

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA 2030 DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DE CIMENTO

Giuseppe Cernicchiaro Palermo

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

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de
Freitas
David Alves Castelo Branco

Rio de Janeiro
Dezembro de 2021

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA 2030 DA INDÚSTRIA
BRASILEIRA DE CIMENTO

Giuseppe Cernicchiaro Palermo

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

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas
David Alves Castelo Branco

Aprovada por: Prof. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas
Prof. David Alves Castelo Branco
Prof. Amaro Olimpio Pereira Junior
Prof. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco
Prof. Ricardo Abranches Felix Cardoso Júnior
Prof. Bruno Soares Moreira Cesar Borba

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
DEZEMBRO DE 2021

Palermo, Giuseppe Cernicchiaro

Avaliação de Ciclo de Vida de Cenários para 2030 da
Indústria Brasileira de Cimento / Giuseppe Cernicchiaro
Palermo. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2021.

XIV, 177 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

David Alves Castelo Branco

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de
Planejamento Energético, 2021.

Referências Bibliográficas: p. 160-177.

1. Avaliação de ciclo de vida. 2. Produção de cimento.
3. Matérias-primas e combustíveis alternativos. I. Freitas,
Marcos Aurélio Vasconcelos de *et al.* II. Universidade
Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de
Planejamento Energético. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço aos professores Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas e David Alves Castelo Branco pela orientação e pela oportunidade de desenvolver o doutorado. Suas críticas e sugestões foram fundamentais para esta tese.

Agradeço, também, ao especialista Gonzalo Visedo, da divisão de meio ambiente do Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC), pela simpatia e disponibilidade para o esclarecimento de minhas diversas dúvidas e perguntas. Sua contribuição foi fundamental para a conclusão desta tese.

Agradeço à minha família, principalmente à minha esposa Thais Monteiro, ao nosso filho Matteo Palermo e aos meus pais Simoni e Luigino Palermo, pelo apoio e pelo carinho incondicionais.

Agradeço aos professores Amaro Olimpio Pereira Junior, Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, Ricardo Abranches Felix Cardoso Júnior e Bruno Soares Moreira Cesar Borba por aceitarem o convite para participar da banca e pelas inúmeras sugestões e contribuições para a conclusão desta tese.

Da mesma forma, agradeço a todo o corpo docente do PPE pelo conhecimento passado e pelo aprendizado proporcionado.

Agradeço imensamente aos funcionários do PPE pela paciência e ajuda, principalmente nas questões burocráticas, em especial à Sandrinha e ao Paulo.

Agradeço aos amigos Maria Clara Brandt, Gabriel Aroeira (vulgo Peixe), Renzo Solari, Ana Carolina Fiorini, Patrícia Turano e Pedro Rochedo pelas muitas conversas que ajudaram a iluminar o caminho.

Deixo, também, um agradecimento aos amigos do PPE pela convivência durante este período, especialmente à turma de 2017, e às demais pessoas que contribuíram de alguma forma para a conclusão desta tese que porventura eu tenha esquecido.

Agradeço ao CNPQ pelo apoio financeiro prestado.

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

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE CENÁRIOS PARA 2030 DA INDÚSTRIA BRASILEIRA DE CIMENTO

Giuseppe Cernicchiaro Palermo

Dezembro/2021

Orientadores: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

David Alves Castelo Branco

Programa: Planejamento Energético

A indústria de cimento é intensiva em insumos e energia. Inclui cinco etapas básicas: consumo de matérias-primas, combustíveis e eletricidade, transporte de insumos e clinquerização. Os diferentes impactos ambientais da produção de uma tonelada métrica de cimento são avaliados em quatro cenários brasileiros de produção. Um cenário de referência business-as-usual (caso 1) é comparado a três cenários baseados em planos setoriais de mitigação de carbono para o horizonte 2030 que assumem o aumento da eficiência térmica associado à substituição progressiva de combustíveis fósseis e de materiais convencionais por combustíveis e materiais alternativos (casos 2, 3a e 3b), a partir da aplicação da metodologia de avaliação do ciclo de vida com o método ReCiPe 2016. Os resultados indicam que os cenários de mitigação de carbono considerados levam a reduções em todas as categorias de impacto, tanto *midpoint* quanto *endpoint*, bem como alcançam reduções de emissões de GEE equivalentes ao dobro (caso 2) e a até cinco vezes (casos 3a e 3b) o proposto. Sugerem também, a partir da comparação entre os casos 3a e 3b, que a origem dos combustíveis alternativos é pouco importante quando comparada aos benefícios gerados pela efetiva substituição dos combustíveis fósseis.

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

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF THREE 2030 SCENARIOS OF THE BRAZILIAN CEMENT INDUSTRY

Giuseppe Cernicchiaro Palermo

December/2021

Advisors: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

David Alves Castelo Branco

Department: Energy Planning

The cement industry is intensive in energy and feedstock use. It includes five basic steps: consumption of raw materials, fuels and electricity, as well as feedstock transportation and clinkerization. Different environmental impacts of the production of one metric ton of cement in four Brazilian scenarios are evaluated. One business-as-usual reference scenario (case 1) is compared to three 2030 scenarios based on sectoral carbon mitigation plans that assume the increase of thermal efficiency associated with the progressive replacement of fossil fuels and conventional materials by alternative fuels and materials (cases 2, 3a and 3b), by applying the Life Cycle Assessment methodology with ReCiPe 2016 method. Results indicate that carbon mitigation scenarios considered lead to reductions in all impact categories, both midpoint and endpoint, and also achieve GHG emission reductions equivalent to twice (case 2) and up to five times (cases 3a and 3b) the proposed target. Based on the comparison of cases 3a and 3b, they also suggest that the origin of alternative fuels is of little importance when compared to the benefits derived from fossil fuel substitution.

SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE TABELAS	xi
INTRODUÇÃO.....	1
1. O SETOR DO CIMENTO E SUA INTERFACE COM O MEIO AMBIENTE	7
1.1. A indústria do cimento no Brasil	12
1.2. Principais poluentes emitidos pelo setor do cimento.....	24
1.2.1. Material particulado (MP)	25
1.2.2. Óxidos de enxofre (SO _x).....	26
1.2.3. Óxidos de nitrogênio (NO _x).....	28
1.2.4. Monóxido de carbono (CO).....	29
1.2.5. Outros poluentes atmosféricos emitidos em menores proporções	30
1.2.6. Limites nacionais de emissões de poluentes atmosféricos pelo setor	31
1.2.7. Gases de efeito estufa (GEE).....	33
1.3. Principais medidas de mitigação de emissões de GEE para o setor	39
1.3.1. Aumento da eficiência energética.....	40
1.3.2. Substituição de materiais e combustíveis convencionais por alternativos	42
1.3.3. Redução da proporção clínquer/cimento	46
1.3.4. Novas tecnologias.....	49
2. A AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV).....	51
2.1. Conceito de ACV	51
2.2. Definição de objetivo e escopo	54
2.2.1. Objetivo	54
2.2.2. Escopo	55
2.2.2.1. Função, unidade funcional e fluxo de referência	55
2.2.2.2. Sistema de produto e fronteiras do sistema.....	56
2.2.2.3. Requisitos de qualidade dos dados.....	57
2.3. Inventário de ciclo de vida (ICV)	57
2.4. Avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV).....	63
2.4.1. Seleção das categorias de impacto e classificação	65
2.4.2. Caracterização	67
2.4.3. Normalização.....	68
2.4.4. Agrupamento	69
2.4.5. Ponderação.....	70
2.5. Interpretação	71
3. METODOLOGIA.....	75
3.1. Objetivo e escopo.....	76

3.1.1.	Unidade funcional.....	76
3.1.2.	Fronteiras do sistema de produto.....	77
3.1.3.	Método de avaliação e categorias de impacto	79
3.2.	Aquisição e modelagem de dados.....	84
3.2.1.	O software openLCA.....	86
3.2.2.	A ferramenta LCA4Waste – Cement Kiln	87
3.3.	Parâmetros, premissas e configurações consideradas.....	89
3.3.1.	Parâmetros de entrada (LCA4Waste).....	89
3.3.2.	Valores de saída (LCA4Waste).....	97
3.3.3.	Configurações atual e futuras da produção de cimento no Brasil	100
3.3.3.1.	Caso 1 – Configuração Atual	101
3.3.3.2.	Caso 2 – Configuração SNIC 2030	103
3.3.3.3.	Caso 3 – Configuração CETESB 2030	105
3.3.4.	Distâncias e modais de transporte	107
4.	RESULTADOS	111
4.1.	Inventário de ciclo de vida (ICV) das configurações consideradas.....	111
4.1.1.	Caso 1 – configuração atual.....	118
4.1.2.	Caso 2 – configuração SNIC 2030	121
4.1.3.	Caso 3 – configuração CETESB 2030	124
4.2.	Avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e interpretação dos resultados 127	
4.2.1.	AICV em nível midpoint	128
4.2.2.	AICV em nível endpoint	138
4.2.3.	Análise de contribuição	142
4.2.4.	Análise de perturbação	150
5.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	155
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	160

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática de uma planta de produção de cimento.....	8
Figura 2: Representação esquemática das principais etapas das vias seca e úmida de produção de cimento.....	9
Figura 3: Distribuição dos tipos de resíduos sólidos não derivados de biomassa utilizados como combustível no setor do cimento brasileiro (percentual por poder calorífico, em kcal/kg).....	18
Figura 4: Fontes de emissão de CO ₂ na indústria do cimento e sua participação relativa no total.	35
Figura 5: Intensidade de emissões CO ₂ e consumo energético industrial cumulativo dos principais setores industriais da economia.	36
Figura 6: Variação dos fatores de emissão implícitos de clínquer e de cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.	38
Figura 7: Variação das emissões de CO ₂ e participação da produção de clínquer e da queima de combustíveis para produção de cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.	39
Figura 8: Estrutura da avaliação de ciclo de vida.	54
Figura 9: Representação esquemática de uma unidade de processo, com entradas (esquerda) e saídas (direita) de e para outras unidades de processo (acima da linha pontilhada) e o meio ambiente (abaixo da linha pontilhada).....	58
Figura 10: Resumo dos procedimentos recomendados para realização de uma análise de inventário de ciclo de vida.....	60
Figura 11: Representação esquemática da etapa de AICV, desde o inventário até as categorias de impacto a nível de ponto final (<i>endpoint</i>).....	64
Figura 12: Fronteiras dos sistemas considerados nos cenários propostos no presente trabalho para produção de cimento no Brasil.	78
Figura 13: Estrutura da tela de importação de dados no software openLCA.	87
Figura 14: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos para os impactos atmosféricos dos cenários propostos no presente trabalho.	132
Figura 15: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos para os impactos de esgotamento de recursos dos cenários propostos no presente trabalho.	132
Figura 16: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos para os impactos de toxicidade dos cenários propostos no presente trabalho.	133
Figura 17: Comparação dos resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível <i>midpoint</i> para os cenários propostos no presente trabalho.	137

Figura 18: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos em nível <i>endpoint</i> para os cenários propostos no presente trabalho.	139
Figura 19: Comparação dos resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível <i>endpoint</i> para os cenários propostos no presente trabalho.	140
Figura 20: Comparação dos resultados da análise de contribuição obtidos para os impactos atmosféricos dos cenários propostos no presente trabalho.	147
Figura 21: Comparação dos resultados da análise de contribuição obtidos para os impactos de esgotamento de recursos dos cenários propostos no presente trabalho....	147
Figura 22: Comparação dos resultados da análise de contribuição obtidos para os impactos de toxicidade dos cenários propostos no presente trabalho.	148

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Consumo energético (calor) de diferentes tipos de configuração de fornos e de processos de fabricação de cimento.	10
Tabela 2: Consumo total de energia elétrica e distribuição por etapa do processo para a produção de cimento pelas vias seca e úmida.	11
Tabela 3: Etapas do processo de produção do cimento, principais equipamentos utilizados e usos finais da energia associada à etapa/equipamento.	12
Tabela 4: Produção anual, em milhões de toneladas, dos principais países produtores de cimento.	13
Tabela 5: Produção de cimento por grupo industrial no Brasil para o ano de 2013.....	13
Tabela 6: Produção e consumo aparente de cimento nas regiões do Brasil para o ano de 2020.	14
Tabela 7: Consumos específicos de energia térmica para a produção de cimento de diferentes regiões do mundo para o ano de 2019.	15
Tabela 8: Consumos específicos de energia elétrica para a produção de cimento de diferentes regiões do mundo para o ano de 2019.	15
Tabela 9: Evolução da participação relativa (%) dos combustíveis no setor do cimento no Brasil, no período de 1970 a 2020.	17
Tabela 10: Composição das categorias de cimento Portland no Brasil.	20
Tabela 11: Produção anual de cimento por tipo e total produzido no Brasil.....	21
Tabela 12: Produções de cimento e de clínquer e conteúdo de clínquer no cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.	23
Tabela 13: Principais mecanismos de formação e remoção de SO ₂ nas diferentes etapas do processo de fabricação de clínquer.	27
Tabela 14: Limites máximos de emissão para poluentes atmosféricos provenientes de processos de produção de cimento, conforme a resolução CONAMA 382/2006.	32
Tabela 15: Limites máximos de emissão para poluentes atmosféricos provenientes do coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer, conforme as resoluções CONAMA 316/2002 e 264/1999.	33
Tabela 16: Emissões de CO ₂ da produção de cimento (calcinação) e fatores de emissão implícitos de clínquer e de cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.....	37
Tabela 17: Melhores tecnologias disponíveis e potenciais de redução do consumo de energia térmica e elétrica para o setor do cimento.	41
Tabela 18: Previsão da taxa de substituição térmica pelo uso de combustíveis alternativos na indústria do cimento brasileira.	46
Tabela 19: Principais métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida.	67

Tabela 20: Resumo dos diferentes valores e preferências baseados nas perspectivas culturais.	71
Tabela 21: Resumo da aplicação das cinco abordagens numéricas para a interpretação de um estudo de ACV.....	74
Tabela 22: Tipos de matérias-primas e respectivas quantidades considerados para a produção de clínquer nos casos estudados no presente trabalho, em toneladas.	91
Tabela 23: Poderes caloríficos inferiores (PCI) considerados para os combustíveis utilizados na produção de clínquer nos casos estudados no presente trabalho.....	92
Tabela 24: Composições e características dos combustíveis (coque de carvão mineral e carvão vegetal) considerados nos casos estudados no presente trabalho.	93
Tabela 25: Composições e características dos combustíveis (CDR e <i>pellets</i>) considerados nos casos estudados no presente trabalho.....	94
Tabela 26: Composições e características dos combustíveis (bagaço de cana e casca de arroz) considerados nos casos estudados no presente trabalho.	96
Tabela 27: Processos e respectivos valores adicionados aos resultados da ferramenta <i>LCA4Waste</i> , para realização das simulações no software openLCA.	98
Tabela 28: Proporções consideradas para a desagregação dos valores das emissões de material particulado e cromo gerados na ferramenta <i>LCA4Waste</i> , respectivamente por diâmetro de partícula e por valência.....	99
Tabela 29: Fatores de emissão de metano (CH ₄) e de óxido nitroso (N ₂ O) considerados no presente trabalho para composição dos Inventários de Ciclo de Vida dos cenários propostos.....	100
Tabela 30: Participação dos combustíveis, em base energética (térmica), considerada para o setor do cimento no caso 1 (configuração atual).	102
Tabela 31: Proporção dos componentes do cimento considerada para o caso 1 (configuração atual).	103
Tabela 32: Participação dos combustíveis, em base energética (térmica), considerada para o setor do cimento no caso 2 (configuração SNIC 2030).	104
Tabela 33: Proporção dos componentes do cimento considerada para o caso 2 (configuração SNIC 2030).	105
Tabela 34: Participação dos combustíveis, em base energética (térmica), considerada para o setor do cimento no caso 3 (configuração CETESB 2030).	106
Tabela 35: Proporção dos componentes do cimento considerada para o caso 3 (configuração CETESB 2030).	107
Tabela 36: Distâncias e modais de transporte consideradas para cada insumo contemplado no presente trabalho.	110

Tabela 37: Inventário do ciclo de vida considerado para a madeira a ser utilizada para a produção nacional de <i>pellets</i>	112
Tabela 38: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de trituração da madeira a ser utilizada para a produção nacional de <i>pellets</i>	113
Tabela 39: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de <i>pellets</i>	114
Tabela 40: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de CDR (ou RDF).	115
Tabela 41: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de <i>blend</i> de resíduos (CSS).	117
Tabela 42: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de pneus (borracha) para serem utilizados como combustível.	117
Tabela 43: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de clínquer considerado para o caso 1 (configuração atual).	119
Tabela 44: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de cimento considerado para o caso 1 (configuração atual).....	121
Tabela 45: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de clínquer considerado para o caso 2 (configuração SNIC 2030).	122
Tabela 46: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de cimento considerado para o caso 2 (configuração SNIC 2030).	124
Tabela 47: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de clínquer considerado para o caso 3 (configuração CETESB 2030).	125
Tabela 48: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de cimento considerado para o caso 3 (configuração CETESB 2030).....	127
Tabela 49: Resultados da avaliação de impactos ambientais em nível <i>midpoint</i> para os cenários propostos no presente trabalho.....	128
Tabela 50: Resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível <i>midpoint</i> para os cenários propostos no presente trabalho.	136
Tabela 51: Resultados da avaliação de impactos ambientais em nível <i>endpoint</i> para os cenários propostos no presente trabalho.....	138
Tabela 52: Resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível <i>endpoint</i> para os cenários propostos no presente trabalho.	140
Tabela 53: Processos considerados em cada módulo de produção dos cenários propostos no presente trabalho.....	142
Tabela 54: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 1.	143

Tabela 55: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 2.	144
Tabela 56: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 3a.....	145
Tabela 57: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 3b.	146
Tabela 58: Análise de perturbação para a variação dos principais parâmetros considerados nos cenários propostos no presente trabalho.	151

INTRODUÇÃO

O cimento, material de origem cerâmica que, ao entrar em contato com a água, produz uma reação exotérmica de cristalização de produtos hidratados e ganha resistência mecânica, é o principal material de construção utilizado como aglomerante. Frequentemente utilizado como indicador econômico, o cimento corresponde a uma das principais *commodities* mundiais e se caracteriza pelo seu baixo grau de substituíbilidade, uma vez que está presente em praticamente todo o tipo de construção, desde as unidades habitacionais mais básicas até a mais complexa das obras civis de infraestrutura, em todas as etapas da construção (BELATO, 2013; PEREIRA *et al.*, 2017).

A evolução dos seus níveis de produção está intimamente associada à saúde da economia do país produtor, bem como dos seus níveis de industrialização, desenvolvimento econômico e infraestrutura (STAFFORD *et al.*, 2016b). A nível mundial, a produção de cimento apresentou um crescimento contínuo e estável ao longo das últimas décadas, com certa aceleração sendo observada em algumas economias emergentes na virada do século, como China, Índia e Brasil (SCHAFFARTZIK *et al.*, 2014; UWASU *et al.*, 2014).

Desde o início da década, fica clara a consolidação da hegemonia, em termos de produção, da China, seguida de longe pela Índia, pelo Vietnã, pelos EUA e pela Turquia, respectivamente (USGS, 2021). VÁZQUEZ-ROWE *et al.* (2019) explicam que, por um lado, países emergentes e em desenvolvimento investem cada vez mais na expansão de sua infraestrutura, intensiva no uso de cimento, enquanto, por outro, nações desenvolvidas estão continuamente investindo na manutenção, substituição e aprimoramento de sua infraestrutura.

No Brasil, o setor foi fortemente impactado pela crise político-econômica que se iniciou em meados de 2014, a qual provocou uma redução acumulada da produção da ordem de 30% entre os anos de 2015 e 2017, fazendo com que o país opere atualmente com pouco mais de 50% de sua capacidade instalada (CNI, 2018). Entre as medidas planejadas para retomada da estabilidade e do crescimento econômico do país, há um importante programa de infraestrutura a ser implementado, cujo elemento imprescindível é o cimento. Prevê-se que este programa, associado ao aumento da

população e aos crescentes padrões de urbanização nacionais, impulsionarão a demanda por cimento nas próximas décadas (VISEDÓ & PECCHIO, 2019).

A forma de produção reconhecidamente intensiva em insumos e energia faz com que o setor do cimento seja um dos setores críticos em termos de impactos ambientais, entre os quais atualmente se destacam as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) (GUTIÉRREZ *et al.*, 2017; YANG *et al.*, 2017; VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2019). Sua criticidade é ainda mais evidente no que concerne o desafio mundial de atender às ações de mitigação definidas no Acordo de Paris (JOKAR & MOKHTAR, 2018). Desta forma, a identificação e quantificação dos impactos gerados por esta atividade, bem como de seus potenciais de redução, são de extrema importância.

Os principais impactos ambientais associados à indústria são aqueles relacionados às emissões atmosféricas, em especial de material particulado, gases de efeito estufa (GEE) e poluentes perigosos, como metais pesados (MAURY & BLUMENSCHNEIN, 2012; BELATO, 2013). Os inventários nacionais e subnacionais de GEE (IPCC, 2006; MCTI, 2020) incluem como emissões setoriais exclusivamente aquelas derivadas do processo de calcinação (degradação térmica do CaCO_3), mas também estão associadas emissões derivadas da queima de combustíveis para geração de energia térmica e elétrica, além de emissões indiretas (ZHOU *et al.*, 2016).

Nacionalmente, como será visto mais adiante, o setor é considerado relevante em termos de emissões de GEE. A ele estão associadas medidas de mitigação de emissões propostas no documento-base para subsidiar a Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) do Brasil (PEREIRA *et al.*, 2017).

SALAS *et al.* (2016) destacam que o aumento da eficiência energética, o uso de combustíveis alternativos e de materiais substitutos correspondem a tecnologias identificadas como maduras e já aplicadas. No Brasil e nos EUA, por exemplo, a escória de alto-forno já é amplamente empregada como substituto de clínquer. No entanto, é importante destacar que as condições locais de produção divergem entre os diferentes países, bem como os impactos ambientais podem variar regionalmente, devido a um amplo conjunto de fatores distintos (VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2019).

Aliadas aos processos de implantação destas tecnologias e configurações, o uso de metodologias de gestão ambiental capazes de rastrear os impactos ambientais

associados à cadeia produtiva do cimento, têm um importante papel na análise das alternativas mais ambientalmente favoráveis, especialmente no contexto do planejamento setorial para adoção destas alterações. Entre estas metodologias, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV, ou LCA em inglês) se destaca como uma das mais utilizadas na literatura, pois oferece uma abordagem holística que garante a abrangência necessária para uma avaliação ambiental, bem como sua reprodutibilidade, além de corresponder a uma metodologia internacional padronizada (ABNT, 2009a, 2009b; EC, 2010a, 2012; HOSSAIN *et al.*, 2017).

A ACV é um método para quantificação da performance ambiental ao longo do ciclo de vida de um produto ou serviço (chamados coletivamente de “processos”), a partir da elaboração e avaliação dos fluxos de matéria e energia, bem como de seus potenciais impactos ambientais. O ciclo de vida inclui várias fases, desde a extração de matérias-primas para a produção, a utilização do produto, o seu transporte, incluindo materiais e equipamentos auxiliares, até a etapa de gestão dos resíduos finais (ABNT, 2009a; FINNVEDEN *et al.*, 2009; HELLWEG & MILÀ I CANALS, 2014).

Os impactos ambientais considerados na ACV são associados ao processo de interesse, os quais são avaliados dentro de categorias e limites definidos em etapa específica da metodologia. VALDERRAMA *et al.* (2013) registram que a definição destes limites deve ser alvo de consideração cuidadosa, visto que, em alguns casos, a análise de todo o ciclo de vida (berço ao túmulo) não é pertinente, devendo ter seu limite estabelecido em uma etapa intermediária do processo produtivo (berço ao portão).

VÁZQUEZ-ROWE *et al.* (2019) complementam que a ACV é uma metodologia adequada para identificação de *hotspots* e de possíveis estratégias de mitigação de impactos em diferentes compartimentos ambientais, sendo capaz de concluir se tais estratégias iriam envolver a migração de impactos de uma dimensão ambiental para outra. Neste sentido, HOSSAIN *et al.* (2017) observam que a identificação destas oportunidades é essencial para auxiliar a tomada de decisão no sentido de direcionar a adoção de políticas e de investimentos, reforçando a importância dos resultados da aplicação desta metodologia para o planejamento setorial.

A aplicação da ACV, no entanto, demanda um grande esforço para levantamento e aquisição de dados, sendo a elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) do produto em análise uma etapa crítica de qualquer estudo (GURSEL *et al.*, 2014). STAFFORD *et al.* (2016a) complementam que a ACV ideal deveria ser completamente baseada em dados primários, que correspondem àqueles obtidos diretamente dos produtores e dos operadores de processos e serviços (EC, 2010a), mas que as fontes primárias como as indústrias geralmente apresentam restrições no tocante à confidencialidade de dados, o que frequentemente impossibilita a publicação dos mesmos.

Mesmo com tais limitações, diversos estudos de ACV no setor do cimento estão disponíveis na literatura, em especial nos países desenvolvidos, como aqueles da América do Norte (HUNTZINGER & EATMON, 2009; LOIJOS *et al.*, 2013; BROWN *et al.*, 2014; AYER & DIAS, 2018) e da Europa (CHEN *et al.*, 2010; VALDERRAMA *et al.*, 2013; FEIZ *et al.*, 2015; GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a; STAFFORD *et al.*, 2016a; MORETTI & CARO, 2017; GEORGIPOULOU & LYBERATOS, 2018; SCHAKEL *et al.*, 2018), e na China (ZHANG *et al.*, 2014; LI *et al.*, 2015; SONG *et al.*, 2016; HOSSAIN *et al.*, 2017; REN *et al.*, 2017; YANG *et al.*, 2017). Nos demais países, sobretudo naqueles em desenvolvimento, como os da América Latina (BERRIEL *et al.*, 2016; GUTIÉRREZ *et al.*, 2017; VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2019), da África (HUGO *et al.*, 2014) e a Índia (PILLAI *et al.*, 2019), tais estudos são mais escassos. No Brasil, estudos setoriais deste tipo são ainda menos comuns: até onde o presente autor foi capaz de verificar, somente três estudos de ACV contemplando o setor do cimento foram identificados na literatura (PASSUELLO *et al.*, 2014; SAADE *et al.*, 2015; STAFFORD *et al.*, 2016b). Ainda assim, YANG *et al.* (2017) observam que a maioria destes estudos analisa apenas as emissões de GEE, deixando de lado as outras categorias de impactos ambientais.

Na presente tese, adotou-se hipótese de que a implementação de medidas compatíveis com aquelas propostas para redução de emissões de GEE a nível nacional na indústria do cimento é importante para a avaliação do benefício líquido destas medidas em termos de impactos ambientais, inclusive das referidas emissões. Assim, o objetivo principal desta tese é avaliar os diferentes impactos associados ao ciclo de vida de produção de cimento, comparando diferentes possíveis configurações compatíveis

com as metas do setor, a nível nacional, para o horizonte de 2030. Para tal, as emissões em todos os compartimentos ambientais (água, ar e solo) da cadeia de produção do cimento em cada configuração foram contabilizadas e seus impactos ambientais avaliados a partir da aplicação da metodologia de ACV, utilizando-se como base os princípios gerais da série de normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a e 2009b).

Além do objetivo principal da tese, os resultados obtidos neste estudo irão evidenciar a importância relativa das emissões indiretas de GEE e da emissão de poluentes atmosféricos, podendo fornecer subsídios adicionais à tomada de decisão no que concerne às estratégias setoriais brasileiras para mitigação de emissões e demais medidas de gerenciamento e controle da poluição ambiental. Como principais contribuições do presente trabalho, destacam-se a expansão de uma análise ambiental quantitativa, usualmente restrita aos limites da planta de cimento, para fora das fronteiras da mesma e da quantificação de diferentes impactos ambientais, além daqueles associados às mudanças climáticas. Realiza, ainda, uma análise de todas as etapas envolvidas na produção de cimento, a qual permite a identificação dos processos que apresentam as maiores contribuições para cada categoria de impacto. Este estudo contribui, também, para a melhoria dos bancos de dados de ICV do setor no Brasil, contemplando conjuntos de dados para cenários futuros.

Esta tese está dividida em 5 capítulos, além da introdução. O primeiro capítulo apresenta uma breve descrição do processo produtivo do cimento, caracterizando, também, as principais tecnologias, combustíveis e insumos utilizados na produção de cimento no país, além das principais medidas propostas pelo setor para redução de suas emissões de GEE.

O segundo capítulo apresenta a metodologia utilizada, no qual são descritos o conceito e as etapas de elaboração de uma avaliação de ciclo de vida (ACV), cujo principal objetivo é a avaliação dos impactos ambientais de um produto ou fluxo de processo.

No terceiro capítulo é iniciado o estudo de caso, com a apresentação das duas ferramentas de modelagem utilizadas: a ferramenta *LCA4Waste*, utilizada nas simulações dos processos da planta de produção de clínquer nos cenários considerados, e o software *openLCA*, utilizado para a realização da ACV. Neste capítulo também são

apresentados o objetivo e o escopo do estudo, os parâmetros e as premissas consideradas, além dos ICVs utilizados.

O quarto capítulo apresenta os resultados encontrados para as etapas de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) em níveis *midpoint* e *endpoint*, tanto com valores de caracterização quanto para valores normalizados. Apresenta, também, a análise de contribuição e a análise de perturbação (ou de sensibilidade) realizadas a partir dos resultados obtidos.

Por fim, no quinto capítulo são apresentadas as principais conclusões e algumas sugestões e recomendações para estudos futuros, derivadas dos resultados encontrados no presente trabalho.

1. O SETOR DO CIMENTO E SUA INTERFACE COM O MEIO AMBIENTE

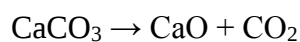
O cimento é um insumo utilizado pela humanidade desde os primórdios da civilização, sendo a origem da palavra derivada do latim *Caementu*, a qual era utilizada na Roma antiga para designar uma rocha de ocorrência natural. A mistura do cimento começou a ser desenvolvida antes do século XVIII, na Europa, para o desenvolvimento do cimento hidráulico. Já em 1830, o inglês Joseph Aspdin patenteou o processo de fabricação que resultava da mistura de calcário e argila, calcinada em proporções definidas, dando origem a um pó com cor e características semelhantes a uma pedra abundante na Ilha de Portland, sendo chamado de Cimento Portland. Atualmente, o cimento é o componente básico do concreto, que corresponde ao segundo material mais utilizado pelo homem, atrás apenas da água (MORETTI & CARO, 2017; PEREIRA *et al.*, 2017; SNIC, 2018; VISEDO & PECCHIO, 2019).

O processo de produção do cimento é uma combinação da exploração e do beneficiamento de substâncias minerais não metálicas, sua transformação química em clínquer (produto intermediário do cimento) em um forno a cerca de 1.450°C e posterior moagem e mistura a outros materiais, conforme o tipo de cimento. As matérias-primas básicas necessárias à fabricação do clínquer são calcário, argila e areia, além de eventuais aditivos, como minério de ferro e bauxita. Estes insumos fornecem os quatro elementos essenciais ao processo produtivo: o calcário propriamente dito, a sílica, o alumínio e o ferro. Após a extração destes materiais, o calcário é britado a um diâmetro máximo de 25 mm, moído e homogeneizado com a argila, em misturas com dosagens em proporções determinadas (tipicamente 80% calcário e 20% argila), sendo transformada em um material fino e homogêneo, denominado “farinha crua” (DORILEO *et al.*, 2010; SNIC, 2013a; CNI/ABCP, 2012; ABCP, 2018).

A mistura passa, então, pelo pré-aquecedor e pré-calcinador, onde atinge uma temperatura de aproximadamente 800°C, quando se inicia o processo de calcinação. Em seguida, passa para o forno rotativo, onde alcança aproximadamente 1.450°C, fundindo-se parcialmente e resultando no clínquer. Após seu resfriamento, ocorre a adição de gesso (CaSO_4) ao clínquer. Nesta etapa, também podem ser adicionados outros materiais, como escória siderúrgica, cinzas volantes, pozolanas e fíler calcário,

conforme o tipo de cimento Portland que se deseja produzir (HANLE *et al.*, 2006; CNI/ABCP, 2012; ABCP, 2018).

Na primeira etapa do aquecimento da mistura, ocorre a transformação do carbonato de cálcio em óxido de cálcio e na consequente liberação de gás carbônico, a qual corresponde à principal reação do processo, denominada calcinação:



Com a continuação do aquecimento, já no forno rotativo, uma série de reações químicas converte os óxidos de cálcio e silício em silicatos de cálcio, os quais correspondem aos principais constituintes do cimento (HASSAN *et al.*, 2007; IEA, 2007; DORILEO *et al.*, 2010; OLIVEIRA, 2015a).

Um resumo do processo produtivo do cimento é apresentado na Figura 1, que não inclui a etapa de moagem com gesso e outros aditivos.

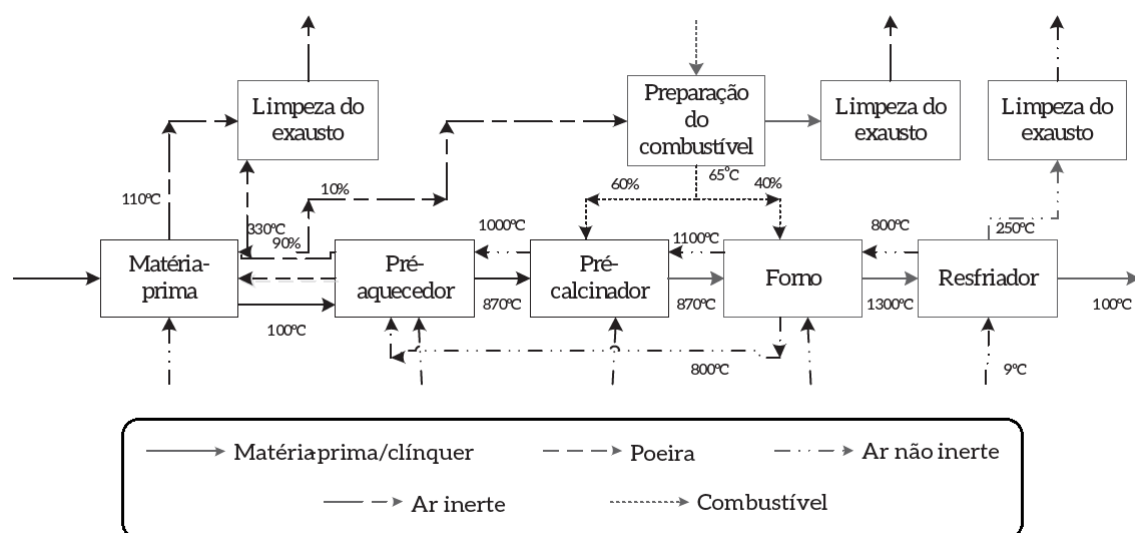


Figura 1: Representação esquemática de uma planta de produção de cimento.

Fonte: Adaptado de BARKER *et al.* (2009) e RATHMANN (2017).

A produção do cimento pode ocorrer através de quatro tipos de processos, os quais se distinguem entre si pelo grau de umidade das matérias-primas na mistura que entra no forno: via úmida, via semiúmida, via semiseca e via seca. No processo

produtivo pela via úmida, água é adicionada à mistura, que é posteriormente introduzida no forno como uma lama. A necessidade de evaporação da água leva ao aumento do consumo energético da produção por esta via. Já no processo por via seca, a mistura é introduzida no forno com baixo teor de umidade, em forma de farinha. Por ser menos intensiva em energia, esta via resulta em menor consumo de combustível e emissão de poluentes (DORILEO *et al.*, 2010; CNI/ABCP, 2012; OLIVEIRA, 2015a).

Um esquema com as principais etapas das vias seca e úmida é apresentado na Figura 2.

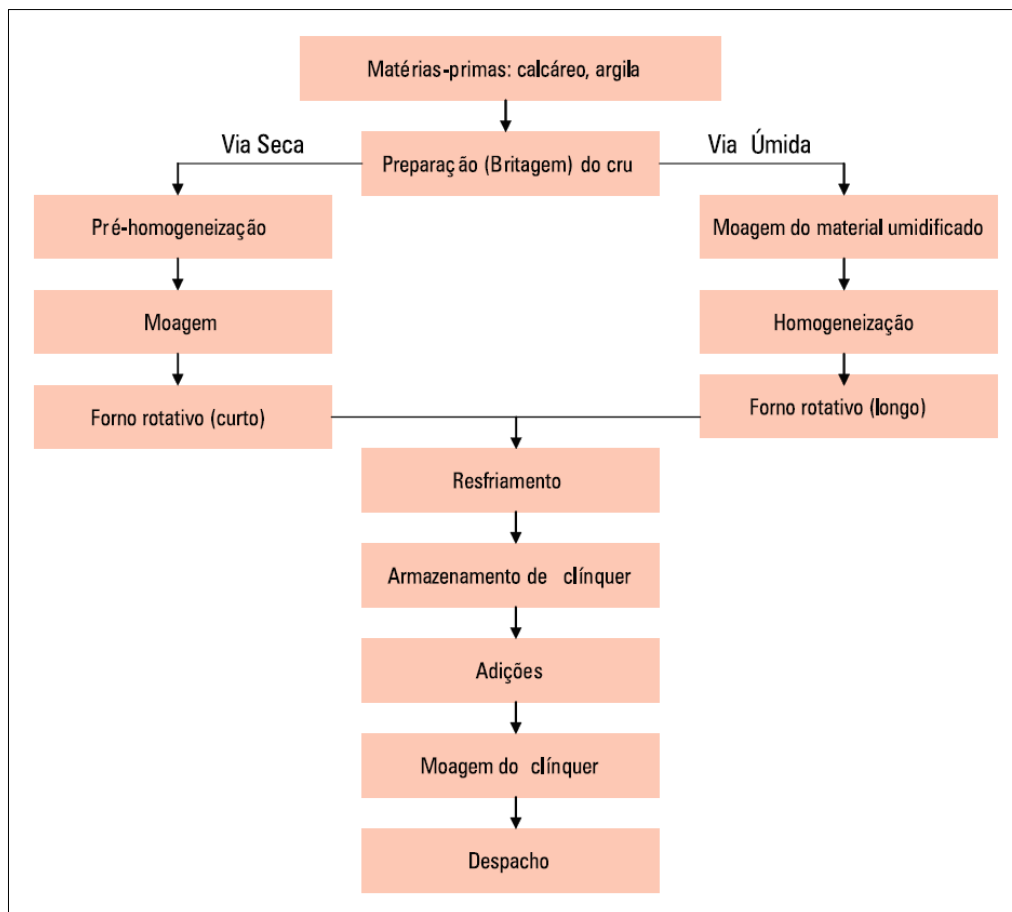


Figura 2: Representação esquemática das principais etapas das vias seca e úmida de produção de cimento.

Fonte: DORILEO *et al.* (2010).

Já as vias semiúmida e semisseca correspondem a processos com características intermediárias, tanto em relação ao teor de umidade, quanto, consequentemente, em relação à demanda energética. Na via semisseca, a farinha crua seca é pelletizada com água e transferida a um pré-aquecedor de grelha em frente ao forno ou ao forno “longo”. Já na via semiúmida, a água é removida da lama através da utilização de um filtro prensa; a torta resultante pode, então, seguir dois caminhos: ser extrusada em *pellets* e transferida a um pré-aquecedor de grelha ou ser diretamente inserida em um secador, para produção de farinha crua (KUENEN, 2016).

DORILEO *et al.* (2010) destacam que o consumo específico médio de energia térmica no processo por via úmida é de 5,02 GJ/t de clínquer, enquanto no processo por via seca é em torno de 3,35 GJ/t de clínquer. IEA (2007) corrobora estes valores, apontando consumo de cerca de 6,0 a 6,5 GJ/t de clínquer para a via úmida, 4,6 GJ/t de clínquer para a via semisseca (forno “longo”), alcançando 3,3 GJ/t de clínquer na configuração de pré-aquecedor ciclônico de 4 estágios e até 2,9 GJ/t de clínquer no caso do sistema de 6 estágios com pré-aquecedor e pré-calcinador (Tabela 1).

Tabela 1: Consumo energético (calor) de diferentes tipos de configuração de fornos e de processos de fabricação de cimento.

Processo	Consumo de energia (GJ/t clínquer)
Via úmida	5,9 - 6,7
Via seca	4,6
1 estágio preaquecedor	4,2
2 estágios preaquecedores	3,8
3 estágios preaquecedores	3,3
4 estágios preaquecedores	3,1
5 estágios preaquecedores	3,0 - 3,1
6 estágios preaquecedores	2,9

Fonte: FLSMIDTH (2006 *apud* RATHMANN, 2017).

Com relação ao consumo de energia elétrica, o perfil de distribuição para as vias seca e úmida pode ser observado na Tabela 2. De acordo com AVAMI & SATTARI (2007), no processo de via seca observa-se um maior consumo de energia elétrica para maceração da mistura a ser introduzida no forno, o que explica a maior demanda de eletricidade por parte desta via, bem como a redução da participação relativa das demais etapas do processo, quando comparada com a via úmida.

Tabela 2: Consumo total de energia elétrica e distribuição por etapa do processo para a produção de cimento pelas vias seca e úmida.

Etapa do processo	Consumo elétrico (%)	
	Via seca	Via úmida
Tratamento e moagem de matérias-primas	3,1%	3,0%
Maceração	33,8%	10,1%
Ventiladores e resfriadores	17,7%	25,3%
Coletor de poeira	4,6%	8,1%
Moagem de cimento	34,6%	45,5%
Transporte	6,2%	8,1%
TOTAL (kWh/t cimento)	130	99

Fonte: Elaboração própria a partir de AVAMI & SATTARI (2007).

RATHMANN (2017), a partir de informações disponíveis na literatura, apresenta um resumo dos principais equipamentos utilizados em cada etapa da produção de cimento, bem como dos tipos de uso final da energia demandados, apresentado na Tabela 3.

Tabela 3: Etapas do processo de produção do cimento, principais equipamentos utilizados e usos finais da energia associada à etapa/equipamento.

Etapas do processo	Principais equipamentos	Uso final da energia
Extração de matéria-prima	Britados, perfuratriz, locomotiva, caminhões, cinta transportadora	Força motriz
Britagem, depósito de calcário e argila	Britador, extrator, cinta transportadora, filtro de despoeiramento	Força motriz
Moagem e homogeneização da farinha crua	Cinta transportadora, secador, moinho etc.	Aquecimento direto, força motriz e calor de processo
Alimentação do forno	Rosca, elevador, bomba e ciclones	Força motriz
Forno rotativo	Aquecedor, ventilador, queimador, bomba e motor	Aquecimento direto, força motriz e calor de processo
Britagem do gesso e moagem do cimento	Britador, cinta transportadora, moinho, separadores	Força motriz
Ensacamento e expedição	Sistema pneumático, ensacadoras, caminhões e filtros	Força motriz

Fonte: RATHMANN (2017).

1.1. A indústria do cimento no Brasil

Segundo dados do último relatório anual publicado pela principal associação do setor, o Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC, 2013b), o qual contém as estatísticas nacionais oficiais do setor no país, o Brasil era o 5º maior produtor de cimento no mundo em 2012, com cerca de 69 Mt, atrás da China, Índia, Estados Unidos e Irã, respectivamente. Por outro lado, observa-se que a produção atingiu seu auge em 2014 (71 Mt), alcançando cerca de 61 Mt em 2020, colocando o país em posição inferior no ranking de produção (SNIC, 2021). Dados atuais de outras fontes (USGS, 2021) sugerem que o país ocupa atualmente (ano-base 2020) a 7ª posição, apresentando pequena desaceleração da produção até 2017 e nova tendência de crescimento a partir de 2019 (Tabela 4).

Tabela 4: Produção anual, em milhões de toneladas, dos principais países produtores de cimento.

Posição	Países	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
1	China	2.210	2.420	2.480	2.350	2.400	2.320	2.200	2.300	2.200
2	Índia	270	280	260	300	280	290	300	340	340
3	Vietnã	60	58	61	67	77	79	90	97	96
4	Estados Unidos	75	77	83	84	85	87	87	89	90
5	Indonésia	32	56	65	58	63	65	75	70	73
6	Turquia	64	71	75	71	75	81	73	57	66
7	Brasil	69	70	71	65	58	54	54	57	61
8	Irã	70	72	65	59	55	54	58	60	60
9	Rússia	62	66	68	62	56	55	54	56	56
10	Japão	51	57	54	55	53	55	55	53	53
11	Coreia do Sul	48	47	63	52	57	57	58	50	50
12	Egito	46	50	50	55	55	53	81	47	50

Fonte: Elaboração própria a partir de SNIC (2013b), para o ano de 2012, USGS (2021), para os anos 2013 a 2020 (exceto Brasil) e SNIC (2021), para o Brasil nos anos 2013 a 2020.

O parque produtor nacional possui uma capacidade instalada total de produção da ordem de 100 milhões de toneladas de cimento ao ano, contando com 101 fábricas produtoras de cimento distribuídas em 86 municípios e 24 estados brasileiros, controladas por 24 grupos industriais (SNIC, 2021). Entre os principais grupos industriais, destacam-se a Votorantim, que controla mais de 1/3 da produção nacional, seguida da Intercement, com cerca de 18,5% (Tabela 5).

Tabela 5: Produção de cimento por grupo industrial no Brasil para o ano de 2013.

Grupo industrial	Produção (t)	Participação
Votorantim	25.161.477	35,9%
Intercement	12.975.005	18,5%
João Santos	7.105.226	10,1%
Lafarge	5.908.073	8,4%
Holcim	4.422.130	6,3%
Ciplan	2.724.375	3,9%
Itambé	1.789.509	2,6%
Outros (estimado)	10.074.980	14,4%
TOTAL	70.160.775	100,0%

Fonte: Elaboração própria a partir de SNIC (2021).

Com relação à distribuição interna da produção brasileira de cimento, apesar da boa distribuição de jazidas e do mercado destacada por WATANABE JR. *et al.* (2016), percebe-se uma concentração da produção na região sudeste, com quase metade do total nacional. Porém, esta região concentra, também, o maior contingente populacional do país, bem como a maior parcela do consumo aparente nacional. Não obstante, a produção e o consumo de cimento no Brasil seguem um padrão regional muito semelhante, em patamares quase equivalentes, reforçando o bom acoplamento destacado por SANTOS *et al.* (2016) e WATANABE JR. *et al.* (2016) e a necessidade da redução do custo do frete, conforme observado por SNIC (2013b) (Tabela 6).

Tabela 6: Produção e consumo aparente de cimento nas regiões do Brasil para o ano de 2020.

Região	Produção (t)	Proporção produção (%)	Consumo aparente (t)	Proporção consumo (%)
Norte	2.580.190	4,2%	3.708.314	6,1%
Nordeste	12.875.039	21,1%	13.796.143	22,8%
Centro-Oeste	6.986.609	11,4%	5.694.521	9,4%
Sudeste	28.490.655	46,7%	26.571.601	43,8%
Sul	10.119.696	16,6%	10.827.814	17,9%
TOTAL	61.052.189	100,0%	60.598.393	100,0%

Fonte: Elaboração própria a partir de SNIC (2021).

O parque industrial brasileiro de produção de cimento é considerado moderno, com quase a totalidade de sua capacidade instalada (98 a 99%) correspondendo a fornos de via seca (IEA, 2007; DORILEO *et al.*, 2010; SNIC, 2010 *apud* SANTOS *et al.*, 2016), com pré-aquecedores e pré-calcinadores (KIHARA & VISEDO, 2014), e com mais de 30% de sua capacidade instalada apresentando menos de 15 anos (CNI, 2018). Neste sentido, de acordo com as informações disponíveis na literatura, o consumo específico global médio do setor no Brasil corresponde a 4,1 GJ/t de clínquer, enquanto o consumo específico térmico médio está em torno de 3,5 GJ/t de clínquer (Tabela 7) e o elétrico médio um pouco superior a 100 kWh/t de cimento (Tabela 8) (HENRIQUES JUNIOR, 2010; WATANABE JR. *et al.*, 2016; CSI, 2021).

Tabela 7: Consumos específicos de energia térmica para a produção de cimento de diferentes regiões do mundo para o ano de 2019.

Região	Consumo específico de energia térmica (GJ/t clínquer)
África	3,67
Ásia (n.i.) + Oceania	3,36
Brasil	3,54
América Central	3,70
Comunidade dos Estados Independentes	3,94
Europa	3,72
Índia	3,10
Oriente Médio	3,41
América do Norte	3,86
China + Coréia + Japão	3,14
América do Sul (exceto Brasil)	3,52

n.i. – Não identificados em outra parte.

Fonte: Elaboração própria a partir de CSI (2021).

Tabela 8: Consumos específicos de energia elétrica para a produção de cimento de diferentes regiões do mundo para o ano de 2019.

Região	Consumo específico de energia elétrica (kWh/t cimento)
África	101,52
Ásia (n.i.) + Oceania	93,51
Brasil	107,52
América Central	107,76
Comunidade dos Estados Independentes	119,69
Europa	116,34
Índia	73,08
Oriente Médio	110,02
América do Norte	135,81
China + Coréia + Japão	97,90
América do Sul (exceto Brasil)	101,43

n.i. – Não identificados em outra parte.

Fonte: Elaboração própria a partir de CSI (2021).

WATANABE JR. *et al.* (2016) destacam que quase 90% do total de combustíveis queimados em uma planta típica são utilizados para gerar calor para as reações de calcinação da matéria-prima. Já os outros 10% são utilizados para a movimentação e o transporte de materiais e para outros aquecimentos.

Porém, a energia térmica consumida durante o processo de produção, gerada pela queima de combustíveis para secagem, aquecimento e calcinação das matérias-primas, representa quase 90% do total de energia consumida. O restante corresponde ao consumo de energia elétrica, dos quais cerca de 67% são utilizados nos processos de moagem do clínquer e de matérias-primas e 33% na operação do forno, do resfriador e nos demais motores elétricos (SOARES, 1998; MARINGOLO, 2001; WATANABE JR. *et al.*, 2016).

Com relação aos combustíveis utilizados pela indústria do cimento no Brasil, HENRIQUES JÚNIOR (2010) afirma que as mudanças nos padrões de consumo têm sido radicais. No início dos anos 1970, o principal combustível consumido correspondia ao óleo combustível, com participação superior a 90% na matriz energética do setor. A década seguinte foi marcada pelo uso preponderante do carvão mineral, com participação de 40 a 50% do total, até meados dos anos 1990, quando se observa a introdução do coque de petróleo.

Nos últimos anos, este combustível passou a representar mais de 70% do consumo energético total e mais de 80% do consumo de combustíveis do setor, sendo seguido pela biomassa (resíduos de biomassa, carvão vegetal e lenha) e do grupo de coprocessamento (essencialmente, resíduos industriais e pneus usados) (WATANABE JR. *et al.*, 2016). Nota-se, também, um pequeno aumento do consumo de eletricidade na última década, para cerca de 13% (Tabela 9).

Tabela 9: Evolução da participação relativa (%) dos combustíveis no setor do cimento no Brasil, no período de 1970 a 2020.

Fontes	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Gás natural	0	0	1,66	0,29	1,74	1,02	1,48	0,58	0,53	0,26	0,09
Carvão mineral	0	0	9,15	47,77	25,73	16,00	4,30	1,57	1,23	1,59	1,61
Lenha	0	0	0	0,37	0,10	0,07	0,66	0	0	1,57	1,61
Óleo diesel	1,79	1,24	1,03	0,91	0,46	0,67	0,71	1,19	1,06	1,25	1,43
Óleo combustível	91,30	90,53	74,19	4,06	43,31	54,68	15,29	0,80	0,19	0,20	0,19
Elettricidade	6,90	8,15	10,04	10,06	11,14	12,08	11,92	12,98	13,01	13,79	13,05
Carvão vegetal	0	0	3,84	34,65	15,44	12,17	6,98	8,57	1,48	2,47	2,50
Coque de petróleo	0	0	0	0	0,15	1,09	55,30	64,82	74,28	69,39	70,16
Outras	0	0,08	0,09	1,89	1,93	2,22	3,37	9,49	8,22	9,48	9,37
Consumo total (10⁶ TEP)	1,29	2,07	2,76	2,10	2,27	2,32	3,34	2,90	4,25	4,43	4,05

Fonte: Adaptado de EPE (2021b).

É importante observar que a Lei Nº 12.305, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010) reconhece em seu artigo 9º e respectivo 1º parágrafo o coprocessamento como uma das alternativas para a destinação final dos resíduos sólidos, sendo preferível à disposição final ambientalmente adequada (por exemplo, em aterros sanitários):

Art. 9º Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

§ 1º Poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental (BRASIL, 2010).

BELATO (2013) destaca, ainda, que este reconhecimento, associado ao conceito de sistema de logística reversa (também introduzido pela PNRS), que garante o retorno dos resíduos sólidos ao local de origem, torna seu encaminhamento para uso como combustível nas fábricas de cimento uma alternativa viável para seu gerenciamento.

De acordo com o panorama do coprocessamento brasileiro mais atual disponível (ABCP, 2020), o principal resíduo sólido não derivado de biomassa utilizado como combustível pelo setor do cimento são os pneus inservíveis, seguidos pelo *blend* de resíduos industriais, a serragem impregnada com óleo, os solos contaminados, os solventes e o óleo usado (Figura 3). Os resíduos de biomassa correspondem a 4% (percentual por poder calorífico em kcal/kg) dos resíduos com potencial energético utilizados no coprocessamento.

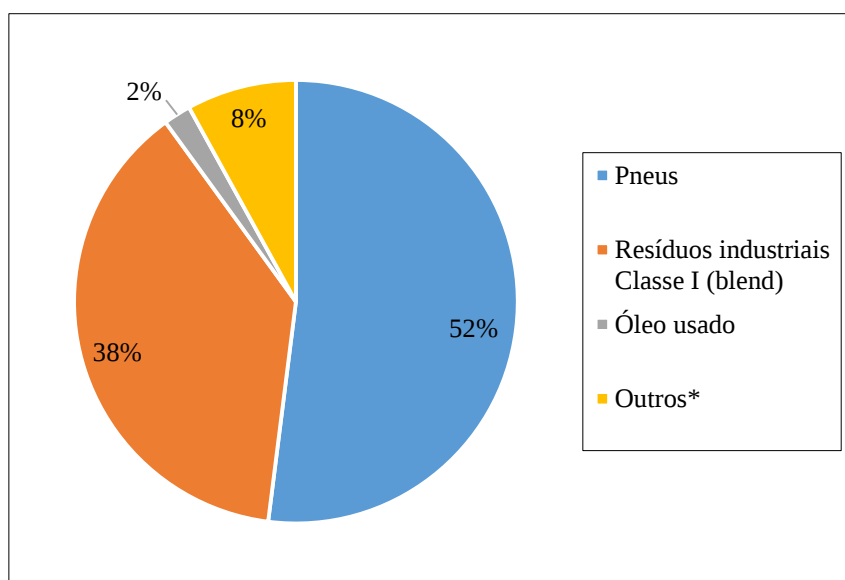


Figura 3: Distribuição dos tipos de resíduos sólidos não derivados de biomassa utilizados como combustível no setor do cimento brasileiro (percentual por poder calorífico, em kcal/kg).

* Serragem impregnada com óleo, solos contaminados e solventes.

Fonte: Adaptado de ABCP (2020).

Vale destacar que a utilização dos pneus como combustível no setor do cimento ocorre após uma etapa de trituração e de segregação magnética da parcela de aço contida nos mesmos, a qual é vendida para a indústria siderúrgica. A parcela de borracha já triturada, que contém uma quantidade residual de aço, é então encaminhada para ser utilizada nos fornos de cimento. Após a queima dos combustíveis, essa fração residual de aço acaba sendo incorporada ao clínquer, juntamente com as cinzas e outros produtos da combustão (ROCHA & LEMME, 2013).

As especificações em relação à composição do cimento, no Brasil, são determinadas pela norma ABNT NBR 16697 (ABNT, 2018). Segundo ela, os cimentos Portland são designados por seu tipo, que correspondem a adições e propriedades específicas. Com relação à composição, os cimentos Portland são classificados em 10 categorias em função das proporções de clínquer, escórias de alto forno, material pozolânico e material carbonático, como o calcário, apresentadas na Tabela 10. De acordo com CHERUBINI *et al.* (2014) e GOLDEMBERG (2016), considera-se que o conteúdo médio de gipsita (gesso, sulfato de cálcio) em todas as categorias equivale a 3,5%.

Tabela 10: Composição das categorias de cimento Portland no Brasil.

Cimento Portland ^a		Classe de resistência	Sufixo	Clínquer + sulfatos de cálcio (%)	Escória granulada de alto forno (%)	Material pozzolânico (%)	Material carbonático (%)
CP I	CP I	25, 32 ou 40 ^b	RS ^d ou BC ^e	95-100	0-5		
	CP I - S			90-94	0	0	6-10
CP II	CP II - E			51-94	6-34	0	0-15
	CP II - Z			71-94	0	6-14	0-15
	CP II - F			75-89	0	0	11-25
CP III				25-65	35-75	0	0-10
CP IV				45-85	0	15-50	0-10
CP V		ARI ^c		90-100	0	0	0-10
CPB	Estrutural	25, 32 ou 40 ^b		75-100	-	-	0-25
	Não estrutural	-	-	50-74	-	-	26-50

a. – **CP I:** Cimento Portland comum sem adições; **CP I - S:** Cimento Portland comum com adições; **CP II - E:** Cimento Portland composto com escória granulada de alto forno; **CP II - Z:** Cimento Portland composto com material carbonático; **CP II - F:** Cimento Portland composto com material pozzolânico; **CP III:** Cimento Portland de alto-forno; **CP IV:** Cimento Portland pozzolânico; **CP V:** Cimento Portland de alta resistência inicial; **CPB:** Cimento Portland branco.

b – Representam os valores mínimos de resistência à compressão aos 28 dias de idade, em MPa, conforme método de ensaio estabelecido pela ABNT NBR 7215.

c – Alta resistência inicial: apresenta, a 1 dia de idade, resistência igual ou maior que 14 MPa, quando ensaiado de acordo com a ABNT NBR 7215.

d – Resistente a sulfatos: qualquer tipo de cimento Portland que atenda aos requisitos estabelecidos no item 5.3 da ABNT NBR 16697.

e – Baixo calor de hidratação: qualquer tipo de cimento Portland que atenda aos requisitos estabelecidos no item 5.4 da ABNT NBR 16697.

Fonte: Adaptado de ABNT (2018).

O tipo de cimento Portland produzido em maior quantidade no Brasil corresponde ao CP II, com mais de 62% do total. Em seguida, aparecem os cimentos Portland tipo CP IV e CP III, representando cerca de 14% da produção nacional total. Os demais tipos de cimento Portland, CP I e CP V representam, juntos, menos de 9% da produção total.

De acordo com as estatísticas setoriais, 2008 foi o último ano em que o CPB foi produzido no país (Tabela 11).

Tabela 11: Produção anual de cimento por tipo e total produzido no Brasil.

Ano	Tipo de cimento (em mil toneladas)*					Subtotal	Ajustes**	Total
	CP I	CP II	CP III	CP IV	CP V			
2009	84	34.662	7.967	5.097	3.377	51.187	560	51.747
2010	88	38.474	8.345	6.686	4.211	57.804	1.313	59.117
2011	103	38.659	9.347	8.247	4.973	61.329	2.764	64.093
2012	98	39.743	10.000	9.612	5.580	65.033	3.776	68.809
2013	263	41.249	9.405	9.863	5.660	66.440	3.721	70.161
Participação em 2013 (%)	0,4%	62,1%	14,2%	14,8%	8,5%	100,0%	-	-

* A produção do cimento Portland branco (CPB) passou a não aparecer nas estatísticas setoriais nacionais a partir do ano de 2009.

** Dados estimados.

Fonte: Elaboração própria a partir de SNIC (2013b).

De acordo com PEREIRA *et al.* (2017), chama-se de cimento siderúrgico aquele no qual é adicionado escória de alto forno (ou siderúrgica), a qual confere ao produto final propriedades importantes para a construção de estruturas como viadutos, pontes ou portos. Já o cimento pozolânico é aquele no qual o principal aditivo é a cinza de usinas termoelétricas e de outras indústrias, a qual confere ao cimento resistência mecânica e ao ataque de água e de organismos, propriedades necessárias, por exemplo, para a construção de barragens de usinas hidroelétricas. Assim, percebe-se que parte da indústria do cimento apresenta um grau de dependência de insumos com relação a outras atividades industriais.

A Agência Internacional de Energia (IEA, 2007) explica que a disponibilidade de escória siderúrgica é limitada e que os materiais pozolânicos podem ser obtidos somente em certas regiões, o que restringe o seu uso, uma vez que o transporte de matérias-primas ou do próprio cimento por longas distâncias resultaria em uma demanda energética adicional, bem como dos custos associados, o que não é atrativo devido ao baixo valor agregado do produto final. O mesmo se aplica aos materiais utilizados em substituição aos combustíveis convencionais, utilizados em coprocessamento em

algumas plantas cimenteiras, como bagaço de cana, casca de arroz e de coco, resíduos de madeira, turfa, pneus e outros, estando ligada à área territorial na qual a mesma se localiza e à época do ano considerada (CNI/ABCP, 2012).

Neste sentido, devido aos altos custos de transporte, o cimento não sofre concorrência externa, com as transações internacionais correspondendo a menos de 5% da produção mundial (SANTOS *et al.*, 2016; WATANABE JR. *et al.*, 2016). WATANABE JR. *et al.* (2016) destacam ainda que, no Brasil, a existência de jazidas de calcário, associadas a um mercado distribuído, permite que praticamente toda a produção seja consumida internamente.

Além de diversificar as características e as conseqüentes aplicações do cimento, a variação da proporção de aditivos interfere diretamente na queima de combustíveis e nas emissões por calcinação, uma vez que podem reduzir a demanda por clínquer do processo (MCTI, 2020). A Tabela 12 mostra a variação das produções de cimento e clínquer no Brasil, bem como o conteúdo médio de clínquer no cimento produzido no país, de 1990 a 2016.

Tabela 12: Produções de cimento e de clínquer e conteúdo de clínquer no cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.

Ano	Produto		Conteúdo de clínquer no cimento
	Clinquer	Cimento	
	1.000 t		t clínquer / t cimento
1990	20.161	25.848	0,780
1991	21.458	27.490	0,781
1992	17.748	23.903	0,742
1993	18.407	24.843	0,741
1994	18.412	25.230	0,730
1995	21.071	28.256	0,746
1996	25.346	34.597	0,733
1997	27.971	38.096	0,734
1998	29.684	39.942	0,743
1999	29.941	40.234	0,744
2000	29.227	39.901	0,732
2001	27.791	39.454	0,704
2002	26.178	38.927	0,672
2003	23.681	35.122	0,674
2004	23.945	35.983	0,665
2005	26.307	38.706	0,680
2006	28.468	41.896	0,679
2007	31.768	46.551	0,682
2008	34.482	51.970	0,664
2009	34.737	51.747	0,671
2010	38.053	59.117	0,644
2011	40.780	64.093	0,636
2012	44.300	68.809	0,644
2013	46.890	70.161	0,668
2014	47.000	71.000	0,662
2015	42.500	64.600	0,658
2016	38.500	57.300	0,672

Fonte: MCTI (2020).

A partir da análise da Tabela 12, nota-se que a proporção de clínquer no cimento nacional nos últimos anos permaneceu entre 66 e 68%. Esta faixa é corroborada por PEREIRA *et al.* (2017), que afirma que o teor de clínquer no cimento brasileiro é, atualmente, de 67%. Os autores preveem, ainda, uma redução deste teor para 60%, como resultado de parte dos esforços propostos pelo setor para a mitigação de suas emissões GEE a nível nacional, para o horizonte de 2030 (PEREIRA *et al.*, 2017).

1.2. Principais poluentes emitidos pelo setor do cimento

O setor do cimento é caracterizado pelo seu elevado potencial poluidor, especificamente no que diz respeito a uma alta emissão de poluentes gasosos regulados e de material particulado, os quais irão depender das características operacionais do processo produtivo, bem como da composição química das matérias-primas e dos combustíveis utilizados. O processo de fabricação do cimento não produz resíduos sólidos, uma vez que o pó derivado das matérias-primas coletado nos sistemas de controle e as cinzas derivadas da queima de combustíveis são reintroduzidas no processo produtivo e incorporados ao clínquer, reduzindo parcialmente a demanda por recursos naturais (DORILEO *et al.*, 2010; CNI/ABCP, 2012; BELATO, 2013).

A água é utilizada basicamente para resfriamento, tanto do produto, quanto dos equipamentos utilizados e dos gases de exaustão, representando um consumo de cerca de 100 litros por tonelada de cimento. A água utilizada para o resfriamento dos equipamentos passa por separadores de óleo, sendo praticamente 100% reaproveitada e recirculada, não havendo, portanto, geração de efluentes líquidos no processo. A água utilizada para os demais resfriamentos é liberada na forma de vapor, sem nenhum contaminante (DORILEO *et al.*, 2010).

Com relação às emissões atmosféricas da indústria, aquelas geradas em maior quantidade são os gases de efeitos estufa (GEE), entre os quais se destaca o dióxido de carbono (CO_2), além dos seguintes poluentes regulados: o material particulado (MP), óxidos de enxofre (SO_x) e de nitrogênio (NO_x) e o monóxido de carbono (CO). Já entre aquelas geradas em menor quantidade, destacam-se os compostos orgânicos voláteis, a amônia, os ácidos halogenados, o cloro, os metais pesados (na forma de particulado ou de vapor), os organoclorados, como dioxinas e furanos, entre outros. As taxas de emissão estarão intimamente ligadas às matérias-primas utilizadas e, principalmente, aos combustíveis utilizados, convencionais ou alternativos (CNI/ABCP, 2012; BELATO, 2013).

1.2.1. Material particulado (MP)

O material particulado é formado por um conjunto de poluentes formados por poeira, fuligem, fumaça e qualquer material sólido e líquido que possua tamanho pequeno o suficiente para se manter em suspensão na atmosfera. São usualmente divididos em 3 categorias (CETESB, 2019; USEPA, 2019):

- Partículas totais em suspensão (PTS): apresentam diâmetro igual ou inferior a 50 μm , contendo parcela potencialmente inalável e outra parcela que pode afetar a qualidade de vida da população;
- Partículas inaláveis (MP_{10}): apresentam diâmetro igual ou inferior a 10 μm , contendo parcela que pode ficar retida no sistema respiratório superior e outra parcela com capacidade de penetração mais profunda, podendo alcançar os alvéolos pulmonares;
- Partículas inaláveis finas ($\text{MP}_{2,5}$): apresentam diâmetro igual ou inferior a 2,5 μm , podendo penetrar profundamente no sistema respiratório e alcançar os alvéolos pulmonares.

O setor do cimento é conhecido com um grande emissor de material particulado, apresentando tanto emissão fugitivas, quanto estacionárias. As principais fontes incluídas na primeira categoria são o manuseio, a moagem, a mistura e o transporte das matérias-primas, bem como a estocagem e a moagem do clínquer e do cimento, além do empacotamento do produto final. Já a segunda categoria inclui as seguintes fontes: o moinho de cru, o forno rotativo de clínquer, o resfriador e os moinhos de carvão e de clínquer (GUPTA *et al.*, 2012).

As tecnologias de controle tradicionalmente utilizadas na indústria são os filtros de manga e os precipitadores eletroestáticos, ambas possuindo até 99,99% de eficiência de remoção (SUTHERLAND, 2008).

A remoção do material particulado nos filtros de manga ocorre a partir da passagem dos gases brutos de exaustão através de um tecido filtrante, cujos poros retêm as partículas com diâmetro maior que o da malha que o compõe. O material retido forma uma espécie de tapete sobre o tecido, que funciona como suporte para ele. Estes

tipos de filtro devem ser limpos periodicamente, o que normalmente é feito mediante agitação mecânica ou inversão do fluxo de ar no equipamento (SUTHERLAND, 2008).

Já os precipitadores eletroestáticos removem o material particulado, negativamente carregado, através da aplicação de um campo elétrico, fazendo com que as partículas em suspensão sejam atraídas para o eletrodo positivo do equipamento. A retirada do material retido no interior do conjunto é realizada através de ação mecânica de um batedor (KARSTENSEN, 2010).

Um fator importante a ser considerado na definição da tecnologia de controle da emissão de MP é a grande desvantagem apresentada pelos precipitadores eletroestáticos quando comparados aos filtros de manga, pois os primeiros são desligados quando concentrações de monóxido de carbono (CO) acima de 0,5% são atingidas, a fim de se evitar explosão por ignição de CO. Este desligamento faz com que todo o MP seja emitido sem qualquer controle para a atmosfera, gerando episódios de grande impacto às comunidades próximas e ao meio ambiente (MALARD, 2016). Neste sentido, os precipitadores eletroestáticos vêm sendo substituídos por filtros de mangas nas novas instalações de cimento na Europa desde 2010 (LUIZ, 2016).

1.2.2. Óxidos de enxofre (SO_x)

Os óxidos de enxofre englobam uma grande variedade de compostos, mas somente o SO₂ e o SO₃ são considerados como gases poluentes (BELATO, 2013). Entre os compostos de enxofre emitidos, o SO₂ é o predominante (99%), sendo considerado o mais importante e utilizado como referência (“SO_x expresso como SO₂”), uma vez que o SO₃ é usualmente emitido em quantidades muito inferiores (SCHORCHT *et al.*, 2013).

Estes óxidos são gerados a partir da queima do enxofre contido nos combustíveis utilizados e de reações químicas do enxofre contido nas matérias-primas alimentadas nos fornos de cimento. Sua formação pode sofrer grande variação em função da temperatura, do nível de excesso de oxigênio, do nível de álcalis, do nível de cloro e da presença de monóxido de carbono e de outros elementos menores durante a combustão (CARPIO, 2005; BELATO, 2013).

Porém, uma parcela de até 85% do total de SO_x formado pode ser absorvida pelo próprio processo, dependendo da etapa, visto o ambiente altamente alcalino (SCHORCHT *et al.*, 2013). Neste sentido, MILLER *et al.* (2001) apresentam um resumo dos principais mecanismos de formação e remoção de SO₂ nas diferentes etapas da fabricação de clínquer (Tabela 13).

Tabela 13: Principais mecanismos de formação e remoção de SO₂ nas diferentes etapas do processo de fabricação de clínquer.

Parte da planta	Formação de SO ₂	Absorção de SO ₂
Zona de moagem de cru	Não há formação	$\text{CaCO}_3 + \text{SO}_2 \rightarrow \text{CaSO}_3 + \text{CO}_2$
Zona de pré-aquecimento	$\text{Sulfetos} + \text{O}_2 \rightarrow \text{Óxidos} + \text{SO}_2$ $\text{S orgânico} + \text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_2$	$\text{CaCO}_3 + \text{SO}_2 \rightarrow \text{CaSO}_3 + \text{CO}_2$
Zona de calcinação	$\text{S combustível} + \text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_2$ $\text{CaSO}_4 + \text{C} \rightarrow \text{SO}_2 + \text{CO}$	$\text{CaO} + \text{SO}_2 \rightarrow \text{CaSO}_3$ $\text{CaSO}_3 + 1/2 \text{SO}_2 \rightarrow \text{CaSO}_4$
Zona de queima	$\text{S combustível} + \text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_2$	$\text{Na}_2\text{O} + \text{SO}_2 + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{Na}_2\text{SO}_4$ $\text{K}_2\text{O} + \text{SO}_2 + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{K}_2\text{SO}_4$ $\text{CaO} + \text{SO}_2 + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{CaSO}_4$

Fonte: Elaboração própria a partir de MILLER *et al.* (2001).

Com relação às medidas de controle das emissões do referido poluente, CARPIO (2005) identifica que as mais simples focam na entrada do elemento no sistema (pré-combustão), através da seleção de combustíveis e matérias-primas com menores teores de enxofre e do controle do processo. Além disso, as tecnologias mais comumente utilizadas são a absorção a seco (*dry absorption*) e a depuração úmida (*wet scrubber*). A primeira consiste na adição de hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂) ao forno, alcançando uma eficiência de remoção entre 60 a 80%, enquanto a segunda consiste na lavagem dos gases exaustos com amônia (NH₃), em solução aquosa, atingindo eficiências de remoção superiores a 90% (SCHORCHT *et al.*, 2013).

1.2.3. Óxidos de nitrogênio (NOx)

Os óxidos de nitrogênio englobam uma grande variedade de compostos, mas aqueles usualmente considerados para fins de poluição e controle de emissões são o NO e o NO₂. Estes óxidos são gerados a partir de dois mecanismos principais: NOx térmico e NOx do combustível (CARPIO, 2005; JUNGBLUTH *et al.*, 2007).

O NOx térmico é o poluente predominante nesta categoria de poluentes, sendo gerado a partir da oxidação do nitrogênio atmosférico nas altas temperaturas dos fornos de clínquer. Entre os fatores que influenciam as taxas de geração do NOx térmico, destacam-se: a temperatura dos gases de exaustão, o formato da chama, a taxa de excesso de ar e o tempo de permanência na zona de queima, entre outros (SIGNORETTI, 2008; BELATO, 2013). Já o NOx do combustível é formado a partir da oxidação dos compostos nitrogenados presentes nos combustíveis utilizados, sendo diretamente dependente do teor de nitrogênio contido nos mesmos (CARPIO, 2005; BELATO, 2013).

JUNGBLUTH (2007) assume em 99% a predominância do NOx térmico em relação ao do combustível, atribuindo apenas 1% das emissões totais de NOx nos fornos de clínquer ao nitrogênio presente nos combustíveis. Calcula, com base em dados apresentados na literatura, um coeficiente de transferência do nitrogênio combustível para o NOx atmosférico (NOx-N) da ordem de 4,8%.

A respeito das medidas de controle das emissões deste poluente, BELATO (2013) identifica que as medidas mais simples têm o objetivo de reduzir a formação destes compostos, anteriormente à combustão. Estas são representadas pelo controle do processo: da introdução de combustíveis, da injeção do ar de combustão e da farinha a ser alimentada.

Uma medida mais sofisticada, ainda para controle pré-combustão, é o uso de queimadores com baixa emissão de NOx (Low-NOx Burners). Estes equipamentos retardam a combustão através do controle e adequação da entrada de ar e de combustível, alcançando reduções de emissões de até 30% (SIGNORETTI, 2008). BELATO (2013) observa que queimadores deste tipo estão presentes na indústria do cimento há mais de 4 décadas, sendo largamente utilizados na zona de queima primária

dos fornos rotativos e nos pré-calcinadores, com resultados considerados satisfatórios pelo setor.

Além das medidas de controle pré-combustão, existem duas principais tecnologias de pós-combustão, a redução seletiva catalítica (SCR) e a redução seletiva não catalítica (SNCR). Na SNCR ocorre a conversão do NO_x em água e N₂, a partir da injeção de amônia em solução aquosa ou ureia nos gases exaustos. O reagente mais utilizado na indústria do cimento para a realização deste processo é uma solução de amônia a 20%. Já a SCR possui o mesmo princípio e conversão da SNCR, mas com a adição de um agente catalizador. Diferentes compostos podem ser utilizados como catalizadores, como o dióxido de titânio, o pentóxido de vanádio e materiais a base de zeólitos. O catalizador permite que as reações ocorram em temperaturas mais baixas, não sendo consumido no processo (USEPA, 2007).

1.2.4. Monóxido de carbono (CO)

As fontes de emissão de monóxido de carbono no processo de produção do cimento são a oxidação parcial do carbono orgânico presente nas matérias-primas (como a argila) e, principalmente, a queima incompleta de combustíveis nos fornos de clínquer, representando uma perda de energia. A formação deste poluente depende de processos químicos e físicos que ocorrem durante a combustão, sendo influenciada por fatores como a concentração de oxigênio, a temperatura da chama e o tempo de permanência do gás nas zonas de alta temperatura (CARPIO, 2005; BELATO, 2013).

Usualmente, o controle de emissões de CO não é realizado através do uso de uma tecnologia ou um equipamento dedicado para tal. Na verdade, a simples operação da queima de combustíveis com excesso de ar é indicada e, normalmente, suficiente para se atingir reduções satisfatórias de emissões do referido poluente (SIGNORETTI, 2008; BELATO, 2013).

1.2.5. Outros poluentes atmosféricos

As emissões de hidrocarbonetos, como o benzeno, estão associadas à queima incompleta de combustíveis orgânicos nos fornos de clínquer, a qual ocorre quando há deficiência de oxigênio durante o processo de combustão, redução da temperatura da chama ou baixo tempo de permanência do gás nas zonas de alta temperatura. De forma geral, as medidas de controle de emissões de hidrocarbonetos são semelhantes às aquelas adotadas para o monóxido de carbono (SIGNORETTI, 2008).

O cloro presente nas matérias-primas e nos combustíveis alimentados nos fornos de cimento acabam sendo emitidos através de sua volatilização e reação com álcalis, na forma de cloretos alcalinos. Os cloretos podem interagir com os compostos orgânicos existentes nas matérias-primas ou derivados da combustão incompleta, dando origem aos compostos organoclorados, como as dioxinas e os furanos. O controle de emissões destes poluentes é normalmente realizado pela seleção do material que irá ser alimentado aos fornos rotativos (SANTI, 2003).

Alguns poluentes são emitidos em níveis de concentração traço, na ordem de microgramas por quilograma de clínquer produzido, como é o caso dos metais pesados (Hg, Pb, Cd, Tl, etc.). Sua principal fonte de emissão é a queima de combustíveis, sejam fósseis ou alternativos (CARPIO, 2005). Esta classe de poluentes pode ser dividida em 3 categorias (SCHORCHT *et al.*, 2013):

- Metais ou sais metálicos não voláteis (ex.: Ba, Be, Cr, As, Ni, V, Al, Ti, Ca, Fe, Mn, Cu e Ag): estes metais são completamente incorporados ao clínquer, sendo emitidos exclusivamente na forma de material particulado. Estas características resultam em níveis muito baixos de emissão;
- Metais ou sais metálicos semi-voláteis (ex.: Sb, Cd, Pb, Se, Zn, K e Na): devido à dinâmica de alternância de altas e baixas temperaturas do sistema do forno rotativo, estes metais realizam um processo cíclico dentro do mesmo. Normalmente, são quase completamente incorporados ao clínquer;
- Metais ou sais metálicos voláteis (ex.: Tl e Hg): estes metais podem ser emitidos na forma de vapor, junto com os gases de combustão, em especial o mercúrio. Devido ao seu maior ponto de condensação (450 a

550°C), o tálio precipita em maiores proporções, apresentando menores taxas de emissão como vapor.

Com relação às medidas de controle de emissões, SCHORCHT *et al.* (2013) informam que, como a maior parte dos metais pesados é emitida na forma de material particulado (à exceção do Hg), as estratégias de abatimento deste material irão também atuar para a mitigação das emissões dos metais. Para o caso específico do mercúrio, uma medida possível seria a redução da temperatura dos gases de exaustão.

Uma medida mais generalista seria o controle da entrada destes compostos através da seleção de combustíveis e matérias-primas com menores teores de metais, conforme pode ser realizado para o enxofre e respectivas emissões de SO_x. Outra alternativa destacada por SCHORCHT *et al.* (2013) seria a absorção através da adição de carbono ativado, em especial para o caso dos metais semi-voláteis.

1.2.6. Limites nacionais de emissões de poluentes atmosféricos pelo setor

No Brasil, a nível nacional, as emissões de poluentes atmosféricos do setor do cimento são reguladas por resoluções CONAMA. A CONAMA 382 (2006) estabelece limites para as emissões de poluentes atmosféricos por fontes fixas, contemplando as emissões de MP e de NO_x na indústria do cimento Portland (Tabela 14).

Tabela 14: Limites máximos de emissão para poluentes atmosféricos provenientes de processos de produção de cimento, conforme a resolução CONAMA 382/2006.

Equipamento	Poluente	Limite de emissão
Fornos	NOx (expresso como NO ₂)	650 mg/Nm ³ *
	MP	50 mg/Nm ³ **
Resfriadores	MP	50 mg/Nm ³
Moinhos de cimento	MP	50 mg/Nm ³
Secadores de escória e de areia	MP	50 mg/Nm ³ ***
Ensacadeiras	MP	50 mg/Nm ³

* Teor de oxigênio: 10%.

** Teor de oxigênio: 11%.

*** Teor de oxigênio: 18%.

Fonte: CONAMA (2006).

Já as resoluções CONAMA 316 (2002) e 264 (1999) dispõem, respectivamente, sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos e sobre o licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de coprocessamento de resíduos. Estas resoluções estabelecem limites de emissões de dioxinas e furanos e de outros poluentes (HCL, HF, CO, MP, THC e metais pesados), respectivamente, quando do coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer (Tabela 15).

Tabela 15: Limites máximos de emissão para poluentes atmosféricos provenientes do coprocessamento de resíduos em fornos de produção de clínquer, conforme as resoluções CONAMA 316/2002 e 264/1999.

Resolução CONAMA	Poluente	Limite de emissão	Unidade
316/2002	Dioxinas e Furanos (expressos em TEQ da 2,3,7,8 TCDD)	0,50	mg/Nm ³
264/1999	HCL	1,8 (ou 99% de redução)	kg/h
	HF	5	mg/Nm ³ corrigido a 7% de O ₂ (base seca)
	CO*	100	ppmv corrigido a 7% de O ₂ (base seca)
	MP	70	mg/Nm ³ farinha seca corrigido a 11% de O ₂ (base seca)
	THC (expresso como propano)	20	ppmv corrigido a 7% de O ₂ (base seca)
	Hg	0,05	mg/Nm ³ corrigido a 7% de O ₂ (base seca)
	Pb	0,35	
	Cd	0,10	
	Tl	0,10	
	(As+Be+Co+Ni+Se+Te)	1,4	
	(As+Be+Co+Cr+Cu+Mn+Ni+Pb+Sb+Se+Sn+Te+Zn)	7,0	

* Teor de oxigênio: 10%.

Fonte: Elaboração própria a partir de CONAMA (1999 e 2002).

1.2.7. Gases de efeito estufa (GEE)

As emissões de GEE do setor têm recebido grande destaque na literatura, dada a importância do tema das mudanças climáticas globais na academia e nos debates internacionais. Além disso, como parte das emissões da produção do cimento derivam da degradação térmica do calcário (processo de calcinação do clínquer, já apresentado), se tratando de um subproduto inevitável do processo produtivo, não existe método viável de produção sem a emissão de gás carbônico. Por estes motivos, a produção de cimento permanece como um setor importante e recebe grande destaque na ciência da

mudança do clima e nas discussões que envolvem os acordos climáticos globais (JORDAL *et al.*, 2017; JAKOBSEN *et al.*, 2017).

De maneira geral, as emissões de GEE derivadas da produção do cimento podem ser divididas em três categorias distintas (IEA, 2007; CNI/ABCP, 2012; ZHOU *et al.*, 2016; JORDAL *et al.*, 2017):

- Processo de calcinação: conforme já apresentado, a produção do clínquer, principal matéria-prima do cimento, se baseia na degradação térmica do CaCO_3 em CaO , o qual apresenta o CO_2 como subproduto;
- Queima de combustíveis: a geração de energia, seja térmica ou elétrica, ocorre a partir da queima de combustíveis, fósseis em sua maioria, e irá variar conforme o tipo e a quantidade utilizada. O carvão mineral é o mais utilizado no setor, devido à disponibilidade e aos menores preços (GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a; ROYAL DUTCH SHELL, 2016);
- Emissões indiretas: emissões derivadas do consumo de combustíveis (líquidos) em fontes móveis nas etapas de mineração/extração de insumos e do transporte de materiais, usualmente consideradas fora dos limites do escopo (abordagem setorial), além daquelas derivadas da geração da energia elétrica importada pelo setor.

Com relação à distribuição das emissões de CO_2 da indústria, a literatura aponta que cerca de 90% do total ocorre de forma direta, dentro dos limites das plantas, sendo que aproximadamente 50% é liberada durante o processo de calcinação e 40% é derivada da queima de combustíveis (fósseis) nos fornos, para geração da energia térmica necessária à clínquerização. Os 10% restantes são relativos às emissões indiretas: 5% ocorre devido ao transporte das matérias-primas, bem como devido ao funcionamento dos motores estacionários utilizados para produzir a força motriz necessária ao processo produtivo, e os outros 5% são resultantes da geração da energia elétrica consumida pelo processo (HASSAN *et al.*, 2007; BOSOGA *et al.*, 2009; BENHELAL *et al.*, 2013; LI *et al.*, 2013; IEAGHG, 2013) (Figura 4).

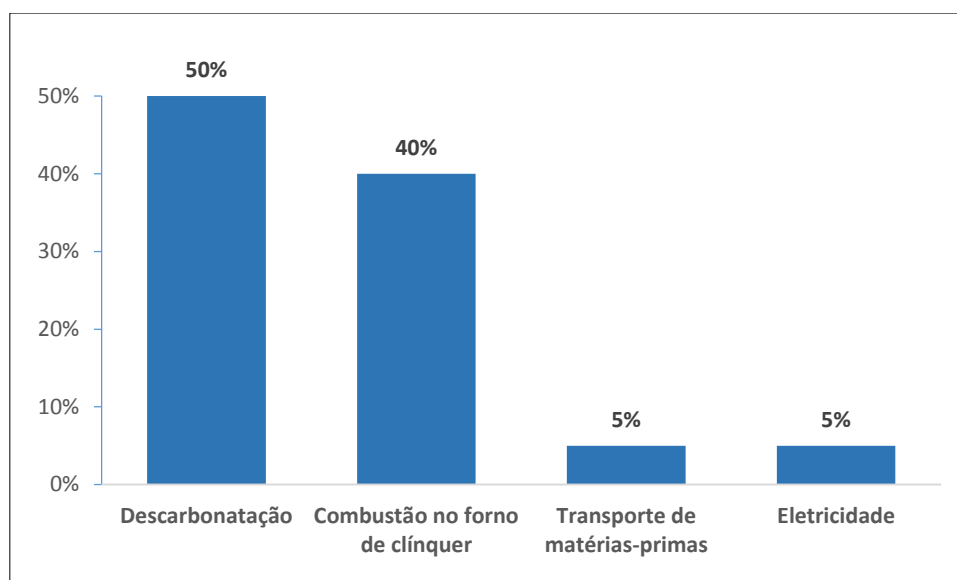


Figura 4: Fontes de emissão de CO₂ na indústria do cimento e sua participação relativa no total.

Fonte: Adaptado de CNI/ABCP (2012).

Ao se considerar somente as emissões de CO₂ que ocorrem dentro dos limites das plantas, ditas gerenciáveis, a contribuição do processo de calcinação aumenta para quase 60% do total, com pouco mais de 40% sendo relativo à queima de combustíveis (CORMOS & CORMOS, 2017; JORDAL *et al.*, 2017; BENHELAL *et al.*, 2013; STRAZZA *et al.*, 2011). Este total equivale a cerca de 0,8 toneladas de CO₂ por tonelada de cimento produzida (CNI/ABCP, 2012).

Como as emissões de gás carbônico da calcinação são derivadas quase que exclusivamente de um processo de quebra molecular cujo único produto gasoso é o gás carbônico, o efluente gasoso oriundo do processo de produção do cimento (calcinação + queima de combustíveis) apresenta maior concentração de CO₂ do que aquele resultante, por exemplo, de uma planta termelétrica convencional (ZHOU *et al.*, 2016). A concentração do primeiro gira em torno dos 22 a 28% (base molar, considerando teor médio de CaO no cimento de 64%), o que corresponde a cerca do dobro da concentração da segunda (HASSAN *et al.*, 2007), o que é interessante em termos de alternativas para a mitigação das mesmas (tratadas adiante).

Para ilustrar o já mencionado relativamente baixo valor agregado do produto final, ROYAL DUTCH SHELL (2016), em estudo de avaliação dos desafios para a

viabilização econômica de cenários de descarbonização da indústria, mostra que o setor do cimento é aquele que apresenta a maior intensidade de emissões do setor industrial, ultrapassando a marca de 7 kg CO₂/unidade monetária de valor agregado adicionado (Figura 5).

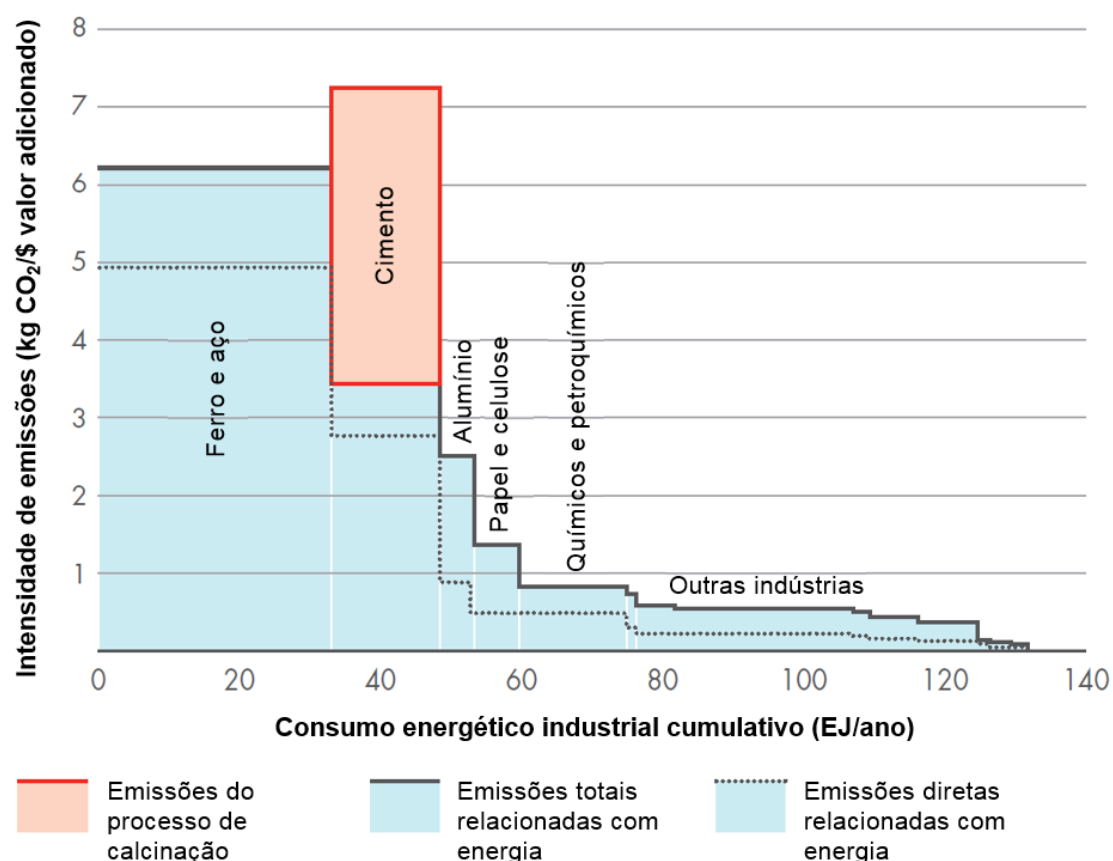


Figura 5: Intensidade de emissões CO₂ e consumo energético industrial cumulativo dos principais setores industriais da economia.

Fonte: ROYAL DUTCH SHELL (2016).

Em termos de emissões setoriais, isto é, aquelas oriundas exclusivamente do processo de calcinação (sem considerar as emissões da queima de combustíveis para geração de energia), a literatura sugere que a indústria do cimento é responsável por cerca de 5% das emissões antropogênicas globais de CO₂ (VATOPOULOS & TZIMAS, 2012; JAKOBSEN *et al.*, 2017; JORDAL *et al.*, 2017), correspondendo a segunda maior fonte emissora de origem industrial no mundo (IEA/ WBCSD, 2018).

No Brasil, as emissões de CO₂ provenientes do processo da calcinação (descarbonatação) derivado de produção do cimento são monitoradas nos Inventários Brasileiros de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Desde o início do monitoramento, para o ano-base 1990, até ano de 2014, as emissões por esta fonte apresentam um padrão aproximadamente crescente, com uma tendência de redução nos últimos dois anos disponíveis, acompanhando de forma muito próxima a variação dos níveis de produção de clínquer/cimento (Tabela 16).

Tabela 16: Emissões de CO₂ da produção de cimento (calcinação) e fatores de emissão implícitos de clínquer e de cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.

Ano	Emissões de CO ₂	Fator de Emissão Implícito	
		Clínquer	Cimento
	Gg	t CO ₂ /t produto	
1990	11.062	0,549	0,428
1991	11.776	0,549	0,428
1992	9.770	0,550	0,409
1993	10.164	0,552	0,409
1994	10.086	0,548	0,400
1995	11.528	0,547	0,408
1996	13.884	0,548	0,401
1997	15.267	0,546	0,401
1998	16.175	0,545	0,405
1999	16.439	0,549	0,409
2000	16.047	0,549	0,402
2001	15.227	0,548	0,386
2002	14.390	0,550	0,370
2003	13.096	0,553	0,373
2004	13.273	0,554	0,369
2005	14.349	0,545	0,371
2006	15.440	0,542	0,369
2007	17.200	0,541	0,369
2008	18.884	0,548	0,363
2009	19.031	0,548	0,368
2010	21.288	0,559	0,360
2011	22.496	0,552	0,351
2012	24.438	0,552	0,355
2013	25.867	0,552	0,369
2014	25.927	0,552	0,365
2015	23.445	0,552	0,363
2016	21.238	0,552	0,371

Fonte: MCTI (2020).

Porém, ao se analisar os fatores implícitos de emissão de CO₂ por nível de produção de clínquer e de cimentos, observa-se que os valores relativos ao primeiro permanecem praticamente constantes ao longo de todo o período considerado e os relativos ao segundo apresentavam um padrão decrescente até o início dos anos 2000, quando então passam a se estabilizar em um patamar aproximadamente constante (Figura 6). O MCTI justifica, em seu relatório de referência, que as adições de diferentes componentes ao cimento, em substituição ao clínquer, foram as responsáveis pelos padrões observados. A partir desta informação, associada à evidente constância do fator de emissão implícito de clínquer, pode-se também concluir que a forma de produção do clínquer sofreu pouquíssima alteração durante o período observado, sendo a variação (redução) do seu percentual no produto final o aspecto mais relevante nacionalmente.

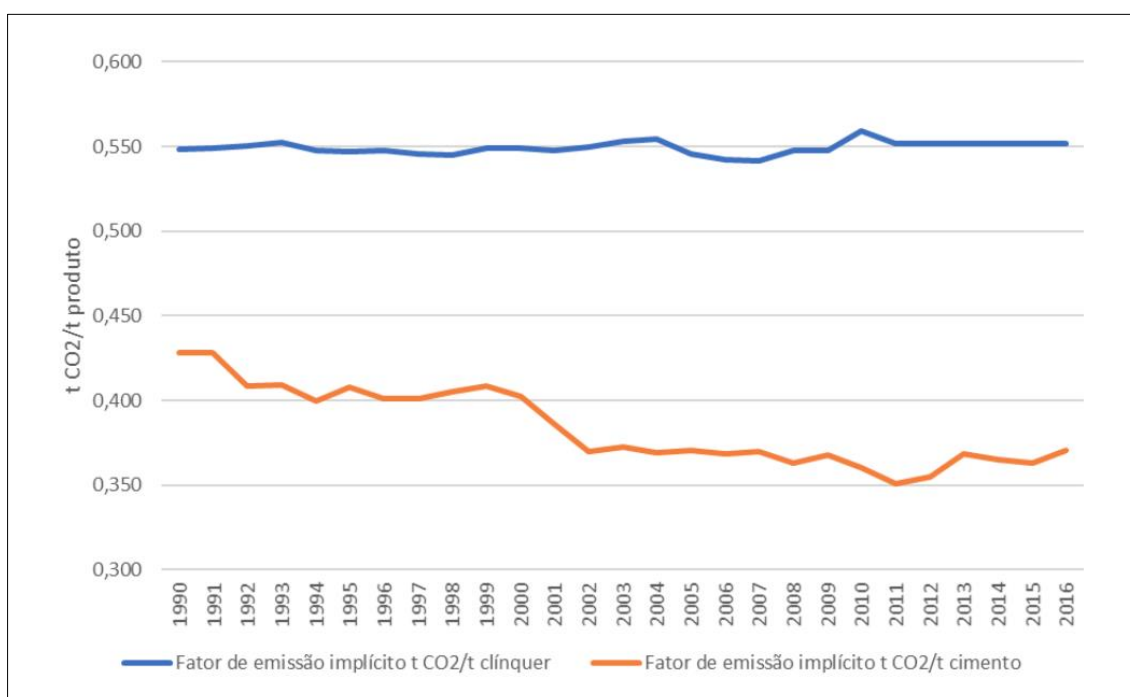


Figura 6: Variação dos fatores de emissão implícitos de clínquer e de cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.

Fonte: MCTI (2020).

Ao se avaliar, conjuntamente às emissões do processo de calcinação, as emissões de GEE derivadas da queima de combustíveis para geração de energia ao processo de

produção do cimento, observa-se que ambas seguem o mesmo padrão, também refletindo os níveis de produção de cimento. Já as contribuições de cada tipo de fonte no contexto nacional corroboram estritamente o observado na literatura internacional, de 60% para o processo de calcinação e 40% para a queima de combustíveis (Figura 7). De acordo com os dados do Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG) brasileiro, estas emissões somaram cerca de 34 Mt CO₂ em 2016, o que corresponde a cerca de 2,5% das emissões de 1,37Gt CO₂ eq estimadas para o país no referido ano (OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2018; MCTIC, 2018).

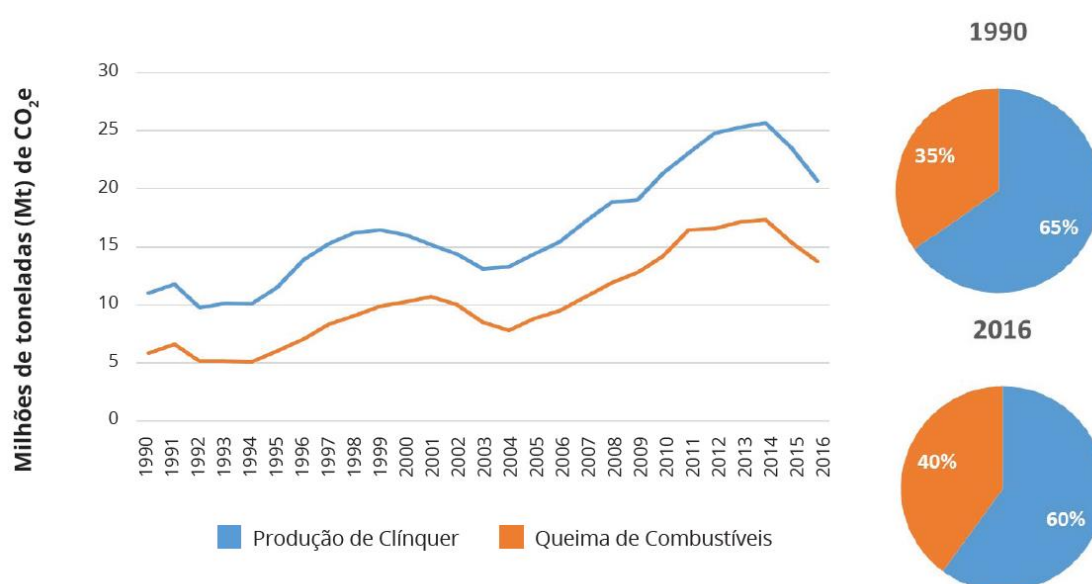


Figura 7: Variação das emissões de CO₂ e participação da produção de clínquer e da queima de combustíveis para produção de cimento no Brasil, no período de 1990 a 2016.

Fonte: OBSERVATÓRIO DO CLIMA (2018).

1.3. Principais medidas de mitigação de emissões de GEE para o setor

De maneira geral, a literatura divide as principais medidas identificadas para a mitigação de emissões de GEE oriundas da produção do cimento em 4 grandes grupos, os quais cobrem não apenas as emissões derivadas do processo de calcinação, mas

também aquelas resultantes da queima de combustíveis para geração de energia (IEA, 2007; IEAGHG, 2013; WBCSD, 2016; IEA/WBCSD, 2018; SCHAKEL *et al.*, 2018):

- Aumento da eficiência energética;
- Substituição de materiais e combustíveis convencionais por alternativos;
- Redução da proporção clínquer/cimento, através do uso de materiais alternativos; e
- Aplicação de novas tecnologias.

1.3.1. Aumento da eficiência energética

Conforme já apresentado anteriormente, o aumento da eficiência energética pode ser alcançado através da alteração do tipo de processo por vias úmida, semiúmida e semiseca para a via seca, além da otimização técnica do processo de produção por via seca: aumento do número de estágios do pré-aquecedor ciclônico e adição de um pré-calcinador, conforme exposto na Tabela 1. Além disso, a partir de extensa revisão bibliográfica, RATHMANN (2017) identifica as melhores tecnologias disponíveis aplicáveis aos processos produtivos do setor, bem como seu potencial de conservação de energia, resumidas na Tabela 17. Estes equipamentos mais eficientes podem ser instalados e substituídos em plantas existentes, através do *retrofitting*, ou implantados em novas fábricas de cimento.

Tabela 17: Melhores tecnologias disponíveis e potenciais de redução do consumo de energia térmica e elétrica para o setor do cimento.

Melhor Tecnologia Disponível	Potencial de redução do consumo de energia	
	Térmica (MJ /t clínquer)	Elétrica (kWh /t clínquer)
Controle e otimização de processo na produção de clínquer	50 a 100	0 a 1
Refratário no forno de clínquerização para redução de perda de calor	120 a 400	-
Modificação nos preaquecedores	-	0,12 a 4,4
Elevadores de caneca para alimentação do forno	-	2,5 a 2,9
Moinhos de rolos verticais para moagem	-	10 a 32
Ventiladores de alta eficiência para preaquecedores	-	0,3 a 0,7
Prensa de rolos de alta pressão	-	7 a 15
Inversores de frequência para resfriadores de clínquer	-	0,04 a 0,17
Preaquecedor com alta taxa de transferência de calor	626 a 2850	-
Recuperação de calor para produção de energia elétrica	-	8 a 45
Melhorias no sistema de combustão	8%	-
Refrigeradores de grelha de alta eficiência	100 a 300	1 a 6
Moagem de cimento	-	10 a 25
Motores de alta eficiência	-	3% a 8%
Vedação adequada dos fornos	0,042	-
Silo gravitacional para homogeneização	-	1 a 2,5*
Separadores e classificadores de alta eficiência para moagem do carvão	-	1,7**
Adoção de fornos de corrente alternada	-	0,55 a 3,9
Manutenção preventiva	-	3
Variadores de velocidade	-	6 (7% a 60%)

* kWh/t farinha crua processada.

** kWh/t carvão processado.

Fonte: Elaboração própria a partir de RATHMANN (2017).

A esse respeito, a IEAGHG (2013) argumenta que uma parcela importante da produção mundial de cimento (36%) não é realizada em instalações equipadas com a tecnologia do pré-calcinador e não opera conforme as práticas consideradas estado da arte. Adiciona que, apesar de um grande número de plantas equipadas com tecnologias ditas atuais terem sido construídas desde meados da década de 90, principalmente em países emergentes, ainda há uma quantidade significativa de plantas com processos e equipamentos obsoletos em operação no mundo. Assim, concluem que, apesar de existir um potencial de otimização energética e de redução de emissões de GEE no setor, os mesmos são limitados, visto que uma mudança fundamental das tecnologias atuais de

produção de cimento que resultem na redução do consumo energético específico é improvável.

No Brasil, conforme já mencionado, o parque industrial é moderno e um dos mais eficientes do mundo, fazendo com que a aplicação desta medida seja ainda mais limitada do que no cenário mundial. Considerando o teto de emissões previstos para o setor no horizonte de 2030 na Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) do Brasil, de 29.304 kt CO₂ eq, e um cenário econômico *Business-as-usual* para o mesmo horizonte, que estima as emissões totais do setor em cerca de 31.519 kt CO₂ eq, PEREIRA *et al.* (2017) preveem a necessidade de redução de emissões na ordem de 2.214.887 t CO₂ eq (redução de cerca de 7%). Entre as 3 medidas de mitigação propostas para o setor (uso de combustíveis e matérias-primas alternativas, substituição de clínquer e aumento da eficiência energética), estima-se que o aumento da eficiência energética contribua com 5% do total de reduções previstas, que se traduz em uma redução real de apenas 0,35% (110.744 t CO₂ eq) em relação ao nível de emissões projetado para 2030 no referido cenário.

1.3.2. Substituição de materiais e combustíveis convencionais por alternativos

A utilização de insumos alternativos é capaz de contribuir tanto para reduções da emissão de CO₂ do processo de calcinação, quanto daquelas relacionadas à queima de combustíveis. A distinção entre materiais e combustíveis na indústria do cimento nem sempre é clara, visto que alguns insumos possuem poder calorífico recuperável e teores de minerais aproveitáveis na matriz de clínquer, que são incorporados através da reintrodução das cinzas no processo produtivo (WBCSD, 2014).

O uso de materiais já descarbonatados para a produção da mistura a ser calcinada, como resíduos derivados de concreto reciclado ou fibrocimentos e outros materiais como escória siderúrgica e cinzas volantes, resultam em reduções de emissões CO₂, visto que estas já foram contabilizadas nos processos anteriores que deram origem aos mesmos. No entanto, vale lembrar novamente que a disponibilidade destes materiais é um fator importante a ser observado, de tal forma que se considera mais interessante

utilizá-los como substitutos de clínquer na etapa à jusante do processo produtivo, de dosagem do cimento, pois permite alcançar maiores potenciais de redução de emissões (IEAGHG, 2013).

Com relação ao uso de combustíveis alternativos, a substituição daqueles convencionais, de origem fóssil, pelo aproveitamento energético de resíduos ou pela biomassa representam oportunidades de redução de emissão de GEE. Tais oportunidades são devidas aos menores fatores de emissão por energia produzida apresentados por estes últimos em relação aos combustíveis fósseis e às frações de biomassa contidas nos combustíveis alternativos, que são contabilizadas com fator de emissão de CO₂ igual a zero (IEA, 2007; CNI/ABCP, 2012; IEAGHG, 2013). Segundo PEREIRA *et al.* (2017), neste ponto o mapa tecnológico do setor do cimento que está sendo desenvolvido para o Brasil está alinhado ao exposto na literatura, considerando o uso de matérias-primas alternativas como substitutos de clínquer (e não adicionados à mistura a ser calcinada) e o uso de combustíveis alternativos, em especial biomassa e resíduos para coprocessamento, em substituição aos combustíveis fósseis.

No caso do coprocessamento energético dos resíduos, urbanos ou industriais, também há oportunidades no que diz respeito à destinação final dos mesmos e à redução dos custos de produção do setor, além de reduções adicionais de emissões de GEE ao se considerar suas destinações tradicionais, aterros ou incineradores (IEA, 2007; CNI/ABCP, 2012). Entre os outros benefícios do uso energético destes materiais, destacam-se: a redução da demanda por recursos naturais, destruição de compostos orgânicos presentes nos resíduos, destruição de parte dos poluentes usualmente presentes nos gases de exaustão (como CO e outros), neutralização de potenciais componentes ácidos nos gases de exaustão (devido ao ambiente alcalino no forno rotativo), captura de parte dos metais pesados presentes nos gases de exaustão no clínquer, entre outros (IEAGHG, 2013; WBCSD, 2014).

ECRA/CSI (2017) destaca que o uso destes combustíveis alternativos é viável sob uma perspectiva tecnológica, sejam eles resíduos, cultivos de biomassa de crescimento rápido (como certos tipos de lenha, gramíneas e/ou algas) ou materiais totalmente compostos por biomassa residual (como madeira de demolição, resíduos florestais, serragem e lodo de esgoto), podendo suprir potencialmente 100% da demanda térmica de uma planta de cimento.

Os principais resíduos usualmente coprocessados nos fornos de clínquer estão listados abaixo (IFC, 2017; IEA/WBCSD, 2018):

- Resíduos industriais perigosos, frequentemente utilizados na forma de *blends*, como solventes degradados, resíduos oleosos, efluentes e borras industriais, resíduos de tinta, resíduos das indústrias química, farmacêutica e de cosméticos, entre outros;
- Resíduos industriais e comerciais não-perigosos, como embalagens em geral (papel e madeira), plásticos, borrachas, alimentos, resíduos das indústrias têxtil e automotiva, etc.;
- Pneus inservíveis;
- Resíduos sólidos urbanos;
- Lodo de esgoto; e
- Resíduos agropecuários.

No entanto, nem todos os tipos de resíduos podem ser coprocessados. As boas práticas internacionais do setor não recomendam o uso energético de resíduos radioativos, eletroeletrônicos, de baterias, corrosivos, explosivos e munição, com amianto, hospitalares, além daqueles com a composição desconhecida, inclusive resíduos sólidos urbanos brutos (WBCSD, 2014). No caso brasileiro existe legislação nacional específica, alinhada a tais recomendações, que proíbe o uso dos seguintes resíduos: domiciliares brutos, de serviços de saúde, radioativos, explosivos, organoclorados, agrotóxicos e afins (CONAMA, 1999).

Além disso, há limitações de ordem técnica para o uso de certos resíduos. Este é o caso dos materiais orgânicos, cujo poder calorífico tipicamente se encontra na faixa de 10 a 18 GJ/t. Há restrições para sua utilização no maçarico principal dos fornos de cimento, visto a necessidade de que a mistura de combustíveis a ser alimentada apresente um poder calorífico na faixa de 20 a 22 GJ/t. Neste sentido, o pré-calcinador dos fornos modernos, onde até 60% do combustível é fornecido, permite a alimentação destas misturas com baixo poder calorífico, tornando viável o uso das mesmas em ordens superiores a 60% dos combustíveis totais (ECRA/CSI, 2017; IEA/WBCSD, 2018).

Há, também, limitações técnicas a respeito dos teores de cloro e elementos-traço, como os metais pesados. Em alguns casos, o uso de combustíveis alternativos com baixo poder calorífico e altos teores de cloro irá exigir um sistema de *by-pass*, através do qual a fração gasosa com a maior concentração de cloro pode ser expurgada. Como tal purga representa uma perda de calor (gás aquecido), leva ao aumento da demanda térmica específica e a geração de poeira de *by-pass* (*by-pass dust*), que deverá ser coletada, reinserida no processo ou destinada adequadamente como resíduo. Por isso, o uso de certos tipos de resíduos deve ser avaliado e irão requerer um maior controle e ajustes do processo produtivo (IEAGHG, 2013; WBCSD, 2014; ECRA/CSI, 2017).

IEAGHG (2013) argumenta que existe um conhecimento necessário para a adaptação do processo de produção às diferentes características dos combustíveis alternativos, que pode ou não estar disponível em algumas regiões do mundo ou empresas. Além disso, o uso destes combustíveis apresenta o potencial de resultar em alguns investimentos adicionais, principalmente em armazenamento e manuseio, e em um aumento do consumo de energia, especialmente no caso de necessidade de pré-tratamento dos mesmos (PEREIRA *et al.*, 2017; IEAGHG, 2013). Vale lembrar, também, que, conforme já observado, o uso destes insumos alternativos pode estar limitado à sua disponibilidade em termos de área territorial e de sazonalidade (CNI/ABCP, 2012).

Para o caso brasileiro, PEREIRA *et al.* (2017) avaliam que investimentos em instalações para comportar o uso de combustíveis alternativos não seriam necessários em muitos casos de usinas já existentes. Além disso, o país se destaca por ser aquele no qual mais se utiliza biomassa para a produção de cimento (CNI/ABCP, 2012). Considerando o teto de emissões previstos para o setor no cenário econômico *Business-as-usual* para o horizonte de 2030 na NDC do Brasil, estima-se que a substituição dos combustíveis convencionais (fósseis) pelos alternativos contribua com 25% do total de reduções pretendidas, que se traduz em uma redução de 1,76% (553.722 t CO₂ eq) em relação ao nível de emissões projetado (PEREIRA *et al.*, 2017).

Neste sentido, GOLDEMBERG (2016), com base em informações obtidas junto a entidades setoriais nacionais (ABCP, SNIC) e internacionais (CSI), apresenta uma previsão das taxas de substituição térmica pelo uso de combustíveis alternativos na indústria do cimento brasileira para os horizontes de 2030 e 2050. De acordo com as

projeções realizadas pelo referido autor, espera-se a eliminação do uso do carvão vegetal com o concomitante início e progressivo aumento do uso de resíduos industriais não-perigosos, resíduos sólidos municipais e lodo de esgoto doméstico como fontes de energia térmica (Tabela 18).

Tabela 18: Previsão da taxa de substituição térmica pelo uso de combustíveis alternativos na indústria do cimento brasileira.

Combustíveis alternativos	2014	2030	2050
<i>Resíduos</i>	8,1%	29,3%	43,8%
Resíduos industriais não-perigosos	0,0%	11,4%	17,4%
Resíduos industriais perigosos (<i>blend</i>)	3,5%	3,1%	4,0%
Pneus	4,6%	4,9%	5,1%
Resíduos sólidos municipais	0,0%	9,9%	17,3%
<i>Biomassa</i>	6,7%	5,4%	11,1%
Carvão vegetal	6,0%	0,0%	0,0%
Lodo de esgoto doméstico	0,0%	2,4%	7,4%
Biomassa (agricultura)	0,7%	3,0%	3,7%
Taxa de substituição (total)	15%	35%	55%

Fonte: Adaptado de GOLDEMBERG (2016).

1.3.3. Redução da proporção clínquer/cimento

Conforme já apresentado, o cimento é uma mistura de clínquer, que corresponde ao material produzido nos fornos, e outros aditivos. Assim, a redução da proporção de clínquer no cimento e sua substituição por outros materiais já descarbonatados corresponde a uma medida com a capacidade de não apenas reduzir as emissões de GEE derivadas da descarbonatação do calcário, mas também de reduzir a demanda energética do processo de produção de cimento pelo deslocamento (redução) da necessidade de calcinação, etapa em que ocorre o consumo de calor (IEA, 2007; IEAGHG, 2013). Além destes benefícios, CNI/ABCP (2012) defende que o aumento de sua adição diversifica as aplicações do cimento.

Os principais substitutos de clínquer são a escória de alto forno (siderúrgica), as cinzas volantes (como material pozzolânico) e o calcário “cru”, além do gesso (gipsita). Os dois primeiros materiais são considerados resíduos de outros processos industriais,

siderurgia e geração termoeleétrica a carvão mineral, respectivamente (IEA, 2007; IEAGHG, 2013). No entanto, IEA/WBCSD (2018) destaca que a grande variação da qualidade das cinzas volantes restringe seu uso no setor do cimento, o qual é estimado em 5% da produção global de cimento. Além disso, ECRA/CSI (2017) adiciona que o teor de cinzas volantes adicionadas a cimentos são normalmente limitadas entre 25 e 35% (massa) para garantia do desempenho técnico.

As penalidades energéticas (térmica e elétrica) derivadas do uso da escória de alto forno e das cinzas volantes no cimento, relacionadas à secagem, moagem e mistura, são compensadas pela economia de energia resultantes da menor necessidade de clínquer. Além disso, no caso dos cimentos contendo altas proporções destes materiais, o produto final apresenta maior resistência de longo prazo e, no caso da escória siderúrgica, menor susceptibilidade à penetração de agentes corrosivos (ECRA/CSI, 2017).

Outros materiais utilizados como substitutos de clínquer incluem os materiais pozzolânicos naturais, a argila calcinada e o próprio calcário cru. Os primeiros incluem uma diversidade de depósitos vulcânicos e rochas sedimentares com composição determinada, bem como certos resíduos agrícolas (como cinzas de casca de arroz) e sílica ativa, ou *silica fume* em inglês, um resíduo da produção de ligas de sílica e ferro-sílica, que podem ou não ser submetidos a um tratamento térmico (calcinação). De forma geral, os materiais pozzolânicos são ricos em compostos silicosos ou sílico-aluminosos e contribuem para a resistência mecânica do cimento (IEAGHG, 2013; ECRA/CSI, 2017).

O tratamento térmico de materiais pozzolânicos naturais pode aumentar sua reatividade, mas podem levar ao aumento do consumo térmico do processo na ordem de até 5% (aumento de 0,15 GJ/t cimento em uma planta de referência de 2,64 GJ/t cimento). Este é o caso da argila calcinada, que corresponde a argila comum submetida a secagem, moagem e calcinação (ECRA/CSI, 2017).

Já o uso do calcário cru resulta em cimentos de menor demanda de água e com melhor trabalhabilidade, mas não contribuem para sua resistência mecânica. Seus teores estão usualmente em torno da faixa de 25 a 35%, mas valores até 50% são possíveis, desde que associadas certas medidas adicionais nas etapas de produção do cimento e de uso do concreto (IEAGHG, 2013; ECRA/CSI, 2017). É importante lembrar que,

conforme observado, o uso destes referidos materiais substitutos de clínquer é especificado por normas ABNT e limitado pela sua disponibilidade.

A IEA (2007) destaca que, no mundo, o teor médio de clínquer no cimento varia entre 70 e 95% (massa/massa) em 2007, dependendo do tipo de cimento Portland produzido. O setor reduziu a média global em ritmo acelerado, atualmente atingindo os 65% (IEA/WBCSD, 2018). No caso brasileiro, a CNI/ABCP (2012) pondera que, devido a já utilização histórica destas adições no setor, o país ocupava posição de referência internacional na busca por cimentos com menor emissão. Conforme visto, o valor médio do teor de clínquer no cimento está atualmente em torno dos 67%, o que sugere que a indústria de cimento brasileira não só foi alcançada pela indústria global como começa a ficar para trás.

Apesar do teor médio de clínquer no cimento brasileiro estar atualmente próximo do teor médio global, PEREIRA *et al.* (2017) preveem uma redução deste valor para 60% no horizonte de 2030. Considerando o teto de emissões previsto para o setor no cenário econômico *Business-as-usual* para o mesmo horizonte na NDC do Brasil, estima-se que esta redução e substituição do clínquer por aditivos alternativos contribua com 70% do total de reduções necessárias, que se traduz em uma redução de 4,92% (1.550.421 t CO₂ eq) em relação ao nível de emissões projetado.

Estes e outros autores (PUNHAGUI *et al.*, 2018; VISEDO & PECCHIO, 2019) argumentam, ainda, que a adição de certos substitutos de clínquer, como o fíler calcário (ou pó de calcário), poderia ser aumentada em relação à situação atual. Para tal, identificam que a principal barreira são os padrões normativos atuais do cimento estrutural no Brasil, que limitam sua proporção a 25%, dependendo do tipo de cimento (Tabela 10), enquanto a literatura aponta a possibilidade de aumento para até 40% da composição do produto final. Neste sentido, PUNHAGUI *et al.* (2018) sugerem que para escalar o percentual de participação do fíler calcário para valores acima dos 30%, ainda é necessário o desenvolvimento de pesquisas adicionais, especialmente sobre a robustez do sistema. No entanto, afirmam também que estas soluções já estão a caminho.

1.3.4. Novas tecnologias

Além dos principais grupos de medidas apresentados, a literatura aponta, também, alternativas de mitigação tratadas como disruptivas ou inovadoras, como a plantação de culturas/florestas energéticas (PEREIRA *et al.*, 2017) e do uso de biomassa de algas como combustível (CNI/ABCP, 2012), o desenvolvimento de novos tipos de cimentos (GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a) ou a aplicação de novas tecnologias no setor. No entanto, a tecnologia que mais recebe destaque na literatura, é a captura e o armazenamento de carbono (ou *carbon capture and storage*, CCS). Ela consiste na purificação e captura de gás carbônico, com seu posterior transporte e armazenamento no subsolo, em reservatórios geológicos apropriados (HO *et al.*, 2011).

Alguns autores defendem que a implantação desta tecnologia no setor do cimento é determinante para reduções de emissões mais substanciais e essencial para limitar o aumento da temperatura média global em 2°C, conforme estabelecido pelo Acordo de Paris. CORMOS & CORMOS (2017) justificam que, apesar dos esforços já realizados pela indústria no sentido de reduzir suas emissões, os mesmos contribuem apenas de forma parcial, visto que o potencial de abatimento é limitado.

SCHAKEL *et al.* (2018) afirmam que, em cenários de mitigação de emissões para o horizonte de 2050, as medidas de aumento de eficiência energética, uso de combustíveis alternativos e redução da proporção de clínquer no cimento seriam capazes de reduções da ordem de apenas 20 a 25% para a produção de cimento. O uso da tecnologia do CCS no setor permitiria maiores níveis de redução, uma vez que poderia levar à remoção tanto das emissões de processo quanto das emissões relacionadas à geração de energia (ROYAL DUTCH SHELL, 2016).

Existem três rotas tecnológicas básicas de captura de CO₂ em processos intensivos em energia: pré-combustão, pós-combustão e oxi-combustão. A pré-combustão se caracteriza pela separação do CO₂ após a gaseificação do combustível, anterior à queima propriamente dita do mesmo. Na pós-combustão, ocorre a separação do CO₂ diluído nos gases exaustos, após a queima, tipicamente a partir do uso de um solvente. Já a rota de oxi-combustão é caracterizada pela purificação do ar destinado à queima, fazendo com que o processo de combustão ocorra em um ambiente rico em O₂ e

resultando em um gás exausto concentrado em CO₂ (IPCC, 2005; BOHM *et al.*, 2007; ROCHEDO *et al.*, 2016).

Para a indústria do cimento, a pré-combustão é a menos interessante, podendo ser até excluída do grupo das rotas tecnológicas com potencial de aplicação no setor, uma vez que não é capaz de capturar o CO₂ derivado do processo de decomposição mineral (ou calcinação), o qual, como já visto, corresponde a mais da metade das emissões geradas. Por outro lado, a rota de oxi-combustão, apesar de capaz de capturar o CO₂ gerado em ambas as fontes, requer certo nível de *retrofitting* para adaptação do processo de produção do clínquer. Já a rota de pós-combustão também é capaz de capturar o CO₂ de ambas as fontes e não requer alterações significativas no processo e no desenho da planta, apesar de sua eficiência ser intimamente relacionada à remoção de certos componentes dos gases exaustos (IEAGHG, 2013; CORMOS & CORMOS, 2017).

Entretanto, para o caso brasileiro, a CNI/ABCP (2012) avalia que a utilização da tecnologia de CCS no setor ainda é inviável. Este panorama é corroborado no documento-base para subsidiar a NDC do Brasil, no qual PEREIRA *et al.* (2017) argumentam que o desenvolvimento de plantas com medidas que permitam o uso da referida tecnologia demanda um prazo de implantação considerável, desde a fase de desenvolvimento de projeto, até implantação e início de projeto. Afirmam, assim, que o próprio setor conclui que o horizonte de 2030 não é compatível com sua adoção.

2. A AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV)

2.1. Conceito de ACV

A ACV é uma metodologia estruturada, abrangente e internacionalmente padronizada utilizada para avaliar impactos sobre o meio ambiente, a saúde e a depleção de recursos associados a qualquer bem ou serviço, denominados conjuntamente de produtos. Muito recomendada e utilizada na literatura, oferece uma abordagem holística e ampla compatível com a realização de uma avaliação ambiental efetiva, considerando todas as entradas e saídas (consumo de recursos e emissões) associadas a um sistema ou produto (ABNT, 2009a, 2009b; EC, 2010a, 2012; HOSSAIN *et al.*, 2017).

Representa, assim, a uma ferramenta importante e vital para suporte à tomada de decisão, capaz de complementar outros métodos de gestão ambiental, igualmente necessários na busca por padrões de consumo e produção mais sustentáveis (EC, 2010a).

A avaliação de ciclo de vida corresponde a uma análise quantitativa dos aspectos e impactos ambientais potenciais resultantes do funcionamento ou produção do sistema ou produto objeto do estudo, ao longo de todo o seu ciclo de vida, contemplando desde a aquisição de matérias-primas, produção em si, uso, até o tratamento pós-consumo, incluindo a destinação e a disposição final deste produto (ABNT, 2009a; FINNVEDEN *et al.*, 2009; EC, 2010a; HELLWEG & MILÀ I CANALS, 2014). Apesar do foco atual dos estudos de ACV ser predominantemente os impactos ambientais resultantes, impactos sociais ou econômicos podem também ser considerados (HAUSCHILD *et al.*, 2018b).

De acordo com a ISO 14040 (ABNT, 2009a), a realização de um estudo de ACV pode trazer subsídios para identificar oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos em diferentes sítios dos seus ciclos de vida; nivelamento de informações disponíveis à tomada de decisão na indústria, no governo ou nas organizações não-governamentais; selecionar os indicadores de desempenho ambiental mais relevantes para um determinado produto, incluindo suas técnicas de medição; definição de estratégias de marketing e de propaganda, como a implementação de esquema de rotulagem ambiental ou a elaboração de declaração ambiental de produto.

Uma avaliação de ciclo de vida apresenta as seguintes características ou princípios fundamentais (ABNT, 2009a):

- Perspectiva de ciclo de vida: frequentemente, o objeto de estudo de uma ACV é um produto físico e o termo “sistema de produto” é utilizado para refletir a perspectiva de ciclo de vida, na qual são considerados todos os processos necessários para a materialização da função do produto (BJØRN *et al.*, 2018d). Estes processos contemplam desde a extração e/ou aquisição de matérias-primas, produção de energia e materiais, manufatura, uso e tratamentos de fim de vida útil, conforme indicado.
- Foco ambiental: o foco principal da ACV são os aspectos e impactos ambientais de um sistema de produto, estando os aspectos e impactos sociais e econômicos usualmente fora do escopo da metodologia. No entanto, isso não significa que outras ferramentas e metodologias não possam ser combinadas para a realização de avaliações mais abrangentes (ABNT, 2009a; HAUSCHILD *et al.*, 2018b).
- Abordagem relativa e unidade funcional: a ACV apresenta uma abordagem relativa, sendo estruturada em referência a uma unidade funcional, a qual definirá o que está sendo estudado. As análises derivadas do estudo de ACV são, assim, relativas à unidade funcional definida, visto que todas as entradas e saídas, bem como os resultados da AICV, estarão relacionados à mesma (ABNT, 2009a). BJØRN *et al.* (2018d) adicionam que esta abordagem possui uma natureza quantitativa, o que implica que a ACV pode ser utilizada para realização de comparações diretas dos impactos ambientais resultantes de diferentes processos e sistemas de produto. Complementam, ainda, que as quantificações geralmente objetivam o uso de “melhores aproximações”, o que significa que valores médios dos parâmetros envolvidos na modelagem podem ser utilizados de forma consistente.
- Abordagem iterativa: como as fases individuais de uma ACV utilizam os resultados das outras fases anteriores, a avaliação de ciclo de vida é uma técnica reconhecidamente iterativa. A iteratividade dentro e entre as fases

da metodologia subsidia a completeza e a consistência dos resultados obtidos, bem como do estudo como um todo (ABNT, 2009a).

- **Transparência:** pelo fato da ACV corresponder a uma técnica inerentemente complexa, a transparência assegura uma interpretação adequada dos resultados, além da reprodutibilidade do estudo em si (ABNT, 2009a).
- **Completeza:** ao considerar todos os atributos e aspectos do ambiente natural, da saúde humana e dos recursos dentro do mesmo estudo, a ACV é capaz de identificar e avaliar potenciais compromissos (ABNT, 2009a). O principal motivo para a consideração destes diferentes meios é que assim pode-se evitar a migração de impactos de uma dimensão ambiental para outra, o que também justifica a adoção da perspectiva de ciclo de vida (EC, 2010a; BJØRN *et al.*, 2018d).
- **Prioridade da abordagem científica:** a natureza quantitativa da ACV tem como base as ciências naturais, visto que as entradas e as saídas são usualmente baseadas em medições ou balanços de massa nos processos de interesse. Assim, os modelos que correlacionam o consumo de recursos e as emissões derivadas aos impactos derivam de comprovações científicas, convenções internacionais ou, na ausência destes, de escolha de valores (ABNT, 2009a; BJØRN *et al.*, 2018d).

Conforme padronização internacional estabelecida na ISO 14040 (ABNT, 2009a), um estudo de ACV inclui quatro fases: a) definição de objetivo e escopo; b) análise de inventário (de ciclo de vida – ICV); c) avaliação de impacto (de ciclo de vida – AICV); d) interpretação dos resultados. Um esquema da estrutura de avaliação de ciclo de vida é apresentado na Figura 8.

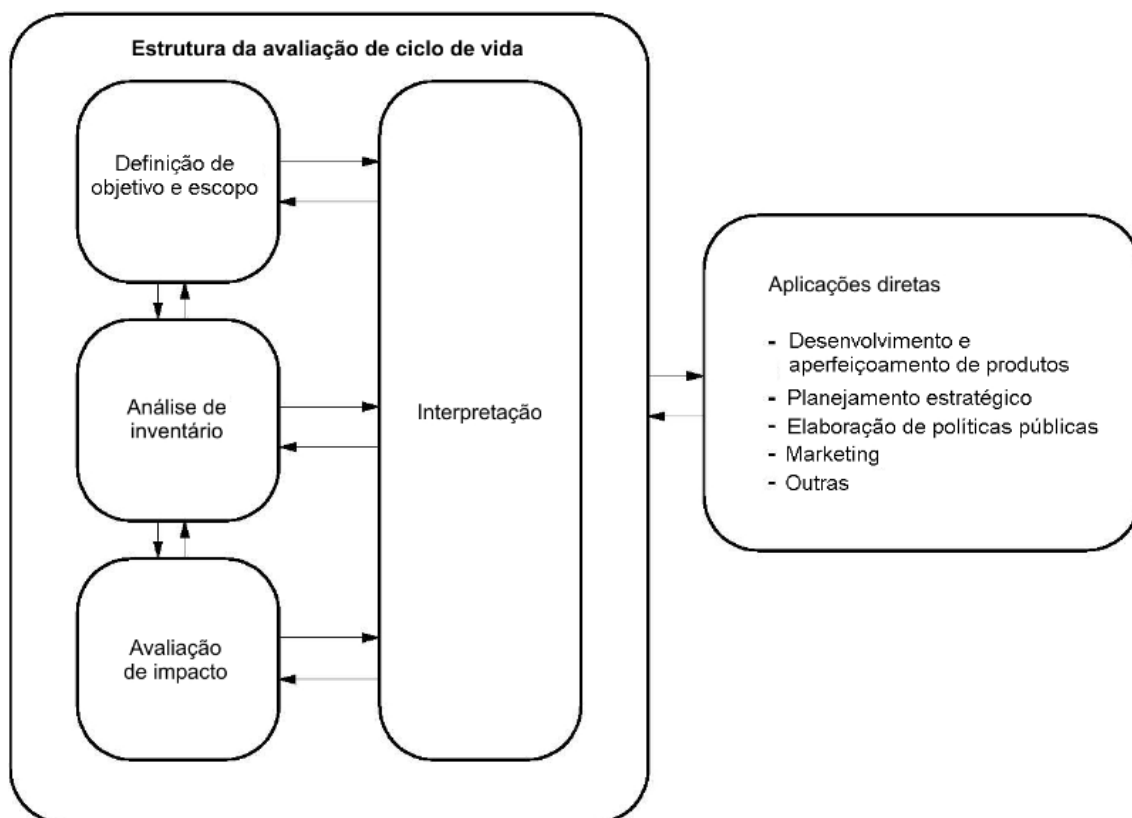


Figura 8: Estrutura da avaliação de ciclo de vida.

Fonte: ABNT (2009a).

2.2. Definição de objetivo e escopo

2.2.1. Objetivo

A definição do objetivo corresponde à primeira fase de uma avaliação de ciclo de vida, independentemente do tipo de ACV a ser realizado. Nesta etapa, seis aspectos devem ser abordados e documentados: Aplicações pretendidas para os resultados obtidos; Limitações derivadas do método, premissas e abrangência dos impactos; Razões para realização do estudo e contexto; Público-alvo dos resultados obtidos; Estudos comparativos a serem divulgados para o público; Comissário do estudo e outros atores envolvidos (EC, 2010a; BJØRN *et al.*, 2018a).

De acordo com a ISO 14040 (ABNT, 2009a), a estruturação de um escopo bem definido garante que o estudo possua níveis de abrangência, de profundidade e de detalhamento adequados para o atendimento do objetivo declarado.

2.2.2. Escopo

O objeto do estudo é identificado durante a fase de definição do escopo, a qual deve incluir os seguintes itens (ABNT, 2009a; EC, 2010a; BJØRN *et al.*, 2018c): O sistema de produto a ser estudado e seus entregáveis; As funções do sistema de produto, a unidade funcional e os fluxos de referência; As fronteiras do sistema e os procedimentos de alocação realizados; A metodologia de avaliação de impactos e as categorias de impacto selecionadas, bem como as técnicas de interpretação utilizadas; Os requisitos de qualidade dos dados; Premissas e limitações; Requisitos especiais para comparações de sistemas (se aplicável); Tipo de análise crítica (se aplicável); Tipo e formato de relatório pretendido para o estudo. Os itens mais importantes são abordados em maiores detalhes a seguir.

2.2.2.1. Função, unidade funcional e fluxo de referência

As funções e a unidade funcional de um sistema são os elementos centrais de uma ACV, visto que um sistema pode ter diversas funções possíveis, enquanto aquelas que serão selecionadas em um estudo dependem do seu objetivo e do seu escopo (ABNT, 2009a; EC, 2010a). As funções derivam das unidades de processo, que são os menores elementos considerados na etapa seguinte à definição de objetivo e escopo, a de definição de inventário (vista a seguir), na qual são compilados os dados (ou fluxos) de entrada e de saída (*inputs* e *outputs*) a serem utilizados no estudo a ser realizado (BJØRN *et al.*, 2018c).

A unidade funcional, por sua vez, corresponde à unidade de referência para as entradas e saídas do sistema de produto como um todo, a partir da qual são relacionadas e quantificadas todas as funções identificadas do produto. Esta referência é essencial, uma vez que garante a existência de uma base de comparação dos resultados de estudos de diferentes sistemas (ABNT, 2009a).

Já os fluxos de referência correspondem aos elementos que satisfazem uma determinada função, isto é, correspondem às quantidades de produtos necessárias para

desempenhar uma determinada função (ABNT, 2009a). Os inventários de entradas e saídas de cada função considerada serão compilados tomando como referência estes determinados fluxos, utilizando o desempenho de determinada função como parâmetro de quantificação.

2.2.2.2. Sistema de produto e fronteiras do sistema

O desenvolvimento de um estudo de ACV se traduz na representação dos elementos-chave de sistemas físicos a partir de sistemas de produto. As unidades de processo que serão incluídas no estudo a ser realizado são estabelecidas durante a definição das fronteiras do sistema. A modelagem dos sistemas de produto deve ser realizada de forma a garantir que as entradas e as saídas nas suas fronteiras correspondam a fluxos elementares, isto é, matéria ou energia retirado do meio ambiente que entram no sistema em análise sem sofrer transformação prévia por ação antropogênica ou que são liberados no meio ambiente pelo sistema em análise sem sofrer transformação subsequente por ação antropogênica. Vale destacar que a quantificação de entradas e saídas que não afetam significativamente as conclusões do estudo não é necessária, podendo representar um critério para exclusão destes fluxos (ABNT, 2009a).

A escolha dos elementos que serão considerados na modelagem do sistema físico em análise é função direta do objetivo e escopo do estudo proposto, do público-alvo e do tipo de aplicação pretendidos, das premissas adotadas, das limitações de informações e dos custos, além dos critérios de corte utilizados. Neste sentido, todas as escolhas realizadas, bem como todos os pressupostos e os critérios (ex.: de exclusão ou de corte) utilizados, devem ser claramente indicados e descritos (ABNT, 2009a). Além das fronteiras físicas do sistema considerado, usualmente são também registradas e descritas as fronteiras geográficas e temporais consideradas para o estudo em questão.

2.2.2.3. Requisitos de qualidade dos dados

Os requisitos de qualidade dos dados evidenciam em linhas gerais as propriedades dos dados necessários para o desenvolvimento do estudo de ACV. A descrição e o registro da qualidade dos dados são etapas essenciais para se compreender o grau de confiabilidade do estudo e de seus resultados, garantindo sua adequada interpretação (ABNT, 2009a). O tipo de dados e de outras informações, bem como suas fontes, devem ser preliminarmente especificados nas etapas iniciais do estudo, como na definição de escopo. Estas características poderão ser refinadas e revisadas ao longo das etapas iterativas de aquisição e de modelagem de dados para construção dos inventários de ciclo de vida, de avaliação de impactos e de interpretação (EC, 2010a).

A qualidade de dados inclui a acurácia (a qual, por sua vez, inclui a representatividade, além da adequação e da consistência metodológicas), precisão, incerteza e completude dos inventários. Como todos estes parâmetros contribuem para a qualidade de dados geral, normalmente a característica mais fraca determina a qualidade geral, no sentido de reduzi-la. No caso da qualidade de dados secundários, de terceiras partes, aspectos adicionais devem ser observados no que diz respeito a documentação adequada, nomenclatura apropriada e revisão consistente (EC, 2010a).

2.3. Inventário de ciclo de vida (ICV)

Conforme já mencionado, as unidades de processo correspondem aos menores elementos considerados na análise de ICV, para as quais fluxos de entrada e de saída são quantificados, fazendo com que estes elementos sejam a base desta etapa. Usualmente, unidades de processo são consideradas caixas pretas (*black boxes*, em inglês) que transformam grupos de entradas em grupos de saídas. As entradas podem ser de diversos tipos, como produtos, materiais e serviços, resíduos para tratamento e recursos naturais, sejam eles fósseis, minerais, biológicos ou outros. As saídas também, podendo ser produtos, materiais e serviços, resíduos para tratamento e emissões ambientais, como poluentes para o ar, para a água e para o solo, calor residual e ruído (GUINÉE & HEIJUNGS, 2017). Uma representação esquemática da unidade de processo e seus fluxos de entrada e saída relacionados é apresentada na Figura 9.

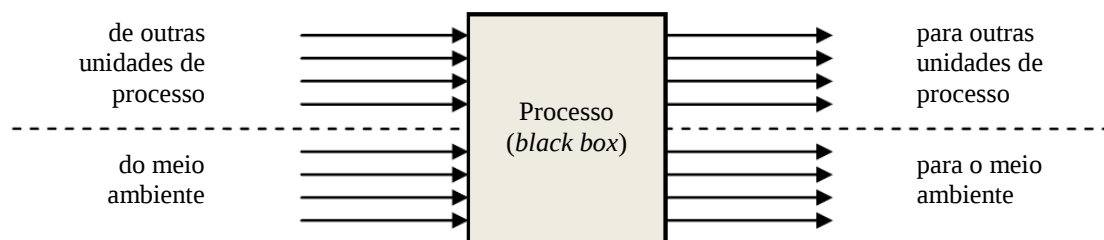


Figura 9: Representação esquemática de uma unidade de processo, com entradas (esquerda) e saídas (direita) de e para outras unidades de processo (acima da linha pontilhada) e o meio ambiente (abaixo da linha pontilhada).

Fonte: Adaptado de GUINÉE & HEIJUNGS (2017).

Visto ser comum que os sistemas analisados em um estudo de ACV envolvam até centenas de unidades de processo, BJØRN *et al.* (2018c) destacam que a distinção entre aquelas que pertençam ao sistema de primeiro plano (*foreground system*) e aquelas que pertençam ao sistema de segundo plano (*background system*) pode ser útil. Esta distinção é especialmente interessante para o planejamento da coleta de dados na etapa de análise de ICV, bem como para a realização de recomendações na etapa de interpretação dos resultados da AICV.

O sistema de primeiro plano inclui os processos de um sistema de produto que são específicos ao mesmo, como os fornecedores diretos ou mesmo os de segundo ou terceiro nível. Este sistema é amplamente modelado a partir de dados primários, que correspondem àqueles diretamente coletados pelo executor do estudo de ACV (BJØRN *et al.*, 2018c).

Em contrapartida, o sistema de segundo plano contempla os processos de um sistema de produto não específicos a ele, os quais também aparecem relacionados a outros sistemas de produtos diferentes daquele em estudo. Como exemplos de processos do sistema de segundo plano, destacam-se a geração de eletricidade, a produção de minérios e sistemas de tratamento de resíduos, os quais são utilizados em diferentes processos produtivos e tipicamente adquiridos do mercado aberto, sem a possibilidade de escolha de um fornecedor específico. Este sistema é usualmente modelado a partir de bancos de dados de ICV já existentes (ou seja, dados secundários), os quais contém

processos construídos a nível nacional ou regional derivados de dados setoriais médios (BJØRN *et al.*, 2018c).

Conforme apontado, na fase de ICV de uma ACV, deve ser realizada a coleta de dados e os procedimentos de cálculo e de modelagem para quantificação dos fluxos de, para e internos ao sistema de produto em análise. A condução deste tipo de análise corresponde a um processo iterativo, no qual novos requisitos ou limitações de dados podem surgir na medida que o conhecimento sobre o sistema é ampliado, requerendo alteração dos procedimentos de coleta e cálculo inicialmente realizados. Por isso, é necessário garantir que esta etapa esteja sempre alinhada ao objetivo do estudo e que os requisitos derivados da fase de definição de escopo sejam atendidos. Eventualmente, poderão ser identificadas situações nas quais seja necessário revisar o objetivo e o escopo do estudo. O resultado desta fase de ICV é uma lista dos fluxos elementares quantificados que atravessam as fronteiras do sistema em estudo, o qual servirá de insumo para a etapa subsequente, de AICV (ABNT, 2009a; BJØRN *et al.*, 2018b).

De acordo com BJØRN *et al.*, 2018b, uma análise de ICV é composta por seis etapas:

- Identificação dos processos envolvidos;
- Planejamento e coleta de dados;
- Construção das unidades de processo e garantia da sua qualidade;
- Construção do modelo de ICVs e cálculo dos resultados;
- Preparação dos dados para o gerenciamento de incertezas e análise de sensibilidade; e
- Reporte.

Um resumo dos procedimentos recomendados pela ISO 14044 (ABNT, 2009b) para a análise de inventário é apresentado na Figura 10.

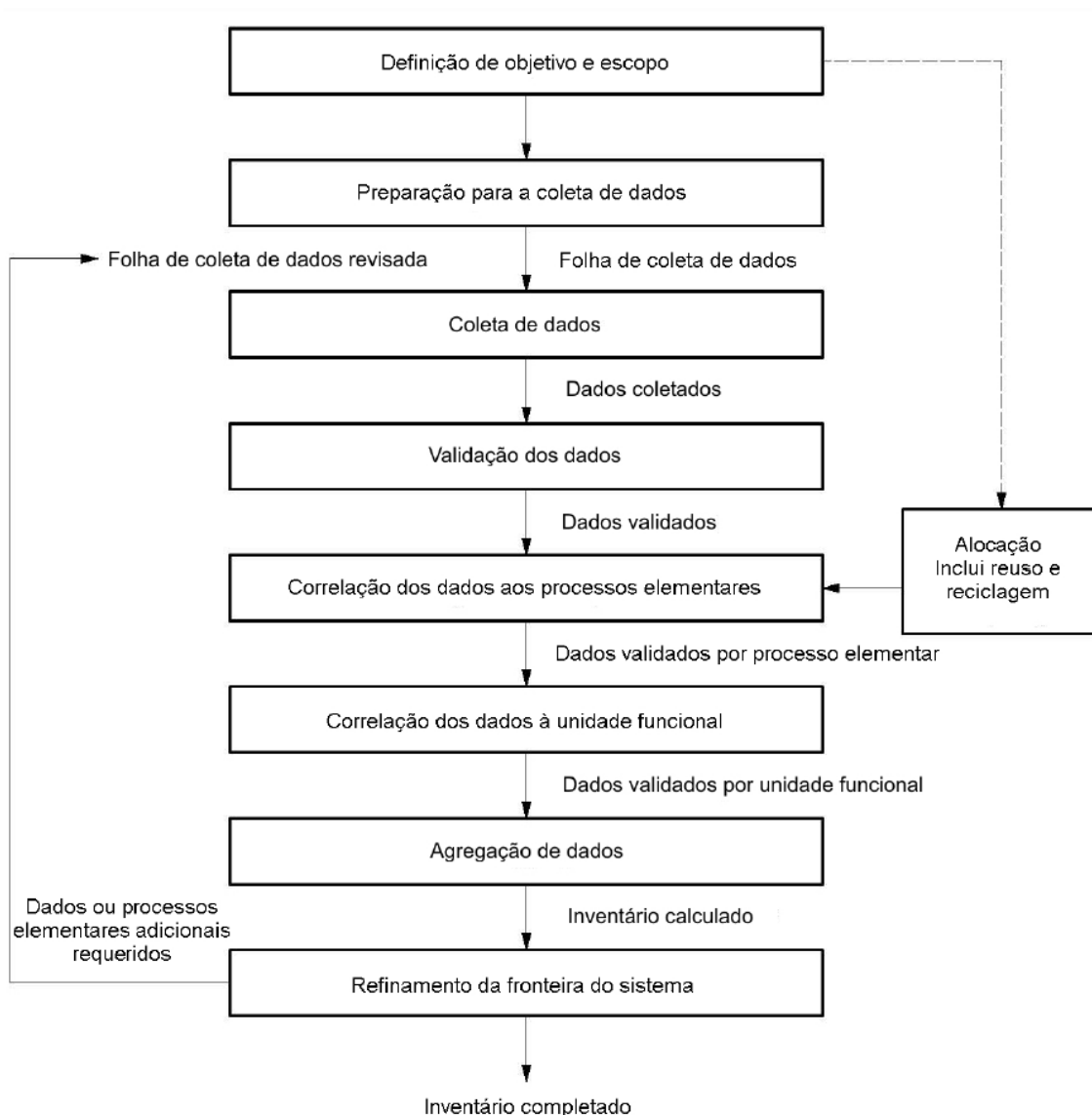


Figura 10: Resumo dos procedimentos recomendados para realização de uma análise de inventário de ciclo de vida.

Fonte: ABNT (2009b).

Caracteristicamente, a análise de ICV é a etapa que demanda o maior nível de esforço e a maior quantidade de recursos ao longo do desenvolvimento de uma ACV. Assim, raramente é possível que se consiga coletar dados com altíssimo nível de qualidade para todos os fluxos de processo contemplados no estudo, uma vez que os altos custos envolvidos seriam proibitivos à conclusão do mesmo. Por outro lado, também é raro que o objetivo e as aplicações pretendidas do estudo de ACV exijam um altíssimo nível de qualidade de dados para a maioria dos processos. Desta forma, fica evidente que a fase de ICV requer uma abordagem estruturada, de modo a garantir o

direcionamento adequado dos esforços e dos recursos à aquisição de dados dos processos do ciclo de vida do produto que são mais relevantes para os impactos do sistema como um todo. Todas as restrições de dados e exclusões devem ser devidamente documentadas no relatório do estudo, além de consideradas no seu escopo (ABNT, 2009a; BJØRN *et al.*, 2018b).

Ao se interconectar cada unidade de processo existente no sistema de produto em análise, este rapidamente adquire um aspecto de teia (ou de rede), o qual cria complicações que precisam ser solucionadas para o sucesso do estudo. GUINÉE & HEIJUNGS (2017) destacam os dois problemas mais comuns enfrentados ao se desenvolver uma ACV:

- 1) Para produtos, processos de produção à montante ou processos de disposição à jusante são de difícil quantificação; e
- 2) Para unidades de processo, o balanço de entradas e saídas se torna impossível de definir pelo fato destes processos produzirem não apenas um produto, mas diversos produtos (isto é, são processos multifuncionais).

A primeira complicação é resolvida pelo procedimento conhecido como *cut-off*, solução utilizada em situações em que o sistema é, em teoria, infinito. Neste procedimento, define-se um critério para o qual se assume que a contribuição para o sistema seja desprezível e exclui-se o fluxo em questão. Usualmente, este critério se baseia em um percentual de massa ou de valor (por exemplo, se inferior a 1%) para a exclusão. Apesar de ser uma solução aceita para um problema recorrente, o *cut-off* pode, eventualmente, corresponder a uma grande fonte de incerteza, especialmente quando utilizado com frequência em um mesmo sistema de produto (GUINÉE & HEIJUNGS, 2017).

Já para lidar com a segunda complicação, a multifuncionalidade, a ISO 14044 (ABNT, 2009b) propõe a seguinte hierarquia de procedimentos: subdivisão da unidade de processo, expansão do sistema ou alocação. A subdivisão da unidade de um processo multifuncional representa uma estratégia para aumento da resolução de análise desta unidade, de forma a verificar se é possível separar os fluxos envolvidos na produção do produto dos fluxos envolvidos na produção do coproduto. Caso se obtenha sucesso, os

fluxos envolvidos na produção do coproduto podem ser excluídos da análise (BJØRN *et al.*, 2018c).

Na expansão do sistema, por sua vez, procura-se incluir funções adicionais relacionadas aos coprodutos e “subtraí-las” do processo multifuncional, de forma a se ter como resultados apenas as funções relacionadas ao produto de interesse. Tais funções adicionais derivam de forma(s) de produção alternativa(s) do coproduto. Este procedimento se baseia no princípio de que, ao se subtrair as funções do sistema de produto B (coproduto) do sistema de produto A + B (produto + coproduto), obtém-se as funções do sistema de produto A (produto de interesse) (ABNT, 2009b; BJØRN *et al.*, 2018c).

A alocação corresponde à distribuição das entradas e saídas do processo multifuncional entre os diferentes produtos resultantes (BJØRN *et al.*, 2018c). Segundo BJØRN *et al.* (2018b), a definição da base do método para o procedimento de alocação deve seguir a seguinte ordem de prioridade: relação física causal; parâmetro físico comum representativo (por exemplo, massa produzida de cada produto); valor econômico, como última opção.

Existem duas abordagens principais atualmente em uso para a modelagem de ICVs, atribucional e consequencial, com a primeira correspondendo àquela mais amplamente utilizada devido a razões históricas e práticas. O modelo atribucional de ciclo de vida reflete a cadeia de suprimentos real ou prevista específica ou média dos produtos (fluxos a montante), bem como suas cadeias de valores de uso e de fim da vida útil (fluxos a jusante), descrevendo os impactos ambientais potenciais atribuíveis ao sistema ou produto em estudo ao longo de seu ciclo de vida. Esta abordagem é baseada no uso de dados históricos, factuais e mensuráveis com incertezas conhecidas, e inclui todos os processos que contribuam de forma relevante para o sistema em estudo. Assim, a abordagem atribucional representa o sistema como ele é, foi ou está previsto ser, inserido em uma dimensão tecnológica estática (EC, 2010a).

Já o modelo consequencial retrata a cadeia de suprimentos genérica esperada (teoricamente) em função de uma mudança gerada pela decisão sob análise. Neste, o sistema interage com os mercados, levando a demandas adicionais, e é considerado inserido em uma dimensão tecnológica dinâmica, que reage a tais demandas adicionais.

Esta abordagem tem por objetivo identificar as consequências de uma decisão no sistema de primeiro plano sobre outros processos e sistemas da economia, tanto no sistema de segundo plano do sistema avaliado, quanto em outros sistemas, modelando o sistema sob análise em torno destas consequências. Assim, a abordagem consequencial não reflete uma cadeia de suprimentos real ou prevista específica ou média, mas modela uma cadeia de suprimentos genérica hipotética derivada de mecanismos mercadológicos, a qual pode incluir potenciais interações políticas e mudanças comportamentais dos consumidores (EC, 2010a).

2.4. Avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV)

O objetivo da etapa de AICV é compreender a significância dos impactos ambientais potenciais, a partir dos resultados obtidos na etapa anterior, de análise de ICV, e sua correlação com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria. A escolha da metodologia para realização desta correlação deve ser baseada no objetivo e no escopo do estudo, os quais, através da adoção de um processo iterativo de análise crítica, podem ser revisados e alterados em relação ao definido inicialmente, caso se conclua que não podem ser alcançados. Esta etapa também fornece subsídios para e viabiliza a fase seguinte, de interpretação do ciclo de vida (ABNT, 2009a, EC, 2010a).

A avaliação de impacto de ciclo de vida pode ser dividida em seis etapas, sendo as três últimas consideradas opcionais pela ISO 14040 (ABNT, 2009a):

- Seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização;
- Correlação de resultados do ICV (classificação);
- Cálculo de resultados dos indicadores de categoria (caracterização);
- Cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores relativamente a informações de referência (normalização);
- Agrupamento;
- Ponderação.

Uma representação esquemática da etapa de AICV é apresentada na Figura 11.

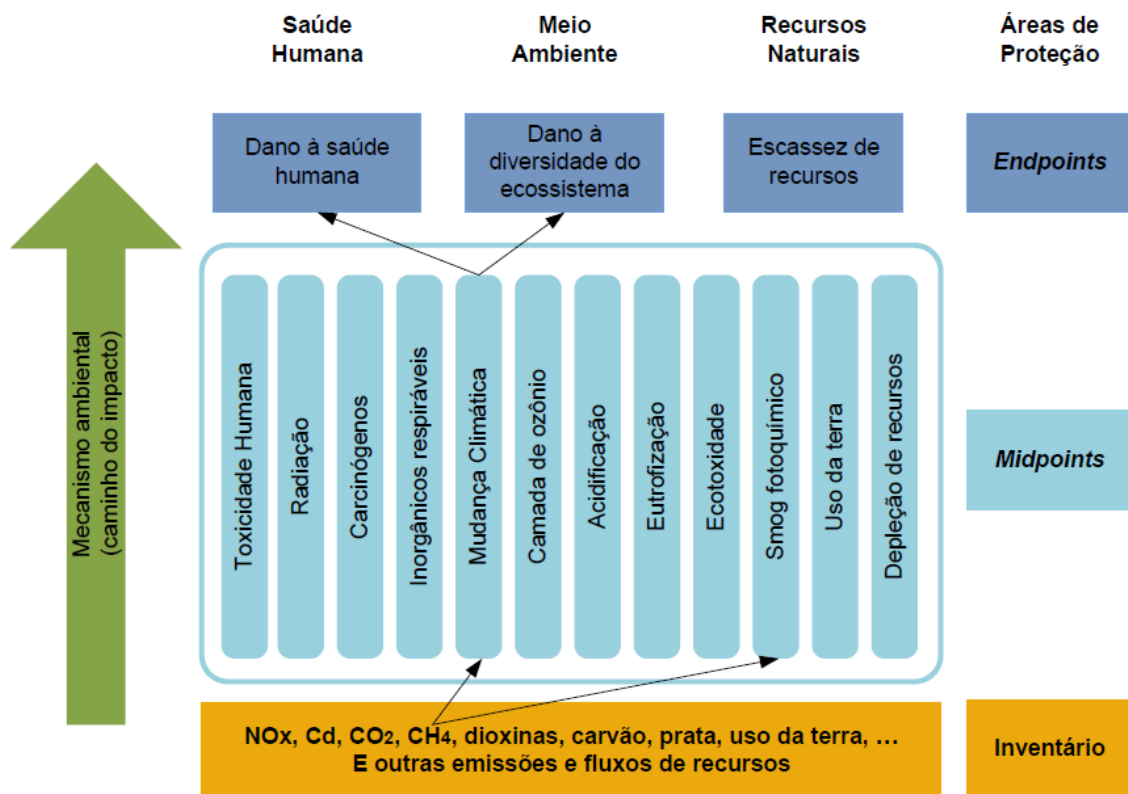


Figura 11: Representação esquemática da etapa de AICV, desde o inventário até as categorias de impacto a nível de ponto final (*endpoint*).

Nota: A normalização e a ponderação, as quais não estão expostas no esquema, podem ser iniciadas a partir dos *midpoints* ou dos *endpoint*.

Fonte: Adaptado de EC (2010a).

Como a realização de modelagens e os critérios de escolha e de avaliação de categorias de impacto podem causar efeitos de subjetividades nesta etapa, a norma destaca, também, que a transparência é um elemento essencial em estudos de ACV. Desta forma, exige que todos os procedimentos realizados e todas as premissas adotadas sejam claramente descritos e registrados no relatório do estudo (ABNT, 2009a).

2.4.1. Seleção das categorias de impacto e classificação

A seleção das categorias de impacto, seus respectivos indicadores e dos modelos de caracterização é realizada nas fases iniciais do estudo de ACV, durante as etapas de definição de objetivo e escopo, devendo estar coerente com os mesmos (ABNT, 2009b). Ao se definir as categorias de impacto a serem consideradas antes da etapa ICV, pode-se garantir que a coleta dos dados necessários seja direcionada para o sucesso da avaliação que se pretende ao final do estudo (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

A seleção das categorias de impacto deve apresentar um grau de abrangência amplo o suficiente de forma a considerar todas as questões ambientais potencialmente relevantes ao sistema sob análise. A exclusão de qualquer categoria deve ser claramente registrada e levada em consideração durante a etapa de interpretação dos resultados (EC, 2010a).

Já na classificação, os fluxos elementares definidos na etapa de análise de ICV são correlacionados às categorias de impacto para as quais eles contribuem. Como esta tarefa demanda compreensão e conhecimento técnico consideráveis sobre cada categoria de impacto, a mesma vem sendo sistematicamente absorvida e automatizada pelos softwares de ACV atualmente disponíveis, através da utilização de tabelas de classificação pré-programadas, criadas por especialistas (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Apesar dos critérios e recomendações para seleção de categorias de impacto apresentados na ISO 14044, ROSENBAUM *et al.* (2018) argumentam que a seleção das categorias de impacto, dos indicadores de categoria e dos modelos de caracterização é, na prática, reduzida à seleção do método de AICV disponível na versão do software de ACV ao qual o responsável pelo estudo tem acesso.

Os métodos de AICV podem ser divididos em dois grupos, cada um com suas vantagens e desvantagens, em função do tipo de abordagem de seus indicadores: a nível de ponto médio (*midpoint*), quando orientado para o problema, ou a nível de ponto final (*endpoint*), quando orientado ao dano. No primeiro grupo, os resultados da etapa de análise de ICV são correlacionados a grupos de substâncias que contribuem para um mesmo efeito ambiental, a partir da aplicação dos fatores de caracterização específicos para cada categoria de impacto, levando a uma avaliação mais detalhada dos potenciais

impactos derivados das emissões ambientais observadas. Os indicadores de *endpoint*, por sua vez, são separados nas chamadas “Áreas de Proteção”, que representam as áreas de maior interesse da sociedade, definidas mais a jusante da cadeia de causa e efeito dos mecanismos ambientais (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

As categorias de impacto de nível *midpoint* típicas são: mudança climática, depleção da camada de ozônio (estratosférica), toxicidade humana, inorgânicos respiráveis, radiação ionizante, formação de ozônio fotoquímico, acidificação (solo e água), eutrofização (solo e água), ecotoxicidade, uso do solo, depleção de recursos (minerais, energia fóssil e renovável, água). Já as áreas de proteção (nível *endpoint*) mais usuais correspondem a: saúde humana, meio ambiente, recursos naturais (EC, 2010a; EC 2010b).

Os métodos de AICV podem ser definidos como a combinação pré-definida de diferentes categorias de impacto, baseados em modelos de caracterização específicos (ROSENBAUM *et al.*, 2018). Conforme mencionado, estes métodos compilam o conhecimento de especialistas e sistematizam muitas tarefas necessárias a um estudo de ACV, sendo essenciais ao desenvolvimento do mesmo. Além disso, por serem referenciadas em literatura revisada por pares, garantem a reprodutibilidade dos estudos, bem como a comparação entre eles. Um resumo dos principais métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida é apresentado na Tabela 19.

Tabela 19: Principais métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida.

Método	País	Abordagem	Quantidade de categorias de impacto
CML AI	Holanda	<i>Endpoint</i>	16
Eco-indicator 99	Holanda / Suíça	<i>Endpoint</i>	11
EDIP 2003	Dinamarca	<i>Midpoint</i>	9
EPS 2000	Suécia	<i>Endpoint</i>	5
Impact 2002+	Suíça	<i>Midpoint / endpoint</i>	11 / 3
ReCiPe 2008	Holanda	<i>Midpoint / endpoint</i>	18 / 3
ILCD 2011 midpoint+	Europa	<i>Midpoint</i>	11
TRACI 2.1	Estados Unidos	<i>Midpoint</i>	12
Ecological Scarcity 2013	Suíça	<i>Midpoint / endpoint</i>	20
IPCC 2013	Global	<i>Endpoint</i>	1
ReCiPe 2016	Holanda	<i>Midpoint / endpoint</i>	18 / 3

Fonte: Adaptado de OLIVEIRA (2017).

2.4.2. Caracterização

A caracterização se refere ao cálculo dos resultados dos indicadores de categoria de impacto. Nesta etapa, os resultados da análise de ICV são convertidos para unidades comuns, através da aplicação de fatores de caracterização, e agregados sob uma mesma categoria. Assim, os resultados desta etapa correspondem a valores numéricos, com unidades que representam cada categoria de impacto (ABNT, 2009b).

De maneira geral, para se determinar o indicador de uma categoria de impacto (c), todos os fluxos elementares (E) que contribuem para esta categoria são multiplicados pelo seu respectivo fator de caracterização (FC) e somados em relação a todas as interações ambientais relevantes (i), as quais podem ser emissões ou extrações de recursos. O resultado deste somatório corresponde a uma pontuação (PI) para esta categoria de impacto, expressa em uma unidade específica, igual para todos os fluxos

elementares dentro desta categoria (ROSENBAUM *et al.*, 2018). Este procedimento de cálculo pode ser expresso pela seguinte equação:

$$PI_c = \sum_i (FC_i \times E_i)$$

De acordo com a ISO 14044 (ABNT, 2009b), a metodologia escolhida para o cálculo dos resultados dos indicadores de categoria deve ser evidenciada e registrada no relatório do estudo, bem como as premissas consideradas.

2.4.3. Normalização

A normalização, por sua vez, corresponde a um elemento opcional da AICV no qual são determinadas as magnitudes relativas dos resultados dos indicadores de categoria de impacto, tendo um sistema de referência específico como base de comparação. Seu objetivo é a melhoria do entendimento dos resultados de cada indicador do sistema de produto em análise (ABNT, 2009b).

Como os indicadores, tanto de *midpoint* quanto de *endpoint*, são expressos em unidades distintas, a comparação deles entre si é inviável, bem como a identificação de quais deles são grandes e quais são pequenos. Neste sentido, a transformação destes valores a partir de sua divisão por valores de referência permite analisá-los sob a perspectiva do sistema escolhido, passando a ser expressos em unidades comuns. Além disso, após este procedimento, os indicadores de categoria de impacto passam a ser comparáveis entre em si. (EC, 2010a; EC, 2010b; ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Os sistemas de referência usualmente selecionados são (ABNT, 2009b; ROSENBAUM *et al.*, 2018):

- Região geográfica, seja local, regional, nacional continental ou global;
- Habitante de uma região geográfica, resultando em uma perspectiva per capita;

- Indústria de uma região geográfica, resultando em uma perspectiva relativa a atividades industriais semelhantes;
- Cenário de linha de base, resultando em uma perspectiva relativa a um sistema de produto alternativo.

Além da determinação da significância relativa dos resultados de cada categoria de impacto, a etapa de normalização também permite a identificação de potenciais inconsistências nos resultados e prepara os dados do estudo para procedimentos adicionais, como o agrupamento, a ponderação ou a interpretação (ABNT, 2009b; ROSENBAUM *et al.*, 2018).

ROSENBAUM *et al.* (2018) destacam que os fatores de normalização devem ser calculados a partir dos mesmos fatores de caracterização considerados no inventário do sistema de produto sob estudo. Reforçam, assim, que fatores de normalização de diferentes métodos de AICV não podem ser combinados com fatores de caracterização de outros métodos. Informam que, na prática, os diferentes métodos de AICV disponíveis geralmente fornecem os fatores de normalização para serem utilizados com seus fatores de caracterização.

2.4.4. Agrupamento

O agrupamento é uma etapa opcional e consiste em reunir as categorias de impacto em um ou mais conjuntos, conforme previamente definido no objetivo e no escopo do estudo. Os indicadores podem ser agregados e/ou hierarquizados, através da aplicação de dois métodos possíveis (ABNT, 2009b; ROSENBAUM *et al.*, 2018):

- Agregação das categorias de impacto em uma base nominal (ex.: características de entradas e saídas, como recursos e emissões, ou escala espacial, como local, regional ou global);
- Classificação das categorias de impacto de acordo com uma hierarquia específica, porém subjetiva, baseada em escolhas de valores éticos (ex.: baixa, média ou alta prioridade).

Por ser baseada em escolhas de valores, a hierarquização pode levar a diferentes classificações, a partir dos mesmos resultados de indicadores de categorias de impacto. Isto ocorre devido ao fato de sociedades, organizações e mesmo indivíduos distintos poderem possuir preferências diferentes, as quais poderão levar a escolhas diferentes entre si (ABNT, 2009b).

2.4.5. Ponderação

A ponderação corresponde a uma etapa opcional do estudo de ACV na qual os resultados dos indicadores das diferentes categorias de impacto são convertidos através de sua multiplicação por fatores numéricos, de forma a expressar suas importâncias relativas em função de um determinado conjunto de valores. A realização desta operação permite a subsequente soma dos valores resultantes para cada categoria de impacto, resultando em um novo indicador único (ABNT, 2009b; EC, 2010a; ROSENBAUM *et al.*, 2018).

A ISO 14044 (ABNT, 2009b) aponta dois possíveis procedimentos para a realização desta etapa: conversão dos resultados dos indicadores, normalizados ou não, a partir da aplicação de fatores de ponderação selecionados; ou agregação desses resultados convertidos ou dos resultados normalizados entre categorias de impacto. Vale destacar que a ponderação não possui embasamento científico, mas deriva da escolha subjetiva de valores de uma pessoa ou de um grupo de indivíduos. Assim, sociedades, organizações e indivíduos distintos podem chegar a diferentes resultados de ponderação a partir dos mesmos resultados de indicadores (ABNT, 2009b; ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Entre os diferentes princípios utilizados para a derivação de fatores de ponderação, aqueles baseados nas perspectivas culturais são os mais amplamente utilizados. Tais perspectivas não refletem as escolhas de indivíduos específicos, mas agrupam as combinações típicas de valores éticos e preferências presentes na sociedade em alguns poucos perfis, internamente consistentes. Nesta abordagem, as perspectivas culturais são divididas em três grupos: Hierarquista (H), Individualista (I) e Igualitário

(E). As premissas centrais de cada grupo (ou perspectiva cultural) são traduzidas em valores ou preferências através de modelos de caracterização (Tabela 20), os quais permitem o desenvolvimento de conjuntos de fatores de ponderação para cada arquétipo. Entre os métodos que utilizam esta abordagem, destacam-se o ReCiPe e o Ecoindicator99 (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

Tabela 20: Resumo dos diferentes valores e preferências baseados nas perspectivas culturais.

Perspectiva cultural	Individualista (I)	Hierarquista (H)	Igualitário (E)
Visão da natureza	A natureza é robusta	A natureza é tolerante	A natureza é vulnerável
Visão da sociedade	Produção econômica regida pelo mercado	Desenvolvimento dentro dos limites da natureza	Igualdade e orientação social
Horizonte de tempo	Curto prazo	Equilíbrio entre curto e longo prazo	Longo prazo (efeitos presentes e futuros considerados equivalentes)
Nível de conhecimento	Considera apenas efeitos comprovados	Considera efeitos prováveis (inclusão por consenso)	Considera todos os efeitos conhecidos e possíveis
Estilo de gestão	Tecnologia como solução (gestão adaptativa)	Políticas adequadas como solução (gestão preventiva e abrangente)	Problemas podem levar a catástrofes (gestão por controle e limitação)

Fonte: Elaboração própria a partir de DE SCHRYVER (2010) e ROSENBAUM *et al.* (2018).

Existe uma quarta perspectiva cultural, a Fatalista, mas esta não é desenvolvida em ACVs, uma vez que se espera que a mesma não seja representada entre tomadores de decisão, o grupo alvo tradicional de estudo deste tipo (ROSENBAUM *et al.*, 2018).

2.5. Interpretação

A interpretação compreende a etapa na qual os resultados obtidos na análise de inventário (ICV) e na avaliação de impacto (AICV) são analisados de forma integrada para a identificação das limitações e o desenvolvimento das conclusões e

recomendações do estudo, as quais devem ser consistentes com o objetivo e o escopo definidos. Pode envolver, também, o processo iterativo de análise crítica e de revisão do escopo da ACV, bem como da natureza e da qualidade dos dados considerados, em relação ao objetivo anteriormente definido (ABNT, 2009a).

Segundo HAUSCHILD *et al.* (2018a), além de respeitar o objetivo e o escopo, as conclusões e as recomendações formuladas na fase de interpretação devem ser coerentes com a unidade funcional e as fronteiras do sistema sob análise. Devem, ainda, permitir que o público alvo seja capaz de avaliar a robustez e as potenciais fraquezas do estudo à luz das limitações identificadas.

Esta etapa pode ser dividida em três atividades, as quais se desdobram em considerações adicionais nos casos que envolvem a comparação de dois ou mais sistemas (EC, 2010a; HAUSCHILD *et al.*, 2018a):

- Identificação das questões significativas das fases anteriores, como processos-chave, premissas e fluxos elementares;
- Avaliação destas questões em relação à sua influência ou sensibilidade sobre os resultados da ACV, a qual inclui a análise da completude e da consistência com que tais questões foram tratadas no estudo;
- Utilização dos resultados desta avaliação na formulação das conclusões e recomendação do estudo.

De acordo com HEIJUNGS & KLEIJN (2001), as diferentes formas de avaliação das questões significativas podem ser classificadas em duas categorias, a abordagem procedimental e a abordagem numérica. A primeira diz respeito às análises que avaliam os dados e os resultados em relação a fontes externas de dados, como julgamentos de especialistas, relatórios de produtos similares, intuição, reputação de fornecedores de dados, entre outras. Já na segunda, as análises são realizadas a partir dos dados utilizados durante os procedimentos de cálculo do próprio estudo, sem a aplicação de referências externas.

Os autores supracitados apresentam, de forma detalhada, cinco tipos de interpretação baseados na abordagem numérica: análise de contribuição, análise de perturbação, análise de incerteza, análise comparativa e análise de discernibilidade.

O princípio da análise de contribuição é a decomposição dos resultados agregados obtidos nas etapas anteriores (análise de inventário, caracterização, normalização ou ponderação) em função dos elementos constitutivos do sistema, como processos específicos, estágios do ciclo de vida e/ou fluxos elementares. Os resultados desta análise, os quais podem ser expressos como percentuais, evidenciam os elementos com as maiores contribuições para determinado tipo de emissão ou para determinada categoria de impacto.

A análise de perturbação, também conhecida como análise de sensibilidade, fundamenta-se na ideia de que perturbações marginais nos dados de entrada se propagam como desvios maiores ou menores nos valores de saída. A identificação dos parâmetros que levam a grandes desvios e dos que levam a pequenos desvios pode ser útil.

Vale destacar que a definição das incertezas dos parâmetros não é necessária para a realização da análise de perturbação. Através dela, efetua-se uma análise da sensibilidade inerente dos resultados para cada parâmetro de entrada, sem consideração da incerteza real destes parâmetros. Desta forma, a análise de perturbação pode ser realizada sempre que os resultados da ACV forem produzidos, sem a necessidade de dados adicionais.

A análise de incerteza pode ser definida como o estudo sistemático da propagação das incertezas dos parâmetros de entrada nas incertezas dos parâmetros de saída. No entanto, a realização deste tipo de análise pressupõe que as incertezas para todos os parâmetros de entrada (dados de unidades de processo, fatores de caracterização, normalização e ponderação, etc.) estejam disponíveis. Esta necessidade muitas vezes se traduz em um obstáculo para a utilização deste tipo de interpretação.

A análise comparativa corresponde, basicamente, a uma listagem sistemática dos resultados da ACV para diferentes alternativas de produtos, simultaneamente. Por ser uma análise demasiadamente simples, pode induzir a conclusões que carecem de análises de robustez adequadas no que diz respeito à influência das incertezas.

A análise de discernibilidade pode ser definida como a combinação da análise comparativa com a análise de incerteza. Apresenta como resultado a probabilidade de que uma alternativa de produto específica possua uma pontuação mais baixa (ou mais alta) do que as demais alternativas. Tal qual a análise de incerteza, somente é aplicável quando as estimativas de incerteza estão disponíveis.

A aplicação das cinco abordagens numéricas apresentadas para a etapa de interpretação de um estudo de ACV em termos de alternativas de produto e de disponibilidade de estimativas de incerteza está resumida na Tabela 21.

Tabela 21: Resumo da aplicação das cinco abordagens numéricas para a interpretação de um estudo de ACV.

	Uma única alternativa de produto	Mais de uma alternativa de produto
Estimativas de incerteza indisponíveis	Análise de contribuição; Análise de perturbação	Análise comparativa
Estimativas de incerteza disponíveis	Análise de incerteza	Análise de discernibilidade

Fonte: HEIJUNGS & KLEIJN (2001).

Com base na análise destas abordagens numéricas aplicadas à fase de interpretação, a presente tese utilizará as análises de contribuição e de perturbação (ou de sensibilidade). As análises de incerteza e de discernibilidade não serão realizadas, pois requerem os parâmetros de incerteza para os dados de entrada, os quais não estão disponíveis. A análise comparativa não será realizada por se tratar de uma análise simples e que apresenta fragilidades.

3. METODOLOGIA

Conforme apresentado, as principais normas e os principais documentos e manuais produzidos pelas organizações de referência dividem a ACV em uma sequência de quatro etapas: Definição de objetivo e escopo; Análise de inventário; Avaliação de impacto; e Interpretação (ABNT, 2009a; EC, 2010a; EC, 2012). DICKS & HENT (2015) destacam que a etapa mais importante é a primeira, a fase de planejamento, visto que é nela que os objetivos da ACV são claramente identificados. Além disso, é nesta etapa em que são estabelecidos os dados necessários, o nível de detalhamento pretendido e as melhores formas de organização e apresentação dos resultados finais.

KLÖPFFER & GRAHL (2014) adicionam que nesta primeira etapa devem ser definidos quais dados presumem-se estar disponíveis e as estratégias de aquisição dos demais, bem como quais precisarão ser aproximados por valores estimados. Os referidos autores argumentam que a disponibilidade de dados é o critério mais importante para decidir em que nível de detalhamento um estudo de ACV pode ser efetiva e realmente conduzido.

Espera-se que estudos de ACV utilizem os conjuntos de dados (*datasets*) e as abordagens de modelagem mais apropriadas para atendimento de seus objetivos, de forma a responder satisfatoriamente as perguntas estudadas. Desta forma, no processo de escolha entre o uso de *datasets* já disponíveis e o desenvolvimento de *datasets* próprios, é importante que o objetivo e o escopo do estudo proposto sejam claramente compreendidos. Adicionalmente, um escopo bem definido ajuda a responder perguntas as quais, por sua vez, ajudam o executante da ACV a determinar o tipo de informação requerida pelo estudo (CURRAN, 2012).

Caso as informações pertinentes para a realização do estudo não estejam disponíveis, é possível lançar mão de diferentes alternativas, como uso de aproximações, pesquisa na literatura disponível, definição de premissas ou redefinição das fronteiras do sistema. Quando tais alternativas são utilizadas, os autores devem registrar os detalhes relevantes por trás do seu processo decisório. Vale destacar que, com o contínuo aumento observado no número de ACVs realizados, o desenvolvimento de bases de dados (*databases*) contendo informações sobre produtos e materiais irá

eventualmente solucionar o problema de disponibilidade de dados (DICKS & HENT, 2015).

Em relação ao caso brasileiro, WILLERS & RODRIGUES (2014) observam que, devido ao perfil de sua economia e à variedade de setores, o país permite a realização de diferentes estudos de ACV. ZANGHELINI *et al.* (2016), afirmam que estudos deste tipo aplicados ao setor industrial são essenciais para a melhoria dos aspectos ambientais do Brasil.

Assim, no presente capítulo são aplicadas as quatro etapas características de estudos de ACV ao estudo de caso proposto, sendo apresentados os procedimentos metodológicos (a metodologia de ACV e as duas ferramentas computacionais utilizadas), dados utilizados (bases e conjuntos de dados e modelagem de lacunas identificadas) e os resultados obtidos na presente tese.

3.1. Objetivo e escopo

O objetivo do presente trabalho é avaliar os diferentes impactos associados ao ciclo de vida de produção de cimento, comparando diferentes configurações possíveis, baseadas em um cenário de referência e em três cenários prospectivos alinhados às metas setoriais de redução de emissão de GEE. Para tal, as emissões em todos os compartimentos ambientais (água, ar e solo) da cadeia de produção do cimento em cada configuração foram contabilizadas e seus impactos ambientais avaliados a partir da aplicação da metodologia de ACV, utilizando-se como base os princípios gerais da série de normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a e 2009b).

3.1.1. Unidade funcional

A unidade funcional (UF) quantifica o desempenho de um sistema de produção e fornece a referência para fluxos de insumos e produtos no estudo de análise de ciclo de vida. A unidade funcional considerada é de 1 tonelada de cimento produzido. A escolha desta unidade foi realizada em função da mesma ser representativa na literatura, sendo

coerente com os diferentes estudos já realizados sobre a avaliação de ciclo de vida no setor do cimento (BROWN *et al.*, 2014; GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a; LI *et al.*, 2015; SAADE *et al.*, 2015; STAFFORD *et al.*, 2016a; STAFFORD *et al.*, 2016b; HOSSAIN *et al.*, 2017; YANG *et al.*, 2017).

3.1.2. Fronteiras do sistema de produto

Estão incluídos nas fronteiras do sistema de produto considerado no presente estudo a extração e o processamento de matérias-primas e de combustíveis fósseis e alternativos, bem como as etapas de transporte destes insumos até a planta e a operação da planta para a produção do cimento, inclusive a infraestrutura e os bens de capital envolvidos em todas as etapas. Também foram considerados o consumo de energia elétrica e os fluxos de saída do processo industrial, entre os quais o produto final (cimento) e as emissões para os três compartimentos ambientais: emissões atmosféricas, efluentes líquidos e geração de resíduos.

No presente trabalho, optou-se por não se considerar a etapa de transporte dos resíduos do processo gerador ao processo consumidor, atribuindo-se os impactos derivados deste transporte ao processo gerador. No entanto, no caso dos resíduos cuja utilização depende de alguma transformação prévia à utilização como combustível, tais processos, bem como os transportes posteriores, foram considerados. Este foi o caso do CDR (ou RDF), do *blend* de resíduos (CSS), dos pneus, do bagaço de cana e do lodo de esgoto. Por outro lado, como não foram considerados processos de transformação para a casca de arroz e a escória de aciaria, seus respectivos transportes para a planta de cimento não foram considerados.

As etapas de uso e de disposição final do cimento não foram consideradas visto não estarem contempladas no objetivo do presente trabalho, além da ausência de definição de horizonte de vida útil e de alternativas de disposição final no Brasil, conforme observado por STAFFORD *et al.* (2016b). Assim, o sistema em estudo corresponde ao tipo *cradle-to-gate*.

Os sistemas de primeiro plano (*foreground systems*) correspondem aos processos da planta de produção de clínquer, diretamente modelados através do uso da ferramenta

LCA4Waste, apresentada em maiores detalhes no item 3.2.2, enquanto os sistemas de segundo plano (*background systems*) correspondem aos demais processos, cujos inventários foram obtidos nos *datasets* disponíveis na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). A Figura 12 apresenta um resumo das fronteiras da ACV realizada no presente estudo.

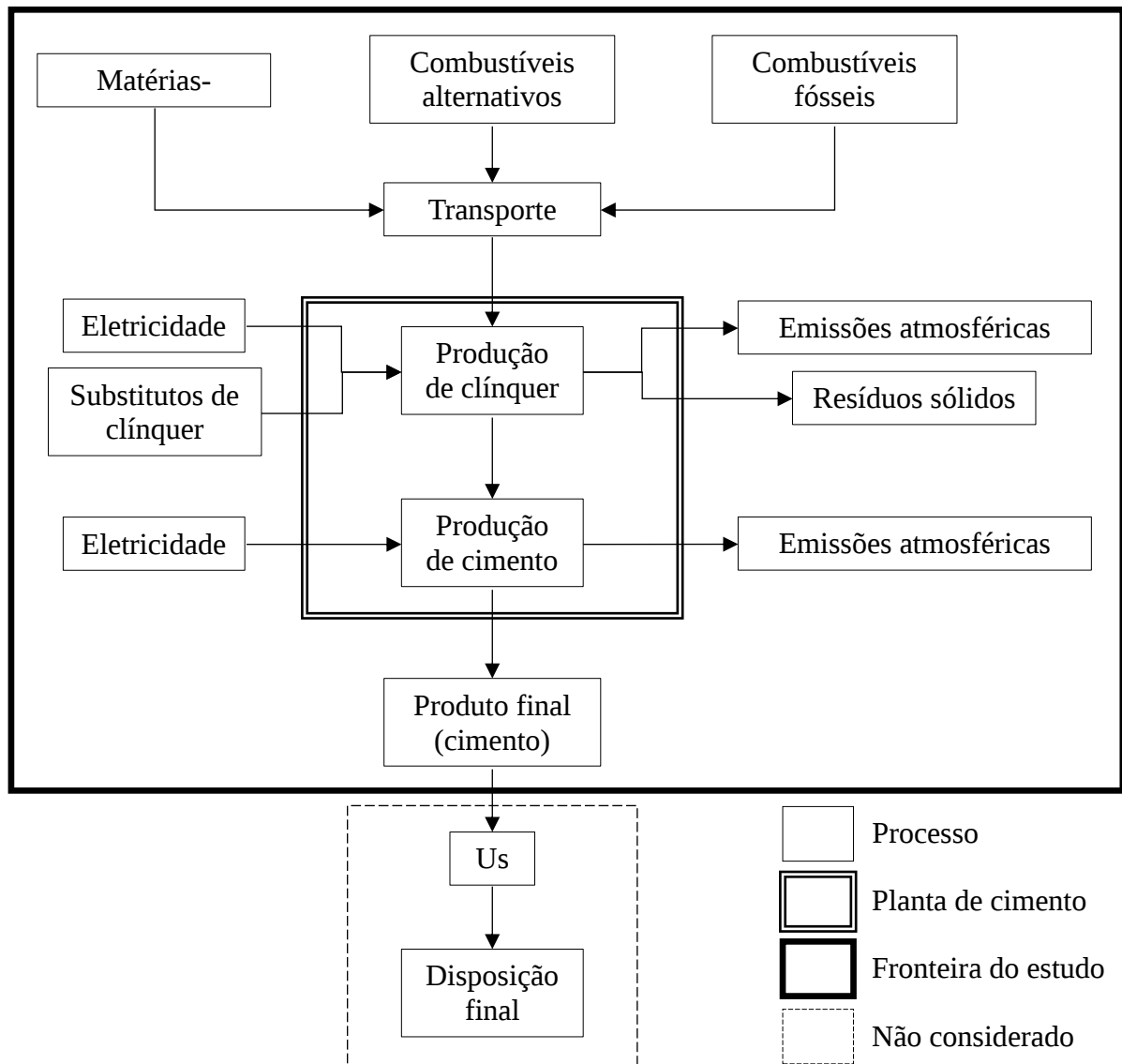


Figura 12: Fronteiras dos sistemas considerados nos cenários propostos no presente trabalho para produção de cimento no Brasil.

Fonte: Elaboração própria.

A fronteira geográfica da ACV realizada neste trabalho compreende a produção de cimento, a partir de dados de matérias-primas, de aumento de eficiência energética e de participação de combustíveis para a produção de clínquer a nível nacional e de composição de cimento a nível regional, em uma planta hipotética localizada no município de Pedro Leopoldo, estado de Minas Gerais, região Sudeste do Brasil.

Com relação às fronteiras temporais das configurações estudadas, o caso 1 compreende entre janeiro e dezembro de 2014, enquanto os casos 2, 3a e 3b, os quais correspondem a projeções para o ano de 2030, compreendem entre janeiro e dezembro do referido ano.

A análise de inventário, assim como as outras fases de uma ACV, corresponde a um processo iterativo. Conforme o conhecimento sobre o sistema em estudo aumenta, consequência do crescente número de informações coletadas para a análise e das simulações iniciais, novos requisitos ou limitações podem surgir. Neste sentido, observa-se que, ao longo do estudo, foi identificada a necessidade de uma simplificação: a participação das argilas calcinadas na composição do cimento foi alvo de exclusão. Como justificativa da decisão de exclusão destacam-se: a) não identificação na literatura, por parte do autor, de *dataset* para representar o processo de produção do referido produto; e b) participação de cerca de 0,1% na massa do produto total, valor abaixo do limite consensual a partir do qual componentes de sistemas de produtos podem ser omitidos sem prejuízo ao estudo, de 1% (FERREIRA, 2004; STAFFORD *et al.*, 2016a).

Também não são consideradas as etapas de transporte e de tratamento dos resíduos sólidos urbanos e resíduos inertes gerados nas operações da planta, os quais são identificados por KELLENBERGER *et al.* (2007) como diferentes materiais residuais e material refratário gasto, respectivamente.

3.1.3. Método de avaliação e categorias de impacto

Conforme descrito, para a realização da Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), foi utilizado o software openLCA, versão 1.8, enquanto o método de avaliação selecionado foi o ReCiPe 2016 (hierarquista), que corresponde a um aprimoramento do

método ReCiPe 2008, bastante aplicada no mundo todo, com incertezas a nível *midpoint* consideradas relativamente baixas (HUIJBREGTS *et al.*, 2017). Além disso, este método possui 18 categorias de impacto *midpoint* e 3 categorias *endpoint*, permitindo uma análise abrangente e consistente dos casos em estudo, em relação a diferentes dimensões ambientais:

a) Categorias de Impacto *Midpoint*:

- Mudanças climáticas (GWP): baseada nos dados do IPCC, tem o objetivo de computar o efeito (aumento da temperatura global média) da adição de uma quantidade marginal (1 kg) de um GEE. Assim, utiliza o aumento do forçamento radiativo infravermelho como indicador e o potencial de aquecimento global como fator de caracterização, em kg CO₂ eq. No ReCiPe 2016, são considerados os danos desta categoria sobre a saúde humana e aos ecossistemas (terrestres e de água doce).
- Depleção de ozônio estratosférico (ODP): considera o efeito das emissões antropogênicas de substâncias depletoras de ozônio (ODS), as quais levam a um aumento do potencial atmosférico médio de depleção de ozônio, à redução da concentração de ozônio estratosférico e, assim, a um aumento da parcela de radiação UVB que alcança a superfície terrestre. O fator de caracterização desta categoria de impacto é o potencial de depleção de ozônio, expresso em kg CFC11 eq, sendo considerados seus danos sobre a saúde humana.
- Radiação ionizante (IRP): se refere à dose coletiva efetiva recebida pela população, oriunda das emissões antropogênicas de radionuclídeos e determinada pelo uso de modelos específicos de dispersão ambiental e exposição humana. O fator de caracterização desta categoria de impacto corresponde ao potencial de radiação ionizante em referência Cobalto-60, na unidade kBq Co-60 eq. São considerados os danos sobre a saúde humana, visto que atualmente não há metodologias de avaliação de impactos para quantificação do dano causado pela radiação ionizante em ecossistemas.

- Formação de material particulado fino (PMFP): considera a inalação humana de material particulado fino (PM_{2.5}) a partir das emissões antropogênicas de PM_{2.5} e de seus precursores, bem como seus danos à saúde humana (problemas respiratórios), expressos em “anos de vida ajustados a incapacidades” (*Disability-Adjusted Life Year* – DALY). Seu fator de caracterização corresponde ao potencial de formação de material particulado, em kg PM_{2.5} eq.
- Formação de oxidantes fotoquímicos/ozônio (HOFP e EOFP): como o ozônio não é emitido diretamente para a atmosfera, esta categoria de impacto é baseada em reações fotoquímicas de formação de ozônio, a partir de NO_x e NMVOC (*Non-Methane Volatile Organic Compounds*), e seu posterior dano sobre a saúde humana (HOFP) e sobre os ecossistemas terrestres (EOFP), expressos em DALY e espécies/ano, respectivamente. O fator de caracterização é o potencial de formação de oxidantes fotoquímicos, expresso em kg NO_x eq.
- Acidificação terrestre (TAP): a deposição atmosférica de substâncias inorgânicas, tais como sulfatos, nitratos e fosfatos, causa mudanças na acidez do solo. A acidificação representa uma alteração do nível de acidez, sendo prejudicial a quase todas as espécies e afetando-as de forma diferenciada, conforme seus requisitos de acidez ótima. Como resultado, mudanças nos níveis de acidez irão causar variações na ocorrência de espécies. As substâncias emitidas que mais causam acidificação são NO_x, NH₃ e SO₂. Assim, esta categoria considera o dano sobre as espécies vegetais que compõem os ecossistemas terrestres, cujo fator de caracterização corresponde ao potencial de acidificação terrestre e se apresenta na unidade kg SO₂ eq.
- Eutrofização de água doce (FEP): leva em consideração a transferência de nutrientes, como fósforo (P) e nitrogênio (N), do solo para corpos de água doce, o que resulta no aumento da concentração destes nutrientes na água, no aumento do número de espécies autótrofas e heterótrofas e, por fim, na perda relativa de espécies. Assim, são considerados os danos sobre os

ecossistemas de água doce, sendo o potencial de eutrofização de água doce o fator de caracterização, representado em kg P eq.

- Eutrofização marinha (MEP): é causada por um processo similar à categoria anterior, onde a lixiviação e o escoamento de nutrientes do solo (N e P) para os ecossistemas marinhos também leva a perda relativa de espécies. Neste caso, o fator de caracterização corresponde ao potencial de eutrofização marinha, em kg N eq, sendo considerados os danos sobre os ecossistemas marinhos.
- Toxicidade (METP, FETP, TETP, HTPc e HTPnc): o fator de caracterização para toxicidade humana e ecotoxicidade contemplam a persistência ambiental (destino), acumulação na cadeia alimentar humana (exposição) e a toxicidade (efeito) de um poluente. O modelo de destino, exposição e efeito considerado no ReCiPe 2016 é o USES-LCA (VAN ZELM *et al.*, 2009). Os fatores de caracterização desta categoria de impacto são considerados separadamente, em função do dano causado: o potencial de toxicidade humana, tanto para incidência de câncer (HTPc) quanto de outras doenças (HTPnc), e os potenciais de ecotoxicidade terrestre (TETP), de água doce (FETP) e marinha (METP), expressos em kg 1,4-DCB eq.
- Uso do solo (LOP): considera a perda relativa de espécies derivada do uso do solo local, o qual inclui os processos de transformação, ocupação e relaxamento do solo. É baseada no princípio de que mudanças na cobertura da terra afetam diretamente os habitats e a composição original de espécies, visto que as diferentes atividades humanas (como agrícolas, urbanas, etc.) desqualificam o solo como habitat viável para diferentes espécies. Assim, considera o dano sobre os ecossistemas terrestres, a perda de espécies. Seu fator de caracterização corresponde ao potencial de ocupação de área agrícola, representado em m² x ano.
- Uso da água (WCP): se baseia no uso consuntivo da água, através do qual a água é evaporada, incorporada em produtos, transferida para outras bacias hidrográficas ou para o mar. Assim, a água assim consumida passa

a não estar mais disponível no local de origem para seres humanos ou ecossistemas, se traduzindo em danos sobre a saúde humana e ecossistemas (terrestres e de água doce). O fator de caracterização corresponde ao potencial de consumo de água, em m³ de água.

- Depleção de recursos minerais (SOP): é baseada no princípio de que os locais de mineração de maior qualidade ou de menor custo são os primeiros a serem explorados, levando a futuras reduções de rentabilidade ou aumentos dos custos de exploração dos recursos. Contabiliza, assim, danos à escassez de recursos naturais, gerados por um potencial de aumento de custos. O fator de caracterização desta categoria corresponde ao potencial de excedente de minério, que representa a alteração marginal na produção futura em função da produção presente, em relação ao Cobre (Cu), na unidade kg Cu eq.
- Depleção de recursos fósseis (FFP): assume que os combustíveis fósseis com os menores custos são os primeiros a serem extraídos, o que leva a um aumento do custo de extração futura, devido a uma alteração da técnica de produção ou a exploração de uma localidade mais custosa. Assim como a categoria anterior, mede os danos à escassez de recursos naturais, gerados por um potencial de aumento de custos. O potencial de combustível fóssil, baseado no poder calorífico superior de cada combustível, representa o fator de caracterização desta categoria, sendo expresso em kg óleo equivalente.

b) Categorias de Impacto *Endpoint*:

- Danos à saúde humana (HH): este impacto é usualmente medido como “anos de vida ajustados a incapacidades” (*Disability-Adjusted Life Year – DALY*), que representa os anos perdidos por uma pessoa ou os anos em que uma pessoa fica afastada de suas atividades normais em função de uma doença ou de um acidente. O DALY corresponde à soma dos anos de vida perdidos (YLL) e dos anos de vida incapacitado (YLD). Por sua vez,

YLD corresponde ao produto entre o fator de severidade (w), que varia de 0 (saúde perfeita) a 1 (morte), e a duração da doença ou condição (D).

- Danos aos ecossistemas (ED): devido à complexidade dos ecossistemas e as diferentes variáveis que interferem em suas características, esta categoria se concentra nas consequências a nível de espécies. Isto é, assume a premissa de que a diversidade de espécies representa adequadamente a qualidade dos ecossistemas. Assim, a unidade de medida atribuída a esta categoria de impacto corresponde à perda de espécies locais integrada no tempo (espécies x ano).
- Danos à disponibilidade de recursos (RA): se baseia em como a extração de recursos minerais e fósseis pode causar mudanças marginais nos esforços de extração de recursos no futuro. Assim, a unidade de medida desta categoria corresponde ao dólar (US\$) e representa os custos adicionais envolvidos na extração futura dos referidos recursos.

3.2. Aquisição e modelagem de dados

No presente estudo partiu-se da hipótese que a adoção de medidas compatíveis com aquelas propostas para redução de emissões de GEE a nível nacional na indústria do cimento pode causar alterações indiretas no perfil de impactos ambientais do setor, por meio de processos em etapas fora das fronteiras da planta (não contabilizados), inclusive das referidas emissões. A contabilização destes impactos poderá, portanto, afetar a intensidade da redução de emissões prevista, bem como afetar outras categorias de impacto que são atribuídas ao processo de produção, levando ao aumento ou à redução das mesmas.

Para viabilizar esta análise, foram modeladas as etapas do ciclo de vida de quatro configurações de produção de clínquer/cimento, tomando como base uma planta hipotética, localizada no município de Pedro Leopoldo, estado de Minas Gerais. Este município foi escolhido visto ser o único no referido estado a contar com duas plantas de cimento em seu território, enquanto os demais municípios produtores contam com apenas uma planta cada (SNIC, 2013b).

A primeira configuração (caso 1), que servirá como linha de base para a comparação, foi estruturada de forma a representar o que VISEDO & PECCHIO (2019) e GOLDEMBERG (2016) identificam como a configuração atual da produção nacional (ano-base 2014), em termos de eficiência térmica, de participação de combustíveis e de composição de cimento. A composição do cimento adotada foi aquela referente ao perfil de produção do Sudeste brasileiro, região com a maior participação da produção nacional e onde a planta hipotética está localizada.

A segunda configuração (caso 2) foi estruturada de forma a representar o que VISEDO & PECCHIO (2019) identificam como a configuração do “Cenário 2°C” para o Brasil, no horizonte de 2030, enquanto a terceira e a quarta configurações (casos 3a e 3b) representam o que PUNHAGUI *et al.* (2018) identificam como “Cenário de Baixo Carbono” para o estado de São Paulo (vizinho ao de Minas Gerais), também no horizonte de 2030.

No entanto, dados de processo de plantas de produção de cimento no Brasil não estão disponíveis publicamente, obstáculo comum já identificado e registrado em estudo elaborado por STAFFORD *et al.* (2016a), conforme visto. Por esta razão, as simulações dos processos referentes foram realizadas com o auxílio da ferramenta *LCA4Waste* (ETH ZÜRICH, 2019) e de dados obtidos na literatura.

Para testar a hipótese, utilizou-se a metodologia de ACV, a qual, conforme apresentado, é dividida em quatro etapas. A análise de inventário, que corresponde a segunda etapa, exigiu um grande esforço devido à necessidade de levantamento e manipulação de uma grande quantidade de dados.

No presente trabalho, optou-se pela utilização do software openLCA (GREENDELTA, 2019) pelo fato de corresponder a um programa de código aberto, de aquisição e uso gratuitos, e competitivo com softwares pagos de aplicação semelhante. Apesar do openLCA ser adquirido sem base de dados, ele permite a importação destas. A base Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018) foi utilizada, após a aquisição de licença de uso gratuita, para países não OECD e com fins educacionais. O pacote de dados, o qual foi importado para o openLCA, inclui todos os métodos de AICV compatíveis com a base de dados, como CML, eco-indicator 99, ReCiPe, USETox, entre outros.

Apesar de ser a maior base de dados atualmente disponível, muitos dos sistemas de produto contidos na base Ecoinvent são referentes a outros países, especialmente EUA e países da Europa. Ao ser associado a informações nacionais, o uso da ferramenta *LCA4Waste* também é justificado, visto possibilitar a elaboração de *datasets* menos generalistas e retratar mais proximamente os casos brasileiros apresentados, tanto real quanto hipotéticos.

3.2.1. O software openLCA

Conforme indicado, a Avaliação de Ciclo de Vida do presente estudo foi realizada utilizando-se o software openLCA, o qual é desenvolvido desde 2006 pela empresa GreenDelta, com sede em Berlim, Alemanha. O programa é desenvolvido e mantido em código aberto (*open source*), com distribuição gratuita e sem custos de licença. Seu código-fonte pode ser visualizado e alterado por qualquer pessoa, permitindo sua melhoria contínua e a constante implementação de nova funcionalidades. Utiliza a abordagem de fluxos de processos tradicional de seus pares comerciais com custo, apresentando uma interface amigável e compreensível (CIROTH *et al.*, 2019; GREENDELTA, 2019).

O programa é disponibilizado sem nenhuma base de dados ou método de avaliação de impacto ambiental. No entanto, através de um repositório online denominado openLCA Nexus, disponibiliza bases de dados de fornecedores internacionalmente reconhecidos, como Ecoinvent Centre, PE Internacional (GaBi), Joint Research Centre from the European Commission (ELCD), entre outros, bem como pacotes de métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV, ou *Life Cycle Impact Assessment* – LCIA, em inglês), tanto pagos quanto gratuitos. O *software* permite a importação destes diferentes bancos, em diversos formatos (GREENDELTA, 2019), conforme pode ser observado na Figura 13.

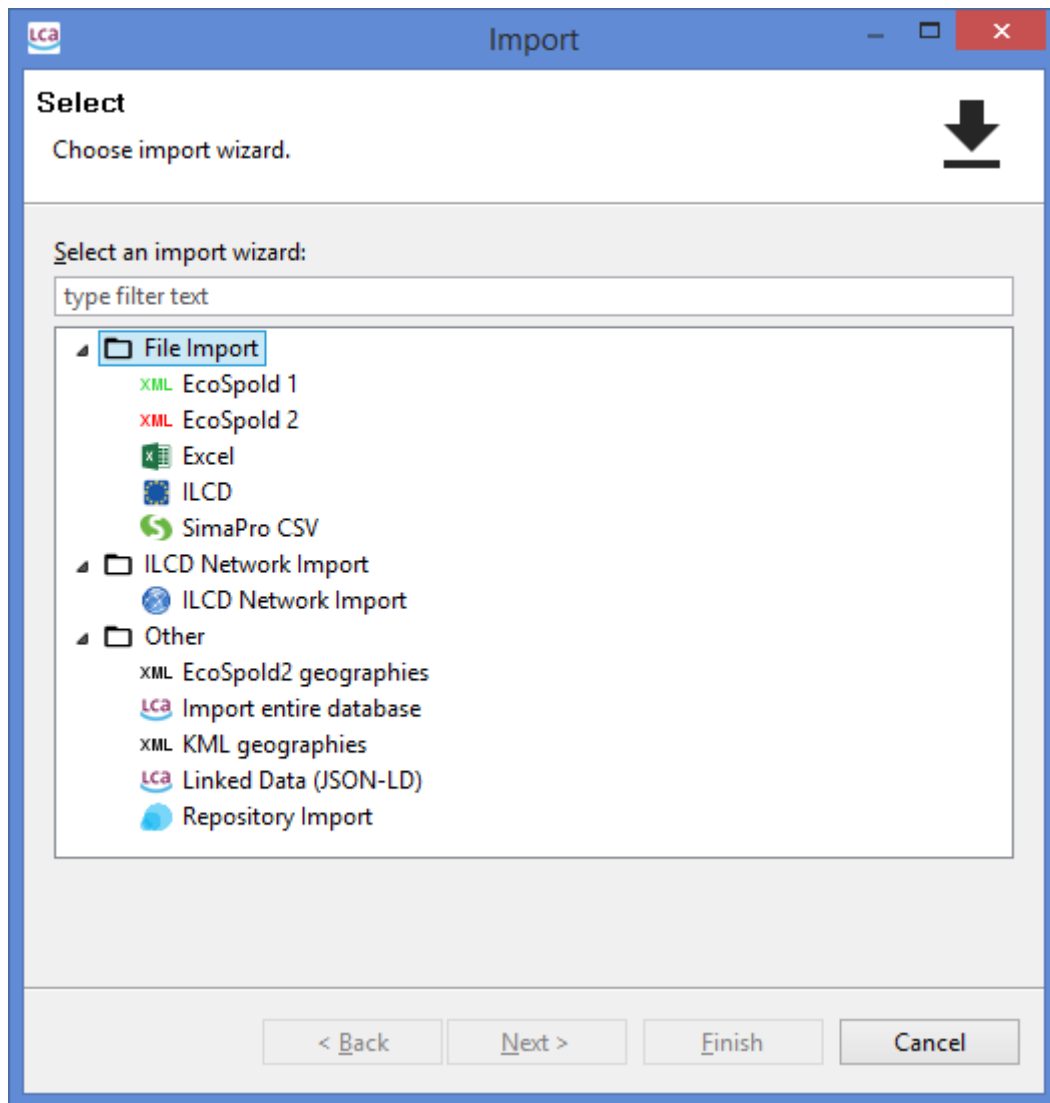


Figura 13: Estrutura da tela de importação de dados no software openLCA.

Conforme exposto, no presente trabalho foi utilizada a base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018).

3.2.2. A ferramenta LCA4Waste – Cement Kiln

As simulações dos processos da planta de produção de clínquer nos cenários considerados, as quais deram origem aos respectivos Inventários de Ciclo de Vida (ICVs), foram modeladas através do uso da ferramenta *LCA4Waste* (ETH ZÜRICH, 2019). Ela foi desenvolvida pelo Grupo de Design de Sistemas Ecológicos (*Group for*

Ecological Systems Design) do Instituto Federal de Tecnologia de Zurique (*ETH Zürich*) e documentada em artigo publicado em 2009 em periódico internacional indexado (BOESCH *et al.*, 2009).

A referida ferramenta é destinada ao auxílio à tomada de decisão no que diz respeito ao uso de recursos e à gestão de resíduos em indústrias intensivas em energia e em processos dedicados ao tratamento de resíduos. É desenvolvida em plataforma Microsoft Excel, de forma pública e aberta, e possui três módulos: *Cement kiln* (co-processamento), *Landfill* (aterro) e MSWI (incineração). O módulo dedicado à produção de clínquer, *LCA4Waste – Cement kiln*, permite a construção de cenários de produção de clínquer, com base na modelagem dos fluxos e balanços de massa e de energia no forno (*kiln*) a partir das matérias-primas e dos combustíveis utilizados, se destinando à análise e comparação da performance ambiental dos mesmos.

A ferramenta vem sendo utilizada em diversos artigos e estudos que avaliam os inventários de ciclo de vida de processos de tratamento de resíduos e que verificam a performance ambiental das diferentes opções de tratamento, ganhando, com isso, importância na literatura (UVEG, 2013; GALVEZ-MARTOS & SCHOENBERGER, 2014; HAUPT *et al.*, 2018; VAN EYGEN *et al.*, 2018).

O *LCA4Waste – Cement kiln* permite a seleção de diferentes tecnologias de produção e tipos de matérias-primas e combustíveis, possuindo base de dados própria e com parâmetros editáveis. A referida ferramenta foi concebida de forma a apresentar compatibilidade com a base de dados Ecoinvent, para sistema com fronteiras do tipo *cradle-to-gate* (mesma do presente estudo), e considera as saídas para os 3 compartimentos ambientais: emissões atmosféricas, efluentes líquidos e geração de resíduos.

Conforme anteriormente mencionado, os resultados gerados pela ferramenta *LCA4Waste* foram utilizados para compor os sistemas de primeiro plano (*foreground systems*) dos cenários propostos. Algumas lacunas foram identificadas, as quais foram preenchidas a partir da aplicação de metodologias internacionalmente reconhecidas e de premissas definidas ao longo da elaboração do presente estudo. Os procedimentos adotados são detalhados adiante, no item 3.3.

3.3. Parâmetros, premissas e configurações consideradas

Segundo a Comissão Europeia (EC, 2010a), ao se conduzir um estudo de ACV, uma descrição inicial deve ser realizada, especialmente para os processos do sistema de primeiro plano. Assim, nesta seção serão descritas as principais características das configurações da produção nacional de cimento consideradas, especialmente em termos de eficiência térmica, de participação de combustíveis e de composição de cimento, bem como as premissas utilizadas, lacunas identificadas e procedimentos adotados para preenchimento destas.

A definição dos parâmetros de cálculo alimentados na ferramenta *LCA4Waste* (eficiência térmica, participação de combustíveis, de matérias-primas e respectivas composições) e no software openLCA (resultados da ferramenta, composição do cimento e outros) utilizados na simulação procurou seguir as configurações compatíveis com os dados de uma planta real, a partir de valores disponíveis na literatura. No entanto, isso não implica que todos os valores utilizados representem exatamente aqueles utilizados em uma única planta, inclusive por este não ser o objetivo do presente trabalho. Os valores aqui simulados serão sempre compatíveis, porém, com valores setoriais médios, aproximados de plantas reais típicas, abordagem coerente com o pretendido por este estudo.

3.3.1. Parâmetros de entrada (*LCA4Waste*)

Como o objetivo da presente tese foi comparar mudanças nas configurações de uma mesma planta hipotética de produção de cimento, parte dos parâmetros de entrada alimentados na ferramenta *LCA4Waste* foram mantidos iguais entre as simulações. A escolha destes parâmetros procurou representar valores compatíveis com o de uma planta convencional brasileira, tendo como base os valores setoriais médios do país.

O primeiro parâmetro que foi selecionado e mantido igual entre as simulações corresponde ao tipo (ou a tecnologia) do forno. A opção selecionada foi a mais avançada e com a maior eficiência térmica disponível na ferramenta, “*precalciner*”, de forma a retratar a quase totalidade dos fornos do Brasil, conforme já apresentado (via

seca, com pré-calcinadores). Os valores de consumo energético foram editados para refletir os valores nacionais (real e futuros), e são apresentados adiante, no item dedicado à construção dos cenários. A taxa de operação composta selecionado foi de 0%, valor padrão sugerido na ferramenta quando a mesma não está disponível.

A determinação do valor de emissões de NO_x alimentado na ferramenta seguiu procedimento similar ao adotado em trabalho publicado por STAFFORD *et al.* (2016b), sendo estimado a partir dos valores máximos permitidos na legislação nacional (BRASIL, 2006), de 650 mg/Nm³. Com relação à tecnologia de controle destas emissões, foi selecionada aquela que estava disponível para seleção na ferramenta, a redução seletiva não catalítica (SNCR) a partir da injeção de amônia.

Para o controle de emissões de SO_x, assumiu-se, nas simulações iniciais, que a capacidade de absorção do próprio processo seria suficiente para reduzir os níveis de concentração destes óxidos para valores abaixo dos limites legais do estado de Minas Gerais, cujo valor aplicável corresponde a 1.200 mg/Nm³ (MINAS GERAIS, 2010), visto não haver regulação a nível nacional. Esta premissa foi confirmada em todos os cenários, visto que as concentrações ficaram abaixo do limite legal, pouco acima da metade do mesmo (650 a 750 mg/Nm³). Assim, não foram selecionadas tecnologias de controle de emissões de SO_x para nenhum dos cenários considerados.

A tecnologia de controle de emissões de MP selecionada foi “*fabric filter*” (filtro de manga), visto a desvantagem da alternativa (precipitadores eletroestáticos) e a atual preferência setorial pelo primeiro, na Europa, conforme exposto (MALARD, 2016; LUIZ, 2016). A produção bruta de poeira de forno de cimento (CKD) selecionada foi de 5%, valor padrão sugerido pela ferramenta, enquanto o destino selecionado para a mesma foi 100% de volta para o silo/forno, visto que corresponde a produto e sua destinação como resíduo representaria perda de produto e redução da eficiência do processo produtivo.

Durante as simulações iniciais, assumiu-se que medidas de controle do teor de cloro (*by-pass*), que pode levar a incrustação de material e eventual entupimento dos dutos da planta, não seriam necessárias, o que se confirmou apenas para um dos cenários (caso 1). Para os demais casos (2 e 3), estas simulações indicaram a necessidade de realização de *by-pass* dos gases de exaustão. Para ambos os casos, a taxa

mínima de *by-pass* permitida pela ferramenta, de 3%, foi suficiente para reduzir os níveis de cloro a valores seguros de operação, correspondendo ao valor selecionado. Neste caso, passou a haver geração de poeira de *by-pass* (BPD), cujo destino selecionado em ambos os casos foi o moinho de cimento (“*cement mill*”), uma vez que também se trata de produto e seu descarte representaria perda de produto.

O resfriador de clínquer selecionado foi do tipo grelha (“*grate*”), tipo padrão sugerido pela ferramenta.

Com relação aos insumos para a produção de clínquer, o tipo e a quantidade/participação de cada matéria-prima (“*raw material*”) alimentada foram baseadas nos dados apresentados por SILVA (2017a) para estudo de caso brasileiro, corrigidos para 1 tonelada de clínquer (Tabela 22), unidade de referência do *LCA4Waste*. As composições das matérias-primas utilizadas nas simulações foram aquelas apresentadas como padrão na base de dados própria da ferramenta.

Tabela 22: Tipos de matérias-primas e respectivas quantidades considerados para a produção de clínquer nos casos estudados no presente trabalho, em toneladas.

Matéria-prima	Quantidade (t)
Calcário (britado)	1.388,4
Argila	136,9
Areia	14,8
Minério de ferro	33,5

Fonte: Elaboração própria a partir de SILVA (2017a).

Quanto aos combustíveis utilizados, as quantidades/participações variaram conforme o caso estudado e são tratadas adiante, no item dedicado à construção dos cenários. Já para suas composições e características, foram utilizadas aquelas apresentadas como padrão na base de dados própria da ferramenta, as quais estavam disponíveis para apenas parte dos combustíveis considerados: carvão mineral (“*hard coal*”), coque de petróleo, óleo combustível (“*heavy oil*”), gás natural, *blend* de resíduos (CSS), pneus e lodo de esgoto.

Os poderes caloríficos inferiores dos quatro primeiros foram ajustados com base nas informações disponíveis no Balanço Energético Nacional (EPE, 2021a), com o objetivo de retratar mais proximamente a realidade nacional (Tabela 23). Para os demais combustíveis, coque de carvão mineral, carvão vegetal, *pellets* de madeira, combustível derivado de resíduos sólidos (CDR ou RDF) e resíduos agrícolas (bagaço de cana e casca de arroz), foi necessário o desenvolvimento de bases de dados específicas, cujos valores foram estimados a partir da literatura disponível. As composições utilizadas, bem como os *datasets* de origem, são apresentadas na Tabela 24, na Tabela 25 e na Tabela 26.

Tabela 23: Poderes caloríficos inferiores (PCI) considerados para os combustíveis utilizados na produção de clínquer nos casos estudados no presente trabalho.

Combustível	PCI (kcal/kg)
Carvão mineral	5.574*
Coque de Petróleo	8.390
Óleo combustível	9.590
Gás natural	8.800**

* Estimado a partir da massa utilizada e da energia gerada atribuídas a este combustível no setor do cimento nacional, nas planilhas de dados disponibilizadas por EPE (2021b).

** Em kcal/m³.

Fonte: Elaboração própria a partir de EPE (2021a e 2021b).

Tabela 24: Composições e características dos combustíveis (coque de carvão mineral e carvão vegetal) considerados nos casos estudados no presente trabalho.

Parâmetro	Unidade	Coque de carvão mineral		Carvão vegetal	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Poder Calorífico Inferior (PCI)	MJ/kg	28,89	Balanço Energético Nacional (EPE, 2021a)	27,05	Balanço Energético Nacional (EPE, 2021a)
Elementos principais					
Água	%	1,23	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	7,89	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
C		85,39	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	66,58	ECN, 2019 (Char from Eucalyptus, dataset #1956).
S		0,49	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	0,08	ECN, 2019 (Charcoal briquette, dataset #3041).
N		0,70	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	0,89	ECN, 2019 (Char from Eucalyptus, dataset #1956).
Cl		0,01	Valores médios de NOMURA (2010).	0,07	ECN, 2019 (Charcoal briquette, dataset #3041).
F		0,00	Assumido 0 (valor não identificado na literatura).	0,00	ECN, 2019 (Char from Eucalyptus, dataset #1956).
H		0,67	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	1,16	ECN, 2019 (Char from Eucalyptus, dataset #1956).
O		0,48	ZAJUSZ-ZUBEK & KONIECZYNSKI, 2003.	9,71	ECN, 2019 (Char from Eucalyptus, dataset #1956).
Cinzas		10,70	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	10,45	ECN, 2019 (Char from Eucalyptus, dataset #1956).
Elementos traço					
Cd	ppm	0,05	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	0,20	ECN, 2019 (Charcoal briquette, dataset #3041).
Hg		0,08	Valores médios de MA <i>et al.</i> (2010).	0,32	Assumido igual ao de biomassa (base de dados LCA4Waste).
Tl		0,22	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	0,00	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Sb		2,00	Assumido igual ao do carvão mineral (base de dados LCA4Waste).	0,10	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
As		4,56	Valores médios de MA <i>et al.</i> (2010).	16,00	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Pb		3,42	Valores médios de MA <i>et al.</i> (2010).	12,10	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Cr		11,01	Valores médios de MA <i>et al.</i> (2010).	23,70	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Co		6,72	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	0,30	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Cu		20,00	Assumido igual ao do carvão mineral (base de dados LCA4Waste).	21,40	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Mn		79,55	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	36,40	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Ni		17,28	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	3,10	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
V		44,78	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	7,00	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Sn		8,00	Assumido igual ao do carvão mineral (base de dados LCA4Waste).	2,70	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Zn		39,50	Valores médios de KONIECZYNSKI <i>et al.</i> (2012).	44,20	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).

Parâmetro	Unidade	Coque de carvão mineral		Carvão vegetal	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Composição das cinzas					
SiO2	%	56,92	Valores médios de GRIGORE <i>et al.</i> (2008).	37,10	ECN, 2019 (Charcoal, dataset #2111).
Al2O3		29,40		7,47	
Fe2O3		7,55		4,51	
CaO		2,35		36,13	
MgO		0,82		1,68	
SO3		0,49		6,63	
K2O		0,79		0,61	
Na2O		0,31		5,47	
P2O5		1,37		0,40	
Características					
Percentual de carbono biogênico	%	0,00%	Assumido igual ao do carvão mineral (base de dados LCA4Waste).	100,00%	Assumido igual ao de biomassa (base de dados LCA4Waste).
Preparação na planta					
Eletricidade	kWh/kg	0,05	Assumido igual ao do coque de petróleo (base de dados LCA4Waste).	0,04	Assumido igual ao do carvão mineral (base de dados LCA4Waste).
Calor	MJ/kg	0,00		0,00	

Tabela 25: Composições e características dos combustíveis (CDR e *pellets*) considerados nos casos estudados no presente trabalho.

Parâmetro	Unidade	CDR		Pellets	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Poder Calorífico Inferior (PCI)	MJ/kg	15,50	ABELIOTIS <i>et al.</i> , 2012.	17,28	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
Elementos principais					
Água	%	27,30	ABELIOTIS <i>et al.</i> , 2012.	8,65	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
C		32,88	ECN, 2019 (RDF, from Dutch waste, dataset #1412).	47,96	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
S		0,21	ECN, 2019 (RDF, from Dutch waste, dataset #1412).	0,08	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
N		0,52	ECN, 2019 (RDF, from Dutch waste, dataset #1412).	0,19	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
Cl		0,40	ABELIOTIS <i>et al.</i> , 2012.	0,02	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
F		0,00	Assumido 0 (valor não identificado na literatura).	0,00	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
H		4,37	ECN, 2019 (RDF, from Dutch waste, dataset #1412).	5,44	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
O		21,06	ECN, 2019 (RDF, from Dutch waste, dataset #1412).	36,95	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
Cinzas		10,83	ECN, 2019 (RDF, from Dutch waste, dataset #1412).	0,44	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).

Parâmetro	Unidade	CDR		Pellets	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Elementos traço					
Cd	ppm	0,80	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	0,30	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Hg		0,20	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	0,32	Assumido igual ao de biomassa (base de dados LCA4Waste).
Tl		0,00	Assumido 0 (valor não identificado na literatura).	0,00	Assumido 0 (valor não identificado na literatura).
Sb		29,00	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	1,60	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
As		5,30	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	5,30	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Pb		93,30	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	159,80	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Cr		68,30	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	14,40	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Co		4,20	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	3,00	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Cu		512,90	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	16,00	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Mn		66,50	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	86,70	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Ni		32,90	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	1,70	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
V		3,10	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	1,00	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Sn		23,10	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	1,60	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Zn		218,20	ECN, 2019 (RDF, dataset #3284).	170,90	ECN, 2019 (wood pellets brown, dataset #3074).
Composição das cinzas					
SiO2	%	40,65	ECN, 2019 (RDF, dataset #959).	19,38	ECN, 2019 (Profactus (NL) fuel pellets, dataset #2768).
Al2O3		24,21		3,12	
Fe2O3		2,35		2,85	
CaO		23,39		49,46	
MgO		2,76		10,98	
SO3		1,63		2,44	
K2O		1,94		9,21	
Na2O		2,04		1,63	
P2O5		1,02		0,95	
Características					
Percentual de carbono biogênico	%	30,00%	VISEDO & PECCHIO, 2019.	100,00%	-
Preparação na planta					
Eletricidade	kWh/kg	0,04	BOESCH <i>et al.</i> , 2009.	0,04	Assumido igual ao do RDF (BOESCH <i>et al.</i> , 2009).
Calor	MJ/kg	0,00		0,00	

Tabela 26: Composições e características dos combustíveis (bagaço de cana e casca de arroz) considerados nos casos estudados no presente trabalho.

Parâmetro	Unidade	Bagaço de cana		Casca de arroz	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Poder Calorífico Inferior (PCI)	MJ/kg	12,98	Balanço Energético Nacional (EPE, 2021a)	12,92	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
Elementos principais					
Água	%	46,00	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	10,94	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
C		24,26	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	34,35	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
S		0,03	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	0,04	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
N		0,12	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	0,46	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
Cl		0,02	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	0,11	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
F		0,00	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	0,00	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
H		2,81	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	4,20	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
O		19,57	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	31,38	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
Cinzas		6,69	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	18,04	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
Elementos traço					
Cd	ppm	0,10	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	0,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Hg		0,00	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	0,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Tl		0,00	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	0,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Sb		0,60	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	0,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
As		0,90	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	0,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Pb		1,50	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	1,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Cr		2,90	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	2,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Co		5,50	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	25,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Cu		3,10	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	5,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Mn		26,60	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	220,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Ni		1,70	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	2,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
V		1,10	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	0,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Sn		0,50	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	0,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).
Zn		9,70	ECN, 2019 (sugar cane bagasse, dataset #3180).	14,00	ECN, 2019 (Rice husk, dataset #3521).

Parâmetro	Unidade	Bagaço de cana		Casca de arroz	
		Valor	Fonte	Valor	Fonte
Composição das cinzas					
SiO2	%	49,16	ECN, 2019 (sugarcane bagasse, dataset #2806).	90,85	ECN, 2019 (rice hulls, dataset #993).
Al2O3		22,02		0,78	
Fe2O3		16,55		0,14	
CaO		4,62		3,19	
MgO		3,45		0,01	
SO3		0,43		0,72	
K2O		1,79		3,69	
Na2O		1,03		0,21	
P2O5		0,95		0,43	
Características					
Percentual de carbono biogênico	%	100,00%	Assumido igual ao de biomassa (base de dados LCA4Waste).	100,00%	Assumido igual ao de biomassa (base de dados LCA4Waste).
Preparação na planta					
Eletricidade	kWh/kg	0,01	Assumido igual ao de biomassa (base de dados LCA4Waste).	0,01	Assumido igual ao de biomassa (base de dados LCA4Waste).
Calor	MJ/kg	0,00		0,00	

Os combustíveis devem ser alimentados na ferramenta *LCA4Waste* (e no software openLCA) em termos de massa (kg), ou volume (m³) no caso específico do gás natural. Como, na literatura utilizada para construção dos cenários, a participação dos combustíveis é apresentada em termos energéticos, foi necessária sua conversão para base mássica (ou volumétrica). Este cálculo foi realizado a partir do uso do Poder Calorífico Inferior (PCI) de cada combustível considerado.

3.3.2. Valores de saída (*LCA4Waste*)

Foi necessário o ajuste de parte dos dados de saída derivados do uso da ferramenta *LCA4Waste*, de forma a adequar a base de dados resultante ao padrão dos outros *datasets* presentes no banco de dados utilizado (Ecoinvent 3.4). Nesta seção são apresentados os procedimentos adotados para obtenção das informações alvos de ajuste.

A referida ferramenta não inclui informações a respeito de quatro processos, duas entradas e duas saídas, considerados no presente trabalho como resultantes da operação normal de uma planta de cimento: uso de maquinário industrial; consumo de diesel em maquinário industrial; geração de resíduo inerte, o qual corresponde a material refratário gasto, segundo KELLENBERGER *et al.* (2007); e geração de resíduo sólido urbano, utilizado por KELLENBERGER *et al.* (2007) como proxy para diferentes

materiais residuais. Como, para todos os cenários simulados na presente tese, não foram consideradas alterações na forma de operação da planta, optou-se por manter os valores destes quatro processos iguais entre as simulações, os quais são apresentados na Tabela 27.

Tabela 27: Processos e respectivos valores adicionados aos resultados da ferramenta *LCA4Waste*, para realização das simulações no software openLCA.

Processo	Processo Ecoinvent	Dataset	Valor	Unidade
Uso de maquinário industrial	industrial machine, heavy, unspecified	clinker production - GLO	3,76E-02	kg
Consumo de diesel em maquinário industrial	diesel, burned in building machine	clinker production - GLO	1,32E+01	MJ
Geração de resíduo inerte	inert waste, for final disposal	clinker production - GLO	4,45E-02	kg
Geração de resíduo sólido urbano	municipal solid waste	clinker production - GLO	1,79E-01	kg

Além disso, os resultados de emissões de material particulado e cromo são apresentados de forma agregada pela ferramenta, sem suas respectivas especificações em partículas não inaláveis, partículas inaláveis ou partículas inaláveis finas e Cr III ou Cr VI. Para o material particulado, a proporção entre os diâmetros de partículas foi extrapolada de KELLENBERGER *et al.* (2007), procedimento similar ao adotado por SILVA (2017b). Este procedimento também foi adotado para o estabelecimento das proporções entre as valências do cromo emitido (Tabela 28).

Tabela 28: Proporções consideradas para a desagregação dos valores das emissões de material particulado e cromo gerados na ferramenta *LCA4Waste*, respectivamente por diâmetro de partícula e por valência.

Poluente	Proporção
<i>Material Particulado</i>	
Partículas < 2,5 µm	64%
Partículas > 2,5 e < 10 µm	21%
Partículas > 10 µm	15%
<i>Cromo</i>	
Cromo III	72,5%
Cromo VI	27,5%

Fonte: Elaboração própria a partir de KELLENBERGER *et al.* (2007).

A referida ferramenta não apresenta, em seus resultados, valores específicos referentes às emissões de metano (CH₄) e de óxido nitroso (N₂O). As mesmas foram estimadas a partir dos fatores de emissão determinados pelo IPCC por tipo de combustível (GÓMEZ *et al.*, 2006), conforme apresentado na Tabela 29. As emissões dos compostos orgânicos voláteis não metano (NMVOC) foram estimadas subtraindo-se o valor de emissões totais de metano (CH₄) estimado do valor de emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) apresentado como resultado de cada simulação no *LCA4Waste*.

Tabela 29: Fatores de emissão de metano (CH₄) e de óxido nitroso (N₂O) considerados no presente trabalho para composição dos Inventários de Ciclo de Vida dos cenários propostos.

Combustível	Fator de emissão - CH₄ (kg/TJ)	Fator de emissão - N₂O (kg/TJ)
Gás natural	1,1	0,1
Carvão mineral	1,0	1,5
Óleo combustível	3,0	0,6
Coque de petróleo	3,0	0,6
Coque de carvão mineral	10,0	1,5
<i>Pellets</i> de madeira	30,0	4,0
Bagaço de cana	30,0	4,0
Casca de arroz	30,0	4,0
Lodo de esgoto	30,0	4,0
Pneus	30,0	4,0
<i>Blend</i> de resíduos (CSS)	30,0	4,0
Combustível derivado de resíduos sólidos (CDR ou RDF)	30,0	4,0

Fonte: Elaboração própria a partir de GÓMEZ *et al.* (2006).

3.3.3. Configurações atual e futuras da produção de cimento no Brasil

Para o desenvolvimento dos cenários estudados na presente tese, foi necessária a adoção de procedimentos de adequação dos dados disponíveis na literatura à ferramenta e ao software utilizados, em especial no que diz respeito ao nível de agregação das informações acerca dos combustíveis considerados. Neste item são expostas as considerações aplicadas em todos os cenários propostos, enquanto nos subitens consecutivos são expostas as considerações e premissas utilizadas para a construção de cada cenário individualmente.

Foram incluídos na categoria de *blend* (mistura) de resíduos, também identificada pelo acrônimo CSS (*Combustible de Substitution Solide*), os resíduos perigosos (Classe I). Entre eles, destacam-se solventes degradados, resíduos oleosos, efluentes e borras industriais, além de diferentes compostos orgânicos de diferentes indústrias, como resíduos de tinta, resíduos das indústrias química, farmacêutica e de cosméticos, bem como outros materiais não-perigosos contaminados, como principalmente o plástico (IEA/WBCSD, 2018; IFC, 2017; ABCP, 2020). Optou-se por utilizar as informações

contidas na base de dados da ferramenta sobre este tipo de combustível, visto ter sido considerada mistura composta pelos mesmos materiais indicados (BOESCH *et al.*, 2009).

Para a categoria de resíduos agrícolas, assumiu-se que a mesma era composta exclusivamente pelos dois principais componentes indicados na literatura nacional, em proporções iguais (50%/50%), bagaço de cana e casca de arroz (CNI/ABCP, 2012; PUNHAGUI *et al.*, 2018). Esta premissa foi necessária pois não foram localizadas na literatura informações que permitissem a desagregação em outras categorias de resíduos agrícolas ou que definissem a participação individual de cada categoria.

Já para os resíduos não perigosos, tanto de origem industrial quanto de origem domiciliar e comercial (ou urbana), foi considerada sua transformação e utilização sob a forma de combustível derivado de resíduos (CDR ou RDF), em alinhamento ao exposto por VISEDO & PECCHIO (2019). Conforme visto, estas categorias de resíduos apresentam composições semelhantes, o que corrobora esta premissa.

Conforme indicado, optou-se pela utilização da composição do combustível “*hard coal*”, contida na base de dados da ferramenta *LCA4Waste*, como aquela correspondente à do carvão mineral nas simulações realizadas na presente tese. Conforme apresentado por CORÁ (2006), os carvões minerais utilizados para produção de cimento corresponderem aos dos tipos betuminoso e sub-betuminoso. Além disso, o carvão do tipo betuminoso possui teor de carbono entre 69 e 86% (GOODGER, 2004), correspondendo ao tipo considerado em estudo sobre a produção de cimento no Brasil (STAFFORD *et al.*, 2016b). O teor de carbono registrado na referida base de dados para “*hard coal*” corresponde a 70%, valor compatível com a faixa indicada, o que justifica e corrobora a escolha realizada.

3.3.3.1. Caso 1 – Configuração Atual

O caso 1 corresponde à configuração do cenário de referência, o qual servirá como linha de base para a comparação com os demais casos propostos. Como indicado, ele foi estruturado com base nas informações apresentadas por VISEDO & PECCHIO (2019) e GOLDEMBERG (2016) para o que estes autores identificam como a

configuração atual da produção nacional (ano-base 2014). Esta configuração considera uma eficiência térmica de 3,50 GJ/t clínquer.

Com relação à participação de combustíveis, os referidos autores apresentam valores apenas para os combustíveis ditos alternativos, isto é, não fósseis. Assim, a participação dos combustíveis fósseis foi estimada com base nas informações setoriais específicas apresentadas pela EPE (2021b) para o mesmo ano-base, 2014. A composição do consumo energético para o setor do cimento considerado no caso 1 é apresentada na Tabela 30.

Tabela 30: Participação dos combustíveis, em base energética (térmica), considerada para o setor do cimento no caso 1 (configuração atual).

Combustível	Participação energética
Gás natural	0,5%
Carvão mineral	2,6%
Óleo combustível	0,3%
Coque de petróleo	80,1%
Coque de carvão mineral	1,6%
Carvão vegetal	6,0%
Resíduo agrícola – bagaço de cana	0,35%
Resíduo agrícola – casca de arroz	0,35%
Pneus	4,6%
Resíduos industriais perigosos (<i>blend</i>)	3,5%

Fonte: Elaboração própria a partir de EPE (2021b), VISEDO & PECCHIO (2019) e GOLDEMBERG (2016).

Já para a definição da composição do cimento, optou-se por se considerar o perfil de produção do Sudeste brasileiro, visto corresponder à região com a maior participação da produção nacional e onde a planta hipotética está localizada. Apesar de VISEDO & PECCHIO (2019) apresentarem informações de composição do cimento segregadas apenas a nível nacional, os referidos autores também expõem parte das informações a nível regional. A partir do cruzamento destas informações, foi possível estimar o perfil de produção da referida região, apresentado na Tabela 31.

Tabela 31: Proporção dos componentes do cimento considerada para o caso 1 (configuração atual).

Componente do cimento	Proporção
Clínquer	60,4%
Gesso (gipsita)	3,6%
Escória siderúrgica	27,3%
Fíler calcário	8,0%
Outros*	0,7%

* Escória de aciaria.

Fonte: Elaboração própria a partir de VISEDO & PECCHIO (2019).

De acordo com VISEDO & PECCHIO (2019), o grupo “outros” corresponde principalmente a escória de aciaria e escória ácida de alto forno, com uma forte predominância do consumo do primeiro em relação ao segundo, em patamares superiores a 80%. Desta forma, nas simulações do presente trabalho, considerou-se que o referido grupo é composto exclusivamente por escória de aciaria. Além disso, assumiu-se a premissa de que a mesma não necessita de tratamento prévio à utilização no setor do cimento, estando pronto para uso imediatamente após sua geração.

3.3.3.2. Caso 2 – Configuração SNIC 2030

O caso 2 corresponde à configuração indicada, para o horizonte de 2030, pelas associações setoriais nacionais como aquela que contemplaria os esforços necessários do setor do cimento no Brasil para limitar o aumento da temperatura média global em até 2°C, examinando meios para alcançar cortes de emissões de GEE profundas o suficiente (VISEDO & PECCHIO, 2019). É importante destacar que os autores argumentam que este cenário não corresponde a previsões, mas a análises internamente consistentes de caminhos que podem estar disponíveis para alcançar os objetivos das políticas climática e energética, a partir de um conjunto de pressupostos tecnológicos definidos. A eficiência térmica considerada para este cenário é de 3,47 GJ/t clínquer.

Assim como para o caso 1, os referidos autores não apresentam valores específicos para a participação de cada combustível fóssil. Os mesmos foram estimados a partir da proporção total dos combustíveis fósseis prevista por VISEDO & PECCHIO (2019) e GOLDEMBERG (2016) para o ano de 2030 (65,3%) e das proporções relativas de cada combustível fóssil no ano-base, determinadas a partir dos dados apresentados pela EPE (2021b). A composição do consumo energético para o setor do cimento considerado no caso 2 é apresentada na Tabela 32.

Tabela 32: Participação dos combustíveis, em base energética (térmica), considerada para o setor do cimento no caso 2 (configuração SNIC 2030).

Combustível	Participação energética
Gás natural	0,4%
Carvão mineral	2,0%
Óleo combustível	0,2%
Coque de petróleo	61,4%
Coque de carvão mineral	1,3%
Resíduo agrícola – bagaço de cana	1,5%
Resíduo agrícola – casca de arroz	1,5%
Lodo de esgoto	2,4%
Pneus	4,9%
Resíduos industriais perigosos (<i>blend</i>)	3,1%
Resíduos industriais não perigosos (como CDR ou RDF)	11,4%
Resíduos sólidos urbanos (como CDR ou RDF)	9,9%

Fonte: Elaboração própria a partir de EPE (2021b), VISEDO & PECCHIO (2019) e GOLDEMBERG (2016).

No caso 2, também se optou por considerar o perfil de composição do Sudeste brasileiro para a definição do cenário. Este perfil foi estimado para a configuração em questão da mesma forma que para o caso 1, a partir do cruzamento das informações a nível nacional e a nível regional apresentadas por VISEDO & PECCHIO (2019) (Tabela 33). As premissas a respeito da participação e da utilização da escória de aciaria foram as mesmas assumidas para o caso 1.

Tabela 33: Proporção dos componentes do cimento considerada para o caso 2 (configuração SNIC 2030).

Componente do cimento	Proporção
Clínquer	54,9%
Gesso (gipsita)	3,6%
Escória siderúrgica	20,0%
Fíler calcário	19,5%
Outros*	2,0%

* Escória de aciaria.

Fonte: Elaboração própria a partir de VISEDO & PECCHIO (2019).

3.3.3.3. Caso 3 – Configuração CETESB 2030

O caso 3 corresponde à configuração indicada, para o horizonte de 2030, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) como aquela que contemplaria os esforços necessários do setor do cimento estadual para concretização de um cenário de baixo carbono, examinando meios para alcançar cortes de emissões de GEE a partir das seguintes estratégias, adotadas em paralelo: substituição de clínquer por filer calcário, até a participação de 39%; redução da participação energética do coque de petróleo para 40% e sua substituição por combustível derivado de resíduos sólidos urbanos (CDR) e por biomassa (*pellet* de madeira), em iguais proporções (PUNHAGUI *et al.*, 2018). Este cenário foi adotado no estudo de caso por ser considerar uma alternativa passível e viável para adoção na região Sudeste do Brasil, onde ambos os estados de Minas Gerais (localização escolhida para a planta hipotética) e São Paulo estão contidos, inclusive compartilhando fronteira entre si.

Conforme registrado pelos autores supracitados, o aumento da eficiência energética (térmica) não foi considerado com uma estratégia em seu cenário de baixo carbono. Justificam que esta é uma estratégia válida para muitos países, mas não para o Brasil, visto que a indústria nacional de cimento já utiliza em sua quase totalidade a via tecnológica mais eficiente neste quesito (via seca com pré-calcinadores). Assim, argumentam que esta medida apresentaria um potencial muito pequeno para mitigação

de emissões de GEE, sendo excluída de suas análises. Desta forma, no presente trabalho, optou-se por se utilizar neste caso a mesma eficiência considerada no caso 2, de 3,47 GJ/t clínquer.

A exceção do coque de petróleo, os referidos autores não apresentam valores específicos para a participação de cada combustível fóssil, como para os casos 1 e 2. Foram utilizadas as mesmas participações calculadas no caso 2 para os demais combustíveis fósseis, enquanto a do coque de petróleo foi fixada em 40%. Para os combustíveis alternativos, também foram utilizadas as participações determinadas no caso 2, exceto para o lodo de esgoto. Em uma situação atual de não uso deste último, considerou-se o início de sua adoção pouco provável no cenário de baixo carbono definido por PUNHAGUI *et al.* (2018), visto que o mesmo não é considerado no referido estudo. A participação remanescente para atingimento da demanda energética considerada (45,1%) foi dividida igualmente entre os dois combustíveis priorizados pelos autores, CDR e *pellet* de madeira (22,55% cada). A composição do consumo energético para o setor do cimento considerado no caso 3 é apresentada na Tabela 34.

Tabela 34: Participação dos combustíveis, em base energética (térmica), considerada para o setor do cimento no caso 3 (configuração CETESB 2030).

Combustível	Participação energética
Gás natural	0,4%
Carvão mineral	2,0%
Óleo combustível	0,2%
Coque de petróleo	40,0%
Coque de carvão mineral	1,3%
<i>Pellet</i> de madeira	22,55%
Resíduo agrícola – bagaço de cana	1,5%
Resíduo agrícola – casca de arroz	1,5%
Pneus	4,9%
Resíduos industriais perigosos (<i>blend</i>)	3,1%
Resíduos sólidos urbanos (como CDR ou RDF)	22,55%

Para a definição da composição do cimento do caso 3, considerou-se o perfil previsto no estudo tomado como base (PUNHAGUI *et al.*, 2018), apresentado na Tabela 35.

Tabela 35: Proporção dos componentes do cimento considerada para o caso 3 (configuração CETESB 2030).

Componente do cimento	Proporção
Clínquer	46,0%
Gesso (gipsita)	2,0%
Escória siderúrgica	13,0%
Fíler calcário	39,0%

Fonte: Elaboração própria a partir de PUNHAGUI *et al.* (2018).

Vale lembrar, ainda, que os padrões normativos vigentes no Brasil limitam a proporção do fíler calcário nos cimentos Portland estruturais a até 25%, conforme indicado. Assim, conforme a configuração prevista para o caso anterior, a concretização deste cenário pressupõe a atualização dos referidos padrões de forma a permitir teores de até 39% do componente em questão.

Como o estudo de PUNHAGUI *et al.* (2018) não define a origem da biomassa utilizada como insumo da produção dos *pellets* de madeira, optou-se, na presente tese, por se definir 2 subcasos para tratar as duas origens identificadas como possíveis para o caso 3: o caso 3a, no qual foi considerado o uso da madeira oriunda de sistema de produção agroindustrial de madeira (eucalipto), e o caso 3b, no qual foi considerado o uso de resíduos de madeira (serragem ou maravalha) como insumo. As informações consideradas para cada um destes casos são apresentadas em detalhes na seção 4.1.

3.3.4. Distâncias e modais de transporte

As distâncias e os modais de transporte dos insumos utilizados para a produção de cimento foram estimados para cada categoria de insumo, a partir de informações

disponíveis na literatura e da localização da planta hipotética (município de Pedro Leopoldo, no estado de Minas Gerais), não variando entre os cenários.

Com relação aos insumos para a produção de clínquer, assumiu-se que o calcário e a argila são obtidos em minas dentro do perímetro da planta, sendo transportada por correias transportadoras por uma distância de aproximadamente 3 km, conforme observado por SANTI (2003) em estudo desenvolvido no mesmo estado considerado no presente trabalho. Já para a areia e o minério de ferro, assumiu-se a distância de transporte de 250 km, realizada pelo modal mais comum no país, o rodoviário. A literatura indica que o raio economicamente viável de obtenção de insumos para a produção de cimento é até 500 km (RODRIGUES & FONSECA, 2009; OLIVEIRA, 2015b). No entanto, por serem relativamente abundantes no território nacional, inclusive nos polos de produção de cimento, optou-se por se considerar metade do referido raio, premissa corroborada por VISEDO (2019).

Para os combustíveis utilizados, JUNIOR (2016), em estudo sobre a cadeia de suprimentos do coque de petróleo na indústria cimenteira brasileira, identificou que somente 30% do referido insumo tem origem nacional, enquanto 60% é oriunda dos EUA e 10% da Venezuela. A importação compreende uma etapa de transporte marítimo dos países de origem até um porto em território nacional, seguida pelos modais ferroviário e rodoviário até o consumidor final. O porto brasileiro considerado no presente estudo foi o Complexo Portuário de Tubarão, cujo Terminal de Praia Mole é especializado na importação de combustíveis fósseis sólidos, entre os quais o coque de petróleo (SEDES, 2019). As distâncias médias dos portos dos países de origem, apresentados por JUNIOR (2016), ao referido Terminal foram estimadas com o auxílio da ferramenta Sea-Distances (SEA-DISTANCES, 2019): 9.300 km para o coque dos EUA e 6.300 km para o da Venezuela.

A distância de importação remanescente foi estimada com base no GoogleMaps (GOOGLEMAPS, 2019) em 500 km, e dividida entre as etapas de transporte ferroviário e rodoviário, em 300 km e 200 km respectivamente. Para o coque de origem nacional, assumiu-se as mesmas distâncias e modais terrestres consideradas para o coque de origem internacional.

Não foram localizadas informações na literatura a respeito do transporte dos demais combustíveis fósseis para consumo no setor do cimento. Desta forma, assumiu-se a distância de transporte dos mesmos como equivalente ao raio economicamente viável de 500 km, com o modal rodoviário, exceto para o gás natural. Neste caso, assumiu-se o transporte por gasoduto. Este valor foi escolhido por representar a opção mais conservadora e, mesmo assim, factível, de acordo com o levantamento realizado.

Já para os combustíveis alternativos, foram consideradas as distâncias e modais apresentados por UNFCCC (2012), em estudo sobre a substituição de combustíveis no setor do cimento egípcio. O referido trabalho registra uma distância de transporte de 260 km para o CDR (ou RDF) e de 200 km para os resíduos agrícolas e o lodo de esgoto, ambas por modal rodoviário. De acordo com VISEDO & PECCHIO (2019), o PCI dos combustíveis determina o raio de viabilidade econômica de utilização dos mesmos no setor. Neste sentido, para os demais combustíveis alternativos considerados nos cenários avaliados (CCS, pneus e *pellets*), assumiu-se a distância de transporte de 260 km, por modal rodoviário, visto apresentarem PCI superior ao do CDR (ou RDF).

Com relação aos componentes do cimento substitutos ao clínquer, considerou-se, para o filer calcário, as mesmas características para o transporte do calcário para produção de clínquer, 3 km por correias transportadoras. Já para a gipsita e escórias siderúrgica e de aciaria, assumiu-se a distância de transporte dos mesmos como equivalente ao raio economicamente viável de 500 km, com o modal rodoviário, visto não terem sido identificadas na literatura informações a respeito do transporte dos mesmos.

Para o transporte da amônia utilizada no sistema de tratamento de emissões de NOx, assumiu-se a distância entre a planta hipotética e a fábrica de produção de amônia mais próxima, localizada no município de Uberaba (MG). Com base no GoogleMaps (GOOGLEMAPS, 2019), estimou-se a distância de transporte em 550 km, com o modal rodoviário.

As distâncias e os modais de transporte considerados para cada insumo são consolidados na Tabela 36.

Tabela 36: Distâncias e modais de transporte consideradas para cada insumo contemplado no presente trabalho.

Insumo	Distância (km)	Modal	Fluxo Ecoinvent
Calcário	3	Correias transportadoras	-
Argila	3	Correias transportadoras	-
Areia	250	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Minério de ferro	250	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Coque (EUA)	9.300	Marítimo	Transport, freight, sea, transoceanic ship
	300	Ferrovário	Transport, freight train
	200	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Coque (Brasil)	300	Ferrovário	Transport, freight train
	200	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Coque (Venezuela)	6.300	Marítimo	Transport, freight, sea, transoceanic ship
	300	Ferrovário	Transport, freight train
	200	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Gás natural	500	Gasoduto	Transport, pipeline, long distance, natural gas
Demais comb. fósseis	500	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
CDR ou RDF, CSS, pneus e <i>pellets</i>	260	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Resíduos agrícolas e lodo de esgoto	200	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Gipsita	500	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Escórias siderúrgica e de aciaria	500	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6
Amônia	550	Rodoviário	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6

4. RESULTADOS

4.1. Inventário de ciclo de vida (ICV) das configurações consideradas

Conforme indicado, os inventários dos sistemas de segundo plano (*background systems*) foram obtidos nos *datasets* disponíveis na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). Para os *datasets* não disponíveis na referida base de dados, além da obtenção de dados indicada na seção 3.3, foi necessária a construção de inventários específicos para a preparação dos combustíveis alternativos: *pellet*, CDR (ou RDF), CSS e pneus.

Para os *pellets*, utilizou-se como referência o *dataset* “wood pellet production – GLO”, contido na base de dados Ecoinvent 3.4. Assumiu-se que toda a madeira é utilizada como insumo para a produção de *pellets* na forma triturada (em “*chips*”). Para tal, utilizou como referência o *dataset* “wood chips production, hardwood, at sawmill – GLO”, alterando-se a origem do insumo (madeira). No caso 3a, este foi considerado como a madeira oriunda de sistema de produção agroindustrial nacional, conforme o *dataset* “hardwood forestry, eucalyptus ssp”, disponibilizado pelo Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida (SILVA, 2011). Já para o caso 3b, considerou-se como insumo o resíduo de madeira, conforme o fluxo “waste wood, post-consumer”, contido na base de dados Ecoinvent 3.4.

Assim, para o caso 3a, o fluxo de produto se inicia com a produção de madeira nacional, enquanto para o caso 3b, se inicia com o processo de trituração de resíduos de madeira, visto que estes resíduos são disponibilizados livres de impactos ambientais. Adicionalmente, toda energia elétrica utilizada nos processos envolvidos foi ajustada para corresponder ao mix brasileiro médio, contido na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). Os referidos *datasets* são apresentados na Tabela 37, na Tabela 38 e na Tabela 39.

Tabela 37: Inventário do ciclo de vida considerado para a madeira a ser utilizada para a produção nacional de *pellets*.

Dataset "hardwood forestry, eucalyptus spp"					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Sulfato de amônio	0,0585	kg	Amônia (ar)	0,06326	kg
CO ₂ , no ar	916	kg	Benzeno, hexacloro- (ar)	3,67E-05	kg
Diesel	3,35	kg	CO ₂ , fóssil (ar)	15,1	kg
Glifosato	0,106	kg	CO, fóssil (ar)	0,054	kg
Calcário	13,8	kg	Glifosato (ar)	0,187	kg
Óleo lubrificante	0,01	kg	Glifosato (água)	0,001	kg
Ocupação, floresta, intensivo, normal	195	m ² x ano	Metano, fóssil (ar)	5,27E-05	kg
Fertilizante fosfatado, como P ₂ O ₅	0,736	kg	NO ₂ (ar)	0,007	kg
Cloreto de potássio, como K ₂ O	1,14	kg	NO _x (ar)	0,116	kg
Sulfuramida	0,077	kg	NMVOC (ar)	0,078	kg
Transformação, de floresta, intensivo, normal	30	m ²	Óleos, não especificados (solo)	0,002	kg
Mudas de árvores, para plantio	6,37931	nº de itens	Particulados, > 2,5 µm e < 10 µm (ar)	0,103	kg
Ureia, como N	0,031	kg	Madeira, <i>eucalyptus</i> spp.*	1	m ³
Água, origem natural não especificada	0,0586	m ³	Sulfuramida (solo)	0,077	kg
			SO ₂ (ar)	0,008	kg
			Tolueno (ar)	7,03E-06	kg
			Xileno (ar)	1,76E-05	kg

* Densidade considerada para a madeira de *eucalyptus* spp. de 496 kg/m³, conforme indicado no *dataset*.

Fonte: Elaboração própria a partir de SILVA (2011).

Tabela 38: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de trituração da madeira a ser utilizada para a produção nacional de *pellets*.

Trituração da madeira					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Triturador, estacionário, elétrico	5,30E-08	n° de itens	Madeira triturada	1	kg
Eletricidade	0,0197	kWh			
Óleo lubrificante	2,04E-06	kg			
Madeira, <i>eucalyptus</i> spp.*	1	kg			
Aço (low-alloyed, hot rolled)	4,08E-06	kg			

* Densidade considerada para a madeira de *eucalyptus* spp. de 496 kg/m³, conforme indicado no *dataset*.

Fonte: Elaboração própria a partir do *dataset* “wood chips production, hardwood, at sawmill – GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018).

Tabela 39: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de *pellets*.

Produção de <i>pellets</i>					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Computador, desktop, sem monitor	8,00E-09	nº de itens	Água (ar)	0,0045	kg
Monitor, cristal líquido, 17 polegadas	1,60E-08	nº de itens	Água (água)	2,55E-05	m³
Coletor de poeira, precipitador eletroestático, uso industrial	1,00E-09	nº de itens	<i>Pellet</i> de madeira	1	kg
Coletor de poeira, mult ciclone	1,00E-09	nº de itens			
Eletricidade	0,096	kWh			
Calor	0,11232	MJ			
Teclado	8,00E-09	nº de itens			
Óleo lubrificante	8,40E-05	kg			
Amido de milho	0,005	kg			
Filme de embalagem, polietileno de baixa densidade	0,00228	kg			
Mouse óptico, com cabo	8,00E-09	nº de itens			
Óleo mineral residual	-8,40E-05	kg			
Água, origem natural não especificada	3,00E-05	m³			
Madeira triturada	1	kg			
Fábrica de <i>pellets</i> de madeira	4,00E-10	nº de itens			

Fonte: Elaboração própria a partir do *dataset* “wood pellet production – GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018).

Para a produção de combustível derivado de resíduos sólidos (CDR ou RDF), foi elaborado *dataset* específico a partir dos dados apresentados por PANAHAANDEH *et al.* (2017). De acordo com o estudo elaborado pelos referidos autores, cada 1 kg de resíduo produz 0,48 kg de combustível e 0,52 kg de outros materiais. Na presente tese, optou-se por se atribuir 100% dos impactos derivados do processamento de resíduos à produção de CDR (ou RDF), de forma que o fluxo de referência considerado para o *dataset*

construído foram os 0,48 kg de resíduos que efetivamente são transformados em combustível. A taxa de consumo da infraestrutura de produção (planta de processamento de resíduos) foi estimada com base na vida útil e na capacidade de processamento de uma planta de produção de CDR (ou RDF) estudada por ABELIOTIS *et al.* (2012) na Grécia.

Assumiu-se que, além do produto (CDR ou RDF), os demais fluxos de saída do processo correspondem àqueles observados na produção de *pellets*: água, para os compartimentos ambientais ar e água. A soma de ambos os fluxos corresponde ao insumo/fluxo de entrada água, devido à lei da conservação da massa. Assim, assumiu-se que a água consumida para a produção do referido combustível é transformada em saída para os mesmos compartimentos, na mesma proporção observada no *dataset* “wood pellet production – GLO”: 15% para o ar e 85 % para a água. Adicionalmente, a energia elétrica foi ajustada para corresponder ao mix brasileiro médio, contido na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). O *dataset* construído para a produção de CDR (ou RDF) e utilizado no presente trabalho é apresentado na Tabela 40.

Tabela 40: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de CDR (ou RDF).

Produção de CDR (ou RDF)					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Elettricidade	0,83	MJ	Resíduo sólido urbano	-0,48	kg
Calor	0,01	MJ	CDR (ou RDF)	0,48	kg
Filme de embalagem, polietileno de baixa densidade	0,00016	kg	Água (ar)	0,0132	kg
Planta de preparação de resíduos	2,00E-10	nº de itens	Água (água)	7,48E-05	m³
Água, origem natural não especificada	8,80E-05	m³			
Fio metálico	0,0003	kg			

Fonte: Elaboração própria a partir de PANAHADEH *et al.* (2017), de ABELIOTIS *et al.* (2012) e do *dataset* “wood pellet production – GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018).

Não foram localizadas informações na literatura a respeito da produção dos demais combustíveis alternativos (CSS e pneus). Desta forma, assumiu-se que os mesmos são sujeitos a processos similares àqueles necessários à produção de CDR (ou RDF), de moagem e de homogeneização, visto também se tratar de resíduos e serem utilizados de forma desagregada. Então, utilizou-se como referência o mesmo *dataset* considerado para a produção do referido combustível. No caso do CSS, no entanto, considerou-se que 100% do resíduo é capaz de ser transformado em combustível, ao invés dos 48% considerado para a produção de CDR (ou RDF). Já no caso dos pneus, considerou-se sua transformação em sucata de aço e borracha de pneu na mesma proporção observada no *dataset* “treatment of used tyre – GLO” disponível na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018), 24% e 76%, respectivamente, e que somente a borracha é utilizada como combustível.

Além disso, como, de acordo com PANAHADEH *et al.* (2017), o fio metálico e o filme de polietileno correspondem a materiais auxiliares para melhorar as propriedades do CDR (ou RDF) na produção de clínquer, os mesmos não foram considerados para o *blend* de resíduos e os pneus. Adicionalmente, a energia elétrica foi ajustada para corresponder ao mix brasileiro médio, contido na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). Os *datasets* elaborados para representar a produção destes combustíveis e utilizados no presente estudo são apresentados na Tabela 41 e na Tabela 42.

Tabela 41: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de *blend* de resíduos (CSS).

Produção de <i>blend</i> de resíduos (CSS)					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Elettricidade	0,83	MJ	Resíduo perigoso	-1	kg
Calor	0,01	MJ	CSS	1	kg
Planta de preparação de resíduos	2,00E-10	nº de itens	Água (ar)	0,0132	kg
Água, origem natural não especificada	8,80E-05	m³	Água (água)	7,48E-05	m³

Fonte: Elaboração própria a partir de PANAHANDEH *et al.* (2017), de ABELIOTIS *et al.* (2012) e do *dataset* “wood pellet production – GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018).

Tabela 42: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção nacional de pneus (borracha) para serem utilizados como combustível.

Produção de pneus (borracha)					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Elettricidade	0,83	MJ	Pneu usado	-1	kg
Calor	0,01	MJ	Sucata de aço	0,24	kg
Planta de preparação de resíduos	2,00E-10	nº de itens	Borracha de pneu	0,76	kg
Água, origem natural não especificada	8,80E-05	m³	Água (ar)	0,0132	kg
			Água (água)	7,48E-05	m³

Fonte: Elaboração própria a partir de PANAHANDEH *et al.* (2017), de ABELIOTIS *et al.* (2012) e dos *datasets* “treatment of used tyre – GLO” e “wood pellet production – GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018).

Conforme indicado anteriormente, assumiu-se que os resíduos agrícolas correspondem exclusivamente aos dois principais componentes indicados na literatura nacional, em proporções iguais (50%/50%), bagaço de cana e casca de arroz (CNI/ABCP, 2012; PUNHAGUI *et al.*, 2018). Além disso, assumiu-se que a casca de arroz, os resíduos sólidos urbanos, os resíduos perigosos e os pneus são disponibilizados

livres de impactos ambientais, os quais são totalmente atribuídos ao processo gerador dos respectivos resíduos.

Para a etapa de dosagem do cimento, utilizou-se como base o *dataset* “cement production, blast furnace slag 18-30% and 18-30% other alternative constituents - GLO”, disponível na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). Entre os diferentes *datasets* de dosagem de cimento disponíveis na base de dados em questão, este foi o escolhido porque corresponde àquele que melhor representa os casos em estudo, visto a ausência de dados específicos para os processos de produção dos cimentos com as composições consideradas.

Os inventários de ciclo de vida de cada cenário proposto foram construídos a partir do *dataset* indicado, ajustando-se as proporções dos componentes do cimento para corresponderem àquelas expostas no item 3.3.3 (Tabela 31, Tabela 33 e Tabela 35), e são apresentados a seguir. Conforme já destacado, assumiu-se que a escória de aciaria (substituto de clínquer) não necessita de tratamento prévio à utilização no setor do cimento, estando pronto para uso imediatamente após sua geração.

4.1.1. Caso 1 – configuração atual

O processo de produção de clínquer sob as condições da configuração atual foi modelado a partir da alimentação e do posterior uso da ferramenta *LCA4Waste* com os dados referentes ao cenário em questão, apresentados anteriormente (seções 3.3.1 e 3.3.3). A partir dos resultados gerados pela ferramenta e após o preenchimento das lacunas identificadas e aplicação das premissas consideradas (seções 3.3.2 e 3.3.4), foi possível construir o *dataset* para a produção de clínquer no caso 1, apresentado na Tabela 43.

Tabela 43: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de clínquer considerado para o caso 1 (configuração atual).

Produção de clínquer - Caso 1					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Amônia, líquida	0,2	kg	Amônia (ar)	0,05441481	kg
Bagaço, de cana	0,944	kg	Sb (ar)	4,30824E-07	kg
Planta de cimento	6,27E-09	nº de itens	As (ar)	3,03441E-07	kg
Carvão vegetal	7,764	kg	Benzeno, hexacloro- (ar)	0,005441481	kg
Argila	136,874	kg	Cd (ar)	0,000132951	kg
Coque de carvão mineral	57,659	MJ	CO ₂ , biogênico (ar)	32,11173468	kg
CSS	6,1	kg	CO ₂ , fóssil (ar)	919,5012316	kg
Diesel, em maquinário industrial	13,224	MJ	CO, fóssil (ar)	2,176592403	kg
Eletricidade	82,1	kWh	Cr (ar)	9,16999E-08	kg
Carvão mineral	3,914	kg	Cr-VI (ar)	3,47827E-08	kg
Óleo combustível	0,264	kg	Clínquer	1	t
Maquinário industrial, pesado	0,0376	kg	Co (ar)	3,97035E-07	kg
Resíduo inerte, para destinação final	-0,179	kg	Cu (ar)	3,80943E-07	kg
Minério de ferro	14,771	kg	N ₂ O (ar)	0,00398597	kg
Calcário, triturado	1388,438	kg	Dioxinas, como 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (ar)	2,17659E-11	kg
Óleo lubrificante	0,0471	kg	HCl (ar)	0,004405736	kg
Resíduo sólido urbano	-0,0445	kg	Pb (ar)	0,00075528	kg
Gás natural	0,472	m ³	Mn (ar)	1,15013E-06	kg
Coque de petróleo	79,816	kg	Hg (ar)	2,63887E-05	kg
Refratário, básico	0,19	kg	Metano, fóssil (ar)	0,060371495	kg
Refratário, argila refratária	0,0821	kg	Ni (ar)	5,88761E-07	kg
Refratário, alto teor de óxido de alumínio	0,137	kg	NO _x (ar)	1,414785062	kg
Areia	33,48	kg	NMVOC (ar)	0,026692202	kg
Aço (chromium steel 18/8, hot rolled)	0,0586	kg	Particulados, < 2,5 µm (ar)	0,029290191	kg

Produção de clínquer - Caso 1					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Água encanada	0,6	kg	Particulados, > 10 μm (ar)	0,006864889	kg
Borracha de pneu	5,557	kg	Particulados, > 2,5 μm e < 10 μm (ar)	0,009610844	kg
Água, origem natural não especificada	0,25	m ³	Casca de arroz	-0,948	kg
			SO ₂ (ar)	1,497580055	kg
			Tl (ar)	3,19805E-06	kg
			Sn (ar)	7,82033E-06	kg
			V (ar)	2,96515E-07	kg
			Água (ar)	19,77551993	kg
			Zn (ar)	4,62288E-05	kg

Fonte: Elaboração própria.

Já para a etapa de dosagem do cimento nesta configuração, utilizou-se como referência o *dataset* “cement production, blast furnace slag 18-30% and 18-30% other alternative constituents - GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018), ajustando-se os tipos e as proporções dos componentes do cimento para corresponderem àqueles expostos na Tabela 31, conforme indicado. Além disso, a origem do clínquer foi ajustada para corresponder àquele produzido no caso 1 e a energia elétrica ajustada para corresponder ao mix brasileiro médio, contido na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). O *dataset* considerado está exposto na Tabela 44.

Tabela 44: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de cimento considerado para o caso 1 (configuração atual).

Produção de cimento - Caso 1					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Planta de cimento	5,36E-08	nº de itens	Cimento (caso 1)	1	t
Clínquer	604	kg	Calor, residual (ar)	138	MJ
Eletricidade	38,2	kWh	Escória de aciaria	-7	kg
Etilenoglicol	0,21	kg			
Escória granulada de alto forno	273	kg			
Gipsita	36	kg			
Calor	76,8	MJ			
Calcário, triturado	80	kg			
Aço (low-alloyed)	0,11	kg			

Fonte: Elaboração própria.

4.1.2. Caso 2 – configuração SNIC 2030

O *dataset* considerado para a produção de clínquer no caso 2 foi construído a partir de modelagem, na ferramenta *LCA4Waste*, dos dados relativos à configuração SNIC 2030 (seções 3.3.1 e 3.3.3) e dos procedimentos de preenchimento de lacunas e aplicação de premissas descritos anteriormente (seções 3.3.2 e 3.3.4). A Tabela 45 apresenta o referido *dataset*.

Tabela 45: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de clínquer considerado para o caso 2 (configuração SNIC 2030).

Produção de clínquer - Caso 2					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Amônia, líquida	0,2	kg	Amônia (ar)	0,053349855	kg
Bagaço, de cana	4,010	kg	Sb (ar)	7,01435E-07	kg
Planta de cimento	6,27E-09	nº de itens	As (ar)	3,37009E-07	kg
Argila	136,874	kg	Benzeno, hexacloro-(ar)	0,005334985	kg
Coque de carvão mineral	43,813	MJ	Cd (ar)	0,000136988	kg
CSS	5,4	kg	CO ₂ , biogênico (ar)	45,48578125	kg
Diesel, em maquinário industrial	13,224	MJ	CO ₂ , fóssil (ar)	895,1111297	kg
Eletricidade	82,9	kWh	CO, fóssil (ar)	2,133994197	kg
Carvão mineral	2,974	kg	Cr (ar)	9,92533E-08	kg
Óleo combustível	0,201	kg	Cr-VI (ar)	3,76478E-08	kg
Maquinário industrial, pesado	0,0376	kg	Clínquer	1	t
Resíduo inerte, para destinação final	-0,179	kg	Co (ar)	4,20636E-07	kg
Minério de ferro	14,771	kg	Cu (ar)	1,49288E-06	kg
Calcário, triturado	1388,438	kg	N ₂ O (ar)	0,006270714	kg
Óleo lubrificante	0,0471	kg	Dioxinas, como 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (ar)	2,13399E-11	kg
Resíduo sólido urbano	-0,0445	kg	HCl (ar)	0,016615675	kg
Gás natural	0,358	m ³	Pb (ar)	0,000963915	kg
Coque de petróleo	60,650	kg	Mn (ar)	1,17033E-06	kg
CDR (ou RDF)	47,68	kg	Hg (ar)	3,92593E-05	kg
Refratário, básico	0,19	kg	Metano, fóssil (ar)	0,04306138	kg
Refratário, argila refratária	0,0821	kg	Ni (ar)	5,14524E-07	kg
Refratário, alto teor de óxido de alumínio	0,137	kg	NO _x (ar)	1,387096228	kg
Areia	33,48	kg	NM VOC (ar)	0,042298388	kg
Lodo de esgoto, seco	9,23	kg	Particulados, < 2,5 µm (ar)	0,029017563	kg
Aço (chromium steel 18/8, hot	0,0586	kg	Particulados, > 10 µm (ar)	0,006800991	kg

Produção de clínquer - Caso 2					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
rolled)					
Água encanada	0,6	kg	Particulados, > 2,5 µm e < 10 µm (ar)	0,009521388	kg
Borracha de pneu	5,869	kg	Casca de arroz	-4,029	kg
Água, origem natural não especificada	0,25	m³	SO ₂ (ar)	1,59611244	kg
			Tl (ar)	9,89476E-07	kg
			Sn (ar)	2,28614E-05	kg
			V (ar)	2,39567E-07	kg
			Água (ar)	34,11231501	kg
			Zn (ar)	5,46536E-05	kg

Fonte: Elaboração própria.

Utilizou-se como referência a etapa de dosagem do cimento o *dataset* “cement production, blast furnace slag 18-30% and 18-30% other alternative constituents - GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018), ajustando-se os tipos e as proporções dos componentes do cimento para corresponderem àqueles expostos na Tabela 33. Adicionalmente, a origem do clínquer foi ajustada para corresponder àquele produzido no caso 2 e a energia elétrica ajustada para corresponder ao mix brasileiro médio, contido na base de dados Ecoinvent 3.4 (ECOINVENT CENTRE, 2018). O *dataset* considerado está exposto na Tabela 46.

Tabela 46: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de cimento considerado para o caso 2 (configuração SNIC 2030).

Produção de cimento - Caso 2					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Planta de cimento	5,36E-08	nº de itens	Cimento (caso 2)	1	t
Clínquer	549	kg	Calor, residual (ar)	138	MJ
Elettricidade	38,2	kWh	Escória de aciaria	-20	kg
Etilenoglicol	0,21	kg			
Escória granulada de alto forno	200	kg			
Gipsita	36	kg			
Calor	76,8	MJ			
Calcário, triturado	195	kg			
Aço (low-alloyed)	0,11	kg			

Fonte: Elaboração própria.

4.1.3. Caso 3 – configuração CETESB 2030

Já o *dataset* do processo de produção de clínquer sob as condições da configuração CETESB 2030 foi elaborado a partir de modelagem, na ferramenta *LCA4Waste*, dos dados relativos ao caso 3 (seções 3.3.1 e 3.3.3) e dos procedimentos já descritos anteriormente (seções 3.3.2 e 3.3.4). Este *dataset* está representado na Tabela 47.

Tabela 47: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de clínquer considerado para o caso 3 (configuração CETESB 2030).

Produção de clínquer - Caso 3					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Amônia, líquida	0,2	kg	Amônia (ar)	0,053135405	kg
Bagaço, de cana	4,010	kg	Sb (ar)	7,226E-07	kg
Planta de cimento	6,27E-09	nº de itens	As (ar)	3,762E-07	kg
Argila	136,874	kg	Benzeno, hexacloro-(ar)	0,005313541	kg
Coque de carvão mineral	43,813	MJ	Cd (ar)	0,000137174	kg
CSS	5,4	kg	CO ₂ , biogênico (ar)	116,9480377	kg
Diesel, em maquinário industrial	13,224	MJ	CO ₂ , fóssil (ar)	828,0575607	kg
Eletricidade	83,8	kWh	CO, fóssil (ar)	2,125416213	kg
Carvão mineral	2,974	kg	Cr (ar)	9,94471E-08	kg
Óleo combustível	0,201	kg	Cr-VI (ar)	3,77213E-08	kg
Maquinário industrial, pesado	0,0376	kg	Clínquer	1	t
Resíduo inerte, para destinação final	-0,179	kg	Co (ar)	4,25573E-07	kg
Minério de ferro	14,771	kg	Cu (ar)	1,44602E-06	kg
Calcário, triturado	1388,438	kg	N ₂ O (ar)	0,008795047	kg
Óleo lubrificante	0,0471	kg	Dioxinas, como 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (ar)	2,12542E-11	kg
Resíduo sólido urbano	-0,0445	kg	HCl (ar)	0,017138107	kg
Gás natural	0,358	m ³	HF (ar)	1,90084E-05	kg
Coque de petróleo	39,513	kg	Pb (ar)	0,001279221	kg
CDR (ou RDF)	50,48	kg	Mn (ar)	1,17379E-06	kg
Refratário, básico	0,19	kg	Hg (ar)	4,54606E-05	kg
Refratário, argila refratária	0,0821	kg	Metano, fóssil (ar)	0,063107554	kg
Refratário, alto teor de óxido de alumínio	0,137	kg	Ni (ar)	3,94343E-07	kg
Areia	33,48	kg	NO _x (ar)	1,381520538	kg
Aço (chromium steel 18/8, hot rolled)	0,0586	kg	NM VOC (ar)	0,021909094	kg

Produção de clínquer - Caso 3					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Água encanada	0,6	kg	Particulados, < 2,5 μm (ar)	0,028962664	kg
Borracha de pneu	5,869	kg	Particulados, > 10 μm (ar)	0,006788124	kg
Água, origem natural não especificada	0,25	m ³	Particulados, > 2,5 μm e < 10 μm (ar)	0,009503374	kg
Pellet de madeira	45,27896086	kg	Casca de arroz	-4,029	kg
			SO ₂ (ar)	1,577282317	kg
			TI (ar)	9,7971E-07	kg
			Sn (ar)	1,09308E-05	kg
			V (ar)	1,75479E-07	kg
			Água (ar)	37,84203683	kg
			Zn (ar)	5,47835E-05	kg

Fonte: Elaboração própria.

O *dataset* “cement production, blast furnace slag 18-30% and 18-30% other alternative constituents - GLO” (ECOINVENT CENTRE, 2018) também foi utilizado como referência, após ajuste dos tipos e das proporções dos componentes do cimento para corresponderem àqueles expostos na Tabela 35, da origem do clínquer para aquele produzido no caso 3 e da energia elétrica para o mix brasileiro médio (ECOINVENT CENTRE, 2018). A Tabela 48 apresenta o referido *dataset*.

Tabela 48: Inventário do ciclo de vida considerado para o processo de produção de cimento considerado para o caso 3 (configuração CETESB 2030).

Produção de cimento - Caso 3					
Entradas			Saídas		
Material	Quantidade	Unidade	Material	Quantidade	Unidade
Planta de cimento	5,36E-08	nº de itens	Cimento (caso 3)	1	t
Clínquer	460	kg	Calor, residual (ar)	138	MJ
Eleticidade	38,2	kWh			
Etilenoglicol	0,21	kg			
Escória granulada de alto forno	130	kg			
Gipsita	20	kg			
Calor	76,8	MJ			
Calcário, triturado	390	kg			
Aço (low-alloyed)	0,11	kg			

Fonte: Elaboração própria.

4.2. Avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e interpretação dos resultados

Como previamente indicado, para realizar a AICV, utilizou-se o software openLCA, versão 1.8, e o método de avaliação ReCiPe 2016. Além dos resultados caracterizados, também são apresentados os valores normalizados da avaliação de impacto de ciclo de vida, de acordo com os fatores já incluídos no método ReCiPe 2016 *midpoint*, que utiliza dados globais de normalização para o ano de 2010. De acordo com PRÉ (2019), o relatório de referência para estes fatores globais de normalização ainda não foi publicado. Os fatores em nível *midpoint* são: PMFP: 2,56E+01; TAP: 4,10E+01; GWP: 7,99E+03; ODP: 5,99E-02; HOF: 2,06E+01; EOF: 1,78E+01; FEP: 6,49E-01; MEP: 4,61+00; FFP: 9,80E+02; SOP: 1,20E+05; LOP: 6,17E+03; WCP: 2,67E+02; FETP: 1,23E+00; METP: 1,03E+00; TETP: 1,04E+03; HTPc: 2,77E+00; HTPnc: 1,49E+02; IRP: 4,81E+02. Já os fatores em nível *endpoint* são: HH: 4,21E+01; ED: 1,40E+03; RA: 3,57E-05.

4.2.1. AICV em nível midpoint

Os resultados da caracterização para as categorias de impacto em nível *midpoint* avaliadas nos cenários propostos no presente trabalho são apresentados na Tabela 49.

Tabela 49: Resultados da avaliação de impactos ambientais em nível *midpoint* para os cenários propostos no presente trabalho.

Categoria de impacto	Abv.	Unidade	Caso 1	Caso 2	Caso 3a	Caso 3b
Formação de material particulado fino	PMFP	kg PM _{2.5} eq	5,88E-01	5,38E-01	4,49E-01	4,47E-01
Mudanças climáticas	GWP	kg CO ₂ eq	7,14E+02	6,17E+02	4,80E+02	4,79E+02
Depleção de ozônio estratosférico	ODP	kg CFC11 eq	1,50E-04	1,50E-04	1,40E-04	1,40E-04
Formação de ozônio, saúde humana	HOFP	kg NOx eq	1,14E+00	1,00E+00	8,43E-01	8,37E-01
Formação de ozônio, ecossistemas terrestres	EOFP	kg NOx eq	1,16E+00	1,01E+00	8,50E-01	8,44E-01
Acidificação terrestre	TAP	kg SO ₂ eq	1,76E+00	1,62E+00	1,35E+00	1,34E+00
Eutrofização de água doce	FEP	kg P eq	2,67E-02	2,39E-02	2,14E-02	2,13E-02
Eutrofização marinha	MEP	kg N eq	2,00E-03	1,82E-03	1,98E-03	1,96E-03
Depleção de recursos fósseis	FFP	kg óleo eq	3,77E+01	3,05E+01	2,33E+01	2,30E+01
Depleção de recursos minerais	SOP	kg Cu eq	1,55E+00	1,41E+00	1,17E+00	1,17E+00
Uso do solo	LOP	m ² a cultivo eq	1,54E+00	1,30E+00	1,00E+00	9,99E-01
Uso da água	WCP	m ³	3,30E+00	3,19E+00	2,82E+00	2,82E+00
Ecotoxicidade de água doce	FETP	kg 1,4-DCB	2,79E+00	2,56E+00	2,28E+00	2,27E+00
Ecotoxicidade marinha	METP	kg 1,4-DCB	4,18E+00	3,81E+00	3,36E+00	3,35E+00
Ecotoxicidade terrestre	TETP	kg 1,4-DCB	7,30E+02	6,38E+02	5,27E+02	5,14E+02
Toxicidade carcinogênica humana	HTPc	kg 1,4-DCB	3,78E+00	3,35E+00	2,88E+00	2,87E+00
Toxicidade não-carcinogênica humana	HTPnc	kg 1,4-DCB	1,00E+02	9,31E+01	8,50E+01	8,46E+01
Radiação ionizante	IRP	kBq Co-60 eq	4,09E+00	3,77E+00	3,19E+00	3,17E+00

Os valores de quase todas as categorias de impacto ambiental seguem um padrão decrescente em função do cenário considerado, atingindo valores mais altos para o caso 1, seguido pelos casos 2 e 3a, e mais baixos para o caso 3b, exceto para a categoria de eutrofização marinha. Os valores para a formação de material particulado fino encontrados no presente trabalho situam-se entre 5,88E-01 kg PM_{2.5} eq, para o caso 1, e 4,47E-01 kg PM_{2.5} eq, para o caso 3b. Estes resultados são compatíveis com os valores observados na literatura, entre 7,25E-01 e 8,82E-02 kg PM_{2.5} eq (GARCIA-GUSANO *et al.*, 2015a; YANG *et al.*, 2017; ÇANKAYA & PEKEY, 2019).

Com relação aos impactos sobre as mudanças climáticas, STAFFORD *et al.* (2016b) defendem que provavelmente correspondem à categoria mais estudada no que se refere à produção de cimento. No presente trabalho foram calculados os valores de 714 kg CO₂ eq para o caso 1, de 617 kg CO₂ eq para o caso 2, de 480 kg CO₂ eq para o caso 3a e de 479 kg CO₂ eq para o caso 3b. Diferentes estudos indicam que cada tonelada de cimento emite em média cerca de 600 a 1000 kg CO₂ eq (BUSHI & MEIL, 2014; GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a; GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015b; GÜERECA *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2015; RUAN & UNLUER, 2016; SONG *et al.*, 2016; STAFFORD *et al.*, 2016a; HOSSAIN *et al.*, 2017; MORETTI & CARO, 2017; PANAHANDAH *et al.*, 2017; YANG *et al.*, 2017; VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2019), atingindo valores inferiores a 500 kg CO₂ eq quando considerados cimentos com teores de clínquer reduzidos, abaixo dos 50%, e com uso de combustíveis alternativos (FEIZ *et al.*, 2015; BERRIEL *et al.*, 2016; SALAS *et al.*, 2016). Os resultados encontrados estão de acordo com o padrão observado na literatura, visto que os valores de emissões calculados para os casos 1 e 2, em que os teores de clínquer correspondem respectivamente a 60,4% e 54,9% e com menor grau de substituição térmica, situam-se na faixa indicada, enquanto para os casos 3a e 3b, com teores de clínquer de 46% e maior participação de combustíveis fósseis, estão abaixo dos 500 kg CO₂ eq.

Os impactos da produção de cimento sobre a categoria de depleção de ozônio estratosférico disponíveis na literatura encontram-se entre 2,54E-04 e 4,48E-07 kg CFC11 eq por tonelada de cimento (GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a; GÜERECA *et al.*, 2015; SONG *et al.*, 2016; STAFFORD *et al.*, 2016b; MORETTI & CARO, 2017; ÇANKAYA & PEKEY, 2019), os quais também são coerentes com os obtidos no presente estudo, de 1,40E-04 a 1,50E-04 kg CFC11 eq/t cimento.

Para as categorias de acidificação terrestre e eutrofização de água doce, os resultados encontrados também situam-se na faixa observada em outros estudos disponíveis na literatura, de 1,02E+00 a 17,4E+00 kg SO₂ eq (GÜERECA *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2015; SONG *et al.*, 2016; STAFFORD *et al.*, 2016a; STAFFORD *et al.*, 2016b; MORETTI & CARO, 2017; PANAHANDAH *et al.*, 2017; YANG *et al.*, 2017; ÇANKAYA & PEKEY, 2019) e 1,38E-01 a 6,52E-03 kg P eq (GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a; GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015b; STAFFORD *et al.*, 2016b), respectivamente.

Já os valores calculados para as categorias de eutrofização marinha e de depleção de recursos fósseis são inferiores àqueles observados nos poucos estudos encontrados nos quais tais categorias foram consideradas, entre 1,68E-01 e 4,16E-01 kg N eq (GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015a; STAFFORD *et al.*, 2016b) e entre 1,25E+02 e 7,36E+02 kg óleo eq (STAFFORD *et al.*, 2016b). Por outro lado, os resultados obtidos para a categoria de uso da água são superiores à faixa determinada na literatura, de 1,35E+00 a 1,74E+00 m³ (MORETTI & CARO, 2017), enquanto aqueles obtidos para a categoria de uso do solo estão próximos ao limite superior da faixa de valores determinados na literatura, de 1,40E+00 a 7,22E-01 m²a cultivo eq (ÇANKAYA & PEKEY, 2019).

Com relação aos impactos sobre as categorias de ecotoxicidade de água doce e marinha, os resultados obtidos também estão coerentes com os valores disponíveis na literatura, de 1,95E-01 a 3,62E+00 kg 1,4-DCB e de 3,94E+00 a 4,45E+02 kg 1,4-DCB, respectivamente, enquanto os impactos encontrados sobre a categoria de ecotoxicidade terrestre são superiores àqueles encontrados por outros autores, entre 8,47E-03 e 1,86E-01 kg 1,4-DCB (SONG *et al.*, 2016; STAFFORD *et al.*, 2016b).

A literatura indica que a faixa de valores dos impactos sobre a toxicidade humana situa-se entre 8,07E-01 e 2,69E+02 1,4-DCB (SONG *et al.*, 2016; STAFFORD *et al.*, 2016b; MORETTI & CARO, 2017). No entanto, devido à recente atualização do método ReCiPe (2008 para 2016), indicada na seção 3.1.3, tal categoria foi substituída por outras duas novas categorias, toxicidade carcinogênica humana e toxicidade não-carcinogênica humana (GOEDKOOP *et al.*, 2013; HUIJBREGTS *et al.*, 2017), o que inviabiliza comparações diretas com os valores da literatura.

O mesmo acontece com as categorias de formação de ozônio (saúde humana e ecossistemas terrestres), depleção de recursos minerais e radiação ionizante, cujas unidades no método ReCiPe eram kg NMVOC eq, kg Fe eq e kg U-235 eq, respectivamente, antes da atualização e passam a corresponder a kg NOx eq (atualmente também dividido em duas novas categorias), kg Cu eq e kBq Co-60 eq, respectivamente (GOEDKOOPE *et al.*, 2013; HUIJBREGTS *et al.*, 2017). Assim, os resultados obtidos no presente trabalho para tais categorias não puderam ser comparados àqueles encontrados nos estudos disponíveis na literatura.

A Figura 14, a Figura 15 e a Figura 16 mostram as comparações dos resultados obtidos entre os cenários propostos. Para conferir maior clareza aos resultados e facilitar sua análise, as 18 categorias de impacto estudadas foram divididas em três classes gerais, mais abrangentes, inspiradas no trabalho de STAFFORD *et al.* (2016b): impactos atmosféricos, impactos de esgotamento de recursos e impactos de toxicidade. A classe de impactos atmosféricos inclui os impactos da formação de material particulado fino (PMFP), das mudanças climáticas (GWP), da depleção de ozônio estratosférico (ODP) e da formação de ozônio sobre a saúde humana (HOF) e sobre os ecossistemas terrestres (EOF). Já a classe de impactos sobre o esgotamento de recursos inclui os impactos da acidificação terrestre (TAP), da eutrofização de água doce (FEP) e marinha (MEP), da depleção de recursos fósseis (FFP) e minerais (SOP) e do uso do solo (LOP) e da água (WCP). Por fim, a classe de impactos sobre a toxicidade inclui os impactos da ecotoxicidade de água doce (FETP), marinha (METP) e terrestre (TETP), da toxicidade humana carcinogênica (HTPc) e não-carcinogênica (HTPnc) e da radiação não ionizante (IRP).

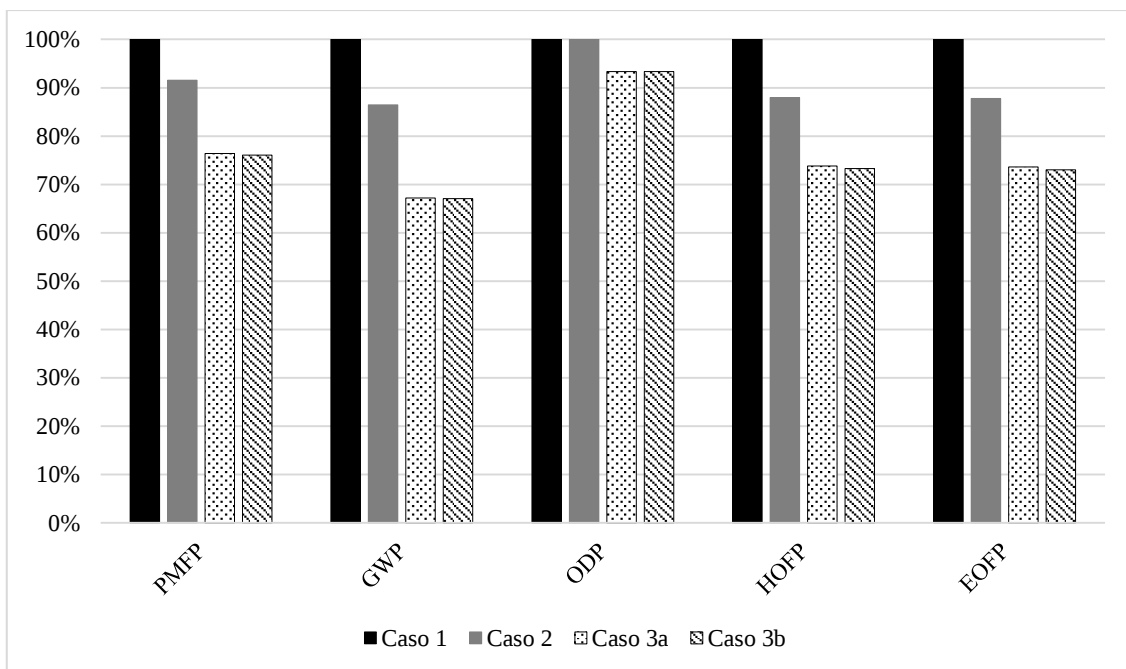


Figura 14: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos para os impactos atmosféricos dos cenários propostos no presente trabalho.

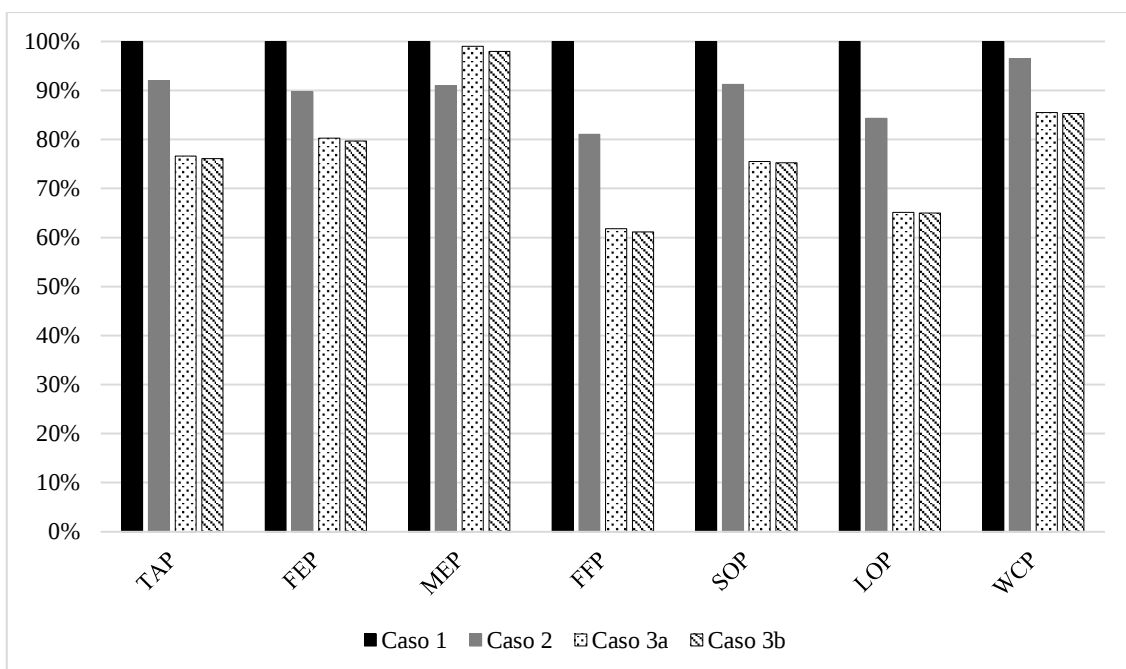


Figura 15: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos para os impactos de esgotamento de recursos dos cenários propostos no presente trabalho.

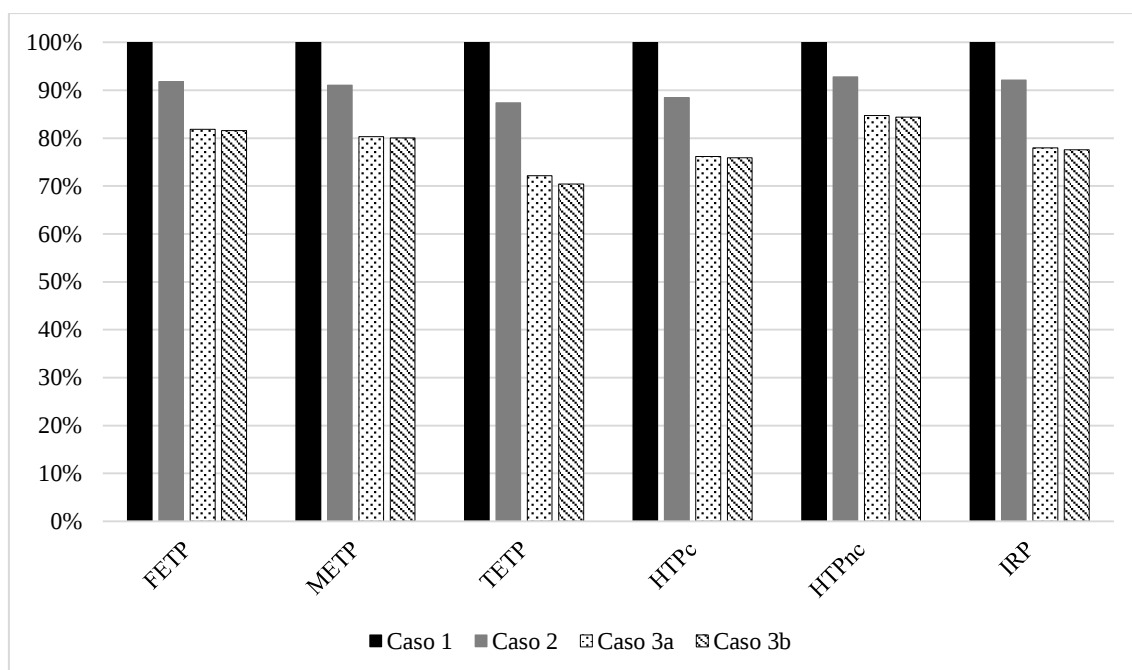


Figura 16: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos para os impactos de toxicidade dos cenários propostos no presente trabalho.

De maneira geral, os resultados obtidos mostram que os cenários propostos apresentam impactos ambientais em níveis decrescentes, com o caso 1 apresentando os impactos mais elevados e o caso 3b os menores impactos. O caso 3a apresenta valores de impactos muito próximos e pouco superiores ao do caso 3b, enquanto os do caso 2 são intermediários. O padrão observado sugere que as medidas de substituição de combustíveis e matérias-primas, associadas às de eficiência energética e de redução da proporção de clínquer no cimento, resultam em benefícios ambientais, pela redução dos impactos ambientais derivados do sistema de produto.

Para a classe de impactos atmosféricos, a categoria na qual se observam as maiores reduções em relação ao caso 1 é a de mudanças climáticas, de 14% quando comparado ao caso 2 e de 33% quando comparado aos casos 3a e 3b. Vale destacar que tais resultados sugerem que as ações identificadas pelas associações do setor do cimento como necessárias para o horizonte de 2030 (VISED & PECCHIO, 2019), consideradas no caso 2, não apenas atingem a redução de emissões de GEE avaliada como necessária, de 7% (PEREIRA *et al.*, 2017), mas levam a reduções adicionais na mesma ordem, alcançando o dobro do valor pretendido. Ações adicionais em linha com

as propostas a nível nacional, como aquelas consideradas por PUNHAGUI *et al.* (2018), podem levar a reduções quase 4 vezes maiores do que as pretendidas.

Para ambas as categorias de formação de ozônio foram calculadas reduções de 12% para o caso 2 e de 26% para os casos 3a e 3b. A categoria de formação de material particulado fino apresentou reduções de 8% e 24% para o caso 2 e para os casos 3a e 3b, respectivamente. Já as menores reduções em relação ao caso 1 são observadas para a categoria de depleção de ozônio estratosférico, com o caso 2 no mesmo patamar do caso 1, sem redução detectada, e redução de 7% nos casos 3a e 3b.

Vale destacar que é esperado que a categoria de mudanças climáticas apresente grandes reduções em relação ao caso 1, visto que, conforme anteriormente indicado, os cenários propostos no presente trabalho foram baseados em estratégias setoriais para mitigação de emissões de gases de efeito estufa. Como visto, é desta família de gases que derivam os fatores de caracterização e a respectiva categoria de impacto em questão. No entanto, conforme será exposto a seguir, esta categoria de impacto não corresponde àquela na qual se observam as maiores reduções.

Com relação à classe de impactos de esgotamento de recursos, a categoria na qual se observam as maiores reduções em relação ao caso 1 é a de depleção de recursos fósseis, a qual também corresponde àquela com as maiores reduções observadas entre todas as categorias de impacto avaliadas no presente trabalho. Em relação ao caso 1, observam-se reduções de 19% para o caso 2 e de 38% e de 39% para os casos 3a e 3b, respectivamente. Para a categoria de uso do solo, registrou-se reduções de 16% para o caso 2 e de 35% para os casos 3a e 3b, enquanto para a categoria de eutrofização de água doce foram obtidas reduções de 10% para o caso 2 e de 20% para os casos 3a e 3b e para a acidificação terrestre as reduções obtidas para os casos 2, 3a e 3b foram de 8%, 23% e 24%, respectivamente. Foram observadas reduções de 9%, 24% e 25% para os casos 2, 3a e 3b, respectivamente, para a categoria de depleção de recursos minerais e de 4%, 14% e 15%, respectivamente, para a categoria de uso da água. A categoria de eutrofização marinha apresentou redução de 9% para o caso 2, mas de apenas 1% para o caso 3a e 2% para o caso 3b. Destaca-se que a referida categoria foi a única na qual os valores para os casos 3a e 3b foram superiores ao caso 2.

Por fim, para a classe de impactos de toxicidade, as maiores reduções foram observadas na categoria de ecotoxicidade terrestre, de 13% para o caso 2, 28% para o caso 3a e de 30% para o caso 3b, seguida pela categoria de toxicidade carcinogênica humana, com reduções de 12% para o caso 2 e de 24% para os casos 3a e 3b. Para a categoria de ecotoxicidade marinha foram obtidas reduções de 9% para o caso 2 e de 20% para os casos 3a e 3b, enquanto para a categoria de radiação ionizante, reduções de 8% e de 22% para o caso 2 e para os casos 3a e 3b, respectivamente. A categoria de ecotoxicidade de água doce apresentou reduções de 8% para o caso 2 e de 18% para os casos 3a e 3b. Já as menores reduções em relação ao caso 1 são observadas para a categoria de toxicidade não-carcinogênica humana, com reduções de 7%, 15% e 16% para os casos 2, 3a e 3b, respectivamente.

Os resultados normalizados para as categorias de impacto em nível *midpoint* avaliadas nos cenários propostos no presente trabalho são apresentados na Tabela 50 e na Figura 17.

Tabela 50: Resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível *midpoint* para os cenários propostos no presente trabalho.

Categoria de impacto	Abv,	Caso 1	Caso 2	Caso 3a	Caso 3b
Formação de material particulado fino	PMFP	2,30E-02	2,11E-02	1,76E-02	1,75E-02
Mudanças climáticas	GWP	8,94E-02	7,73E-02	6,00E-02	5,99E-02
Depleção de ozônio estratosférico	ODP	2,46E-03	2,54E-03	2,40E-03	2,40E-03
Formação de ozônio, saúde humana	HOFP	5,55E-02	4,88E-02	4,10E-02	4,07E-02
Formação de ozônio, ecossistemas terrestres	EOFP	6,50E-02	5,71E-02	4,79E-02	4,75E-02
Acidificação terrestre	TAP	4,30E-02	3,96E-02	3,29E-02	3,27E-02
Eutrofização de água doce	FEP	4,11E-02	3,69E-02	3,30E-02	3,28E-02
Eutrofização marinha	MEP	4,30E-04	4,00E-04	4,30E-04	4,30E-04
Depleção de recursos fósseis	FFP	3,84E-02	3,12E-02	2,37E-02	2,35E-02
Depleção de recursos minerais	SOP	1,29E-05	1,18E-05	9,75E-06	9,72E-06
Uso do solo	LOP	2,50E-04	2,10E-04	1,60E-04	1,60E-04
Uso da água	WCP	1,24E-02	1,20E-02	1,06E-02	1,06E-02
Ecotoxicidade de água doce	FETP	2,27E+00	2,09E+00	1,86E+00	1,85E+00
Ecotoxicidade marinha	METP	4,05E+00	3,69E+00	3,25E+00	3,24E+00
Ecotoxicidade terrestre	TETP	7,04E-01	6,16E-01	5,08E-01	4,96E-01
Toxicidade carcinogênica humana	HTPc	1,37E+00	1,21E+00	1,04E+00	1,04E+00
Toxicidade não-carcinogênica humana	HTPnc	6,73E-01	6,25E-01	5,70E-01	5,68E-01
Radiação ionizante	IRP	8,51E-03	7,84E-03	6,64E-03	6,60E-03

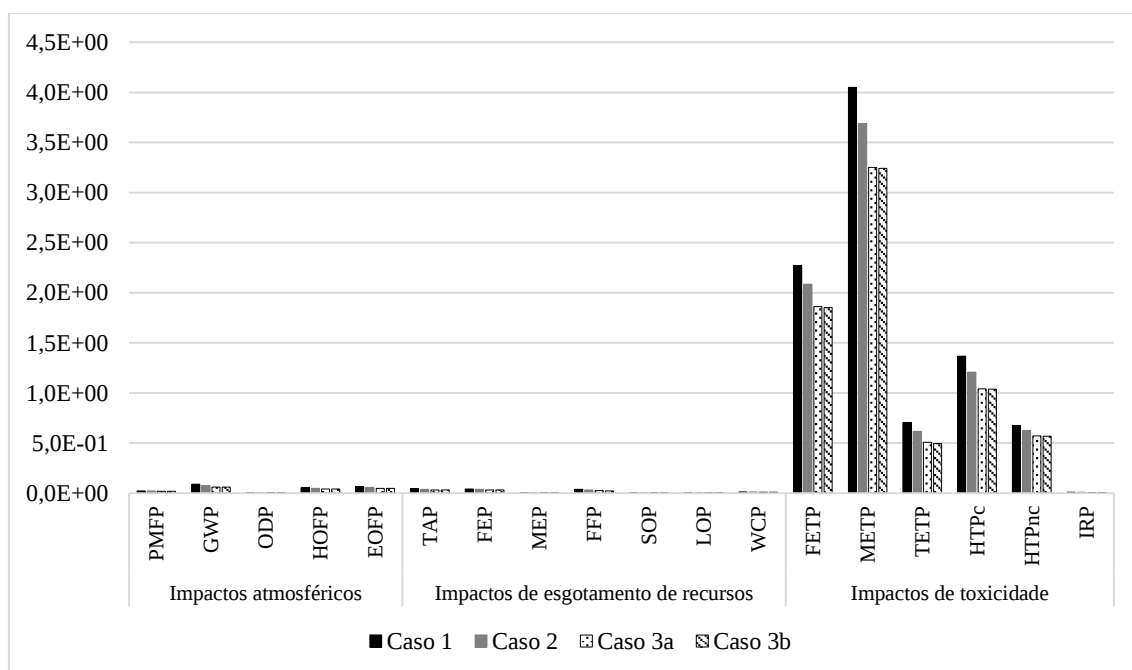


Figura 17: Comparação dos resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível *midpoint* para os cenários propostos no presente trabalho.

De forma geral, os impactos mais relevantes são aqueles referentes ao caso 1, seguidos pelo caso 2, com os casos 3a e 3b com os menores impactos associados, estes últimos muito próximos entre si. Da mesma forma que o observado para os valores não-normalizados, este padrão ocorre em todas as categorias de impacto, à exceção da categoria de eutrofização marinha, na qual os resultados para os casos 1, 3a e 3b são equivalentes ($4,30\text{E}-04$), enquanto para o caso 2 são os menores da categoria ($4,00\text{E}-04$).

Além disso, é possível observar uma predominância dos maiores impactos ambientais identificados nas categorias da classe de toxicidade, com exceção da radiação ionizante. A categoria com os impactos mais elevados corresponde à ecotoxicidade marinha, seguida pela ecotoxicidade de água doce e pela toxicidade carcinogênica humana. Já as categorias de ecotoxicidade terrestre e de toxicidade não-carcinogênica humana figuram, respectivamente, na 4ª e na 5ª posições, com resultados uma ordem de grandeza inferiores aos três anteriores. A radiação ionizante apresenta os menores impactos da classe, com valores compatíveis com as outras duas classes de impacto (atmosféricos e esgotamento de recursos), três ordens de grandeza inferiores ao da ecotoxicidade marinha.

As categorias das classes de impactos atmosféricos e de esgotamento de recursos apresentam resultados menos relevantes, quando comparados aos da classe de impactos de toxicidade, e bastante próximos entre si. Os maiores resultados encontrados para a classe de impactos atmosféricos são relativos às mudanças climáticas, enquanto os menores são relacionados à depleção de ozônio estratosférico. Já para a classe de impactos de esgotamento de recursos, os maiores resultados são relativos à eutrofização de água doce e os menores são referentes à depleção de recursos minerais, sendo esta última a categoria com os menores impactos identificados no estudo.

4.2.2. AICV em nível endpoint

A fim de se complementar os resultados da avaliação de impactos ambientais em nível *midpoint*, foi também realizada uma avaliação de impactos em nível *endpoint*. Os resultados da caracterização para as categorias de impacto em nível *endpoint* avaliadas nos cenários propostos no presente trabalho são apresentados na Tabela 51.

Tabela 51: Resultados da avaliação de impactos ambientais em nível *endpoint* para os cenários propostos no presente trabalho.

Categoria de impacto	Abv.	Unidade	Caso 1	Caso 2	Caso 3a	Caso 3b
Danos à saúde humana	HH	DALY	1,07E-03	9,50E-04	7,56E-04	7,56E-04
Danos aos ecossistemas	ED	espécies x ano	2,61E-06	2,28E-06	1,81E-06	1,80E-06
Danos à disponibilidade de recursos	RA	US\$ (2013)	1,43E+01	1,15E+01	8,46E+00	8,36E+00

Os impactos da produção de cimento sobre a categoria de danos à saúde humana encontrados para os casos 1 e 2, respectivamente 1,07E-03 e 9,50E-04 DALY, são próximos ao limite superior da faixa de valores observada na literatura, de 3,48E-04 e 8,03E-04 DALY (RUAN & UNLUER, 2016; ÇANKAYA & PEKEY, 2019), enquanto para os casos 3a e 3b, os resultados obtidos, 7,56E-04 para ambos, situam-se dentro da referida faixa. Não foi possível comparar os resultados encontrados no presente estudo para as outras duas categorias de impacto em nível *endpoint*, danos aos ecossistemas e

danos à disponibilidade de recursos, devido às diferenças metodológicas entre este e os estudos localizados na literatura no desenvolvimento da presente tese. Tais diferenças levam a representações de impactos em nível *endpoint* em unidades distintas daquelas indicadas na Tabela 51, o que inviabiliza comparações diretas.

A Figura 18 mostra a comparação dos resultados obtidos entre os cenários propostos.

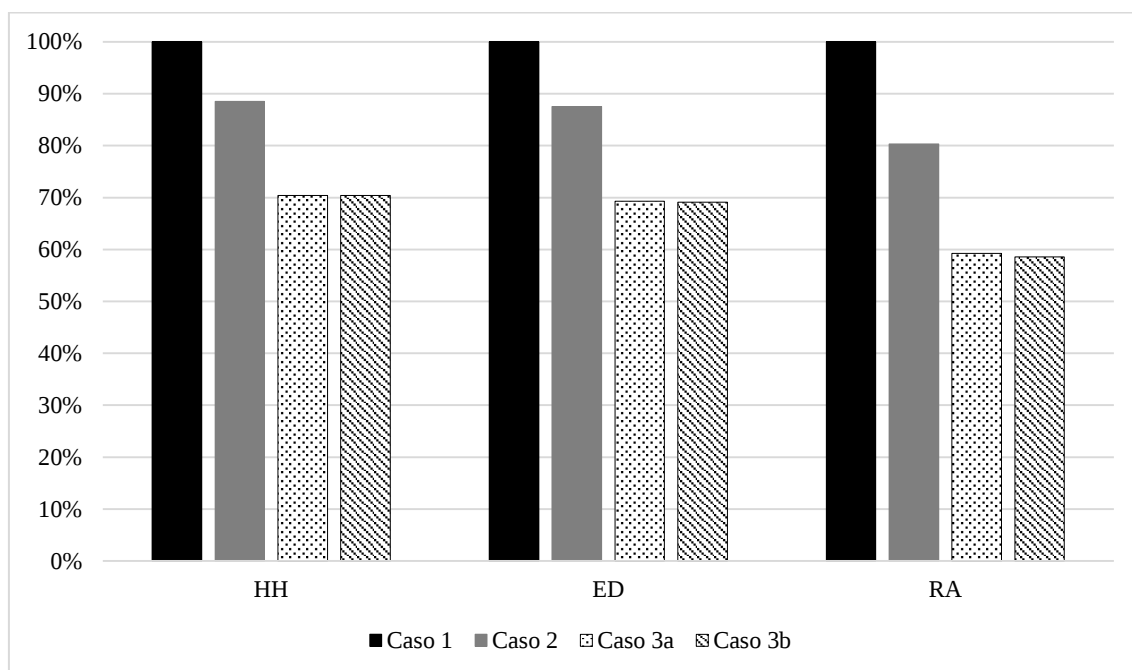


Figura 18: Comparação dos resultados da avaliação de impactos ambientais obtidos em nível *endpoint* para os cenários propostos no presente trabalho.

De modo geral, os resultados da AICV em nível *endpoint* seguem um padrão semelhante aos resultados em nível *midpoint*, quando da comparação dos cenários propostos, com o caso 1 apresentando os impactos mais elevados e o caso 3b os menores impactos. Da mesma forma, o caso 3a apresenta valores de impactos muito próximos e pouco superiores ao do caso 3b, enquanto os do caso 2 são intermediários.

A categoria na qual são observadas as maiores reduções em relação ao caso 1 corresponde à de danos à disponibilidade de recursos, de 20% quando comparado ao caso 2 e de 41% quando comparado aos casos 3a e 3b. Em seguida, aparece a categoria

de danos aos ecossistemas, com reduções de 12% no caso 2 e de 31% nos casos 3a e 3b, em relação ao caso 1. A categoria de danos à saúde humana apresenta as menores reduções em relação ao primeiro caso, de 11% no caso 2 e de 30% nos casos 3a e 3b.

Os resultados normalizados para a ACIV sobre a saúde humana, os ecossistemas e a disponibilidade de recursos são apresentados na Tabela 52 e na Figura 19.

Tabela 52: Resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível *endpoint* para os cenários propostos no presente trabalho.

Categoria de impacto	Abv.	Caso 1	Caso 2	Caso 3a	Caso 3b
Danos à saúde humana	HH	2,55E-05	2,26E-05	1,81E-05	1,81E-05
Danos aos ecossistemas	ED	1,87E-09	1,64E-09	1,29E-09	1,29E-09
Danos à disponibilidade de recursos	RA	4,00E+05	3,21E+05	2,37E+05	2,34E+05

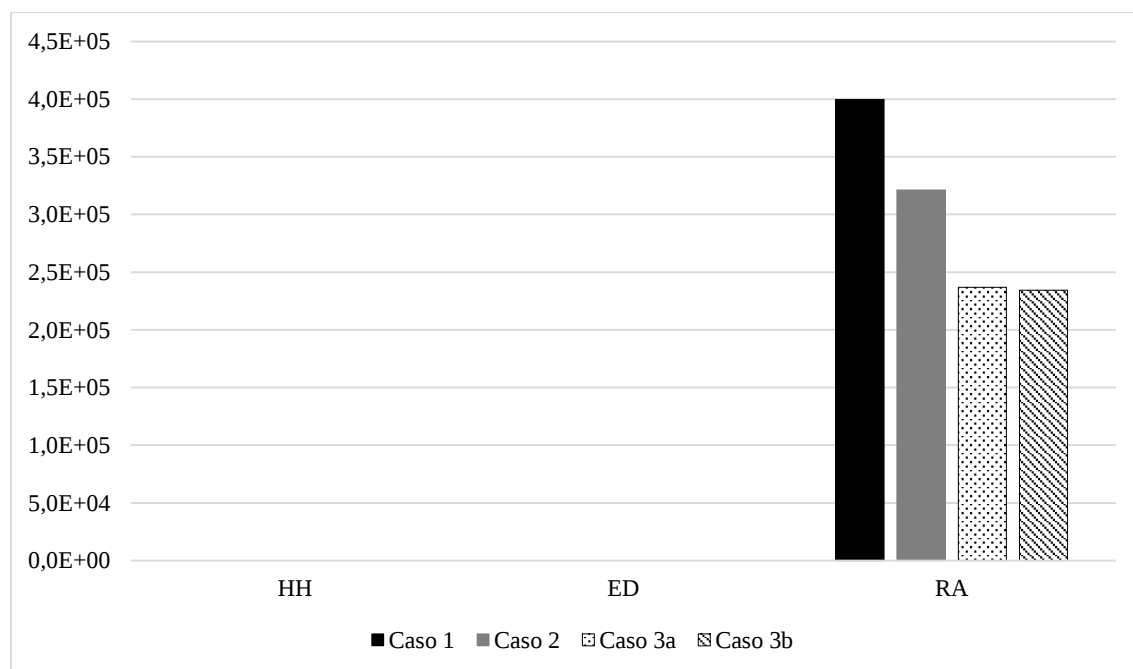


Figura 19: Comparação dos resultados normalizados da avaliação de impactos ambientais em nível *endpoint* para os cenários propostos no presente trabalho.

De forma geral, os impactos mais relevantes são aqueles referentes ao caso 1, seguidos pelo caso 2, com os casos 3a e 3b com os menores impactos associados, estes

últimos muito próximos entre si. Este padrão é observado nas três categorias de impacto em nível *endpoint*.

Os impactos mais relevantes dizem respeito aos danos à disponibilidade de recursos ($2,34\text{E}+05$ a $4,00\text{E}+05$), os quais são muitas ordens de grandeza superiores àqueles relativos aos danos à saúde humana ($1,81\text{E}-05$ a $2,55\text{E}-05$) e aos ecossistemas ($1,29\text{E}-09$ a $1,87\text{E}-09$). Uma possível explicação para estes resultados é o fato de a produção de cimento corresponder a uma atividade reconhecidamente intensiva em recursos, tanto fósseis quanto minerais, os quais representam as duas dimensões de referência da categoria de impacto em questão.

Além desta característica, outro aspecto que pode contribuir com os resultados observados é a grande diferença entre os fatores de normalização da categoria de danos à disponibilidade de recursos e aqueles das categorias de danos à saúde humana e aos ecossistemas. Os fatores referentes à primeira ($3,57\text{E}-05$) são também muitas ordens de grandeza inferiores aos fatores relativos às outras duas categorias ($4,21\text{E}+01$ e $1,40\text{E}+03$, respectivamente).

A literatura indica uma grande variabilidade no que diz respeito aos impactos normalizados em nível *endpoint* dominantes na produção de cimento. Ao avaliar os impactos da produção de cimento típico na Europa, RUAN & UNLUER (2016) sugerem que os danos sobre a disponibilidade de recursos sejam os dominantes, seguidos pelos danos à saúde humana e pelos danos aos ecossistemas, conforme os resultados encontrados na presente tese. No entanto, o mesmo estudo conclui que, para o cimento típico norte-americano, a categoria dominante corresponde aos danos à saúde humana, seguida pelos danos à disponibilidade de recursos, enquanto para cimentos de magnésia reativa produzidos na China, os danos à saúde humana são os dominantes, enquanto os danos sobre a disponibilidade de recursos ocupam a 2ª posição e os danos aos ecossistemas aparecem por último.

Por outro lado, YANG *et al.* (2017), avaliando a produção de cimento na China, concluem que, entre as três categorias de impacto a nível *endpoint* consideradas, a de danos à disponibilidade de recursos correspondem às dominantes, seguidos respectivamente pelos danos aos ecossistemas e pelos danos à saúde humana. Já ÇANKAYA & PEKEY (2019), em estudo com diferentes tipos de cimento produzidos

na Turquia, estimam que a categoria de impactos dominante seja a de danos à saúde humana, seguida pela de danos à disponibilidade de recursos e com os menores impactos relativos atribuídos à categoria de danos aos ecossistemas.

4.2.3. Análise de contribuição

Nesta etapa, os resultados obtidos na AICV foram divididos em cinco módulos de produção: matérias-primas, combustíveis, eletricidade, transporte e clínquerização. Esta divisão foi realizada com o objetivo de permitir uma análise direcionada da contribuição de cada etapa envolvida no processo de produção de cimento em cada categoria de impacto considerada. Os processos considerados em cada módulo de produção são apresentados na Tabela 53.

Tabela 53: Processos considerados em cada módulo de produção dos cenários propostos no presente trabalho.

Módulo de produção	Processos considerados
Matérias-primas	Extração e produção de insumos minerais para a produção de clínquer e de cimento, inputs e outputs relacionados ao funcionamento e ao controle da planta (ex.: amônia), bens de capital e seus insumos, bem como processos relacionados.
Combustíveis	Obtenção de combustíveis utilizados para geração térmica para a produção de clínquer e de cimento, incluindo inputs, outputs, bens de capital e processos relacionados.
Eletricidade	Eletricidade utilizada na produção de clínquer e de cimento.
Transporte	Transporte rodoviário em caminhões, ferroviário em trens e transoceânico em navios de carga de matérias-primas e combustíveis utilizados na produção de clínquer e de cimento.
Clinquerização	Poluentes (atmosféricos) emitidos diretamente pelo forno durante a produção de clínquer.

A Tabela 54, a Tabela 55, a Tabela 56 e a Tabela 57 mostram os resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção, respectivamente para cada cenário considerado.

Tabela 54: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 1.

Categoria de impacto	Caso 1				
	Matérias-primas	Combustíveis	Eleticidade	Transporte	Clinquerização
PMFP	13,2%	7,9%	6,0%	8,0%	65,0%
GWP	10,3%	3,8%	3,2%	4,7%	78,1%
ODP	19,4%	7,7%	40,2%	14,9%	17,9%
HOFP	8,9%	5,4%	2,9%	7,8%	75,1%
EOFP	9,0%	5,8%	2,9%	8,0%	74,4%
TAP	10,2%	6,6%	4,2%	6,6%	72,5%
FEP	39,2%	28,1%	21,3%	11,5%	0,0%
MEP	34,7%	26,6%	26,6%	12,1%	0,0%
FFP	19,4%	36,8%	13,8%	30,0%	0,0%
SOP	93,5%	1,0%	1,2%	4,2%	0,0%
LOP	23,0%	12,4%	1,7%	62,9%	0,0%
WCP	24,1%	6,1%	62,4%	2,9%	4,6%
FETP	53,5%	10,6%	18,5%	17,4%	0,0%
METP	51,9%	10,4%	16,2%	20,4%	1,1%
TETP	28,5%	5,1%	4,3%	53,7%	8,5%
HTPc	42,2%	16,9%	12,4%	19,7%	8,9%
HTPnc	52,2%	9,0%	7,0%	17,8%	14,0%
IRP	21,3%	12,2%	47,8%	18,8%	0,0%

Tabela 55: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 2.

Categoria de impacto	Caso 2				
	Matérias-primas	Combustíveis	Eleticidade	Transporte	Clinquerização
PMFP	12,7%	7,5%	6,2%	6,6%	67,1%
GWP	9,1%	3,2%	3,5%	4,3%	79,9%
ODP	15,7%	10,9%	37,1%	11,5%	24,9%
HOFP	9,6%	4,5%	3,1%	6,6%	76,2%
EOFP	9,7%	4,6%	3,1%	6,8%	75,8%
TAP	9,4%	6,4%	4,3%	5,4%	74,5%
FEP	39,6%	27,8%	22,6%	9,9%	0,0%
MEP	33,9%	28,0%	27,7%	10,4%	0,0%
FFP	19,6%	34,7%	16,3%	29,4%	0,0%
SOP	94,1%	1,0%	1,3%	3,7%	0,0%
LOP	25,5%	12,6%	2,0%	60,0%	0,0%
WCP	19,6%	12,1%	61,7%	2,3%	4,3%
FETP	54,0%	11,7%	19,3%	15,1%	0,0%
METP	52,8%	11,2%	17,0%	17,9%	1,1%
TETP	30,0%	4,4%	4,7%	49,5%	11,5%
HTPc	43,3%	16,8%	13,3%	17,4%	9,1%
HTPnc	52,3%	8,5%	7,2%	15,4%	16,7%
IRP	18,6%	16,2%	49,5%	15,8%	0,0%

Tabela 56: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 3a.

Categoria de impacto	Caso 3a				
	Matérias-primas	Combustíveis	Eleticidade	Transporte	Clinquerização
PMFP	12,9%	8,6%	6,8%	5,0%	66,7%
GWP	8,2%	4,0%	4,1%	3,7%	79,9%
ODP	13,4%	11,5%	36,0%	8,3%	30,9%
HOFP	10,7%	5,5%	3,4%	4,9%	75,6%
EOFP	10,8%	5,6%	3,4%	5,1%	75,1%
TAP	9,3%	7,7%	4,8%	4,0%	74,3%
FEP	39,6%	30,0%	23,2%	7,3%	0,0%
MEP	27,4%	42,9%	23,4%	6,3%	0,0%
FFP	20,1%	34,2%	19,6%	26,1%	0,0%
SOP	94,1%	1,5%	1,4%	3,0%	0,0%
LOP	30,1%	14,2%	2,3%	53,4%	0,0%
WCP	16,3%	14,1%	63,8%	1,8%	4,1%
FETP	55,5%	13,2%	19,8%	11,5%	0,0%
METP	54,8%	12,6%	17,7%	13,8%	1,1%
TETP	32,9%	7,2%	5,2%	41,3%	13,5%
HTPc	44,6%	18,7%	14,2%	13,5%	8,9%
HTPnc	52,6%	9,4%	7,2%	11,5%	19,3%
IRP	16,5%	17,6%	53,6%	12,3%	0,0%

Tabela 57: Resultados da análise de contribuição por categoria de impacto e módulo de produção para o caso 3b.

Categoria de impacto	Caso 3b				
	Matérias-primas	Combustíveis	Eleticidade	Transporte	Clinquerização
PMFP	12,9%	8,2%	6,9%	5,0%	67,0%
GWP	8,2%	3,8%	4,2%	3,7%	80,1%
ODP	13,4%	11,3%	36,0%	8,3%	31,0%
HOFP	10,8%	4,8%	3,4%	5,0%	76,1%
EOFP	10,9%	4,9%	3,4%	5,1%	75,7%
TAP	9,3%	7,0%	4,8%	4,1%	74,8%
FEP	39,9%	29,5%	23,3%	7,4%	0,0%
MEP	27,6%	42,4%	23,6%	6,4%	0,0%
FFP	20,3%	33,6%	19,8%	26,4%	0,0%
SOP	94,4%	1,2%	1,5%	3,0%	0,0%
LOP	30,1%	14,0%	2,3%	53,6%	0,0%
WCP	16,3%	13,9%	63,9%	1,8%	4,1%
FETP	55,7%	12,9%	19,9%	11,6%	0,0%
METP	55,0%	12,3%	17,7%	13,9%	1,1%
TETP	33,7%	4,9%	5,3%	42,3%	13,8%
HTPc	44,8%	18,4%	14,3%	13,6%	9,0%
HTPnc	52,8%	9,1%	7,2%	11,6%	19,3%
IRP	16,6%	17,1%	53,9%	12,4%	0,0%

A Figura 20, a Figura 21 e a Figura 22 apresentam as comparações dos resultados da análise de contribuição por classe de impacto.

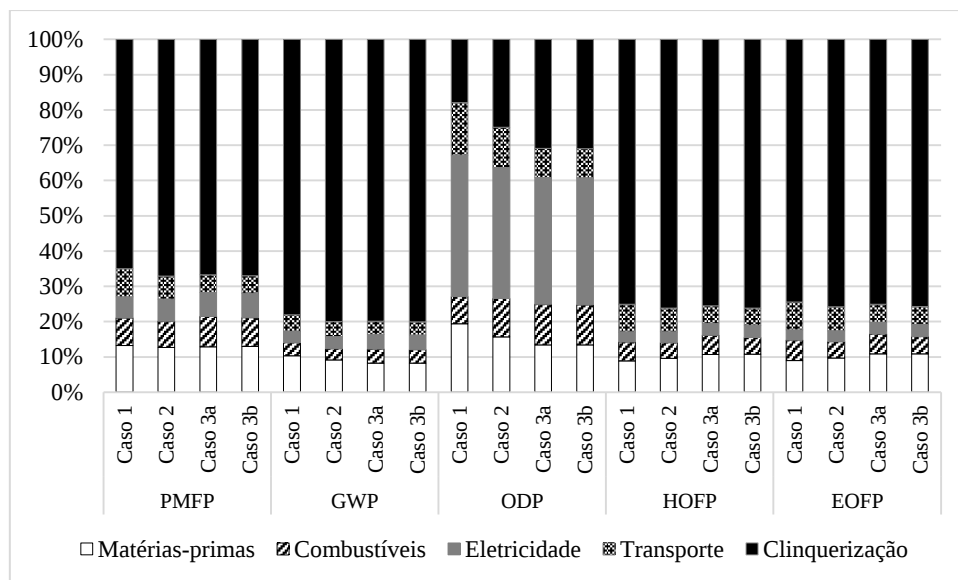


Figura 20: Comparação dos resultados da análise de contribuição obtidos para os impactos atmosféricos dos cenários propostos no presente trabalho.

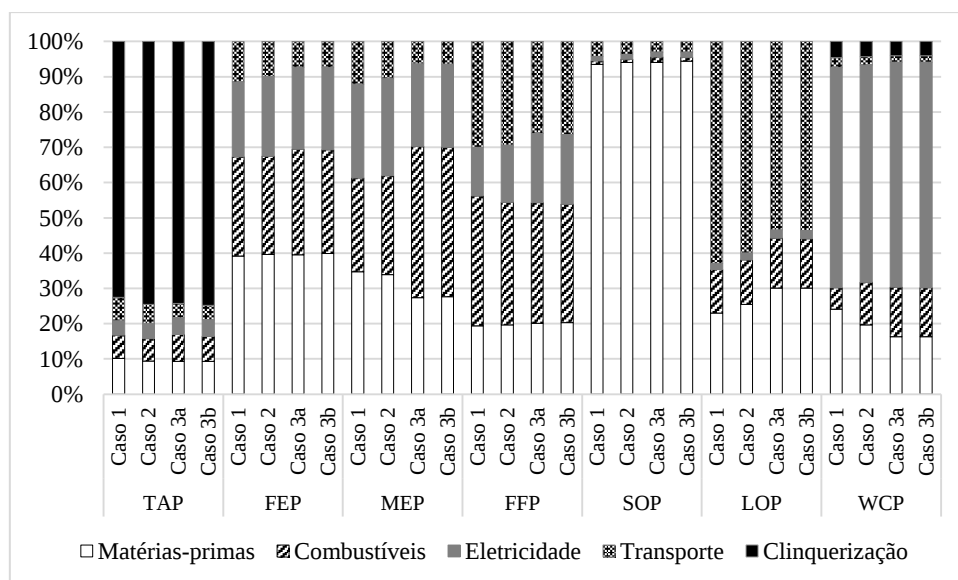


Figura 21: Comparação dos resultados da análise de contribuição obtidos para os impactos de esgotamento de recursos dos cenários propostos no presente trabalho.

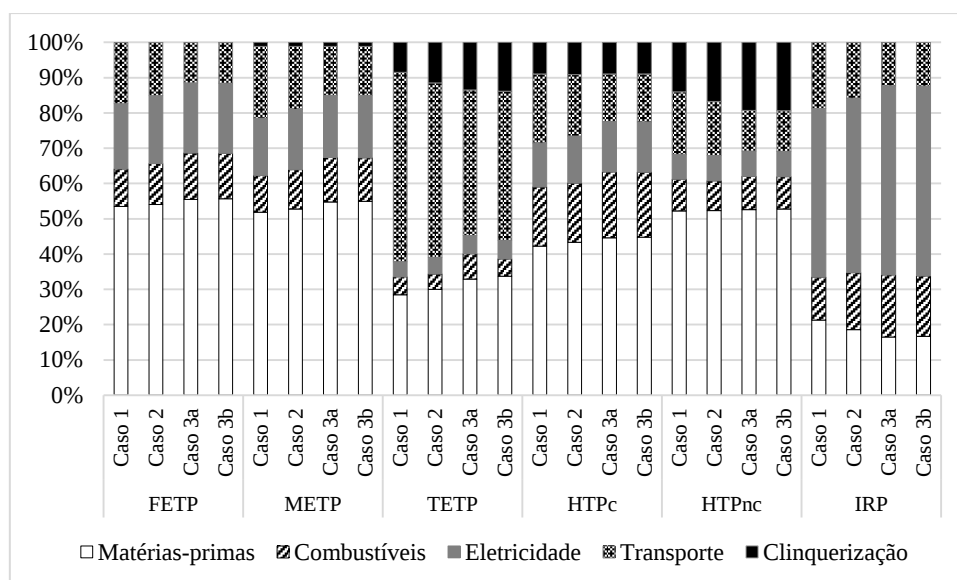


Figura 22: Comparação dos resultados da análise de contribuição obtidos para os impactos de toxicidade dos cenários propostos no presente trabalho.

Os resultados encontrados sugerem que os processos que apresentam as maiores contribuições para as categorias que compõem a classe dos impactos atmosféricos correspondem àqueles associados à clinquerização. Este processo é aquele que apresenta as maiores contribuições para a formação de material particulado (65% a 67%), as mudanças climáticas (78% a 80%) e a formação de ozônio, tanto para a dimensão de saúde humana (75% a 76%) quanto para a de ecossistemas terrestres (74% a 76%). Este padrão é esperado e pode ser explicado pelo fato da clinquerização corresponder ao processo mais intensivo em emissões atmosféricas. No entanto, para a categoria de depleção de ozônio estratosférico, as maiores contribuições estão associadas ao consumo de energia elétrica, entre 36% e 40%, seguido pela clinquerização, entre 18% e 31%.

Já a classe de impactos de esgotamento de recursos se destaca pela maior distribuição das contribuições entre os módulos de produção. As maiores contribuições para as categorias de eutrofização marinha e de água doce correspondem aos módulos de matérias-primas (entre 27% e 35% e entre 39% e 40%, respectivamente) e de combustíveis (entre 27% e 43% e entre 28% e 30%, respectivamente). Por outro lado, as maiores contribuições para a depleção de recursos fósseis são relativas aos módulos de combustíveis (34% a 37%) e de transporte (26% a 30%).

Cada uma das demais categorias que compõem a classe de impactos de esgotamento de recursos apresentou um contribuinte predominante diferente. As maiores contribuições observadas para a acidificação terrestre são atribuídas à clínquerização (73% a 75%). Já para a categoria de depleção de recursos minerais, as maiores contribuições correspondem ao módulo de matérias-primas (93% a 94%), enquanto para a categoria de uso do solo, as maiores contribuições correspondem ao módulo de transporte (53% a 63%), e para a categoria de uso da água, ao consumo de eletricidade (62% a 64%).

Com relação à classe de impactos de toxicidade, observa-se a predominância das contribuições do módulo de matérias-primas, respondendo por 53% a 56% dos impactos sobre a categoria de ecotoxicidade de água doce, 53% a 55% sobre a ecotoxicidade marinha, 42% a 45% sobre a toxicidade carcinogênica humana e 52% a 53% sobre a toxicidade não-carcinogênica humana. Em contrapartida, as maiores contribuições observadas para a ecotoxicidade terrestre são atribuídas ao módulo de transporte (41% a 54%) e para a radiação ionizante correspondem ao consumo de eletricidade (48% a 54%).

A literatura sugere que a clínquerização corresponde ao processo com as maiores contribuições para as categorias de mudanças climáticas, formação de ozônio e acidificação (GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015b; STAFFORD *et al.*, 2016a; ÇANKAYA & PEKEY, 2019; VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2019), o que está compatível com os resultados obtidos. Entretanto, com relação à categoria de formação de material particulado, ÇANKAYA & PEKEY (2019) registram que a maior contribuição é derivada do consumo de eletricidade, enquanto no presente trabalho também corresponde à clínquerização. Uma possível explicação para esta diferença é o perfil da matriz elétrica brasileira, no qual predomina a geração hidrelétrica, caracterizada pela ausência de processos geradores de material particulado, como a combustão.

GARCÍA-GUSANO *et al.* (2015b) e STAFFORD *et al.* (2016a) calculam que grandes contribuições derivam do processo de clínquerização e do consumo de eletricidade para os impactos relacionados à eutrofização aquática, enquanto no presente estudo derivam dos módulos de matérias-primas e de combustíveis. ÇANKAYA & PEKEY (2019) concluem que os processos associados à obtenção de matérias-primas sejam os maiores contribuintes dos impactos sobre a depleção de recursos minerais, o

uso do solo e a ecotoxicidade (aquática e terrestre). Os resultados encontrados estão de acordo com o exposto pelos referidos autores para os impactos sobre a depleção de recursos minerais e sobre a ecotoxicidade aquática (marinha e de água doce). Já para os impactos sobre o uso do solo e a ecotoxicidade terrestre, os resultados obtidos na presente tese sugerem que as maiores participações são relativas às etapas de transporte de insumos.

Em relação aos impactos de toxicidade carcinogênica e não-carcinogênica humana, a literatura indica que o consumo de energia elétrica corresponde ao processo com as maiores contribuições (GARCÍA-GUSANO *et al.*, 2015b; ÇANKAYA & PEKEY, 2019). Entretanto, os resultados sugerem que, para os casos estudados, as maiores contribuições para as referidas categorias correspondem aos processos de obtenção de matérias-primas. Novamente, o perfil da matriz elétrica brasileira pode ajudar a compreender os resultados, visto seu baixo nível de emissão de poluentes, quando comparada a de outros países.

4.2.4. Análise de perturbação

Para se avaliar a confiabilidade dos resultados obtidos e como os mesmos variam em função de variações em determinados parâmetros, foi realizada uma análise de perturbação. Nesta análise, simulou-se uma variação de 5% nos seguintes parâmetros, selecionados devido a sua importância para o sistema de produto ou ao fato de terem sido estimados como valores médios: distância do transporte de insumos, consumo de eletricidade, teor de clínquer no cimento e emissões diretas. Os resultados são apresentados na Tabela 58.

Tabela 58: Análise de perturbação para a variação dos principais parâmetros considerados nos cenários propostos no presente trabalho.

Categoria de impacto	Processo	Variação	Caso 1	Caso 2	Caso 3a	Caso 3b
PMFP	Transporte	5%	0,4%	0,3%	0,3%	0,3%
	Elettricidade	5%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%
	Clínquer	5%	4,1%	4,1%	4,0%	4,0%
	Emissões diretas	5%	3,2%	3,4%	3,3%	3,3%
GWP	Transporte	5%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%
	Elettricidade	5%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%
	Clínquer	5%	4,2%	4,3%	4,3%	4,3%
	Emissões diretas	5%	3,9%	4,0%	4,0%	4,0%
ODP	Transporte	5%	0,7%	0,6%	0,4%	0,4%
	Elettricidade	5%	2,0%	1,9%	1,8%	1,8%
	Clínquer	5%	2,8%	3,1%	3,3%	3,3%
	Emissões diretas	5%	0,9%	1,2%	1,5%	1,5%
HOFP	Transporte	5%	0,4%	0,3%	0,2%	0,2%
	Elettricidade	5%	0,1%	0,2%	0,2%	0,2%
	Clínquer	5%	4,5%	4,5%	4,4%	4,4%
	Emissões diretas	5%	3,8%	3,8%	3,8%	3,8%
EOFP	Transporte	5%	0,4%	0,3%	0,3%	0,3%
	Elettricidade	5%	0,1%	0,2%	0,2%	0,2%
	Clínquer	5%	4,5%	4,5%	4,4%	4,4%
	Emissões diretas	5%	3,7%	3,8%	3,8%	3,8%
TAP	Transporte	5%	0,3%	0,3%	0,2%	0,2%
	Elettricidade	5%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%
	Clínquer	5%	4,2%	4,3%	4,2%	4,2%
	Emissões diretas	5%	3,6%	3,7%	3,7%	3,7%
FEP	Transporte	5%	0,6%	0,5%	0,4%	0,4%
	Elettricidade	5%	1,1%	1,1%	1,2%	1,2%
	Clínquer	5%	1,9%	1,9%	1,8%	1,8%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
MEP	Transporte	5%	0,6%	0,5%	0,3%	0,3%
	Elettricidade	5%	1,3%	1,4%	1,2%	1,2%
	Clínquer	5%	2,1%	2,1%	2,6%	2,6%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
FFP	Transporte	5%	1,5%	1,5%	1,3%	1,3%
	Elettricidade	5%	0,7%	0,8%	1,0%	1,0%
	Clínquer	5%	2,5%	2,5%	2,4%	2,4%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
SOP	Transporte	5%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%
	Elettricidade	5%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
	Clínquer	5%	3,9%	3,9%	4,0%	4,0%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Categoria de impacto	Processo	Variação	Caso 1	Caso 2	Caso 3a	Caso 3b
LOP	Transporte	5%	3,1%	3,0%	2,7%	2,7%
	Eleticidade	5%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
	Clínquer	5%	1,3%	1,4%	1,6%	1,6%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
WCP	Transporte	5%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
	Eleticidade	5%	3,1%	3,1%	3,2%	3,2%
	Clínquer	5%	2,5%	2,7%	2,7%	2,7%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
FETP	Transporte	5%	0,9%	0,8%	0,6%	0,6%
	Eleticidade	5%	0,9%	1,0%	1,0%	1,0%
	Clínquer	5%	1,4%	1,5%	1,4%	1,4%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
METP	Transporte	5%	1,0%	0,9%	0,7%	0,7%
	Eleticidade	5%	0,8%	0,9%	0,9%	0,9%
	Clínquer	5%	1,4%	1,5%	1,4%	1,4%
	Emissões diretas	5%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
TETP	Transporte	5%	2,7%	2,5%	2,1%	2,1%
	Eleticidade	5%	0,2%	0,2%	0,3%	0,3%
	Clínquer	5%	1,3%	1,5%	1,7%	1,7%
	Emissões diretas	5%	0,4%	0,6%	0,7%	0,7%
HTPc	Transporte	5%	1,0%	0,9%	0,7%	0,7%
	Eleticidade	5%	0,6%	0,7%	0,7%	0,7%
	Clínquer	5%	2,2%	2,2%	2,2%	2,2%
	Emissões diretas	5%	0,4%	0,5%	0,4%	0,4%
HTPnc	Transporte	5%	0,9%	0,8%	0,6%	0,6%
	Eleticidade	5%	0,3%	0,4%	0,4%	0,4%
	Clínquer	5%	1,7%	1,8%	1,9%	1,9%
	Emissões diretas	5%	0,7%	0,8%	1,0%	1,0%
IRP	Transporte	5%	0,9%	0,8%	0,6%	0,6%
	Eleticidade	5%	2,4%	2,5%	2,7%	2,7%
	Clínquer	5%	2,4%	2,5%	2,5%	2,5%
	Emissões diretas	5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Para todas as categorias da classe de impactos atmosféricos os maiores benefícios ambientais são observados com a redução do consumo de clínquer, alcançando valores de 4% ou superiores, exceto para a depleção de ozônio estratosférico na qual foram observadas reduções entre 2,8% e 3,3%. As variações derivadas das emissões diretas se destacam em segundo lugar, com reduções entre 3,2% e 4,0%, exceto para a depleção de ozônio estratosférico. Nesta, a variação do consumo de eletricidade ocupa a segunda posição, com reduções próximas a 2%.

Já entre as categorias da classe de impactos de esgotamento de recursos, no que se refere à eutrofização, tanto marinha quanto de água doce, as reduções no consumo de clínquer, seguido pela redução no consumo de eletricidade, levam aos maiores benefícios ambientais, com reduções de impactos na ordem dos 2% no primeiro caso e dos 1% no segundo caso. A redução no consumo de clínquer também corresponde ao parâmetro mais relevante nas categorias de acidificação terrestre e de depleção de recursos, fósseis e minerais. Para a acidificação terrestre e a depleção de recursos minerais, esta variação leva a reduções próximas a 4,0%. Para a primeira, as emissões diretas também são relevantes, levando a reduções próximas a 3,5%. Já para a segunda, os demais parâmetros são muito pouco relevantes. Para os recursos fósseis, observa-se reduções na ordem dos 2,5%, enquanto a distância de transporte também representa um parâmetro relevante, com reduções entre 1,3% e 1,5%.

Por outro lado, a variação nas distâncias de transporte se mostrou o parâmetro mais relevante para a categoria de uso do solo, seguida pela redução no consumo de clínquer, variando de 2,7% a 3,1% e de 1,3% a 1,6%, respectivamente. Já para a categoria de uso da água, a redução do consumo de eletricidade corresponde ao parâmetro mais importante, também seguido pela redução no consumo de clínquer, com variações de 3,1% a 3,2% e de 2,5% a 2,7%, respectivamente.

Entre as categorias da classe de impactos de toxicidade, a redução do consumo de clínquer também representa um parâmetro relevante, mas em menor escala. Para a ecotoxicidade marinha e de água doce, leva a reduções em torno de 1,5%, com as reduções nas distâncias de transporte e no consumo de eletricidade levando a reduções próximas a 1%. Já para a ecotoxicidade terrestre, aparece em segunda posição, com reduções entre 1,3% e 1,7%, atrás das distâncias de transportes, que leva a reduções de 2,1 a 2,7%.

Com relação à toxicidade humana (carcinogênica e não-carcinogênica), a redução no consumo de clínquer também corresponde ao parâmetro de maior relevância, com variações de em torno dos 2%, seguida pelas distâncias de transporte e pelas emissões diretas, com reduções próximas a 1%. Já para a radiação ionizante, a redução do consumo de eletricidade e a redução no consumo de clínquer ocupam posições próximas e de maior destaque, com reduções entre 2,4% e 2,7%. Quando considerados

os cenários 3a e 3b, observa-se que o primeiro parâmetro apresenta as maiores variações.

A partir da avaliação dos resultados da análise de perturbação, fica claro que o consumo de clínquer corresponde ao parâmetro dominante em termos de sensibilidade, apesar da clínquerização não corresponder ao processo com maiores impactos associados nas categorias das classes de impactos de esgotamento de recursos e de toxicidade. Ainda assim, os resultados observados sugerem que os demais fluxos de processo envolvidos na produção do clínquer tornam esta etapa uma das mais relevantes no ciclo de vida do cimento.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A presente tese teve como objetivo avaliar os diferentes impactos associados ao ciclo de vida de produção de cimento no Brasil, comparando diferentes possíveis configurações compatíveis com as metas do setor, a nível nacional, para o horizonte de 2030. Partiu-se da hipótese de que a adoção de medidas compatíveis com aquelas propostas pode causar alterações indiretas no perfil de impactos ambientais do setor, por meio de processos em etapas fora das fronteiras da planta (não contabilizados), inclusive das referidas emissões. Portanto, a contabilização destes impactos indiretos afetará a intensidade de redução de emissões previstas e outras categorias de impacto atribuídas ao processo de produção. Conforme exposto ao longo deste trabalho, tais impactos indiretos levaram a uma redução adicional de emissões de GEE em relação ao previsto, bem como reduções em outras categorias de impacto ambiental.

Os resultados encontrados na presente tese são coerentes com outros estudos disponíveis na literatura, apesar de parte dos mesmos não poder ter sido comparada devido à recente atualização do método utilizado (ReCiPe). É importante destacar, no entanto, que comparações entre diferentes estudos de ACV devem ser realizadas com cautela, uma vez que distintas hipóteses e abordagens metodológicas podem influenciar os resultados finais.

Os resultados obtidos sugerem que as configurações nas quais são adotadas opções alinhadas com as metas setoriais de redução de emissões de GEE para o horizonte de 2030 apresentam potencial de emissões de GEE mais baixas, conforme esperado e pretendido, mas também levam a reduções em todas as demais categorias de impacto ambiental. A contabilização das emissões de GEE além daquelas dentro do limite da planta sugere que as ações propostas a nível nacional para o horizonte de 2030 alcançam o dobro do proposto (caso 2), podendo atingir reduções ainda mais expressivas, de quase 5 vezes o proposto (casos 3a e 3b), quando consideradas ações adicionais.

Ao se examinar outras categorias de impacto ambiental, tais ações levam a desdobramentos positivos em termos de redução de impactos em todas aquelas consideradas, tanto em nível *midpoint*, quanto em nível *endpoint*. Para as categorias de impacto de depleção de recursos fósseis (FFP) e de uso do solo (LOP), os benefícios

resultantes das mudanças de configuração consideradas chegam a ser superiores à categoria alvo das próprias medidas (GWP).

A análise de contribuição permitiu identificar que os processos com as contribuições predominantes para a classe dos impactos atmosféricos correspondem àqueles associados à clínquerização, enquanto para a classe dos impactos de toxicidade, correspondem àqueles associados às etapas de obtenção de matérias-primas. Já a classe de impactos sobre o esgotamento de recursos se caracteriza pela maior heterogeneidade no que se refere à dominância de processos.

A partir da análise de sensibilidade realizada, pode-se concluir que o teor de clínquer corresponde ao parâmetro ao qual a maioria das categorias de impacto é mais sensível, fazendo com que o mesmo tenha grande influência sobre o sistema estudado. As categorias da classe de impactos atmosféricos também se mostraram sensíveis à variação das emissões diretas, o que é esperado, visto serem impactos diretamente derivados destas emissões. Os demais parâmetros influenciam o sistema estudado em menor escala, uma vez que menos categorias de impacto se mostraram sensíveis aos mesmos.

As configurações com maiores taxas de substituição de combustíveis e com as menores proporções de clínquer no cimento apresentaram os menores impactos em todas as categorias ambientais, quando comparadas à configuração atual. Com relação aos combustíveis, pode-se ir além: os resultados sugerem que a origem dos combustíveis alternativos, sejam resíduos, sejam derivados de biomassa cultivada, é pouco importante quando comparada aos benefícios gerados pela efetiva substituição dos combustíveis fósseis. Por outro lado, vale reforçar que, para se viabilizar menores proporções de clínquer no cimento, são necessárias mudanças nos padrões normativos atuais para permitir proporções de fíler calcário nos cimentos Portland estruturais superiores a 25%, além de pesquisas adicionais para proporções acima dos 30%.

O uso de resíduos como combustíveis na produção do cimento, além da redução de impactos em virtualmente todas as categorias de impacto, principalmente sobre a depleção de recursos fósseis e as mudanças climáticas, leva a benefícios em outros sistemas de produto, como no gerenciamento de resíduos. Por exemplo, ao servir como destino alternativo aos aterros sanitários e industriais, o consumo de resíduos como

combustíveis alivia a demanda pelos mesmos, além de potencialmente corresponder uma destinação com menores impactos ambientais, especialmente para resíduos perigosos.

Considerando a etapa de transportes, sugere-se a opção por insumos cuja origem está o mais próximo possível da planta e a substituição preferencial dos insumos adquiridos a maiores distâncias. Esta é uma recomendação importante, uma vez que se evidenciou que tal módulo corresponde ao dominante em duas categorias de impacto, uso do solo (LOP) e ecotoxicidade terrestre (TETP), além de também apresentar contribuições para todas as demais categorias de impacto. Como exemplo de substituição preferencial destaca-se o do coque de petróleo importado dos EUA e, em seguida, o do importado da Venezuela, cujas distâncias de transporte podem ser reduzidas em até 97% e 96%, respectivamente, no caso da substituição por combustíveis alternativos.

Sugere-se, também, a inclusão da criação de centrais de recebimento e preparação de resíduos próximas às plantas de cimento no planejamento regional e urbano das principais cidades produtoras, como forma de se minimizar as distâncias a serem percorridas para o fornecimento de combustíveis alternativos às referidas plantas. Além de ser uma forma eficiente de se reduzir os impactos ambientais, a otimização das distâncias de transporte é capaz de reduzir o custo da produção de cimento.

O presente estudo contribui para a melhoria dos bancos de dados de inventários de ciclo de vida para a indústria de cimento no Brasil, bem como permite uma avaliação comparativa dos impactos da produção de cimento sobre as diferentes categorias de impacto analisadas. Além disso, investiga os impactos do uso de diferentes tipos de combustíveis alternativos e de proporções de clínquer no cimento, enquanto também subsidia a tomada de decisão sob uma perspectiva de ciclo de vida, sendo útil para gestores de plantas de cimento e de resíduos.

Adicionalmente, a presente tese apresenta informações científicas e necessárias para legisladores, no sentido de facilitar o processo decisório no que diz respeito à ajustes ou transformações estruturais na indústria do cimento. Os resultados podem subsidiar a tomada de decisão uma vez que explora as opções de mitigação do setor do cimento brasileiro para o horizonte de 2030 e suas inter-relações com a gestão de

resíduos perigosos e não-perigosos, urbanos e agrícolas, e o uso de biomassa florestal como combustível alternativo. Trazem, assim, informações úteis para os gestores de resíduos urbanos, industriais e derivados da agroindústria à nível municipal e regional.

Desta forma, conclui-se que existem configurações de produção de cimento alinhadas com as metas de redução de emissões de GEE do setor que também resultam em benefícios ambientais no que se refere às demais dimensões de impacto. Neste sentido, a avaliação de ciclo de vida constitui uma ferramenta importante para a análise dos múltiplos impactos ambientais derivados das atividades executadas no referido setor. A quantificação destes impactos através da aplicação da metodologia de avaliação de ciclo de vida pode amparar o processo de tomada de decisão a partir de uma perspectiva objetiva, sistemática e holística.

Neste estudo, o sistema analisado corresponde ao tipo *cradle-to-gate*, contemplando apenas até a etapa de produção de cimento no portão da planta, uma vez que o objetivo proposto corresponde a uma avaliação de configurações de produção do referido produto, além de não existir definição clara do horizonte de vida útil e de alternativas de disposição final no Brasil, conforme observado por STAFFORD *et al.* (2016b). Observa-se que as etapas adicionais posteriores do ciclo de vida (uso e fim de vida) são pouco exploradas nos estudos de ACV do cimento identificados na literatura. Por este motivo, sugere-se a inclusão destas etapas em estudos futuros, de forma a contemplar o ciclo de vida completo do sistema em análise, de forma a constituir avaliações do tipo *cradle-to-grave* ou até mesmo *cradle-to-cradle*.

Propõe-se, também, a realização de estudos de ACV caso a caso (planta a planta), considerando as configurações, os insumos e as distâncias de transporte específicas de cada unidade de produção em operação no cenário nacional. Os dados e informações consideradas para a elaboração do presente estudo correspondem a valores e configurações médias, levantadas a nível nacional. Conforme apresentado, os resultados finais podem ser sensivelmente influenciados pelas pequenas variações observadas entre as plantas e precisam ser avaliados. No entanto, um enorme obstáculo reside em questões de sigilo da informação, também enfrentado ao longo do desenvolvimento da presente tese, o qual muitas vezes interfere ou impede a realização de estudos mais específicos, com foco em determinada planta ou determinado grupo industrial.

Além de futuros trabalhos contemplando diferentes plantas de cimento, investigando o uso de outros materiais e combustíveis alternativos, bem como de diferentes taxas de substituição, sugere-se a avaliação da implantação de tecnologias novas ou alternativas no cenário brasileiro, como a captura e o armazenamento de carbono. O CCS apresenta grande potencial de abatimento de emissões de GEE no contexto da planta de produção de cimento, no entanto, ao se extrapolar os limites da planta, tal potencial pode ser reduzido, visto as demandas adicionais de energia, insumos e do transporte destes insumos. Além disso, a aplicação desta tecnologia pode influenciar outras categorias de impacto, potencialmente resultando em efeitos negativos nas mesmas, os quais precisam ser investigados.

Em linha com a implantação do CCS, propõe-se o desenvolvimento de estudos analisando configurações da produção nacional nas quais são adotadas opções alinhadas com as metas setoriais de redução de emissões de GEE para o horizonte de 2050. Além do CCS, para o horizonte de 2050 estão previstas taxas crescentes de substituição de combustíveis fósseis por alternativos, bem como proporções progressivamente menores de clínquer no cimento, quando comparadas com o cenário atual e com o horizonte de 2030.

Finalmente, os *inputs* e *outputs* considerados no escopo do presente trabalho foram avaliados somente em termos dos aspectos ambientais. Os efeitos do uso dos combustíveis alternativos e dos substitutos de clínquer sobre os aspectos socioeconômicos e sobre a qualidade do produto final não foram alvo de investigação. Assim, sugere-se que estudos futuros incluam os efeitos da adoção de opções alinhadas às metas setoriais de redução de emissões de GEE sobre estes dois aspectos, de forma concomitante à dimensão ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCP (Associação Brasileira de Cimento Portland), 2018. **Fluxograma de Fabricação de Cimento**. Disponível em: <<http://www.abcp.org.br/cms/basico-sobre-cimento/fabricacao/fabricacao/>>. Acesso em: 13 fev. 2018.

ABCP (Associação Brasileira de Cimento Portland), 2020. **Panorama do Coprocessamento 2020 – Ano base 2019**. São Paulo: ABCP, 2020. 20 p. Disponível em: <<https://abcp.org.br/panorama-do-coprocessamento-brasil-2020/>>. Acesso em: 07 out. 2021.

ABELIOTIS, K.; KALOGEROPOULOS, A.; LASARIDI, K., 2012. Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece. **Waste Management**, v. 32, n. 1, pp. 213-219, jan. 2012.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **NBR 16697: Cimento Portland - Requisitos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2018.

ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica), 2008. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília: ANEEL, 2008. 236 p. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas3ed.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2019.

AVAMI, A.; SATTARI, S., 2007. Energy Conservation Opportunities: Cement Industry in Iran. **International Journal of Energy**, v. 1, n. 3, pp. 65-71, ago. 2007.

AYER, N. W.; DIAS, G., 2018. Supplying renewable energy for Canadian cement production: Life cycle assessment of bioenergy from forest harvest residues using mobile fast pyrolysis units. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, pp. 237-250, fev. 2018.

BARKER, D. J.; TURNER, S. A.; NAPIER-MOORE, P. A.; CLARK, M.; DAVISON, J. E., 2009. CO₂ Capture in the Cement Industry. **Energy Procedia**, v. 1, n. 1, pp. 87-94, fev. 2009.

BELATO, M. N., 2013. **Análise da Geração de Poluentes na Produção de Cimento Portland com o Coprocessamento de Resíduos Industriais**. 171 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2013.

BENHELAL, E.; ZAHEDI, G.; SHAMSAEI, E.; BAHADORI, A., 2013. Global Strategies and Potentials to Curb CO₂ Emissions in Cement Industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 51, pp. 142-161, jul. 2012.

BERRIEL, S. S.; FAVIER, A.; DOMÍNGUEZ, E. R.; MACHADO, I. R. S.; HEIERLI, U.; SCRIVENER, K.; HERNÁNDEZ, F. M.; HABERT, G., 2016. Assessing the environmental and economic potential of Limestone Calcined Clay Cement in Cuba. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, pp. 361-369, jun. 2016.

BJØRN, A.; LAURENT, A.; OWSIANIAK, M.; OLSEN, S. I., 2018a. Goal Definition. In: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.). **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 7.

BJØRN, A.; MOLTESSEN, A.; LAURENT, A.; OWSIANIAK, M.; CORONA, A.; BIRKVED, M.; HAUSCHILD, M. Z., 2018b. Life Cycle Inventory Analysis. In: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.). **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 9.

BJØRN, A.; OWSIANIAK, M.; LAURENT, A.; OLSEN, S. I.; CORONA, A.; HAUSCHILD, M. Z., 2018c. Scope Definition. In: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.). **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 8.

BJØRN, A.; OWSIANIAK, M.; MOLIN, C.; LAURENT, A., 2018d. Main Characteristics of LCA. In: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.). **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 2.

BOESCH, M. E.; KOEHLER, A.; HELLWEG, S., 2009. Model for Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment of Clinker Production. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 19, pp. 7578-7583, out. 2009.

BOHM, M. C.; HERZOG, H. J.; PARSONS, J. E.; SEKAR, R. C., 2007. Capture-ready coal plants - Options, technologies and economics. **International Journal of Greenhouse Gas Control**, v. 1, n. 1, pp. 113-120, abr. 2007.

BOSOAGA, A.; MASEK, O.; OAKLEY, J.E., 2009. CO₂ Capture Technologies for Cement Industry. **Energy Procedia**, v. 1, n. 1, pp. 133-140, fev. 2009.

BRASIL, 2006. **Resolução CONAMA nº 382, de 26 de dezembro de 2006**. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.

BRASIL, 2010. **Lei Nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Presidência da República, Departamento da Casa Civil. Brasília: Subchefia para Assuntos Jurídicos, 2010.

BROWN, D.; SADIQ, R.; HEWAGE, K., 2014. An overview of air emission intensities and environmental performance of grey cement manufacturing in Canada. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 16, n. 6, pp. 1119-1131, ago. 2014.

BUSHI, L.; MEIL, J., 2014. **An Environmental Life Cycle Assessment of Portland-Limestone and Ordinary Portland Cements in Concrete**. Ottawa: Athena Sustainable Materials Institute, jan. 2014. 10 p. Disponível em: <http://www.athenasmi.org/wp-content/uploads/2014/01/CAC_PLCvsOPC_Final_Technical_Brief.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2020.

CARPIO, R. C., 2005. **Otimização no Co-processamento de Resíduos na Indústria do Cimento Envolvendo Custos, Qualidade e Impacto Ambiental**. 174 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal de Itajubá, Minas Gerais, 2005.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), 2019. **Qualidade do Ar – Poluentes**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>>. Acesso em: 01 fev. 2019.

CHEN, C.; HABERT, G.; BOUZIDI, Y.; JULLIEN, A.; VENTURA, A., 2010. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 12, pp. 1231-1240, out. 2010.

CHERUBINI, E.; MOTTA, F. L.; RIBEIRO, P. T., 2014. Processo Data set: “Cement, at plant”. **Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil)**, Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). Brasília, MCTIC, 2014. Disponível em: <<http://sicv.acv.ibict.br>>. Acesso em: 04 dez. 2019

CIROTH, A.; DI NOI, C.; LOHSE, T.; SROCKA, M., 2019. **openLCA 1.9 – Comprehensive User Manual**. Berlim: GREENDELTA, 2019. 116 p. Disponível em: <<http://www.openlca.org/learning/#manuals>>. Acesso em 03 dez. 2019.

CNI (Confederação Nacional da Indústria), 2018. **Mudança do clima e indústria brasileira: iniciativas e recomendações estratégicas para implementação e financiamento da NDC do Brasil**. Brasília: CNI, 2018. 112 p.

CNI/ABCP (Confederação Nacional da Indústria / Associação Brasileira de Cimento Portland), 2012. **Indústria brasileira de cimento: Base para a construção do desenvolvimento**. Brasília: CNI, 2012. 58 p.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 1999. **Resolução CONAMA 264**. Licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de co-processamento de resíduos. Brasília: CONAMA, 1999.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2002. **Resolução CONAMA 316**. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Brasília: CONAMA, 2002.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2006. **Resolução CONAMA 382**. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Brasília: CONAMA, 2006.

CORÁ, R., 2006. **Aspectos Técnicos e Ambientais do Uso do Carvão Mineral em Caldeiras**. 130 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2006.

CORMOS, A. M.; CORMOS, C. C., 2017. Reducing the Carbon Footprint of Cement Industry by Post-Combustion CO₂ Capture: Techno-Economic and Environmental Assessment of a CCS Project in Romania. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 123, pp. 230-239, jul. 2017.

CSI (Cement Sustainability Initiative), 2021. **Getting the Numbers Right Project – Emissions Report 2019**. Disponível em: <<https://gccassociation.org/gnr/>>. Acesso em: 07 out. 2021.

CURRAN, M. A., 2012. Sourcing Life Cycle Inventory Data. In: CURRAN, M. A. (ed.). **Life Cycle Assessment Handbook – A Guide for Environmentally Sustainable Products**. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. e Massachusetts: Scrivener Publishing LLC, 2012. P. 1, cap. 5.

ÇANKAYA, S.; PEKEY, B., 2019. A comparative life cycle assessment for sustainable cement production in Turkey. **Journal of Environmental Management**, v. 249, 12 p., nov. 2019.

DE SCHRYVER, A. M., 2010. **Value choices in life cycle impact assessment**. 187 p. Tese (Doutorado em Ciências Naturais, Matemática e Ciência da Computação) – Radboud University, Nijmegen, 2010.

DICKS, A. P.; HENT, A., 2015. **Green Chemistry Metrics – A Guide to Determining and Evaluating Process Greenness**. Londres: Springer, 2015. 90 p.

DORILEO, I. L.; BAJAY, S. V.; GORLA, F. D., 2010. **Oportunidades de eficiência energética para indústria – Relatório setorial: setor cimenteiro**. Brasília: CNI, 2009. 64 p.

EC (European Commission), 2010a. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance**. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union. Itália: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2010. 417 p. Disponível em: <<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ilcdHandbook.html>>. Acesso em 22 mai. 2020.

EC (European Commission), 2010b. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators**. First edition March 2010. EUR 24586 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union. Itália: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2010. 116 p.

Disponível em: <<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ilcdHandbook.html>>. Acesso em 04 jul. 2020.

EC (European Commission), 2012. **Product Environmental Footprint (PEF) Guide**. Itália: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2012. 160 p. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/footprint/PEF%20methodology%20final%20draft.pdf>>. Acesso em 21 ago. 2018.

ECN (Energy Research Centre of the Netherlands), 2019. **Phyllis2, database for (treated) biomass, algae, feedstocks for biogas production and biochar**. Holanda: Energy Research Centre of the Netherlands, 2019. Disponível em: <<https://phyllis.nl/>>. Acesso em 06 dez. 2019.

ECOINVENT CENTRE, 2018. **Ecoinvent data v3.4 (2017)**. Suíça: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2018. Disponível em: <<https://www.ecoinvent.org/home.html>>. Acesso em 15 mar. 2018.

ECRA/CSI (European Cement Research Academy/Cement Sustainability Initiative), 2017. **Development of State of the Art-Techniques in Cement Manufacturing: Trying to Look Ahead**. Duesseldorf/Geneva: ECRA/CSI, 2017. 190 p. Disponível em: <https://docs.wbcsd.org/2017/06/CSI_ECRA_Technology_Papers_2017.pdf>. Acesso em 29 jan. 2019.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética), 2017. **Balanço Energético Nacional 2017: ano base 2016**. Rio de Janeiro: EPE, 2017. Disponível em: <<https://ben.epe.gov.br/>>. Acesso em 15 mai. 2018.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética), 2021a. **Balanço Energético Nacional 2021: ano base 2020**. Rio de Janeiro: EPE, 2021. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-ben>>. Acesso em 07 out. 2021.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética), 2021b. **BEN – Séries Históricas Completas**. Rio de Janeiro: EPE, 2021. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/BEN-Series-Historicas-Completas>>. Acesso em 07 out. 2021.

ETH ZÜRICH (Eidgenössische Technische Hochschule Zürich), 2019. **LCA4Waste**. Suíça: ETH Zürich, 2019. Disponível em: <<https://esd.ifu.ethz.ch/downloads/lca4waste.html>>. Acesso em 02 dez. 2019.

FEIZ, R.; AMMENBERG, J.; BAAS, L.; EKLUND, M.; HELGSTRAND, A.; MARSHALL, R., 2015. Improving the CO₂ performance of cement, part I: utilizing life-cycle assessment and key performance indicators to assess development within the cement industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 98, pp. 272-281, jul. 2015.

FERREIRA, J. V. R., 2004. **Análise de Ciclo de Vida dos Produtos**. Viseu: Instituto Politécnico de Viseu, 2004. 80 p. Disponível em:

<<http://www.estgv.ipv.pt/PaginasPessoais/jvf/Gest%C3%A3o%20Ambiental%20-%20An%C3%A1lise%20de%20Ciclo%20de%20Vida.pdf>>. Acesso em 26 dez. 2018.

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**, v. 91, n. 1, pp. 1-21, out. 2009.

GALVEZ-MARTOS, J. L.; SCHOENBERGER, H., 2014. An analysis of the use of life cycle assessment for waste co-incineration in cement kilns. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 86, pp. 118-131, mai. 2014.

GARCÍA-GUSANO, D.; GARRAÍN, D.; HERRERA, I.; CABAL, H.; LECHÓN, Y., 2015a. Life Cycle Assessment of applying CO₂ post-combustion capture to the Spanish cement production. **Journal of Cleaner Production**, v. 104, pp. 328-338, out. 2015.

GARCÍA-GUSANO, D.; HERRERA, I.; GARRAÍN, D.; LECHÓN, Y.; CABAL, H., 2015b. Life cycle assessment of the Spanish cement industry: implementation of environmental-friendly solutions. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, pp. 59-73, abr. 2014.

GEORGIOPOULOU, M.; LYBERATOS, G., 2018. Life cycle assessment of the use of alternative fuels in cement kilns: A case study. **Journal of Environmental Management**, v. 216, pp. 224-234, jun. 2018.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R., 2013. **ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation**. First edition (version 1.08). Bilthoven (Holanda): National Institute for Public Health and the Environment, mai. 2013. 126 p.

GOLDEMBERG, J., 2016. Mapeamento Tecnológico do Cimento – Projeto Roadmap Brasil, **VII Foro y III Mision Multipaís de Cambio Climático y Coprocesamiento**, São Paulo, Brasil, 17-19 out. 2016. Disponível em: <http://www.ficem.org/boletines/Boletines_2016/SAVE-THE-DATE-FORO-Y-MISION-MULTIPAIS-2016/BOLETIN%20DE%20RESULTADOS/PRESENTACIONES/17%20DE%20OCTUBRE/4.%20Jose%CC%81%20Goldemberg.pdf>. Acesso em 19 dez. 2018.

GÓMEZ, D. R.; WATTERSON, J. D.; AMERICANO, B. B.; HA, C.; MARLAND, G.; MATSIKA, E.; NAMAYANGA, L. N.; OSMAN-ELASHA, B.; SAKA, J. D. K.; TREANTON, K., 2006. Stationary Combustion. In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K. (Eds.). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japão: IGES, 2006. v. 2, cap. 2. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol3.html>>. Acesso em 09 dez. 2019.

GOODGER, A. M., 2004. **The Formation of Nitrogen Oxides in a Pulverised Coal Boiler**. 115 p. Dissertação (Bacharelado em Engenharia Mecânica) – University of Southern Queensland, Queensland, 2004.

GOOGLEMAPS, 2019. **GoogleMaps**. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps>>. Acesso em: 17 dez. 2019.

GREENDELTA, 2019. **openLCA**. Version 1.9. Berlim: GREENDELTA, 2019. Disponível em: <<http://www.openlca.org>>. Acesso em 15 ago. 2019.

GRIGORE, M.; SAKUROVS, R.; FRENCH, D.; SAHAJWALLA, V., 2008. Mineral reactions during coke gasification with carbon dioxide. **International Journal of Coal Geology**, v. 75, n. 4, pp. 213-224, set. 2008.

GÜERECA, L. P.; TORRES, N.; JUÁREZ-LÓPEZ, C. R., 2015. The co-processing of municipal waste in a cement kiln in Mexico. A life-cycle assessment approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 107, pp. 741-748, nov. 2015.

GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R., 2017. Introduction to Life Cycle Assessment. In: BOUCHERY, Y.; CORBETT, C. J.; FRANSOO, J. C.; TAN, T. (Eds.). **Sustainable Supply Chains: A Research-Based Textbook on Operations and Strategy**. 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2017. Cap. 2.

GUPTA, R. K.; MAJUMDAR, D.; TRIVEDI, J. V.; BHANARKAR, A.D., 2012. Particulate matter and elemental emissions from a cement kiln. **Fuel Processing Technology**, v. 104, pp. 343-351, dez. 2012.

GURSEL, A. P.; MASANET, E.; HORVATH, A.; STADEL, A., 2014. Life-cycle inventory analysis of concrete production: A critical review. **Cement and Concrete Composites**, v. 51, pp. 38-48, ago. 2014.

GUTIÉRREZ, A. S.; ERAS, J. J. C.; GAVIRIA, C. A.; CANEGHEM, J. V.; VANDECASTEELE, C., 2017. Improved selection of the functional unit in environmental impact assessment of cement. **Journal of Cleaner Production**, v. 168, pp. 463-473, dez. 2017.

HANLE, L.; MALDONADO, P.; ONUMA, E.; TICHY, M.; VAN OSS, H. G., 2006. Mineral Industry Emissions. In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K. (Eds.). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japão: IGES, 2006. v. 3, cap. 2. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol3.html>>. Acesso em 13 fev. 2018.

HASSAN, S. M. N.; DOUGLAS, P. L.; CROISET, E., 2007. Techno-economic study of CO₂ capture from an existing cement plant using MEA scrubbing. **International Journal of Green Energy**, v. 4, n. 2, pp. 197-220, mar. 2007.

HAUPT, M.; KÄGI, T.; HELLWEG, S., 2018. Life cycle inventories of waste management processes. **Data in Brief**, v. 19, pp. 1441-1457, ago. 2018.

HAUSCHILD, M. Z.; BONOU, A.; OLSEN, S. I., 2018a. Life Cycle Interpretation. In: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.). **Life Cycle**

Assessment: Theory and Practice. 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 12.

HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.), 2018b. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice.** 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018.

HEIJUNGS, R.; KLEIJN, R., 2001. Numerical approaches towards life cycle interpretation – Five examples. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 3, pp. 141-148, mai. 2001.

HELLWEG, S.; MILÀ I CANALS, L., 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. **Science**, v. 344, n. 6188, pp. 1109-1113, jun. 2014.

HENRIQUES JÚNIOR, M. F., 2010. **Potencial de Redução de Emissão de Gases de Efeito Estufa pelo Uso de Energia no Setor Industrial Brasileiro.** 309 p. Tese (Doutorado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

HO, M. T.; ALLINSON, G. W.; WILEY, D. E., 2011. Comparison of MEA capture cost for low CO₂ emissions sources in Australia. **International Journal of Greenhouse Gas Control**, v. 5, n. 1, pp. 49-60, jan. 2011.

HOSSAIN, M. U.; POON, C. S.; LO, I. M. C.; CHENG, J. C. P., 2017. Comparative LCA on using waste materials in the cement industry: A Hong Kong case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 120, pp. 199-208, mai. 2017.

HUGO, J.; BARKER, A.; STOFFBERG, H., 2014. The carbon footprint and embodied energy of construction material: A comparative analysis of South African BRT stations. **Acta Structilia**, v. 21, n. 1, pp. 45-78, 2014.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. D. M.; HOLLANDER, A.; ZIJP, M.; VAN ZELM, R., 2017. **ReCiPe 2016 v1.1 – A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization.** RIVM Report 2016-0104. Bilthoven (Holanda): National Institute for Public Health and the Environment, 2017. 201 p.

HUNTZINGER, D. N.; EATMON, T. D., 2009. A life-cycle assessment of Portland cement manufacturing: comparing the traditional process with alternative technologies. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 7, pp. 668-675, mai. 2009.

IEA (International Energy Agency), 2007. **Tracking Industrial Energy Efficiency and CO₂ Emissions.** Paris: IEA, 2007. 321 p. Disponível em: <https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/tracking_emissions.pdf> . Acesso em 15 fev. 2018.

IEAGHG (International Energy Agency Greenhouse Gases), 2013. **Deployment of CCS in the Cement Industry.** Report 2013/19. Cheltenham: IEAGHG, 2013. 122 p.

Disponível em: <http://www.ieaghg.org/docs/General_Docs/Reports/2013-19.pdf>. Acesso em 20 jan. 2018.

IEA/WBCSD (International Energy Agency/World Business Council for Sustainable Development), 2018. **Technology Roadmap: Low-Carbon Transition in the Cement Industry**. Paris/Geneva: IEA/WBCSD, 2018. 61 p. Disponível em: <<https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/TechnologyRoadmapLowCarbonTransitionintheCementIndustry.pdf>>. Acesso em 19 dez. 2018.

IFC (International Finance Corporation), 2017. **Increasing the Use of Alternative Fuels at Cement Plants: International Best Practice**. Washington: IFC, 2017. 78 p. Disponível em: <https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/bb652356-1d43-4421-b7eb-e0034d8d6b8f/Alternative+Fuels_06+27.pdf?MOD=AJPERES>. Acesso em 20 dez. 2018.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2005. **IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage**. METZ, B., DAVIDSON, O., DE CONINCK, H. C., LOOS, M., MEYER, L. A. (Eds.). Cambridge and New York: Cambridge University Press, 2005. 442 p. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/carbon-dioxide-capture-and-storage/>>. Acesso em 29 jan. 2019.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K. (Eds.). Japan: IGES, 2006. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>>. Acesso em 20 fev. 2018.

JAKOBSEN, J.; ROUSSANALY, S.; ANANTHARAMAN, R., 2017. A techno-economic case study of CO₂ capture, transport and storage chain from a cement plant in Norway. **Journal of Cleaner Production**, v. 144, pp. 523-539, fev. 2017.

JOKAR, Z.; MOKHTAR, A., 2018. Policy making in the cement industry for CO₂ mitigation on the pathway of sustainable development – A system dynamics approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 201, pp. 142-155, nov. 2018.

JORDAL, K.; VOLDSUND, M.; STØRSET, S.; FLEIGER, K.; RUPPERT, J.; SPÖRL, R.; HORNBERGER, M.; CINTI, G., 2017. CEMCAP – making CO₂ capture retrofittable to cement plants. **Energy Procedia**, v. 114, pp. 6175-6180, jul. 2017.

JUNGBLUTH, N.; CHUDACOFF, M.; DAURIAT, A.; DINKEL, F.; DOKA, G.; FAIST EMMENEGGER, M.; GNANSOUNOU, E.; KLJUN, N.; SCHLEISS, K.; SPIELMANN, M.; STETTLER, C.; SUTTER, J., 2007. **Life Cycle Inventories of Bioenergy**. Ecoinvent report No. 17. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007. 727 p.

JUNIOR, G. R. O. R., 2016. **Análise da cadeia de suprimentos do coque de petróleo na indústria cimenteira brasileira**. 31 p. Monografia (Especialização em Gestão de Suprimentos) – Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2016.

KARSTENSEN, K. H., 2010. **Formação e Emissão de POPs pela Indústria de Cimento**. 3. ed. São Paulo: Fundação Christiano Ottoni, 2010. 188 p.

KELLENBERGER, D.; ALTHAUS, H. J.; KÜNNIGER, T.; JUNGBLUTH, N.; LEHMANN, M.; THALMANN, P., 2007. **Life Cycle Inventories of Building Products**. Final report ecoinvent Data v2.0 No. 7. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007. 914 p.

KIHARA, Y.; VISEDO, G., 2014. A Indústria do Cimento e o Desenvolvimento do Brasil, **Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP)**. São Paulo: ABCP, mai. 2014. Disponível em: <<https://www.abcp.org.br/cms/imprensa/a-industria-do-cimento-e-o-desenvolvimento-do-brasil/>>. Acesso em: 08 jan. 2019.

KLÖPPFER, W.; GRAHL, B., 2014. **Life Cycle Assessment (LCA) – A Guide to Best Practice**. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2014. 396 p.

KONIECZYNSKI, J.; ZAJUSZ-ZUBEK, E.; JABLONSKA, M., 2012. The Release of Trace Elements in the Process of Coal Coking. **The Scientific World Journal**, v. 2012, 8 p., 2012.

KUENEN, J., 2016. Cement production. In: European Monitoring and Evaluation Programme/European Environment Agency. **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: Technical guidance to prepare national emission inventories**. Dinamarca: EEA, 2016. v. 2, cap. 2.A.1. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>>. Acesso em 10 mai. 2018.

LI, C.; CUI, S.; NIE, Z.; GONG, X.; WANG, Z.; ITSUBO, N., 2015. The LCA of Portland cement production in China. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 1, pp. 117-127, jan. 2015.

LI, J.; THARAKAN, P.; MACDONALD, D.; LIANG, X., 2013. Technological, Economic and Financial Prospects of Carbon Dioxide Capture in the Cement Industry. **Energy Policy**, v. 61, pp. 1377-1387, out. 2013.

LOIJOS, A.; SANTERO, N.; OCHSENDORF, J., 2013. Life cycle climate impacts of the US concrete pavement network. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 72, pp. 76-83, mar. 2013.

LUIZ, I. M. C., 2016. **Avaliação das emissões atmosféricas do setor de coprocessamento no estado de minas gerais: análise dos dados de automonitoramento**. 79 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitarista) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Minas Gerais, 2016.

MA, J. J.; YAO, H.; LUO, G. Q.; XU, M. H.; HAN, J.; HE, X. M., 2010. Distribution of Hg, As, Pb, and Cr in a Coke Oven Plant. **Energy Fuels**, v. 24, n. 9, pp. 5289-5290, set. 2010.

MALARD, A. A. M., 2016. **Avaliação ambiental do setor de coprocessamento no estado de minas gerais**. 246 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2016.

MARINGOLO, V., 2001. **Clínquer Co-processado: Produto de Tecnologia Integrada para a Sustentabilidade e Competitividade da Indústria de Cimento**. 163 p. Tese (Doutorado em Ciências em Mineralogia e Petrologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MAURY, M. B.; BLUMENSCHNEIN, R. N., 2012. Produção de Cimento: Impactos à Saúde e ao Meio Ambiente. **Sustentabilidade em Debate**, v. 3, n. 1, pp. 75-96, jan./jun. 2012.

MCTIC (Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicações), 2018. **Infográfico “Emissões de GEE Brasil – 2015: 4ª Edição – Estimativas Anuais”**. Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE). Brasília: MCTIC, 2018. 1 p. Disponível em: <http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706227/Infogra%CC%81fico+-+Estimativas+V8+FINAL.pdf/bf7fd8c3-245e-4b55-a8c4-ab6718349585>. Acesso em 02 jul. 2018.

MCTI (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação), 2020. **Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa – Setor Processos Industriais e Uso de Produtos**. Relatórios de Referência do Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília: MCTI, set. 2020. 180 p. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/relatorios-de-referencia-setorial>. Acesso em 07 out. 2021.

MILLER, F. M.; YOUNG, G. L.; VON SEEBACH, M., 2001. **Formation and Techniques for Control of Sulfur Dioxide and Other Sulfur Compounds in Portland Cement Kiln Systems**. R&D Serial No. 2460. Illinois: Portland Cement Association, 2005. 56 p.

MINAS GERAIS, 2010. **Deliberação Normativa COPAM nº 154, de 25 de agosto de 2010**. Dispõe sobre o Coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Conselho Estadual de Política Ambiental. Belo Horizonte: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2010.

MORETTI, L.; CARO, S., 2017. Critical analysis of the Life Cycle Assessment of the Italian cement industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 152, pp. 198-210, mai. 2017.

NOMURA, S., 2010. Behavior of coal chlorine in cokemaking process. **International Journal of Coal Geology**, v. 83, n. 4, pp. 423-429, set. 2010.

OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2018. **Emissões dos Setores de Energia, Processos Industriais e Uso de Produtos – Documento de Análise 2018**. Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG). Observatório do Clima, 2018. 90 p.

Disponível em: <<http://seeg.eco.br/analise-de-emissoes-de-gee-no-brasil-1970-2016/>>. Acesso em 02 jul. 2018.

OLIVEIRA, C. C. N., 2015a. **Potencial Técnico e Econômico da Aplicação de Rotas de Captura de Carbono em Processos Industriais Brasileiros**. 140 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

OLIVEIRA, G. A. S., 2015b. **Mercado de insumos para cimento: Aspectos estruturais e exercício empírico**. Brasília: CADE, 2015. 57 p. Disponível em: <<http://www.cade.gov.br/acesso-a-informacao/publicacoes-institucionais/dee-publicacoes-anexos/documento-de-trabalho-dee-002-2015.pdf>>. Acesso em 27 fev. 2019.

OLIVEIRA, M. C. B. R., 2017. **Avaliação de ciclo de vida de embalagens plásticas de óleo lubrificante: Um estudo de caso**. 121 p. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

PANAHANDAH, A.; ASADOLLAHFARDI, G.; MIRMOHAMMADI, M., 2017. Life cycle assessment of clinker production using refuse-derived fuel: A case study using refuse-derived fuel from Tehran municipal solid waste – Reducing emissions and conserving fossil fuel in cement making and making beneficial use of solid waste. **Environmental Quality Management**, v. 27, n. 1, pp. 57-66, jul./set. 2017.

PASSUELLO, A. C. B.; OLIVEIRA, A. F.; COSTA, E. B.; KIRCHHEIM, A. P., 2014. Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida na análise de impactos ambientais de materiais de construção inovadores: estudo de caso da pegada de carbono de clínquer alternativos. **Ambiente Construído**, v. 14, n. 4, pp. 7-20, out./dez. 2014.

PEREIRA, A.; DELPUPO, C.; QUINTELLA, C. O. V.; GONÇALVES, F. S. F.; FERREIRA, F. S.; PALAURO, G.; BASSO, I.; FEBRERO, J.; RESENDE, L.; HARFUCH, L.; MUNHOZ, L.; PINTO, L.; SERRANO, L.; CONCEIÇÃO, M. C. G.; PARANHOS, M.; MOREIRA, M. M. R.; WIESS, M.; ROMEIRO, M.; PASISHNYK, N.; DA CUNHA, P. C. F.; LIMA, R. C. A.; MARCHÃO, R.; DA SILVA, T. F. B.; MOTTA, V. N.; PORTO, V.; KIMURA, W., 2017. **Documento-Base para Subsidiar os Diálogos Estruturados sobre a Elaboração de uma Estratégia de Implementação e Financiamento da Contribuição Nacionalmente Determinada do Brasil ao Acordo de Paris**. Brasília: Banco Interamericano do Desenvolvimento (BID), 2017. 274 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/ndc/documento_base_ndc_2_2017.pdf>. Acesso em 29 jun. 2018.

PILLAI, R. G.; GETTU, R.; SANTHANAM, M.; RENGARAJU, S.; DHANDAPANI, Y.; RATHNARAJAN, S.; BASAVARAJ, A. S., 2019. Service life and life cycle assessment of reinforced concrete systems with limestone calcined clay cement (LC3). **Cement and Concrete Research**, v. 118, pp. 111-119, abr. 2019.

PRÉ, 2019. **SimaPro Database Manual – Methods Library**. Versão 4.14.2 (fev. 2019). Amersfoort: PRÉ, 2019. 71 p. Disponível em: <<https://support.simapro.com/>>. Acesso em 12 fev. 2020.

PUNHAGUI, K. R. G.; OLIVEIRA, L. S.; DE SOUZA, J. F. T.; JOHN, V. M., 2018. **Estudo de Baixo Carbono para a Indústria de Cimento no Estado de São Paulo de 2014 a 2030**. São Paulo: CETESB, 2018. 128 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/proclima/estudo-de-baixo-carbono-para-a-industria-do-estado-de-sao-paulo-de-2014-a-2030-2/>>. Acesso em 02 dez. 2019.

RATHMANN, R. (Org.), 2017. **Modelagem setorial de opções de baixo carbono para o setor de cimento**. Opções de mitigação de emissões de gases de efeito estufa em setores-chave do Brasil. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC) e ONU Meio Ambiente, 2017. 106 p. Disponível em: <http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/opcoes_mitigacao/Opcoes_de_Mitigacao_de_Emissoes_de_Gases_de_Efeito_Estufa_GEE_em_SetoresChave_do_Brasil.html>. Acesso em 30 jul. 2018.

REN, C.; WANG, W.; MAO, Y.; YUAN, X.; SONG, Z.; SUN, J.; ZHAO, X., 2017. Comparative life cycle assessment of sulfoaluminate clinker production derived from industrial solid wastes and conventional raw materials. **Journal of Cleaner Production**, v. 167, pp. 1314-1324, nov. 2017.

ROCHA, M. S. R.; LEMME, R. F. F., 2013. **Inventário de ciclo de vida do pneu inservível como combustível em fornos de cimenteiras, sob a ótica das emissões de CO₂**. 79 p. Projeto de Graduação (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ROCHEDO, P. R. R.; COSTA, I. V. L.; IMPÉRIO, M.; HOFFMAN, B. S.; MERSCHMANN, P. R. C.; OLIVEIRA, C. C. N.; SKLO, A.; SCHAEFFER, R., 2016. Carbon capture potential and costs in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, pp. 280-295, set. 2016.

RODRIGUES, A. F. S.; FONSECA, D. S., 2009. Calcário – Gipsita – Cimento. In: RODRIGUES, A. F. S. (Coord.). **Economia Mineral do Brasil**. Brasília: DNPM, 2009. Cap. 8.2. Disponível em: <<http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/outras-publicacoes-1/outras-publicacoes>>. Acesso em 14 fev. 2019.

ROSENBAUM, R. K.; HAUSCHILD, M. Z.; BOULAY, A. M.; FANTKE, P.; LAURENT, A.; NÚÑEZ, M.; VIEIRA, M., 2018. Life Cycle Impact Assessment. In: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.). **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1 ed. Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 10.

ROYAL DUTCH SHELL, 2016. **A Better Life with a Healthy Planet – Pathways to Net-Zero Emissions (A New Lens Scenarios Supplement)**. Haia: Royal Dutch Shell, 2016. 93 p. Disponível em: <<https://www.shell.com/energy-and-innovation/the-energy-future/scenarios/a-better-life-with-a-healthy-planet.html>>. Acesso em 07 fev. 2018.

RUAN, S.; UNLUER, C., 2016. Comparative life cycle assessment of reactive MgO and Portland cement production. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, pp. 258-273, nov. 2016.

SAADE, M. R. M.; DA SILVA, M. G.; GOMES, V., 2015. Appropriateness of environmental impact distribution methods to model blast furnace slag recycling in cement making. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 99, pp. 40-47, jun. 2015.

SALAS, D. A.; RAMIREZ, A. D.; RODRÍGUEZ, C. R.; PETROCHE, D. M.; BOERO, A. J.; DUQUE-RIVERA, J., 2016. Environmental impacts, life cycle assessment and potential improvement measures for cement production: a literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 113, pp. 114-122, fev. 2016.

SANTI, A. M. M., 2003. **Co-incineração e co-processamento de resíduos industriais perigosos em fornos de clínquer: investigação no maior pólo produtor de cimento do País, Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG, sobre os riscos ambientais, e propostas para a segurança química**. 227 p. Tese (Doutorado em Planejamento de Sistemas Energéticos) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2003.

SANTOS, F. C. B.; DUBEUX, C. B. S.; PEREIRA JR., A. O., 2016. Cenário de Emissão de GEE – 2050 Setor Industrial (Demanda de energia, processos industriais e uso de produtos). In: LA ROVERE, E. L. (Coord.). **Emissão de Gases de Efeito Estufa – 2050: Implicações Econômicas e Sociais do Cenário de Plano Governamental**. Projeto IES-Brasil – 2050. Rio de Janeiro: CENTRO CLIMA/COPPE/UFRJ, 2016. Cap. 4. Disponível em: <<http://centroclima.coppe.ufrj.br/index.php/br/estudos-e-projetos/encerrados/33-ies-brasil-2050>>. Acesso em 13 fev. 2018.

SCHAKEL, W.; HUNG, C. R.; TOKHEIM, L. A.; STRØMMAN, A. H.; WORRELL, E.; RAMÍREZ, A., 2018. Impact of fuel selection on the environmental performance of post-combustion calcium looping applied to a cement plant. **Applied Energy**, v. 210, pp. 75-87, jan. 2018.

SCHAFFARTZIK, A.; MAYER, A.; GINGRICH, S.; EISENMENGER, N.; LOY, C.; KRAUSMANN, F., 2014. The global metabolic transition: Regional patterns and trends of global material flows, 1950–2010. **Global Environmental Change**, v. 26, pp. 87-97, mai. 2014.

SCHORCHT, F.; KOURTI, I.; SCALET, B. M.; ROUDIER, S.; SANCHO, L. D., 2013. **Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Cement, Lime and Magnesium Oxide: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)**. European Commission, Joint Research Centre, JRC Reference Reports, Report EUR 26129 EN. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2013. 480 p. Disponível em: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/CLM_Published_def.pdf>. Acesso em 10 out. 2018.

SEDES (Secretaria de Desenvolvimento do Estado do Espírito Santo), 2019. **Portos**. Disponível em: <<https://sedes.es.gov.br/portos>>. Acesso em: 17 dez. 2019.

SEA-DISTANCES, 2019. **Sea-Distances**. Disponível em: <<https://sea-distances.org/>>. Acesso em: 17 dez. 2019.

SIGNORETTI, V. T., 2008. **Controle das Emissões de NOx, SOx e Metais Pesados Quando se Utilizam Combustíveis Alternativos e de Alto Teor de Enxofre na**

Indústria de Cimento. 205 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal de Itajubá, Minas Gerais, 2008.

SILVA, D. A. L., 2011. Processo Data set: “hardwood forestry, eucalyptus ssp”. **Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil)**, Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). Brasília, MCTIC, 2011. Disponível em: <<http://sicv.acv.ibict.br>>. Acesso em: 04 dez. 2019.

SILVA, E. S., 2017a. **As ISO 50001 e ISO 14040 aplicadas a indústria cimenteira: Comparação entre fontes fóssil e renovável de energia térmica.** 88 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Mecânicas) – Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2017.

SILVA, F. B., 2017b. Processo Data set: “clinker production”. **Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil)**, Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). Brasília, MCTIC, 2017. Disponível em: <<http://sicv.acv.ibict.br>>. Acesso em: 04 dez. 2019.

SNIC (Sindicato Nacional da Indústria do Cimento), 2013a. **Press Kit 2012.** Disponível em: <<http://snic.org.br/noticias-press-kit.php>>. Acesso em: 15 fev. 2018.

SNIC (Sindicato Nacional da Indústria do Cimento), 2013b. **Relatório Anual Sindicato Nacional da Indústria do Cimento 2013.** Disponível em: <<http://snic.org.br/numeros-relatorio-anual.php>>. Acesso em: 16 mai. 2018

SNIC (Sindicato Nacional da Indústria do Cimento), 2018. **SNIC 50 anos.** Disponível em: <<http://snic.org.br/historia.php>>. Acesso em: 13 fev. 2018.

SNIC (Sindicato Nacional da Indústria do Cimento), 2021. **Números da Indústria.** Disponível em: <<http://snic.org.br/index.php>>. Acesso em: 07 out. 2021.

SOARES, J.B., 1998. **Potencial de Conservação de Energia de Mitigação de Gases de Efeito Estufa para a Indústria Brasileira de Cimento Portland até 2015.** 184 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

SONG, D.; YANG, J.; CHEN, B.; HAYAT, T.; ALSAEDI, A., 2016. Life-cycle environmental impact analysis of a typical cement production chain. **Applied Energy**, v. 164, pp. 916-923, fev. 2016.

STAFFORD, F. N.; DIAS, A.C.; ARROJA, L.; LABRINCHA, J. A.; HOTZA, D., 2016a. Life cycle assessment of the production of Portland cement: a Southern Europe case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 126, pp. 159-165, jul. 2016.

STAFFORD, F. N.; RAUPP-PEREIRA, F.; LABRINCHA, J. A.; HOTZA, D., 2016b. Life cycle assessment of the production of cement: A Brazilian case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, pp. 1293-1299, nov. 2016.

STRAZZA, C.; DEL BORGHI, A.; GALLO, M.; DEL BORGHI, M., 2011. Resource Productivity Enhancement as Means for Promoting Cleaner Production: Analysis of Co-Incineration in Cement Plants through a Life Cycle Approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 14, pp. 1615-1621, set. 2011.

SUTHERLAND, K., 2008. **Filters and Filtration Handbook**. 5. ed. Oxford: Elsevier, 2008. 520 p.

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change), 2012. **Partial Fuel Switching to Agricultural Wastes, Sewage Sludge & Refuse Derived Fuel (RDF) at Arabian cement plant**. Project Design Document (PDD). Bonn: UNFCCC, 2012. 107 p. Disponível em: <<https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/RWTUV1356603354.08/view>>. Acesso em 17 jul. 2019.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2007. **Alternative Control Techniques Document Update – NO_x Emissions from New Cement Kilns**. EPA-453/R-07-006. Washington: USEPA, 2007. 116 p. Disponível em: <https://www3.epa.gov/ttnecat1/dir1/cement_updt_1107.pdf>. Acesso em 23 jan. 2019.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2019. **Particulate Matter (PM) Pollution – Particulate Matter (PM) Basics**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>>. Acesso em: 01 fev. 2019.

USGS (United States Geological Survey), 2021. **Mineral Commodity Summaries**. Disponível em: <<https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cement/>>. Acesso em: 07 out. 2021.

UVEG, R., 2013. LCA4Waste – Evaluation of Municipal Solid Waste Treatment Options. In: **International Conference 2013 – Sustainable Landfills and Waste Management**. Novi Sad, 2013.

UWASU, M.; HARA, K.; YABAR, H., 2014. World cement production and environmental implications. **Environmental Development**, v. 10, pp. 36-47, abr. 2014.

VALDERRAMA, C.; GRANADOS, R.; CORTINA, J. L.; GASOL, C. M.; GUILLEM, M.; JOSA, A., 2013. Comparative LCA of sewage sludge valorisation as both fuel and raw material substitute in clinker production. **Journal of Cleaner Production**, v. 51, pp. 205-213, jul. 2013.

VAN EYGEN, E.; LANER, D.; FELLNER, J., 2018. Integrating High-Resolution Material Flow Data into the Environmental Assessment of Waste Management System Scenarios: The Case of Plastic Packaging in Austria. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 19, pp. 10934-10945, out. 2018.

VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; VAN DE MEENT, D., 2009. USES-LCA 2.0—a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 3, pp. 282-284, mai. 2009.

VATOPOULOS, K.; TZIMAS, E., 2012. Assessment of CO₂ capture technologies in cement manufacturing process. **Journal of Cleaner Production**, v. 32, pp. 251-261, set. 2012.

VÁZQUEZ-ROWE, I.; ZIEGLER-RODRIGUEZ, K.; LASO, J.; QUISPE, I.; ALDACO, R.; KAHHAT, R., 2019. Production of cement in Peru: Understanding carbon-related environmental impacts and their policy implications. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 142, pp. 283-292, mar. 2019.

VISEDO, G., 2019. **Comunicação pessoal**. Realizada em 13 de junho de 2019.

VISEDO, G.; PECCHIO, M. (Coords.), 2019. **Roadmap Tecnológico do Cimento: Potencial de Redução das Emissões de Carbono da Indústria do Cimento Brasileira até 2050**. Rio de Janeiro: SNIC, 2019. 64 p. Disponível em: <https://abcp.org.br/wp-content/uploads/2019/10/Roadmap_Tecnologico_Cimento_Brasil_Book-1.pdf>. Acesso em 02 dez. 2019.

WATANABE JR, S.; KISHINAMI, R; TONI, A., 2016. Cenários de Mitigação de GEE do Setor Industrial (Demanda de Energia e Processos Industriais) – Relatório Técnico. In: LA ROVERE, E. L.; WILLS, W.; PEREIRA JR, A. O.; DUBEUX, C. B. S; CUNHA, S. H. F.; OLIVEIRA, B. C. P.; MOREIRA, M.M.R.; WATANABE, S; LOUREIRO, S. M.; MOREIRA, L. S. S. C.; GROTERA, C.; HARFUCH, L.; WEISS, M.; SANTOS, L. A. S.; CARVALHO, P. T.; KISHINAMI, R.; ZVEIBIL, V.; SANTOS, L.; KIMURA, W.; SANTOS, T.; TONI, A.; BACHION, L. C.; LIMA, R.; ZAMBIANCO, W.; NASSAR, A.; WALTER, M. K. C; MARCONDES, S.; ELY, R. N.; LEFREVE, J.; OLIVEIRA, L. D. B.; ZICARELLI, I., 2016. **Implicações Econômicas e Sociais de Cenários de Mitigação de Gases de Efeito Estufa no Brasil até 2030**. Projeto IES-Brasil. Rio de Janeiro: Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas – FBMC/COPPE/UFRJ, 2016. Disponível em: <<http://centroclima.coppe.ufrj.br/index.php/br/estudos-e-projetos/encerrados/94-ies-brasil-implicacoes-economicas-e-sociais-cenarios-de-mitigacao-de-gee-2030>>. Acesso em 16 mai. 2018.

WBCSD (World Business Council for Sustainable Development), 2014. **Guidelines for Co-Processing Fuels and Raw Materials in Cement Manufacturing**. Geneva: WBCSD, 2014. 31 p. Disponível em: <https://www.wbcscement.org/pdf/CSI%20Guidelines%20for%20Co-Processing%20Fuels%20and%20Raw%20Materials%20in%20Cement%20Manufacturing_v2.pdf>. Acesso em 19 dez. 2018.

WBCSD (World Business Council for Sustainable Development), 2016. **Low Carbon Technology Partnerships Initiative (LCTPi) 2016: From Ambition to Implementation**. Geneva: WBCSD. 51 p. Disponível em: <<http://cebds.org/wp-content/uploads/2016/11/LCTPi-progress-report.pdf>>. Acesso em 03 jul. 2018.

WILLERS, C. D.; RODRIGUES, L. B., 2014. A critical evaluation of Brazilian life cycle assessment studies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 1, pp. 144-152, jan. 2014.

YANG, D.; FAN, L.; SHI, F.; LIU, Q.; WANG, Y., 2017. Comparative study of cement manufacturing with different strength grades using the coupled LCA and partial LCC methods – A case study in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 119, pp. 60-68, abr. 2017.

ZAJUSZ-ZUBEK, E.; KONIECZYNSKI, J., 2003. Dynamics of trace elements release in a coal pyrolysis process. **Fuel**, v. 82, n. 10, pp. 1281-1290, jul. 2003.

ZANGHELINI, G. M.; JUNIOR, H. R. A. S.; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T.; SOARES, S. R., 2016. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 12, pp. 1759-1775, dez. 2016.

ZHANG, J.; CHENG, J. C. P.; LO, I. M. C., 2014. Life cycle carbon footprint measurement of Portland cement and ready mix concrete for a city with local scarcity of resources like Hong Kong. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 4, pp. 745-757, abr. 2014.

ZHOU, W.; JIANG, D.; CHEN, D.; GRIFFY-BROWN, C.; JIN, Y.; ZHU, B., 2016. Capturing CO₂ from cement plants: A priority for reducing CO₂ emissions in China. **Energy**, v. 106, pp. 464-474, jul. 2016.