ₅ (pentóxido de fósforo)	0,22	---	0,06
Perdas na ignição	8,52	4,60	4,31

Fonte: Andrade et al. (2009), Kniess (2005) e Alfa (dados da pesquisa).

A análise da Alfa mostrou também:

- 1) Elementos majoritários presentes nas cinzas pesadas: Sílica (Si), Alumínio (Al) e Ferro (Fe);
- 2) Elementos em pequenos percentuais: Potássio (K) e Cálcio (Ca);
- 3) Elementos traços: Zircônio (Zr), Ítrio (Y), Titânio (Ti), Estrôncio (Sr), Enxofre (S), Rubídio (Rb), Nióbio (Nb), Sódio (Na), Manganês (Mn), Magnésio (Mg), Cobre (Cu), Cobalto (Co), Cloro (Cl) e Cério (Ce).

3.1.4 Cinzas geradas por tonelada de carvão e transporte das cinzas

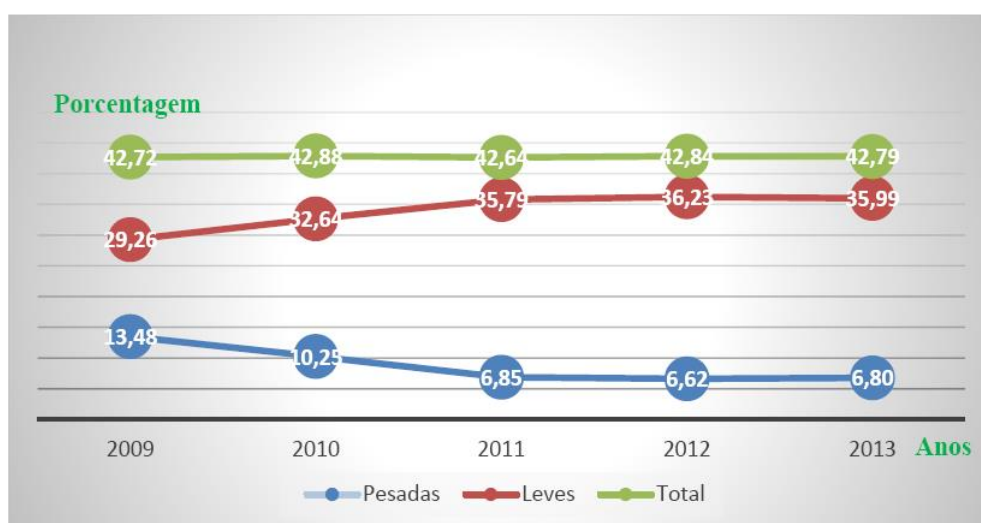
Cinzas pesadas geradas por tonelada de carvão consumido no período (2009 – 2013) e cinzas leves (ou volantes) geradas por tonelada de carvão consumido no período (2009 – 2013). A Tabela 16 apresenta as cinzas pesadas, as leves e o valor total geradas por tonelada de carvão consumida, em percentagem, no período 2009 – 2013.

Tabela 16 – Cinzas leves e pesadas geradas por tonelada de carvão consumido (2009 – 2013)

Cinzas por tonelada de carvão/ano (%)	Ano	Unidades de geração									TOTAL
		UTLA					UTLB			UTLC	
		A1	A2	B3	B4	Total	C5	C6	Total	I7	
Pesadas (úmidas)	2009	42,50	43,24	9,00	8,92	20,99	12,77	14,71	13,91	10,66	13,48
	2010	12,87	13,01	7,93	7,87	9,15	8,71	8,62	8,67	12,34	10,25
	2011	12,83	12,65	7,70	7,69	8,67	5,55	5,87	5,71	7,14	6,85
	2012	12,87	12,94	7,87	7,75	9,60	4,71	4,69	4,70	6,45	6,62
	2013	12,88	12,88	7,84	7,75	9,86	4,69	4,69	4,69	6,42	6,80
	Total médio	18,79	18,95	8,07	8,00	11,65	7,28	7,72	7,54	8,60	8,80
Leves	2009	0,76	0,00	34,33	34,42	22,31	29,39	27,13	28,06	32,39	29,26
	2010	30,04	30,36	35,64	35,58	34,29	33,99	34,07	34,03	30,35	32,64
	2011	29,93	29,83	34,71	35,05	33,94	36,98	36,61	36,79	35,62	35,79
	2012	30,03	29,86	35,11	35,31	33,36	37,99	37,96	37,98	36,52	36,23
	2013	30,05	30,06	35,23	35,30	33,15	37,89	37,94	37,92	36,37	35,99
	Total médio	24,16	24,02	35,00	35,13	31,41	35,25	34,74	34,95	34,25	33,98
Total Cinzas/ano	2009	43,26	43,24	43,33	43,33	43,21	42,16	41,83	41,97	43,05	42,72
	2010	42,91	43,37	43,58	43,45	43,45	42,70	42,69	42,69	42,68	42,88
	2011	42,76	42,48	42,41	42,74	42,59	42,52	42,48	42,50	42,77	42,64
	2012	42,90	42,80	42,98	43,06	42,96	42,70	42,48	42,67	42,97	42,84
	2013	42,93	42,94	43,06	43,05	43,01	42,58	42,65	42,61	42,79	42,79
	Total médio no período	42,95	42,97	43,07	43,13	43,04	42,53	42,43	42,49	42,85	42,77

Fonte: Dados da pesquisa.

O gráfico da Figura 28 mostra a porcentagem total produzida de cinzas, separadas em cinzas leves e pesadas por tonelada de carvão consumida na geração de energia elétrica no período.

**Figura 28** – Porcentagem de cinzas produzidas por tonelada de carvão consumida no período 2009 – 2013

Fonte: Dados da pesquisa.

a) Quantidade em toneladas por anos de cinzas leves vendidas no período (2009 – 2013):

As quantidades de cinzas leves geradas mostradas anteriormente na Tabela 08 foram totalmente vendidas para uma empresa do setor de cimentos.

b) Preço de venda das cinzas leves por tonelada/ano no período (2009 – 2013):

Não foram disponibilizados pela empresa Alfa os valores, mas estima-se que o valor de venda das cinzas pesadas são de, aproximadamente, vinte e cinco por cento (25%) do valor das cinzas leves por tonelada.

c) Outros resíduos gerados pela combustão de carvão por tonelada de carvão consumido no período (2009 – 2013):

Outros resíduos gerados pela combustão de carvão por tonelada de carvão consumido no período (2009 – 2013). Os resíduos gerados serão mostrados na Tabela 19.

d) Transporte dos resíduos: como são transportados os resíduos gerados pela combustão do carvão até a disposição na bacia de contenção?

As cinzas são levadas para as bacias de sedimentação por meio de arraste hidráulico. A água utilizada é proveniente do rio que passa próximo da empresa. O sistema atual de arraste das cinzas pesadas por meio de fluxo de água foi projetado para que a água circule desde a retirada das cinzas após a queima do carvão até a disposição nas lagoas, de modo que essa mesma água seja reposta no sistema para que não haja necessidade de nova captação de água do rio. É estimado que circule no sistema de arraste, aproximadamente, 2.000 m³/hora de água e por ano 17.942.477,85 m³/ano.

e) Distância percorrida pelo transporte (caso sejam dispostos em locais diferentes, discriminar por tipo de resíduo):

O transporte para fora da usina até o local de uso das cinzas é de responsabilidade da empresa do setor de cimentos e, portanto, a Alfa não tem informações dessas distâncias.

f) Custos relativos a esse transporte no período (2009 – 2013) com energia, manutenção entre outros:

Informações não disponíveis sobre os custos de manutenção/operação do arraste hidráulico.

O sistema de bombeamento de água das bacias para as três unidades de geração é realizado por cinco bombas elétricas e o arraste das três unidades para a bacias são utilizadas, no processo, por duas bombas, conforme mostrado na Tabela 17.

Tabela 17 – Bombas de água utilizadas

Bombas	Quantidades	Nominal	Calculado	
		Potência kW	Potência total kW	Consumo kW/h
Reposição UTLA	1	160	160	160
Reposição UTLB	1	160	160	160
Reposição UTLC	3	242,1	726,3	726,3
Transporte cinzas - bacias	2	109	218	218
Total	7		1264,3	1264,3

Fonte: Dados da pesquisa.

3.1.5 Informações gerais

a) Áreas das bacias de sedimentação, média anual no período (2009 – 2013):

São duas bacias (A e B) que têm as dimensões aproximadas mostradas na Tabela 18, a seguir. Essas bacias estão localizadas perto de uma das unidades geradoras e recebem todo o volume de água e cinzas pesadas provenientes das três unidades e são periodicamente recuperadas com a remoção das cinzas para a área de secagem. As bacias são lagoas de decantação que, após a sedimentação, fornecem água recuperada para o reuso no sistemas de arraste das cinzas das três unidades, conforme mencionado anteriormente. O nível máximo das bacias é de 8,0 m. Foram calculados os volumes máximo, mínimo e médios das bacias, conforme apresentado na Tabela 18.

Tabela 18 – Dimensões das bacias de sedimentação

Dimensão	Unidade	Bacia	
		A	B
Valores nominais			
(1) Profundidade média útil	m	5,0	5,0
(2) Superfície do espelho	m ²	161.000	153.000
(3) Superfície do fundo	m ²	148.000	134.000
Nível máximo operacional	m	7,6	7,6
Valores calculados			
(4) Volume máximo útil (1) x (2)	m ³	805.000	765.000
(5) Volume mínimo útil (1) x (3)	m ³	740.000	670.000
Volume médio útil (média entre (4) e (5))	m ³	772.500	717.500

Fonte: Dados da pesquisa.

b) Volumes armazenados nas bacias de sedimentação, média anual no período (2009 – 2013):

Foi estimado, conforme visita no local, que cada bacia é esvaziada a cada seis meses.

c) Custo de manutenção das bacias de sedimentação, média anual no período (2009 – 2013):

Informações não disponíveis.

d) Custo histórico das bacias de sedimentação discriminado por materiais (tipos/quantidades/custo), serviços (mão de obra/custo) e outros itens (energia etc./custos) envolvidos na construção da bacia de sedimentação:

Informações não disponíveis.

e) Ano de construção da bacia de sedimentação:

As bacias foram construídas em 2009.

f) Poluição ambiental: gases e partículas emitidos para o ar por tonelada de carvão, média anual no período (2009 – 2013) e especificar quantidades por tipo de gás/partículas emitidos:

As medições são realizadas semestralmente em kg/MW e o valor anual é estimado com base nessas medições, conforme mostrado na Tabela 19.

Tabela 19 – Emissões de poluentes por tipo e por ano

Ano	Emissões (tonelada)			
	NO _x	SO ₂	Material particulado	Total
2009	10145,85	90110,54	1676,24	101932,63
2010	12780,70	112993,51	2145,36	127919,57
2011	9442,76	75354,12	1186,61	85983,49
2012	12742,94	109601,26	1778,96	124123,16
2013	15444,44	123777,86	2522,70	141745,00
Total no período	60556,69	511837,29	9309,87	581703,85

Fonte: Dados da pesquisa.

g) Líquidos e sólidos emitidos para o solo por tonelada de carvão, média anual no período (2009 – 2013), especificar quantidades por tipo de líquidos/sólidos emitidos:

Não há emissão de efluentes.

h) Líquidos e sólidos emitidos para a água por tonelada de carvão, média anual no período (2009 – 2013), especificar quantidades por tipo de líquidos/sólidos emitidos:

Não há emissão de efluentes.

i) Caldeiras das unidades de geração: marca/tipo de caldeira usada em cada uma das usinas (A/B/C):

O polo industrial é constituído de três unidades de geração de energia elétrica UTLA, UTLB e UTLC, com diferentes composições de equipamentos (turbinas, alternadores etc.) cujas principais informações técnicas estão apresentadas na Tabela 20.

Tabela 20 – Informações técnicas

Informações	UTLA				UTLB		UTLC
	Unidade						
	A1	A2	B3	B4	C5	C6	17
Turbinas	1	2	3	4	5	6	7
Potência (MW)	50		66		131		363
Fabricante	MAN		ANSALDO		SKODA		ANSALDO
Presssão do vapor superaquecido kgf/cm²	87		140	140	110	110	170
Temperatura do vapor superaquecido (°C)	510		538		515		538
Alternadores	1	2	3	4	5	6	7
Potência aparente (kVA)	58.000		75.000		156.250		411.760
Fabricante	BBC - Brown Boveri		ASGEN		SKODA		SKODA
Tensão (V)	13.800		13.800		13.800		20.000
Tipo de refrigeração	hidrogênio		hidrogênio		hidrogênio		hidrogênio
Frequência (Hz)	60		60		60		60
Condensadores	1	2	3	4	5	6	7
Tipo de sistema água de circulação	ciclo aberto		ciclo aberto		ciclo aberto		ciclo fechado
Caldeiras	1	2	3	4	5	6	7
Fabricante	MAN		ANSALDO		SKODA /SES Tlmace	BABCOCK/ SKODA - SES Timace	
Tipo	Duplo passe, aquotubular, circulação natural						Duplo passe, aquotubular, circulação forçada (Benson)
Capacidade de produção de vapor (kg/h)	215.000		230.000		395.000		1.005.000
Presssão do vapor superaquecido kgf/cm2	87		147		124		179
Temperatura do vapor superaquecido (°C)	515		540		515		538
Entrada em operação	mar/65	fev/67	fev/74	jun/73	nov/79	jul/80	fev/97
Concessão para exploração	2028						
Licença ambiental de operação	11/abril/2016						

Fonte: Dados da pesquisa.

j) Eficiências das caldeiras:

Nesta pesquisa, foram consideradas as informações de eficiência contidas na pesquisa de Restrepo (2012), pois, segundo a empresa Alfa não houve troca de equipamentos. Conforme Restrepo (2012, p. 74) “[...] a eficiência térmica da usina, para uma potência de 45,8 MWe, é de 30%, o que gera um consumo específico de combustível de 660,3 kg de carvão por MWe gerado”.

k) Houve troca de caldeira no período (2009 – 2013)? Se houve qual (quais) foi (foram) trocada(s) e quando (ano)? Eficiência da(s) nova(s) caldeiras:

Não houve troca de equipamentos no período.

3.2 HISTÓRICO DAS CINZAS NA EMPRESA ALFA

As cinzas leves e pesadas eram, inicialmente, deixadas nas lagoas de sedimentação da empresa, expostas ao tempo e causando todo tipo possível de problemas ambientais.

O carvão mineral provoca a acidificação do solo, pois tem PH alto sendo esse o motivo pelo qual as cinzas pesadas são utilizadas para o tratamento de solo de terrenos que eram usados para depositar o carvão antes do uso, porque tem PH baixo (base).

As cinzas pesadas, para uso industrial, têm características que dificultam o seu uso pois apresentam alto teor de água. Enquanto as cinzas leves apresentam 0,11 % de umidade, a 105°C as cinzas pesadas têm, nas mesmas condições, 34,97% de umidade. Essa característica impede o uso das cinzas pesadas diretamente no processo produtivo, exigindo antes a passagem por um processo de secagem.

A empresa apresenta em seu *site*, uma relação de treze projetos, no período de 1999 a 2013, dos convênios assinados com universidades visando o uso das cinzas geradas pela combustão do carvão ou para melhoria do processo.

Esta pesquisa está inserido no convênio relativo ao projeto “Obtenção em escala piloto de materiais cerâmicos com a adição de cinzas pesadas de carvão mineral” assinado com a Uninove e uma Universidade Federal e foi mencionado anteriormente, no início deste capítulo.

4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Os procedimentos metodológicos, aqui adotados, serão apresentados a seguir e estão estruturados da seguinte forma: Modelo de análise, Descrição da pesquisa, e Pesquisa exploratória: Quantitativa, utilizando a metodologia ACV.

4.1 MODELO DE ANÁLISE

O modelo de análise adotado nesta pesquisa está fundamentado nos estudos de Seuring e Müller (2008), bem como de Bautista-Lazo e Short (2013). Esta pesquisa tem como premissa a transformação de resíduos sólidos industriais em potenciais coprodutos rentáveis (Bautista-Lazo & Short, 2013), sendo esses resíduos matéria-prima alternativa em novos ciclos produtivos (Chertow, 2000), dentro dos preceitos da ecologia industrial (Giannetti & Almeida, 2006), produção-mais limpa (UNEP, 2013) e ciclo de vida de produtos (Finnveden et al., 2009).

Segundo Seuring e Müller (2008), os fornecedores, as empresas focais e os clientes estão ligados por fluxos de capital, de informação e de materiais. Alinhados com o valor do produto vem o impacto ambiental e social incorridos durante as diferentes fases de produção. Neste contexto, as empresas focais nas cadeias de suprimentos podem ser responsabilizadas pelo desempenho ambiental e social de seus fornecedores. Essas empresas são solicitadas a considerar as questões ambientais e sociais presentes em toda a sua cadeia de suprimentos. Com base nisso, os gestores de compras, operações e da cadeia de suprimentos têm visto a integração das questões ambientais e sociais e incluem aquelas incorporadas nas normas relacionadas (por exemplo, ISO 14001) em suas tarefas diárias. Esses gatilhos têm aumentado o interesse na gestão verde/ambiental ou sustentável da cadeia de suprimentos (Seuring & Müller, 2008).

As empresas sofrem pressão externa e recebem incentivos de diferentes grupos. Por um lado, estão os clientes, porque só é justificável a existência de uma CS se há clientes para os produtos e serviços. Por outro, há todos os tipos de controle governamentais, local, regional, nacional ou internacional, considerados de grande relevância. De uma maneira geral, são as pressões exercidas por: exigências legais/regulamentações, necessidades de respostas aos *stakeholders*, vantagens competitivas empresariais, as demandas dos clientes, perda de reputação/imagem e, finalmente, pelos grupos de pressão ambientais e sociais (Seuring & Müller, 2008).

A empresa aqui avaliada, por se tratar de uma termelétrica que utiliza carvão mineral para a produção de energia elétrica, é considerada uma fonte de poluição ambiental, pois gera resíduos industriais no processo produtivo de energia elétrica.

Bautista-Lazo e Short (2013) buscaram constituir um modelo para entender o impacto do uso potencial de resíduos no conceito da simbiose industrial. Segundo os autores, perdas econômicas e poluição ambiental têm sido reconhecidas como as consequências do desperdício, mas a extensão e o impacto de tais consequências apenas começaram a ser entendidos no contexto da sustentabilidade. A eliminação dos resíduos tem sido um dos pilares da competitividade empresarial, mas com o aumento da consciência ambiental tornou-se ainda mais crucial para os fabricantes. A redução de resíduos deve ser vista como uma autoiniciativa de negócio, independentemente de incentivos e das regulamentações governamentais.

Bautista-Lazo e Short (2013) utilizaram como saídas de um processo produtivo de uma empresa: (I) produtos e subprodutos, incluindo a sua embalagem, sendo considerado subproduto tudo que é produzido incidentalmente durante a fabricação do produto principal; (II) não-produtos, nos quais estão incluídos os resíduos sólidos, as águas residuais e as emissões atmosféricas. A Figura 33 apresenta o modelo desenvolvido pelos autores e é por eles denominado de “*the all seeing eye of business*”.

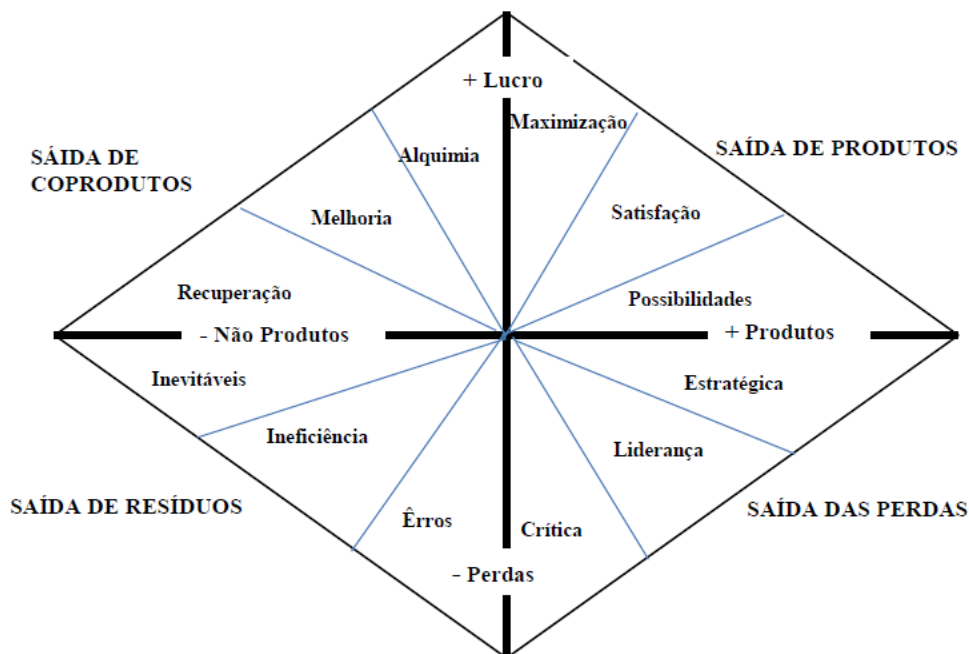


Figura 29 – “*The all seeing eye of business*”

Fonte: Adaptado de Bautista-Lazo e Short (2013).

Segundo Bautista-Lazo e Short (2013), esses são os quatro principais tipos de produção que podem ser encontrados em qualquer empresa que busca o lucro: produtos, coprodutos, resíduos e perdas, mostrados na Figura 29. Cada tipo de saída é visto em relação aos níveis de lucro e pode ocasionar a subdivisão de cada quadrante em três tipos de saída. Os produtos podem ser vendidos com perdas (saída das perdas) quando se trata de uma estratégia para entrar no mercado ou alcançar a liderança. A produção de resíduos que podem ser inevitáveis, por ineficiência ou por erro (saída de resíduos) geram perdas para as empresas. Esses resíduos poderão ser transformados em coprodutos (saída coprodutos) e, com isso, poderão recuperar custos ou a melhoria na margem de lucro. A opção que os autores chamam de “Alquimia” é transformar os resíduos em coprodutos altamente rentáveis que agregam valor para o cliente e geram uma grande fonte de lucro para a empresa. A integração dos doze tipos de saídas, classificados em quatro categorias forma o modelo proposto.

Transformar resíduos em coprodutos tem algumas ressalvas, pois melhoramentos ambientais só seriam obtidos se o processo de transformação fosse mais eficiente do que o uso de matérias-primas virgens, existe, portanto, a necessidade de uma análise do ciclo de vida completo para cada transformação de resíduos.

Como anteriormente citado por Bautista-Lazo e Short (2013), às vezes, em razão do nível da tecnologia utilizada, pode-se revelar como inviável a eliminação completa da geração de resíduos, assim, há uma necessidade de se considerar as estratégias apropriadas para gerir um resíduo que é inevitável nos processos de produção.

Esta pesquisa está inserida no seguinte contexto: na gestão de resíduos sólidos industriais, dentro da Gestão da Cadeia de Suprimentos Verde (Seuring & Müller, 2008; Srivastava, 2007), transformar os resíduos em coprodutos (Bautista-Lazo & Short, 2013), por meio do processo conhecido por simbiose industrial, e utilizá-los como matéria-prima alternativa em outros setores industriais tradicionalmente separados (Chertow, 2000). A Figura 30 apresenta o modelo de análise do fluxo de gestão de resíduos sólidos industriais objeto desta pesquisa.

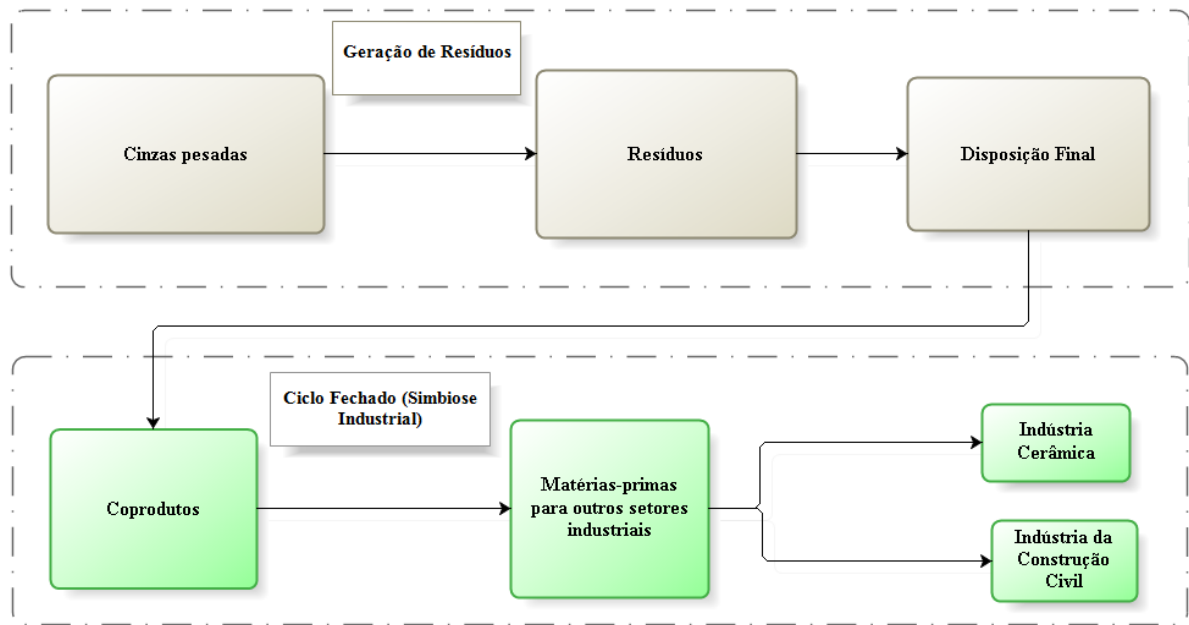


Figura 30 – Modelo de análise de gestão de resíduos sólidos industriais

Fonte: Elaborada pelo autor.

A Figura 30, mostra, de uma forma genérica, a produção de cinzas pesadas como resíduo sólido industrial proveniente do processo de produção de energia elétrica por meio da combustão de carvão mineral, sendo que essas cinzas são dispostas nas lagoas dentro da usina termelétrica objeto deste estudo. Esses resíduos, em vez de serem deixados dispostos na lagoa, como resíduos, poderão ser considerados um coproduto e usados como matéria-prima alternativa, em outros setores industriais, dentro do conceito de simbiose industrial (Chertow, 2000). O objetivo foi avaliar a ecoeficiência do uso dessas cinzas como substitutas da areia industrial no processo produtivo de revestimentos cerâmicos ou substitutas do clínquer na produção de cimento Portland. Para isso, foi calculada a ecoeficiência ambiental, por meio do método ReCiPe *endpoint* H Pontuação Única (Hauschild et al., 2013), e econômica, por intermédio do conceito de Bautista-Lazo e Short (2013).

4.2 DESCRIÇÃO DA PESQUISA

O projeto foi desenvolvido por meio de um estudo de caso, pois, segundo Yin (2010), questões de pesquisa “como” e “por que”, indicam, de forma relevante, uma relação com o método de pesquisa a ser utilizado, e é, provavelmente, o método mais apropriado. O estudo de caso único foi realizado, como já mencionado, no parque industrial da empresa Alfa, que é uma das maiores usinas geradoras de energia termelétrica, por meio de combustão de carvão mineral

do país, sendo, assim, um caso representativo (Yin, 2010) no setor de geração de energia elétrica por meio da combustão de carvão.

Além dos dados qualitativos, foram enviados dois questionários e realizadas duas visitas à empresa, com objetivo de entrevistar a gerente de projeto da empresa e também utilizar a ferramenta de observação participante, além de colher dados complementares para a pesquisa.

Os procedimentos metodológicos desta pesquisa foram realizados em três fases:

- 1) Levantamento dos dados por meio de dois questionários e das entrevistas em visitas à empresa Alfa em duas etapas;
- 2) Levantamento de dados secundários em teses, artigos de periódicos e na base de dados *Ecoinvent* do SimaPro para elaboração da ACV;
- 3) Avaliação dos dados, a seguir, descritos.

4.3 DADOS QUANTITATIVOS

Uma pesquisa exploratória quantitativa foi realizada, que dimensionou as emissões de poluentes para atmosfera, água e o solo em termos numéricos relativos ao processo produtivo de energia elétrica e seus resíduos, com o foco nas cinzas pesadas. Foram dimensionadas também todas as emissões de poluentes para atmosfera, água e solo em termos numéricos relativos ao processo produtivo de areia para revestimentos cerâmicos e clínquer para a indústria de cimento Portland.

Essas cinzas aqui estudadas são subprodutos originados da combustão de carvão mineral provenientes das usinas de geração de energia elétrica. O carvão moído é pulverizado no interior da caldeira, passando por várias zonas de aquecimento, onde a matéria volátil e o carvão são queimados, enquanto as impurezas minerais são fundidas e permanecem em suspensão nos gases da combustão. Ao deixar a zona de combustão, as partículas de cinza são resfriadas rapidamente (de 1500°C para 200°C em poucos segundos), solidificando-se como partículas esféricas predominantemente vítreas. Algumas destas partículas se aglomeram para formar as cinzas pesadas que, por sua vez, são recolhidas por via úmida por meio de esteiras rolantes. As demais, cinzas leves, são, em grande parte, capturadas por uma série de filtros ou separadores mecânicos e são carregados pelo fluxo de gás da combustão, conforme diagrama simplificado mostrado na Figura 31 (Kniess, 2005), a seguir.

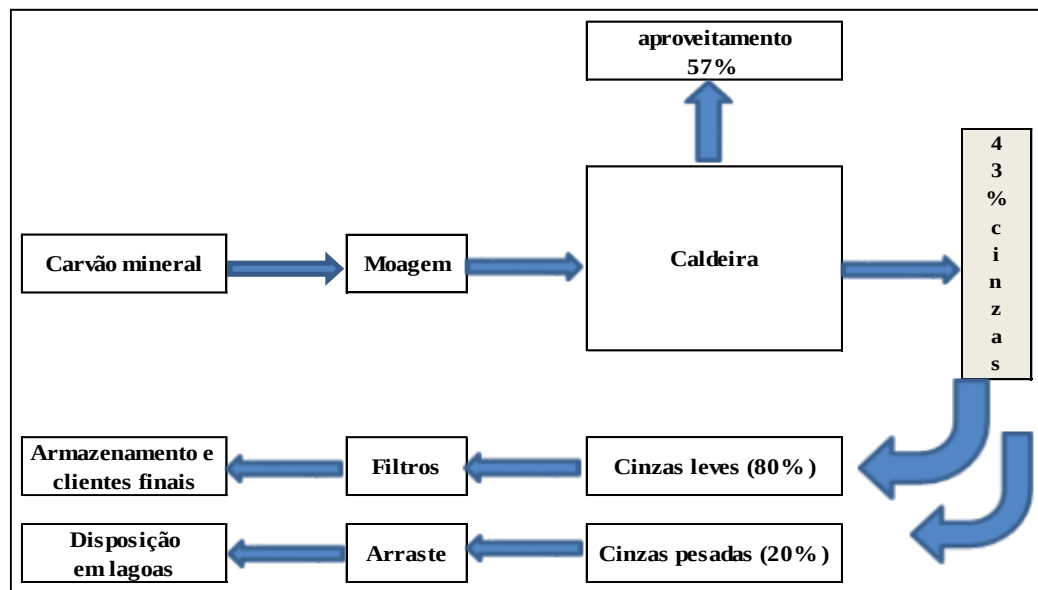


Figura 31 – Diagrama simplificado da produção de cinzas de carvão mineral

Fonte: Adaptado de Kniess (2005).

A avaliação da ecoeficiência dos processos de geração de cinzas de carvão mineral, de produção e extração de areia para a indústria de revestimentos cerâmicos e de produção de clínquer para a indústria de cimento Portland foi realizada e comparada com o objetivo de mostrar que as cinzas pesadas poderão ser utilizadas como matéria-prima alternativa tanto na produção de revestimentos cerâmicos quanto na produção de cimento Portland.

A avaliação foi realizada seguindo a norma ABNT NBR ISO 14045 que orienta que os impactos ambientais sejam avaliados por intermédio da utilização da ACV, conduzida em conformidade com as normas ABNT NBR ISO 14040 e ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2014).

O cálculo do inventário baseou-se em dados primários coletados diretamente na empresa Alfa e os dados secundários foram coletados da literatura e na base de dados do *software* SimaPro 8.0 que avaliou os processos.

4.3.1 Objetivo e escopo da ACV

Para a definição de objetivo e escopo, estabeleceu-se um sistema de produto que atendeu a uma determinada unidade funcional, que pode ser interpretada como desempenho quantificado de um sistema para utilização como unidade de referência.

O primeiro objetivo da ACV, foi o inventário das matérias-primas necessárias e das emissões de poluentes e sua associação com a produção dos resíduos gerados pela combustão de carvão, isto é, as cinzas pesadas de carvão mineral.

O segundo objetivo da ACV, foi o inventário das matérias-primas necessárias e das emissões de poluentes associado com a produção de areia destinada à produção de revestimentos cerâmicos.

O terceiro objetivo da ACV, foi o inventário das matérias-primas necessárias e das emissões de poluentes associado com a produção dos resíduos gerados na produção do clínquer utilizado na fabricação de cimento Portland.

Foi considerado que a substituição tanto da areia industrial quanto do clínquer, por cinzas pesadas não interferirá nas propriedades dos revestimentos cerâmicos e do cimento Portland durante toda a sua vida útil, isto é, desde a sua fabricação até a sua disposição final.

O escopo da ACV incluiu:

- a) Produção das cinzas pesadas: mineração e preparação do carvão, transporte do carvão para a termelétrica, combustão do carvão, geração das cinzas pesadas, arraste hidráulico das cinzas para as lagoas e disposição nas lagoas da termelétrica;
- b) Produção das cinzas pesadas para substituição da areia industrial: mineração e preparação do carvão, transporte do carvão para a termelétrica, combustão do carvão, geração das cinzas pesadas, arraste hidráulico das cinzas para as lagoas, retirada da lagoa, secagem e transporte das cinzas até a indústria de revestimentos cerâmicos;
- c) Produção das cinzas pesadas para substituição do clínquer: mineração e preparação do carvão, transporte do carvão para a termelétrica, combustão do carvão, geração das cinzas pesadas, arraste hidráulico das cinzas para as lagoas, retirada da lagoa, secagem e transporte das cinzas até a indústria de cimentos Portland;
- d) Produção da areia: extração, produção e transporte até a indústria de produção de revestimentos cerâmicos;
- e) Produção de clínquer: extração das matérias-primas, transporte até a indústria de cimento Portland e a produção do clínquer.

4.3.2 Limites do sistema

Os sistemas aqui considerados representam um processo típico de geração de energia por meio de carvão pulverizado e, conseqüentemente, de produção de cinzas pesadas, de cerâmica e de cimento Portland. Os limites de cada estágio, conforme Figuras 32, 33 e 34, incluíram, além do que já foi citada, a extração e a preparação do carvão mineral, da areia industrial e das matérias-primas para o clínquer, a produção de materiais e produtos químicos, transportes, as máquinas e equipamentos necessários para produção, o consumo de energia e as emissões para o ar, água e solo correspondentes.

O sistema incluiu o transporte das cinzas pesadas, desde a usina geradora até o seu local de uso, a indústria de produção de revestimentos cerâmicos e uma empresa de produção de cimento. A hipótese considerada neste estudo é que todas as cinzas pesadas geradas a partir da combustão de carvão foram utilizadas totalmente na indústria cerâmica como substitutas de matérias-primas originais e também na indústria de cimento Portland. Aqui foi considerado o sistema do berço ao portão (*cradle to gate*).

A Figura 32 mostra os três cenários de cinzas considerados: o primeiro, com o ciclo de vida básico das cinzas pesadas de carvão mineral desde a extração do carvão mineral até a disposição nas lagoas; o segundo, incluindo a secagem e o transporte para posterior uso na indústria de materiais cerâmicos, e o terceiro, incluindo a secagem e o transporte para uso na fabricação de cimentos Portland.

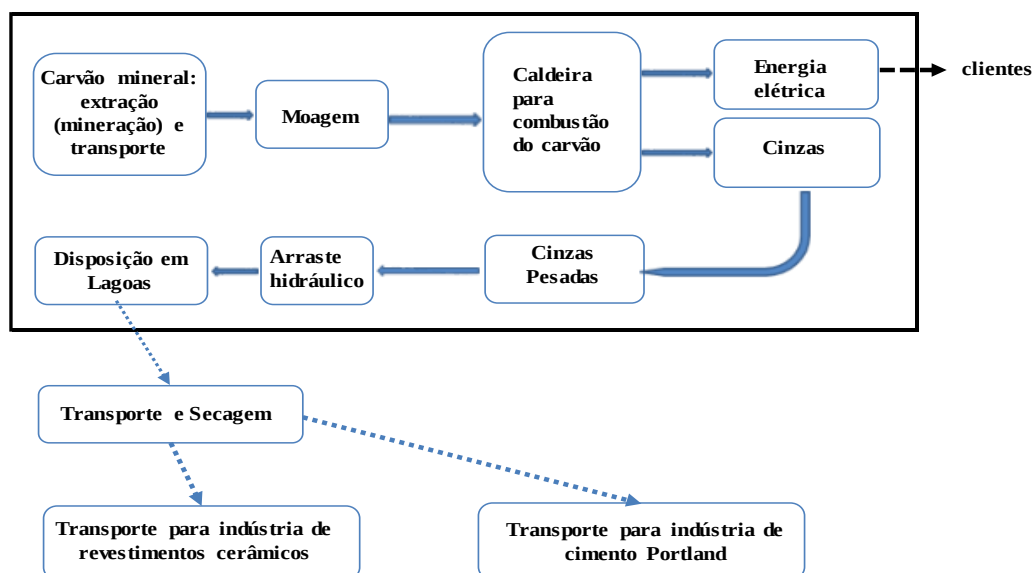


Figura 32 – Limites do sistema de produção de cinzas pesadas

Fonte: Adaptado de Kniess (2005).

A Figura 33 mostra o ciclo da areia desde a sua extração até a entrega em uma indústria de materiais cerâmicos.

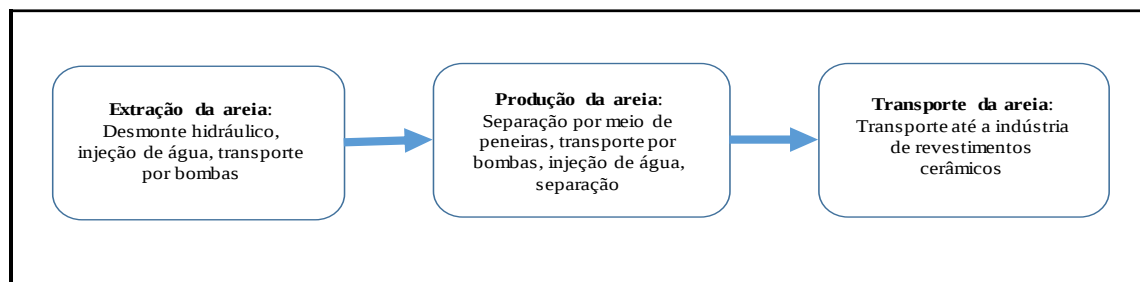


Figura 33 – Ciclo de produção de areia

Fonte: Adaptado de Souza (2012).

A Figura 34 mostra o processo produtivo do clínquer que é utilizado como matéria-prima na produção de cimento Portland.

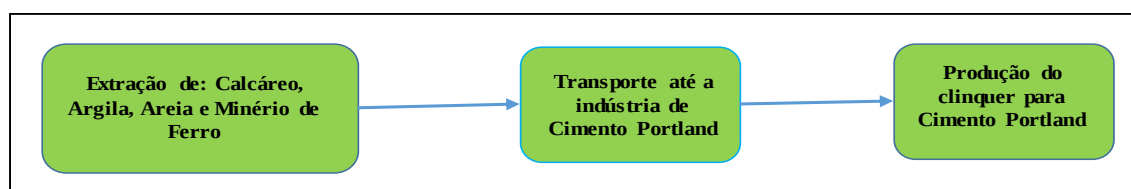


Figura 34 – Ciclo de produção do clínquer

Fonte: Adaptado de Souza (2012).

Foram adotadas as seguintes hipóteses para o uso das cinzas pesadas na substituição de matérias-primas originais na produção de revestimentos cerâmicos e de cimentos Portland:

- a) Os revestimentos cerâmicos produzidos com a utilização das cinzas pesadas terão desempenho físico, químico e mecânico semelhante, baseado nos resultados apresentados pelo estudo de Kniess sobre o uso das cinzas pesadas de carvão mineral como matéria-prima alternativa na produção de revestimentos cerâmicos (2005);
- b) Durante todo o ciclo de vida até a sua disposição final, os revestimentos cerâmicos produzidos com as cinzas pesadas terão as mesmas características físicas, químicas e mecânicas que os revestimentos produzidos com as matérias-primas originais.
- c) O cimento Portland produzido com a utilização das cinzas pesadas terá desempenho físico, químico e mecânico semelhante;
- d) Durante todo o ciclo de vida até a sua disposição final, o cimento Portland produzido com as cinzas pesadas terá as mesmas características físicas, químicas e mecânicas que o cimento produzido com as matérias-primas originais.

4.3.3 Unidade funcional

A unidade funcional utilizada neste estudo foi para as cinzas pesadas “1.000 kg de cinzas pesadas geradas”, para a areia destinada à indústria de revestimentos cerâmicos “1.000 kg de areia produzida” e para o clínquer destinado à produção de cimento Portland “1.000 kg de clínquer produzido”.

Embora seja de uso comum a unidade “por kWh de energia gerada”, quando o estudo envolve produção de energia elétrica, a aplicação baseada em uma unidade de massa tem melhor clareza e comparabilidade de resultados, dado que a maioria das entradas e saídas dos sistemas é relatada em massa, mas não excluirá eventuais comparações com aquela unidade ou outra unidade específica para uma usina de geração de energia (Babbitt & Lindner, 2008a).

4.3.4 Análise de inventário: entradas e saídas

A análise do inventário do ciclo de vida do produto foi realizada conforme prescrito pelas normas ABNT NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b). Foram considerados na análise cinco cenários, como relatado a seguir:

- a) Primeiro cenário: Análise de inventário da geração cinzas pesadas provenientes do uso do carvão mineral como combustível para a geração de energia elétrica por termelétricas;
- b) Segundo cenário: Análise de inventário da geração cinzas pesadas provenientes do uso do carvão mineral como combustível para a geração de energia elétrica por termelétricas e destinadas a substituição da areia industrial na produção de revestimentos cerâmicos;
- c) Terceiro cenário: Análise de inventário da geração cinzas pesadas provenientes do uso do carvão mineral como combustível para a geração de energia elétrica por termelétricas e destinadas à substituição do clínquer na produção de cimento Portland;
- d) Quarto cenário: Análise de inventário da produção de areia industrial para o uso nas indústrias de revestimentos cerâmicos;
- e) Quinto cenário: Análise de inventário da produção de clínquer utilizado na indústria de cimento Portland.

Foram avaliadas as seguintes categorias de impacto:

- a) Aquecimento global (*Global Warming Potential* [GWP]);
- b) Diminuição da camada de ozônio (*Ozone Depletion Potential* [ODP]);

- c) Acidificação (*Acidification Potential* [AP]);
- d) Criação fotoquímica de ozônio (*Photochemical Ozone Creation Potential* [POCP]);
- e) Toxicidade Humana (*Human Toxicity Potential* [HTP]);
- f) Ecotoxicidade (*Eco Toxicity Potential* [ETP]);
- g) Eutrofização (*Eutrophication Potential* [EP]);
- h) Radiação ionizante (*Ionising Radiation* [IR]);
- i) Esgotamento de recursos não-renováveis (*Abiotic Resource Depletion* [ARD]);
- j) Material Particulado (Particulate Matter [PM]);
- k) Uso do solo (*Land Use*).

4.3.5 Avaliação de ecoeficiência

A avaliação de ecoeficiência seguiu o método especificado pela norma ABNT NBR ISO 14045 (ABNT, 2014). A avaliação do ciclo de vida do produto foi realizada em cinco cenários, conforme descritos a seguir:

- a) Primeiro cenário: Avaliação de ecoeficiência, utilizou-se a sistemática de geração de cinzas pesadas provenientes do processo produtivo de energia elétrica em termelétricas;
- b) Segundo cenário: Avaliação de ecoeficiência, utilizou-se a sistemática de geração de cinzas pesadas provenientes do processo produtivo de energia elétrica em termelétricas e destinadas ao uso como matéria-prima alternativa em substituição da areia industrial na produção de revestimentos cerâmicos. Foi realizada a avaliação do berço ao portão, isto é, da geração das cinzas pesadas até o portão da indústria de revestimentos cerâmicos;
- c) Terceiro cenário: Avaliação de ecoeficiência, utilizou-se a sistemática de geração de cinzas pesadas provenientes do processo produtivo de energia elétrica em termelétricas e destinadas à substituição do clínquer na produção de cimentos Portland. Foi realizada a avaliação do berço ao portão, isto é, da geração das cinzas pesadas até o portão da indústria de cimento Portland;
- d) Quarto cenário: Avaliação de ecoeficiência, utilizou-se a sistemática proposta do processo produtivo de areia para indústria de revestimentos cerâmicos. Foi realizada a avaliação do berço ao portão, isto é, a extração e a produção de areia até o portão da indústria de revestimentos cerâmicos;
- e) Quinto cenário: Avaliação de ecoeficiência, utilizou-se a sistemática do processo produtivo de clínquer para a indústria de cimento Portland incluindo a extração das matérias-primas e

produção do clínquer. Esse processo foi adaptado da base de dados *Ecoinvent* do *software* SimaPro.

4.4 PROCEDIMENTOS DE CÁLCULOS ADOTADOS

Neste item, serão apresentados os valores estimados em razão das informações prestadas pela empresa Alfa e das visitas realizadas à empresa.

4.4.1 Arraste hidráulico das cinzas pesadas para as bacias

Como mencionado no item 6, foi estimado que circulem no sistema de arraste, aproximadamente, 2.000 m³/hora de água, o que corresponde anualmente à 17.942.477,85 m³/ano.

Considerando-se que no ano de 2013 foram produzidas 226.964,47 toneladas de cinzas pesadas, conforme mostrado na Tabela 13, têm-se o valor estimado de 79,1 m³ de água (17.942,477,85/226.964,47) por tonelada de cinzas pesadas arrastadas pelo sistema hidráulico. Caso fosse utilizado o valor médio de 230.063,26 toneladas de geração de cinzas pesadas no período 2009-2013, o valor estimado seria de 78,0 m³ de água utilizados no arraste. Esta pesquisa considerou o pior caso, isto é, o uso de 79,1 m³ de água por 1.000 kg de cinzas pesadas arrastadas pelo sistema hidráulico.

4.4.2 Energia consumida pelas bombas no arraste hidráulico das cinzas pesadas

Considerando-se o valor médio de circulação de 2.000m³/h de água, têm-se os consumos estimado de energia:

a) Sistema de reposição de água: a vazão de cada bomba (são três bombas) de reposição da UTLC é de 500 m³/h, estimou-se que as outras duas bombas, que são de mesma potência (160 kW), tenham cada uma vazão de 250 m³/h completando assim o ciclo para reposição de 2.000 m³/h de água no sistema (Tabela 16).

Considerando-se o funcionamento de uma hora têm-se:

Cada bomba de 242,1 kW durante uma hora consome: 242,1 kW/h

As três bombas durante uma hora consomem: 726,3 kW/h

Cada bomba de 160 kW/h durante uma hora consome: 160 kW/h

As duas bombas, durante uma hora consomem: 320 KW/h

Total do consumo de energia do sistema de reposição em uma hora: 1.046,3 kW/h

b) Sistema de transporte de cinzas para as lagoas: duas bombas (109 kW), estimou-se que cada uma tem uma vazão de 1.000m³/h.

Considerando-se o funcionamento de uma hora têm-se:

Cada bomba de 109 kW durante uma hora consome: 109 kW/h

As duas bombas, durante uma hora, consomem: 218 KW/h

Total do consumo de energia do sistema de transporte das cinzas em uma hora: 218 kW/h

c) Total consumido pelas bombas em uma hora de funcionamento:

$$1.046,3 + 218 = 1.264,3 \text{ kW/h}$$

d) Consumo de energia para o arraste de uma tonelada de cinzas pesadas da usina até as lagoas: foi estimado no item anterior que são necessários 79,1m³ de água para o arraste de uma tonelada de cinzas pesadas. Pelo item c (anterior), são consumidos 1.264.3kW/h para a circulação de 2.000 m³ de água por hora para o arraste das cinzas. Fazendo-se a proporção entre os valores, são consumidos 50kW/h para o arraste de 1.000 kg de cinzas pesadas pelo sistema hidráulico.

4.4.3 Retirada e transporte das cinzas pesadas das lagoas até o local de secagem das cinzas

Para retirar as cinzas pesadas das lagoas e, em seguida, colocá-las em um caminhão para o transporte, foi verificado, no local, que são utilizadas duas pás carregadeiras com o consumo médio de 10 litros/hora de combustível (óleo diesel). Cada pá carrega, em média, 1.000 t/dia para um período de nove horas. Portanto a pá consome 0,09 l/tonelada de cinza pesada carregada.

Para o transporte das cinzas pesadas das lagoas até o local de secagem são usados caminhões que transportam, em média, 15 toneladas de cinzas por viagem e têm o rendimento médio de combustível de 2,75 km/litro de óleo diesel.

A distância média percorrida pelos caminhões para transporte das cinzas pesadas das bacias de sedimentação até o local de secagem foi estimada da seguinte forma:

a) Considerando-se as dimensões das bacias A (161.000 m² ou, aproximadamente, 210mx800m) e B (153.000m² ou, aproximadamente, 191mx800m), conforme mostrado na Tabela 17;

- b) A localização geográfica das bacias, lado a lado (Figura 35);
- c) A área de secagem está localizada dentro da Alfa, distante, aproximadamente, 200m das lagoas;
- d) A distância média percorrida pelos caminhões é $191+800+200 \sim 1.200\text{m}$.

A Figura 35, a seguir, mostra o diagrama ilustrativo, sem escala, para visualização da estimativa das distâncias anteriormente calculadas.

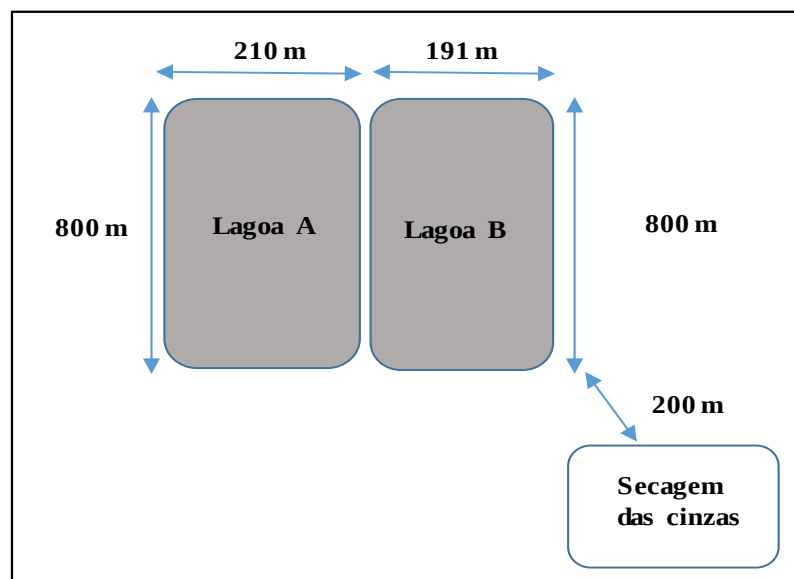


Figura 35 – Diagrama da distância entre a extração das cinzas e a área de secagem

Fonte: Dados da pesquisa.

Considerando-se o rendimento médio de combustível de 2,75 km/litro de óleo diesel, para a distância de 1,2 km, o consumo foi de 0,463 litros, para o transporte de 15 t de cinzas pesadas. Portanto, para o transporte da unidade funcional, 1.000 kg de cinzas pesadas, foi considerado o consumo de 0,0290 l/por 1.000 kg de cinzas transportadas. Usando essa mesma média para o caminhão vazio, na volta, têm-se 0,0580 l/por 1.000 kg de cinzas transportadas.

4.4.4 Processo de secagem das cinzas pesadas

Foi constatado na visita que as cinzas pesadas necessitam de secagem antes da utilização por uma indústria de cimento, devido ao alto teor de água presente, em torno de 35%. O equipamento utilizado para secagem é de fabricação Hazemag, empresa alemã, com a capacidade de produção de secagem de 30t/h, com uma média de uso de 2t/h e com consumo de energia de, aproximadamente, de 12 a 13 kWh/t.

Para a unidade funcional aqui utilizada para ACV de 1.000 kg de cinzas pesadas, foi considerado o valor médio de consumo de energia de 6,5 kWh por 1.000 kg de cinzas pesadas para o processo de secagem.

4.4.5 Transporte das cinzas pesadas da secagem até a indústria cerâmica

A planta do projeto piloto para a produção de revestimentos cerâmicos, será instalada dentro da empresa Alfa e foi estimado que a distância entre a área de secagem das cinzas pesadas e a planta será de 2 km.

Foram considerados os mesmos valores utilizados de transporte para a retirada das cinzas das lagoas, isto é, rendimento de óleo diesel dos caminhões de 2,75 km/l e para 15 toneladas de cinzas transportadas por 2 km, o consumo estimado de 0,0485 l/por 1.000 kg de cinzas transportadas. Usando essa mesma média para o caminhão vazio, na volta, têm-se 0,0580 l/por 1.000 kg de cinzas transportadas.

4.4.6 Transporte das cinzas pesadas da secagem até a indústria de cimento Portland

Foi estimado que a distância entre a área de secagem e uma indústria hipotética de cimento Portland que utilizará as cinzas pesadas na substituição parcial do clínquer era de 50 km.

Foram considerados os mesmos valores médios previstos de transporte para a retirada das cinzas das lagoas e adaptados para a distância de 50 km. O rendimento de óleo diesel dos caminhões é de 2,75 km/l e para 15 toneladas de cinzas transportadas, portanto, apresenta o consumo de 1,21 l/por 1.000 kg de cinzas transportadas. Usando essa mesma média para o caminhão vazio, na volta, têm-se 2,42 l/por 1.000 kg de cinzas transportadas.

4.5 DADOS SECUNDÁRIOS UTILIZADOS

Foram utilizados os seguintes dados secundários obtidos das seguintes fontes:

4.5.1 Pesquisa Restrepo (2012)

A tese de Restrepo (2012) “Metodologia de análise e avaliação exergoambiental de plantas termoeletricas operando em combustão combinada carvão biomassa” fez a avaliação termodinâmica e também utilizou a metodologia ACV para quantificar o impacto ambiental em dois cenários: a usina operando com 100% de carvão e a usina operando em combustão combinada de 90% de carvão mineral e 10% de biomassa provenientes do cultivo de arroz (palha de arroz). O autor chamou de “rota tecnológica do carvão”, a rota na região de mineração que abastece o polo industrial de geração de energia da empresa Alfa. Nesta pesquisa foram utilizados os dados relativos ao primeiro cenário da pesquisa de Restrepo (2012), isto é, a usina termelétrica operando 100% com carvão mineral.

O autor analisou duas etapas do processo de produção de energia elétrica por meio da combustão de carvão mineral:

a) Mineração: descreveu a extração do carvão energético (CE 4500), incluindo a lavra em uma mina subterrânea, o transporte e beneficiamento, em uma das empresas que fornecem carvão para a usina e informou todos os insumos consumidos e as emissões para o ar, a água e o solo, conforme mostrado na Tabela 21, a seguir. As informações referem-se ao inventário relativo a unidade funcional de 1 kg de CE.

Tabela 21 – Entradas e saídas na mineração de carvão por 1 kg de CE

Entradas	Quantidade	Unidade
Carvão ROM	2,39	kg
Água	$6,99 \times 10^{-3}$	m ³
Diesel	$1,30 \times 10^{-3}$	kg diesel/kg CE
Eleticidade	$4,61 \times 10^{-2}$	kWh
Saídas	Quantidade	Unidade
Emissões para o ar		
CH ₄ (metano)	$2,44 \times 10^{-3}$	kg
CO ₂ (dióxido de carbono)	$2,24 \times 10^{-3}$	kg
Emissões para a água		
Sólidos totais	$1,86 \times 10^{-2}$	kg
Sulfatos	$9,52 \times 10^{-3}$	kg
Alumínio	$5,38 \times 10^{-6}$	kg
Cobre	$3,50 \times 10^{-8}$	kg
Ferro	$5,43 \times 10^{-6}$	kg
Manganês	$2,73 \times 10^{-5}$	kg
Zinco	$9,79 \times 10^{-7}$	kg
Emissões para o solo		
Rejeitos de carvão	1,39	kg

Fonte: Restrepo (2012).

Durante essa fase, 60% da quantidade total de carvão extraído das minas, são considerados materiais estéreis (rejeitos) e 30% representam o carvão energético (CE) utilizado na usina termelétrica da empresa Alfa, valores esses relativos a mina pesquisada (Restrepo, 2012).

Para esta pesquisa, os valores foram adaptados proporcionalmente a produção de 1.000 kg de cinzas pesadas, pois na pesquisa original 660,3 kg de carvão energético geraram 55,3 kg de cinzas pesadas e, portanto, para gerar 1.000 kg de cinzas pesadas são necessários 11.940,3 kg de carvão. A Tabela 22 mostra os valores adaptados para a pesquisa.

Tabela 22 – Entradas e saídas da mineração de carvão por 11.940,3 kg de CE

Entradas	Quantidade	Unidade
Carvão ROM	28537	kg
Água	83,5	m ³
Diesel	15,5	kg
Elettricidade	550	kWh
Saídas	Quantidade	Unidade
Emissões para o ar		
CH ₄	29,1	kg
CO ₂	26,7	kg
Emissões para a água		
Sólidos totais	222	kg
Sulfatos	114	kg
Alumínio	0,642	kg
Cobre	4,18x10 ⁻⁴	kg
Ferro	0,0648	kg
Manganês	0,326	kg
Zinco	0,0117	kg
Emissões para o solo		
Rejeitos de carvão	16597	kg

Fonte: Adaptado de Restrepo (2012).

b) Transporte da mina para a termelétrica e o processamento do carvão na usina termelétrica

O carvão é transportado por ferrovia da mina até a termelétrica conforme Restrepo (2012) e constatado na visita à usina. O autor incluiu o transporte por caminhão, do carvão, da área de beneficiamento até o local de armazenagem, onde é carregado para o trem. Para esta etapa, o autor considerou como unidade funcional 1 MWh de energia elétrica gerada. A Tabela 23 mostra as entradas e saídas do processo.

Tabela 23 – Entradas e saídas no processo de combustão do CE por 1MWh

Entradas	Quantidade	Unidade
Carvão energético (CE)	660,3	kg
Transporte trem	105,6	tkm
Transporte caminhão	26,4	tkm
Elettricidade	$7,0 \times 10^{-2}$	MWh
Diesel	2,23	kg
Saídas	Quantidade	Unidade
Emissões para o ar		
CO ₂ (dióxido de carbono)	1.116	kg
CO (monóxido de carbono)	$6,6 \times 10^{-5}$	kg
CH ₄ (metano)	$8,3 \times 10^{-33}$	kg
SO ₂ (dióxido sulfurico)	15,3	kg
N ₂ O (óxido de nitrogênio)	$8,2 \times 10^{-5}$	kg
NO ₂ (dióxido de nitrogênio)	$8,1 \times 10^{-3}$	kg
Particulado < 2,5µm	10,2	kg
Particulado > 10µm	2,53	kg
Particulado > 2,5µm < 10µm	1,19	kg
Emissão para o solo		
Cinzas pesadas	55,3	kg

Fonte: Restrepo (2012).

Foi utilizado o mesmo procedimento anterior para a adaptação a produção de 1.000 kg de cinzas pesadas, conforme valores mostrados na Tabela 24.

Tabela 24 – Entradas e saídas no processo de combustão do CE por 18,1MWh

Entradas	Quantidade	Unidade
Carvão energético (CE)	11.940,3	kg
Transporte trem	1910	tkm
Transporte caminhão	477	tkm
Elettricidade	1,27	MWh
Diesel	40,3	kg
Saídas	Quantidade	Unidade
Emissões para o ar		
CO ₂ (dióxido de carbono)	20.181	kg
CO (monóxido de carbono)	1,19E-01	kg
CH ₄ (metano)	1,50E-31	kg
SO ₂ (dióxido sulfurico)	277	kg
N ₂ O (óxido de nitrogênio)	1,48E-03	kg
NO ₂ (dióxido de nitrogênio)	1,46E-01	kg
Particulado < 2,5µm	184	kg
Particulado > 10µm	45,7	kg
Particulado > 2,5µm < 10µm	21,5	kg
Emissão para o solo		
Cinzas pesadas	1000	kg

Fonte: Adaptado de Restrepo (2012).

Adaptação para a unidade funcional da pesquisa

Os dados da pesquisa de Restrepo (2012), referentes às Tabelas 23 e 24, foram convertidos para a unidade funcional aqui usada, isto é, “por 1.000 kg de cinzas pesadas geradas”, conforme mostrado nas Tabelas 25 e 26.

A Tabela 25 mostra as entradas e as saídas durante a fase de mineração tendo-se como referência a unidade funcional por 1.000 kg de cinzas pesadas geradas. Os valores apresentados com asterisco (*) são proporcionais a geração de 1.000 kg de cinzas pesadas do processo total original, isto é, a pesquisa de Restrepo (2012) considerou que para a geração de 55,3 kg de cinzas pesadas são necessários 660,3 kg de carvão energético (CE), portanto as cinzas pesadas representam 8,375% do carvão energético.

Tabela 25 – Entradas e saídas na mineração do carvão por 1.000 kg de cinzas pesadas

Entradas	Quantidade	Unidade
Carvão ROM	28537	kg
*Água	6,99	m3
*Diesel	1,3	kg
*Eletricidade	46,1	kWh
Saídas	Quantidade	Unidade
Carvão energético (CE)	11940,3	kg
Emissões para o ar		
*CH4 (methane)	2,44	kg
*CO2 (carbon dioxide)	2,24	kg
Emissões para a água		
*Sólidos totais (solids, inorganic)	18,6	kg
*Sulfatos (sulfate)	9,55	kg
*Alumínio (aluminium)	0,0538	kg
*Cobre (copper)	0,0000350	kg
*Ferro (iron)	0,00543	kg
*Manganês (manganese)	0,0273	kg
*Zinco (zinc)	0,000980	kg

*Valores proporcionais (8,375%) à produção de 1000 kg de CP

Fonte: Adaptado de Restrepo (2012).

A Tabela 26 mostra as entradas e saídas durante o processo de combustão de carvão para a geração de energia elétrica, convertidas para a unidade funcional por 1.000 kg de cinzas pesadas geradas. A energia elétrica gerada para essa unidade funcional é 18,1 MWh. Os valores apresentados são proporcionais à geração de cinzas pesadas e foram convertidos da mesma forma, como citado no item anterior.

Tabela 26 – Entradas e saídas no processo de combustão do CE por 1.000 kg de cinzas pesadas

Entradas	Quantidade	Unidade
Carvão energético (CE)	11.940,3	kg
*Transporte trem	159,9	tkm
*Transporte caminhão	40,0	tkm
*Eletricidade	0,106	MWh
*Diesel	3,38	kg
Saídas	Quantidade	Unidade
Emissões para o ar		
*CO ₂ (dióxido de carbono)	1.690	kg
*CO (monóxido de carbono)	0,0100	kg
*CH ₄ (metano)	1,25E-32	kg
*SO ₂ (dióxido sulfurico)	23,2	kg
*N ₂ O (óxido de nitrogênio)	1,24E-04	kg
*NO ₂ (dióxido de nitrogênio)	1,22E-02	kg
*Particulado < 2,5µm	15,4	kg
*Particulado > 10µm	3,83	kg
*Particulado > 2,5µm < 10µm	1,80	kg
Emissão para o solo		
Cinzas pesadas	1.000	kg
*Valores proporcionais (8,375%) à produção de 1.000 kg de CP		

Fonte: Adaptado de Restrepo (2012).

4.5.2 Processo produtivo de areia para materiais cerâmicos

A primeira fase (extração) representa o desmonte hidráulico e mecânico da cava com a injeção de água no processo. Na segunda fase (produção), separa-se a areia dos resíduos por meio de peneiras, passando pelas bombas, injetando-se novamente água no processo e passando a areia pelo hidrociclone. Nessa fase, a areia está pronta para ser transportada para a indústria que a utilizará como matéria-prima, conforme citado por Souza (2012).

A pesquisa de Souza (2012) considerou o consumo dos equipamentos para o processo produtivo da areia, mostradas na Tabela 27, a seguir. O trabalho considerou que a carga média trabalhada é de 250 horas por mês.

Tabela 27 – Consumo dos equipamentos para extração de areia

Equipamento	Consumo médio (l/h)
Bomba de água	10,00
Escavadeira	19,20
Draga	25,00
Bomba de fluxo 1	10,00
Bomba de fluxo 2	10,00
Pá carregadeira	15,00

Fonte: Souza (2012).

A pesquisa de Ferreira e Daitax (2003), identificou as três principais áreas produtoras de areia industrial da região onde está localizada a termelétrica. Estimou-se as distâncias do polo industrial da empresa Alfa, para as três regiões, pelo Google *maps* e têm-se, respectivamente, 262 km, 50 km e 28 km. Utilizou-se nesta pesquisa a distância intermediária de 50 km para o transporte da areia entre a área de extração e a empresa de revestimentos cerâmicos.

Para o transporte da área de extração da areia até a empresa de revestimentos cerâmicos (planta piloto do projeto Uninove/ANEEL), foram utilizados os mesmos valores da pesquisa de Souza (2012) dos meios de transportes e adaptada, para esta pesquisa, a distância entre o local de extração da areia e a indústria cerâmica, conforme mostra a Tabela 28. A distância estimada da mineradora até a indústria de revestimentos cerâmicos foi de 50 km, como especificado no parágrafo anterior. Foi também utilizado o mesmo valor de consumo de combustível do trabalho de Souza (2012) para o veículo considerado, isto é, 3,3 l/km. Utilizando-se esses valores, o consumo estimado para o transporte de “1.000 kg de areia” foi de 0,137 litros de óleo diesel.

Tabela 28 – Transporte entre a jazida de areia e a indústria cerâmica

Indicadores	Medidas	Unidade
Distância entre a jazida de areia e a empresa de revestimentos cerâmicos	50	km
Caminhão carregado	29	tonelada
Caminhão vazio	5	tonelada
Consumo de combustível estimado	3,3	l/km
Areia transportada	24	tonelada
Consumo de combustível total para 50 km	165	litros
Consumo por 1000kg de areia transportada	0,137	litros/1000 kg

Fonte: Adaptado de Souza (2012).

A pesquisa de Castro, Silva, Arduin, Oliveira e Becere (2015) considerou para o inventário a produção de 1 kg de areia, conforme os dados descritos na Tabela 29. O estudo abordou a viabilidade técnica de adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro.

Tabela 29 – Inventário adaptado para a produção de 1 kg de areia

Entrada / saída adaptada	Quantidade	Unidade
ENTRADAS		
Areia	1,0	kg
Diesel	7,41E-02	MJ
Óleo lubrificante	1,46E-05	kg
Eletricidade	1,30E-04	kWh
Aço para manutenção		kg
Borracha sintética para manutenção		kg
Transporte dos resíduos de borracha e aço	3,00E-06	tkm
Transporte dos resíduos de óleo	2,92E-06	tkm
SAÍDAS		
Resíduos de óleo mineral para incineração	1,46E-05	kg
Resíduos de borracha para incineração		kg
Resíduos de aço para incineração		kg

Fonte: Castro et al. (2015).

Adaptação para a unidade funcional da pesquisa

Essas informações foram adaptadas para a unidade funcional desta pesquisa, isto é produção de 1.000 kg de areia, conforme Tabela 30, a seguir, e utilizadas para o cálculo dos impactos ambientais do processo produtivo da areia para uso em materiais cerâmicos.

Tabela 30 – Inventário para a produção de 1.000 kg de areia

Entrada / saída adaptada	Quantidade	Unidade
ENTRADAS		
Areia	1000	kg
Diesel	7,41E+01	MJ
Óleo lubrificante	1,46E-02	kg
Eletricidade	1,30E-01	kWh
Aço para manutenção		kg
Borracha sintética para manutenção		kg
Transporte dos resíduos de borracha e aço	3,00E-03	tkm
Transporte dos resíduos de óleo	2,92E-03	tkm
SAÍDAS		
Resíduos de óleo mineral para incineração	1,46E-02	kg
Resíduos de borracha para incineração		kg
Resíduos de aço para incineração		kg

Fonte: Adaptado de Castro et al. (2015).

4.5.3 Processo produtivo do clínquer para indústria de cimento

A Tabela 31 mostra o inventário do ciclo produtivo do clínquer utilizado na fabricação de cimento Portland com as informações para a produção de 1 kg. Foram utilizadas as informações do banco de dados *Ecoinvent* do SimaPro, referentes à produção na Suíça, porque não há esse inventário com os dados do processo produtivo brasileiro nesse banco de dados. Os dados foram adaptados para a matriz energética brasileira relativos ao uso de energia elétrica e também do uso de recursos hídricos e indicados na tabela como eletricidade BR e água BR, respectivamente.

Os dados foram adaptados, posteriormente, para a unidade funcional da pesquisa, isto é, 1.000 kg de clínquer e estão mostrados na Tabela 34 do item 5.1.3.

Tabela 31 – Inventário para a produção de 1 kg de clínquer

Aspectos ambientais	Valor	Unid.	Aspectos ambientais	Valor	Unid.
Entradas			Saídas		
Recursos			Produtos		
Água (BR)	1,62E-03	m ³	Clinquer	1	kg
Materiais/Combustíveis			Emissões para o ar		
Amônia	9,08E-04	kg	Amônia	2,28E-05	kg
Óleo lubrificante	4,71E-05	kg	Antimônio	2,00E-09	kg
Calcário marga	0,466	kg	Arsênico	1,20E-08	kg
Argila	0,331	kg	Bérbio	3,00E-09	kg
Calcário	0,841	kg	Cádmio	7,00E-09	kg
Areia	9,26E-03	kg	Dióxido de carbono biogênico	1,51E-02	kg
Cal hidratado	3,92E-03	kg	Dióxido de carbono fóssil	0,839	kg
Refratário básico	1,90E-04	kg	Monóxido de carbono, fóssil	4,72E-04	kg
Refratário, argila refratária	8,21E-05	kg	Crômio	1,45E-09	kg
Refratário, alto teor de óxido de alumínio	1,37E-04	kg	Cobalto	4,00E-09	kg
Cimento	6,27E-12	p	Cobre	1,40E-08	kg
Diesel utilizado em máquinas internas	1,34E-02	MJ	Dioxina, 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-p-	9,6E-13	kg
Máquinas industriais pesadas	3,76E-05	kg	Calor, perdas	3,62	MJ
Elettricidade (BR)	5,80E-02	kWh	Cloreto de hidrogênio	6,31E-06	kg
Carvão mineral	3,54E-02	kg	Chumbo	8,50E-08	kg
Bauxita	1,20E-04	kg	Mercúrio	3,30E-08	kg
Aço cromo 18/8	5,86E-05	kg	Metano, fóssil	8,88E-06	kg
Gás natural, high pressure	6,81E-03	MJ	Níquel	5,00E-09	kg
Óleo combustível pesado	2,55E-02	kg	Óxidos de nitrogênio	1,08E-03	kg
Óleo combustível leve	3,74E-04	kg	NMVOC, compostos orgânicos voláteis não metânicos	5,64E-05	kg
Coque de petróleo	3,91E-03	kg	Particulados < 2.5 um	2,41E-05	kg
Transporte, caminhão 3.5-20t	8,61E-05	tkm	Particulados, > 10 um	5,66E-06	kg
Transporte, caminhão 20-28t	2,68E-03	tkm	Particulados, > 2.5 um, and < 10um	7,92E-06	kg
Transporte, caminhão >28t	2,11E-03	tkm	Selênio	2,00E-09	kg
Transporte, Furgão <3.5t	7,09E-05	tkm	Dióxido de enxofre	3,55E-04	kg
Transporte, barcaça	7,22E-03	tkm	Tálio	1,30E-08	kg
Transporte, ferroviário	7,09E-03	tkm	Estanho	9,00E-09	kg
Transporte, ferroviário	1,77E-02	tkm	Vanádio	5,00E-09	kg
Água tratada (consumidor)	0,340	kg	Zinco	6,00E-08	kg
			Cromo VI	5,5E-10	kg
			Resíduos para tratamento		
			Disposição, resíduo inerte, 5% de água, aterro para material inerte	8,00E-05	kg
			Disposição, resíduo sólido urbano, 22.9% de água, para incineração	4,50E-05	kg

Fonte: Banco de dados Ecoinvent – SimaPro (2015).

A seguir, serão apresentados os resultados das pesquisas e as discussões.

5 RESULTADO DA PESQUISA E DISCUSSÕES

Os resultados foram organizados a fim de permitir uma avaliação comparativa entre os cenários relativos à produção de cinzas pesadas e estas, como matéria-prima alternativa, em substituição a areia industrial na indústria cerâmica e em substituição ao clínquer na indústria do cimento. Estes cenários foram avaliados em termos de análise de inventário do ciclo de vida individualmente e de forma comparativa, bem como na forma de avaliação do impacto do ciclo de vida. Estes resultados foram tratados a fim de permitir se obter um número de impacto, definido pelo método ReCiPe *endpoint* H pontuação única, como pontos de impacto global e, posteriormente, associando-se custos para se obter o valor de ecoeficiência e responder a pergunta de pesquisa.

Os resultados desta pesquisa estão estruturados da seguinte forma:

- a) Análise do inventário: inventário da geração das cinzas pesadas, inventário da produção de areia, inventário da produção do clínquer e inventário do uso das cinzas pesadas na indústria de revestimentos cerâmicos e na indústria de cimento Portland;
- b) Análise dos impactos ambientais do ciclo de vida das cinzas pesadas, da areia e do clínquer;
- c) Análise da ecoeficiência da geração de cinzas pela termelétrica, geração de cinzas pela termelétrica para uso na indústria de revestimentos cerâmicos e geração de cinzas pela termelétrica para uso na indústria de cimento Portland.

5.1 ANÁLISE DE INVENTÁRIOS

Neste item, estão apresentados os inventários da produção das cinzas pesadas, da produção da areia e da produção de clínquer, primeiro de forma individual e, em seguida, compararam-se as três matérias-primas. Foi realizada a análise dos inventários, considerando os cinco cenários descritos no Capítulo 4 e aqui apresentados na seguinte ordem:

- a) Produção das cinzas pesadas pela termelétrica;
- b) Produção de areia para uma indústria de revestimentos cerâmicos;
- c) Produção de clínquer para uma indústria de cimento Portland;

d) Produção de cinzas pesadas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos, substituindo a areia industrial e produção de cinzas pesadas para uso na indústria de cimento Portland para substituição parcial do clínquer.

5.1.1 Inventário da produção de cinzas pesadas pela termelétrica

O inventário do ciclo de vida referente a etapa de produção de cinzas pesadas foi elaborado considerando o sistema de produto apresentado na Figura 36. Os fluxos elementares envolvem a extração do carvão mineral, combustão do carvão até a disposição final das cinzas, bem como, as entradas e saídas.

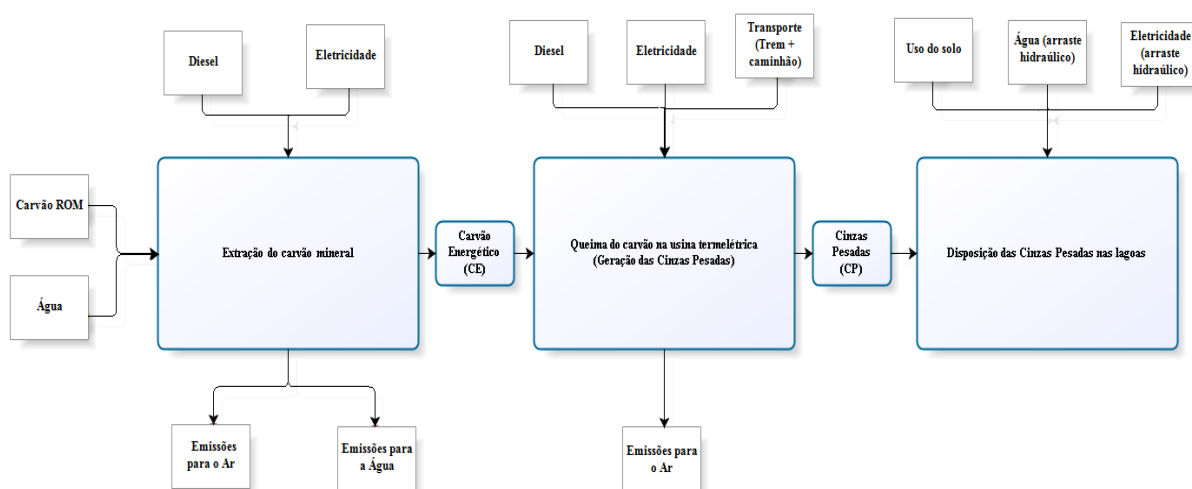


Figura 36 – Fluxo de produção das cinzas pesadas

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 36 mostra o fluxo de produção das cinzas pesadas, destacando as entradas de recursos naturais (água, carvão ROM e uso do solo), materiais, combustíveis e energia (carvão energético, transportes por trem e caminhão, diesel e eletricidade); e as saídas emissões (ar e água), carvão energético e cinzas pesadas.

O inventário relativo a esse cenário está na Tabela 32. Nele são mostrados todos os aspectos ambientais referentes ao ciclo de vida das cinzas pesadas, desde a extração do carvão mineral (carvão ROM), limpeza, armazenagem (carvão energético), transporte, por caminhão até o silo para carregamento na ferrovia, transporte por trem até a termelétrica, combustão para geração de energia elétrica, geração das cinzas pesadas e disposição das cinzas pesadas nas

lagoas dentro da termelétrica. Todos os valores apresentados são relativos a unidade funcional adotada por “1.000 kg de cinzas pesadas”.

Estão discriminados, separadamente, os valores de água (lagoa) e água (rio), pois são respectivamente relativos ao processo de lavagem do carvão durante o processamento do carvão mineral e o uso na termelétrica para o sistema de arraste hidráulico das cinzas pesadas para as lagoas de disposição.

Tabela 32 – Ciclo de vida das cinzas pesadas por 1.000 kg de cinzas pesadas

Aspectos ambientais	Unidade	Valores	
		Extração do carvão	Geração das cinzas
Entradas			
Carvão ROM	kg	28.537	11.940,30
Carvão Energético (CE)	kg		
Água (lagoa)	m³	6,99	
Água (rio)	m³		79,1
Uso do solo	m²		314.000
Diesel	kg	1,30	3,38
Eletricidade	kWh	46,1	156
Transporte por trem	tkm		160
Transporte por caminhão	tkm		40
Saídas			
Carvão energético	kg	11.940,30	
Cinzas pesadas	kg		1.000
Emissões para o ar			
CH₄ (methane)	kg	2,44	1,25E-32
CO₂ (carbon dioxide)	kg	2,24	1,69
CO (carbon monoxide)	kg		0,0100
SO₂ (sulfur dioxide)	kg		23,2
N₂O (Dinitrogen monoxide)	kg		1,24E-04
NO₂ (Nitrogen dioxide)	kg		1,22E-02
Particulado (Particulate) < 2,5µm	kg		15,4
Particulado (Particulate) > 10µm	kg		3,83
Particulado (Particulate) > 2,5µm	kg		1,80
Emissões para a água			
Sólidos totais	kg	18,6	
Sulfatos (sulfate)	kg	9,55	
Alumínio (aluminium)	kg	5,38E-02	
Cobre (copper)	kg	3,50E-05	
Ferro (iron)	kg	5,43E-03	
Manganês (manganese)	kg	2,73E-02	
Zinco (zinc)	kg	9,80E-04	

Fonte: Adaptado de Restrepo(2012).

Nota-se na Tabela 32 que, durante a fase de geração das cinzas pesadas, a emissão de dióxido de enxofre (SO₂) corresponde a 2,3% (em massa) das cinzas pesadas geradas e é um dos gases que podem contribuir para os gases de efeito estufa e também para a chuva ácida. A emissão de partículas (15,4+3,83+1,8 = 21,03 kg) corresponde a 2,1% das cinzas pesadas geradas e pode afetar a saúde humana.

5.1.2 Inventário da produção de areia

O inventário do ciclo de vida referente a etapa de produção de areia foi elaborado considerando o sistema de produto apresentado na Figura 37. Os fluxos elementares envolvem a extração da areia, produção e o transporte até a indústria de revestimentos cerâmicos, bem como, as entradas e saídas.

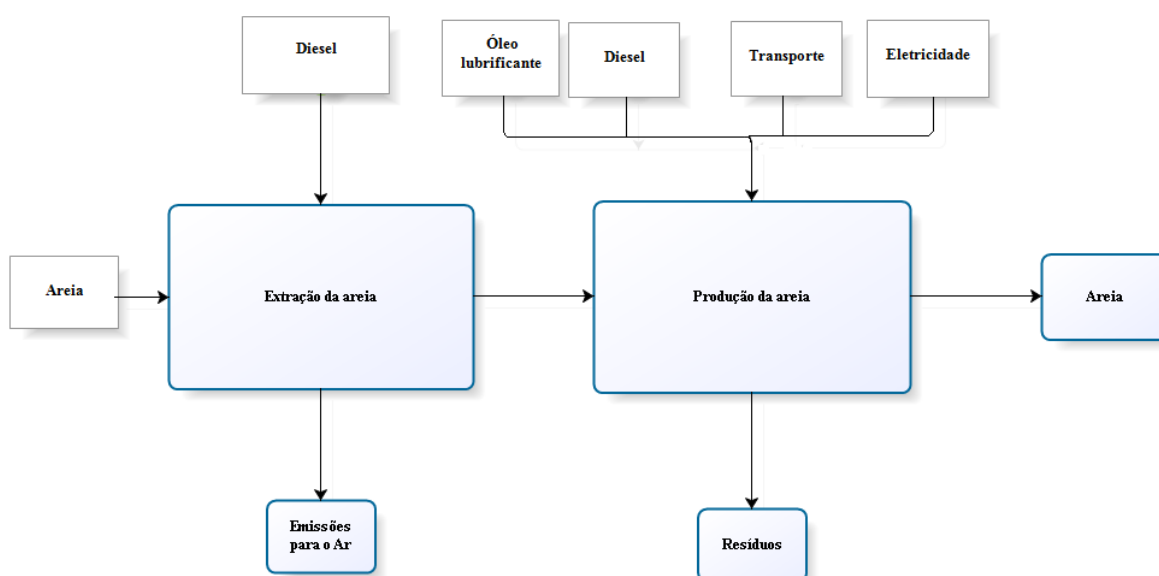


Figura 37 – Fluxo de produção de areia

Fonte: Adaptado de Souza (2012).

O fluxo de produção de areia, conforme a Figura 37, mostra as entradas de recursos naturais (areia), combustíveis e energia (diesel, energia elétrica, óleo lubrificante, transporte); e as saídas, areia, emissões para o ar e resíduos.

O Inventário da produção de areia industrial utilizado neste estudo foi obtido da pesquisa de Castro et al. (2015) que, por sua vez, havia adaptado os dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro. A Tabela 33 mostra esse inventário adaptado à unidade funcional desta pesquisa “1.000 kg de areia”.

Tabela 33 – Ciclo de vida da produção de areia por 1.000 kg de areia

Aspectos ambientais	Valor	Unidade
Entradas		
Areia	1000	kg
Diesel	74,1	MJ
Eletricidade	0,130	kWh
Óleo lubrificante	0,0146	kg
Aço para manutenção	0,130	kg
Borracha	2,00E-03	kg
Transporte caminhão, 3.5-20t	3,00E-03	tkm
Transporte caminhão, 20-28t	2,92E-03	tkm
Saídas		
Areia	1000	kg
Resíduos para tratamento		
Borracha	2,00E-03	kg
Óleo lubrificante	0,0146	kg
Aço	0,0130	kg

Fonte: Adaptado de Castro et al. (2015).

5.1.3 Inventário da produção de clínquer para cimento Portland

O cimento Portland é o produto de uma atividade integrada de exploração e beneficiamento de minérios (calcário e argila), transformação química em clínquer e posterior moagem, conforme divulga o SNIC (2015).

O inventário do ciclo de vida, referente a etapa de produção de clínquer para a indústria de cimento Portland, foi elaborado considerando o sistema de produto apresentado na Figura 38. Os fluxos elementares envolvem a extração das matérias-primas, seu transporte até a indústria de cimento Portland, e a produção do clínquer, bem como as entradas e saídas do processo.

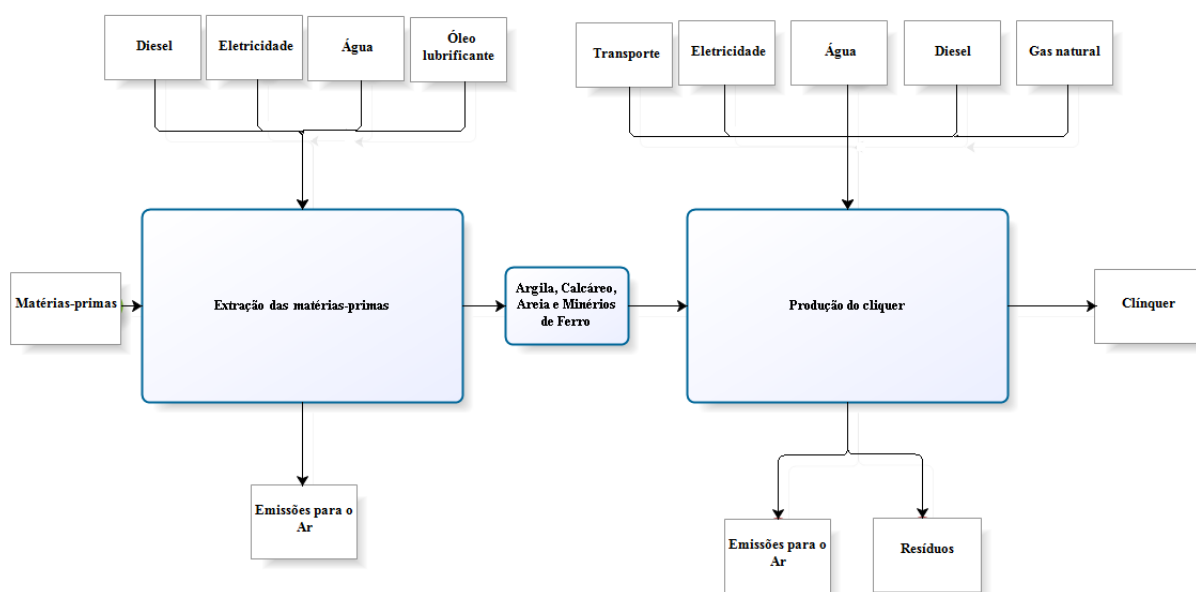


Figura 38 – Fluxo da produção de clínquer para cimento Portland

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 38 mostra o fluxo de produção do clínquer para a indústria do cimento, destacando as entradas de recursos naturais (água, argila, calcário, areia, minérios de ferro), materiais, combustíveis e energia (diesel, óleos lubrificantes, transportes, gás natural e eletricidade); e as saídas de emissões (ar) e de resíduos.

A Tabela 34 identifica o inventário do ciclo produtivo do clínquer utilizado na fabricação de cimento Portland na unidade funcional de “1.000 kg de clínquer”.

Observa-se que para 1.000 kg de clínquer produzido são necessários 1.307 kg de calcário (466 kg calcário marga + 841 kg calcário) e 331 kg de argila totalizando 1.638 kg dessas matérias-primas, representado (em massa) 163,8 % do clínquer produzido. Quanto as emissões, o dióxido de carbono (CO₂) apresenta 839 kg para 1.000 kg de clínquer produzido, equivalendo a 83,9% (em massa) do clínquer. O dióxido de carbono é um dos responsáveis pelo GEE.

Tabela 34 – Ciclo de vida do clínquer por 1.000 kg de clínquer

Aspectos ambientais	Valor	Unid.	Aspectos ambientais	Valor	Unid.
Entradas			Saídas		
Recursos			Produtos		
Água (BR)	1,62	m ³	Clinquer	1000	kg
Materiais/Combustíveis			Emissões para o ar		
Amônia	9,08E-01	kg	Amônia	2,28E-02	kg
Óleo lubrificante	4,71E-02	kg	Antimônio	2,00E-06	kg
Calcário marga	466	kg	Arsênico	1,20E-05	kg
Argila	331	kg	Berílio	3,00E-06	kg
Calcário	841	kg	Cádmio	7,00E-06	kg
Areia	9,26E+00	kg	Dióxido de carbono biogênico	15,1	kg
Cal hidratado	3,92E+00	kg	Dióxido de carbono fóssil	839	kg
Refratário básico	1,90E-01	kg	Monóxido de carbono, fóssil	4,72E-01	kg
Refratário, argila refratária	8,21E-02	kg	Crômio	1,45E-06	kg
Refratário, alto teor de óxido de alumínio	1,37E-01	kg	Cobalto	4,00E-06	kg
Cimento	6,27E-09	p	Cobre	1,40E-05	kg
Diesel utilizado em máquinas internas	1,34E+01	MJ	Dioxina, 2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-p-	9,6E-10	kg
Máquinas industriais pesadas	3,76E-02	kg	Calor, perdas	3620	MJ
Eletricidade (BR)	58,0	kWh	Cloreto de hidrogênio	6,31E-03	kg
Carvão mineral	35,4	kg	Chumbo	8,50E-05	kg
Bauxita	1,20E-01	kg	Mercúrio	3,30E-05	kg
Aço cromo 18/8	5,86E-02	kg	Metano, fóssil	8,88E-03	kg
Gás natural, high pressure	6,81	MJ	Níquel	5,00E-06	kg
Óleo combustível pesado	25,5	kg	Óxidos de nitrogênio	1,08	kg
Óleo combustível leve	3,74E-01	kg	NM VOC, compostos orgânicos voláteis não metânicos	5,64E-02	kg
Coque de petróleo	3,91	kg	Particulados < 2.5 um	2,41E-02	kg
Transporte, caminhão 3.5-20t	8,61E-02	tkm	Particulados, > 10 um	5,66E-03	kg
Transporte, caminhão 20-28t	2,68	tkm	Particulados, > 2.5 um, and < 10um	7,92E-03	kg
Transporte, caminhão >28t	2,11	tkm	Selênio	2,00E-06	kg
Transporte, Furgão <3.5t	7,09E-02	tkm	Dióxido de enxofre	3,55E-01	kg
Transporte, barcaça	7,22	tkm	Tálio	1,30E-05	kg
Transporte, ferroviário	7,09	tkm	Estanho	9,00E-06	kg
Transporte, ferroviário	17,7	tkm	Vanádio	5,00E-06	kg
Água tratada (consumidor)	340	kg	Zinco	6,00E-05	kg
			Cromo VI	5,5E-07	kg
			Resíduos para tratamento		
			Disposição, resíduo inerte, 5% de água, aterro para material inerte	8,00E-02	kg
			Disposição, resíduo sólido urbano, 22.9% de água, para incineração	4,50E-02	kg

Fonte: Adaptado do Ecoinvent do SimaPro (2015).

5.1.4 Análise comparativa dos inventários dos ciclos de vidas das cinzas, da areia e do clínquer considerando o uso das cinzas pesadas

A Figura 39 mostra o fluxo do uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa para a indústria de revestimentos cerâmicos, o qual inclui, além da geração das cinzas, também a retirada das cinzas da lagoa, transporte para a área de secagem, secagem e transporte até a indústria de revestimentos cerâmicos.

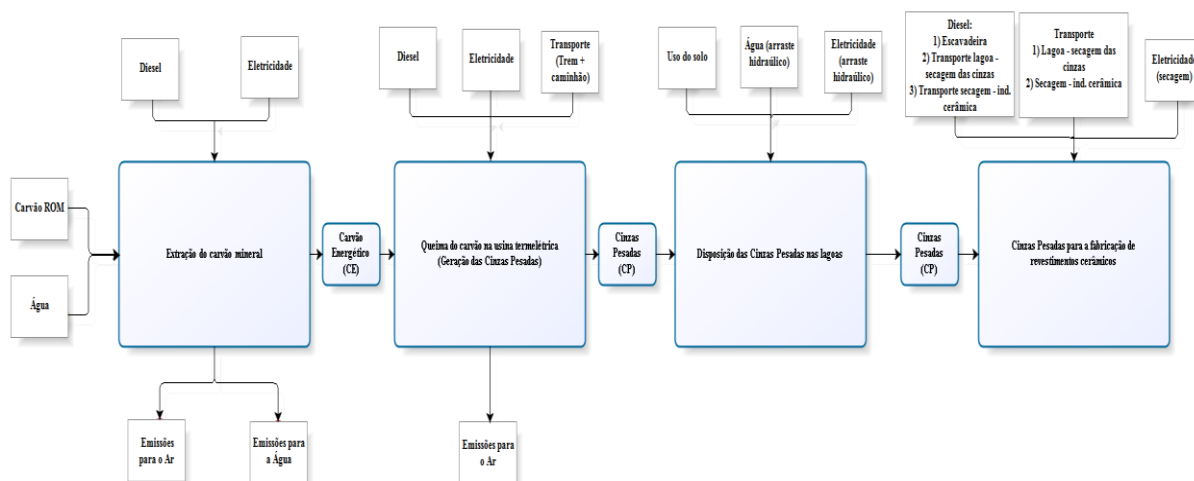


Figura 39 – Uso das cinzas pesadas na indústria de revestimentos cerâmicos

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 39 mostra o fluxo do uso das cinzas pesadas na indústria de revestimentos que inclui, além das entradas e saídas já citadas no processo de geração de cinzas pesadas, as entradas de combustíveis e transportes referentes ao consumo de óleo diesel para a retirada das cinzas da lagoa, transporte para a área de secagem e para a empresa de revestimentos cerâmicos, os respectivos transportes e a energia elétrica utilizada na secagem das cinzas.

A Figura 40 mostra o fluxo do uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa para a indústria de cimento Portland.

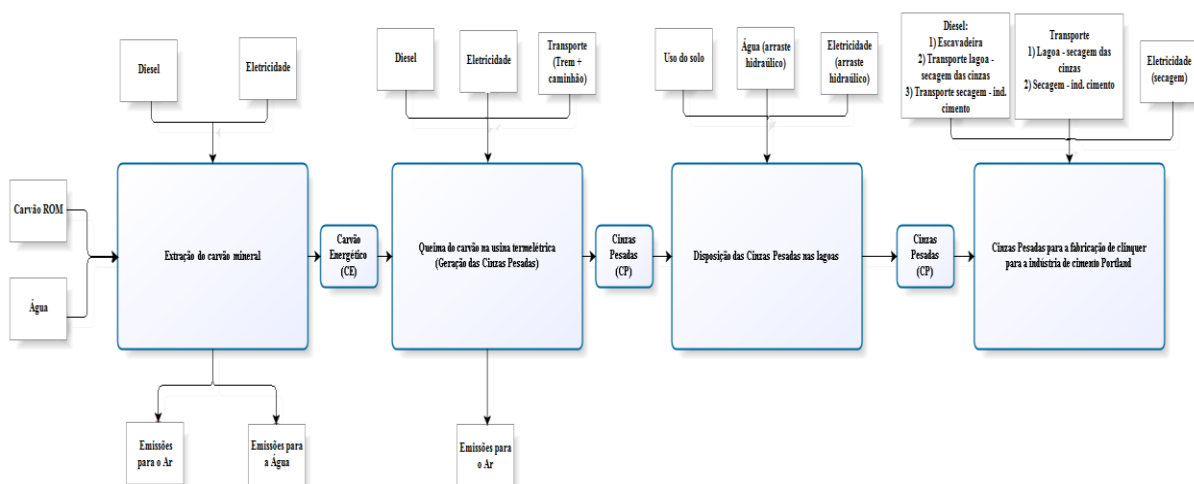


Figura 40 – Uso das cinzas pesadas na indústria de cimento Portland

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 40 mostra o fluxo do uso das cinzas pesadas na indústria de cimentos Portland que inclui, além das entradas e saídas já citadas no processo de geração de cinzas pesadas, as entradas de combustíveis e transportes referentes ao consumo de óleo diesel para a retirada das cinzas da lagoa, transporte para a área de secagem e para a empresa de cimento Portland, os respectivos transportes e a energia elétrica consumida na secagem das cinzas.

A Tabela 35 mostra o inventário do uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa, em substituição a areia industrial na indústria de revestimentos cerâmicos. A Tabela 35 também mostra o inventário do uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa na substituição do clínquer na produção de cimento Portland.

Tabela 35 – Inventário do uso das cinzas pesadas por 1.000 kg de cinzas pesadas

Inventário comum para os dois usos das cinzas					Uso cerâmica (A)	Uso cimento (B)
Aspectos ambientais	Unidade	Valores				
		Extração do carvão	Geração das cinzas	Retirada cinzas da lagoa e secagem	Transporte p/ ind. cerâmica	Transporte p/ ind. cimento
Entradas						
Carvão ROM	kg	28537				
Carvão Energético (CE)	kg		11940,3			
Água (lagoa)	m³	6,99				
Água (rio)	m³		79,1			
Uso do solo	m²		314.000			
Diesel	kg	1,30	3,38	0,126	0,0825	2,06
Elettricidade	kWh	46,1	156	6,50		
Transporte por trem	tkm		160			
Transporte por caminhão	tkm		40	2,40	4,00	100
Saídas						
Carvão energético	kg	11940,3				
Cinzas pesadas	kg		1000	1000	1000	1000
Emissões para o ar						
CH ₄ (methane)	kg	2,44	1,25E-32			
CO ₂ (carbon dioxide)	kg	2,24	1,69			
CO (carbon monoxide)	kg		0,0100			
SO ₂ (sulfur dioxide)	kg		23,2			
N ₂ O (Dinitrogen monoxide)	kg		1,24E-04			
NO ₂ (Nitrogen dioxide)	kg		1,22E-02			
Particulado (Particulate) < 2,5µm	kg		15,4			
Particulado (Particulate) > 10µm	kg		3,83			
Particulado (Particulate) > 2,5µm < 10µm	kg		1,80			
Emissões para a água						
Sólidos totais	kg	18,6				
Sulfatos (sulfate)	kg	9,55				
Alumínio (aluminium)	kg	5,38E-02				
Cobre (copper)	kg	3,50E-05				
Ferro (iron)	kg	5,43E-03				
Manganês (manganese)	kg	2,73E-02				
Zinco (zinc)	kg	9,80E-04				

Fonte: Adaptado de Restrepo (2012) e dados da pesquisa.

Os valores dos aspectos ambientais correspondentes às colunas extração do carvão, geração das cinzas e retirada das cinzas da lagoa e secagem são comuns aos dois processos do uso das cinzas tanto na indústria de revestimentos cerâmicos como na indústria de cimento Portland. O que diferencia esses dois processos são as colunas uso cerâmica (A), que representa o transporte das cinzas até a indústria cerâmica e que, portanto, somente será utilizada no processo de uso das cinzas na indústria de revestimentos cerâmicos e uso cimento (B), que

representa o transporte das cinzas até a indústria de cimento Portland e que será utilizada no processo de uso das cinzas na indústria de cimento Portland.

Comparando-se os valores do consumo de óleo diesel, mostrados na Tabela 33, verifica-se que:

- a) Na retirada das cinzas da lagoa, por meio do uso da pá carregadeira e transporte por caminhão (2 x 1,2 km) até o local de secagem das cinzas, são gastos 0,126 kg de óleo diesel por 1.000 kg de cinzas retiradas/transportadas. Esse valor representa 2,69% do valor do óleo diesel (1,30 + 3,38 = 4,68 kg) consumido na extração do carvão mineral e na geração das cinzas.
- b) Utilizando-se o mesmo procedimento, para a retirada das cinzas da lagoa, transporte até o local de secagem (2 x 1,2 km) e, depois, das cinzas secas até a indústria de revestimentos cerâmicos (2 x 2,0 km), são gastos 0,2085 kg de óleo diesel por 1.000 kg de cinzas transportadas. Esse valor representa 4,46% do valor do óleo diesel consumido na extração do carvão mineral e na geração das cinzas.
- c) Para a retirada das cinzas da lagoa, transporte até o local de secagem (2 x 1,2 km) e, daí, das cinzas secas até a indústria de cimentos Portland (2 x 40,0 km), são gastos 2,186 kg de óleo diesel por 1.000 kg de cinzas transportadas. Esse valor representa 46,7% do valor do óleo diesel consumido na extração do carvão mineral e na geração das cinzas.

Quanto ao consumo de energia elétrica, a extração do carvão mineral e a geração das cinzas utilizam 202,1 kWh (46,1 + 156) por 1.000 kg de cinzas geradas, já a secagem das cinzas pesadas consome 6,50 kWh por 1.000 kg de cinzas secadas, o que representa 3,22% do consumo do processo de extração do carvão mineral mais a geração das cinzas pesadas.

5.2 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA DAS CINZAS PESADAS, DA AREIA E DO CLÍNQUER

Neste item, serão apresentados e avaliados os impactos ambientais que foram analisados, utilizando-se o *software* SimaPro e o método ReCiPe *midpoint e endpoint* e sob a perspectiva Hierárquico (H).

5.2.1 Avaliação dos impactos do processo de geração de cinzas pesadas

A Tabela 36 mostra os valores dos impactos do processo de geração das cinzas pesadas por categoria de impacto. O processo de geração das cinzas pesadas compreende a extração do carvão mineral, transporte do carvão (carvão energético) até a usina termelétrica, geração de energia elétrica, produção das cinzas pesadas pela combustão do carvão e arraste hidráulico das cinzas até a disposição nas lagoas.

Para essa avaliação foram utilizados os dados secundários de Restrepo (2012), convertidos para a unidade funcional utilizada nesta pesquisa (por 1.000 kg de cinzas pesadas). A Figura 41 apresenta, de forma gráfica, os valores da Tabela 36.

Tabela 36 – Impactos ambientais da geração de cinzas pesadas pela termelétrica por categoria de impacto

Categoria de impacto	Unidade	Total	Geraç. cinzas termelétrica	Carvão energético	Transporte trem	Transporte caminhão	Diesel	Eleticidade
Climate change	kg CO2 eq	1,82	1,69	0,0758	0,00225	0,0111	0,00211	0,0359
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	2,81E-08	0	7,40E-09	2,29E-10	1,77E-09	1,728E-08	1,45E-09
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	2,34E-02	0,0232	4,19E-05	1,03E-05	6,61E-05	1,435E-05	3,31E-05
Freshwater eutrophication	kg P eq	6,68E-06	0	2,42E-06	8,31E-07	8,90E-07	1,422E-08	2,52E-06
Marine eutrophication	kg N eq	1,35E-05	4,76E-07	5,74E-06	6,10E-07	4,02E-06	1,171E-06	1,45E-06
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2,65E-02	0	2,17E-02	9,29E-04	1,04E-03	0,0003191	2,51E-03
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	2,17E-03	0,00189	6,47E-05	1,34E-05	1,16E-04	3,91E-05	4,23E-05
Particulate matter formation	kg PM10 eq	2,19E-02	0,0218	1,97E-05	6,67E-06	2,97E-05	4,686E-06	1,32E-05
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,15E-05	0	1,50E-05	2,31E-07	7,40E-07	1,91E-07	2,53E-05
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,82E-04	0	3,44E-04	5,59E-06	8,99E-06	2,954E-06	2,01E-05
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,52E-04	0	3,07E-04	8,03E-06	1,15E-05	3,426E-06	2,21E-05
Ionising radiation	kBq U235 eq	1,48E-02	0	1,67E-03	0,00618	1,11E-03	0,00032	5,48E-03
Agricultural land occupation	m2a	5,68E-03	0	4,74E-03	7,17E-05	3,80E-05	0	8,34E-04
Urban land occupation	m2a	4,16E-04	0	4,06E-05	1,78E-04	1,51E-04	0	4,65E-05
Natural land transformation	m2	4,82E-05	0	9,48E-06	9,51E-07	4,09E-06	0	3,37E-05
Water depletion	m3	8,77E-02	0,0791	8,22E-03	7,40E-05	7,66E-05	2,853E-05	1,87E-04
Metal depletion	kg Fe eq	4,55E-04	0	4,55E-04	0	0	0	0
Fossil depletion	kg oil eq	1,78E-03	0	1,76E-03	3,20E-06	2,78E-06	6,076E-07	1,74E-05

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 42 mostra os valores normalizados dos impactos ambientais causados pelo processo de geração de cinzas pesadas pela termelétrica.

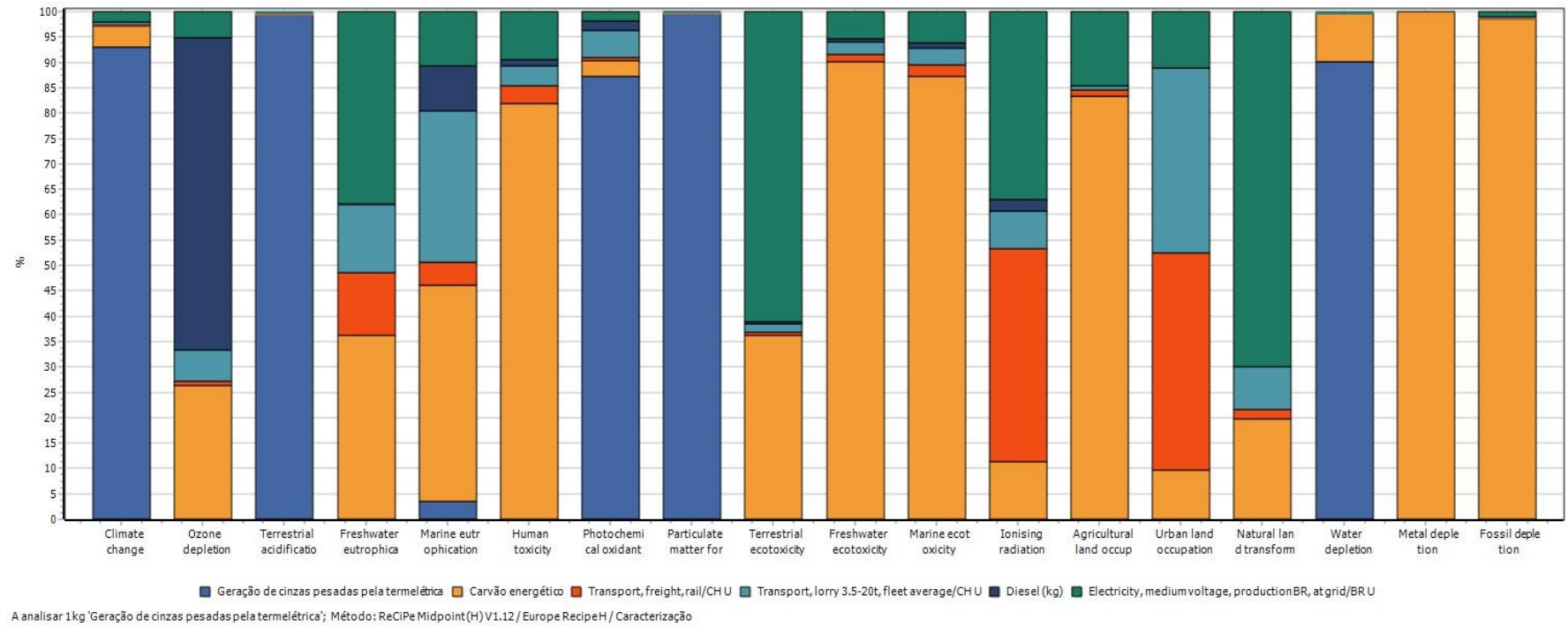


Figura 41 – Impactos ambientais da geração de cinzas pesadas

Fonte: Dados da pesquisa.

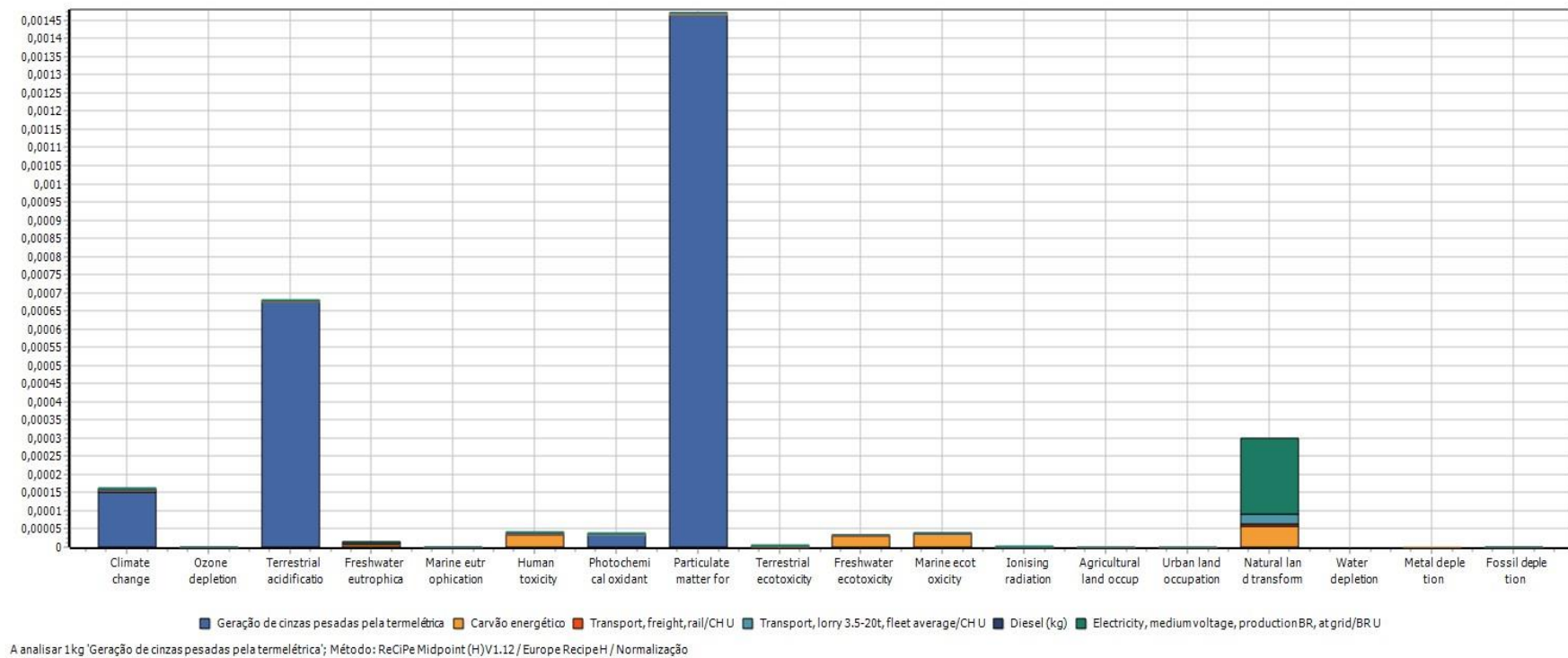


Figura 42 – Valores normalizados dos impactos ambientais mais relevantes das cinzas pesadas

Fonte: Dados da pesquisa.

Os maiores impactos ambientais, conforme mostra a Figura 42, do processo de geração de cinzas pesadas são, na ordem decrescente: formação de material particulado (0,00147), acidificação do solo (0,00068), mudanças climáticas (0,000162), transformação do solo (0,000299), toxicidade humana (0,0000422), formação fotoquímica de oxidantes (0,0000382), ecotoxicidade marinha (0,00004), ecotoxicidade da água (0,0000347), eutrofização da água (0,0000161), eutrofização marinha (0,0000133), ecotoxicidade do solo (0,00000502), depleção da camada de ozônio (0,00000128), radiação ionizante (0,00000236), ocupação do solo agriculturável (0,00000126), ocupação do solo urbano (0,00000102).

O gráfico da Figura 42 mostra a influência das emissões de dióxido de enxofre (SO_2) e de partículas (*particulate*) nos impactos ambientais e foram os fatores mais impactantes avaliados.

5.2.2 Avaliação dos impactos do processo de extração de areia

A Tabela 37 mostra os impactos ambientais relativos ao processo produtivo da areia para uso na indústria de revestimentos cerâmicos. O processo compreende a extração da areia, produção e transporte da areia industrial até a indústria de revestimentos cerâmicos.

A Figura 43 mostra os impactos da Tabela 37 em forma de gráfico. A Figura 44 mostra os valores normalizados dos impactos ambientais referentes ao processo produtivo de areia para a indústria de revestimentos cerâmicos.

Tabela 37 – Impactos ambientais da produção de areia por categoria de impacto

Categoria de impacto	Unidade	Total	Diesel máquinas	Eleticidade	Óleo lubrific.	Aço	Borracha sintética	Transp. cam. 3,5-20t	Transp. cam 20-28t	Transp. cam. p'ind	Diesel transporte	Dispos. borracha	Dispos. óleo mineral	Dispos. aço
Climate change	kg CO2 eq	3,63E-02	6,78E-03	2,90E-05	1,53E-05	2,24E-04	5,30E-06	8,36E-07	5,66E-07	2,79E-02	1,29E-03	6,28E-06	4,16E-05	2,23E-07
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	1,58E-08	8,45E-10	1,18E-12	9,45E-12	9,72E-12	1,29E-12	1,33E-13	9,18E-14	4,42E-09	1,05E-08	1,06E-14	5,43E-14	3,75E-14
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	2,30E-04	5,50E-05	3,50E-08	1,20E-07	8,12E-07	1,94E-08	4,96E-09	3,28E-09	1,65E-04	8,75E-06	7,45E-10	2,92E-09	3,45E-09
Freshwater eutrophication	kg P eq	2,72E-06	3,34E-07	2,22E-09	5,60E-09	1,42E-07	1,86E-09	6,68E-11	4,76E-11	2,23E-06	8,67E-09	5,68E-11	2,72E-09	1,66E-10
Marine eutrophication	kg N eq	1,40E-05	3,22E-06	1,39E-09	3,09E-09	4,43E-08	7,79E-10	3,02E-10	1,99E-10	1,01E-05	7,14E-07	4,94E-11	1,79E-10	2,21E-10
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	3,30E-03	3,10E-04	2,23E-06	4,83E-06	1,61E-04	1,43E-06	7,81E-08	5,47E-08	2,60E-03	1,94E-04	5,67E-08	1,30E-07	2,32E-05
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	4,08E-04	9,38E-05	3,68E-08	2,25E-07	7,73E-07	1,91E-08	8,69E-09	5,73E-09	2,90E-04	2,38E-05	1,04E-09	3,60E-09	6,52E-09
Particulate matter formation	kg PM10 eq	1,06E-04	2,77E-05	1,27E-08	3,48E-08	8,08E-07	7,03E-09	2,23E-09	1,46E-09	7,44E-05	2,86E-06	2,86E-10	1,68E-09	1,46E-09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2,24E-06	2,23E-07	2,43E-08	1,27E-09	2,54E-08	1,93E-10	5,55E-11	3,31E-11	1,85E-06	1,16E-07	8,28E-12	7,33E-11	1,09E-11
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2,94E-05	3,88E-06	1,76E-08	5,66E-08	9,89E-07	1,32E-08	6,75E-10	4,76E-10	2,25E-05	1,80E-06	3,07E-10	9,07E-10	1,46E-07
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,68E-05	4,27E-06	2,03E-08	5,35E-08	1,36E-06	1,32E-08	8,66E-10	5,82E-10	2,89E-05	2,09E-06	3,65E-10	1,45E-09	1,37E-07
Ionising radiation	kBq U235 eq	3,22E-03	1,96E-04	4,35E-06	3,69E-06	3,78E-05	1,24E-06	8,34E-08	4,95E-08	2,78E-03	1,95E-04	4,05E-08	5,86E-08	1,90E-08
Agricultural land occupation	m2a	1,11E-04	8,87E-06	7,88E-07	2,44E-07	5,60E-06	2,52E-07	2,85E-09	2,02E-09	9,50E-05	0	2,03E-09	5,92E-09	2,93E-09
Urban land occupation	m2a	3,93E-04	1,28E-05	4,02E-08	1,56E-07	2,24E-06	2,11E-08	1,13E-08	6,02E-09	3,78E-04	0	1,19E-09	4,60E-09	1,78E-08
Natural land transformation	m2	1,37E-05	3,35E-06	2,82E-08	3,70E-08	2,86E-08	1,45E-09	3,07E-10	2,08E-10	1,02E-05	0	6,09E-12	6,01E-11	-2,24E-10
Water depletion	m3	2,40E-04	2,63E-05	2,72E-07	3,54E-07	4,01E-06	2,35E-07	5,74E-09	4,12E-09	1,91E-04	1,74E-05	7,52E-09	7,14E-08	1,66E-08
Fossil depletion	kg oil eq	9,16E-06	1,03E-06	1,55E-08	9,42E-09	7,90E-07	2,85E-09	2,08E-10	1,60E-10	6,95E-06	3,70E-07	1,13E-10	4,05E-10	1,23E-10

Fonte: Dados da pesquisa.

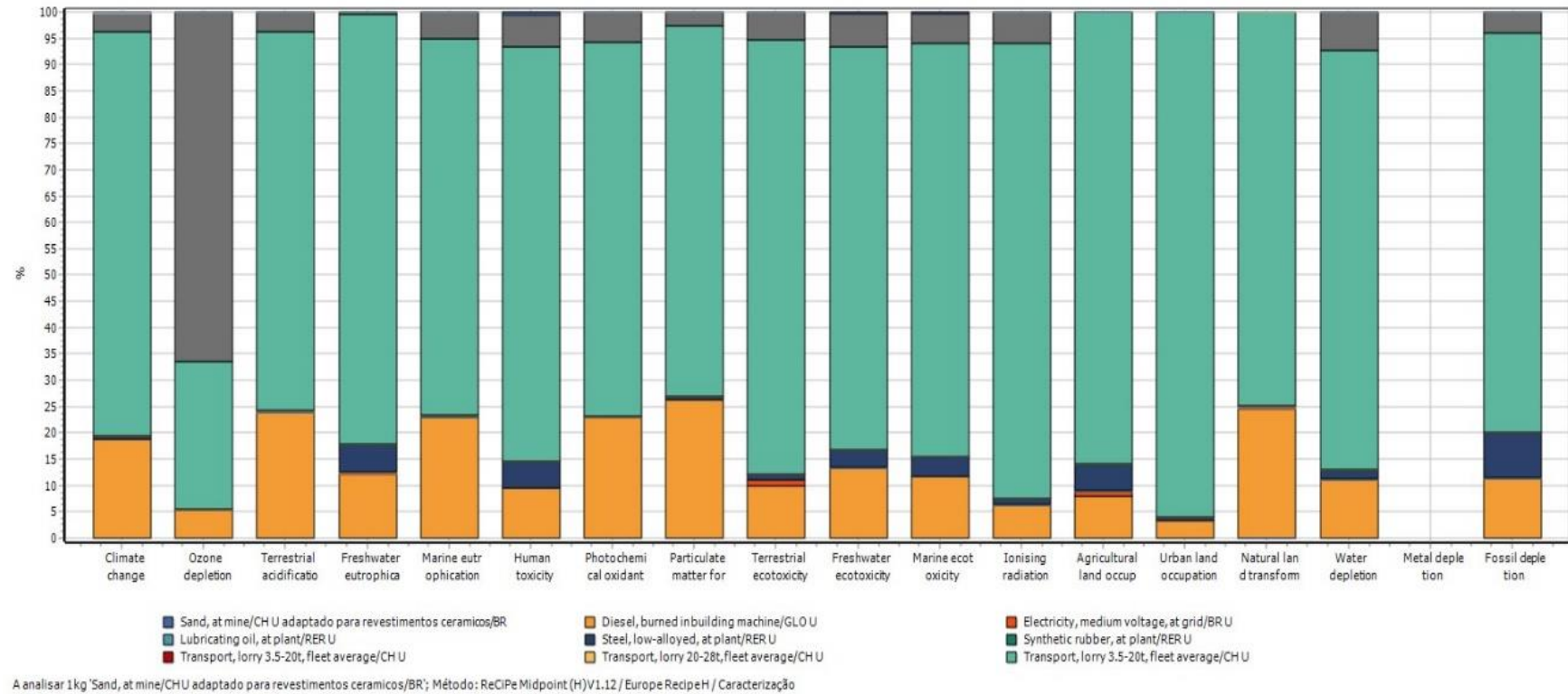


Figura 43 – Impactos ambientais da produção da areia para revestimentos cerâmicos

Fonte: Dados da pesquisa.

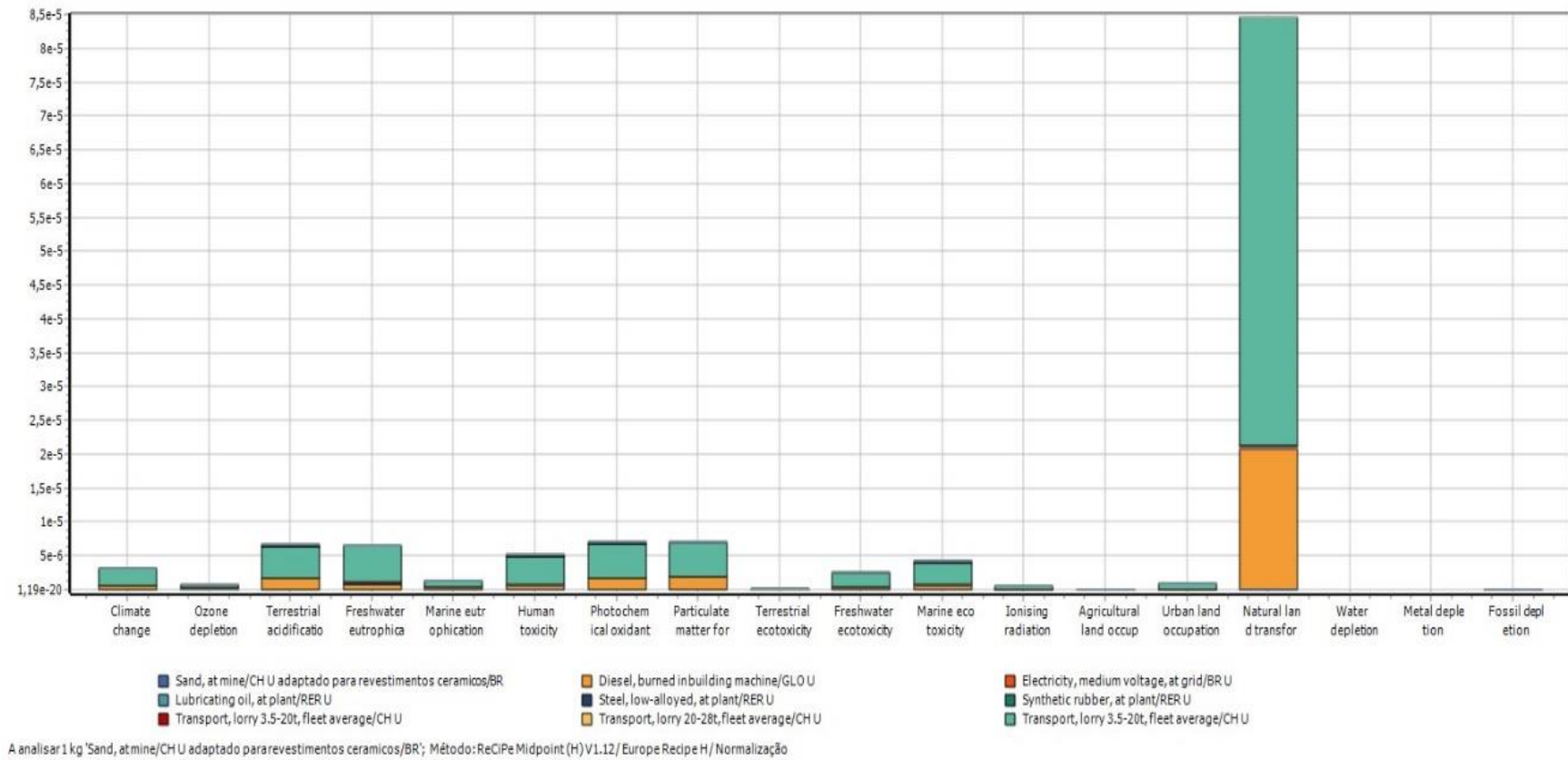


Figura 44 – Valores normalizados dos impactos ambientais mais relevantes da produção de areia para revestimentos cerâmicos

Fonte: Dados da pesquisa.

Os impactos ambientais normalizados do processo de produção de areia mostrados na Figura 44 são, na ordem decrescente: transformação do solo ($8,47\text{E-}5$), formação fotoquímica de oxidantes ($7,19\text{E-}06$), formação de material particulado ($7,10\text{E-}06$), acidificação do solo ($6,69\text{E-}06$), eutrofização da água ($6,56\text{E-}06$), toxicidade humana ($5,25\text{E-}06$), ecotoxicidade marinha ($4,23\text{E-}06$), mudanças climáticas ($3,23\text{E-}06$), ecotoxicidade da água ($2,67\text{E-}06$), eutrofização marinha ($1,39\text{E-}06$), ocupação de solo urbano ($9,67\text{E-}07$), depleção do ozônio ($7,18\text{E-}07$), radiação ionizante ($5,15\text{E-}07$), ecotoxicidade do solo ($2,71\text{E-}07$), ocupação do solo agriculturável ($2,45\text{E-}08$), depleção fóssil ($5,89\text{E-}09$).

5.2.3 Avaliação dos impactos do processo produtivo do clínquer

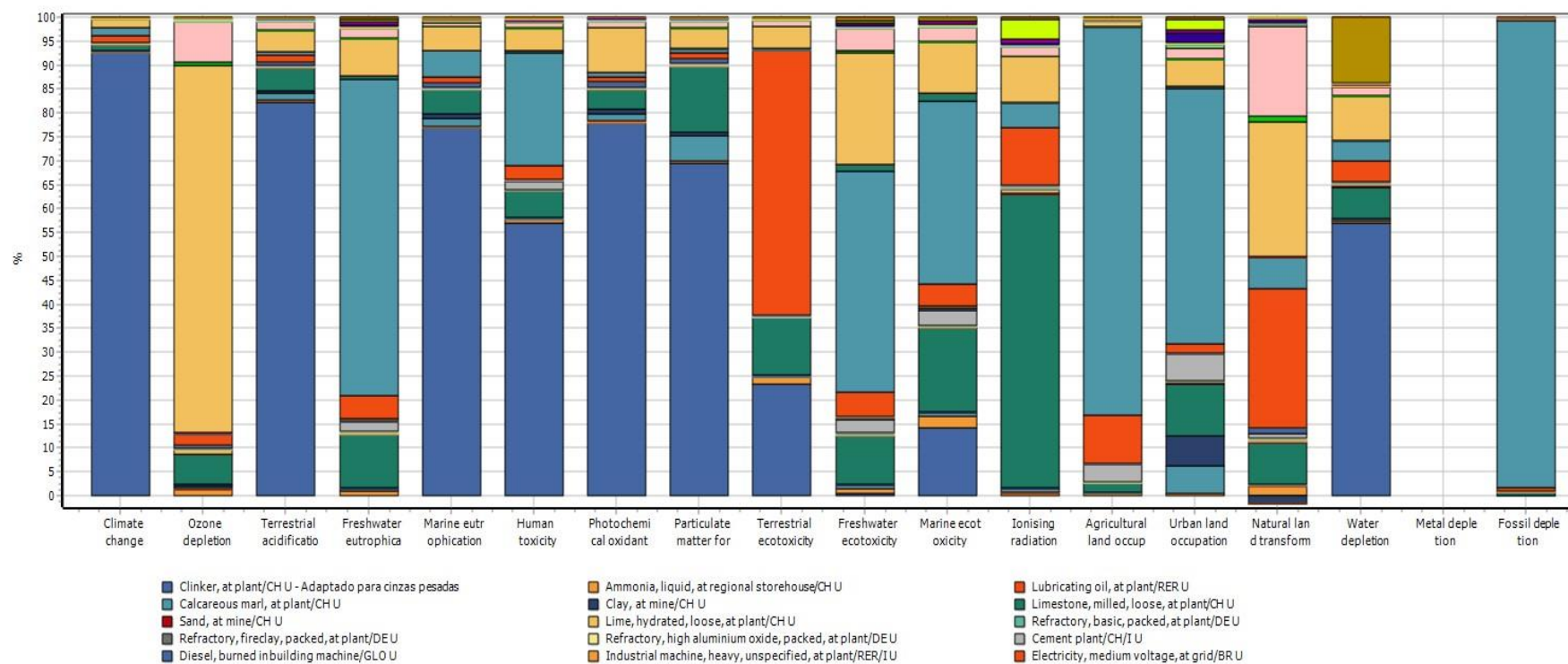
A Tabela 38 relaciona os impactos ambientais relativos ao processo produtivo do clínquer para uso na indústria de cimentos Portland. Os dados das informações contidas na base de dados *Ecoinvent* 3.0 do software SimaPro foram adaptados para a indústria brasileira e, em seguida, convertidos para a unidade funcional utilizada nesta pesquisa (por 1.000 kg de clínquer). A Figura 45 mostra os dados da Tabela 38 em forma de gráfico.

A Figura 46 mostra os valores normalizados dos impactos ambientais do processo produtivo do clínquer.

Tabela 38 – Impactos ambientais da produção do clínquer por categoria de impacto

Categoria de impacto	Unidade	Clinker, plant/CH U	at	Ammonia, liquid	Lubricating oil	Calcareous marl	Clay at mine	Limestone milled	Sand at mine	Lime hydrated loose	Refractory basic	Refractory fireclay	Refractory high aluminium oxide	Cement	Diesel burned in building machine	Industrial machine heavy	Electricity medium voltage BR	Hard coal
Climate change	kg CO2 eq	0,839222		0,001903356	4,93983E-05	0,00108614	0,000966339	0,011066079	2,21675E-05	0,002947278	0,000438801	9,75096E-05	0,000121934	0,000213543	0,001226826	7,23572E-05	0,012957158	0,013729135
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	0		3,07258E-10	3,0501E-11	1,3181E-10	1,20423E-10	1,51401E-09	2,65106E-12	2,05421E-10	3,38287E-11	1,1987E-11	1,46427E-11	1,52863E-11	1,52885E-10	3,38773E-12	5,25747E-10	7,00657E-11
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	0,00101566		5,23432E-06	3,8866E-07	1,689E-05	7,82879E-06	5,77116E-05	1,46051E-07	2,4622E-06	1,0548E-06	2,10354E-07	6,78148E-07	1,71732E-06	9,93913E-06	3,28191E-07	1,56121E-05	1,01208E-05
Freshwater eutrophication	kg P eq	0		1,7115E-07	1,8063E-08	9,2411E-08	4,75076E-08	2,25457E-06	6,08844E-09	3,7979E-08	5,48177E-08	2,09375E-08	2,37372E-08	4,01569E-07	6,03138E-08	7,1179E-08	9,89618E-07	1,35294E-05
Marine eutrophication	kg N eq	4,42176E-05		2,14915E-07	9,95523E-09	9,668E-07	4,58697E-07	2,8962E-06	8,12286E-09	8,9009E-08	6,44238E-08	1,43652E-08	3,22005E-08	7,19276E-08	5,82344E-07	1,65206E-08	6,21033E-07	3,17518E-06
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	0,020638505		0,000313507	1,55863E-05	9,1055E-05	4,41247E-05	0,001985386	6,06917E-06	3,34919E-05	4,46065E-05	1,28068E-05	1,53953E-05	0,000657084	5,6019E-05	9,86971E-05	0,000993785	0,008597739
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	0,001186803		3,39659E-06	7,25801E-07	2,373E-05	1,3362E-05	6,43456E-05	2,01295E-07	3,76704E-06	1,09408E-06	3,12651E-07	8,12827E-07	9,55226E-07	1,69639E-05	2,59708E-07	1,64319E-05	1,21684E-05
Particulate matter formation	kg PM10 eq	0,000347916		1,91175E-06	1,12192E-07	2,6424E-05	3,94776E-06	6,87893E-05	7,05878E-08	1,185E-06	9,09467E-07	9,33885E-08	4,9701E-07	7,47375E-07	5,01192E-06	2,711E-07	5,64794E-06	3,38587E-06
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,58783E-06		2,7969E-07	4,11225E-09	3,9346E-08	3,17543E-08	2,35454E-06	1,25419E-09	1,14164E-08	8,15392E-09	1,05914E-09	2,26107E-09	4,79449E-08	4,0314E-08	1,41383E-08	1,08544E-05	5,6751E-08
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	5,70242E-07		1,71817E-06	1,82507E-07	8,8499E-07	5,52619E-07	1,61601E-05	5,17515E-08	5,27026E-07	5,2105E-07	1,05621E-07	1,31696E-07	4,34708E-06	7,01584E-07	5,99395E-07	7,84812E-06	7,53198E-05
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	2,73796E-05		4,66644E-06	1,72597E-07	1,0308E-06	6,08147E-07	3,39997E-05	5,67203E-08	3,54639E-07	3,97921E-07	1,08457E-07	1,75455E-07	5,97721E-06	7,72079E-07	8,41471E-07	9,04164E-06	7,36867E-05
Ionising radiation	kBq U235 eq	0		8,65198E-05	1,19122E-05	0,00012938	2,79055E-05	0,009933777	1,89215E-05	0,000135416	3,43841E-05	9,43615E-06	1,19976E-05	3,99509E-05	3,54277E-05	1,26348E-05	0,001942209	0,000799299
Agricultural land occupation	m2a	0		1,22766E-05	7,87038E-07	9,5679E-06	1,26373E-06	6,54558E-05	4,39146E-07	9,00933E-07	1,98989E-06	7,67434E-07	1,16208E-06	0,000130284	1,60438E-06	1,82112E-06	0,000351542	0,00277884
Urban land occupation	m2a	0		4,23109E-06	5,0382E-07	5,2416E-05	5,70971E-05	9,93667E-05	4,09087E-06	1,12388E-06	8,07758E-07	1,69262E-07	3,33891E-07	5,03302E-05	2,31075E-06	7,73738E-07	1,7932E-05	0,000489885
Natural transformation	land m2	0		7,87448E-07	1,1924E-07	8,1911E-08	-7,38766E-07	3,84619E-06	6,98683E-08	1,40196E-07	6,9195E-08	2,31119E-08	3,64539E-08	4,02615E-07	6,05997E-07	1,26228E-08	1,25836E-05	2,7991E-06
Water depletion	m3	0,00162		8,42384E-06	1,14153E-06	1,3866E-05	3,74482E-06	0,000184321	1,32489E-05	6,84501E-06	2,64974E-06	7,28887E-07	1,00227E-06	4,58827E-06	4,75427E-06	1,97116E-06	0,000121269	0,000116782
Metal depletion	kg Fe eq	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossil depletion	kg oil eq	0		2,55298E-07	3,03742E-08	2,5458E-07	1,46153E-07	4,7767E-06	1,51025E-08	7,34823E-08	1,04224E-07	4,25122E-08	4,93208E-08	2,51836E-07	1,8555E-07	2,35833E-07	6,91517E-06	0,000764373
Categoria de impacto	Unidade	Total	Bauxite	Chromium steel 18/8	Natural gas high pressure at consumer	Heavy fuel oil	Light fuel oil	Petroleum coke at refinery	Transport, lorry 3.5-20t	Transport, lorry 20-28t	Transport, lorry >28t	Transport, van <3.5t	Transport barge	Transport freight rail	Transport freight rail	Tap water	Disposal inert waste 5% water to inert material landfill	Disposal MSW 22.9% water to municipal incineration
Climate change	kg CO2 eq	0,906590035	9,48605E-07	0,000263821	7,85229E-05	0,01593901	0,000220703	0,002033782	2,39913E-05	0,00051952	0,000288329	0,000107185	0,000334357	0,000279634	0,000249	0,000107933	5,68247E-07	2,27083E-05
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	2,43129E-08	1,02069E-13	1,395E-11	7,5401E-11	1,85991E-08	2,06049E-10	2,04052E-09	3,80825E-12	8,42558E-11	4,7835E-11	1,54295E-11	3,51081E-11	2,02703E-11	2,53816E-11	5,49131E-12	1,70273E-13	1,30856E-13
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	0,001235276	1,29522E-08	1,25984E-06	2,79794E-07	5,32297E-05	1,69996E-06	2,20697E-05	1,42293E-07	3,01342E-06	1,59862E-06	3,90131E-07	2,55733E-06	1,45489E-06	1,14023E-06	4,26711E-07	3,52592E-09	1,55824E-08
Freshwater eutrophication	kg P eq	2,04063E-05	2,22395E-10	1,26849E-07	2,13255E-09	1,5783E-06	3,27283E-08	3,94372E-07	1,9165E-09	4,36676E-08	2,76295E-08	2,02844E-08	4,18633E-08	1,77639E-07	9,18861E-08	8,53479E-08	4,48392E-11	2,00574E-09
Marine eutrophication	kg N eq	5,75154E-05	7,53195E-10	5,4457E-08	6,91558E-09	2,89305E-06	4,53548E-08	4,23691E-07	8,65659E-09	1,82489E-07	9,58723E-08	2,05785E-08	1,55422E-07	9,11831E-08	6,74955E-08	2,70291E-08	2,03893E-10	2,58892E-09
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	0,03629562	1,45251E-07	0,000156398	2,09489E-06	0,001676335	3,28489E-05	0,000381882	2,24228E-06	5,02258E-05	3,15832E-05	2,12346E-05	3,42095E-05	0,000118448	0,000102752	6,7902E-05	4,67618E-08	1,34146E-05
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	0,001522091	1,78715E-08	8,94396E-07	3,39516E-07	0,00014256	1,7182E-06	1,48607E-05	2,49437E-07	5,25654E-06	2,78136E-06	6,32093E-07	4,04952E-06	1,59781E-06	1,48139E-06	2,8883E-07	6,27623E-09	2,6243E-08
Particulate matter formation	kg PM10 eq	0,000500638	1,97078E-07	1,28027E-06	8,17635E-08	2,06939E-05	5,14542E-07	6,09148E-06	6,4019E-08	1,34342E-06	7,08262E-07	1,53556E-07	1,04003E-06	6,38353E-07	7,37384E-07	1,65319E-07	1,65916E-09	6,21996E-09
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	1,96554E-05	3,1103E-11	3,8877E-08	8,6468E-10	9,05604E-07	1,92378E-08	2,32382E-07	1,59187E-09	3,03873E-08	1,62399E-08	9,92424E-09	8,91104E-09	1,40811E-08	2,55896E-08	1,62534E-08	2,60128E-11	4,73186E-10
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,000162387	1,32186E-09	2,12841E-06	1,15355E-08	3,8077E-05	6,24813E-07	7,39301E-06	1,93602E-08	4,36727E-07	2,67213E-07	1,68188E-07	2,96673E-07	9,09243E-07	6,17957E-07	1,10875E-06	5,80501E-10	1,04078E-07
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	0,000193328	1,41748E-09	3,44185E-06	1,40426E-08	2,04181E-05	4,54529E-07	5,67581E-06	2,48433E-08	5,33799E-07	3,19983E-07	2,44521E-07	3,49502E-07	1,01467E-06	8,88138E-07	5,93106E-07	5,35452E-10	8,33426E-08
Ionising radiation	kBq U235 eq	0,016155342	1,67757E-07	5,43271E-05	1,24116E-06	0,00153788	2,66675E-05	0,000284915	2,39225E-06	4,54167E-05	2,51485E-05	2,0337E-05	3,00918E-05	0,000146017	0,000684172	6,70404E-05	5,23341E-08	3,08374E-07
Agricultural land occupation	m2a	0,003431383	6,824E-09	6,78053E-06	9,57817E-08	3,4131E-05	7,07363E-07	6,68603E-06	8,17979E-08	1,84982E-06	1,18185E-06	4,44086E-07	1,34618E-06	4,9112E-06	7,9332E-06	7,44276E-06	1,96631E-08	1,81264E-08
Urban land occupation	m2a	0,000917861	4,23691E-08	3,99865E-06	1,69678E-07	5,00925E-05	2,02416E-06	2,1052E-05	3,25207E-07	5,52771E-06	2,76524E-06	2,65558E-06	1,80175E-05	4,95355E-06	1,96843E-05	5,06716E-06	7,97527E-08	3,39742E-08
Natural transformation	land m2	4,26786E-05	-8,20091E-10	2,62892E-08	1,07581E-07	1,2189E-05	5,38329E-07	8,10789E-06	8,80865E-09	1,9092E-07	1,06283E-07	3,85183E-08	3,16718E-07	7,26487E-08	1,05223E-07	3,57612E-08	-3,22884E-09	-2,12579E-10
Water depletion	m3	0,002840789	7,97822E-08	4,08475E-06	1,45454E-07	0,000262927	4,30791E-06	5,05608E-05	1,64799E-07	3,77862E-06	2,34313E-06	1,03168E-06	2,5111E-06	7,68841E-06	8,18749E-06	0,000387536	1,63169E-08	8,78533E-08
Metal depletion	kg Fe eq	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossil depletion	kg oil eq	0,000783766	4,30913E-10	6,55285E-07	9,28089E-09	3,17937E-06	7,01134E-08	8,16667E-07	5,98247E-09	1,46696E-07	9,40918E-08	3,65481E-08	1,37409E-07	3,79682E-07	3,53948E-07	1,70452E-07	1,28194E-10	1,08029E-09

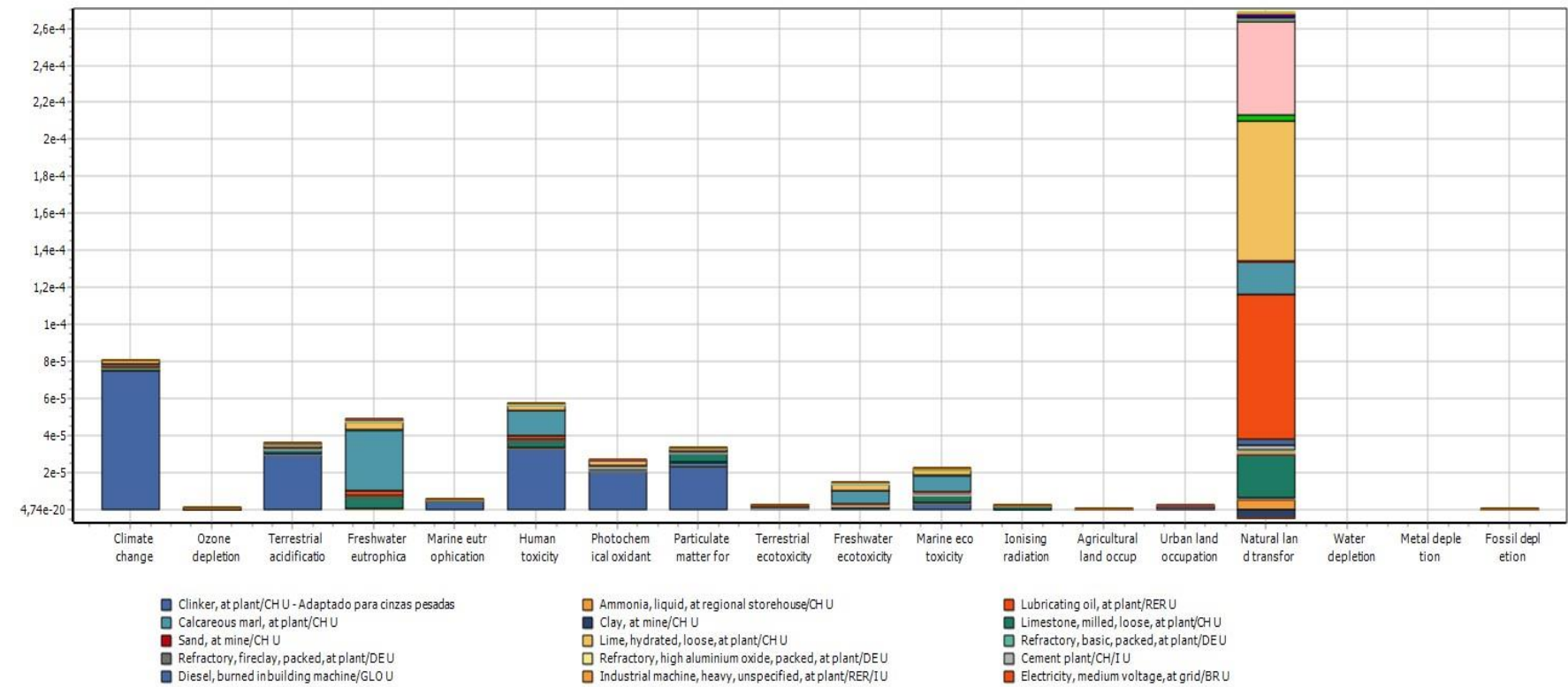
Fonte: Dados da pesquisa.



A analisar 1 kg 'Clinker, at plant/CH U - Adaptado para cinzas pesadas'; Método: ReCiPe Midpoint (H) V1.12 / Europe Recipe H / Caracterização

Figura 45 – Impactos ambientais da produção de clínquer para cimentos Portland

Fonte: Dados da pesquisa.



A analisar 1 kg 'Clinker, at plant/CH U - Adaptado para cinzas pesadas'; Método: ReCiPe Midpoint(H) V1.12 / Europe RecipeH / Normalização

Figura 46 – Valores normalizados dos impactos ambientais mais relevantes da produção do clínquer

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 46 mostra os valores normalizados dos impactos ambientais do processo produtivo do clínquer. Os maiores impactos ambientais são, na ordem decrescente: transformação do solo ($2,6E-04$), mudanças climáticas ($8,09E-05$), toxicidade humana ($5,77E-05$), eutrofização da água ($4,92E-05$), acidificação do solo ($3,59E-05$), formação de material particulado ($3,36E-05$), formação de oxidação fotoquímica ($2,68E-05$), ecotoxicidade marinha ($2,22E-05$), ecotoxicidade da água ($1,48E-05$), eutrofização marinha ($5,68E-06$), radiação ionizante ($2,58E-06$), ecotoxicidade do solo ($2,38E-06$), ocupação do solo urbano ($2,26E-06$), depleção do ozônio ($1,10E-06$), ocupação do solo agriculturável ($7,58E-07$), depleção fóssil ($5,04E-07$).

5.2.4 Avaliação dos impactos comparativos entre a geração das cinzas pesadas e seu uso em revestimentos cerâmicos e na indústria de cimento Portland

Serão apresentados os impactos ambientais por meio da comparação entre a geração das cinzas pela termelétrica e seu uso, como matéria-prima alternativa na substituição da areia industrial, na indústria de revestimentos cerâmicos.

Depois, serão apresentados os impactos ambientais do uso das cinzas como matéria-prima alternativa na substituição do clínquer na produção de cimento Portland e, posteriormente, a avaliação comparativa entre os três processos de geração das cinzas e seu uso em revestimentos cerâmicos e na produção de cimento Portland.

Os dados foram avaliados pelo *software* SimaPro, utilizando o método ReCiPe *midpoint* H.

5.2.4.1 Comparação da avaliação dos impactos da geração das cinzas pesadas com os impactos do uso das cinzas na indústria de revestimentos cerâmicos

A Tabela 39 mostra os impactos da geração das cinzas pesadas comparativamente ao uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa, substituindo a areia industrial na indústria de revestimentos cerâmicos.

Os valores referentes à substituição do uso da areia industrial são relativos à extração do carvão mineral; transporte do carvão mineral, geração de energia e das cinzas pela termelétrica; retirada das cinzas das lagoas, transporte para a área de secagem, secagem das

cinzas e transporte para a indústria de revestimentos cerâmicos (*cradle to gate*). A Figura 47 mostra, de forma gráfica, os resultados da Tabela 39.

Para essa avaliação foram utilizados os dados secundários de Restrepo (2012), convertidos para a unidade funcional utilizada nesta pesquisa (por 1.000 kg de cinzas pesadas) e os levantamentos realizados no local.

Tabela 39 – Comparação dos impactos ambientais da geração de cinzas e seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos

Categoria de impacto	Unidade	Geração cinzas para revestimentos	Geração de cinzas termelétrica
Climate change	kg CO2 eq	1,82	1,82
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	2,95E-08	2,81E-08
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	2,34E-02	2,34E-02
Freshwater eutrophication	kg P eq	6,93E-06	6,68E-06
Marine eutrophication	kg N eq	1,42E-05	1,35E-05
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2,68E-02	2,65E-02
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	2,19E-03	2,17E-03
Particulate matter formation	kg PM10 eq	2,19E-02	2,19E-02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,26E-05	4,15E-05
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,85E-04	3,82E-04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,55E-04	3,52E-04
Ionising radiation	kBq U235 eq	1,52E-02	1,48E-02
Agricultural land occupation	m2a	5,73E-03	5,68E-03
Urban land occupation	m2a	4,42E-04	4,16E-04
Natural land transformation	m2	5,03E-05	4,82E-05
Water depletion	m3	8,77E-02	8,77E-02
Metal depletion	kg Fe eq	4,55E-04	4,55E-04
Fossil depletion	kg oil eq	1,78E-03	1,78E-03

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 48 mostra os valores normalizados dos impactos ambientais, relativos ao processos de geração das cinzas pesadas e do uso das cinzas na indústria de revestimentos cerâmicos.

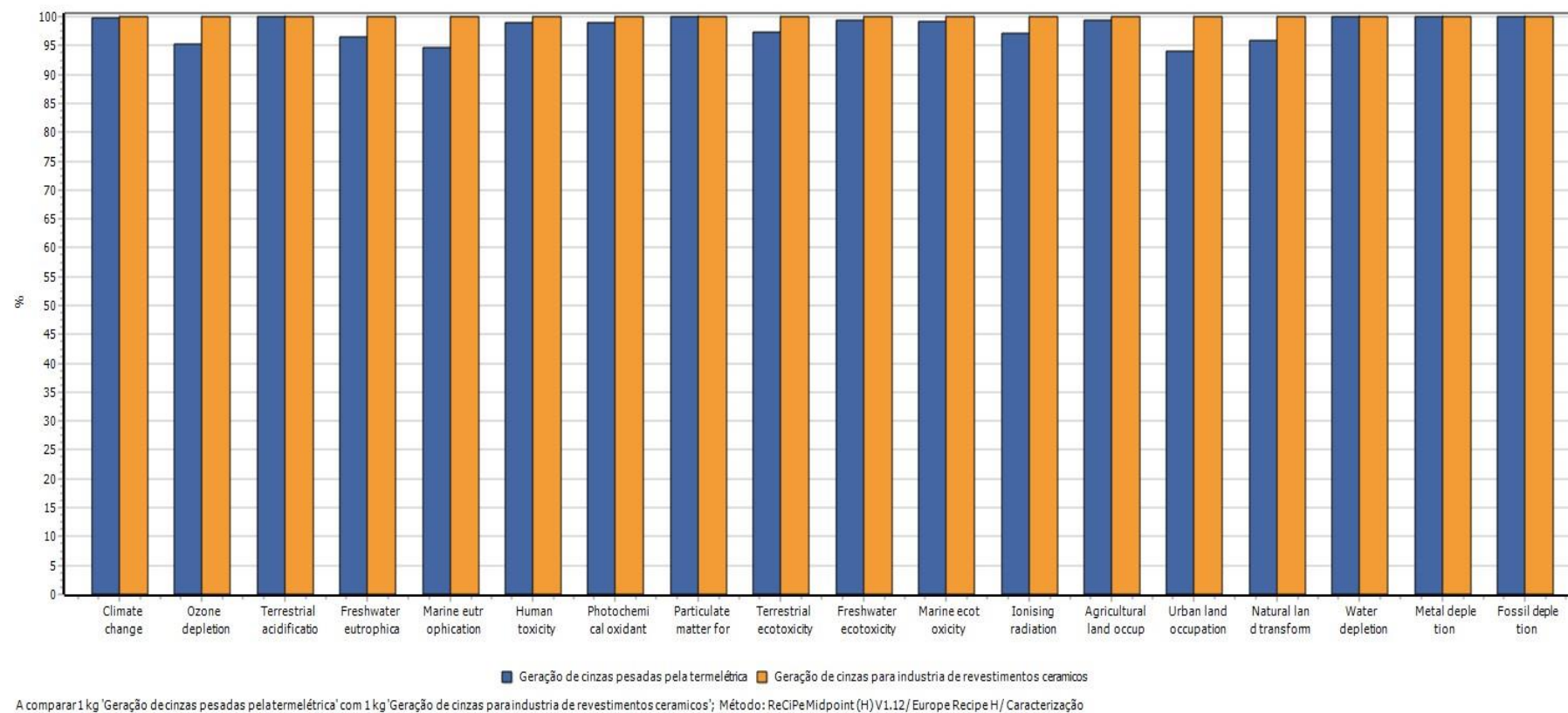


Figura 47 – Comparação dos impactos de geração das cinzas com o seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos

Fonte: Dados da pesquisa.

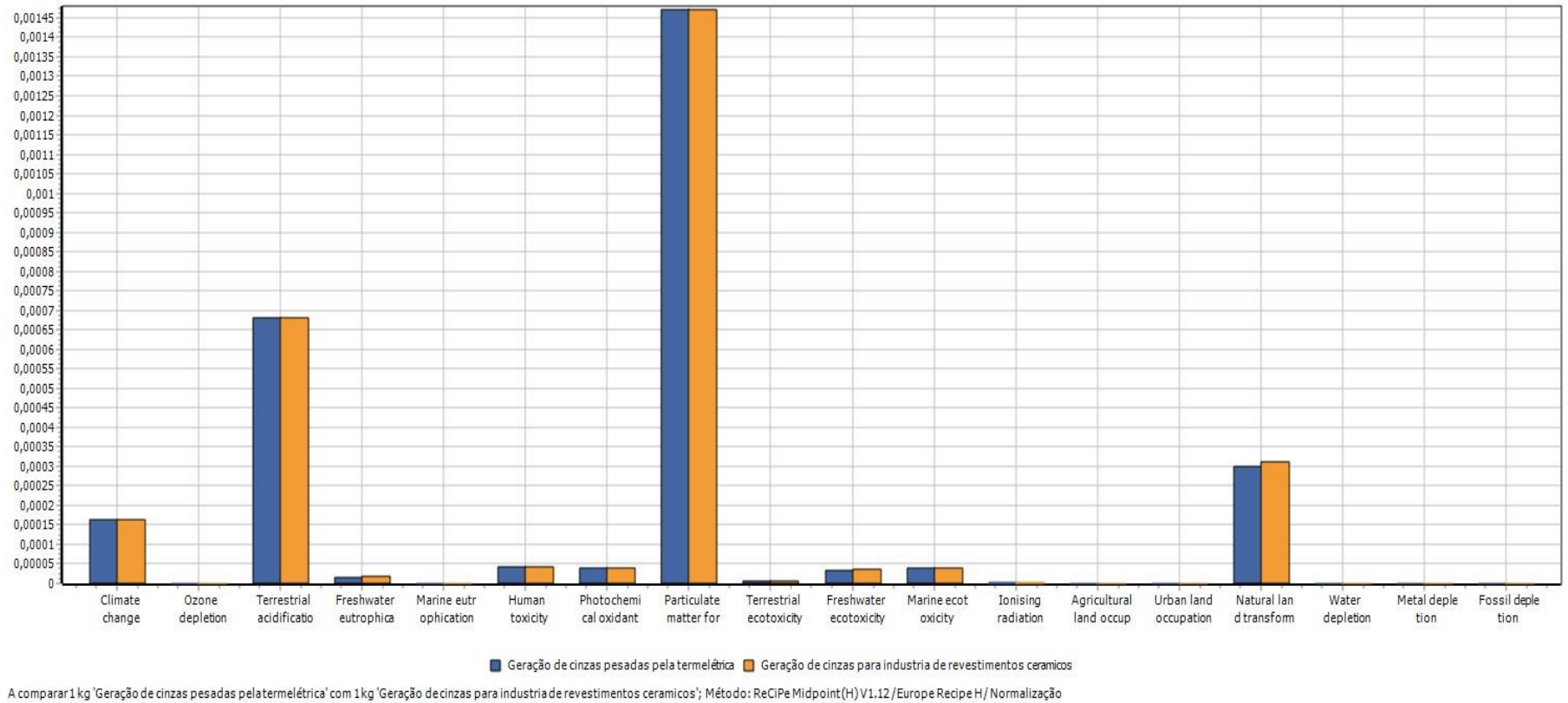


Figura 48 – Valores normalizados dos impactos ambientais da produção das cinzas e do seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos

Fonte: Dados da pesquisa.

Os maiores impactos ambientais comparativos entre o processo de geração das cinzas pesadas e a geração de cinzas para uso em revestimentos cerâmicos, mostrados na Figura 48, são, para os dois processos, na ordem decrescente: formação de material particulado (0,00147), acidificação do solo (0,000680 e 0,000681), mudanças climáticas (0,000162), transformação do solo (0,000299 e 0,000311), toxicidade humana (0,0000422 e 0,0000426), ecotoxicidade marinha (0,0000405 e 0,0000409), formação fotoquímica de oxidante (0,0000382 e 0,000386), ecotoxicidade da água (0,0000347 e 0,0000350), eutrofização da água (0,0000161 e 0,0000167), ecotoxicidade do solo (0,00000502 e 0,00000516), radiação ionizante (0,00000236 e 0,00000243); eutrofização marinha (0,00000133 e 0,00000141), depleção do ozônio (0,00000128 e 0,00000134), uso do solo agriculturável (0,00000126 e 0,00000127), uso do solo urbano (0,00000102 e 0,00000109), depleção fóssil (0,00000115) e depleção de metais (0,000000637).

Nessa comparação, o processo de geração de cinzas pesadas pela termelétrica é praticamente responsável pela maioria dos impactos ao meio ambiente, isto é, a utilização das cinzas pesadas na indústria de revestimentos cerâmicos “carrega” todos os impactos do processo de geração das cinzas pesadas pela termelétrica.

5.2.4.2 Avaliação dos impactos comparativos entre a geração das cinzas com os impactos do uso das cinzas na indústria de cimento Portland

A Tabela 40 mostra os impactos da geração das cinzas pesadas comparativamente ao uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa, substituindo o clínquer na indústria de cimentos Portland.

Os valores referentes à substituição do uso do clínquer são relativos à extração do carvão mineral; ao transporte do carvão mineral, à geração de energia e das cinzas; retirada das cinzas das lagoas, ao transporte para a área de secagem, à secagem das cinzas e ao transporte para uma indústria de cimento Portland (*cradle to gate*). A Figura 49 mostra, de forma gráfica, os valores da Tabela 40.

Tabela 40 – Comparação entre os impactos de geração de cinzas pela termelétrica e seu uso na indústria de cimento

Categoria de impacto	Unidade	Geração de cinzas para cimento	Geração de cinzas termelétrica
Climate change	kg CO2 eq	1,85	1,82
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	4,39E-08	2,81E-08
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	2,36E-02	2,34E-02
Freshwater eutrophication	kg P eq	9,07E-06	6,68E-06
Marine eutrophication	kg N eq	2,46E-05	1,35E-05
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2,95E-02	2,65E-02
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	2,49E-03	2,17E-03
Particulate matter formation	kg PM10 eq	2,20E-02	2,19E-02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,45E-05	4,15E-05
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,08E-04	3,82E-04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,85E-04	3,52E-04
Ionising radiation	kBq U235 eq	1,81E-02	1,48E-02
Agricultural land occupation	m2a	5,82E-03	5,68E-03
Urban land occupation	m2a	8,05E-04	4,16E-04
Natural land transformation	m2	6,01E-05	4,82E-05
Water depletion	m3	8,79E-02	8,77E-02
Metal depletion	kg Fe eq	4,55E-04	4,55E-04
Fossil depletion	kg oil eq	1,79E-03	1,78E-03

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 50 mostra os valores normalizados dos impactos ambientais relativos aos processos de geração das cinzas pesadas pela termelétrica e do uso das cinzas na indústria de cimentos Portland.

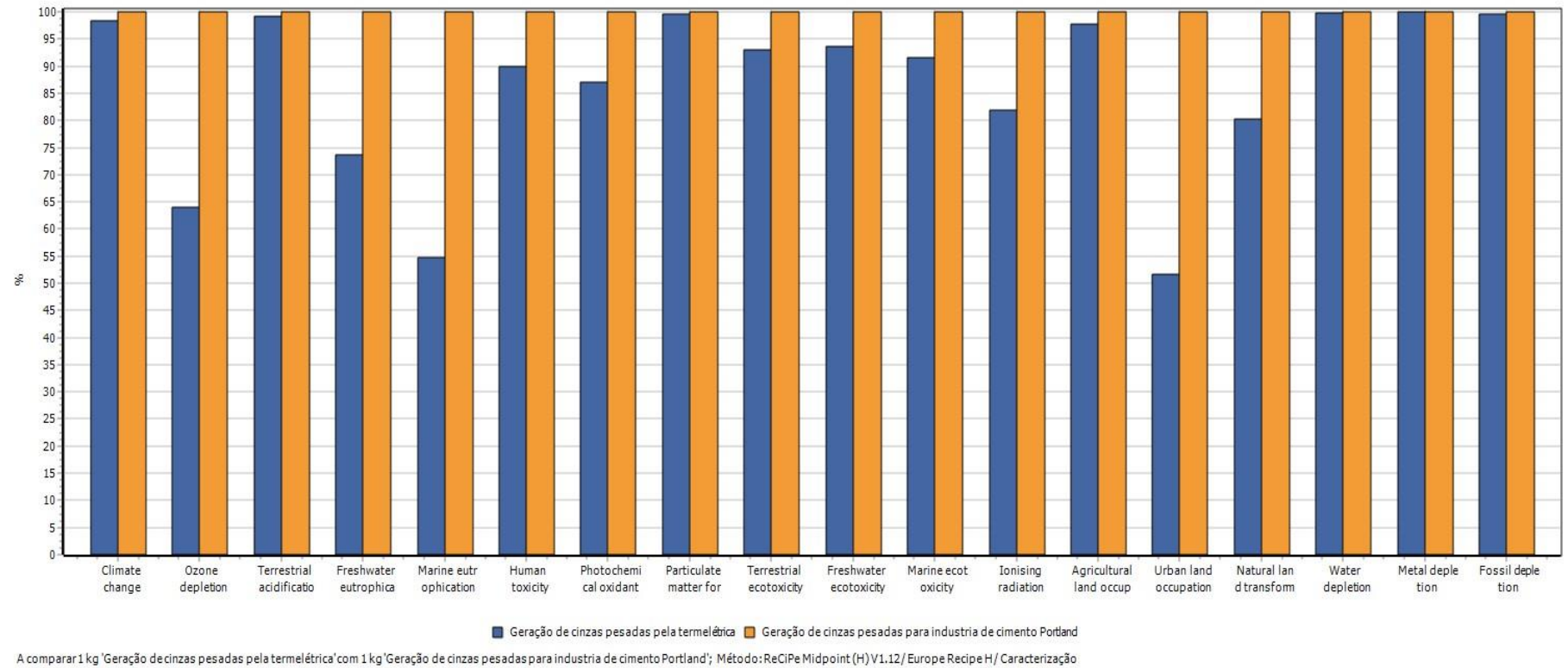


Figura 49 – Comparação dos impactos de geração de cinzas pela termelétrica e seu uso na indústria de cimentos Portland

Fonte: Dados da pesquisa.

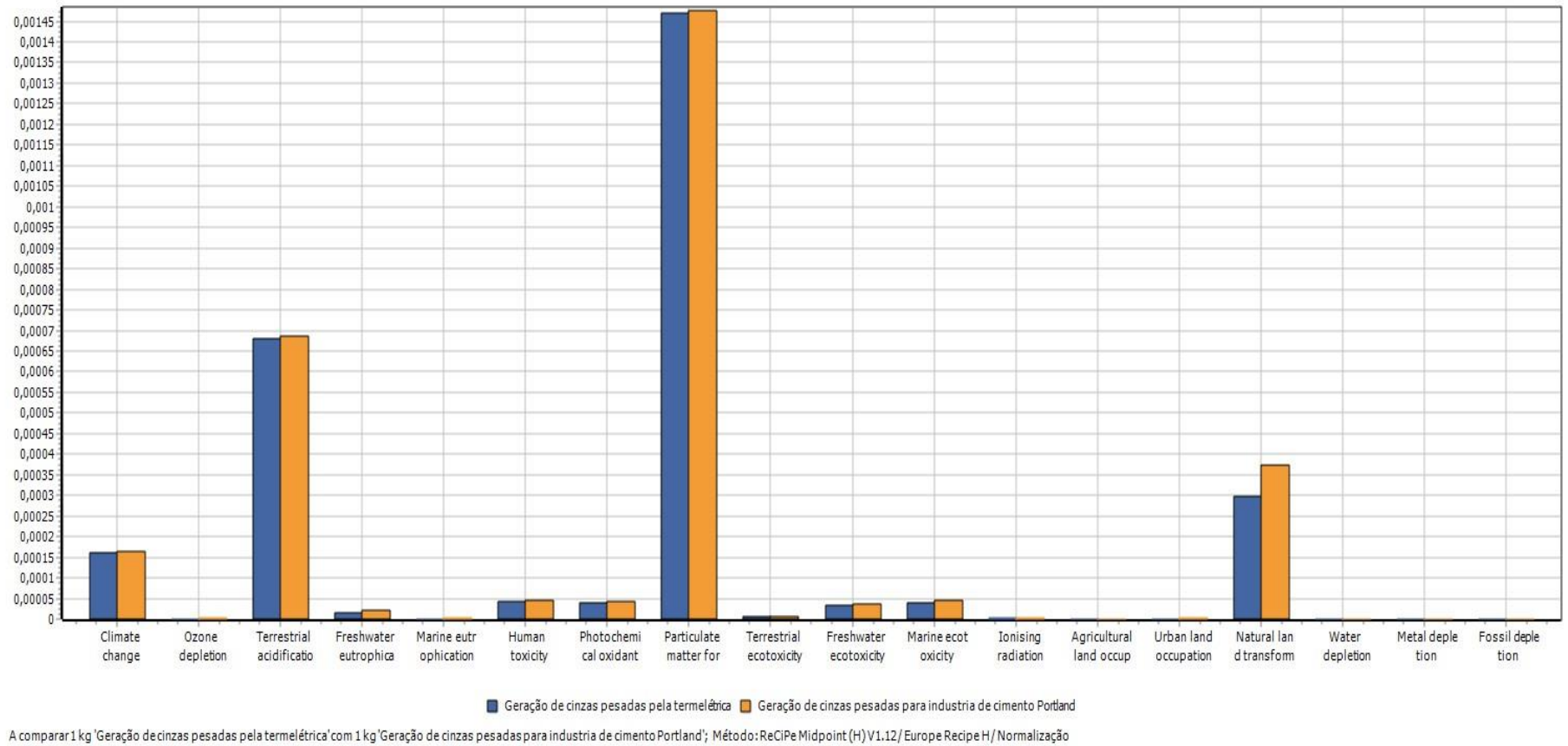


Figura 50 – Valores normalizados dos impactos ambientais da produção das cinzas pela termelétrica e seu uso na indústria de cimentos Portland

Fonte: Dados da pesquisa.

Os maiores impactos ambientais comparativos entre o processo de geração das cinzas pesadas e a geração e uso das cinzas na indústria de cimento Portland são, para ambos os processos, na ordem decrescente: formação de material particulado (0,00147 e 0,00148), acidificação do solo (0,000680 e 0,000685), mudanças climáticas (0,000162 e 0,000165), transformação do solo (0,000299 e 0,000372), toxicidade humana (0,0000422 e 0,0000469), ecotoxicidade marinha (0,0000405 e 0,0000443), formação fotoquímica de oxidante (0,0000382 e 0,0000439), ecotoxicidade da água (0,0000347 e 0,0000371), eutrofização da água (0,0000161 e 0,0000219), ecotoxicidade do solo (0,00000502 e 0,00000539), radiação ionizante (0,00000236 e 0,00000289), eutrofização marinha (0,00000133 e 0,00000243), uso do solo agriculturável (0,00000126 e 0,00000129), uso do solo urbano (0,00000102 e 0,00000198), depleção fóssil (0,00000115) e depleção de metais (0,000000637).

Nessa comparação, também o processo de geração de cinzas pesadas pela termelétrica é praticamente responsável pela maioria dos impactos ao meio ambiente em comparação com o uso das cinzas pesadas na substituição do clínquer na produção de cimento Portland.

5.2.4.3 Avaliação dos impactos comparativos entre os três cenários: geração das cinzas, geração para seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos e na de cimento Portland

A Tabela 41 mostra os impactos da geração das cinzas pesadas comparativamente aos impactos de uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa substituindo a areia industrial na indústria de revestimentos cerâmicos e, também, substituindo o clínquer na indústria de cimentos Portland. A Figura 51 mostra, de forma gráfica, os resultados da Tabela 41.

Tabela 41 – Comparação dos impactos entre os três cenários de geração de cinzas

Categoria de impacto	Unidade	Geração cinzas para revestimentos	Geração de cinzas para cimento	Geração de cinzas termelétrica
Climate change	kg CO2 eq	1,82	1,85	1,82
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	2,95E-08	4,39E-08	2,81E-08
Terrestrial acidification	kg SO2 eq	2,34E-02	2,36E-02	2,34E-02
Freshwater eutrophication	kg P eq	6,93E-06	9,07E-06	6,68E-06
Marine eutrophication	kg N eq	1,42E-05	2,46E-05	1,35E-05
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	2,68E-02	2,95E-02	2,65E-02
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	2,19E-03	2,49E-03	2,17E-03
Particulate matter formation	kg PM10 eq	2,19E-02	2,20E-02	2,19E-02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	4,26E-05	4,45E-05	4,15E-05
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,85E-04	4,08E-04	3,82E-04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	3,55E-04	3,85E-04	3,52E-04
Ionising radiation	kBq U235 eq	1,52E-02	1,81E-02	1,48E-02
Agricultural land occupation	m2a	5,73E-03	5,82E-03	5,68E-03
Urban land occupation	m2a	4,42E-04	8,05E-04	4,16E-04
Natural land transformation	m2	5,03E-05	6,01E-05	4,82E-05
Water depletion	m3	8,77E-02	8,79E-02	8,77E-02
Metal depletion	kg Fe eq	4,55E-04	4,55E-04	4,55E-04
Fossil depletion	kg oil eq	1,78E-03	1,79E-03	1,78E-03

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 52 mostra os valores normalizados dos impactos ambientais relativos aos processos de geração das cinzas pesadas, do seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos e na indústria de cimentos Portland.

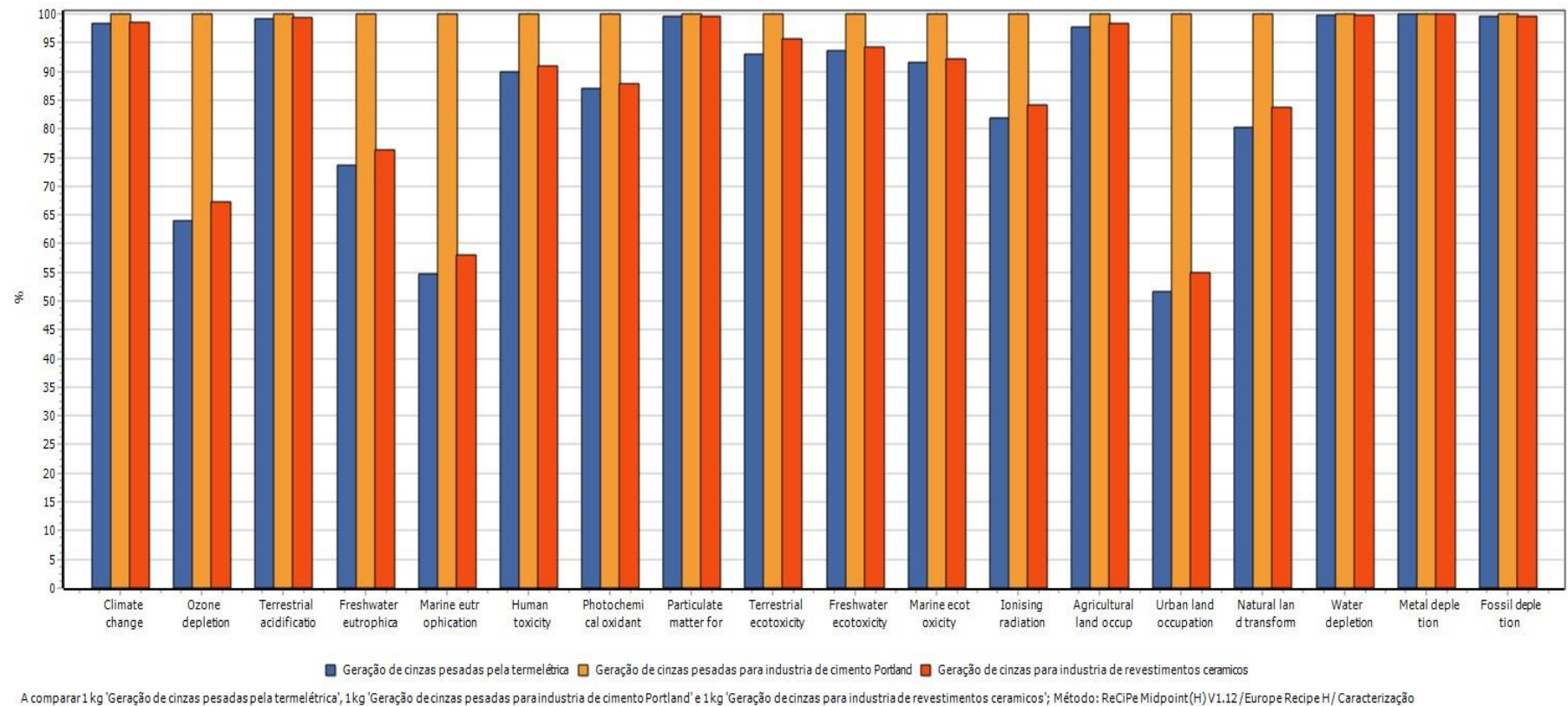


Figura 51 – Comparação dos impactos geração de cinzas, seu uso em revestimentos cerâmicos e em cimentos Portland

Fonte: Dados da pesquisa.

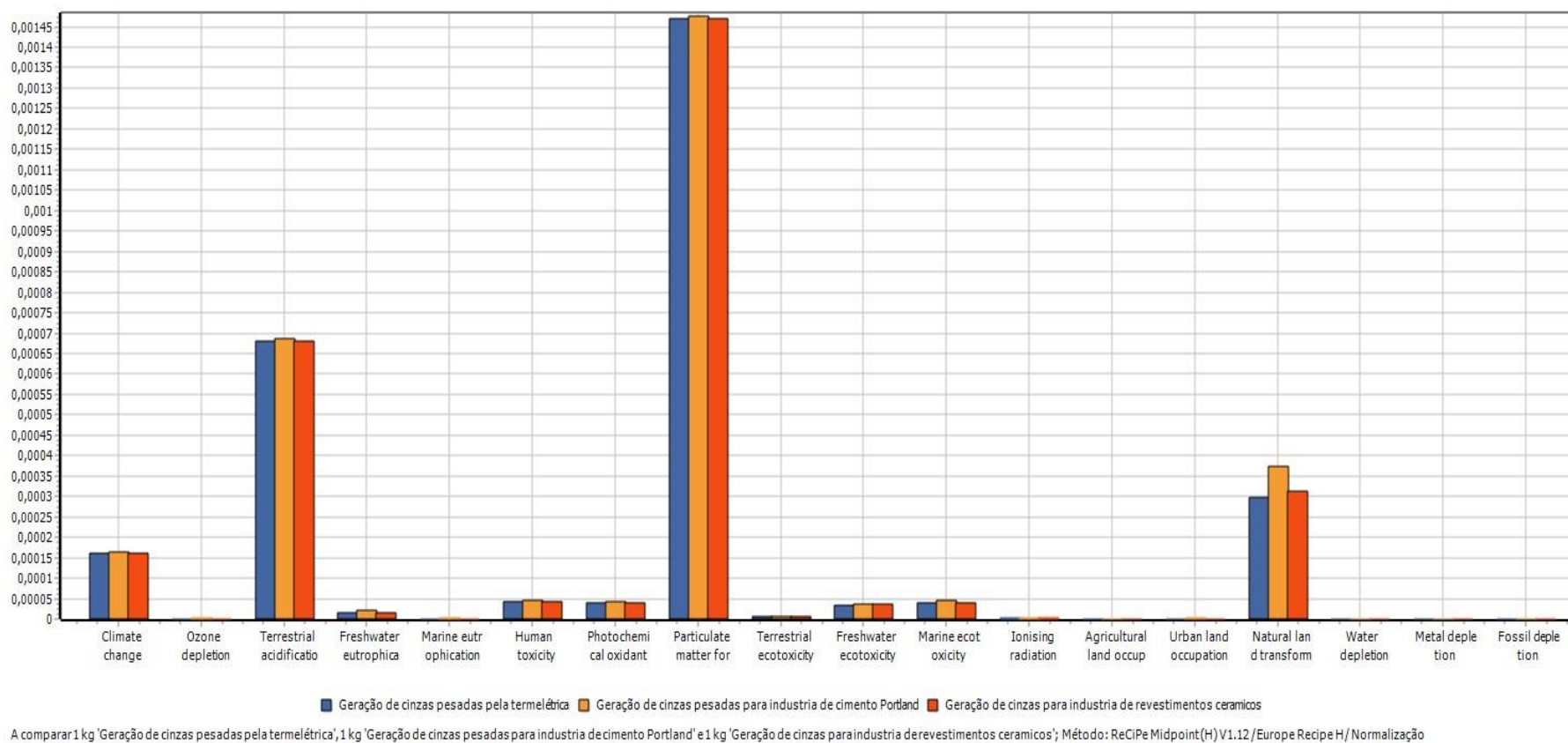


Figura 52 – Valores normalizados dos impactos ambientais da produção das cinzas, seu uso em revestimentos cerâmicos e em cimentos Portland

Fonte: Dados da pesquisa.

Os maiores impactos ambientais comparativos entre o processo de geração das cinzas pesadas, seu uso na indústria de cimento Portland e em revestimentos cerâmicos são, para os três processos, respectivamente, na ordem decrescente: formação de material particulado (0,00147; 0,00148 e 0,00147), acidificação do solo (0,000680; 0,000685 e 0,000681), mudanças climáticas (0,000162; 0,000165 e 0,000162), transformação do solo (0,000299; 0,000372 e 0,000311), toxicidade humana (0,0000422; 0,000469 e 0,0000426), ecotoxicidade marinha (0,0000405; 0,000443; 0,0000409), formação fotoquímica de oxidante (0,0000382; 0,0000439 e 0,000386), ecotoxicidade da água (0,0000347; 0,0000371 e 0,0000350), eutrofização da água (0,0000161; 0,0000219 e 0,0000167), ecotoxicidade do solo (0,00000502; 0,0000539 e 0,00000516), radiação ionizante (0,00000236; 0,00000289 e 0,00000243), eutrofização marinha (0,00000133; 0,00000243 e 0,00000141), depleção do ozônio (0,00000128; 0,00000199, 0,00000134), uso do solo agriculturável (0,00000126; 0,00000129 e 0,00000127), uso do solo urbano (0,00000102; 0,00000198 e 0,00000109), depleção fóssil (0,00000115) e depleção de metais (0,000000637).

Nessa comparação, também, o processo de geração de cinzas pesadas pela termelétrica é praticamente responsável pela maioria dos impactos ao meio ambiente, pois o uso das cinzas na substituição do clínquer para fabricação de cimento Portland ou na substituição de areia industrial na fabricação de revestimentos cerâmicos “carregam” os impactos da geração das cinzas pesadas.

5.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTO COMPARATIVO PELO MÉTODO RECIPE *ENDPOINT*

Aqui, será apresentado a avaliação de impactos utilizando o método ReCiPe *endpoint* H, que mostra os impactos relativos aos danos finais causados pelos processos produtivos aqui analisados, nas categorias de Saúde Humana (*Human Health*), Ecossistemas (*Ecosystems*) e Recursos (*Resource*). Foram avaliados os cinco cenários: (i) produção das cinzas pesadas pela termelétrica; (ii) produção de areia para uma indústria de revestimentos cerâmicos; (iii) produção de clínquer para uma indústria de cimento Portland; (iv) uso das cinzas pesadas na indústria de revestimentos cerâmicos; e (v) uso das cinzas pesadas na substituição do clínquer na indústria de cimento Portland.

A Tabela 42 mostra os valores dos impactos ambientais calculados pelo método.

Tabela 42 – Impactos ambientais para os cinco cenários pelo método ReCiPe *endpoint* H

Categoria de impacto	Unidade	Clinker	Areia	Geração de cinzas para revestimentos	Geração de cinzas para cimento	Geração de cinzas termelétrica
Climate change Human Health	DALY	1,27E-06	5,08E-08	2,55E-06	2,59E-06	2,54E-06
Ozone depletion	DALY	6,40E-11	4,17E-11	7,76E-11	1,15E-10	7,39E-11
Human toxicity	DALY	2,54E-08	2,31E-09	1,88E-08	2,07E-08	1,86E-08
Photochemical oxidant formation	DALY	5,94E-11	1,59E-11	8,54E-11	9,72E-11	8,45E-11
Particulate matter formation	DALY	1,30E-07	2,75E-08	5,70E-06	5,72E-06	5,70E-06
Ionising radiation	DALY	2,65E-10	5,28E-11	2,49E-10	2,96E-10	2,42E-10
Climate change Ecosystems	species.yr	7,19E-09	2,88E-10	1,44E-08	1,47E-08	1,44E-08
Terrestrial acidification	species.yr	7,17E-12	1,33E-12	1,36E-10	1,37E-10	1,36E-10
Freshwater eutrophication	species.yr	9,09E-13	1,21E-13	3,09E-13	4,04E-13	2,98E-13
Terrestrial ecotoxicity	species.yr	2,96E-12	3,38E-13	6,43E-12	6,71E-12	6,25E-12
Freshwater ecotoxicity	species.yr	1,40E-13	2,53E-14	3,30E-13	3,50E-13	3,28E-13
Marine ecotoxicity	species.yr	3,40E-14	6,48E-15	6,26E-14	6,78E-14	6,21E-14
Agricultural land occupation	species.yr	4,36E-11	1,37E-12	7,76E-11	7,88E-11	7,69E-11
Urban land occupation	species.yr	1,90E-11	8,13E-12	9,16E-12	1,67E-11	8,61E-12
Natural land transformation	species.yr	7,54E-11	2,18E-11	9,32E-11	1,09E-10	8,95E-11
Metal depletion	\$	0	0	3,25E-05	3,25E-05	3,25E-05
Fossil depletion	\$	1,30E-04	1,52E-06	2,95E-04	2,96E-04	2,94E-04

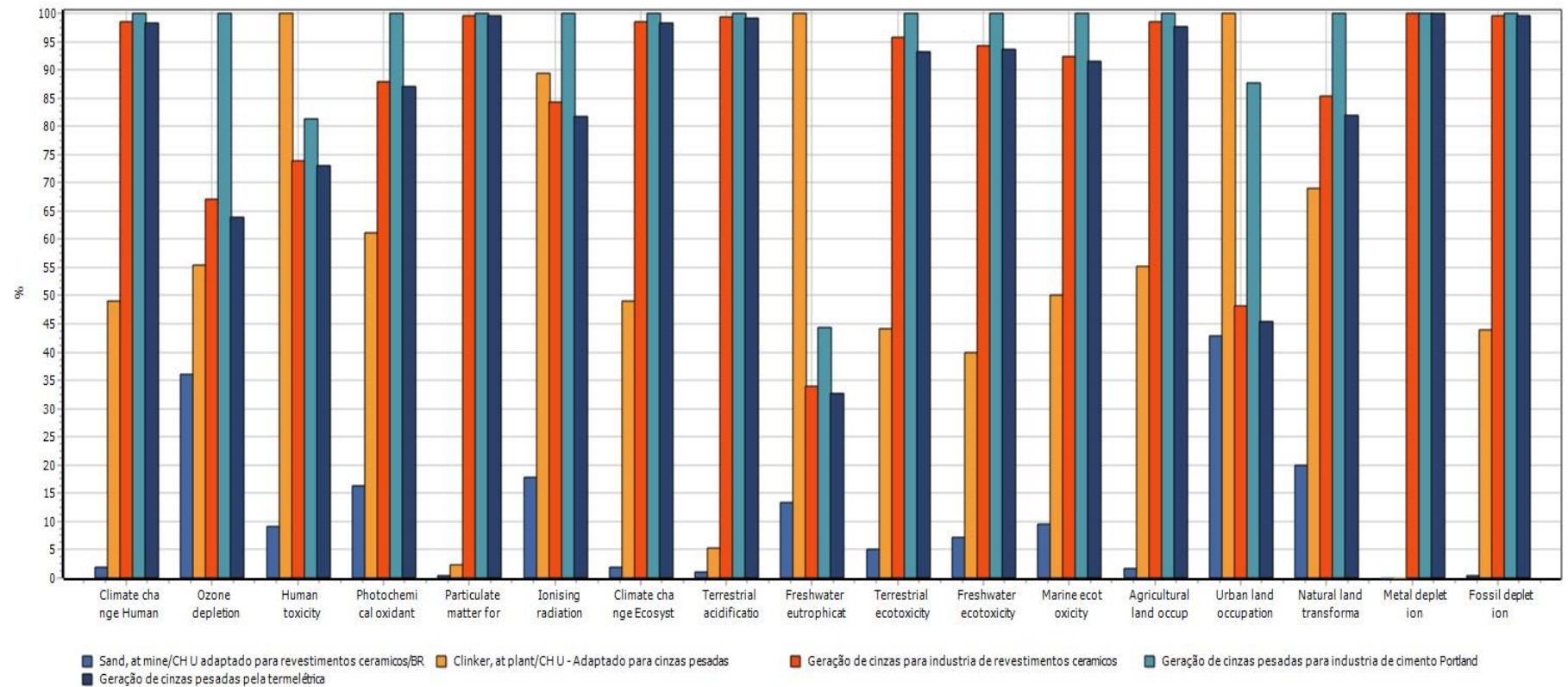
Fonte: Dados da pesquisa.

Observa-se, na Tabela 42, as unidades DALY de medida de impacto na Saúde Humana e species.yr de medida de Ecossistemas. Essas unidades significam (Goedkoop et al., 2013):

a) DALY: é a soma dos anos de vida perdidos por morte com os anos de vida inativos causados por doenças. Hofstetter (1998) introduziu esse conceito com base no trabalho realizado por Murray e Lopes (1996) para a Organização Mundial da Saúde (como citado em Goedkoop et al., 2013, p.7) e é um número derivado de estatísticas de saúde humana.

b) species.yr: fração de espécies animais que, potencialmente, desapareceram em um determinado tempo. Envolvem todas as espécies que vivem na terra, mar e água doce (Goedkoop et al., 2013).

A Figura 53 mostra a participação de cada um dos cenários nos impactos avaliados pelo modelo, relativos a Tabela 42.



A comparar processos; Método: ReCiPe Endpoint(H) V1.12 / Europe ReCiPe H/A / Caracterização

Figura 53 – Impactos ambientais dos cinco cenários avaliados

Fonte: Dados da pesquisa.

Verifica-se, pela Figura 53, que a produção de areia, comparativamente, é o processo que tem menor impacto ambiental no meio ambiente. O cenário de utilização das cinzas pesadas na substituição do clínquer é o processo que mais causa impactos ambientais, 14 (82,5%), dos 17 impactos avaliados pelo método. Esse cenário só não é o mais impactante em toxicidade humana, eutrofização da água e ocupação do solo urbano.

Os três cenários de geração de cinzas (na termelétrica, para uso na indústria de revestimentos cerâmicos e para uso na indústria de cimento Portland) aparecem conjuntamente em sete (41,2%) situações, com os maiores índices (acima de 95%) de impacto ambiental: mudanças climáticas para os seres humanos, formação de partículas, mudanças climáticas para o ecossistema, acidificação do solo, uso de solo agriculturável, depleção de metais e depleção de recursos fósseis.

A produção de clínquer para a indústria de cimento Portland aparece isoladamente como a mais impactante em três (17,6%) categorias de impacto: toxicidade humana, eutrofização da água e ocupação do solo urbano.

A Figura 54 mostra a avaliação de danos (5) nas três categorias do método ReCiPe endpoint H, para os cinco cenários avaliados.

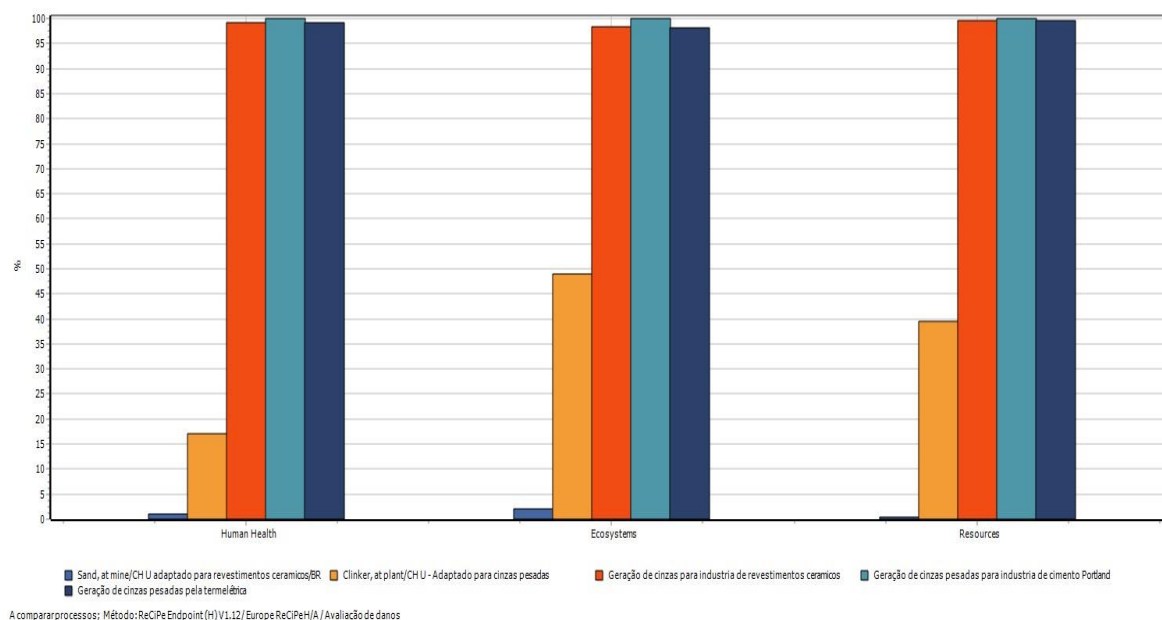


Figura 54 – Avaliação de danos para os cinco cenários

Fonte: Dados da pesquisa.

Verifica-se, pela Figura 54, que a produção de areia (coluna azul da esquerda) causa menos impacto nas três categorias de impacto: Saúde Humana (*Human Health*), Ecossistemas (*Ecosystems*) e Recursos (*Resource*).

Os três cenários de geração de cinzas (na termelétrica, para uso na indústria de revestimentos cerâmicos e para uso na indústria de cimento Portland) aparecem como os mais impactantes nas três categorias avaliadas.

A produção de clínquer para a indústria de cimento Portland (coluna amarela) aparece como o segundo cenário que causa maior impacto nas três categorias e a produção de areia é o cenário de menor impacto entre os cinco avaliados.

A Figura 55 mostra os valores normalizados, nas três categorias do método ReCiPe *endpoint* H, para os cinco cenários avaliados.

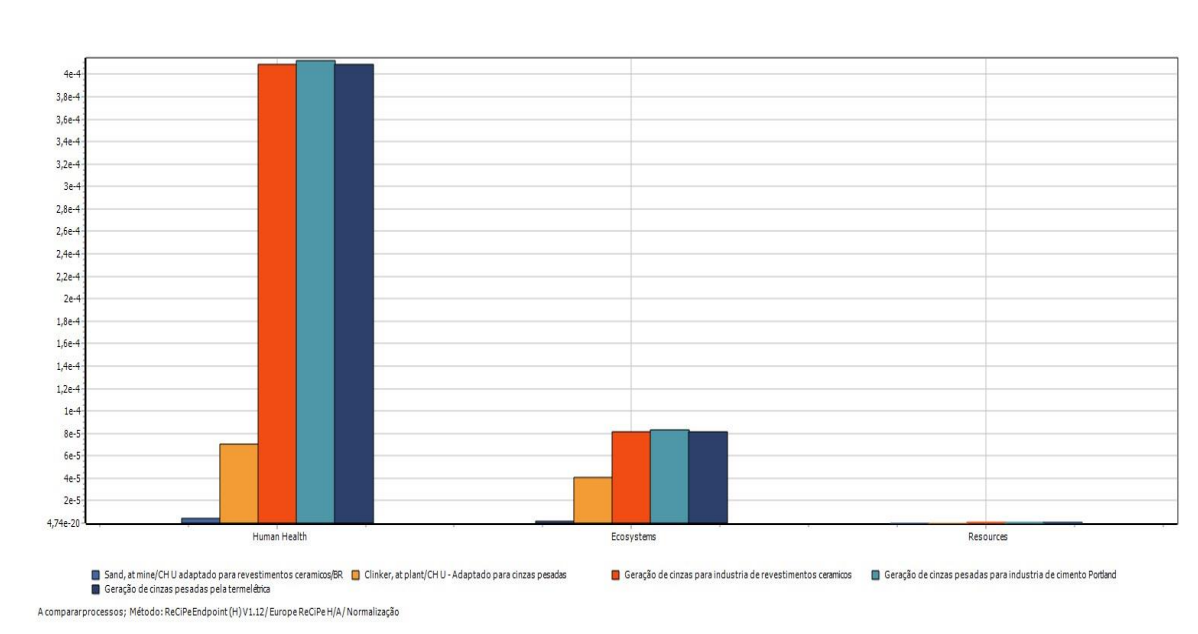


Figura 55 – Valores de impactos normalizados para os cinco cenários pelo método ReCiPe *endpoint* H

Fonte: Dados da pesquisa.

A Figura 55 mostra que a categoria Saúde Humana é a mais impactada pelos cenários avaliados. Os três cenários de geração de cinzas são os mais impactantes nessa categoria na ordem, geração de cinzas para uso na indústria de cimento ($4,12E-04$) depois para revestimentos cerâmicos e pela termelétrica com o mesmo valor ($4,09E-04$). Na sequência, apresenta-se a produção de clínquer e de areia.

Na categoria de Ecossistemas, a ordem dos valores dos impactos é a mesma mas, os valores relativos são menores: os três cenários de geração de cinzas, geração de cinzas para cimento ($8,30E-05$), para revestimentos ($8,16E-05$) e pela termelétrica ($8,14E-05$), processo produtivo do clínquer ($4,06E-05$) e depois o processo produtivo da areia ($1,77E-06$).

Na categoria de Recursos, o gráfico apresenta valores pequenos quando comparados com as outras duas categorias pois é a categoria de impacto ambiental menos afetada pelos

cenários avaliados. Têm-se os três processos de geração de cinzas (1,06E-06), clínquer (4,12E-07) e areia (4,93E-09).

A pesquisa de Babbitt e Lindner (2005) sobre o uso de carvão mineral em termelétricas, corroboram com os resultados aqui encontrados, pois citaram que as emissões de combustão de carvão para o ar e seus impactos ambientais e de saúde associados têm sido, historicamente, a principal causa de preocupação com uso do carvão mineral para geração de energia.

A Figura 56 mostra a pontuação única relativa aos cinco cenários avaliados.

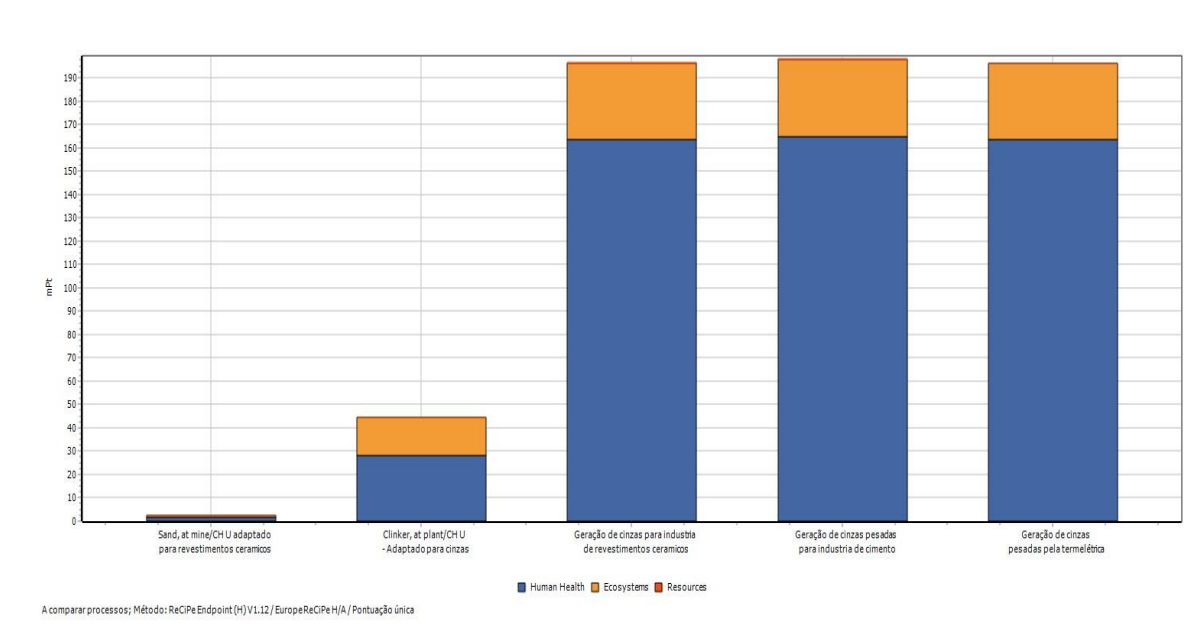


Figura 56 – Pontuação única para os cinco cenários pelo método ReCiPe *endpoint* H

Fonte: Dados da pesquisa.

Os três cenários de geração de cinzas são os que mais impactam na pontuação única:

- Geração de cinzas para uso na indústria de cimento, com 198,3 pontos, contribui com 164,9 para Saúde Humana, 33,2 para Ecossistema e 0,21 para Recursos;
- Geração de cinzas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos, com 196,6 pontos, contribui com 163,7 para Saúde Humana, 32,6 para Ecossistema e 0,21 para Recursos;
- Geração de cinzas pela termelétrica, com 196,4, contribui com 163,6 para Saúde Humana, 32,6 para o Ecossistema e 0,21 para Recursos.

O cenário de produção de clínquer com 44,5 pontos, é o quarto cenário impactante entre os cinco avaliados. Nesse cenário, também a Saúde Humana é mais afetada com 28,2 pontos e o Ecossistema com 16,2 pontos, sendo o uso de Recursos praticamente nulo (0,084).

A produção de areia apresenta um impacto medido pela pontuação única pequeno (2,3 pontos) quando comparada com os outros quatro cenários, contribuindo com 1,6 pontos para Saúde Humana, 0,7 para Ecossistemas e 0,001 para Recursos.

A categoria Saúde Humana é a mais afetada pelos cinco cenários, se somar-se os valores totais de pontos de impacto ($198,3 + 196,6 + 196,4 + 44,5 + 2,3$) têm-se 638,1 e para a Saúde Humana têm-se 522, o que representa 81,8% da pontuação única total. A categoria Ecossistema é a segunda, na ordem decrescente, com ($32,6 + 33,2 + 32,6 + 16,2 + 0,7$) 115,3 e representa 18,1% da pontuação única total. A categoria Recursos representa, somente, 0,1% dos impactos avaliados.

Nesse contexto, a pesquisa de Babbitt e Lindner (2008b) usou vários métodos para a avaliação ambiental do uso dos resíduos provenientes da combustão de carvão (cinzas leves, cinzas pesadas, escória de caldeira e dessulfurização dos gases de combustão) em usinas termelétricas na Flórida – EUA e concluiu que, apesar das diferentes abordagens utilizadas por esses métodos, os resultados mostraram que o uso desses resíduos como matéria-prima alternativa em outros processos produtivos reduz tanto os impactos ambientais como na saúde humana, quando comparados com a destinação final de disposição em lagoas nas usinas.

Verificando-se na tabela de contribuição ao processo gerada pelo *software* SimaPro, entre os três cenários de geração de cinzas, quais são os processos mais impactantes ao meio ambiente, têm-se na Tabela 43 cinco processos. Esses cinco processos respondem por mais de 98% da pontuação avaliada.

Tabela 43 – Processos que mais impactam na geração das cinzas pesadas

Processos	Geração de cinzas pesadas		
	Para cimento	Para cerâmica	Pela termelétrica
	Pontuação		
Total de todos os processos	198,3	196,6	196,4
Geração de cinzas pesadas pela termelétrica	189,2	189,2	189,2
Carvão energético	3,127	3,127	3,127
Transporte	1,700	0,5541	0,478
Energia elétrica	1,358	1,358	1,3146
Diesel	0,2549	0,1813	0,1740
Porcentagem do total	98,7	98,9	98,9

Fonte: Dados da pesquisa.

Note-se que a geração de cinzas pesadas para uso na indústria de cimento Portland tem valores maiores, na comparação com os outros dois cenários, em:

- a) Transporte: a distância estimada para levar as cinzas até a indústria de cimentos Portland é maior (100 km considerando ida e volta) do que para a indústria de revestimentos cerâmicos (4 km);
- b) Diesel: distância percorrida até a indústria de cimentos Portland é maior (100km *versus* 4 km), o que ocasiona consumo maior de óleo diesel.

Quanto ao valor de energia elétrica, os valores dos cenários de geração de cinzas pesadas para uso na indústria de cimento Portland e na indústria de revestimentos cerâmicos são os mesmos porque acumulam o valor da geração das cinzas pesadas pela termelétrica e é acrescido o valor correspondente ao processo de secagem das cinzas por unidade funcional considerada (1.000 kg de cinzas pesadas).

5.4 AVALIAÇÃO DE ECOEFICIÊNCIA

A ecoeficiência da geração das cinzas pesadas de carvão mineral foi avaliada utilizando, primeiro, o conceito da norma ABNT NBR ISO 14045 (2014) e depois, conforme exposto no trabalho de Bautista-Lazo e Short (2013).

5.4.1 Avaliação de ecoeficiência, segundo a norma ABNT NBR ISO 14045 (2014)

Utilizando-se a equação definida pela norma ABNT NBR ISO 14045 (2014):

$$\text{Ecoeficiência} = \frac{\text{Valor do produto}}{\text{Impacto ambiental}} \quad (\text{Equação 1})$$

O valor do produto adotado nesta pesquisa é a geração diária (em toneladas) de cinzas pesadas pela termelétrica para as quais foram avaliados os impactos ambientais decorrentes dessa geração. A termelétrica produziu no período 2009-2013 as quantidades (em toneladas por ano) mostradas anteriormente na Tabela 14, aqui reproduzidas na Tabela 44 e, em seguida, calculada a média diária de geração de cinzas pesadas em cada ano.

Tabela 44 – Geração de cinzas pesadas pela termelétrica média diária

Cinzas geradas (toneladas/ano)	Ano						
	2009	2010	2011	2012	2013	Total	Média
Cinzas geradas (toneladas/ano)	305.830,14	293.695,82	140.456,06	183.369,81	226.964,47	1.150.316,30	230.063,26
Cinzas geradas (toneladas/dia)	837,89	804,65	384,81	502,38	621,82		630,31

Fonte: Dados da pesquisa.

Pela Tabela 44, verifica-se que os valores são variados no período avaliado, portanto, optou-se pela média diária de 804,65 toneladas de cinzas geradas pela termelétrica porque os dados aqui utilizados são referentes à pesquisa de Restrepo (2012) que foi realizada em 2010 na usina em questão.

O impacto ambiental foi calculado pelo por meio do *software* SimaPro utilizando-se o método ReCiPe *endpoint* H e normalizado conforme apresentado na Tabela 45.

Tabela 45 – Impactos ambientais método ReCiPe *endpoint* H

Processo	Pontuação			
	Sáude Humana	Ecossistema	Recursos	Total
Geração de cinzas pela termelétrica	163,6	32,6	0,21	196,4
Geração de cinzas para cerâmica	163,7	32,6	0,21	196,5
Geração de cinzas para cimento	164,9	33,2	0,212	198,3
Produção de clínquer	28,2	16,2	0,084	44,5
Produção de areia	1,6	0,7	0,001	2,3
Total	522	115,3	0,72	638,1

Fonte: Dados da pesquisa.

Cálculo da ecoeficiência segundo a Equação 1:

a) Ecoeficiência da termelétrica pela geração das cinzas pesadas:

$$\text{Ecoeficiência da termelétrica na geração das cinzas pesadas} = \frac{804,65}{196,4} = 4,10$$

b) Ecoeficiência da termelétrica na geração das cinzas pesadas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos:

$$\text{Ecoeficiência da termelétrica no uso das cinzas para revestimentos cerâmicos} = \frac{804,65}{196,5} = 4,09$$

c) Ecoeficiência da termelétrica na geração das cinzas pesadas para uso na indústria de cimentos Portland:

$$\text{Ecoeficiência da termelétrica no uso das cinzas na indústria de cimento} = \frac{804,65}{198,3} = 4,06$$

Comparando-se, por intermédio do Fator definido pela norma ABNT NBR ISO 14045, a ecoeficiência dos dois processos de geração de cinzas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos e na indústria de cimento Portland com a geração das cinzas pela termelétrica, que é o produto base deste estudo.

$$\text{Fator} = \frac{\text{Ecoeficiência do produto avaliado}}{\text{Ecoeficiência do produto base}} \quad (\text{Equação 2})$$

a) Comparação da geração de cinzas pesadas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos com a geração de cinzas pela termelétrica:

$$\text{Fator}_1 = \frac{4,09}{4,10} = 0,998$$

b) Comparação da geração de cinzas pesadas para uso na indústria de cimento Portland com a geração de cinzas pela termelétrica:

$$\text{Fator}_2 = \frac{4,06}{4,10} = 0,990$$

Interpretando-se o valor do Fator_1 calculado, o uso das cinzas pesadas não aumentaria a ecoeficiência da termelétrica, pois para uso na indústria de revestimentos cerâmicos ainda a ecoeficiência ficaria em 0,998 (99,8%) ou, aproximadamente, 0,2% inferior em relação a disposição das cinzas nas lagoas.

Avaliando-se que as cinzas pesadas poderiam substituir toda areia na produção de revestimentos cerâmicos e, portanto, não seriam produzidos os impactos ambientais da produção de areia mencionados na Tabela 36 anteriormente (2,3 pontos). É possível retirar, para efeito de cálculo, esse valor dos impactos da geração das cinzas pesadas pela termelétrica, pois, pela metodologia ACV, impactos evitados têm o valor negativo. Refazendo-se os cálculos para este caso da produção de areia avaliado, tem-se:

$$\text{Ecoeficiência da termelétrica no uso das cinzas p/ revestimentos cerâmicos} = \frac{804,65}{196,6-2,3} = 4,14$$

$$\text{Fator}_{1a} = \frac{4,14}{4,10} = 1,0097$$

A ecoeficiência de termelétrica passaria de (0,998) 0,2% inferior para (1,0097) 0,97% superior, quando comparada com a geração das cinzas e a sua disposição nas lagoas da termelétrica. São valores percentualmente pequenos, mas que alteram o valor da ecoeficiência da empresa para um determinado produto, visto que, por enquanto, as cinzas são sempre geradas independentemente da avaliação ambiental ou do processo de gestão da produção.

Interpretando-se o valor dos Fator_2 calculado, o uso das cinzas na substituição do clínquer na indústria de cimento, não aumentaria a ecoeficiência da termelétrica, pois, para uso na indústria de cimentos a ecoeficiência, ficaria 0,99 ou, aproximadamente, 1 % inferior em relação a disposição das cinzas nas lagoas.

Para o caso da substituição do clínquer por cinzas pesadas, esta matéria-prima alternativa, cinzas pesadas, não poderá substituir totalmente o uso do clínquer na produção de cimento. A norma ABNT NBR 5736: 1991 limita o uso de material pozolânico na constituição do cimento Portland CP IV em valores entre 15-50% em massa (ABNT, 1991). Por esse motivo, não foi possível utilizar o mesmo procedimento do Fator_1 diminuindo o valor total da pontuação referente ao processo produtivo do clínquer.

Supondo-se que uma substituição progressiva do uso do clínquer na produção de cimento Portland pelas cinzas pesadas, conforme os limites estabelecidos pela norma ABNT NBR 5736, tenha como consequência, uma redução proporcional no impacto ambiental medido pela pontuação única (Tabela 45), baseado na Equação 1 e Equação 2, calculou-se:

- a) Valores da redução proporcional do impacto gerado na produção do clínquer (44,5) à porcentagem de redução em massa;
- b) Redução dos valores (pontuação) dos impactos da geração das cinzas pesadas pela termelétrica para uso na indústria de cimento Portland proporcionais à redução do clínquer;
- c) Ecoeficiência para cada novo valor de impacto da geração de cinzas do item anterior;
- d) Fator_{2a} para cada novo valor de ecoeficiência da geração de cinzas;
- e) Porcentagem equivalentes aos valores do Fator_{2a} .

A Tabela 46 mostra os valores encontrados, conforme a sequência descrita anteriormente.

Tabela 46 – Substituição parcial do clínquer por cinzas pesadas

Substituição do clínquer (%)	Redução do impacto do clínquer (pontuação)	Novo valor do impacto geração cinzas (pontuação)	Ecoeficiência geração cinzas	Fator _{2a}	Porcentagem
15	6,68	191,62	4,20	1,024	2,4
20	8,90	189,40	4,25	1,037	3,7
25	11,13	187,17	4,30	1,049	4,9
30	13,35	184,95	4,35	1,061	6,1
35	15,58	182,72	4,40	1,073	7,3
40	17,80	180,50	4,46	1,088	8,8
45	20,03	178,27	4,51	1,100	10,0
50	22,25	176,05	4,57	1,115	11,5

Fonte: Dados da pesquisa.

O que se pode notar na Tabela 46 é que a substituição progressiva do uso do clínquer por cinzas pesadas na produção de cimento Portland melhora a ecoeficiência da termelétrica já a partir de 15%, o que poderá significar que valores, mesmo considerados pequenos, poderão alterar a melhoria de ecoeficiência da termelétrica. De acordo essa hipótese adotada, a ecoeficiência da termelétrica com o uso das cinzas pesadas na indústria de cimento Portland poderá chegar a ser 11,5% superior em comparação à disposição final das cinzas nas lagoas, quando se substitui 50% do clínquer por cinzas pesadas.

Verificando-se os valores calculados de ecoeficiência da termelétrica nos dois processos, uso na indústria de revestimentos cerâmicos, possibilidade de aumentar de 0,998 para 1,0097; e uso na indústria de cimento Portland, com a possibilidade de aumentar de 0,990 para 1,024 a 1,115, em termos ambientais, pode-se inferir que o uso das cinzas pesadas na substituição do clínquer na produção de cimento Portland, é a opção ambiental mais vantajosa para a termelétrica.

Além do aumento da ecoeficiência da termelétrica, pelo uso das cinzas pesadas, que é um resíduo inerente ao processo de combustão de carvão, a substituição do clínquer ocasionará diminuição dos impactos ambientais na produção de cimento Portland.

Algumas pesquisas mencionadas no item 2.2.4, valorização de resíduos sólidos, deste estudo, mostraram que a substituição do clínquer por resíduos industriais diminui os impactos ambientais, tanto do cimento quanto do concreto:

a) Gäbel e Tillman (2005) citaram que algumas opções interessantes na produção de cimento é o aumento da utilização de subprodutos industriais e resíduos como aditivos, matérias-primas ou combustível. Um aumento na utilização de subprodutos e resíduos substitui o uso de recursos minerais naturais e reduz o consumo total das matérias-primas. O aumento da utilização desses materiais tem como consequência redução das emissões de CO₂ pelas matérias-primas

originais. A redução da emissão de CO₂ é maior quanto maiores quantidades de clínquer forem substituídas na mistura que compõe o cimento, em comparação com quando se substitui parte do calcário na farinha crua. A redução das emissões de NO_x e SO₂ também acontece, com o aumento do uso de subprodutos e resíduos na mistura de cimento. E, aumentando-se o uso desses materiais na farinha crua, também ocasiona redução nas emissões de CO e de compostos orgânicos voláteis (VOC).

b) Chen et al. (2010) afirmaram que, para reduzir o impacto ambiental do cimento e do concreto, as indústrias têm sido estimuladas, ao longo dos últimos 10 anos, a aumentar a substituição de cimento Portland por materiais alternativos que são, principalmente, resíduos ou subprodutos industriais. Estudos têm confirmado que o cimento Portland é a principal fonte de CO₂ gerado por misturas de concreto típicas produzidas comercialmente, sendo responsável por 74-81% das emissões de CO₂ de concreto.

5.4.2 Avaliação segundo o conceito de Bautista-Lazo e Short (2013)

Como já foi citado, às vezes, em razão do nível de tecnologia utilizada, pode-se revelar como inviável a eliminação completa da geração de resíduos, assim, há necessidade de se considerar as estratégias apropriadas para gerir um resíduo inevitável nos processos de produção (Bautista-Lazo & Short, 2013).

O tipo de carvão mineral extraído na região da usina termelétrica da empresa Alfa, quando da sua combustão, gera, em média, 43% de cinzas (Tabela 16), e portanto, no momento, não é possível, minimizar ou reduzir completamente a geração dos resíduos desse processo industrial.

A empresa optou pela venda das cinzas leves e pesadas para uma empresa fabricante de cimento Portland na região, em vez de dispor as cinzas nas lagoas de decantação.

O objeto deste estudo não envolve o uso das cinzas leves, mas somente das cinzas pesadas. Propõe a transformação de um resíduo industrial, as cinzas pesadas, em um coproduto e que este fosse utilizado como matéria-prima alternativa, substituindo a areia industrial em uma indústria de revestimentos cerâmicos ou substituindo parcialmente o clínquer na indústria de cimentos Portland, isto é, por intermédio da simbiose industrial (Chertow, 2000), transformar coprodutos em produtos rentáveis (Bautista-Lazo & Short, 2013).

O uso das cinzas pesadas no cenário de substituição total da areia industrial na produção de revestimentos cerâmicos, no contexto da avaliação de impacto analisada, terá

custos adicionais nos processos de retirada da lagoa, transporte para a área de secagem, secagem e transporte para a indústria de revestimentos cerâmicos, em relação a disposição nas lagoas nos seguintes itens:

a) Óleo diesel 0,2085 kg equivalentes a 0,245 litros

Densidade do óleo diesel = 850 kg/m^3 (Restrepo, 2012)

Conforme verificado, em relação ao preço da região, o valor mais elevado encontrado para o óleo diesel foi R\$ 2,899 por litro

Portanto, custos de combustível: R\$ 0,71 por 1.000 kg de cinzas pesadas transportadas.

b) Eletricidade usada na secagem

Consumo 6,50 kWh

Tarifa de fornecimento de energia elétrica para o setor industrial da região, valor de março de 2015 (ANEEL, 2015c): R\$ 487,95 MWh ou R\$ 0,48795 kWh.

Custo de energia: R\$ 3,17 por 1.000 kg de cinzas secadas.

Para esse uso das cinzas, têm-se: $0,71 + 3,17 = \text{R\$ } 3,88$

O preço da areia por tonelada da areia média na região, conforme o Sumário Mineral de 2014 do DNPM, incluindo transporte, foi R\$ 43,29, em setembro de 2013 (DNPM, 2015).

Analisando-se os dois valores, custos adicionais e preço da areia, verifica-se que a substituição total da areia por cinzas pesadas terá uma margem para cobrir os custos adicionais e também os custos operacionais de uma nova operação, compra das cinzas, retirada das cinzas da lagoa, transporte para secagem, secagem e transporte para a planta industrial de $43,29 - 3,88 = \text{R\$ } 39,41$, isto é, 91% do valor gasto na compra da areia poderá ser utilizado nessa operação, valor esse por 1.000 kg de cinzas.

Outra forma de avaliar essa margem foi utilizando o preço de mercado das cinzas pesadas. Segundo Kreuz (2002, p. 94) “[...] o custo médio unitário das cinzas pesadas [...] no mês de junho 2001, foi R\$ 0,0031 por kg” ou seja, R\$ 3,10 por 1.000 kg. Conforme o site do UOL Economia (<http://fundos.economia.uol.com.br/uol/calculadora-indices-inflacao/>), a inflação, no período junho/2001 – setembro/2013, foi de 116,85 calculado pelo IPCA. O preço das cinzas pesadas, caso fosse reajustado conforme a inflação para a mesma data do valor da tonelada de areia, seria de R\$ 6,56 por tonelada de cinzas pesadas. O preço das cinzas, é, portanto, de, aproximadamente, 15,2% do valor (R\$43,29) da tonelada de areia industrial ou, em valores absolutos uma diferença de R\$ 36,73. Essa alternativa de comparação mostra também a viabilidade do uso das cinzas pesadas na substituição da areia industrial.

Apesar de serem valores médios de mercado, essa análise mostra a viabilidade do uso das cinzas pesadas na substituição da areia industrial no processo produtivo de revestimentos cerâmicos em termos econômicos, considerando-se as duas avaliações aqui realizadas.

O uso das cinzas pesadas no cenário de substituição parcial do clínquer na produção de cimento Portland, no contexto da avaliação de impacto analisada, também terá custos adicionais no processo de retirada da lagoa, transporte para a área de secagem, secagem e transporte para a indústria de cimentos Portland, em relação a disposição nas lagoas nos seguintes itens:

a) Óleo diesel 2,186 kg equivalentes a 2,572 litros e R\$ 2,899 por litro

Valor do combustível: R\$ 7,46 por 1.000 kg de cinzas pesadas transportadas

b) Eletricidade usada na secagem

Mesmo valor do cenário anterior: R\$ 3,17 por 1.000 kg de cinzas secadas.

Total: $7,46 + 3,17 = \text{R\$}10,63$

O cimento não pulverizado “*clinkers*”, conforme o Sumário Mineral de 2014 do DNPM, o preço médio em 2013, por tonelada exportada (colocado no navio - FOB), foi US\$ 55,9 (DNPM, 2015). Pelo Revista Valor Econômico de 31/12/2013, o dólar americano comercial fechou o ano com a cotação de R\$ 2,3570 com uma alta em 2013 de 15,37%. Tomando-se esses valores como referência e estimando-se o dólar médio em 2013 em R\$ 2,20, têm-se que a tonelada de clínquer foi exportada por, aproximadamente, R\$ 123,00.

Fazendo-se o mesmo tipo de análise do cenário anterior e supondo-se que a substituição de 1.000 kg de clínquer por 1.000 kg de cinzas pesadas também terá uma margem para cobrir os custos adicionais e também os custos operacionais de uma nova operação, a compra das cinzas, retirada das cinzas da lagoa, o transporte para secagem, a secagem e o transporte para a planta industrial de $123,00 - 10,63 = \text{R\$} 112,37$. Daí se conclui que 91,4% do valor de venda do clínquer poderá ser utilizado nessa operação, valor esse por 1.000 kg de cinzas. Nesse processo foi utilizado o valor de venda do clínquer para se ter a ordem de grandeza monetária envolvida no processo produtivo.

Comparando-se também com o preço das cinzas pesadas descrito anteriormente de R\$ 6,56 por tonelada, esse valor seria 5,4% do valor (R\$123,00) da tonelada de clínquer, ou uma diferença de R\$ 116,44 em valores absolutos, o que mostra também a viabilidade econômica do uso das cinzas pesadas na substituição do clínquer.

Verificando-se os valores calculados do uso das cinzas na indústria de revestimentos cerâmicos, tem uma margem de R\$ 39,41 (91%) ou, comparando-se com o preço de mercado

das cinzas pesadas, é de, aproximadamente 15,2% do valor (R\$43,29) da tonelada de areia industrial. O uso na indústria de cimento Portland tem uma margem de R\$ 112,37 (91,4%) ou, na comparação com o preço das cinzas pesadas, o valor das cinzas seria 5,4% do valor (R\$123.00) da tonelada de clínquer. Comparando-se as duas alternativas, há uma pequena diferença (em termos percentuais) na margem favorável ao uso das cinzas pesadas como substituta do clínquer na produção de cimento Portland e uma grande diferença (5,4% *versus* 15,2%), quando comparadas com o valor do preço das cinzas pesadas. Em termos de valores absolutos, o uso das cinzas pesadas como substituta do clínquer é mais vantajosa em ambos os casos. Pode-se inferir que o uso das cinzas pesadas na substituição do clínquer na produção de cimento Portland é mais vantajosa do que seu uso na indústria de revestimentos cerâmicos como substituta da areia industrial.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A degradação do meio ambiente vem mudando a avaliação da sociedade sobre a forma de descarte dos resíduos e cobrando das indústrias e do governo um controle mais rigoroso da geração desses resíduos. Muitas pessoas acreditam na situação utópica em que não haverá mais a geração de resíduos, mas o fato é que ainda hoje, de fato, muitos processos industriais ainda não chegaram a um padrão de tecnologia que se possa evitar essa produção de resíduos.

Na sociedade atual, orientada para o consumo, o poder aquisitivo incentiva o uso e o consumo cada vez maior de bens, sejam duráveis ou de curta duração. Nesse contexto, esse incentivo ao consumo, seja autoinduzido pelos próprios indivíduos ou incentivado pelas empresas, está crescendo de forma exponencial e, conseqüentemente, gerando mais resíduos. Um exemplo é a obsolescência planejada de bens que “obriga” os consumidores a trocar de produtos, mesmo quando não é necessário. Segundo alguns autores, a grande maioria dos produtos se torna resíduo, pois quase tudo é descartável.

Esses resíduos, sejam industriais ou pós-consumo, nem sempre são descartados de forma ambientalmente correta, sendo, muitas vezes, dispostos nas ruas ou em depósitos clandestinos, o que ocasiona danos ao meio ambiente, além de provocar doenças, tal como, por exemplo, dengue em diversas regiões do país, principalmente por descarte de vasilhas, pneus etc.

Há empresas que, por motivos econômicos para ganhar mercado, escondem os valores corretos de emissões de poluentes de seus produtos, como é o caso recente de uma grande montadora de veículos, mas, quantas empresas estão usando o mesmo artifício para mostrar que os seus produtos são menos poluidores que os produtos dos concorrentes?

Apesar de todas as tentativas para tornar os processos produtivos menos poluidores e causar menores impactos ambientais, como, por exemplo, final de tubo, programa de prevenção à poluição, produção mais limpa etc. o controle da geração e o descarte de resíduos representam metas a serem alcançadas, mas que dependem de muitos esforços da sociedade, das empresas e dos órgãos governamentais reguladores.

Nesta pesquisa, por exemplo, o carvão utilizado para a geração de energia elétrica pela usina termelétrica é subsidiado pela Eletrobrás. A Eletrobrás na Conta de Desenvolvimento Energético, informou que os recursos desse fundo setorial também são utilizados para garantir a competitividade da energia produzida a partir de fontes alternativas (eólica, pequenas centrais hidrelétricas e biomassa) e do carvão mineral nacional. A Tabela 07 mostrou que foram pagos

R\$ 2.589.330.441,45 na compra de carvão mineral pela Eletrobrás no período 2009-2013 para suprir o polo industrial da empresa Alfa. No ano de 2014, foram desembolsados pela Eletrobrás R\$ 817.208.767,21 com a compra de carvão mineral para a empresa Alfa. As condições ambientais do país, isto é, falta de chuva nas regiões Sul e Sudeste em 2014-2015, provocaram o uso das usinas termelétricas e, por consequência, a geração dos resíduos cinzas, contribuindo para os impactos ambientais.

A academia vem tentando contribuir com pesquisas sobre diversos temas: gestão da cadeia de suprimentos, gestão da cadeia de suprimentos verde, transformação de resíduos em coprodutos para outros ciclos produtivos, ciclo de vida de produtos, avaliação de ciclo de vida (ACV), ecoeficiência, entre outros. Nessas pesquisas, os resíduos estão deixando de ser somente uma fonte de poluição responsável pelos impactos ambientais e estão se tornando matérias-primas alternativas para outros processos industriais.

Esta pesquisa utilizou a ACV para avaliar os potenciais impactos da geração das cinzas pesadas de carvão mineral, o uso das cinzas na substituição da areia industrial no processo produtivo de revestimentos cerâmicos e também o uso das cinzas na substituição parcial do clínquer na fabricação de cimentos Portland. Comparou-se a geração e o uso das cinzas com os processos produtivos da areia e do clínquer.

A metodologia ACV não é de fácil aplicação, pois envolve o conhecimento de muitas áreas como, por exemplo, elementos químicos que compõem as emissões, processos produtivos específicos, meios de transportes utilizados nos transportes dos produtos e insumos, entre outros, o que pode acarretar numa série de dificuldades na sua elaboração e interpretação. As bases de dados são quase que exclusivamente de países europeus e dos EUA, contendo poucas informações de produtos e processos brasileiros. Apesar de todas essas dificuldades, ainda assim, é uma metodologia que está em processo constante de atualização e que está sendo abastecida com as informações de dados brasileiros nas suas bases. É uma metodologia que está sendo aceita na maioria dos países e que está procurando padronizar as informações para que possam ter um entendimento globalizado do processo de avaliação dos impactos provocados no meio ambiente e nos seres humanos.

A medida de ecoeficiência avaliada neste estudo utilizou os impactos calculados em razão da metodologia ACV e propôs uma forma de calcular para as empresas do setor de geração de energia por meio de combustão de carvão mineral (termelétricas). Seu objetivo foi encontrar valores que pudessem dimensionar a ecoeficiência dos processos e compará-los, como descrito a seguir.

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a utilização das cinzas pesadas provenientes da combustão do carvão mineral pelas usinas termelétricas como matéria-prima alternativa na substituição de areia industrial na indústria de revestimentos cerâmicos e também na substituição parcial do clínquer na indústria de cimento Portland.

A avaliação da ecoeficiência dos processos de geração de cinzas de carvão mineral, de produção e extração de areia para uso na indústria de revestimentos cerâmicos e de produção de clínquer para a indústria de cimento Portland foi realizada e comparada com o objetivo de mostrar que as cinzas pesadas poderão ser utilizadas como matéria-prima alternativa na produção tanto de revestimentos cerâmicos quanto de cimento Portland.

A avaliação foi realizada seguindo a norma ABNT NBR ISO 14045 que orienta que os impactos ambientais sejam avaliados com a utilização da ACV, conduzida em conformidade com as normas ABNT NBR ISO 14040 e ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2014).

O cálculo do inventário foi baseado em dados primários coletados diretamente na empresa Alfa e dados secundários coletados da literatura e na base de dados *Ecoinvent* do *software* SimaPro.

De acordo com o estudo da valorização de resíduos aqui proposto, foi colocada a seguinte questão de pesquisa:

Como medir a ecoeficiência das empresas que valorizam seus resíduos sólidos industriais ao destiná-los, como matéria-prima alternativa, para outros setores industriais?

Respondendo a questão de pesquisa, dentro do limite deste estudo, isto é, geração de cinzas pesadas por meio da combustão de carvão mineral por uma usina termelétricas e a destinação dessas cinzas para uso como matéria-prima alternativa na substituição da areia industrial na indústria de revestimentos cerâmicos ou para a substituição do clínquer na indústria de cimento Portland, pode-se inferir que a medida de ecoeficiência seja realizada em duas etapas:

Primeira etapa: avaliação dos impactos ambientais, por meio da pesquisa dos aspectos ambientais envolvidos no processo produtivo, desde a extração das matérias-primas até a disposição final dos resíduos para, em seguida, compará-los com o processo produtivo e com a inclusão do uso desses resíduos. Nesta etapa, utilizar os procedimentos de Avaliação do Ciclo de Vida e cálculo de ecoeficiência, propostos pelas normas ABN NBR ISO 14040, 14044 e 14045.

Segunda etapa: levantamento dos prováveis custos do uso desses resíduos em outros processos produtivos para que se possa verificar se há uma margem monetária que possa arcar com possíveis valores decorrentes do acréscimo de novas operações até a entrega do resíduo para outro setor industrial.

Baseado nessas duas etapas será possível estabelecer a ecoeficiência, tanto ambiental quanto econômica, do projeto.

Esta pesquisa mostrou, utilizando o método ReCiPe *endpoint* pontuação única H:

Os três cenários de geração de cinzas são os que mais impactam na pontuação única: Geração de cinzas para uso na indústria de cimento (198,3 pontos); Geração de cinzas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos (196,6); e Geração de cinzas pela termelétrica (196,4).

Segundo a norma ABNT NBR ISO14045 (2014):

a) Ecoeficiência da geração de cinzas pesadas para uso na indústria de revestimentos cerâmicos, comparada com a geração de cinzas pela termelétrica $Fator_1 = 0,998$

Substituindo-se a areia pelas cinzas pesadas na produção de revestimentos cerâmicos e diminuindo o valor do impacto (2,3 pontos), a ecoeficiência da termelétrica passaria para 1,0097, isto é, de 0,2% inferior para 0,97% superior.

b) Ecoeficiência da geração de cinzas pesadas para uso na indústria de cimento, comparada com a geração de cinzas pela termelétrica $Fator_2 = 0,990$

Substituindo-se o clínquer por cinzas pesadas entre 15-50% em massa, têm-se novos valores de ecoeficiência variando de 1,024 a 1,115, representando entre 2,4% a 11,5% relativos a ecoeficiência da termelétrica pelo uso das cinzas na indústria de cimento Portland quando comparada com a geração das cinzas e a sua disposição nas lagoas da termelétrica.

Segundo o conceito de Bautista-Lazo e Short (2013):

a) O uso das cinzas pesadas no cenário de substituição total da areia industrial na produção de revestimentos cerâmicos, terá custos adicionais nos processos de retirada da lagoa, transporte para a área de secagem, secagem e transporte para a indústria de revestimentos cerâmicos, em relação a disposição nas lagoas com óleo diesel R\$ 0,71e eletricidade R\$ 3,17; portanto, R\$ 3,88 por 1.000 kg de cinzas secadas.

Preço da areia, em 2014, por tonelada da areia média, incluindo transporte, na região da termelétrica R\$ 43,29.

Analisando-se os dois valores, $43,29 - 3,88 = R\$ 39,41$, constata-se que 91% do valor gasto na compra da areia poderá ser utilizado para adquirir as cinzas pesadas.

Comparando-se com preço de mercado das cinzas pesadas de R\$ 6,56 por tonelada de cinzas pesadas, o preço das cinzas, é de aproximadamente, 15,2% do valor (R\$43,29) da tonelada de areia industrial ou, em valores absolutos uma diferença de R\$ 36,73.

b) O uso das cinzas pesadas no cenário de substituição parcial do clínquer na produção de cimento Portland, também terá custos adicionais nos processos de retirada da lagoa, no transporte para a área de secagem, secagem e transporte para a indústria de cimentos Portland, em relação a disposição nas lagoas com óleo diesel R\$ 7,46 e eletricidade R\$ 3,17; portanto, R\$ 10,63 por 1.000 kg de cinzas secadas.

O cimento não-pulverizado “*clinkers*” foi exportado por, aproximadamente, R\$ 123,00 por tonelada, preço médio.

Supondo-se a substituição 1.000 kg de clínquer por 1.000 kg de cinzas pesadas e usando o preço do clínquer de exportação: $123,00 - 10,63 = \text{R\$ } 112,37$ isto é, 91,4% do valor de venda do clínquer poderá ser utilizado nessa operação.

Comparando-se também com o preço das cinzas pesadas de R\$ 6,56 por tonelada, esse valor seria 5,4% do valor (R\$123.00) da tonelada de clínquer, ou uma diferença de R\$ 116,44 em valores absolutos.

Pode-se inferir que o uso das cinzas pesadas na substituição do clínquer na produção de cimento Portland é mais vantajoso que o uso na indústria de revestimento, tanto ambientalmente quanto economicamente.

Em razão dos resultados aqui apresentados, dentro dos limites da pesquisa, pode-se inferir que é possível medir a ecoeficiência das empresas que valorizam seus resíduos sólidos industriais aos destiná-los, como matéria-prima alternativa, para outros setores industriais, da seguinte forma: avaliar os impactos ambientais, por meio da Avaliação do Ciclo de Vida dos resíduos e calcular a ecoeficiência das empresas, conforme proposta pelas normas ABN NBR ISO 14040, 14044 e 14045, e verificar economicamente a viabilidade do uso desses resíduos.

As principais limitações deste estudo são:

- Primeiro: por ser um estudo de caso único, não é possível generalizar os resultados para todo um setor industrial.
- Segundo: os dados de inventário da produção de areia e também da produção de clínquer para a indústria de cimento Portland foram adaptados de uma base de dados referentes a empresas europeias e que podem não refletir as condições encontradas nas empresas brasileiras.
- Terceiro: as emissões para o ar, solo e água e as condições de tratamento de resíduos também referem-se a países europeus e podem ter especificidades diferentes das condições brasileiras.

Como sugestões para futuras pesquisas:

- a) Avaliar a ecoeficiência do processo produtivo do uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa substituindo a areia industrial na produção de revestimentos cerâmicos, incluindo o processo produtivo dos revestimentos cerâmicos, quando da implantação da planta piloto do projeto ANEEL, empresa Alfa, Uninove e Universidade Federal e comparar com a ecoeficiência de geração das cinzas pesadas e disposição nas lagoas da termelétrica.
- b) Avaliar a ecoeficiência do processo produtivo do uso das cinzas pesadas como matéria-prima alternativa substituindo o clínquer na produção de cimento Portland, incluindo o processo produtivo do cimento Portland e comparar com a ecoeficiência da geração das cinzas pesadas e disposição nas lagoas da termelétrica.

Apesar de todas essas limitações, esta pesquisa é uma tentativa de abrir caminho para novas contribuições, principalmente na área de Administração, pois a preocupação com o meio ambiente também é uma tarefa dos gestores das empresas. A expectativa é que no futuro possam ser realizadas pesquisas com fontes de dados brasileiras e com isso chegar mais próximo da realidade do país.

REFERÊNCIAS

- Acchar, W., Dutra, E. J. V., & Segadães, A. M. (2013). Untreated coffee husk ashes used as flux in ceramic tiles. *Applied Clay Science*, 75-76, 141-147.
- Acchar, W., Silva, J. E., & Segadães, A. M. (2013). Increased added value reuse of construction waste in clay based building ceramics. *Advances in Applied Ceramics*, 112(8), 487-493.
- Agência Nacional de Energia Elétrica. (2015a). *Informações Gerenciais (Junho 2015)*. Recuperado em 9 outubro, 2015, de http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/Z_IG_Jun2015.pdf.
- Agência Nacional de Energia Elétrica. (2015b). *Capacidade de geração do Brasil - Usinas do tipo UTE em Operação*. Recuperado em 9 outubro, 2015 de <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/GeracaoTipoFase.asp?tipo=2&fase=3>.
- Agência Nacional de Energia Elétrica. (2015c). *Consumidores, Consumo, Receita e Tarifa Média – Região, Empresas e Classe de Consumo (Março – 2015)*. Recuperado em 25 junho, 2015 de <http://relatorios.aneel.gov.br/>.
- Aggarwal, Y., & Siddique, R. (2014). Microstructure and properties of concrete using bottom ash and waste foundry sand as partial replacement of fine aggregates. *Construction and Building Materials*, 54, 210-223.
- Agulló, L., Aguado, A., & Garcia, T. (2006). Study of the use of paper manufacturing waste in plaster composite mixtures. *Building and Environment*, 41(6), 821-827.
- Albuquerque, J. R., Neto, Pacheco, E. B. A. V., Furtado, C. R. G., & Visconte, L. L. Y. (2005). Reciclagem de pneus: uma forma de tratamento de resíduos. *Anais do Encontro Nacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente*, São Paulo, SP, 8.
- Alda, J. A. G. O. (2008). Feasibility of recycling pulp and paper mill sludge in the paper and board industries. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(7), 965-972.
- Allwood, J. M., Ashby, M. F., Gutowski, T. G., & Worrel, E. (2011). Material efficiency: a white paper. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(3), 362-381.
- Alves, H. J., Melchiades, F. G., & Boschi, A. O. (2007). Levantamento inicial do consumo de energias térmicas na indústria brasileira de revestimentos cerâmicos. *Cerâmica Industrial*, 12 (1/2), 17-71.

Andrade, L. B., Rocha, J. C., & Cheriaf, M. (2009). Influence of coal bottom ash as fine aggregate on fresh properties of concrete. *Construction and Building Materials*, 23(2), 609-614.

Arantes, A. F., Jabbour, A. B. L. S., & Jabbour, C. J. C. (2014). Adoção de práticas de Green Supply Chain Management: mecanismos de indução e a importância das empresas focais. *Production*, 24(4), 725-734.

Araújo, M. G., Magrini, A., Mahler, C. F., & Bilitewski, B. (2012). A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. *Waste Management*, 32(2), 335-342.

Arenas, C., Leiva, C., Vilches, L. F., & Cifuentes, H. (2013). Use of co-combustion bottom ash to design an acoustic absorbing material for highway noise barriers. *Waste Management*, 33(11), 2316-2321.

Argiz, C., Menéndez, E., & Sanjuán, M. A. (2013). Efecto de la adición de mezclas de ceniza volante y ceniza de fondo procedentes del carbón en la resistencia mecánica y porosidad de cementos Portland. *Materiales de Construcción*, 63(309), 49-64.

Arulrajah, A., Ali, M. M. Y., Disfani, M. M., Piratheepan, J., & M. Asce, M. W. B. (2013). Geotechnical performance of recycled glass-waste rock blends in footpath bases. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 25(5), 653-661.

Asokan, P., Saxena, M., & Asolekar, S. R. (2005). Coal combustion residues – environmental implications and recycling potentials. *Resources, Conservation and Recycling*, 43(3), 239-262.

Associação Brasileira de Carvão Mineral. (2014). *Carvão mineral – dados estatísticos ano 2014*. Recuperado em 26 maio, 2015 de http://www.carvaomineral.com.br/conteudo/gm_estatisticas/estatisticas_2014.pdf.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1991). *NBR 5736: Cimento Portland pozolânico*. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997). *NBR 13816: Placas cerâmicas para revestimento - Terminologia*. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004a). *NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004b). *NBR ISO 14001: Sistema da gestão ambiental – Requisitos com orientação para uso*. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009a). *NBR ISO 14040: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura*. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009b). *NBR ISO 14044: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações*. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2014). *NBR ISO 14045: Gestão ambiental – avaliação da ecoeficiência de sistema de produto – princípios, requisitos e orientações*. Rio de Janeiro.

Ayres, R. U. (1995). Life cycle analysis: a critique. *Resources, Conservation and Recycling*, 14(3-4), 199-223.

Ayres, R. U., & Ayres, L. W. (2002). *A Handbook of industrial ecology*. Cornwall: MPG Books Ltd.

Babbitt, C. W., & Lindner, A. S. (2005). A life cycle inventory of coal used for electricity production in Florida. *Journal of Cleaner Production*, 13(9), 903-912.

Babbitt, C. W., & Lindner, A. S. (2008a). A life cycle comparison of disposal and beneficial use of coal combustion products in Florida. Part 1: methodology and inventory of materials, energy, and emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 202-211.

Babbitt, C. W., & Lindner, A. S. (2008b). A life cycle comparison of disposal and beneficial use of coal combustion products in Florida. Part 2: impact assessment of disposal and beneficial use options. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 555-563.

Barba-Gutiérrez, Y., Adenso-Díaz, B., & Hopp, M. (2008). An analysis of some environmental consequences of European electrical and electronic waste regulation. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(3), 481-495.

Barbieri, J. C. (2007). *Gestão ambiental empresarial: conceitos, modelos e instrumentos*. São Paulo: Saraiva.

Barbieri, J. C., Cajazeira, J. E. R., & Branchini, O. (2009). Cadeia de suprimento e avaliação do ciclo de vida do produto: revisão teórica e exemplo de aplicação. *O Papel*, 70(9), 52-72.

Barbosa, R., Lapa, N., Dias, D., & Mendes, B. (2013). Concretes containing biomass ashes: mechanical, chemical, and ecotoxic performances. *Construction and Building Materials*, 48, 457-463.

Basar, H. M., & Aksoy, N. D. (2012). The effect of waste foundry sand (WFS) as partial replacement of sand on the mechanical, leaching and micro-structural characteristics of ready-mixed concrete. *Construction and Building Materials*, 35, 508-515.

Bautista-Lazo, S., & Short, T. (2013). Introducing the all seeing eye of business: a model for understanding the nature, impact and potential uses of waste. *Journal of Cleaner Production*, 40, 141-150.

Becker, J., Aydilek, A. H., Davis, A. P., & Seagren, E. A. (2013). Evaluation of leaching protocols for testing of high-carbon coal fly ash-soil mixture. *Journal of Environmental Engineering*, 139(5), 642-653.

Begum, R. A., Siwar, C., Pereira, J. J., & Jaafar, A. H. (2006). A benefit–cost analysis on the economic feasibility of construction waste minimisation: the case of Malaysia. *Resources, Conservation and Recycling*, 48(1), 86-98.

Bigum, M., Brogaard, L., & Christensen, T. H. (2012). Metal recovery from high-grade WEEE: a life cycle assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 207-208, 8-14.

Björklund, A., & Finnveden, G. (2005). Recycling revisited – life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(4), 309-317.

Blengini, G. A. (2008). Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: a case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(12), 1373-1381.

Blengini, G. A., Busto, M., Fantoni, M., & Fino, D. (2012). Eco-efficient waste glass recycling: integrated waste management and green product development through LCA. *Waste Management*, 32(5), 1000-1008.

Binnemans, K., Jones, P. T., Blanpain, B., Gerven, T. van, Yang, Y., Walton, A., & Buchert, M. (2013). Recycling of rare earths: a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 51, 1-22.

Boons, F., Baumann, H., & Hall, J. (2012). Conceptualizing sustainable development and global supply chains. *Ecological Economics*, 83, 134-143.

Bovea, M. D., & Gallardo, A. (2006). The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design. *Materials and Design*, 27(3), 209-215.

Brattebo, H., & Reenaas, M. (2012). Comparing CO₂ and NO_x emissions from a district heating system with mass-burn waste incineration versus likely alternative solutions – City of Trondheim, 1986–2009. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 147-158.

Bréchet, T., & Li, S. (2013). The many traps of green technology promotion. *Environmental Economics and Policy Studies*, 15(1), 73-91.

Brereton, P., Kitchenham, B. A., Budgen, D., Turner, M., & Khalil, M. (2007). Lessons from applying the systematic literature review process within the software engineering domain. *The Journal of Systems and Software*, 80(4), 571-583.

Brunori, C., Cremisini, C., Massanisso, P., Pinto, V., & Torricelli, L. (2005). Reuse of a treated red mud bauxite waste: studies on environmental compatibility. *Journal of Hazardous Materials*, 117(1), 55-63.

Bulow, J. (1986). An economic theory of planned obsolescence. *The Quarterly Journal of Economics*, 101(4), 729-750.

Campos, L. F. A., Menezes, R. R., Lisboa, D., Santana, L. N. L., Neves, G. A., & Ferreira, H. C. (2007). Planejamento experimental no estudo da maximização do teor de resíduos em blocos e revestimentos cerâmicos. *Cerâmica*, 53(328), 373-380.

Canpolat, F., Yilmaz, K., Köse, M. M., Sümer, M., & Yurdusev, M. A. (2004). Use of zeolite, coal bottom ash and fly ash as replacement materials in cement production. *Cement and Concrete Research*, 34(2004), 731-735.

Carvalho, A., & Barbieri, J. C. (2010). Sustentabilidade e gestão da cadeia de suprimento: conceitos e exemplos. In A. Vilela & J. Demajorovic (Orgs). *Modelos e ferramentas de gestão ambiental – desafios e perspectivas para as organizações*. São Paulo: Senac.

Castro, A. L., Silva, F. B., Arduin, R. H, Oliveira, L. A., & Becere, O. H. (2015). Análise da viabilidade técnica da adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro: um estudo de caso do concreto para paredes moldadas no local. *Anais do Congresso Brasileiro do Concreto*. Bonito, MS, 57.

Castro-Gomes, J. P., Silva, A. P., Cano, R. P., Suarez, J. D., & Albuquerque, A. (2012). Potential for reuse of tungsten mining waste-rock in technical-artistic value added products. *Journal of Cleaner Production*, 25, 34-41.

Centrais Elétricas Brasileiras. (2015). *Conta de Desenvolvimento Energético: Valores Reembolsados por Mês de Referência - Carvão Mineral*. Recuperado em 17 junho, 2015 de <http://www.eletrobras.com/ELb/data/Pages/LUMISE501122EPTBRIE.htm>.

Cetin, B., Aydilek, A. H., & Li, L. (2013). Leaching behavior of aluminum, arsenic, and chromium from highway structural fills amended with high-carbon fly ash. *Transportation Research Record*, 2349, 72-80.

Chareonpanich, M., Jullaphan, O., & Tang, C. (2011). Bench-scale synthesis of zeolite A from subbituminous coal ashes with high crystalline silica content. *Journal of Cleaner Production*, 19(1), 58-63.

Chehebe, J. R. B. (2002). *Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000*. Rio de Janeiro: Qualitymark.

Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, A., & Ventura, A. (2010). LCA allocation procedure used as an initiative method for waste recycling: an application to mineral additions in concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1231-1240.

Cherief, M., Rocha, J. C., & Luz, C. A. (2000). Valorização do lodo da indústria têxtil e cinzas pesadas na construção civil. *Anais do Seminário Nacional sobre Reuso/Reciclagem de Resíduos Sólidos Industriais*, São Paulo, SP.

Chertow, M. R. (2000). Industrial symbiosis: literature and taxonomy. *Annual Review of Energy and Environment*, 25, 313-337.

Chies, F., Zwonok, O., & Silva, N. I. W. (1998). Desenvolvimento de tijolos maciços a partir de cinzas pesadas e cal hidratada. II – caracterização tecnológica. *Anais do Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental – Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental*, Porto Alegre, RS, 2.

Chilton, T., Burnley, S., & Nesaratnam, S. (2010). A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1241-1249.

Chindaprasirt, P., Jaturapitakkul, C., Chalee, W., & Rattanasak, U. (2009). Comparative study on the characteristics of fly ash and bottom ash geopolymers. *Waste Management*, 29, 539-543.

Chiu, C. T., Hsu, T. H., & Yang, W. F. (2008). Life cycle assessment on using recycled materials for rehabilitating asphalt pavements. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(3), 545-556.

Chowdhury, R., Apul, D., & Fry, T. (2010). A life cycle based environmental impacts assessment of construction materials used in road construction. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(4), 250-255.

Coelho, T. M., Castro, R., & Gobbo, J. A. Jr. (2011). PET containers in Brazil: opportunities and challenges of a logistics model for post-consumer waste recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(3), 291-299.

Colangelo, F., & Cioffi, R. (2013). Use of cement kiln dust, blast furnace slag and marble sludge in the manufacture of sustainable artificial aggregates by means of cold bonding pelletization. *Materials*, 6(8), 3139-3159.

Contreras, A. M., Rosa, E., Pérez, M., Lagenhove, H. Van, & Dewulf, J. (2009). Comparative life cycle assessment of four alternatives for using by-products of cane sugar production. *Journal of Cleaner Production*, 17(8), 772-779.

Costa, E. B., Nobre, T. R. S., Guerreiro, A. Q., Mancio, M., & Kirchheim. (2013). Clínquer Portland com reduzido impacto ambiental. *Ambiente Construído*, 13(2), 75-86.

Cucek, L., Klemes, J. J., & Kravanja, Z. (2012). A review of footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. *Journal of Cleaner Production*, 34, 9-20.

Cumpston, B., Shadman, F., & Risbud, S. (1992). Utilization of coal-ash minerals for technological ceramics. *Journal of Materials Science*, 27(7), 1781-1784.

Daniel, S. E., & Pappis, C. P. (2008). Application of LCIA and comparison of different EOL scenarios: the case of used lead-acid batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(6), 883-895.

Daniel, S. E., Pappis, C. P., & Voutsinas, T. G. (2003). Applying life cycle inventory to reverse supply chains: a case study of lead recovery from batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, 37(4), 251-281.

Davis, G., & Herat, S. (2008). Electronic waste: the local government perspective in Queensland, Australia. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(8-9), 1031-1039.

Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. (2010). Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS. Recuperado em 7 fevereiro, 2013, de http://www.trusher.com.br/_novo/areas/documentos/lei7404.pdf.

Deif, A. M. (2011). A system model for green manufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 19(14), 1553-1559.

Demajorovic, J. (2010). Ecoeficiência em serviços: diminuindo impactos e aprimorando benefícios ambientais. In A. Vilela & J. Demajorovic (Orgs). *Modelos e ferramentas de gestão ambiental – desafios e perspectivas para as organizações*. São Paulo: Senac.

Demir, I., & Orhan, M. (2003). Reuse of waste bricks in the production line. *Building and Environment*, 38(12), 1451-1455.

Departamento Nacional de Produção Mineral. (2010). *Anuário Mineral Brasileiro 2010*. Recuperado em 8 agosto, 2013, de http://www.dnpm.gov.br/relatorios/amb/Completo_2010.pdf.

Departamento Nacional de Produção Mineral. (2015). *Sumário Mineral 2014*. Recuperado em 15 maio, 2015, de <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/sumarios/sumario-mineral-2014>.

Di Bella, G., Di Trapani, D., Mannina, G., & Viviani, G. (2012). Modeling of perched leachate zone formation in municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 32(3), 456-462.

Di Lu, Overcash, M., & Realff, M. J. (2011). A mathematical programming tool for LCI-based product design and case study for a carpet product. *Journal of Cleaner Production*, 19(12), 1347-1355.

Dyllick, T., & Hockerts, K. (2002). Beyond the business case for corporate sustainability. *Business Strategy and the Environment*, 11(2), 130-141.

Ekins, P. (2005). Eco-efficiency motives, drivers, and economic implications. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 1-4.

Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, 27(8), 989-996.

Ekvall, T., & Finnveden, G. (2001). Allocation in ISO 14041—a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 9(3), 197-208.

Eshet, T., Ayalon, O., & Shechter, M. (2006). Valuation of externalities of selected waste management alternatives: a comparative review and analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 46(4), 335-364.

Faria, K. C. P., Gurgel, R. F., & Holanda, J. N. F. (2012a). Recycling of sugarcane bagasse ash waste in the production of clay bricks. *Journal of Environmental Management*, 101, 7-12.

Faria, K. C. P., Gurgel, R. F., & Holanda, J. N. F. (2012b). Influência da adição de resíduo de cinzas de bagaço de cana-de-açúcar nas propriedades tecnológicas da cerâmica vermelha. *Revista Matéria*, 17(3), 1054-1060.

Ferone, C., Colangelo, F., Messina, F., Iucolano, F., Linguori, B., & Cioffi, R. (2013). Coal combustion wastes reuse in low energy artificial aggregates manufacturing. *Materials*, 6(11), 5000-5015.

Ferrari, K. R., Ferri, C. F., Silva, L. L., Batista, L. C. Z., & Figueiredo, P. M., Filho. (2002). Ações para a diminuição da geração de resíduos na indústria de revestimentos cerâmicos e a reciclagem das “raspas”. Parte I: resultados preliminares. *Cerâmica Industrial*, 7(2), 38-41.

Ferreira, G. C., & Daitx, E. C. (2003). A mineração de areia industrial na Região Sul do Brasil. *REM – Revista Escola de Minas*, 56(1), 59-65.

Fiksel, J., Bakshi, B. R., Baral, A., Guerra, E., & DeQuervain, B. (2011). Comparative life cycle assessment of beneficial applications for scrap tires. *Clean Technology and Environmental Policy*, 13(1), 19-35.

Finnveden, G. (1999). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26(3-4), 173-187.

Finnveden, G., & Ekvall, T. (1998). Life-cycle assessment as a decision-support tool - the case of recycling versus incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling*, 24(3-4), 235-256.

Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1-21.

Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P., & Moberg, A. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste – part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 213-229.

Fleischmann, M., Bloemhof-Ruwaard, J. M., Dekker, R., Laan E., van der, Nunen, J. A. E. E., van, & Wassenhove, L. N., van. (1997). Quantitative models for reverse logistics: a review. *European Journal of Operational Research*, 103(1), 1-17.

Fogarasi, S., Imre-Lucaci, F., Illea, P., & Imre-Lucaci, A. (2013). The environmental assessment of two new copper recovery processes from waste printed circuit boards. *Journal of Cleaner Production*, 54, 264-269.

Fonseca, M. G. (1993). Tijolos de cinzas - cinza de carvão mineral e cinza de casca de arroz: alternativas tecnológicas na fabricação de novos elementos construtivos para alvenarias. *Anais do Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído*, São Paulo, SP. Recuperado em 7 junho, 2013, de <http://www.infohab.org.br/acervos/advanced-search>.

Foolmaun, R. K., & Ramjeeawom, T. (2013). Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 155-171.

Franchetti, M., & Kilaru, P. (2012). Modeling the impact of municipal solid waste recycling on greenhouse gas emissions in Ohio, USA. *Resources, Conservation and Recycling*, 58, 107-113.

Frändegard, P., Krook, J., Svensson, N., & Eklund, M. (2013). A novel approach for environmental evaluation of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 55, 24-34.

Franklin, W. E. (1995). Life cycle assessment - a remarkable tool in the era of sustainable resource and environmental management. *Resources, Conservation and Recycling*, 14, v-vii.

Fröhling, M., & Rentz, O. (2010). A case study on raw material blending for the recycling of ferrous wastes in a blast furnace. *Journal of Cleaner Production*, 18(2), 161-173.

Fungaro, D. A., & Izidoro, J. C. (2006). Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão. *Revista Química Nova*, 29(4), 735-740.

Gäbel, K., & Tillman, A. M. (2005). Simulating operational alternatives for future cement production. *Journal of Cleaner Production*, 13(13-14), 1246-1257.

Gaidajis, G., & Angelakoglou, K. (2011). Screening life cycle assessment of an office used for academic purposes. *Journal of Cleaner Production*, 19(14), 1639-1646.

Gaidajis, G., Angelakoglou, K., Botsaris, P. N., & Filippidou, F. (2011). Analysis of the recycling potential of used automotive oil filters using the life cycle assessment approach. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 986-994.

Gencel, O., Ozel, C., Koksall, F., Erdogmus, E., Martínez-Barrera, G., & Brostow, W. (2012). Properties of concrete paving blocks made with waste marble. *Journal of Cleaner Production*, 21(1), 62-70.

Ghazi, M., Quaranta, G., Duplay, J., Hadjamor, R., Khodja, M., Amar, H. A., & Kessaissia, Z. (2011). Life-cycle impact assessment of oil drilling mud system in Algerian arid area. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(12), 1222-1231.

Giannetti, B. F., & Almeida, C. M. V. B. (2006). *Ecologia Industrial: conceitos, ferramentas e aplicações*. São Paulo: Edgard Blucher.

Glavic, P., & Lukman, R. (2007). Review of sustainability terms and their definitions. *Journal of Cleaner Production*, 15(8), 1875-1885.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & Zelm, R. van. (2013). *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method, which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Recuperado em 20 maio, 2015, de <http://www.pre-sustainability.com/recipe>.

Gonçalves-Dias, S. L. F., Guimarães, L. F., & Santos, M. C. L. (2012). Inovação do desenvolvimento de produtos “verdes”: integrando competências ao longo da cadeia produtiva. *RAI – Revista de Administração e Inovação*, 9(3), 129-153.

Gonçalves-Dias, S. L. F., Labegalini, L., & Csillag, J. M. (2012). Sustentabilidade e cadeia de suprimentos: uma perspectiva comparada de publicações nacionais e internacionais. *Produção*, 22(3), 517-533.

Gonçalves-Dias, S. L. F., & Teodósio, A. S. S. (2006). Estrutura da cadeia reversa: “caminhos” e “descaminhos” da embalagem PET. *Produção*, 16(3), 429-441.

Gonzáles, B., Adenso-Díaz, B., & Gonzáles-Torre, P. L. (2002). A fuzzy logic approach for the impact assessment in LCA. *Resources, Conservation and Recycling*, 37(1), 61-79.

Governo do Estado de São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, & Federação das Indústrias do Estado de São Paulo. (2008). *Guia técnico ambiental da indústria de cerâmica branca e de revestimento – série P+L*. (2008). Recuperado em 8 maio, 2015, de http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia/producao_limpa/documentos/ceramica.pdf.

Güereca, L. P., Gassó, S., Baldasano, J. M., & Jiménez-Guerrero, P. (2006). Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, 49(1), 32-48.

Guerra, J. P. M., Coleta, J. R. Jr, Arruda, L. C. M., Silva, G. A., & Kulay, L. (2014). Comparative analysis of electricity cogeneration scenarios in sugarcane production by LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 814-825.

Guiltinan, J. (2009). Creative destruction and destructive creations: environmental ethics and planned obsolescence. *Journal of Business Ethics*, 89(1), 19-28.

Guinée, J. B., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A., Oers, L., van, Sleeswijk, A. W., Suh, S., & Haes, H. A. U. (2002). *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO Standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Guney, Y., Sari, Y. D., Yalcin, M., Tuncan, A., & Donmez, S. (2010). Re-usage of waste foundry sand in high-strength concrete. *Waste Management*, 30(8-9), 1705-1713.

Habert, G. (2013). A method for allocation according to the economic behavior in the EU-ETS for by-products used in cement industry. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 113-126.

Habert, G., Lacaille, J. B. D. E., & Roussel, N. (2011). An environmental evaluation of geopolymer based concrete production: reviewing current research trends. *Journal of Cleaner Production*, 19(11), 1229-1238.

Haibin, L., & Zhenling, L. (2010). Recycling utilization patterns of coal mining waste in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1331-1340.

Hansen, E. G., Grosse-Dunker, F., & Reichwald, R. (2009). Sustainability innovation cube: a framework to evaluate sustainability oriented innovations. *International Journal of Innovation Management*, 13(4), 683-713.

Hauschild, M. S., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Joliet, O., Margni, M., Schryver, A. D., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., & Pant, R. (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 683-697.

He, L., Yu, D., Lv, W., Wu, J., & Xu, M. (2013). A novel method for CO₂ sequestration via indirect carbonation of coal fly ash. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 52(43), 15138-15145.

Hellweg, S., Doka, G., Finnveden, G., & Hugerbühler, K. (2005). Assessing the eco-efficiency of end-of-pipe technologies with the environmental cost efficiency indicator. A case study of solid waste management. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 189-203.

Hermon, P., & Higgins, J. (2015). *Life cycle assessment: international residential benchmark*. Revision: 2.7. Recuperado em 24 junho, 2015 de <http://etoolglobal.com/>.

Hillig, E., Schneider, V. E., & Pavoni, E. T. (2009). Geração de resíduos de madeira e derivados da indústria moveleira em função das variáveis de produção. *Produção*, 19(2), 292-303.

Hindle, T. (2009, março 11). *Planned obsolescence*. The Economist. Recuperado em 10 junho, 2014 de <http://www.economist.com/node/13354332>.

Hodge, M., Ochsendorf, J., & Fernández, J. (2010). Quantifying potential profit from material recycling: a case study in brick manufacturing. *Journal of Cleaner Production*, 18(12), 1190-1199.

Hong, J., Xu, C., Hong, J., Tan, X., & Chen, W. (2013). Life cycle assessment of sewage sludge co-incineration in a coal-based power station. *Waste Management*, 33(9), 1843-1852.

Hong, R. J., Wang, G. F., Guo, R. Z., Cheng, X., Liu, Q., Zhang, P. J., & Qian, G. R. (2006). Life cycle assessment of BMT-based integrated municipal solid waste management: case study in Pudong, China. *Resources, Conservation and Recycling*, 49(2), 129-146.

Hu, J., Xiao, Z., Zhou, R., Deng, W., Wang, M., & Ma, S. (2011). Ecological utilization of leather tannery waste with circular economy model. *Journal of Cleaner Production*, 19(2-3), 221-228.

Huang, Y., Bird, R. N., & Heidrich, O. (2007). A review of the use of recycled solid waste materials in asphalt pavements. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(1), 58-73.

Huppes, G., & Ishikawa, M. (2005). A framework for quantified eco-efficiency analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 25-41.

Iakovou, E., Moussiopoulos, N., Xanthopoulos, A., Achillas, C., Michailidis, N., Chatzipanagioti, M., Koroneos, C., Bouzakis, K. D., & Kikis, V. (2009). A methodological framework for end-of-life management of electronic products. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(6), 329-339.

International Energy Agency. (2012). *Electricity information*. Recuperado em 31 maio, 2014 de www.iea.org/media/training/presentations/statisticsmarch/ElectricityInformation.pdf.

International Energy Agency. (2013). *Key world energy statistics*. Recuperado em 31 maio, 2014 de <http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/KeyWorld2013>.

International Standard – ISO 14045. (2012). Environmental management – Eco-efficiency assessment of product systems – Principles, requirements and guidelines. Geneva: Switzerland.

Iribarren, D., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2010). Implementing by-product management into the life cycle assessment of the mussel sector. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1219-1230.

Itsubo, N., & Inaba, A. (2003). A new LCIA method: LIME has been completed. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(5), 305.

Jacobi, P. R., & Besen, G. R. (2011). Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, 25(71), 135-158.

Jardim, W. F. (1998). Gerenciamento de resíduos químicos em laboratórios de ensino e pesquisa. *Química Nova*, 21(5), 671-673.

Jelinski, L. W., Graedel, T. E., Laudise, R. A., McCall, D. W., & Patel, C. K. N. (1992). Industrial ecology: concepts and approaches. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, 89(3), 793-797.

Jeswani, H. K., Azapagic, A., Schepelmann, P., & Ritthoff, M. (2010). Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production*, 18(2), 120-127.

Jolliet, O. (2006). Emergence and future of life cycle impact assessment: good science comes from good people. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 9-10.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330.

Junkes, J. A., Prates, P. B., Hotza, D., & Segadães, A. M. (2012). Combining mineral and clay-based wastes to produce porcelain-like ceramics: an exploratory study. *Applied Clay Science*, 69, 50-57.

Kasikowski, T., Buczkowski, R., Dejewski, B., Peszynska-Białczyk, K., Lemanowska, B., & Iglinski, E. (2004). Utilization of distiller waste from ammonia-soda processing. *Journal of Cleaner Production*, 12(7), 759-769.

Kemp, R., & Pearson, P. (2007). *Measuring eco innovation*. Recuperado em 19 fevereiro, 2015 de <http://www.oecd.org/env/consumption-innovation/43960830.pdf>.

Kniess, C. T. (2005). *Desenvolvimento e caracterização de materiais cerâmicos com adição de cinzas pesadas de carvão mineral*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Kniess, C. T., Borba, C. D. G., Neves, E., Riella, H. G., & Kuhnen, N. C. (2002). Obtainment and characterization of SiO_2 - Al_2O_3 - Li_2O glass ceramics using coal bottom ash as raw material. *International Ceramic Review*, 51(2), 140-143.

Kniess, C. T., Kuhnen, N. C., Riella, H. G., Neves, E., & Borba, C. D. G. (2002). Estudo do efeito da quantidade de óxido de ferro em cinzas pesadas de carvão mineral na obtenção de vitrocerâmicos. *Química Nova*, 25(6), 926-930.

Kniess, C. T., Martins, G., Prates, P. B., Riella, H. G., & Kuhnen, N. C. (2011). Study of thermal treatment parameters in the obtention of glassceramic materials with the addition of industrial residues. *Proceedings of International Latin-American Conference on Powder Technology*, Florianópolis, SC, 8. Recuperado em 5 maio, 2013, de <http://www.ipen.br/biblioteca/2011/eventos/17950.pdf>.

Kniess, C. T., Prates, P. B., Lima, J. C., Kuhnen, N. C., & Riella, H. G. (2007). Dilithium dialuminium trisilicate phase obtained using coal bottom ash. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 353(52-54), 4819-4822.

Kniess, C. T., Prates, P. B., Martins, G., Bernardin, A., & Riella, H. G. (2010). Obtenção de materiais cerâmicos estruturais com a adição de resíduos industriais. *Anais do Congresso Brasileiro de Cerâmica*, Foz do Iguaçu, PR, 54.

Kniess, C. T., Prates, P. B., Martins, G., Riella, H. G., Bernardini, A., & Bys, M. (2011). Obtenção e caracterização de produtos cerâmicos com a adição de cinzas pesadas de carvão

mineral provenientes de usinas termelétricas. *Anais do Congresso Brasileiro de Cerâmica*, Porto de Galinhas, PE, 55.

Kniess, C. T., Riella, H. G., Kuhnen, N. C., Hotza, D., & Segadães, A. M. (2003). Influência da adição de cinzas pesadas de carvão mineral nas propriedades mecânicas e físicas de materiais cerâmicos. *Anais do Congresso Brasileiro de Cerâmica*, João Pessoa, PB, 47. Recuperado em 7 junho, 2013, de <http://www.infohab.org.br/acervos/advanced-search>.

Knight, P., & Jenkins, J. O. (2009). Adopting and applying eco-design techniques: a practitioner's perspective. *Journal of Cleaner Production*, 17(5), 549-558.

Kreuz, A. L. (2002). *Utilização de cinzas pesadas de termelétricas na substituição de cimento e areia na confecção de concretos*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Krook, J., Svensson, N., & Eklund, M. (2012). Landfill mining: a critical review of two decades of research. *Waste Management*, 32(3), 513-520.

Kula, I., Olgun, A., Sevinc, V., & Erdogan, Y. (2002). An investigation on the use of tincal ore waste, fly ash, and coal bottom ash as Portland cement replacement materials. *Cement and Concrete Research*, 32(2), 227-232.

Kumar, S., Singh, K. K., & Ramachandrarao, P. (2001). Effects of fly ash additions on the mechanical and other properties of porcelainised stoneware tiles, *Journal of Materials Science*, 36(4), 5917-5922.

Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J. W. F., & Barlaz, M. A. (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 32(3), 498-512.

Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – part I: lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573-588.

Lazerevic, D., Aoustin, E., Buclet, N., & Brandt, N. (2010). Plastic waste management in the context of a European recycling society: comparing results and uncertainties in a life cycle perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(2), 246-259.

Lee, I. H., & Lee, J. (1998). A theory of economic obsolescence. *The Journal of industrial economics*, 46(3), 383-402.

Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. (2010). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Recuperado em 24 fevereiro, 2015 de http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.

- Leidel, D. S. (1993). Sand reuse: user requirements. *Modern Casting*, 83(7), 38-39.
- Leite, P. R. (2009). *Logística reversa: meio ambiente e competitividade*. São Paulo: Pearson Prentice Hall.
- Leroy, C., Ferro, M. C., Monteiro, R. C. C., & Fernandes, M. H. V. (2001). Production of glass-ceramics from coal ashes. *Journal of the European Ceramic Society*, 21(2), 195-202.
- Li, Z., Zhao, S., Zhao, X., & He, T. (2013). Cementitious property modification of basic oxygen furnace steel slag. *Construction and Building Materials*, 48, 575-579.
- Liamsanguan, C., & Gheewala, S. H. (2008). LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems. *Journal of Environmental Management*, 87(1), 132-138.
- Liang, S., & Zhang, T. (2012). Comparing urban solid waste recycling from the viewpoint of urban metabolism based on physical input-output model: a case of Suzhou in China. *Waste Management*, 32(1), 220-225.
- Lin, K. L., & Chang, J. C. (2013). Feasibility of recycling waste diatomite and fly ash cosintered as porous ceramics. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 32(1), 25-34.
- Luna, Y., Arenas, C. G., Cornejo, A., Leiva, C., Vilches, L. F., & Fernandez-Pereira, C. (2014). Recycling by-products from coal-fired power stations into different construction materials. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 5(4), 387-397.
- Luttropp, C., & Lagerstedt, J. (2006). EcoDesign and the ten golden rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. *Journal of Cleaner Production*, 14(15-16), 1396-1408.
- Luz, S. M., Caldeira-Pires, A., & Ferrão, P. M. C. (2010). Environmental benefits of substituting talc by sugarcane bagasse fibers as reinforcement in polypropylene composites: ecodesign and LCA as strategy for automotive components. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1135-1144.
- Manfredi, S., Tonini, D., & Christensen, T. H. (2011). Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modeling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 995-1004.
- Manomaivibool, P. (2009). Extended producer responsibility in a non-OECD context: the management of waste electrical and electronic equipment in India. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(3), 136-144.

Manzini, E., & Vezzoli, C. (2008). *O desenvolvimento de produtos sustentáveis*. São Paulo: Universidade de São Paulo.

Margon, P. V., & Rocha, J. C. (2003). Argamassas dosadas com cinzas de carvão mineral de termelétrica. *Anais do Simpósio Brasileiro de Tecnologias*, São Paulo, SP, 5. Recuperado em 7 junho, 2013, de <http://www.infohab.org.br/acervos/advanced-search>.

Maringolo, V. (2001). *Clínquer co-processado: produto de tecnologia integrada para sustentabilidade e competitividade da indústria de cimento*. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Martelon, E., Jarrige, J., Ribeiro, M. J., Ferreira, J. M., & Labrincha, J. A. (2000). New clay-based ceramic formulation containing different solid waste. *Industrial Ceramics*, 20(2), 71-76.

Martins, G. J. M. (2014). *Caracterização térmica e mineralógica de materiais vitrocerâmicos obtidos a partir de cinza pesada de carvão mineral*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Masi, S., Caniani, D., Griego, E., Lioi, D. S., & Mancini, I. M. (2014). Assessment of the possible reuse of MSW coming from landfill mining of old open dumpsites. *Waste Management*, 34(3), 702-710.

May, J. R., & Brennan, D. J. (2003). Application of data quality assessment methods to an LCA of electricity generation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(4), 215-225.

McDonough, W., & Braungart, M. (2002). *Cover of cradle-to-cradle: remaking the way we make things*. New York: North Point Press.

McLellan, B. C., Williams, R. P., Lay, J., Riessen, A., van, & Corder, G. D. (2011). Costs and carbon emissions for geopolymers in comparison to ordinary Portland cement. *Journal of Cleaner Production*, 19(9-10), 1080-1090.

Melo, M. M., Pinheiro, A. S., Nascimento, R. M., Martinelli, A. E., Dutra, R. P. S., & Melo, M. A. F. (2009). Análise microestrutural de misturas cerâmicas de grês porcelanato com adição de chamote de telhas cerâmicas. *Cerâmica*, 55(336), 356-364.

Mellone, G., Santos, M. R., & Shibao, F. Y. (2013). Pavimentação de rodovias com a utilização de resíduos de pneus inservíveis. *Revista Eletrônica Gestão e Serviços*, 3/4(2/1), 489-508.

Mendes, M. R., Aramaki, T., & Hanaki, K. (2004). Comparison of environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. *Resource, Conservation and Recycling*, 41(1), 47-63.

Menéndez, E., Álvaro, A. M., Argiz, C., Parra, J. L., & Moragues, A. (2013). Characterization of bottom ashes from coal pulverized power plants to determine their potential use feasibility. *Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio*, 52(6), 296-304.

Mentzer, J. T., DeWitt, W., Keebler, J. S., Min, S., Nix, N. W., Smith, C., & Zacharia, Z. G. (2001). Defining supply chain management. *Journal of Business Logistics*, 22(2), 1-25.

Merrild, H., Damgaard, A., & Christensen, T. H. (2008). Life cycle assessment of waste paper management: the importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. *Resource, Conservation and Recycling*, 52(12), 1391-1398.

Merrild, H., Larsen, A. W., & Christensen, T. H. (2012). Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: the importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, 32(5), 1009-1018.

Miliutenko, S., Björklund, A., & Carsson, A. (2013). Opportunities for environmentally improved asphalt recycling: the example of Sweden. *Journal of Cleaner Production*, 43, 156-165.

Min, H., & Kim, H. (2012). Green supply chain research: past, present, and future. *Logistics Research*, 4(1-2), 39-47.

Ministério de Minas e Energia. (2007). *Plano Nacional de Energia 2030*. Colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Recuperado em 24 fevereiro, 2015 de http://www.epe.gov.br/PNE/20080111_1.pdf.

Ministério de Minas e Energia. (2014). *Balanco Energético Nacional 2014: Relatório Síntese ano base 2013*. Recuperado em 31 maio, 2015 de http://lopesmachado.com/downloads/balanco_energetico_nacional.pdf.

Monosi, S., Tittarelli, F., Giosuè, C., & Ruello, M. L. (2013). Effect of two different sources and washing treatment on the properties of UFS by-products for mortar and concrete production. *Construction and Building Materials*, 44, 260-266.

Montagnaro, F., & Santoro, L. (2009). Reuse of coal combustion ashes as dyes and heavy metal adsorbents: effect of sieving and demineralization on waste properties and adsorption capacity. *Chemical Engineering Journal*, 150(1), 174-180.

Moraes, C. A. M., Kieling, A. G., Caetano, M. O., & Gomes, L. P. (2010). Life cycle analysis (LCA) for the incorporation of rice husk ash in mortar coating. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1170-1176.

Moreno-Navarro, F., Sol, M., Rubio-Gámez, M. C., & Ramírez, A. (2013). Reuse of thermal power plant slag in hot bituminous mixes. *Construction and Building Materials*, 49, 144-150.

Mustelier, N. L., Rocha, J. C., & Silveira, J. P. (2004). Avaliação do desempenho à estanqueidade à água de chuva de protótipos de blocos e argamassas com cinzas de carvão mineral. *Anais da Conferência Latino-Americana de Construção Sustentável*, São Paulo, SP, 1. Recuperado em 7 junho, 2013, de <http://www.infohab.org.br/acervos/advanced-search>.

Negreiros, F. T. (1994). *Fabricação de material cerâmico com argila e cinzas de carvão mineral*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Nnorom, I. C., & Osibanjo, O. (2008). Overview of electronic waste (e-waste) management practices and legislations, and their poor applications in the developing countries. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(6), 843-858.

O'Brien, K. R., Ménaché, J., & O'Moore, L. M. (2009). Impact of fly ash content and fly ash transportation distance on embodied greenhouse gas emissions and water consumption in concrete. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(7), 621-629.

Oliveira, G. E., & Holanda, J. N. F. (2004). Use of mix of clay/solid waste from steel works for civil construction materials. *Waste Management & Research*, 22(5), 358-363.

Olsson, S., Kärrman, E., & Gustafsson, J. P. (2006). Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction. *Resources, Conservation and Recycling*, 48(1), 26-40.

Onuaguluchi, O., & Eren, O. (2012). Recycling of copper tailings as an additive in cement mortars. *Construction and Building Materials*, 37, 723-727.

Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento. (2005). *Manual de Oslo: Diretrizes para coleta e interpretação de dados sobre inovação*. Tradução da Financiadora de Estudos e Projetos. (3a ed.). Brasília.

Oss, H. G., van, & Padovani, A. C. (2003). Cement manufacture and the environment – part II: environmental challenges and opportunities. *Journal of Industrial Ecology*, 7(1), 93-126.

Pacheco, E. B. A. V., Ronchetti, L. M., & Masanet, E. (2012). An overview of plastic recycling in Rio de Janeiro. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 140-146.

Park, C. L., Kim, B. G., & Yu, Y. (2012). The regeneration of waste foundry sand and residue stabilization using coal refuse. *Journal of Hazardous Materials*, 203-204, 176-182.

Pelisser, F., Steiner, L. R., & Bernardin, A. M. (2012). Recycling of porcelain tile polishing residue in Portland cement: hydration efficiency. *Environmental Science & Technology*, 46(4), 2368-2374.

Pimraksa, K., Chindaprasirt, P., Huanjit, T., Tang, C., & Sato, T. (2013). Cement mortars hybridized with zeolite and zeolite-like materials made of lignite bottom ash for heavy metal encapsulation. *Journal of Cleaner Production*, 41, 31-41.

Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., & Thomsen, M. (2011). Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for life cycle impact assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production*, 19(6-7), 646-656.

Potting, J., & Hauschild, M. Z. (2006). Spatial differentiation in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 11-13.

Prasara-A, J., & Grant, T. (2011). Comparative life cycle assessment of uses of rice husk for energy purposes. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(6), 493-502.

Pryshlakivsky, J., & Searcy, C. (2013). Fifteen years of ISO 14040: a review. *Journal of Cleaner Production*, 57, 115-123.

Rahmani, E., Dehestani, M., Beygi, M. H. A., Allahyari, H., & Nikbin, I. M. (2013). On the mechanical properties of concrete containing waste PET particles. *Construction and Building Materials*, 47, 1302-1308.

Ramadoss, P., & Sundararajan, T. (2014). Utilization of lignite-based bottom ash as partial replacement of fine aggregate in masonry mortar. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 39(2), 737-745.

Rani, A., Khatri, C., & Hada, R. (2013). Fly ash supported scandium triflate as an active recyclable solid acid catalyst for Friedel–Crafts acylation reaction. *Fuel Processing Technology*, 116, 366-373.

Rao, P., & Holt, D. (2005). Do green supply chains lead to competitiveness and economic performance? *International Journal of Operations & Production Management*, 25(9), 898-916.

Rebitzer, G. (2002). Integrating life cycle costing and life cycle assessment for managing costs and environmental impacts in supply chains. In S. Seuring, & M. Goldbach, (Eds.). *Cost management in supply chains*. Heidelberg: Physica-Verlag.

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischnecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W. P., Suh, S., Weidema, B. P., & Pennington, D. W. (2004). Life cycle assessment – Part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, 30(5), 701-720.

Reda Taha, M. M., Asce, M., El-Dieb, A. S., Abd El-Wahab, M. A., & Abdel-Hameed, M. E. (2008). Mechanical, fracture, and microstructural investigation of rubber concrete. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 20(10), 640-649.

Resolução nº 04, de 15 de dezembro de 2010. (2010) Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Recuperado em 8 novembro, 2012, de <http://www.inmetro.gov.br/legislacao/resc/pdf/RESC000236.pdf>.

Restrepo, A. H. V. (2012). *Metodologia de análise e avaliação exergoambiental de plantas termoeletricas operadas em combustão combinada carvão-biomassa*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Rigamonti, L., Grosso, M., & Giugliano, M. (2010). Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. *Journal of Cleaner Production*, 18(16-17), 1652-1662.

Ríos, C. A., & Williams, C. D. (2008). Synthesis of zeolitic materials from natural clinker: a new alternative for recycling coal combustion by-products. *Fuel*, 87(12), 2482-2492.

Rozenstrauha, I., Lodins, E., Krage, L., Drille, M., Balode, M., Putna, I., Filipenkov, V., Chinnam, R. K., & Boccaccini, A. R. (2013). Functional properties of glass–ceramic composites containing industrial inorganic waste and evaluation of their biological compatibility. *Ceramics International*, 39(7), 8007-8014.

Rubin, R. S., Castro, M. A. S., Brandão, D., Schalch, V., & Ometo, A. R. (2014). Utilization of life cycle assessment methodology to compare two strategies for recovery of copper from printed circuit board scrap. *Journal of Cleaner Production*, 64, 297-305.

Ruiz, M. S., Correa, R., Gallardo, A. L. C. F., & Sintoni, A. (2014). Abordagens de conflitos socioambientais em casos de subsidência de minas de carvão no Brasil e EUA. *Ambiente & Sociedade*, 17(2), 129-156.

Ryberg, M. W., Owsianiak, M., Laurent, M. A., & Hauschild, M. Z. (2015). Power generation from chemically cleaned coals: do environmental benefits of firing cleaner coal outweigh environmental burden of cleaning? *Energy & Environmental Science*, 8, 2435-2447.

Rydh, C. J., & Karlström, M. (2002). Life cycle inventory of recycling portable nickel–cadmium batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, 34(4), 289-309.

Sala, S., Farioli, F., & Zamagni, A. (2013). Progress in sustainability science: lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: Part 1. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(9), 1653-1672.

Santa, R. A. A. B., Bernardin, A. M., Riella, H. G., & Kuhnen, N. C. (2013). Geopolymer synthesized from bottom coal ash and calcined paper sludge. *Journal of Cleaner Production*, 57, 302-307.

Santini, A., Herrmann, C., Passarini, F., Vassura, I., Luger, T., & Morselli, L. (2010). Assessment of ecodesign potential in reaching new recycling targets. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(2), 1128-1134.

Santos, F. I. G., Rocha, J. C., & Cheriaf, M. (2007). Influência da cinza pesada empregada em substituição ao agregado natural nos mecanismos de transferência de umidade em argamassas. *Revista Matéria*, 12(2), 253-268.

Santos, M. R., Teixeira, C. E., & Kniess, C. T. (2014). Avaliação de desempenho ambiental na valorização de resíduos sólidos de processos industriais. *Revista de Administração da UFSM*, 7 (Edição Especial Engema 2013), 75-92.

Sarkis, J., Zhu, Q., & Lai, K. H. (2011). An organizational theoretic review of green supply chain management literature. *International Journal of Production Economics*, 130(1), 1-15.

Sayagh, S., Ventura, A., Hoang, T., François, D., & Jullien, A. (2010). Sensitivity of the LCA allocation procedure for BFS recycled into pavement structures. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(6), 348-358.

Schiske, K., Hagelüken, M., & Steffenhagen, G. (2005). *An introduction to ecodesign strategies – why, what and how?* Berlin. Recuperado em 15 julho, 2013, de http://greenecosystems.net/ecopdf/eco_design_strategies.pdf.

Schneider, V. E., Gastaldello, M. E. T., Stedille, N. R., Plein, C. F., & Guerra, L. (2002). Modelos de gestão de resíduos sólidos de serviços odontológicos (RSSO) por meio do índice de geração percapita. *Proceedings of Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Cancun, México, 28. Recuperado em 5 junho, 2013, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/iv-076.pdf>.

Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial – Departamento Regional do Rio Grande do Sul. (2003). *Implementação de programas de produção mais limpa*. Porto Alegre.

Seuring, S., & Müller, M. (2008). From a literature review to a conceptual framework for sustainable supply chain management. *Journal of Cleaner Production*, 16(15), 1699-1710.

Shah, A., Jan, I. U., Khan, R. U., & Qazi, E. U. (2013). Experimental investigation on the use of recycled aggregates in producing concrete. *Structural Engineering and Mechanics*, 47(4), 545-557.

Shen, L., Worrel, E., & Patel, M. K. (2010). Open loop recycling: a LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(1), 34-52.

Siddique, R. (2013). Compressive strength, water absorption, sorptivity, abrasion resistance and permeability of self-compacting concrete containing coal bottom ash. *Construction and Building Materials*, 47, 1444-1450.

Siddique, R., & Singh, G. (2011). Utilization of waste foundry sand (WFS) in concrete manufacturing. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 885-892.

Silva, D. A. L., Renó, G. W. S., Sevegnani, G., Sevegnani, T. B., & Truzzi, O. M. S. (2013). Comparison of disposable and returnable packaging: a case study of reverse logistics in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 47, 377-387.

Silva, G. A., & Kulay, L. A. (2010). Avaliação do ciclo de vida. In A. Vilela, & J. Demajorovic (Orgs). *Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações*. São Paulo: Senac.

Silva, H. M. R. D., Oliveira, J. R. M., & Jesus, C. M. G. (2012). Are totally recycled hot mix asphalts a sustainable alternative for road paving? *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 38-48.

Silva, M. A., Paes, H. R. Jr., & Holanda, J. N. F. (2011). Reuse of ornamental rock-cutting waste in aluminous porcelain. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 936-940.

Silva, M. V. (2011). *Desenvolvimento de tijolos com incorporação de cinzas de carvão e lodo provenientes de estação de tratamento de água*. Dissertação de mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, SP.

Silva, N. I. W., Calarge, L. M., & Mello, F. D. (1999). Estudo da aplicação da argila e cinzas de carvão como matérias-primas cerâmicas. *Anais do Congresso Brasileiro de Cerâmica*, Florianópolis, SC, 43. Recuperado em 12 junho, 2013, de <http://www.infohab.org.br/acervos/advanced-search>.

Silva, N. I. W., Chies, F., & Zwonok, O. (1997). Uso de cinzas de carvão na construção civil. *Anais do Encontro Nacional sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis*, Canela, RS, 1. Recuperado em 12 junho, 2013, de <http://www.infohab.org.br/acervos/advanced-search>.

Silvestre, J. D., Brito, J., & Pinheiro, M. D. (2014). Environmental impacts and benefits of the end-of-life of building materials e calculation rules, results and contribution to a “cradle to cradle” life cycle. *Journal of Cleaner Production*, 66, 37-45.

SimaPro Database. (2015). Pré Consultants, Amersfoot, Netherlands.

Sindicato Nacional da Indústria do Cimento. (2015). *Processo de produção*. Recuperado em 11 maio, 2015, de <http://www.snic.org.br/processo.asp>.

Singh, M., & Siddique, R. (2013). Effect of coal bottom ash as partial replacement of sand on properties of concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, 72, 20-32.

Singh, M., & Siddique, R. (2014). Strength properties and micro-structural properties of concrete containing coal bottom ash as partial replacement of fine aggregate. *Construction and Building Materials*, 50, 246-256.

Siqueira, J. S., Souza, C. A. G., & Souza, J. A. S. (2012). Reaproveitamento de cinzas de carvão mineral na formulação de argamassas. *Cerâmica*, 58(346), 275-279.

Sisinno, C. L. S., & Moreira, J. C. (2005). Ecoeficiência: um instrumento para a redução da geração de resíduos e desperdícios em estabelecimentos de saúde. *Caderno de Saúde Pública*, 21(6), 1893-1900.

Song, H. S., & Hyun, J. C. (1999). A study on the comparison of the various waste management scenarios for PET bottles using the life-cycle assessment (LCA) methodology. *Resources, Conservation and Recycling*, 27(3), 267-284.

Song, Q., Wang, Z., Li, J., & Zeng, X. (2013). The life cycle assessment of an e-waste treatment enterprise in China. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 15(4), 469-475.

Souza, A. E., Teixeira, S. R., Santos, G. T. A., Costa, F. B., & Longo, E. (2011). Reuse of sugarcane bagasse ash (SCBA) to produce ceramic materials. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2774-2780.

Souza, A. J., Pinheiro, B. C. A., & Holanda, J. N. F. (2010). Recycling of gneiss rock waste in the manufacture of vitrified floor tiles. *Journal of Environmental Management*, 91(3), 685-689.

Souza, M. P. R. (2012). *Avaliações das emissões de CO₂ antrópico associadas ao processo de produção do concreto, durante a construção de um edifício comercial, na Região Metropolitana de São Paulo*. Dissertação de mestrado, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, SP.

Souza, U. E. L., Paliari, J. C., Agopyan, V., & Andrade, A. C. (2004). Diagnóstico e combate à geração de resíduos na produção de obras de construção de edifícios: uma abordagem progressiva. *Ambiente Construído*, 4(4), 33-46.

Srivastava, S. K. (2007). Green supply-chain management: a state-of-the-art literature review. *International Journal of Management Reviews*, 9(1), 53-80.

Stal, E. (2007). Inovação tecnológica, sistemas nacionais de inovação e estímulos governamentais à inovação. In D. A. Moreira, & A. C. S. Queiroz (Coords). *Inovação organizacional e tecnológica*. São Paulo: Thomson Learning.

Tang, Y., Lee, P. H., & Shih, K. (2013). Copper sludge from printed circuit board production/recycling for ceramic materials: a quantitative analysis of copper transformation and immobilization. *Environmental Science & Technology*, 47(15), 8609-8615.

Tansens, P., Rodal, A. T., Machado, C. M. M., & Soares, H. M. V. M. (2011). Recycling of aluminum and caustic soda solution from waste effluents generated during the cleaning of the extruder matrixes of the aluminum industry. *Journal of Hazardous Materials*, 187(1-3), 459-465.

Taurino, R., Pozzi, P., Lucchetti, G., Paterlini, L., Zanasi, T., Ponzoni, C., Schivo, F., & Barbieri, L. (2013). New composite materials based on glass waste. *Composites Part B: Engineering*, 45(1), 497-503.

Teixeira, C. E. (2001). *Évolution biochimique des résidus de désencrage dans un contexte de valorisation comme barrière de recouvrement*. Tese de doutorado, Université de Sherbrooke, Québec, Canadá.

Tessari, M. A., & Consoli, N. C. (1998). Análise da contaminação ambiental de camadas de cinzas pesada de carvão tratada com cimento sob fundações superficiais. *Anais do Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, Porto Alegre, RS, 2.

Tidd, J., Bessant, J., & Pavitti, K. (2008). *Gestão da inovação*. (3a ed.). Porto Alegre: Bookman.

Toffoletto, L., Bulle, C., Godin, J., Reid, C., & Deschênes, L. (2007). LUCAS – A new LCIA method used for a Canadian-specific context. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(2), 93-102.

Tonini, D., & Astrup, T. (2012). Life-cycle assessment of a waste refinery process for enzymatic treatment of municipal solid waste. *Waste Management*, 32(1), 165-176.

Toraldo, E., Saponaro, S., Careghini, A., & Mariani, E. (2013). Use of stabilized bottom ash for bound layers of road pavements. *Journal of Environmental Management*, 121, 117-123.

Tsai, T. H. (2011). Silicon sawing waste treatment by electrophoresis and gravitational settling. *Journal of Hazardous Materials*, 189(1-2), 526-530.

Tsoufias, G. T., Pappis, C. P., & Minner, S. (2002). An environmental analysis of the reverse supply chain of SLI batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, 36(2), 135-154.

Tuazon, D., & Corder, G. D. (2008). Life cycle assessment of seawater neutralised red mud for treatment of acid mine drainage. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(11), 1307-1314.

United Nations Environment Program. (2013). *Resource efficient and cleaner production*. Recuperado em 3 junho, 2013, de <http://www.unep.fr/scp/cp/>.

US Environmental Protection Agency. (2006). *Summary of global life cycle inventory data resources*. Recuperado em 22 junho, 2013, de http://www.epa.gov/ordntrnt/ORD/NRMRL/std/lca/pdfs/summary_of_global_lci_data_resources.pdf.

Valério, D., Silva, T. C., & Cohen, C. (2008). Redução da geração de resíduos sólidos: uma abordagem econômica. *Anais da Associação Nacional dos Centros de Pós-Graduação em Economia*, Salvador, BA, 36. Recuperado em 25 maio, 2013, de <http://www.anpec.org.br/encontro2008/artigos/200807211417570-.pdf>.

Vachon, S., & Klassen, R. D. (2006). Extending green practices across the supply chain: the impact of upstream and downstream integration. *International Journal of Operations & Production Management*, 26(7), 795-821.

Valcke, S. L. A., Sarabèr, A. J., Pipilikaki, P., Fischer, H. R., & Nugteren, H. W. (2013). Screening coal combustion fly ashes for application in geopolymers. *Fuel*, 106, 490-497.

Veit, H. M., Bernardes, A. M., Ferreira, J. Z., Tenório, J. A. S., & Malfatti, C. F. (2006). Recovery of copper from printed circuit boards scraps by mechanical processing and electrometallurgy. *Journal of Hazardous Materials*, 137(3), 1704-1709.

Veres, J., Lovás, M., Jakabský, S., Sepelák, V., & Hredzák, S. (2012). Characterization of blast furnace sludge and removal of zinc by microwave assisted extraction. *Hydrometallurgy*, 129-130, 67-73.

Vergara, S. E., Damgaard, A., & Horvath, A. (2011). Boundaries matter: greenhouse gas emission reductions from alternative waste treatment strategies for California's municipal solid waste. *Resources, Conservation and Recycling*, 57, 87-97.

Viegas, C., & Fracasso, E. M. (1998). Capacidade tecnológica e gestão de resíduos em empresas de calçados do Vale dos Sinos: estudo de dois casos. *Revista de Administração Contemporânea - RAC*, 2(2), 41-62.

Vinai, R., Lawane, A., Miname, J. R., & Amadou, A. (2013). Coal combustion residues valorisation: research and development on compressed brick production. *Construction and Building Materials*, 40, 1088-1096.

Wang, H. Y., Kuo, W. T., Lin, C. C., & Po-Yo, C. (2013). Study of the material properties of fly ash added to oyster cement mortar. *Construction and Building Materials*, 41, 532-537.

Wang, L., Sun, H., Sun, Z., & Ma, E. (2013). Experimental study on volume for fly ash of building block. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Tecnology*, 5(11), 3243-3248.

Webster, J., & Watson, R. T. (2002). Analyzing the past to prepare for de future: writing a literature review. *MIS Quarterly*, 26(2), xiii-xxiii.

Williams, J. A. S. (2006). A review of electronics demanufacturing processes. *Resources, Conservation and Recycling*, 47(3), 195-208.

Woolridge, A. C., Ward, G. D., Philips, P. S., Collins, M., & Gandy, S. (2006). Life cycle assessment for reuse/recycling of donated waste textiles compared to use of virgin material: an UK energy saving perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 46(1), 94-103.

World Business Council for Sustainable Development. (1992). Recuperado em 3 abril, 2013, de <http://www.wbcsd.org/home.aspx>.

Wright, E., Azapagic, A., Stevens, G., Mellor, W., & Clift, R. (2005). Improving recyclability by design: a case study of fibre optic cable. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(1), 37-50.

Yadollahi, R., Hamzeh, Y., Ashori, A., Pourmousa, S., Jafari, M., & Rashedi, K. (2013). Reuse of waste sludge from paper making process in cement composites. *Polymer Engineering and Science*, 53(1), 183-188.

Yang, Q. Z., Qi, G. J., Low, H. C., & Song, B. (2011). Sustainable recovery of nickel from spent hydrogenation catalyst: economics, emissions and wastes assessment. *Journal of Cleaner Production*, 19(4), 365-375.

Yeheyis, M., Hewage, K., Alam, M. S., Eskicioglu, C., & Sadiq, R. (2013). An overview of construction and demolition waste management in Canada: a lifecycle analysis approach to sustainability. *Clean Technologies and Evironmental Policy*, 15(1), 81-91.

Yellishetty, M., Mudd, G. M., & Ranjith, P. G. (2011). The steel industry, abiotic resource depletion and life cycle assessment: a real or perceived issue? *Journal of Cleaner Production*, 19(1), 78-90.

Yin, R. K. (2010). *Estudo de caso: planejamento e métodos*. Porto Alegre: Bookman.

Yoon, S. D., Lee, J. U., Lee, J. H., Yun, Y. H., & Yonn, W. J. (2013). Characterization of wollastonite glass-ceramics made from waste glass and coal fly ash. *Journal of Materials Science &Technology*, 29(2), 149-153.

Yuan, H., Chini, A. R., Lu, Y., & Shen, L. (2012). A dynamic model for assessing the effects of management strategies on the reduction of construction and demolition waste. *Waste Management*, 32(3), 521-531.

Zaharia, C., & Suteu, D. (2013). Coal fly ash as adsorptive material for treatment of a real textile effluent: operating parameters and treatment efficiency. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(4), 2226-2235.

Zanchet, A., Dal'Acqua, N., Weber, T., Crespo, J. S., Brandalise, R. N., & Nunes, R. C. R. (2007). Propriedades reométricas e mecânicas e morfologia de compósitos desenvolvidos com resíduos elastoméricos vulcanizados. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, 17(1), 23-27.

Zhang, B., Bi, J., Fan, Z., Yuan, Z., & Ge, J. (2008). Eco-efficiency analysis of industrial system in China: a data envelopment analysis approach. *Ecological Economics*, 68(1-2), 306-316.

Zhang, Z. J., Li, J., Li, H., Wang, H., Zhu, J., & He, Q. (2013). Dynamic formation of zeolite synthesized from fly ash by alkaline hydrothermal conversion. *Waste Management & Research*, 31(11), 1160-1169.

Zink, T., Maker, F., Geyer, R., Amirtharajah, R., & Akella, V. (2014). Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(5), 1099-1109.

APÊNDICE A – FORMULÁRIO DE CONSENTIMENTO

Página 1/2

Prezado(a) senhor(a), agradecemos desde já sua disposição em nos encontrar. Gostaríamos de convidá-lo a colaborar na realização da pesquisa descrita neste formulário. Por favor, leia o texto que segue. Antes de tomar a decisão final sobre sua colaboração, não hesite em fazer à equipe de pesquisa todas as perguntas que julgar necessárias. Se o(a) senhor(a) aceitar participar da pesquisa, a equipe de pesquisa conservará consigo o original deste formulário assinado e lhe enviará uma cópia.

Tema da pesquisa:

Avaliação da Ecoeficiência do Uso de Cinzas Pesadas de Carvão Mineral

Composição da equipe de pesquisa:

Mario Roberto dos Santos estudante do Programa de Mestrado e Doutorado em Administração da Universidade Nove de Julho – UNINOVE. Telefone (11) 4341-8691, correio eletrônico: mario.rsantos@terra.com.br, **Cláudia Terezinha Kniess** - orientadora, professora do Programa de Mestrado e Doutorado em Administração da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, em São Paulo. Telefone (11) 3665-9300. Correio eletrônico: kniesscl@yahoo.com.br, **Cláudia Echevengúá Teixeira**, coorientadora, professora do Programa de Mestrado e Doutorado em Administração da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, em São Paulo. Telefone (11) 3665-9300. Correio eletrônico: ceteixeira10@gmail.com

Descrição da pesquisa:

O objetivo principal do trabalho é avaliar a utilização das cinzas pesadas de carvão mineral, proveniente da combustão de carvão mineral em usinas termelétricas, como matéria-prima alternativa em substituição a matérias-primas presentes na formulação de materiais cerâmicos e na substituição do clínquer na produção de cimento Portland. Para a realização desta pesquisa, sua participação seria de grande valor, visto a falta de compreensão e de estudos no Brasil sobre a utilização das cinzas pesadas em produtos cerâmicos e em substituição ao clínquer.

Consideramos importante poder identificar em nossas pesquisas o nome de sua empresa, bem como o nome dos dirigentes que venham a participar de alguma forma de entrevista. Nós o faremos apenas com a autorização expressa da diretoria de sua empresa. O nome de possíveis outros participantes de alguma entrevista (os não-dirigentes de sua empresa) não precisam ser identificados em nossa pesquisa. Não hesite em entrar em contato diretamente conosco sobre toda e qualquer questão a respeito desta pesquisa.

Muito obrigado!

Mario Roberto dos Santos
Cláudia Terezinha Kniess
Cláudia Echevengúá Teixeira

Este texto tem por finalidade assegurar os direitos dos colaboradores na pesquisa quanto a questões éticas. Qualquer sugestão, reclamação ou solicitação pode ser diretamente encaminhada à equipe de pesquisa e/ou à coordenação do Programa de Mestrado e Doutorado em Administração da Universidade Nove de Julho – Uninove, sede do grupo de pesquisa: Avaliação ambiental de Processos e Produtos. Para contato com o programa: telefone (11) 3665-9300; correio eletrônico: ppga@uninove.br.

FORMULÁRIO DE CONSENTIMENTO

Página 2/2

Consentimento a assinar:**Participação na entrevista (para assinar antes da entrevista)**

Após ter lido e entendido o texto precedente e ter tido a oportunidade de receber informações complementares sobre o estudo, eu aceito, de livre e espontânea vontade, participar da(s) entrevista(s) de coleta de dados para esta pesquisa.

Eu sei que posso me recusar a responder a uma ou outra das questões se eu assim decidir. Entendo também que posso pedir o cancelamento da entrevista, o que anulará meu aceite de participação e proibirá o pesquisador de utilizar as informações obtidas comigo até então.

Local: _____ _____ Data: _____	<u>Pessoa entrevistada</u> Nome: _____ Assinatura: _____
	<u>Entrevistador(es)</u> Nome: _____ Assinatura: _____ Nome: _____ Assinatura: _____ Nome: _____ Assinatura: _____

Autorização de citação do nome do(a) entrevistado(a) e do nome de minha empresa:

Eu autorizo Mario Roberto dos Santos, Cláudia Terezinha Kniess e Cláudia Echevengúá Teixeira a revelar meu nome e o nome de minha empresa nos artigos, textos e tese que redigirão a partir da pesquisa da qual trata este formulário de consentimento.

Nome do participante: _____

Nome da empresa: _____

Função do participante: _____

Assinatura do participante: _____ Data: _____

Este texto tem por finalidade assegurar os direitos dos colaboradores na pesquisa quanto a questões éticas. Qualquer sugestão, reclamação ou solicitação pode ser diretamente encaminhada à equipe de pesquisa e/ou à coordenação do Programa de Mestrado e Doutorado em Administração da Universidade Nove de Julho – Uninove, sede do grupo de pesquisa: Avaliação ambiental de Processos e Produtos. Para contato com o programa: telefone (11) 3665-9300; correio eletrônico: ppga@uninove.br.

APÊNDICE B – INFORMAÇÕES E AGENDAMENTO DE VISITA

Visita ao polo industrial de geração de energia da empresa Alfa

Visita:

Objetivo: pesquisa de tese de doutorado relacionado ao projeto ANEEL PD-0403-0036-2013: Obtenção em Escala Piloto de Materiais Cerâmicos com Adição de Cinzas Pesadas de Carvão Mineral.

Doutorando envolvido na pesquisa: Mario Roberto dos Santos do Programa de Pós-graduação em Administração da Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Orientadora: Profª Dra. Cláudia Terezinha Kniess – UNINOVE - coordenadora do projeto ANEEL.

Coorientadora: Profª Dra. Cláudia Echevengua Teixeira - UNINOVE,

Título da tese: Valorização de resíduos como abordagem de ecoeficiência em termelétricas: o caso das cinzas pesadas de carvão mineral

Objetivo da tese: avaliar a ecoeficiência da valorização de resíduos como matéria-prima alternativa, utilizando como situação problema o uso de cinzas pesadas de carvão mineral como matéria-prima de materiais cerâmicos e na produção do clínquer para cimento, com base na norma ISO 14045: 2014. Para isso, será utilizado o caso de valorização de cinzas pesadas de carvão mineral, proveniente da combustão de carvão mineral em usinas termelétricas, como matéria-prima alternativa em substituição das matérias-primas presentes na formulação de materiais cerâmicos e também na fabricação do clínquer.

Proposta para a primeira visita de Mario R. Santos à empresa:

Reunião com a gerente do projeto, com o objetivo de conhecer a empresa e agendar os procedimentos para as próximas etapas da pesquisa. Visita guiada às instalações da empresa Alfa.

Informações solicitadas à empresa para a pesquisa da tese:

1) Carvão:

Objetivo: mostrar redução de custo na produção de energia com a venda das cinzas pesadas.

1.1 Carvão consumido anualmente (toneladas por ano) nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

1.2 Preço por tonelada de carvão consumido: preço médio anual pago por tonelada nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

1.3 Distância da mina de carvão até o polo industrial da empresa:

1.4 Tipo de carvão consumido:

2) Energia gerada:

Objetivo: eficiência energética

No site tem 2010-2013, não tem 2009: informar 2009.

2.1 Energia gerada por tonelada de carvão queimado nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

3) Insumos consumidos para a produção de energia elétrica anualmente nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013) óleo, gás etc.:

Objetivo: mostrar redução de custo na produção com a venda das cinzas pesadas.

3.1 Por tonelada de carvão consumido:

3.2 Por kW ou GW de energia gerada:

4) Cinzas geradas pela combustão de carvão:

Objetivo: redução de custos com a venda das cinzas

4.1 Cinzas pesadas geradas por tonelada de carvão consumido nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

4.2 Cinzas leves (ou volantes) geradas por tonelada de carvão consumido nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

4.2.1 Quantidade em toneladas por ano de cinzas leves vendidas nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

4.2.2 Preço de venda das cinzas leves por tonelada/ano nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

5) Outros resíduos gerados pela combustão de carvão por tonelada de carvão consumido nos últimos cinco anos (2009/2010/2011/2012/2013):

Objetivo: redução de custos com a venda das cinzas.

6) Como são transportados os resíduos gerados pela combustão do carvão até a disposição na bacia de contenção?

Objetivo: custos da geração dos resíduos.

6.1) Distância percorrida pelo transporte:

Caso sejam dispostos em locais diferentes, discriminar por tipo de resíduo.

6.2) Custos relativos a esse transporte nos últimos cinco anos (2009/2010/2011/2012/2013) com energia, manutenção etc.

7) Bacia de sedimentação:

Objetivo: redução de custos operacionais com a venda das cinzas.

7.1 Área da bacia de sedimentação, média anual nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

7.2 Volume armazenado na bacia de sedimentação, média anual nos últimos cinco anos (2009/2010/ 2011/ 2012/ 2013):

7.3 Custo de manutenção da bacia de sedimentação, média anual nos últimos cinco anos (2009/2010/ 2011/ 2012/ 2013):

7.4 Custo histórico da bacia de sedimentação discriminado por: Materiais (tipos/ quantidades/ custo), serviços (mão de obra/ custo) e outros itens (energia etc. /custos) envolvidos na construção da bacia de sedimentação.

7.5 Ano de construção da bacia de sedimentação:

8) Poluição ambiental:

Objetivo: redução da poluição ambiental com a venda das cinzas.

8.1) Gases e partículas emitidos para o ar por tonelada de carvão, média anual nos últimos cinco anos (2009/2010/2011/2012/2013) e especificar quantidades por tipo de gás/partículas emitidos:

8.2) Líquidos e sólidos emitidos para o solo por tonelada de carvão, média anual nos últimos cinco anos (2009/2010/2011/2012/2013): especificar quantidades por tipo de líquidos/sólidos emitidos:

8.3) Líquidos e sólidos emitidos para a água por tonelada de carvão, média anual nos últimos cinco anos (2009/2010/2011/2012/2013): especificar quantidades por tipo de líquidos/sólidos emitidos:

9) Caldeira:

Objetivo: Eficiência energética.

9.1 Marca/tipo de caldeira usada em cada uma das usinas (A/B/C):

9.2 Eficiências das caldeiras:

9.3 Houve troca de caldeira nos últimos cinco anos (2009/2010/2011/2012/2013)? Se houve qual (quais) foi (foram) trocada(s) e quando (ano)? Eficiência da(s) nova(s) caldeiras.

Observações:

- a) Cinco anos é um prazo aceito na academia para levantamento e posterior análise de dados.
- b) Especificar se as informações aqui solicitadas poderão ser divulgadas em publicações acadêmicas.

APÊNDICE C – INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES

Em Abril/ 2015 foi solicitado à empresa que complementasse as informações (7.3 e 7.4) ou a possibilidade de responder às novas solicitações (1 a 9):

- 1) Quando começou a venda das cinzas pesadas?
- 2) Para qual fábrica são enviadas as cinzas leves e as pesadas?
- 3) Quanto (toneladas) é transportado de cinzas leves e pesadas diariamente?
- 4) Quanto (toneladas) cada caminhão transporta de cinzas pesadas e leves?
- 5) Qual o tipo de caminhão que transporta cinzas leves e pesadas respectivamente?
- 6) Qual o tipo de combustível que esses caminhões utilizam?
- 7) Qual (ou quais) produtos são fabricados utilizando as cinzas leves e as pesadas?
- 8) Qual (ou quais) matéria-prima as cinzas leves e as pesadas substituem no processo produtivo dos produtos citados anteriormente?
- 9) Quanto (valor) as cinzas leves e as pesadas substituem de matéria-prima no processo produtivo?

7.3 Custo de manutenção da bacia de sedimentação, média anual nos últimos cinco anos (2009/ 2010/ 2011/ 2012/ 2013):

7.4 Custo histórico da bacia de sedimentação discriminado por: Materiais (tipos/quantidades/custo), serviços (mão de obra/custo) e outros itens (energia etc. / custos) envolvidos na construção da bacia de sedimentação.

Em maio/2015 foram solicitadas mais algumas informações:

- 1) Água para o arraste: origem (rio, poço ou água fornecida pela empresa municipal de abastecimento, por exemplo)
- 2) Volume de água utilizada no arraste por tonelada de cinzas arrastadas?

Obs.: sabe-se que hoje é circuito fechado mas circula uma quantidade de água no sistema.

- 3) Energia consumida no arraste das cinzas por tonelada de cinza
- 4) Sobre a secagem das cinzas pesadas feita pela empresa que compra as cinzas: o representante da empresa comentou que usam o equipamento Hazemag.

Será possível fornecer as informações técnicas do equipamento: capacidade de secagem (toneladas/hora); consumo (Wh por tonelada de material seco) etc.