



AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE CONCRETOS COM SUBSTITUIÇÃO PARCIAL
DE CIMENTO POR CINZAS DO BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR E DA CASCA DE
ARROZ

Lívia Corrêa Silva

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Romildo Dias Toledo Filho

Rio de Janeiro
Junho de 2015

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE CONCRETOS COM SUBSTITUIÇÃO PARCIAL
DE CIMENTO POR CINZAS DO BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR E DA CASCA DE
ARROZ

Lívia Corrêa Silva

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

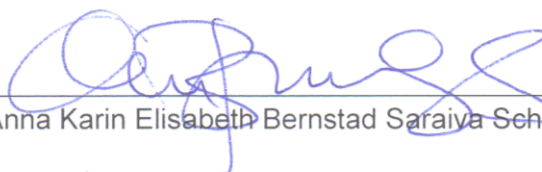
Examinada por:



Prof. Romildo Dias Toledo Filho, D.Sc.



Prof. Guilherme Chagas Cordeiro, D.Sc.



Dr.ª Anna Karin Elisabeth Bernstad Saraiva Schett, PhD.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

JUNHO DE 2015

Silva, Livia Corrêa

Avaliação de ciclo de vida de concretos com substituição parcial de cimento por cinzas do bagaço de cana-de-açúcar e da casca de arroz/ Livia Corrêa Silva - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2015.

XV, 117 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Romildo Dias Toledo Filho

Dissertação (mestrado) – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia Civil, 2015.

Referências Bibliográficas: p. 112-117

1. ACV. 2. Ciclo de vida. 3. Cinza do bagaço de cana-de-açúcar. 4. Cinza da casca de arroz. I. Toledo Filho, Romildo Dias. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família. Aos meus pais, Marília e Sergio, por todo amor e por acreditarem e investirem em mim. Aos meus irmãos Sergio Augusto, Fernanda, pelo carinho e companheirismo e ao pequeno João Henrique, pelos ensinamentos. À Julia, pelo exemplo de superação e vitória. Ao Dragos, pelo amor de pai.

Ao Rafael, meu maior incentivador, por estar ao meu lado em mais essa etapa tão importante da vida. À sua querida família, pela forma amorosa e acolhedora que me recebe.

Ao meu orientador Romildo, por toda confiança e incentivo, de quem levo grande admiração e lições para a vida.

Aos membros da banca, Guilherme e Anna, e a Prof^a Elen, pela disponibilidade e dedicação para a melhoria desse trabalho.

Aos demais professores e funcionários da COPPE que fazem dessa uma grande instituição de ensino.

Aos amigos e funcionários do NUMATS, pela colaboração e pela amizade, em especial à Carol, à Mayara, ao Saulo, ao Alfredo, ao Raphael e à Luzidelle, sempre disposta a resolver nossos problemas.

À FAPERJ e ao CNPq pelo apoio financeiro.

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

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE CONCRETOS COM SUBSTITUIÇÃO PARCIAL DE CIMENTO POR CINZAS DO BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR E DA CASCA DE ARROZ

Lívia Corrêa Silva

Junho/2015

Orientador: Romildo Dias Toledo Filho

Programa: Engenharia Civil

Essa dissertação teve como objetivo a aplicação da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida, estabelecida pela ISO 14040, para comparação de concretos tradicionais, sem aditivos minerais, com concretos com substituição parcial de cimento por cinzas residuais e ultrafinas do bagaço da cana-de-açúcar e casca de arroz em duas classes de resistência, convencional (25 MPa) e de alto desempenho (60 MPa). A fronteira do sistema foi “do berço ao portão” e a unidade funcional (m^3 de concreto/MPa·ano) selecionada considerou dois aspectos fundamentais: resistência à compressão e durabilidade, estimada através de um modelo de previsão de vida útil. Na avaliação inicial, considerando $1 m^3$ de concreto, os concretos convencionais, por causa da menor massa de cimento, apresentaram menores impactos em relação os de alto desempenho. Contudo, com a aplicação da unidade funcional, na avaliação final, os concretos de alto desempenho apresentaram melhores indicadores de impacto do que os convencionais, devido à maior resistência e durabilidade. Porém, a mistura convencional com 20% de cinzas da casca de arroz se destacou por apresentar desempenho ambiental similar aos dos de alto desempenho. Analisando os aditivos minerais, apenas o uso da cinza residual do bagaço, sem moagem, resultou em piores indicadores de impacto do que a referência. A cinza ultrafina da casca de arroz, pozolana altamente reativa, se mostrou mais benéfica do que a cinza ultrafina do bagaço. Porém, a substituição parcial por ambas as cinzas promoveu significativas reduções de impactos (20% a 90%) em relação a referência, assim como a mistura ternária.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF CONCRETE WITH PARTIAL REPLACEMENT OF
CEMENT BY SUGARCANE BAGASSE ASH AND RICE HUSK ASH

Lívia Corrêa Silva

June/2015

Advisor: Romildo Dias Toledo Filho

Department: Civil Engineering

This dissertation proposed to use Life Cycle Assessment methodology, established by ISO 14040 standard, to evaluate environmental performance of traditional concrete and new materials with partial cement replacement by residual and ultrafine sugarcane bagasse ash and ultrafine rice husk ash, in two strength classes, conventional (25 MPa) and high performance (60 MPa). A “cradle-to-gate” boundary was adopted and the selected functional unit (m^3 of concrete/MPa·year) has considered two fundamental aspects: strength and durability, estimated by service life prediction model. An initial assessment, considering one m^3 of concrete, has indicated that conventional concrete have lower impacts when compared with high performance concrete because their lower cement mass. On the other hand, when functional unit was applied, the final assessment has pointed out to better environmental performance of high performance concrete in comparison with conventional ones, due to their greater strength and durability. However, the 20% rice husk ash conventional mix has shown environmental performance similar to high performance mixes. Analyzing mineral admixtures, only residual bagasse ash mixes have shown worse performance than the reference. Ultrafine rice husk ash, highly reactive pozzolan, has been more beneficial than ultrafine bagasse ash. Nevertheless, partial replacement by both ashes has reduced impacts significantly (20% to 90%) compared with reference, as well as ternary mixtures.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Contextualização da pesquisa	1
1.2	Objetivo	2
1.3	Estrutura da dissertação	2
2	PRINCIPAIS ASPECTOS DO CONCRETO	3
2.1	Concreto e seus constituintes	3
2.1.1	Cimento Portland	3
2.1.2	Água	5
2.1.3	Agregados	6
2.1.4	Aditivos	7
2.2	Concreto e seus aspectos ambientais	9
2.2.1	Principais aspectos e impactos ambientais	9
2.2.2	Alternativas sustentáveis	11
2.3	Cenário brasileiro	12
2.3.1	Produção de cimento	13
2.3.2	Oferta de aditivos minerais	15
3	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA	20
3.1	Contextualização histórica	20
3.2	Metodologia da ACV	21
3.2.1	Objetivo e escopo	22
3.2.2	Análise de inventário	26
3.2.3	Avaliação de impactos	27
3.2.4	Interpretação	29
3.3	Revisão bibliográfica: estudos de ACV sobre concreto	29
3.3.1	ACV de cimento	30
3.3.2	ACV de concreto	36
4	METODOLOGIA	44

4.1	Definição do objetivo e escopo.....	44
4.1.1	Descrição dos concretos.....	46
4.1.2	Desempenho mecânico.....	49
4.1.3	Durabilidade.....	50
4.1.4	Determinação da unidade funcional.....	60
4.2	Inventário de ciclo de vida.....	61
4.2.1	Descrição dos materiais e seus processos.....	61
4.2.2	Produção do concreto.....	68
4.2.3	Dados de entrada no SimaPro.....	68
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	70
5.1	Avaliação de impactos ambientais dos materiais constituintes.....	71
5.2	Avaliação dos concretos.....	77
5.2.1	Influência dos materiais constituintes.....	79
5.2.2	Avaliação de impactos ambientais inicial.....	84
5.2.3	Influência dos indicadores de desempenho.....	88
5.2.4	Avaliação de impactos de ciclo de vida dos concretos.....	103
5.3	Interpretação de ciclo de vida.....	109
6	CONCLUSÕES.....	110
6.1	Conclusões da dissertação.....	110
6.2	Sugestões para trabalhos futuros.....	111
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112

LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1: Concreto e seus constituintes	3
Figura 2-2: Fluxograma de produção do cimento Portland.....	5
Figura 2-3: Composição química básica dos aditivos minerais e do cimento Portland ..	8
Figura 2-4: Distribuição da produção de cimento no Brasil, por região, em 2012.....	14
Figura 2-5: Distribuição para produção de cimento no Brasil por tipos, em 2012.....	15
Figura 2-6: Matriz elétrica brasileira, em 2013	16
Figura 2-7: Distribuição da produção de cana-de-açúcar no Brasil, por regiões, em 2013/2014.....	17
Figura 2-8: Distribuição da produção de arroz no Brasil, por regiões, em 2013/2014..	19
Figura 3-1: Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida	22
Figura 3-2: Exemplos de sistema de produto	24
Figura 3-3: Exemplo de caracterização.....	28
Figura 3-4: Emissão de CO ₂ por tonelada de cimento de acordo com a tecnologia empregada	33
Figura 3-5: Avaliação de impactos ambientais, por processo, na produção de cimento	34
Figura 3-6: Fronteira do sistema estudado por Marceau <i>et al.</i> (2007)	38
Figura 3-7: Volume de concreto necessário para 50 anos de vida útil	40
Figura 3-8: Resistência à compressão <i>versus</i> índice de intensidade de CO ₂	41
Figura 4-1: Sistema de produto estudado	45
Figura 4-2: Universo das misturas estudadas	47
Figura 4-3: Processo de deterioração por corrosão em concreto armado	55
Figura 4-4: Curvas granulométricas dos aditivos minerais e do cimento Portland.....	64
Figura 4-5: Processo de otimização para estimar a distância mínima entre as plantas de etanol/açúcar e as cimenteiras. (a) área estudada; (b) localização das plantas de etanol/açúcar (vermelho) e das cimenteiras (preto); (c) resultado da otimização.	66
Figura 5-1: Depleção de recursos abióticos por kg de material.....	73
Figura 5-2: Depleção de recursos abióticos (ff) por kg de material.....	73

Figura 5-3: Toxicidade humana por kg de material	73
Figura 5-4: Ecotoxicidade de águas doces por kg de material	73
Figura 5-5: Ecotoxicidade de águas marinhas por kg de material	74
Figura 5-6: Ecotoxicidade terrestre por kg de material.....	74
Figura 5-7: Mudanças climáticas por kg de material	74
Figura 5-8: Depleção da camada de ozônio por kg de material	74
Figura 5-9: Formação de fotooxidante por kg de material	75
Figura 5-10: Acidificação por kg de material	75
Figura 5-11: Eutrofização por kg de material	75
Figura 5-12: Exemplo da modelagem realizada no <i>SimaPro</i> (C60 CBU20 CAU20)	78
Figura 5-13: Contribuição dos materiais na avaliação de impactos dos concretos (a) C25 Ref, (b) C25 CBU20 CAU20, (c) C60 Ref e (d) C60 CBU20 CAU20	80
Figura 5-14: Avaliação comparativa da produção de 1MJ de energia elétrica pelo “ <i>unit process</i> ” e pelo “ <i>system process</i> ”, excluindo os processos de infraestrutura	82
Figura 5-15: Avaliação comparativa da produção de 1MJ de energia elétrica pelo “ <i>unit process</i> ” e pelo “ <i>system process</i> ”, incluindo os processos de infraestrutura	83
Figura 5-16: Resultado da Avaliação de impactos inicial dos concretos convencionais (25 MPa) para 1m ³ , sem considerar a unidade funcional	86
Figura 5-17: Resultado da Avaliação de impactos inicial dos concretos de alto desempenho (60 MPa) para 1m ³ , sem considerar a unidade funcional.....	87
Figura 5-18: Resultado da avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pela resistência à compressão a 28 dias	90
Figura 5-19: Resultado avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pela resistência à compressão a 180 dias	91
Figura 5-20: Resultado da avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pela resistência à compressão aos 28 dias	92
Figura 5-21: Resultado da avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pela resistência à compressão aos 180 dias	94
Figura 5-22: Representação do pilar.....	95

Figura 5-23: Resultado avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=0,9\%$	98
Figura 5-24: Resultado avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=2,4\%$	99
Figura 5-25: Resultado avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=0,9\%$	100
Figura 5-26: Resultado avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=2,4\%$	102
Figura 5-27: Diferença entre a avaliação inicial e AICV na categoria mudanças climáticas	105
Figura 5-28: Resultado final da AICV dos concretos convencionais (25 MPa) com a aplicação da unidade funcional.....	106
Figura 5-29: Resultado final da AICV dos concretos de alto desempenho (60 MPa) com a aplicação da unidade funcional.....	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 2-1: Principais compostos do cimento Portland.....	4
Tabela 2-2: Alternativas sustentáveis para o concreto.....	12
Tabela 2-3: Principais produtores e consumidores de cimento no mundo em 2012....	13
Tabela 2-4: Principais estados produtores de cimento no Brasil, em 2012	14
Tabela 3-1: Exemplo de unidade funcional e fluxo de referência	25
Tabela 3-2: Elementos para AICV.....	27
Tabela 3-3: Matérias-primas utilizadas na produção de cimento em diferentes tecnologias	32
Tabela 3-4: Dados sobre emissões de poluentes para diversos tipos de cimento.....	35
Tabela 4-1: Categorias de impacto ambiental do método CML-IA	45
Tabela 4-2: Composição das misturas de concreto de resistência convencional	48
Tabela 4-3: Composição das misturas de concreto de alto desempenho.....	49
Tabela 4-4: Valores de resistência à compressão com 28 e 180 dias para concretos convencionais	49
Tabela 4-5: Valores de resistência à compressão com 28 e 180 dias para concretos de alto desempenho	50
Tabela 4-6: Classificação da agressividade do meio de exposição ao concreto	52
Tabela 4-7: Recomendações técnicas para durabilidade em diferentes meios de exposição, segundo a norma britânica BS8500-1:2006	53
Tabela 4-8: Recomendações técnicas para durabilidade em diferentes meios de exposição, segundo a norma ABNT NBR 6118:2014.....	54
Tabela 4-9: Cobrimento nominal por elemento e por classe de agressividade.....	54
Tabela 4-10: Classificação da penetração de íons cloreto pela carga total passante..	56
Tabela 4-11: Determinação do coeficiente de difusão para concretos convencionais .	58
Tabela 4-12: Determinação do coeficiente de difusão para concretos de alto desempenho.....	58
Tabela 4-13: Estimativa de vida útil para concretos convencionais.....	59
Tabela 4-14: Estimativa de vida útil para concretos de alto desempenho	60

Tabela 4-15: Unidade funcional para concretos convencionais.....	61
Tabela 4-16: Unidade funcional para concretos de alto desempenho	61
Tabela 4-17: Composição do cimento obtida pela fórmula de Bogue.....	62
Tabela 4-18: Processamento dos aditivos minerais	63
Tabela 4-19: Propriedades dos aditivos minerais.....	63
Tabela 4-20: Estimativa do consumo energético para moagem ultrafina em moinho de bolas industrial.....	65
Tabela 4-21: Consumo de energia em uma central de concretagem	68
Tabela 4-22: Processos produtivos dos materiais, com dados do <i>Ecoinvent</i>	69
Tabela 4-23: Processos produtivos dos aditivos minerais, com dados do <i>Ecoinvent</i> ..	69
Tabela 4-24: Transporte dos materiais até a central de concretagem, com dados do <i>Ecoinvent</i>	69
Tabela 5-1: Emissões de CO ₂ , NO _x , SO ₂ e MP por kg de material.....	71
Tabela 5-2: Avaliação de impactos por kg de material produzido e transportado.....	72
Tabela 5-3: Numeração de referência adotada	84
Tabela 5-4: Resultado da Avaliação de impactos ambientais inicial para 1 m ³ de concreto das classes convencional e de alto desempenho	85
Tabela 5-5: Estimativa do volume de concreto convencional necessário para 50 anos de vida útil do pilar sob diferentes condições de exposição a íons cloreto	96
Tabela 5-6: Estimativa do volume de concreto de alto desempenho necessário para 50 anos de vida útil do pilar sob diferentes condições de exposição a íons cloreto	96
Tabela 5-7: Unidade funcional, em m ³ de concreto por MPa x ano	103
Tabela 5-8: Resultado final da AICV com a aplicação da unidade funcional para concretos convencionais e de alto desempenho.....	104

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATÖES

ABCP – Associação Brasileira de Cimento Portland
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV – Avaliação de Ciclo de Vida
ADP – *Abiotic depletion potential*
ADP (ff) - *Abiotic depletion potential (fossil fuels)*
AICV – Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida
ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica
AP – *Acidification potential*
ASTM – *American Society for Testing and Materials*
bi – *binder intensity index*
C – CaO
C25 – Concreto convencional de 25 MPa
C₂S - Silicato dicálcico ou belita
C₃A - Aluminato tricálcico
C₃S - Silicato tricálcico ou alita
C₄AF - Ferroaluminato tetracálcico ou ferrita
C60 – Concreto de alto desempenho de 60 MPa
CAC – Cinza controlada da casca de arroz
CAU – Cinza ultrafina da casca de arroz
CBCA – Cinza do bagaço de cana-de-açúcar
CBR – Cinza residual do bagaço de cana-de-açúcar
CBU – Cinza ultrafina do bagaço de cana-de-açúcar
CCA – Cinza da casca de arroz
CH – Hidróxido de cálcio
ci – *CO₂ intensity index*
CKD – *Cement kiln dust*
CML – *Center of Environmental Science of Leiden University*
CP-I – Cimento Portland comum
CP-II – Cimento Portland composto
CP-III – Cimento Portland de Alto-forno
CP-IV – Cimento Portland Pozolânico
CP-V – Cimento Portland de Alta Resistência Inicial

CRC – *Completely Recyclable Concrete*
CSH – Silicato de cálcio hidratado
ECC – *Engineering Composite Concrete*
EFCA - *European Federation of Concrete Admixture Associations*
EP – *Eutrophication potential*
EPE – Empresa de Pesquisa Energética
FAETP – *Freshwater aquatic ecotoxicity potential*
FAO – Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
GWP – *Global warming potential*
H – H₂O
HTP – *Human toxicity potential*
ICV – Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida
I_d – Índice de durabilidade
ILCD – *International Reference Life Cycle Data System*
IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*
I_{rc} – Índice de resistência à compressão
ISO - *International Organization for Standardization*
LCA – *Life Cycle Assessment*
MAETP – *Maritime aquatic ecotoxicity potential*
ODP – *Ozone depletion potential*
POCP – *Photochemical ozone creation potential*
S – SiO₂
SETAC – *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
SNIC – Sindicato Nacional da Indústria do Cimento
SP – Superplastificante
TETP – *Terrestrial ecotoxicity potential*
UNEP - *United Nations Environment Programme*
UNICA – União da Indústria de Cana-de-Açúcar

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização da pesquisa

O desenvolvimento industrial e urbano das últimas décadas fez crescer expressivamente a demanda por materiais de construção, com destaque para o concreto que é o principal material utilizado para esse fim. Estima-se que o consumo anual de concreto esteja na ordem de 20 a 30 bilhões de toneladas. (WBCSD, 2009, SABNIS, 2011, PETEK GURSEL *et al.*, 2014).

Para atender essa gigantesca demanda por matérias-primas, são provocadas enormes pressões sobre os recursos naturais. Como agravante dessa situação, o cimento, constituinte mais nobre do concreto responsável por lhe conferir suas principais características, apresenta elevadas emissões de CO₂ em seu processo produtivo. A produção de cimento responde por cerca de 5% das emissões globais de CO₂ (IEA; WBCSD, 2009). Adicionalmente, a indústria cimenteira se caracteriza pelo uso intensivo de energia, cerca de 4 a 5 GJ por tonelada de cimento produzida (MEHTA e MONTEIRO, 2006, MADLOOL *et al.*, 2011).

Diante desse cenário, uma série de alternativas vem sendo desenvolvida e aplicada na minimização dos potenciais impactos ambientais da produção de concreto. Uma dessas soluções é a substituição parcial de cimento por outros materiais, em geral, resíduos ou subprodutos de outros processos produtivos, que apresentem propriedades cimentícias ou pozolânica.

No Brasil, o uso da escória de alto-forno, por exemplo, já é amplamente empregado. Por outro lado, a aplicação de resíduos agroindustriais, como as cinzas do bagaço da cana-de-açúcar, ainda está em estágio incipiente de desenvolvimento. Entretanto, como reflexo da alta produção de cana-de-açúcar no país, a busca por soluções que agreguem valor econômico e, ainda, tragam vantagens ambientais deve se intensificar nas próximas décadas. Com isso, em resposta a necessidade de expansão sustentável da indústria cimenteira, a substituição parcial de cimento por cinzas agroindustriais se apresenta como uma potencial solução.

Aliadas ao processo de desenvolvimento desses novos materiais, as ferramentas de gestão ambiental, como a Avaliação de Ciclo de Vida, têm um importante papel na análise das alternativas mais ambientalmente favoráveis. Através da quantificação dos aspectos relacionadas ao ciclo de vida do produto, é possível obter um abrangente diagnóstico dos potenciais impactos causados por cada uma das alternativas proposta.

1.2 Objetivo

Nesse sentido, o objetivo dessa pesquisa de mestrado foi aplicar a metodologia de Avaliação de Ciclo de vida para comparar o desempenho ambiental de novos concretos, com substituição parcial de cimento por cinzas agroindustriais do bagaço de cana-de-açúcar e da casca de arroz, ao concreto tradicional com cimento Portland e sem aditivos minerais. Esses concretos foram desenvolvidos e estudados por Cordeiro (2006) na sua tese de doutorado realizada no LABEST/PEC/COPPE.

1.3 Estrutura da dissertação

Essa dissertação foi estruturada em 6 capítulos, considerando o primeiro capítulo introdutório. O Capítulo 2 descreve, sucintamente, aspectos relevantes do concreto como seus materiais constituintes e seus impactos ambientais, além de contextualizar a potencial aplicação das cinzas agroindustriais como aditivos minerais no atual cenário brasileiro.

No capítulo 3, é apresentada a metodologia da Avaliação de Ciclo de vida preconizada pela norma ISO 14040. Nele, ainda consta a revisão bibliográfica de estudos que utilizaram essa metodologia na avaliação de cimento e concreto.

O Capítulo 4 descreve a metodologia utilizada nesse estudo. Fundamentalmente, apresenta o objetivo e escopo da avaliação de ciclo de vida além de apresentar os dados do inventário, bem como as considerações sobre as fronteiras do estudo e a unidade funcional de desempenho.

O Capítulo 5 fornece os resultados da Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida. No entanto, para construção das discussões desses resultados, a avaliação foi segmentada em diversos níveis desde da análise dos materiais constituintes de forma individualizada até a avaliação da influência dos indicadores de desempenho. Nesse capítulo, consta ainda a última etapa do estudo de Avaliação de Ciclo de Vida, a interpretação.

Por fim, o Capítulo 6 apresenta as conclusões do trabalho e sugestões para trabalhos futuros.

2 PRINCIPAIS ASPECTOS DO CONCRETO

2.1 Concreto e seus constituintes

No amplo sentido, o concreto é definido como qualquer produto ou massa produzido a partir de um meio cimentante. Tradicionalmente, o cimento hidráulico é o material cimentante utilizado, que ao reagir com a água formam os produtos de hidratação que caracterizam o concreto. Adicionalmente, utilizam-se agregados miúdos e graúdos como enchimento de baixo custo (NEVILLE e BROOKS, 2013). Segundo Metha e Monteiro (2006), a composição básica de um concreto comum é 12% de cimento, 8% de água de mistura e 80% de agregados, em massa. Muitos concretos apresentam ainda aditivos minerais e químicos para melhorar características como a trabalhabilidade e o controle do desenvolvimento da resistência. A Figura 2-1 apresenta as nomenclaturas usualmente adotadas.

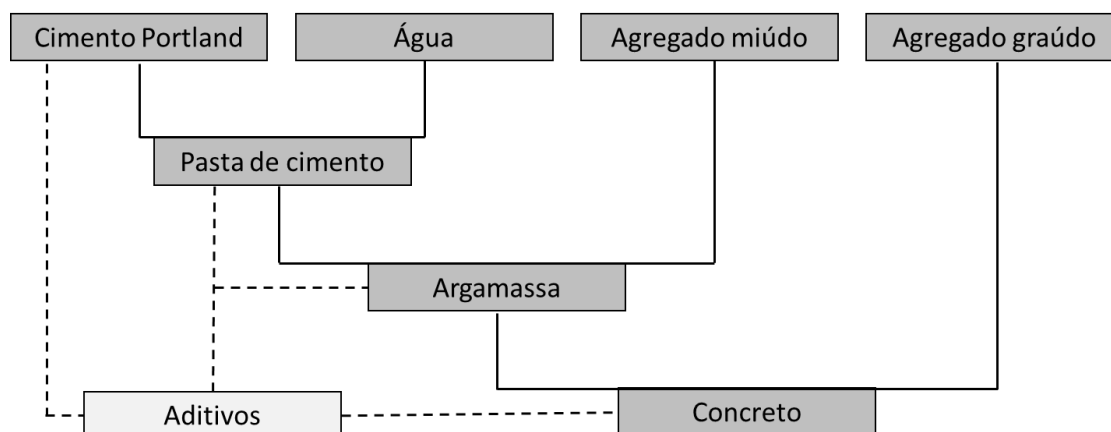


Figura 2-1: Concreto e seus constituintes

Fonte: ABCP, 2013

2.1.1 Cimento Portland

Usualmente, o cimento hidráulico mais utilizado é o cimento Portland, uma mistura de pó de clínquer e gesso. O clínquer que representa cerca de 95% dessa mistura é caracterizado por pelotas de 5 a 25 mm de diâmetro de um material sinterizado resultante de um processo de queima. Nele, encontram-se os principais compostos responsáveis pela resistência da pasta de cimento hidratada, os silicatos de cálcio (NEVILLE e BROOKS, 2013), além de aluminatos e ferroaluminatos de cálcio.

A Tabela 2-1 apresenta os principais compostos do cimento Portland.

Tabela 2-1: Principais compostos do cimento Portland

Nome do Composto	Composição	Abreviação
Silicato tricálcico (alita)	$3\text{CaO}.\text{SiO}_2$	C_3S
Silicato dicálcico (belita)	$2\text{CaO}.\text{SiO}_2$	C_2S
Aluminato tricálcico	$3\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3$	C_3A
Ferroaluminato tetracálcico (ferrita)	$4\text{CaO}.\text{Al}_2\text{O}_3.\text{Fe}_2\text{O}_3$	C_4AF

Fonte: Neville e Brooks, 2013

Portanto, as matérias-primas utilizadas na produção do clínquer são essencialmente rochas calcárias e argilas, fontes de cálcio e sílica, respectivamente. Outros constituintes importantes são a alumina (Al_2O_3) e o óxido de ferro (Fe_2O_3). Quando presentes em quantidades insuficientes nas argilas, esses minerais devem ser adicionados à mistura por meio de materiais secundários como a bauxita e o minério de ferro (MEHTA e MONTEIRO, 2006).

O processo de fabricação do clínquer tem início com a moagem e homogeneização das matérias-primas (rochas calcárias e argilas). Após a mistura, os materiais são levados ao forno para a clinquerização. O processo de descarbonatação do carbonato de cálcio ocorre em temperaturas que variam de 700 a 900°C e é seguido pelo processo de fusão que alcança 1450°C (AÏTCIN, 2008). Após o resfriamento, o clínquer é moído em partículas com diâmetro inferior a 75 µm. Durante essa moagem, são adicionados ao clínquer, aproximadamente 5% de sulfato de cálcio (gesso), com objetivo de controlar as reações iniciais de pega¹ do cimento durante o processo de hidratação (MEHTA e MONTEIRO, 2006).

¹ Pega é o termo utilizado para descrever o enrijecimento da pasta de cimento. Refere-se à mudança do estado fluído para o rígido, causada principalmente pela hidratação dos silicatos.

A Figura 2-2 apresenta o fluxograma do processo de produção do cimento Portland.

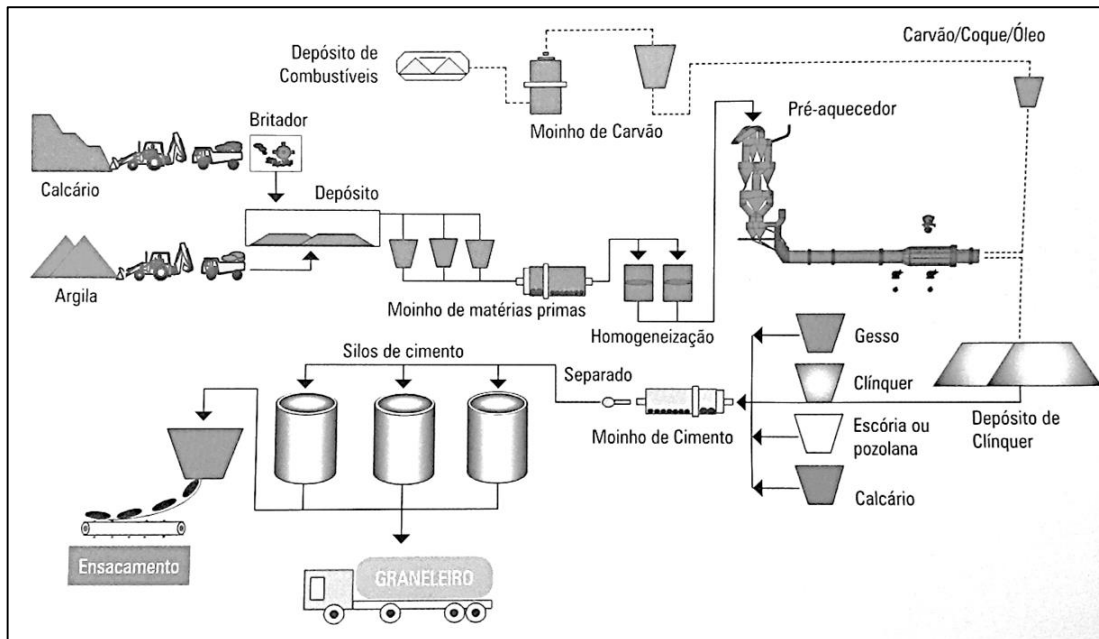
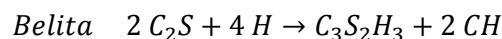
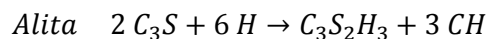


Figura 2-2: Fluxograma de produção do cimento Portland

Fonte: ABCP, 2013

Conforme mencionado anteriormente, o concreto resulta do processo de hidratação do cimento. Quando se trata da resistência mecânica, as reações de hidratação mais importantes são as dos silicatos (alita e belita). Na presença de água, eles se transformam em silicato de cálcio hidratado (CSH), estrutura microcristalina que confere boa parte da resistência da pasta de cimento, e em cristais de hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ ou CH), cujas reações de hidratação são representadas da seguinte forma:

Reações de hidratação dos silicatos



2.1.2 Água

Em geral, os concretos são dosados para obtenção da resistência à compressão requerida no projeto. O desenvolvimento da resistência tem influência direta dos produtos de hidratação formados. Assim, um dos principais fatores a serem determinados é a relação água/cimento. O excesso de água, ou seja, em quantidades acima do necessário para as reações de hidratação e a trabalhabilidade requerida,

provoca um aumento da porosidade no concreto endurecido, resultando em menor durabilidade e resistência. Por outro lado, é preciso garantir uma quantidade mínima de água para que as reações químicas de endurecimento do concreto se desenvolvam.

Além da quantidade, existe a preocupação com a qualidade da água de mistura ou amassamento a ser utilizada. Isto porque a presença, em concentrações elevadas, de íons cloreto, sulfato e álcalis pode influenciar no tempo de pega do cimento e afetar negativamente a resistência e a durabilidade do concreto. Assim, apesar da água não-potável poder atender níveis satisfatórios para a produção de concreto, o mais frequente é utilizar água potável. Porém, deve-se atentar que nem sempre o critério de potabilidade garante a qualidade da água para amassamento. Uma alta concentração de sódio e potássio na água potável favorece a deterioração da pasta de cimento devido às reações álcalis-agregados² (NEVILLE e BROOKS, 2013)

2.1.3 Agregados

Os agregados são materiais de baixo custo utilizados como enchimento. Inicialmente, eram considerados materiais inertes de grande volume. Atualmente, sabe-se que suas propriedades físicas, térmicas e químicas podem influenciar o desempenho do concreto, melhorando sua estabilidade dimensional e durabilidade (NEVILLE e BROOKS, 2013).

São classificados pela dimensão de suas partículas, massa específica ou origem. Entende-se como agregados graúdos aqueles cujo diâmetro das partículas é superior a 4,8 mm. Os que apresentam diâmetros menores do que 4,8 mm são denominados agregados miúdos. Em geral, os agregados utilizados para produção de concretos normais, cuja massa específica é de aproximadamente 2400 kg/m³, apresentam massa unitária entre 1520 e 1680 kg/m³. Contudo, algumas aplicações requerem concretos mais leves ou mais pesados. Assim, são considerados agregados leves aqueles com massa unitária menor do que 1120 kg/m³ e pesados, os com mais de 2080 kg/m³ (MEHTA e MONTEIRO, 1994)

Grande parte dos agregados utilizados é de origem natural, formados por processos de intemperismo e abrasão ou por britagem de grandes blocos de rocha-mãe, como areia, seixos, pedregulhos e pedra britada. Em concretos leves, utiliza-se agregados artificiais, processados termicamente, como argila expandida. Outros rejeitos

² Em geral, a reação álcali-agregado é a reação química entre a sílica reativa dos agregados e os álcalis (Na₂O e K₂O) do cimento. O gel formado por essa reação tende a absorver água, aumentando o seu volume. A pressão causada pela expansão do gel dentro da pasta de cimento induz o processo de fissuração da pasta de cimento (NEVILLE; BROOKS, 2013).

industriais, como escórias de alto-forno, além de resíduos de construção de demolição, são reaproveitados na produção de concreto com agregados artificiais (MEHTA; MONTEIRO, 1994).

2.1.4 Aditivos

Os aditivos podem ser separados em duas categorias: aditivos químicos e aditivos minerais. Os aditivos químicos são incorporados à mistura do concreto para melhorar características específicas. São, essencialmente, redutores de água (plastificantes), retardadores de pega e aceleradores.

Os plastificantes são utilizados para a obtenção de maior resistência mecânica sob mesma condição de trabalhabilidade, através da redução do fator água/cimento ou para o aumento da bombeabilidade da massa de concreto. Em geral, eles são agentes tensoativos que favorecem a mobilidade de partículas e da água, lubrificando melhor a mistura e garantindo maior trabalhabilidade. Segundo Neville e Brooks (2013), denomina-se de superplastificante, os redutores de água de alto desempenho. Como o teor de redução de água com uso de superplastificantes pode alcançar uma faixa de 25 a 35%, torna-se possível uso de baixas relações água/cimento, resultando em concretos com elevada resistência mecânica, também denominados concretos de alto desempenho.

Os retardadores de pega são adicionados para aumentar o tempo de início de pega. São empregados em climas quentes, onde o tempo normal de pega é reduzido devido às altas temperaturas ou na prevenção da formação de juntas frias entre camadas sucessivas. Além disso, o atraso no endurecimento do concreto pode favorecer acabamentos superficiais. Os retardadores são compostos de açúcares, derivados de carboidratos, sais solúveis de zinco, boratos solúveis e outros.

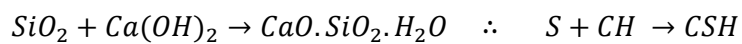
Os aceleradores, por outro lado, têm por objetivo promover de forma mais rápida o processo de endurecimento ou desenvolvimento da resistência inicial do concreto. Eles não são aplicados para reduzir o tempo de pega, apesar disso ocorrer na prática ocorrer. Seu uso é indicado para reparos de urgências ou para lançamento de concreto a baixas temperaturas. O acelerador mais utilizado é o cloreto de cálcio que atua como catalisador na hidratação do C_3S e C_2S (NEVILLE e BROOKS, 2013)

Os aditivos minerais, de acordo com a nomenclatura adotada por Cordeiro (2006), são materiais pozzolânicos ou cimentantes utilizados como constituinte do concreto. Quando esses materiais são adicionados ao clínquer, durante seu processo de moagem, para produção de cimento Portland compostos, denominam-se “adições

minerais”. Em geral, esses aditivos são utilizados para substituir parcialmente o clínquer, para promover efeito fíler ou de nucleação de produtos de hidratação.

A pozolana é definida como “material silicoso ou silico-aluminoso que, por si mesmo, possui pouco ou nenhum valor cimentício, mas quando finamente dividido e na presença de umidade, reagem quimicamente com a cal (liberada na hidratação de cimento Portland) em temperatura ambiente formando composto com propriedades cimentícias” (ASTM C125-15) A reação pozolânica, ocorre de forma lenta e traz benefícios para resistência final do concreto ao substituir um produto de hidratação menos resistente, o hidróxido do cálcio (CH), por outro mais resistente, o silicato de cálcio hidratado (CSH), conforme apresentado a seguir.

Reação Pozolânica



Se os aditivos pozolânicos são aqueles que apresentam elevadas quantidades de sílica reativa (SiO_2) em sua composição, em geral, os aditivos cimentantes possuem maiores concentrações de óxido de cálcio, como as escórias de alto-forno. O óxido de cálcio (CaO), ou a cal, é o principal constituinte do clínquer, o que permite a substituição parcial do clínquer por esses materiais. Há, ainda, aditivos que são classificados como pozolânicos e cimentantes, como as cinzas volantes com alto-teor de cálcio (MEHTA e MONTEIRO, 1994) A Figura 2-3 apresenta exemplos de aditivos pozolânicos e cimentantes de acordo com a composição química.

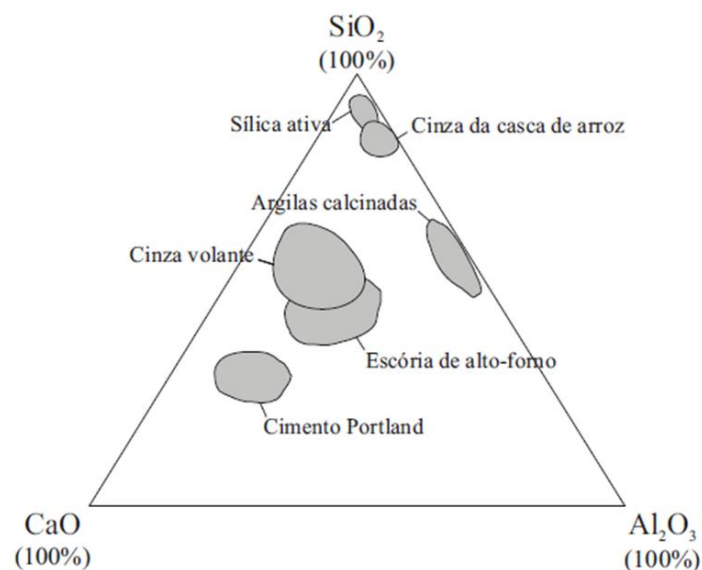


Figura 2-3: Composição química básica dos aditivos minerais e do cimento Portland

Fonte: Cordeiro, 2006

Em geral, esses aditivos são diferenciados em dois grupos: os materiais naturais e subprodutos. Entende-se como naturais aqueles aditivos que tenham sido processados (extraídos, britados, moídos, etc.) com a finalidade de ser uma pozolana, como as pozolanas de origem vulcânica. Já os subprodutos são produtos secundários de uma indústria ou agroindústria, como as cinzas volantes, escórias de alto-forno, cinzas de casca de arroz, microssílica, entre outros (MEHTA e MONTEIRO, 1994)

2.2 Concreto e seus aspectos ambientais

2.2.1 Principais aspectos e impactos ambientais

A Resolução CONAMA nº 01/86 define impacto ambiental como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e a qualidade dos recursos ambientais”.

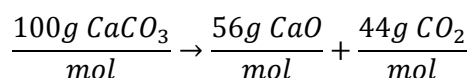
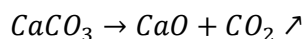
Dependendo de sua abrangência, um impacto pode ser considerado local, regional ou global. Em escala local, os impactos da produção do cimento estão principalmente relacionados com alteração da qualidade do ar, provocada pela emissão de material particulado dos fornos de clínquer. Por serem partículas finas, com diâmetros entre 0,05 e 5 µm, são facilmente inaladas e respiradas. Além disso, essa poeira é considerada um resíduo perigoso devido à sua natureza cáustica e irritativa. Outra preocupação local é a emissão de poluentes como metais pesados, dioxinas e furanos (JOSA *et al.*, 2004, VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012).

Os impactos regionais da produção de cimento são provocados principalmente pelas emissões de NO_x e SO₂ responsáveis por acidificação e eutrofização. As emissões SO₂ ocorrem, principalmente, durante a queima de combustível e o processamento das matérias-primas nos fornos. Contudo, devido à alta alcalinidade do clínquer, a maior parte do SO₂ emitido na etapa de processamento é incorporada ao clínquer por absorção. Já as emissões de NO_x (NO e NO₂) são oriundas do combustível utilizado na produção de clínquer e da energia consumida por todo o processo (JOSA *et al.*, 2004, VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012, PETEK GURSEL *et al.*, 2014)

Entretanto, quando se trata de produção de cimento, o impacto mais alarmante é a sua contribuição global para as mudanças climáticas devido às elevadas emissões de dióxido de carbono (CO₂) oriundas de seu processo produtivo. Estima-se que a produção de cimento seja responsável por 5% a 7% das emissões antropogênicas

globais de CO₂ (IEA e WBCSD, 2009, HUNTZINGER e EATMON, 2009; FAIRBAIRN *et al.*, 2010; VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012). Em fornos mais antigos, como os de via úmida, pode-se assumir uma proporção média de uma tonelada de CO₂ emitida por tonelada de cimento produzida (MEHTA e MONTEIRO, 1994, AİTCIN, 2008). Essas emissões são causadas pelo uso de combustíveis nos fornos de cimento e pelo processo de descarbonatação, cujo balanço estequiométrico é apresentado a seguir:

Processo de descarbonatação



Adicionalmente, a produção de cimento é considerada intensiva energeticamente. Estima-se que sejam gastos de 4 a 5 giga-joules (GJ) para cada tonelada de cimento produzida (MEHTA; MONTEIRO, 2006; AİTCIN, 2008; MADLOOL *et al.*, 2011; VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012).

Em relação à pegada hídrica da produção de concreto, de acordo com Van den Heede e De Belie (2012), utilizando dados da Lafarge, um dos principais fabricantes de cimento no mundo, apontam para um consumo de água de aproximadamente 343 litros por tonelada de cimento produzido. A esse consumo, somam-se 284 litros utilizados em média para a produção de 1 m³ de concreto. Usualmente, a água de amassamento é água potável, o que pode resultar em um conflito por seu uso com os demais consumidores (consumo humano, agrícola, industrial, etc.), especialmente em locais onde o estresse hídrico ocorre devido à estiagem ou pela carência de água potável causada pela poluição dos recursos hídricos, frequente em grandes centros urbanos.

Os agregados possuem um processamento simplificado em comparação ao do cimento. Porém, devido às grandes quantidades desses materiais empregadas na produção de concreto, seus impactos tornam-se relevantes. Como mencionado, um concreto comum é tipicamente composto por 80% de agregados. Isto significa que bilhões de toneladas de materiais precisam ser extraídos, processados e transportados para atender a alta demanda da indústria do concreto (MEHTA e MONTEIRO, 1994, AİTCIN, 2008). O impacto do transporte é reduzido pelo uso local de agregados, uma vez que torna-se economicamente inviável transportá-los por longas distâncias (VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012).

Atualmente, a escassez global de recursos para a produção de agregados ainda é considerada insignificante. Entretanto, a pressão aumenta com a redução da escala.

Assim, em escala regional, a depleção é notável e, em algumas localidades, pode ser representativa, sobretudo em ambientes urbanos onde há dificuldades em se obter autorização para novas jazidas (VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012). Além disso, devem-se considerar os impactos decorrentes do processo de mineração de rochas e de extração de areia, que provam alterações na qualidade do ar pela emissão de materiais particulados e impactos sobre o meio biótico pelas modificações dos ecossistemas, sobretudo, pela remoção de vegetal e pela remoção de areia e seixo dos leitos dos rios.

A produção industrial de aditivos químicos, como superplastificantes, apresentam significantes níveis de emissões de CO₂ (720g/kg), de NO_x (1,8 kg/kg) e de SO_x (3,6g/Kg), segundo o divulgado pela *European Federation of Concrete Admixture Associations* (EFCA) apresentado por Van den Heede e De Belie (2012). Essas emissões são próximas as da produção do cimento. Entretanto, como a quantidade de superplastificante utilizada para produção de concreto é praticamente insignificante em comparação a de cimento, suas emissões, em geral, não contribuem significativamente no balanço global dos impactos do concreto.

O uso de aditivos minerais, por sua vez, pode ser considerado positivo. Além de substituírem parcialmente o clínquer, reduzindo os impactos da produção de cimento, muitos aditivos são considerados rejeitos ou subprodutos de processos industriais ou agroindustriais. Assim, o reaproveitamento desses rejeitos minimiza os impactos decorrentes de seus tratamentos e disposição final. Por outro lado, o uso intensivo de alguns aditivos, principalmente da escória de alto-forno, tem gerado discussões sobre sua importância para indústria do cimento. Defende-se, com isso, que esses resíduos passem a ser considerados subprodutos, e, assim, parte dos impactos de seu processo produtivos seja computada a produção de cimento (CHEN *et al.*, 2010, HABERT *et al.*, 2011, SAADE, 2013).

2.2.2 Alternativas sustentáveis

As pressões ambientais provocadas pelo amplo uso do concreto e, principalmente, do cimento, têm fomentado a busca de soluções tecnológicas que visem minimizar esses impactos. Sendo assim, a Tabela 2-2 apresenta cinco alternativas de atuação descritas por Aïtcin (2008) para tornar o concreto mais sustentável, com foco principal na redução dos impactos ambientais

Tabela 2-2: Alternativas sustentáveis para o concreto

Alternativa	Descrição
Aumento do desempenho ambiental e da eficiência energética da produção de cimento	As plantas de cimento atuais, via seca, apresentam um consumo energético muito inferior das anteriores, via úmida. Contudo ainda é possível aumentar a eficiência e o desempenho ambiental através da redução da temperatura de clínquerização, da fabricação de cimento rico em belita, da utilização de outra fonte de cal e da aplicação de adições/substituições minerais.
Redução do fator água/cimento	A resistência à compressão e a impermeabilidade de um concreto tem relação com o fator água/cimento, não com a quantidade de cimento utilizada. Assim, o uso de superplastificantes permite produzir concretos com a mesma resistência, durabilidade e trabalhabilidade, usando menos cimento ou produzir concretos mais resistentes e duráveis com a mesma quantidade de cimento.
Aumentar a vida útil das estruturas de concreto	O concreto não deve ser projetado visando somente a resistência à compressão. Especialmente em ambientes hostis, onde o concreto sofre ataques naturais ou químicos, as especificações devem visar à durabilidade, com a redução do fator água/cimento e adequadas condições de concretagem e cura. Estruturas mais duráveis reduzem a necessidade de reparos e reconstruções futuros, evitando o consumo de concreto.
Desenvolver concreto com baixo teor de cimento	A dosagem científica do concreto que visa o melhor empacotamento dos constituintes, permite produzir concretos de alta resistência e com menores quantidades de cimento. Além disso, a aplicação de subprodutos como aditivos minerais permite que grandes quantidades de cimento sejam substituídas.
Reciclagem de concreto	Há um grande potencial de uso do concreto de fim de vida como agregado, sobretudo em áreas urbanas, onde há dificuldades de se obter licenças para novas jazidas. Além da economia de recursos naturais, a reciclagem do concreto, reduz os custos econômicos e ambientais do transporte e disposição desses resíduos.

Fonte: Aïtcin, 2008

2.3 Cenário brasileiro

O uso de materiais suplementares com propriedades cimentícias e pozolânicas é ainda uma alternativa para a redução dos impactos relacionados ao cimento. Esses aditivos minerais, muitas vezes, são subprodutos de outros processos industriais ou agroindustriais. Dessa forma, a seguir, são apresentados dados relevantes sobre o potencial de substituição de cimento por aditivos minerais no Brasil.

2.3.1 Produção de cimento

Em um mercado absolutamente dominado pela China, o Brasil figura entre os cinco maiores produtores e consumidores de cimento do mundo, como mostra a Tabela 2-3

Tabela 2-3: Principais produtores e consumidores de cimento no mundo em 2012

Produção anual de cimento			Consumo anual de cimento		
País	10 ⁶ t	%	País	10 ⁶ t	%
1º - China	2.137	55,8%	1º - China	2228,9	58,5%
2º - Índia	270	7,0%	2º - Índia	237	6,2%
3º - EUA	74,2	1,9%	3º - EUA	77,9	2,0%
4º - Irã	70	1,8%	4º - Brasil	69,3	1,8%
5º - Brasil	68,8	1,8%	5º - Rússia	65,2	1,7%
6º - Turquia	63,8	1,7%	6º - Irã	57,6	1,5%
7º - Japão	63,6	1,7%	7º - Vietnã	57,2	1,5%
8º - Rússia	61,5	1,6%	8º - Egito	55,7	1,5%
9º - Vietnã	60	1,6%	9º - Indonésia	55	1,4%
10º - Indonésia	53,5	1,4%	10º - Turquia	53,9	1,4%
Mundo	3831	100%	Mundo	3809	100%

Fonte: SNIC, 2014

Em 2012, o país produziu 68,8 milhões de toneladas e consumiu cerca de 69,3 milhões de toneladas de cimento, com uma participação de 1,8% no cenário mundial. A proximidade entre as quantidades produzidas e consumidas mostra a pequena representatividade da importação de cimento no abastecimento do mercado nacional, na ordem de um milhão de toneladas, cujas principais origens são Portugal, Vietnã e Espanha (SNIC, 2014). A exportação de cimento brasileiro é ainda menos expressiva, inferior a 30.000 toneladas, tendo o Paraguai e a Bolívia entre os principais compradores.

O Sudeste se destaca como principal região produtora de cimento no país. Em 2012, a região respondeu por cerca de 50% da produção nacional, como mostra a Figura 2-4.

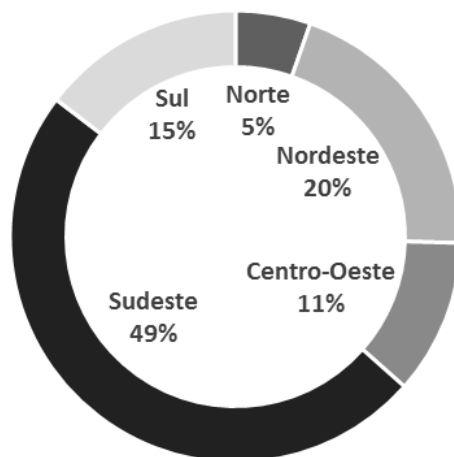


Figura 2-4: Distribuição da produção de cimento no Brasil, por região, em 2012

Fonte: SNIC, 2014

Entre os estados, o maior produtor foi Minas Gerais, com aproximadamente 16,5 milhões de toneladas seguida por São Paulo e Paraná como mostra a Tabela 2-4.

Tabela 2-4: Principais estados produtores de cimento no Brasil, em 2012

Estado	Produção anual (10 ⁶ t)	%
Minas Gerais	16,47	23,9%
São Paulo	9,43	13,7%
Paraná	5,59	8,1%
Rio de Janeiro	5,09	7,4%
Distrito Federal	3,88	5,6%
Sergipe	3,08	4,5%
Espírito Santos	2,62	3,8%
Paraíba	2,46	3,6%
Rio Grande do Sul	2,23	3,2%
Ceará	2,14	3,1%
Brasil	68,81	100%

Fonte: SNIC, 2014

O país possui um parque industrial moderno composto por 88 unidades produtivas sob o comando de grupos industriais nacionais e multinacionais, como a Votorantim, a João Santos, a Interceмент, a Lafarge e a Holcim, entre outros.

Uma característica relevante do cimento brasileiro é a forte presença de aditivos minerais em sua composição, como mostra a Figura 2-5.

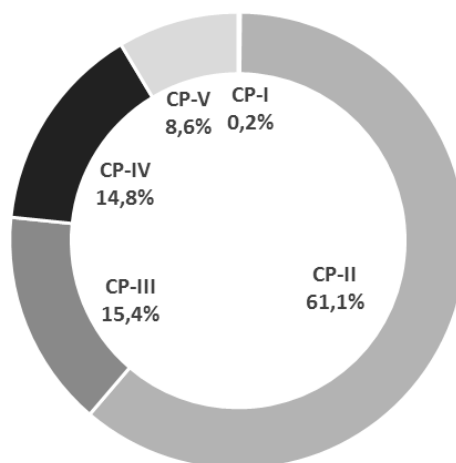


Figura 2-5: Distribuição para produção de cimento no Brasil por tipos, em 2012

Fonte: SNIC, 2014

Atualmente, a produção de cimento Portland do tipo I (CP-I), cimento comum sem adições além do sulfato de cálcio, é insignificante. O cimento do tipo V (CP-V), cujas adições se restringem a 5% de material carbonático apresenta participação inferior a 10%. Por outro lado, o cimento composto (CP-II) no qual estão incluídos o CP-II E, caracterizado pela adição de escória granular de alto-forno em teores de 6% a 34% e o CP-II Z, com 6% a 14% de materiais pozolânicos, responde por mais 60% do mercado. Adicionalmente, destaca-se a importância dos cimentos CP-III, no qual o teor de escória varia de 35% a 70%, e o CP-IV, que apresenta de 15% a 50% de material pozolânico em sua composição. Cada um deles possui uma fatia de cerca de 15% do mercado (ABCP, 2012, SNIC, 2014).

2.3.2 Oferta de aditivos minerais

Diante desse cenário, nota-se que subprodutos industriais, como a escória de alto-forno, proveniente da siderúrgica, foram amplamente incorporados à produção nacional de cimento. Entre os materiais pozolânicos, destacam-se a cinza volante, gerada em usina termelétrica a carvão e a sílica ativa, resíduo da fundição (ABCP, 2012).

Entretanto, a expansão da produção de cimento deverá abrir caminho para novos materiais cimentícios e pozolânicos, visto que alguns desses materiais não são mais ofertados com facilidade. A escória de alto-forno, por exemplo, já é praticamente toda absorvida pela indústria cimenteira. A cinza volante que possui grande destaque em países onde carvão é uma das principais fontes de energia como na China e nos

Estados Unidos, não apresenta larga escala de produção no Brasil devido à reduzida significância do carvão na matriz elétrica brasileira, como mostra a Figura 2-6, relativa a oferta interna de energia elétrica em 2013.

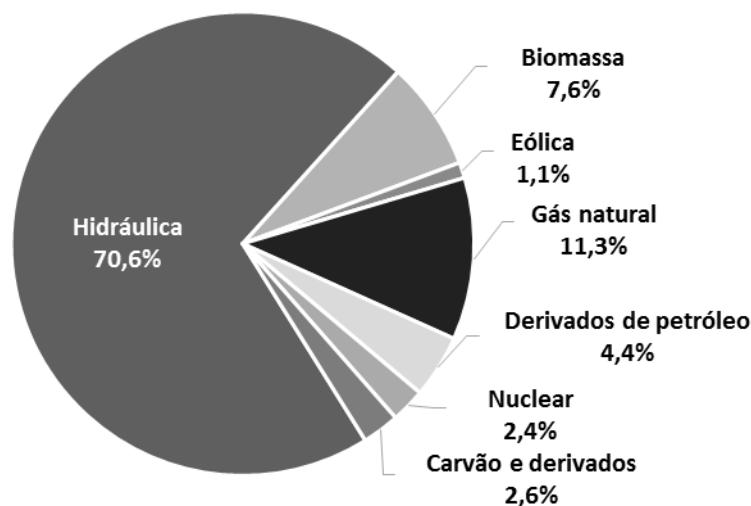


Figura 2-6: Matriz elétrica brasileira, em 2013

Fonte: EPE, 2014

Por outro lado, a matriz elétrica brasileira revela a potencialidade de outros subprodutos: as cinzas agroindustriais. Em 2013, a produção de energia a partir de biomassa respondeu por 7,6% dos 570 TWh de energia elétrica ofertados (EPE, 2014). Dados mais recentes da ANEEL (2015) apontam o bagaço da cana-de-açúcar como a principal fonte de energética agroindustrial. Atualmente, são 388 usinas termelétricas com capacidade instalada de aproximadamente 10.000 MWh. As demais fontes agroindustriais, como o capim elefante e a casca de arroz, ainda possuem menor relevância, apresentam capacidade de 65 MWh (3 usinas) e 40 MWh (11 usinas), respectivamente. Outras biomassas de destaque são de origem florestal, como o licor negro, resíduos de madeira e gás de alto forno (ANEEL, 2015).

2.3.2.1 Cinza do bagaço da cana-de-açúcar

A geração de energia elétrica por biomassa de bagaço tem relação direta com a elevada produção nacional de cana-de-açúcar. O Brasil lidera o *ranking* de nações produtoras, seguido por Índia e China (FAO, 2012).

Na safra de 2013/2014, foram produzidas aproximadamente 660 milhões de toneladas de cana-de-açúcar no país (CONAB, 2014). A Figura 2-7 apresenta a distribuição da produção de cana-de-açúcar entre as regiões do Brasil.

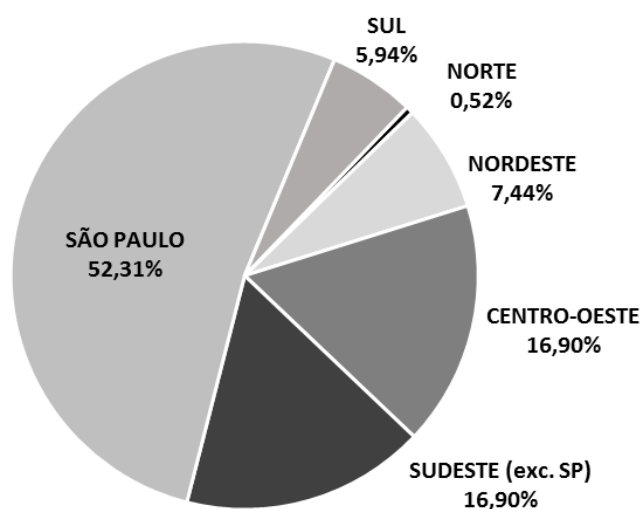


Figura 2-7: Distribuição da produção de cana-de-açúcar no Brasil, por regiões, em 2013/2014

Fonte: CONAB, 2014

São Paulo é o grande estado produtor, com cerca de 370 milhões de toneladas, responde por mais de 50% da produção nacional. Ainda no Sudeste, Minas Gerais produziu quase 60 milhões de toneladas. No Centro-Oeste, destacaram-se os estados de Goiás e Mato Grosso do Sul, com 67,5 e 46,7 milhões de toneladas, respectivamente. No Sul, o Paraná com 47,2 milhões de toneladas foi responsável por praticamente a totalidade produzida na região. Por fim, no Nordeste, os estados de Pernambuco e Alagoas produziram 14,5 e 23,2 milhões de toneladas, respectivamente (CONAB, 2014).

O bagaço, gerado na extração do caldo, é um dos principais resíduos da indústria sucroalcooleira. Estima-se que para cada tonelada de cana-de-açúcar são gerados cerca de 260 kg de bagaço (CORDEIRO, 2006). Embora haja pesquisas que visem a aplicação do bagaço para outros fins, como a produção de biocombustíveis e bioprodutos (CHANDEL *et al.*, 2012), a produção de vapor e energia elétrica para o abastecimento interno da indústria sucroalcooleira é a principal destinação do bagaço, garantindo autossuficiência energética para as usinas durante o período de safra. A crescente participação do bagaço na oferta de energia elétrica na última década se deve a interligação dessas usinas ao sistema elétrico brasileiro, permitindo a comercialização da energia excedente (UNICA, 2011).

Na saída desse processo de cogeração de energia, encontra-se a cinza do bagaço da cana-de-açúcar (CBCA). Esse resíduo vem sendo disposto no solo das áreas plantadas com cana-de-açúcar sem o adequado conhecimento técnico e regulamentação por agências ambientais que permita seu aproveitamento como insumo agrícola (BRUNELLI e PISANI, 2006). A utilização da CBCA como aditivo mineral no concreto é uma das possibilidades que visam agregar valor econômico, além de melhorar gestão ambiental desses resíduos.

De acordo com Cordeiro *et al.* (2009), ainda que apresentem uma granulometria grosseira, essas cinzas possuem em sua composição química características favoráveis para sua aplicação como aditivo mineral, mais especificamente como material pozolânico, principalmente o alto teor de sílica e a presença de sílica amorfa. Esse tipo de aplicação vem sendo estudada desde o final da década de 1990, porém ainda de forma incipiente. O estudo de Cordeiro (2006), um dos pioneiros, mostrou a viabilidade, através do processo de moagem ultrafina, da utilização de cinzas de bagaço de cana-de-açúcar na produção de concretos convencionais e de alto desempenho.

Sendo assim, considerando que ao menos 90% do bagaço gerado na produção de álcool e açúcar sejam destinados a geração de bioeletricidade e que cada tonelada de bagaço processado na cogeração gere cerca de 25 kg de cinzas residuais (CORDEIRO, 2006; FAIRBAIRN *et al.*, 2010), pode-se estimar que, no atual cenário brasileiro, aproximadamente 3,9 milhões de toneladas de CBCA são geradas. Isto representa pouco mais de 5,5% da produção nacional de cimento. Por outro lado, em uma análise regionalizada, observa-se a maior disponibilidade de cinzas no Sudeste, cerca de 2,5 milhões de toneladas, região onde se concentram aproximadamente 50% da produção de cimento, o que viabiliza um maior teor de substituição em escala regional.

2.3.2.2 Cinza da casca do arroz

A casca de arroz ainda apresenta pequena significância na matriz elétrica brasileira. Como mostrado, atualmente, apenas 11 usinas de termelétricas movidas a casca de arroz estão interligadas no sistema nacional. Em partes, isso é reflexo da menor produção de arroz em comparação à cana-de-açúcar.

Segundo a FAO (2012), o Brasil é o nono maior produtor mundial de arroz, em um mercado dominado por países asiáticos e com liderança absoluta da China, que produz cerca de 200 milhões de toneladas do cereal.

Na safra 2013/2014, a produção de arroz no Brasil superou 12 milhões de toneladas (CONAB, 2014), com grande destaque para o estado do Rio Grande do Sul que respondeu por mais de 65% (7,7 milhões de toneladas) da produção, como mostra a Figura 2-8.

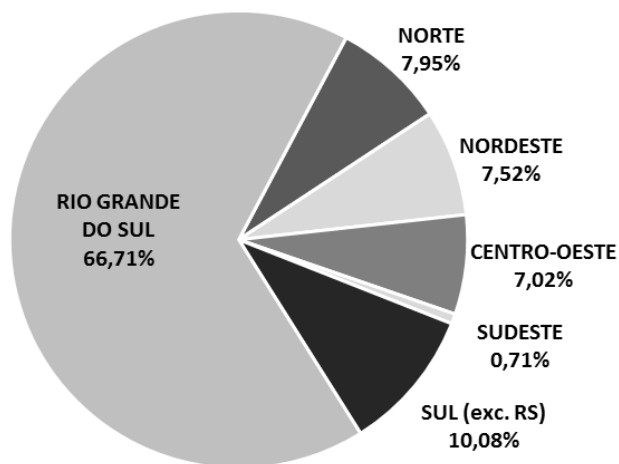


Figura 2-8: Distribuição da produção de arroz no Brasil, por regiões, em 2013/2014

Fonte: CONAB, 2014

Ainda na região Sul, Santa Catarina produziu mais de 1 milhão de toneladas, o que o posiciona como segundo maior estado produtor, com 8,8% da produção nacional. Nas demais regiões se destacam os estados de Tocantins, Maranhão e Mato Grosso, cada um com cerca de 5% da produção nacional.

Por outro lado, diferentemente da CBCA, a cinza da casca de arroz (CCA) é um material pozzolânico altamente reativo cuja aplicação como aditivo mineral é conhecida e estudada desde a década de 1970 (MEHTA e MONTEIRO, 1994, CORDEIRO, 2006). Dependendo das condições de queima da casca de arroz durante o aproveitamento energético, a cinza resultante pode ter alto teor de sílica amorfa, o que lhe confere elevada atividade pozzolânica. Sendo assim, ainda que disponível em menores quantidades, a viabilidade de seu emprego como aditivo mineral deve ser considerada.

Estima-se que a casca represente 20% da massa de arroz colhido e as cinzas 18% da massa de casca de arroz queimada (CORDEIRO, 2006). Dessa forma, a disponibilidade atual de CCA é de aproximadamente 440 mil toneladas. Embora esse valor não tenha grande expressividade frente a produção do cimento nacional, no Sul, essa quantidade representa quase 5% do cimento produzido na região, evidenciando o potencial de substituição de cimento por esse resíduo agroindustrial em escala regional.

3 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

3.1 Contextualização histórica

Os primeiros estudos de ciclo de vida foram motivados pela preocupação da escassez de recursos e energia no final da década de 1960. A primeira crise do petróleo fez com que se intensificasse a busca por novas formas de energia e a racionalização do uso de fontes energéticas esgotáveis. Por isso, as primeiras avaliações tinham como foco principal o consumo de energia dos processos produtivos. Entretanto, com o abrandamento da crise, os estudos passaram a dar mais atenção aos aspectos ambientais, como análise das emissões sólidas, líquidas e gasosas (EEA, 1997, CHEHEBE, 1998)

A primeira metodologia de ciclo de vida tem origem em um estudo custeado pela Coca-Cola, em 1969, para comparar três diferentes tipos de embalagens de refrigerante. Conhecido com REPA (*Resource and Environmental Profile Analysis*), o processo de quantificação da utilização de recursos naturais e índices de emissões foi desenvolvido pelo *Midwest Research Institute* e é reconhecido como um marco de origem do atual conceito de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV ou LCA – *Life cycle assessment*) (CHEHEBE, 1998). Paralelamente, na Europa, iniciou-se a abordagem sobre os inventários de dados entrada e saída dos processos produtivos, posteriormente denominada “*Ecobalance*”(EEA, 1997)

Nas décadas seguintes, a multiplicação dos estudos com abordagem de ciclo de vida expôs a necessidade de se criar uma metodologia única, padronizada, que aumentasse a confiabilidade dos estudos, permitisse a reprodutibilidade e a comparação dos resultados obtidos. Até aquele momento, muitos estudos tinham sido conduzidos de forma tendenciosa como estratégia de marketing, apresentando aos consumidores apenas resultados que eram de interesse das empresas (CHEHEBE, 1998)

A primeira instituição internacional a trabalhar no desenvolvimento da ACV foi a SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*), organização científica com origem na academia, na indústria e no governo. Por meio de *workshops* realizados em 1989 e 1990, nos Estados Unidos e na Europa, respectivamente, surgiram dois grupos de estudos de ACV na SETAC. Enquanto o principal interesse do grupo europeu é no desenvolvimento e harmonização da metodologia de ACV, os americanos focam nas limitações e usos indevidos da ACV (GUINÉE, 2004)

A necessidade de normatização de uma metodologia de ACV fez com que, no início da década de 1990, a ISO (*The International Organization of Standardization*) iniciasse estudos para produzir a primeira série de normas no assunto. A série “ISO 14040 – *Environmental management – Life cycle assessment*” foi lançada em 1997, através da norma ISO 14040 que estabelece os princípios e a estrutura da normatização. Posteriormente, três normas complementares foram desenvolvidas, a ISO 14041:1998, a ISO 14042:2000 e a ISO 14043:2000 com objetivo de detalhar as etapas da ACV.

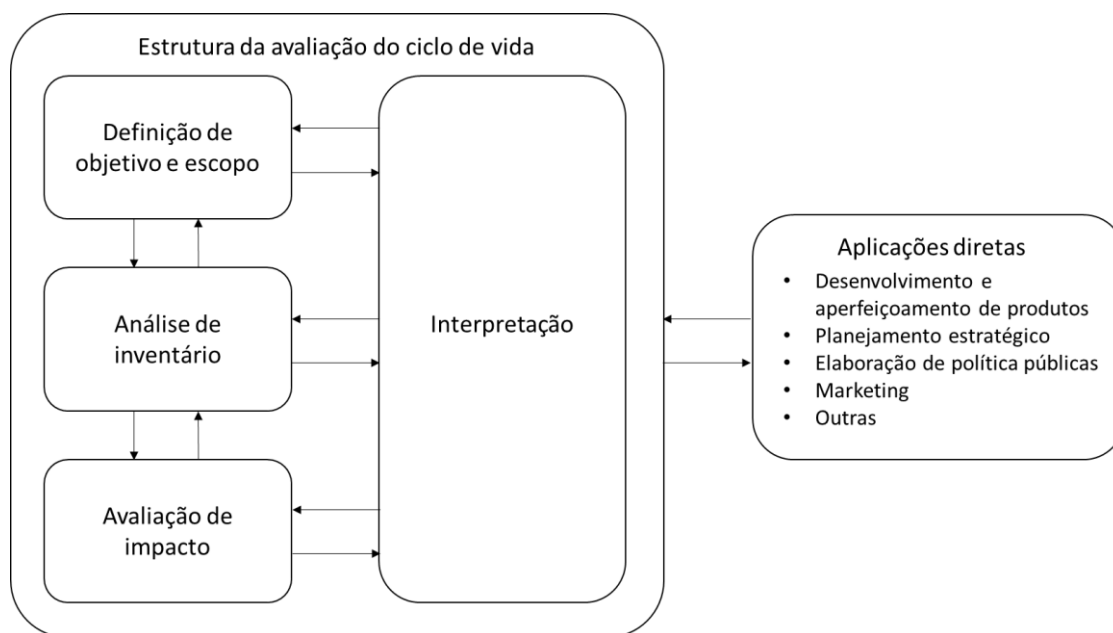
Além da SETAC, que colabora tecnicamente para o desenvolvimento das normas ISO de ACV, a UNEP (*The United Nations Environmental Programme*) é um importante ator na promoção e aplicação do ACV no mundo, principalmente, em países em desenvolvimento (GUINÉE, 2004). Em 2002, com o objetivo de desenvolver e divulgar as melhores práticas de ACV, a UNEP se uniu a SETAC em uma parceria conhecida como “*The Life Cycle Initiative*”.

Em 2006, a ISO publicou a revisão da 14040:2006 e consolidou as outras três normas em um único documento, a norma “ISO 14044:2006 *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guideline*”. Adicionalmente, outras normas relacionadas ao tema foram desenvolvidas, como a ISO 14025:2006 que trata de declaração ambiental do tipo III no âmbito da rotulagem ambiental e a ISO 14064:2006 que especifica princípios e requisitos para quantificação e reportagem de gases de efeito estufa. Recentemente, houve, ainda, a publicação das normas ISO 14045:2012, que aborda avaliação de ecoeficiência de sistemas de produto e da 14046:2014 que traz princípios, requisitos e orientações para a quantificação da pegada hídrica de produtos, processos e organizações. Com exceção da última publicação, as normas possuem versões em português elaboradas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

3.2 Metodologia da ACV

De acordo com a ABNT NBR ISO 14040:2009, a avaliação de ciclo de vida consiste na compilação e avaliação das entradas, saídas e dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida, desde a aquisição de matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a destinação final. Sendo assim, uma ACV visa avaliar o desempenho ambiental de toda a sequência de atividades relacionadas à produção do produto, bem como durante sua vida útil e seu fim de vida (UNEP e SETAC, 2011)

A ACV é uma reconhecida ferramenta de auxílio na tomada de decisão que permite identificar os indicadores mais relevantes, revelando oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversas etapas de seu ciclo de vida. Além disso, os resultados da ACV podem ser transformados em marketing, por meio da rotulagem ambiental. A Figura 3-1 apresenta a estrutura da avaliação de ciclo de vida de um produto (ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009)



**Figura 3-1: Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida
(ABNT, 2009)**

Portanto, de acordo com a estrutura estabelecida pela norma NBR ISO 14040:2009, um estudo de ACV é composto fundamentalmente por quatro fases:

- Fase 1: Objetivo e escopo
- Fase 2: Análise de inventário
- Fase 3: Avaliação de impactos
- Fase 4: Interpretação

3.2.1 Objetivo e escopo

A norma estabelece que, na definição do objetivo, as razões para se realizar o estudo e a aplicação pretendida devem ser descritas de forma clara. Além disso, o público-alvo a quem se destina o estudo deve ser descrito. De um modo geral, há dois propósitos que motivam a realização da ACV, avaliar os impactos ambientais

associados as etapas do ciclo de vida de um produto³ ou avaliar as consequências ambientais da adoção de processos ou produtos alternativos. Esses tipos de estudos são, respectivamente, denominados de “atribucional” e de “consequencial” (PRÉ, 2013).

A definição do escopo visa estabelecer a profundidade e abrangência do estudo a ser realizado, de acordo com o objetivo pré-estabelecido. Para isso, é preciso que elementos como o sistema de produto, a funcionalidade do produto e as fronteiras do sistema sejam determinados. Adicionalmente, devem ser descritos critérios que serão aplicados nas etapas seguintes do estudo, tais como procedimento de alocação, metodologia de avaliação e tipo de impactos ambientais, qualidade de dados, entre outros.

A modelagem do ciclo é feita por meio de sistema de produto. De acordo com a definição da norma, um sistema de produto consiste em um conjunto de processos elementares e fluxos elementares e de produto que desempenham uma ou mais funções. Processos elementares são descritos como o menor elemento considerado na quantificação de entradas e saídas. Fluxos elementares são materiais e energias que entram ou saem do sistema, do ou para meio ambiente sem que haja interferência humana (ex: fluxo elementar de entrada: recursos naturais; fluxo elementar de saída: emissões atmosféricas). Fluxos de produtos são entradas ou saídas de produtos proveniente de ou com destino a um outro sistema de produto. Durante o estágio inicial da ACV, recomenda-se que o sistema de produto a ser estudado seja modelado por meio de um fluxograma, auxiliando no reconhecimento dos fluxos e processos que precisarão ser quantificados (BAUMANN e TILLMAN, 2004).

Ao se determinar um sistema de produto é necessário estabelecer suas fronteiras, determinando quais processos e fluxos serão incluídos e o nível de detalhamento que serão estudados. A Figura 3-2 apresenta de forma ilustrativa os conceitos mencionados.

³ Segundo a NBR ISSO 14040:2009, produto é qualquer bem ou serviço.

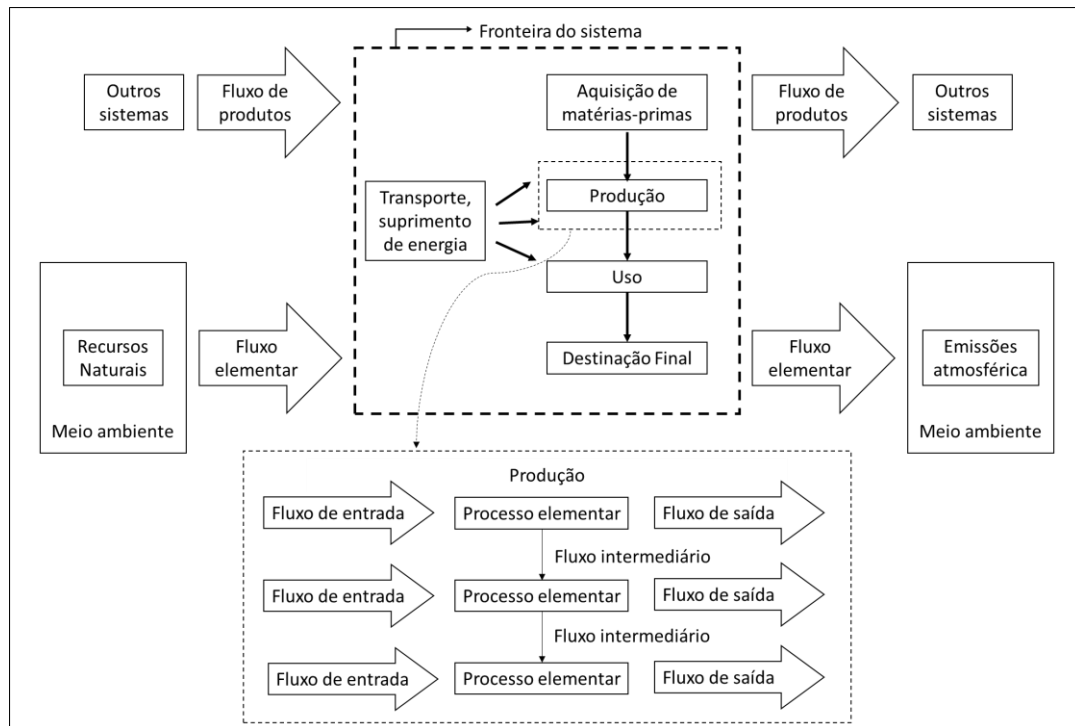


Figura 3-2: Exemplos de sistema de produto

Fonte: Adaptado da NBR ISO 14040:2009

A exclusão de estágios do ciclo de vida, processos, entradas ou saídas é possível desde que não prejudique as conclusões do estudo, devendo ser claramente registrada e justificada. Para isso, critérios de corte são utilizados ao se definir quais entradas e saídas deverão ser incluídas ou poderão ser omitidas da avaliação. Idealmente, a determinação desses critérios deve levar em consideração a contribuição em massa, em energia e em significância ambiental da entrada ou saída a ser omitida.

A abordagem cuja fronteira inclui todas as etapas do ciclo de vida de um produto, desde a extração de matérias-primas até a disposição final, é conhecida por “do berço ao túmulo”. No entanto, dependendo do objetivo, o estudo pode apresentar um escopo reduzido, considerando apenas algumas etapas do ciclo de vida. Por outro lado, há uma crescente tendência de se expandir as fronteiras do estudo e tornar o ciclo fechado através da reincorporação dos resíduos em um novo processo produtivo, pela reciclagem, por exemplo (BRAUNGART *et al.*, 2007). Assim, em geral, os estudos de ACV adotam as seguintes fronteiras:

- “do berço ao berço” (*cradle-to-cradle*): avalia todas as etapas do ciclo de vida de um produto, inclusive seu retorno ao ciclo com matéria-prima para produção de novos produtos.
- “do berço ao túmulo” (*cradle-to-grave*): avalia todas as etapas do ciclo de vida, desde a obtenção das matérias-primas até o seu fim de vida.

- “do berço ao portão” (*cradle-to-gate*): avalia as etapas de obtenção das matérias-primas e do processo produtivo.
- “do portão ao portão” (*gate-to-gate*): avalia apenas as etapas referentes ao processo dentro da unidade produtora.

Baumann e Tillman (2004) destacam ainda a importância de se considerar fronteiras geográficas e temporais. Além das diferenças tecnológicas associadas aos processos produtivos, a infraestrutura de produção de energia, de transporte e de gestão de resíduos varia de uma região para outra e, por isso, deve, sempre que possível ser levada em consideração. No entanto, a difusão espacial dos diferentes estágios pode dificultar essa delimitação. Com relação a fronteira temporal, os estudos “consequenciais” apresentam uma perspectiva de mudança. Portanto, o horizonte de tempo no qual se pretende avaliar os efeitos da implementação das alternativas propostas deve ser considerado. Por outro lado, ACV do tipo “atribucional” apresenta uma visão retrospectiva da situação, com base em atividades já ocorridas do sistema do produto estudado.

Uma das características que diferenciam a ACV de outras ferramentas de gestão ambiental é o conceito de unidade funcional (ABNT NBR ISO 14040:2009). Embora um sistema de produto possa desempenhar diversas funções, é preciso que sejam selecionadas, com base nos objetivos do estudo, aquelas que serão consideradas na ACV. A partir dessa(s) função(ões), é estabelecida a unidade funcional, referência normalizada para a quantificação de entradas e saídas. Portanto, em todo estudo de ACV, a unidade funcional deve ser claramente definida e mensurável.

Associado à unidade funcional, o fluxo de referência descreve a quantidade de produto necessária em cada sistema de produto para satisfazer a função determinada. A definição da unidade funcional permite a comparação de diferentes produtos com a mesma funcionalidade, porém com característica de desempenho distintas, conforme exemplifica a Tabela 3-1.

Tabela 3-1: Exemplo de unidade funcional e fluxo de referência

Produto	Função	Unidade funcional	Fluxo de referência	Observação
Garrafa de vidro retornável	Comercialização de leite	1000 litros de leite	100 garrafas	Cada garrafa retorna 9 vezes antes de ser descartada
Caixa de “Tetrapack”	Comercialização de leite	1000 litros de leite	1000 caixas	

Fonte: Adaptado de PRé, 2013

3.2.2 Análise de inventário

A segunda fase da ACV é a Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) que consiste em compilar e quantificar dados de entrada (insumos) e saídas (emissões) do sistema de produto estabelecido no escopo. Para um melhor entendimento de quais dados deverão ser inventariados, recomenda-se que o fluxograma do sistema, desenhado durante o escopo, seja expandido, aumentando o nível detalhamento dos processos elementares a serem modelados (BAUMANN e TILLMAN, 2004)

Os dados coletados podem ser medidos, calculados ou estimados. Porém, é indispensável que os procedimentos de cálculo utilizados sejam documentados. Adicionalmente, os dados podem ser obtidos por meio de fontes disponíveis ao público, como literatura técnica e científica e base de dados, como o *Ecoinvent*, o *European Life Cycle Database* (ELCD) e *The U.S. Life Cycle Inventory Database*. Além da coleta de dados quantitativos, referentes a entradas de energia, materiais e produtos ou a emissões, a coleta de dados qualitativos, que descrevam a cobertura tecnológica, temporal e geográfica dos dados, bem como os procedimentos de mensuração, são fundamentais para a qualidade do estudo.

Após a coleta e validação dos dados, devem ser determinados os fluxos de entrada e saída de cada processo elementar e os fluxos entre os processos. Em processos multifuncionais, responsáveis por gerar outras funções (produtos) além das selecionadas, podem haver dificuldades em quantificar as entradas e saídas do sistema estudado. Nessas situações, a norma recomenda que, primeiramente, evite-se o procedimento de alocação por meio da divisão de processos elementares em subprocesso ou por expansão do sistema de produto. Caso não possa ser evitada, a alocação deve ser feita por meio de uma relação física entre os diferentes produtos, em geral, por proporção em massa. Por fim, caso não seja possível estabelecer a relação física, a alocação deve ser feita por outro tipo de relação, sendo usualmente adotado o valor econômico.

Posteriormente, esses fluxos devem ser correlacionados com a unidade funcional através do fluxo de referência. Uma vez que todos os dados estejam referenciados à unidade funcional, é possível agregá-los caso se refiram a substância equivalentes e impactos ambientais semelhantes. Por fim, a análise do inventário pode resultar em um refinamento das fronteiras do sistema, com a inclusão ou exclusão de processos e estágios do ciclo de vida, a serem determinados por meio de uma análise de sensibilidade.

3.2.3 Avaliação de impactos

O principal objetivo da Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) é a descrição das consequências das cargas ambientais quantificadas na fase anterior de análise de inventário (BAUMANN e TILLMAN, 2004). Assim como todo estudo de ACV, essas consequências ambientais ou potenciais impactos ambientais são apresentados com base na abordagem relativa da unidade funcional. Para a execução da AICV, a norma estabelece o cumprimento de elementos obrigatórios e, ainda, a ocorrência de elementos opcionais, conforme descritos na Tabela 3-2.

Tabela 3-2: Elementos para AICV

Elementos Obrigatórios	Elementos Opcionais
<ul style="list-style-type: none">• Seleção de categoria de impacto, indicador de categoria e modelo de caracterização• Classificação• Caracterização	<ul style="list-style-type: none">• Normalização• Agrupamento• Ponderação

Fonte: ABNT ISO 14040:2009

No escopo do estudo, é feita a definição da metodologia de AICV. Isto consiste em selecionar as categorias de impactos e modelos de caracterização que serão adotados no estudo. As categorias de impacto são classes que descrevem questões ambientais relevantes, por exemplo, mudanças climáticas, acidificação, eutrofização, entre outros. Cada categoria é representada por um indicador de categoria. A associação entre as emissões identificadas no inventário e os indicadores de categoria é feita por meio de modelos de caracterização, estabelecidos com base científica, para descrever o mecanismo ambiental de ocorrência de potenciais danos ambientais.

A classificação consiste em associar os dados do inventário nas categorias de impacto selecionadas. Algumas emissões podem estar vinculadas a mais de uma categoria de impactos, como os óxidos de nitrogênio que devem ser associados às categorias de acidificação e de eutrofização (BAUMANN e TILLMAN, 2004)

Diferentemente da classificação, que é uma associação qualitativa, a caracterização possui caráter quantitativo. Assim, as emissões classificadas em uma categoria são ponderadas por meio do fator de caracterização ou fatores de equivalência, derivados do modelo de caracterização adotado. Um exemplo de fator de caracterização é o potencial de aquecimento global (GWP), em kg CO₂-equivalentes/kg de gás, estabelecido pela metodologia do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2007) para a categoria de impacto de mudanças climáticas, conforme mostra a Figura 3-3.

Categoria de Impacto: Mudanças Climáticas		
Modelo de caracterização: IPCC para 100 anos		
Dados do Inventário	Fator de caracterização: Potencial de aquecimento global	Resultado do indicador de categoria
154 kg de CO ₂	1 kg de CO ₂ -eq./kg de CO ₂	154 kg de CO ₂ -eq.
5 kg de CH ₄	25 kg de CO ₂ -eq./kg de CH ₄	125 kg de CO ₂ -eq.
240 g de N ₂ O	298 kg de CO ₂ -eq./kg de N ₂ O	+ 71,52 kg de CO ₂ -eq.
		<hr/> 350,52 kg de CO ₂ -eq.

Figura 3-3: Exemplo de caracterização

Fonte: Elaboração própria com base NBR ISO 14044:2009, PRé, 2013, IPCC, 2007

Com a caracterização dos dados do inventário, é obtido o perfil da AICV, uma compilação dos resultados dos indicadores de categoria. Opcionalmente, a norma estabelece que esses dados podem ser normalizados através de informações de referência. Logo, a normalização é um procedimento de cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categorias. Os dados normalizados são obtidos pela divisão do resultado do indicador pelos valores de referência, que podem ser entradas e saídas totais para uma determinada área (global, regional, local); para um cenário linha-base ou por uma base per capita, entre outros.

Adicionalmente, pode ocorrer o agrupamento das categorias de impacto de acordo com características de agregação ou de hierarquização pré-estabelecidas no escopo, como por exemplo, impactos locais / regionais / globais ou impactos de baixa / média / alta prioridade. Por fim, a norma permite que os resultados de indicadores sejam ponderados. A ponderação é feita por meio de fatores numéricos baseados em escolha de valores definida por indivíduos, organizações, etc. Logo, os resultados da ponderação não possuem caráter científico e podem variar dependendo dos valores adotados pelas partes interessadas.

Em geral, um estudo de ACV aborda um conjunto de categorias definido de acordo com a metodologia de avaliação de impactos adotada. Essas metodologias são enquadradas em dois grupos: modelos clássicos (*midpoint*) e modelos de danos (*endpoint*) (BENGTSSON e HOWARD, 2010). Os modelos clássicos adotam categorias de impactos intermediárias, como acidificação, uso de recursos, depleção da camada de ozônio, entre outras. Eles são utilizados para minimizar as incertezas associadas a modelagem do mecanismo ambiental para estabelecimento da relação causa-efeito, utilizada pelos modelos de danos. Entre as categorias de impacto dos modelos de danos, estão danos à saúde humana, danos à qualidade do ecossistema e danos aos recursos naturais.

3.2.4 Interpretação

A interpretação da ACV é fase do estudo na qual são avaliados resultados obtidos na análise de inventário e avaliação de impactos de acordo com o objetivo e escopo proposto, de forma a gerar conclusões e recomendações. Nesse sentido, são identificadas as questões ambientais significativas sejam identificadas. Além disso, uma avaliação do estudo com objetivo de verificar, principalmente, a completeza, a sensibilidade e consistência é importante para estabelecer e aumentar o grau de certeza e confiabilidade dos resultados obtidos.

3.3 Revisão bibliográfica: estudos de ACV sobre concreto

O consumo global de concreto motiva estudo sobre o ciclo de vida desse material. Embora existam ACV de concreto, a variabilidade de materiais e dosagens para atender as especificações técnicas requeridas são apontados como barreiras para o desenvolvimento desse tipo de estudo (HUNTZINGER e EATMON, 2009). Diante disto, alguns autores optam por restringir a fronteira do estudo ao ciclo de vida do cimento, focando na matéria-prima de maior impacto ambiental.

Sobre os demais constituintes, Petek Gursel *et al.* (2014) destacam que, em geral, eles são estudados dentro do escopo de ACV do concreto. Sendo assim, estudos, como o de Rossi (2013) que avaliou o ciclo de vida da brita para a construção civil, cujo foco principal são os outros constituintes do concreto são menos frequentes. Van den Heede e De Belie (2012) relatam ainda a falta de dados confiáveis sobre os impactos ambientais do consumo de areia e agregados e a necessidade de adaptação dos indicadores depleção de recursos naturais na AICV para indústria do concreto. Como esses materiais são consumidos em escala regional, se a metodologia de avaliação considerar apenas a escala global, um cenário de escassez que ocorra localmente provavelmente será negligenciado.

Com relação as etapas do ciclo de vida consideradas no escopo, ressalta-se que tanto o concreto, quanto o cimento, são matérias-primas para diversos produtos e aplicações na engenharia civil, tais como elementos estruturais, pavimentos, blocos de fechamentos, entre outros. Com isso, a definição de um escopo único de ciclo de vida torna-se inviável devido às incertezas nas fases de uso e fim de vida (CHEN *et al.*, 2010a). O que faz com que a abordagem “do berço ao portão”, cujas etapas são comuns para várias aplicações, seja frequentemente adotada nos estudos de ACV de cimento e de concreto.

Quando se utilizam materiais suplementares na composição de cimento, em geral, são considerados apenas os aspectos ambientais da preparação desses materiais, tais como a energia utilizada na moagem e secagem, além do consumo de combustíveis para o transporte (PETEK GURSEL *et al.*, 2014). Como muitos desses materiais são resíduos provenientes de outros processos industriais e agroindustriais, a carga ambiental da geração é atribuída ao ciclo de vida da indústria ou produto de origem (JOSA *et al.*, 2004, CHEN *et al.*, 2010a, BOESCH e HELLWEG, 2010). Embora essa seja a abordagem mais usual, alguns desses resíduos, atualmente, são de extrema relevância para a produção de cimento, como escórias e cinzas volantes. Na Europa, a Diretiva 2008/98, diante de condições utilização, altera a classificação de resíduos para subprodutos. Segundo Chen *et al.* (2010b) e Habert *et al.* (2011) essa alteração induz a alocação de impactos na ACV.

Sendo assim, estudos recentes como o de Chen *et al.* (2010b) e Saade (2013) visam analisar a influência de diferentes critérios de alocação de impactos, inicialmente atribuídos a termelétricas e siderúrgicas, na ACV cimento. Assim como Chen *et al.* (2009), Saade (2013) concluiu que, dependendo do critério de alocação de impactos utilizado, a carga ambiental do processo de produção da escória de alto-forno pode superar a carga ambiental da produção do clínquer, o que tornaria desfavorável a substituição parcial do cimento por escória.

Embora a aplicação do percentual mássico evite inconstâncias geradas pela flutuação de preço dos subprodutos que ocorrem quando se utiliza o valor econômico como critério de alocação, as quantidades de materiais suplementares empregados faz com que esse critério atribua à indústria do cimento uma maior carga de impactos. Para se ter uma ideia desta diferença, Van den Heede e De Belie (2012) estimaram que a produção de 1kg de escória gera 0,13 kg de CO_{2 eq} com alocação por valor econômico e 1,1 kg de CO_{2 eq} por massa. Para as cinzas volantes, essa variação é ainda mais acentuada, 0,20 kg de CO_{2 eq}/ kg de cinza, por valor econômico e 2,44 kg de CO_{2 eq}/ kg de cinza, por massa. Isto porque proporção de cinzas volantes geradas pela quantidade de carvão queimado nas termelétricas é inferior a relação de escórias por quantidade de aço produzido.

3.3.1 ACV de cimento

No escopo dos estudos de ACV sobre o cimento, a produção de clínquer é principal processo a ser considerado, sendo responsável pelos impactos diretos. Sendo assim, as etapas de processamento das matérias-primas, processo térmico no forno rotativo e a moagem do clínquer são incluídas nas fronteiras do estudo. Adicionalmente,

a avaliação dos impactos indiretos como os da extração de matérias-primas, da produção de energia e combustíveis, de preparo de materiais suplementares, além dos relacionados ao transporte, pode ser realizada (BOESCH e HELLWEG, 2010, PETEK GURSEL *et al.*, 2014)

Quando se estuda o ciclo de vida do cimento é usual a adoção da unidade mássica como unidade funcional, variando apenas sua ordem de grandeza. Em geral, opta-se pela utilização do quilograma (JOSA *et al.*, 2004, HUNTZINGER e EATMON, 2009, CHEN *et al.*, 2010a) ou da tonelada (MARCEAU *et al.*, 2006, BOESCH e HELLWEG, 2010) de cimento ou de material cimentício como referência funcional.

A seguir são destacados alguns estudos relevantes sobre ACV do cimento:

Boesch e Hellweg (2010) utilizaram a metodologia da ACV para avaliar potenciais melhorias no desempenho ambiental do processo produtivo de cimento na Europa e nos Estados Unidos. Delimitado pela abordagem do berço-ao-portão, o estudo compreende a análise dos processos ambientalmente relevantes desde a extração de recursos ao produto final, considerando o estado regular de operação das plantas. Entre as alternativas analisadas, estão maiores teores de substituição de combustíveis fósseis por resíduos através do coprocessamento e o uso de sistemas de fornos mais eficiente, como os sistemas de via seca com pré-calcinadores e pré-aquecedores. Com a adoção dessas alternativas, os autores estimaram que as emissões de gases de efeito estufa podem ser reduzidas em 9% na Europa e em 18% nos Estados Unidos. O maior percentual de redução nos Estados Unidos se justifica pela maior quantidade de fornos de baixa eficiência ainda em operação e por uma menor taxa de coprocessamento de resíduos.

Marceau *et al.* (2006) realizaram, através da metodologia do ACV, uma análise das diferentes tecnologias utilizadas na produção de cimento nos Estados Unidos. O escopo do estudo da produção de cimento Portland inclui as etapas de obtenção das matérias-primas, de preparação da mistura crua, de processamento térmico e de moagem final, além do transporte de combustíveis e materiais até a planta de cimento. A Tabela 3-3 apresenta a quantidade de matéria-prima necessária para a produção de tonelada de cimento Portland para as diferentes tecnologias de fornos.

Tabela 3-3: Matérias-primas utilizadas na produção de cimento em diferentes tecnologias

Matérias-primas	Via úmida	Via seca			Média
		Fornos longos	Pré-aquecedor	Pré-calcinador	
kg / tonelada métrica de cimento					
Calcário <i>(Limestone)</i>	1228	1262	1137	1127	1165
Marga <i>(Marl)</i>	269	131	70	249	207
Argila xistosa <i>(Shale)</i>	65	13	23	68	52
Argila <i>(Clay)</i>	62	35	100	54	60
Cinzas residuais <i>(Bottom ash)</i>	10	19	5	3	10
Cinzas volantes <i>(Fly ash)</i>	17	23	7	12	13
Areia de fundição <i>(Foundry sand)</i>	0	11	5	3	4
Areia <i>(Sand)</i>	57	36	36	38	40
Minério de ferro <i>(Iron ore)</i>	9	15	16	14	14
Escória de alto-forno <i>(Blast furnace slag)</i>	25	38	34	9	20
Ardósia <i>(Slate)</i>	7	0	0	0	1
Outras	3	29	59	23	26
Total	1752	1611	1492	1605	1613
Gesso anidro <i>(Gypsum, anhydrite)</i>	57	42	50	48	49
Água de processo <i>(Water, process)</i>	485	0	7	14	88
Água, outros usos <i>(Water, non-process)</i>	574	1133	1134	592	752

Fonte: Marceau et al. (2006)

Nota-se que a quantidade de materiais suplementares, como cinzas volantes e escórias, é relativamente baixa se comparada com a quantidade total de matérias-primas. Essa é uma característica peculiar da indústria cimenteira americana. Enquanto no Brasil e na Europa, é mais usual a adição de materiais suplementares ao cimento ainda nas cimenteiras, nos Estados Unidos, a mistura, em geral, ocorre nas unidades produção de concreto e de artefatos (VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012, PETEK GURSEL *et al.*, 2014). Petek Gursel *et al.* (2014) citam as restrições regulatórias, o lento processo de revisão das normas e a relutância ao uso de novos materiais, cujas propriedades não são plenamente conhecidas, como razões para a não inclusão dos cimentos compostos nos estudos de ACV nos Estados Unidos.

A Figura 3-4 apresenta os dados de emissão de CO₂ para as diferentes tecnologias, na qual pode-se verificar que o processo térmico é responsável por quase a totalidade das emissões. O restante das emissões está relacionado ao consumo de combustíveis em equipamentos móveis e no transporte de materiais para a planta. No processo térmico, estão incluídos o consumo de combustíveis fósseis, cujo cálculo de

emissões considerou o teor de carbono dos combustíveis utilizados nos fornos, e as emissões relativas a calcinação, sendo calculadas com bases na proporção de CaCO_3 da mistura crua.

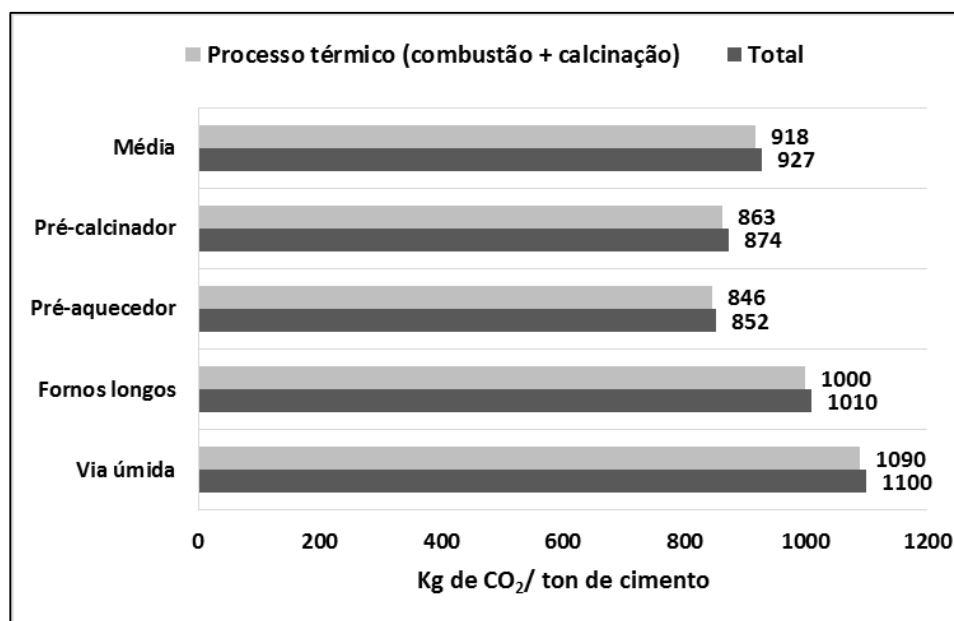


Figura 3-4: Emissão de CO_2 por tonelada de cimento de acordo com a tecnologia empregada

Fonte: Adaptado de Marceau *et al.* (2006)

Embora seja um estudo de inventário de ciclo de vida, é possível verificar o melhor desempenho ambiental de sistemas de via seca. Os fornos com pré-aquecedor e com pré-calcinador emitem 22,5% e 20,5% a menos de CO_2 , respectivamente, se comparados aos fornos de via úmida. Esse estudo apresenta ainda dados relevantes como consumo de energia, tipos de combustíveis utilizados em cada etapa, consumo de água por tipo de processo, consumo de materiais secundários, além de emissão de outros poluentes como material particulado, SO_2 , NO_x , entre outros.

Huntzinger e Eatmon (2008) realizaram uma avaliação comparativa da produção cimento com quatro diferentes composições: cimento Portland tradicional; cimento composto com até 25% de substituição por pozolanas naturais e cinzas volantes; cimento produzido com a reintrodução das poeiras dos fornos de cimento (CKD – *cement kiln dust*) no processo; cimento Portland em que as CKD foram utilizadas para sequestro carbono. Os resultados obtidos, utilizando o *software* SimaPro, mostram que o cimento composto com pozolanas apresentou o maior potencial de redução de impactos totais. Houve ainda uma redução de impactos de cerca de 5%, em relação ao cimento tradicional, quando as CKD foram utilizadas para o sequestro de carbono. Por fim, o processo de reintrodução das CKD apresentou alterações insignificantes em relação ao cimento tradicional.

O objetivo do trabalho Chen *et al.* (2010a) foi avaliar os impactos ambientais da produção de cimento na França, através da metodologia de avaliação de impactos CML, e quantificar possíveis variações entre diferentes plantas que produzem o cimento do tipo I. Ao separar o sistema de produto em etapas, os autores constataram que os impactos relacionados ao preparo de matérias-primas e ao processo de finalização do cimento (moagem e adição de gesso e materiais suplementares) são insignificantes se comparados ao processo de produção do clínquer (em pontilhado) para a maioria das categorias de impactos analisadas, sobretudo para aquecimento global, eutrofização, acidificação e oxidação fotoquímica. Com exceção da oxidação fotoquímica, para essas categorias de impacto, as emissões diretas que ocorrem nos fornos de clínquer é principal fonte de poluentes. Outras categorias, como as de depleção abiótica e da camada de ozônio e ecotoxicidade da água e marítima, estão mais relacionadas à produção e transporte dos combustíveis fósseis, como mostra a Figura 3-5.

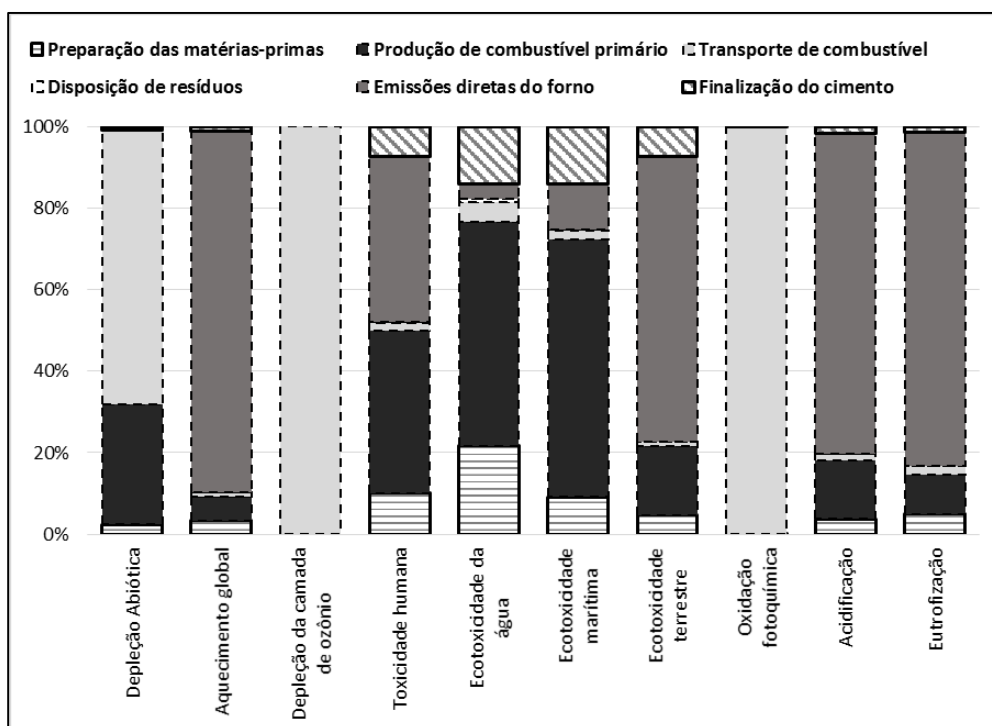


Figura 3-5: Avaliação de impactos ambientais, por processo, na produção de cimento

Fonte: Adaptado de Chen *et al.* (2010a)

A análise de variações foi realizada a partir da comparação das avaliações de impactos obtidas com dados do inventário da indústria do cimento francesa e com dados levantados pelos próprios autores em relatórios de emissões de poluentes de cimenteiras. Verificou-se uma variação de cerca de 20% para o aquecimento global. Entretanto, para categorias como acidificação e eutrofização houve uma significativa discrepância dos resultados que foram atribuídas a dificuldades em aplicar métodos de

cálculo precisos para associar as emissões anuais das cimenteiras a emissões por quilograma de cimento.

A variabilidade de dados dos inventários e suas consequências na avaliação de impactos também foram abordadas por Josa *et al.* (2004 e 2007). Os autores realizaram análises comparativas de estudos de ACV de diferentes tipos de cimento produzidos na Europa. A Tabela 3-4 apresenta as emissões de CO₂, NO_x, SO₂ e material particulado (MP), em gramas por quilograma de cimento, dos inventários analisados.

Tabela 3-4: Dados sobre emissões de poluentes para diversos tipos de cimento

Tipo		CO ₂	NO _x	SO ₂	MP
		g / kg de cimento			
I	I-1	355	0,96	0,43	10
	I-2	810	2	0,6	0,3
	I-3	813	2,09	0,67	0,18
	I-4	853	2,58	0,09	7,5
	I-5	805	1,94	0,45	0,16
	I-6	780	3,7	0,63	0,39
	I-7	812,7	2,95	1,33	0,32
II	II-1	918,3	3,11	1,16	0,24
	II-2	586	1,57	0,12	0,17
	II-3	807	2,95	0,09	0,19
	II-4	289	0,71	0,98	79,6
III	III-1	221,7	0,51	0,51	10
	III-2	334	1,11	0,58	0,08
	III-3	212	0,85	0,03	0,14
	III-4	134	0,4	0,43	88,6
IV	IV	692,9	2,33	0,9	0,18
I e II	Finlândia	738	2,17	0,17	0,14
Vários	Reino Unido	850	3,55	2,06	0,27
Vários	Dinamarca	973	3,7	0,6	0,1

Fonte: Josa *et al.* (2004)

Segundo os autores, as inconstâncias nos dados para cimentos de mesma classe podem estar associadas a diferentes fronteiras de sistemas adotadas, uso de métodos variados e possíveis erros na obtenção de dados. A exemplo disto, os dados de emissão de CO₂ (Tabela 3-4), gás responsável por mais de 98% do impacto de aquecimento global na produção de cimento, apresentam valores próximo a 800 g CO₂/kg de cimento do tipo I, porém há um cimento com emissões muito inferiores ao demais (I1- 355 g CO₂/kg de cimento), evidenciando que esse estudo teve considerações bastante distintas.

Destaca-se que esse valor de 800 g de CO₂/ kg de cimento é próximo ao valor médio encontrado por Van dan Heede e De Belie (2014) e por Petek Gursel *et al.* (2014) em suas revisões bibliográficas sobre o assunto, que apontam emissões de 842 g e 870 g de CO₂/ kg de cimento, respectivamente. Marceau *et al.* (2006) também encontraram emissões na faixa de 850-875 g de CO₂ para cimentos produzidos através de sistemas de via seca, conforme exposto anteriormente.

3.3.2 ACV de concreto

Os ACV de concreto podem ser divididos em dois grupos principais. Estudos como o de Marceau *et al.* (2007) visam traçar o perfil ambiental do concreto tradicional, de seus diferentes produtos e meios de produção. Por outro lado, há um grupo de estudos que traçam uma análise comparativa entre o concreto tradicional e os novos materiais, desenvolvidos sob a ótica da sustentabilidade, como o de Habert (2011), Van den Heede e De Belie (2012). Existem ainda estudo que visam comparar o desempenho concreto e do cimento com diversos tipos materiais, tais como madeiras e cerâmicas em suas aplicações nas construções (KEOLEIAN *et al.*, 2005, PETEK GURSEL *et al.*, 2014).

Ao contrário do cimento, unidade funcional usualmente adotada para concreto tem referência volumétrica, o metro cúbico de concreto (m³) para um dado elemento (MARCEAU *et al.*, 2007). Entretanto, a unidade funcional tem grande influência em estudos comparativos, sendo o m³ incapaz de transmitir propriedades relevantes como resistência a compressão, durabilidade, trabalhabilidade e condutividade térmica. De acordo com Petek Gursel *et al.* (2014), não há ainda uma sistemática que permita desenvolver o inventário de qualquer tipo de concreto, como traços e componentes variados, levando em consideração essas propriedades. Em geral, os estudos se limitam a apresentar uma única mistura ou a fixar parâmetros de durabilidade e resistência quando trabalham com variações dos componentes, como a substituição de cimento por aditivos minerais.

De acordo com Van den Heede e De Belie (2012), o aumento da resistência a compressão é uma das alternativas para promover uso mais eficiente do cimento. Isto porque, em geral, com uma maior resistência mecânica, é possível reduzir as dimensões de elemento estrutural, tais como vigas e pilares, e, conseqüentemente, reduzir a quantidade de concreto utilizada. Nesse sentido, Damineli *et al.* (2011) apresentaram uma alternativa que permite incorporar a desempenho a unidade funcional, um índice de intensidade de uso de cimento, o “bi”, (*binder intensity index*) que consiste na razão entre a quantidade total de material cimentício e o indicador de desempenho.

$$bi = \frac{b}{p}$$

Quando o indicador de desempenho adotado é resistência a compressão, o “ bi_{cs} ” revela a quantidade de material cimentício (b), em kg/m^3 , necessário para a obtenção de 1 MPa de resistência a compressão em uma idade de 28 dias (p). Logo, a unidade funcional desempenho é medida em $kg/m^3.MPa$. Para concretos acima de 60 MPa, Damineli et al. (2011) apontam que o valor mínimo do bi_{cs} é de aproximadamente 5 $kg/m^3.MPa$. Concretos de 20 MPa, apresentam valores mínimos superiores a esse, cerca de 13 $kg/m^3.MPa$, revelando o uso menos eficiente do cimento.

Similarmente, os autores ainda propuseram um índice de intensidade de CO_2 , o “ ci ” (*CO₂ intensity index*), que correlaciona as emissões de CO_2 com um indicador de desempenho. Considerando que a resistência a compressão é o indicador mais utilizado, “ ci ” revela a quantidade de CO_2 emitida por MPa de resistência desenvolvido no concreto, ou seja, kg de $CO_2/m^3.MPa$.

Apesar da importância desses índices, Van den Heede e De Belie (2012) ressaltam que o uso da resistência à compressão aos 28 dias, referenciada por normas, pode ser inadequado na avaliação de concreto “verdes”, pois as reações pozolanas ocorrem de forma mais lenta. Com isso, esse tipo de concreto demora mais tempo para desenvolver sua resistência.

Adicionalmente, Van den Heede e De Belie (2012) sugerem a incorporação do tempo de vida útil aos índices apresentados por Damineli *et al.* (2011). Dessa forma, a unidade funcional incluindo dois parâmetros de desempenho, a resistência e a durabilidade, seria mais adequada para os estudos de ACV de concreto. A proposta, portanto, é que a unidade funcional seja “quantidade total de cimento/material cimentício/concreto necessário para desenvolver um MPa de resistência e um ano de vida útil” (HEEDE, VAN DEN; BELIE, DE, 2012; SCHEPPER, DE *et al.*, 2014). O recente trabalho de De Schepper *et al.* (2014) utiliza essa unidade funcional de desempenho em dois níveis para estudar o ciclo de vida de concreto completamente recicláveis.

Por fim, há autores que defendem a expansão do escopo do estudo de ACV do concreto para que se inclua o processo de carbonatação que ocorre durante a vida útil da estrutura ou que venha a ser feito durante a sua reciclagem, como forma de captura de carbono (COLLINS, 2010, GARCÍA-SEGURA *et al.*, 2014). Esses trabalhos, assim como o de De Schepper *et al.* (2014), têm como característica em comum a expansão

da fronteira de estudo além do “berço-ao-portão”, atingindo até mesmo o conceito do “berço-ao-berço”.

Diante do exposto, a seguir são apresentados alguns estudos de ACV do concreto e seus aspectos relevantes:

Marceau *et al.* (2007) desenvolveram o inventário de ciclo de vida para três processos produtivos de concreto: os de centrais de concretagem (*ready mixed concrete*); os de pré-moldados (*precasting concrete*); e os de blocos de concreto (*concrete masonry unit*). Embora os dois últimos apresentem etapas adicionais, como as de moldagem e cura, as demais operações das plantas são similares as de centrais de concretagem. A Figura 3-6 apresenta a fronteira do sistema estudado.

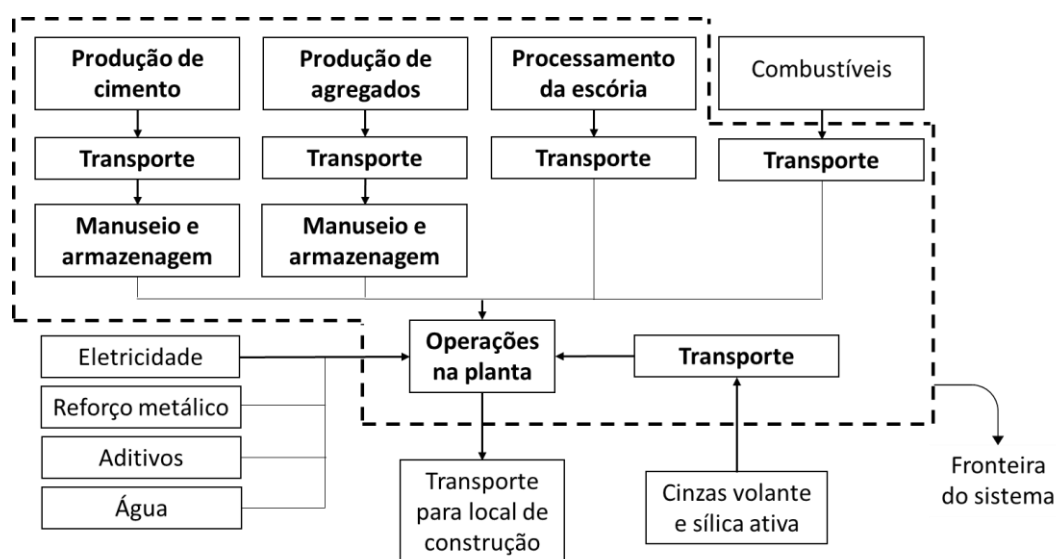


Figura 3-6: Fronteira do sistema estudado por Marceau *et al.* (2007)

Fonte: Adaptado de Marceau *et al.* (2007)

Nota-se que além dos dados relativos ao processo produtivo do cimento, cujo inventário também foi realizado por Marceau *et al.* (2006), foram inventariados os processos de obtenção dos agregados e da escória, sem alocar os impactos de geração da escória ao processo de produção do concreto. Apesar da cinza volante aparecer como insumo de alguns traços de concreto estudados, não foram computados os dados de seu processo de obtenção, apenas seu transporte foi considerado. Os aditivos químicos foram excluídos por serem utilizados em porcentagens inferiores a 1% da massa total.

Para os concretos produzidos nas centrais, foram analisados 4 traços com resistência à compressão de 20 MPa e teores de substituição de 20% e 25% para as cinzas volantes e de 35% e 50% para escórias. Adicionalmente, analisou-se 3 misturas

sem substituição, com resistência de 20, 25 e 35 MPa. A unidade funcional adotada foi de 1 m³ de concreto.

Entre os resultados relevantes, os autores apontam a quantidade de cimento na mistura como principal fator no consumo de energia. Para misturas sem materiais complementares, a produção de cimento é responsável por 85% da energia total, a operação da central e o processamento dos agregados por 4% cada uma e 7% são gastos no transporte. Quando se utiliza aditivos minerais, estima-se que a cada 1% de substituição é possível reduzir em 1% da energia consumida por unidade de concreto.

Assim como para energia, a quantidade de cimento é mandatória nas emissões de CO₂, de NO_x e de SO₂. Estima-se que cerca de 60% das emissões de CO₂ embutidas no concreto estejam relacionadas a calcinação do clínquer. Para os materiais particulados, a produção de agregados apresenta emissões similares a produção de concreto. Entre os traços estudados, as menores emissões e consumo de energia são da mistura com 50% de escória, com apenas 112 kg de cimento (112 kg de CO₂/m³; 0,170 kg de SO₂/m³; 0,323 kg de NO_x/m³ e 0,732 GJ/m³), enquanto as maiores emissões são causadas pela mistura com maior quantidade de cimento, 335 kg de cimento, a de 35 MPa (313 kg de CO₂/m³; 0,432 kg de SO₂/m³; 0,824 kg de NO_x/m³ e 1,63 GJ/m³).

Habert *et al.* (2011) estudaram o ciclo de vida de concretos geopoliméricos produzidos a partir de diferentes materiais (cinzas volantes, escória e metacaulinita) e os comparou com o concreto tradicional de cimento Portland. A unidade funcional adotada foi de 1 m³ de concreto para uma dada classe de resistência à compressão no estado endurecido. Apesar de não englobarem diretamente a durabilidade na unidade funcional, os autores afirmaram que os concretos geopoliméricos apresentam propriedades similares ou superiores ao concreto tradicional. Devido aos efeitos nocivos da produção da solução de silicato de sódio utilizada nos concretos geopoliméricos, esses apresentaram maiores impactos ambientais para as categorias de impacto analisadas, com exceção da de aquecimento global, se comparados com o tradicional. Contudo, quando aplicados procedimentos de alocação de impactos para as cinzas volantes e escórias, o impacto de aquecimento global dos geopoliméricos se aproximou ao do tradicional.

Van den Heede e De Belie (2010) desenvolveram um estudo sobre concretos com alta concentração de cinzas volantes no qual adotam a quantidade de concreto necessário em 1 m³ de estrutura para um tempo de serviço de 50 anos. Foram avaliadas seis misturas com substituições parciais de 35% (1 mistura), 50% (3), 55% (1) e 67%(1) de cimento comum por cinzas volantes, além da mistura de referência com apenas

cimento comum. Para determinar a vida útil do concreto, foi utilizado um modelo baseado nas leis de Fick para associar os resultados dos ensaios de carbonatação acelerada com os das condições reais de exposição, o que permite estimar a profundidade de carbonatação ao longo do tempo.

Uma mistura com menor durabilidade demanda reparos e substituições. Logo, uma maior quantidade de concreto passa a ser necessária ao longo dos anos. Diante desse raciocínio, os autores estimaram que seriam necessários até 12 m³ de concreto com cinzas volantes no caso do concreto com 67% de substituição exposto ao ambiente urbano com 0,3% concentração de CO₂ após 28 dias de cura, para se obter a durabilidade de 50 anos de 1 m³ de concreto tradicional, conforme mostra a Figura 3-7.

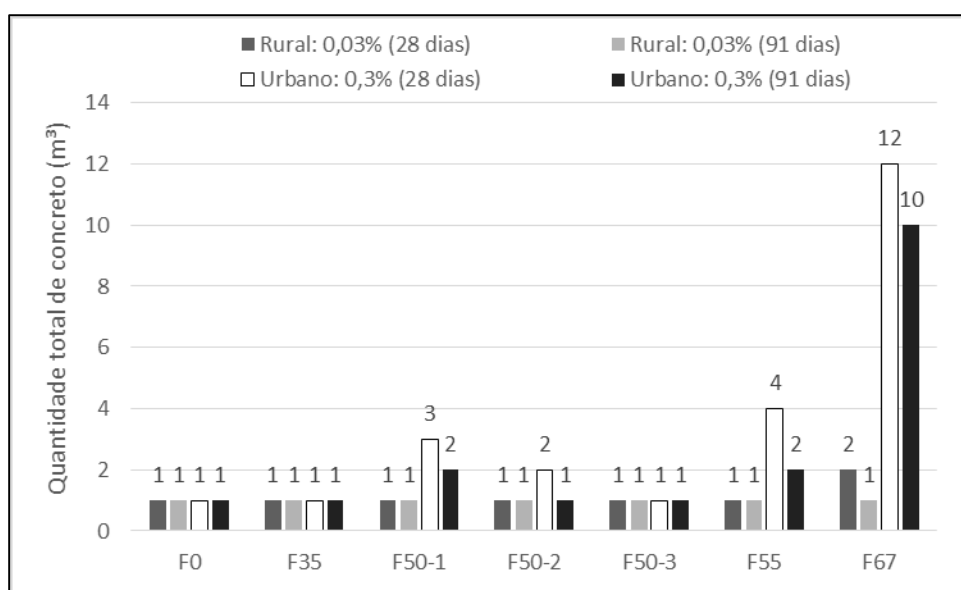


Figura 3-7: Volume de concreto necessário para 50 anos de vida útil

Fonte: Adaptado de Van den Heede e De Belie, 2010

Os concretos com teor de substituição de 50% e 55% que apresentaram desempenho similar ao concreto tradicional, possuíam altas concentrações de superplastificantes (HEEDE, VAN DEN; BELIE, DE, 2010). Entretanto, essa redução não está associada apenas a quantidade de cinzas volantes, uma vez que as misturas duráveis no ambiente urbano apresentavam altas concentrações de superplastificantes. Com isso, Van den Heede e De Belie (2010) concluíram que só há uma significativa redução do impacto ambiental, resultante da substituição de cimento por cinzas volantes, quando o desempenho do concreto ao longo de sua vida útil se iguala ao do concreto tradicional.

Celik *et al.* (2015) utilizaram a metodologia do ACV para avaliar concreto auto-adensáveis produzidos a partir de misturas binárias e ternárias de cimento com cinza volante e pó de calcário. Os teores de substituição variaram de 0% a 25% para o pó de

calcário e de 0% a 60% para a cinza volante, sendo 25% o menor teor de cimento utilizado. O estudo foi desenvolvido no *GreenConcrete*, uma ferramenta online de ACV. As fronteiras do estudo englobaram extração de matérias primas para o cimento e para o concreto, processos de preparação e produção dos principais materiais (cimento, agregados, aditivos, cinza volante e pó de calcário), transporte dos materiais, processos na central de concretagem. Os dados inventariados foram emissões CO₂-eq., CO, NO_x, PM₁₀ e SO₂. Embora o estudo tenha utilizado a unidade funcional de 1m³ de concreto, o índice de intensidade de CO₂-eq (kg CO₂/MPa·m³) foi utilizado na avaliação de impactos, associando um critério de desempenho mecânico às emissões de CO₂ (Figura 3-8).

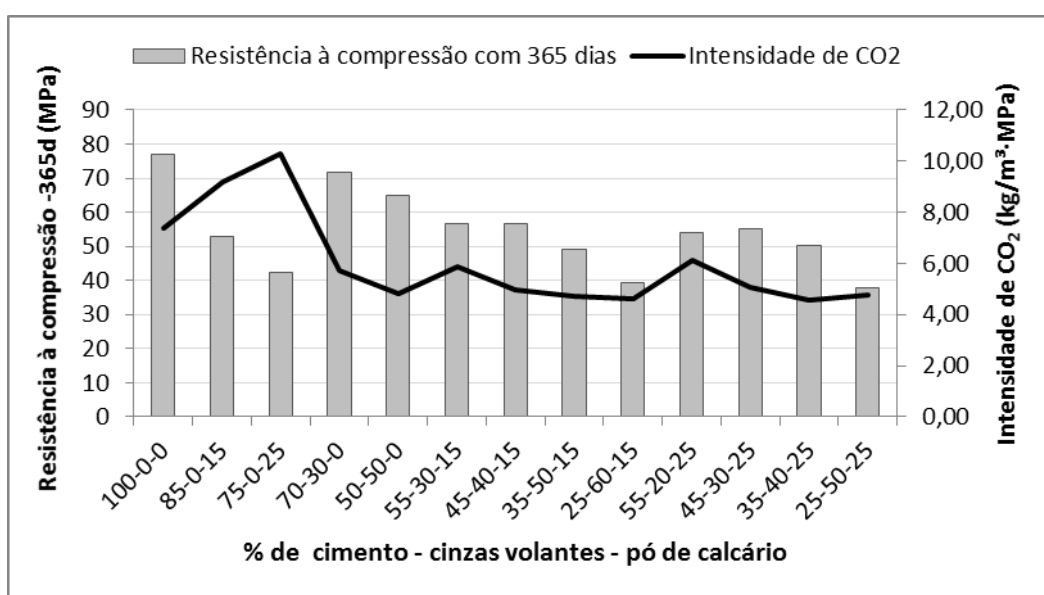


Figura 3-8: Resistência à compressão versus índice de intensidade de CO₂

Fonte: Adaptado de Celik et al. (2015)

Com relação a durabilidade, o estudo avalia as misturas por meio de ensaios de migração de íons cloreto, absorção de água e permeabilidade a gás. Entretanto, diferentemente de Van den Heede e De Belie (2010), o estudo não utiliza modelos de previsão de vida útil.

Keoleian et al. (2005) realizaram uma avaliação de sustentabilidade, integrando a avaliação ambiental (ACV) à avaliação de custo de ciclo de vida para uma infraestrutura de concreto. Os objetos do estudo comparativo foram uma ponte construída convencionalmente, com concreto reforçado com aço com juntas de expansão em aço, e outra de concreto reforçado com aço utilizando um compósito cimentício (*Engineering Composite Concrete - ECC*) na conexão dos tabuleiros. Foram levantados e analisados os dados de produção de materiais, uso, reparos e manutenção e de demolição, além dos custos operacionais e custos sociais (custo dos danos

ambientais causados por operação, por tráfego de veículos, entre outros) para um tempo de vida útil de 60 anos e fluxo diário de 35.000 carro em cada sentido da via. A etapa de construção inicial da ponte foi desconsiderada por ser comum aos dois processos. A partir de resultados de testes laboratoriais, considerou-se que a vida útil da ponte de ECC seria o dobro da convencional, 60 e 30 anos, respectivamente. Como resultados, o uso do sistema ECC resultaria em uma redução de 40% de energia primária total, de 39% nas emissões de CO₂, além de um custo 37% menor do que o sistema convencional.

Collins (2010) abordou a inclusão da carbonatação do concreto durante a vida útil da construção e o processo de reciclagem. O autor investigou a influência desse processo de captura na pegada de carbono ao longo do ciclo de vida. No estudo, é apresentado um balanço entre as emissões e a captura de CO₂ para a estrutura de uma ponte. Considerou-se que a estrutura possuía uma vida primária de 100 anos e uma vida secundária, quando os resíduos da demolição são reciclados para a construção de uma nova ponte, de 30 anos. Os resultados mostraram que a carbonatação da vida primária é insignificante quando comparada com as emissões geradas pelas etapas de extração e produção dos materiais e construção da estrutura. Por outro lado, durante a vida secundária, a captura de carbono pelo processo de carbonatação dos resíduos de demolição foi consideravelmente maior, mostrando a importância de sua incorporação no cálculo da pegada de carbono de estudo de ACV. A captura de carbono por agregados de concreto reciclado foi capaz de absorver 41% do CO₂ emitido durante a produção de 100% do cimento Portland. Com isso, os autores relatam que as estimativas de emissões de CO₂, sem considerar a carbonatação, podem estar superestimadas de 13% a 48%, dependendo do tipo de material cimentício aplicado e do tipo de processo de reciclagem do agregado.

De Schepper *et al.* (2014) estudou o ciclo de vida de um novo tipo de material, o concreto completamente reciclável (*Completely Recyclable Concrete – CRC*). Ao contrário do que ocorre na reciclagem do concreto tradicional, no qual os resíduos da demolição são processados para uso como agregado, o CRC é desenvolvido para ser reinserido na produção de cimento, por ter características similares às das matérias-primas do cimento. Com essa reinserção, o ciclo de vida do material passa a ser fechado, seguindo os princípios do “berço-ao-berço”. Para realizar a comparação, os autores adotaram a unidade funcional de desempenho “quantidade de concreto necessário para desenvolver 1 MPa de resistência à compressão e um ano de vida útil”. A vida útil foi estimada através de modelos de deterioração por íons cloreto e carbonatação. A redução do impacto de aquecimento global foi apontada como principal

benefício do CRC. Isso se deve a sua composição química que possui um percentual de CaO livre de CO₂, evitando, parcialmente, as emissões do processo de decarbonatação que ocorrem na produção do clínquer. Estimou-se que é possível obter uma redução de 66-70%, para CRC de alto desempenho e baixo teor de clínquer e de 7-35% para CRC de resistência normal e alto teor de clínquer, comparados com o concreto tradicional. Contudo, para as demais categorias de impactos analisadas, usando o método CML 2002, os autores concluíram que apenas o concreto de alto desempenho e com baixo teor de clínquer compensam os impactos adicionais relacionados ao transporte no processo de reciclagem proposto.

4 METODOLOGIA

Neste capítulo, a presente pesquisa é estruturada seguindo a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida estabelecida pela norma ISO 14040. Sendo assim, na definição do objetivo e escopo são apresentados os objetos de estudo, bem como as fronteiras do sistema e a unidade funcional. São ainda feitas considerações e determinação dos dados utilizados na modelagem de ciclo de vida desses produtos.

4.1 Definição do objetivo e escopo

O objetivo principal desse estudo foi aplicar a metodologia de ACV para avaliar comparativamente o desempenho de novos concretos, desenvolvidos com foco na sustentabilidade, frente ao concreto tradicional, como forma de avaliar a viabilidade ambiental dessas novas tecnologias. Portanto, esse estudo busca fomentar o uso da ACV para esse fim, tendo como público-alvo a comunidade acadêmica, empresas do setor de construção e do setor agrícola, entre outros interessados no tema.

O foco do estudo foi a substituição parcial de cimento Portland por resíduos agroindustriais com características pozolânicas, nomeadamente, cinzas de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) e cinzas de casca de arroz (CCA). Esses novos materiais têm sido alvo de investigação acadêmica em diversos institutos no Brasil e no mundo. Nessa pesquisa, especificamente, foram utilizados os dados técnicos dos materiais desenvolvidos por Cordeiro (2006) apresentado em sua Tese de Doutorado. Assim, com base em suas descrições, foram definidos os principais processos de obtenção dos materiais, sobretudo, das cinzas.

O sistema de produto estudado foi a produção de concreto, cuja fronteira adotada foi do “berço-ao-portão”. Foram considerados os processos de obtenção das principais matérias-primas (cimento, cinzas, agregados, superplastificante), o transporte e o processo de mistura do concreto em uma central de concretagem, conforme mostra a Figura 4-1.

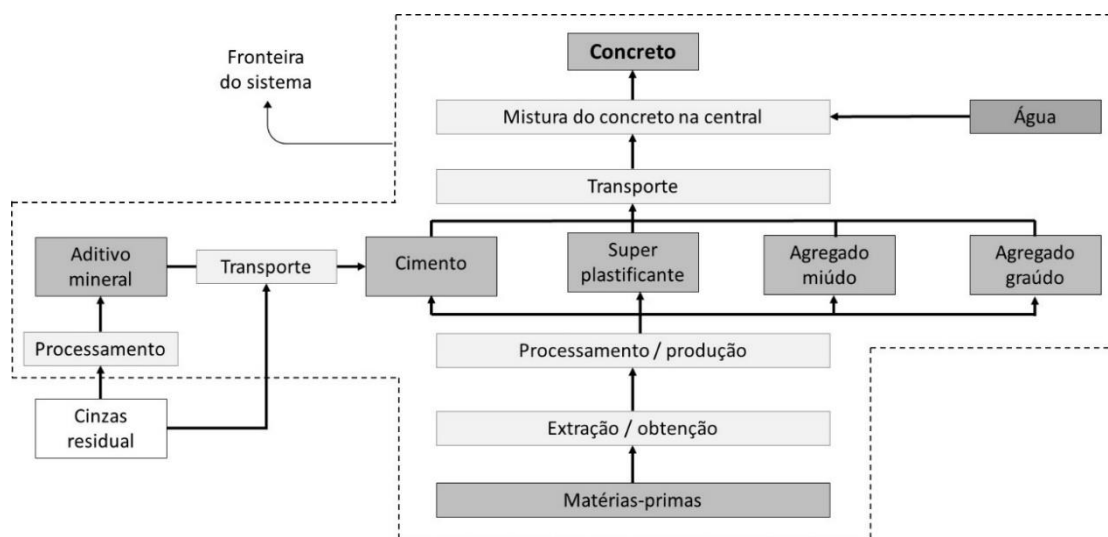


Figura 4-1: Sistema de produto estudado

A modelagem de ciclo de vida foi realizada através do software *SimaPro 8.0*, no qual optou-se pela metodologia de avaliação de impactos CML-IA. Diversos estudos levantados na revisão bibliográfica utilizaram versões dessa metodologia em suas avaliações (CHEN *et al.*, 2010, BOESCH e HELLWEG, 2010, HABERT *et al.*, 2011, VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012). Desenvolvida pela *Center of Environmental Science of Leiden University*, a CML é uma metodologia do tipo “midpoint”, orientada para o problema, com 10 categorias de impacto ambiental, como mostra a Tabela 4-1.

Tabela 4-1: Categorias de impacto ambiental do método CML-IA

Categoria de Impacto	Fator de caracterização	Unidade	Sigla
Depleção dos recursos abióticos	Potencial de depleção abiótica (elementos, reservas finais)	kg de Sb eq	ADP
	Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis)	MJ	ADP (ff)
Toxicidade humana	Potencial de toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	HTP
Ecotoxicidade de águas doces	Potencial de ecotoxicidade de águas doces	kg 1,4-DB eq	FAETP
Ecotoxicidade águas marinhas	Potencial de ecotoxicidade de águas marinhas	kg 1,4-DB eq	MAETP
Ecotoxicidade terrestre	Potencial de ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	TETP
Mudanças climáticas	Potencial de aquecimento Global (GWP 100 anos)	Kg CO ₂ eq	GWP100
Depleção da camada de ozônio	Potencial de depleção do ozônio	Kg CFC-11 eq	ODP
Formação de fotooxidantes	Potencial de criação de ozônio fotoquímico	kg C ₂ H ₄ eq	POCP
Acidificação	Potencial de acidificação	kg SO ₂ eq	AP
Eutrofização	Potencial de eutrofização	kg PO ₄ ⁻³ eq	EP

Ressalta-se que essa é uma metodologia desenvolvida para a realidade europeia. De acordo com ILCD (2011), categorias de impacto como as mudanças climáticas e a depleção da camada de ozônio apresentam metodologias recomendáveis e satisfatória. Adicionalmente, por se tratarem de impactos de escala global, as inconsistências com a realidade brasileira são reduzidas. Por outro lado, para outras categorias, principalmente relacionadas a toxicidade, ecotoxicidade, acidificação e eutrofização, o ILCD aponta para a necessidade aperfeiçoamento dos métodos e, embora os recomende, em alguns casos, sugere cautela em suas aplicações. Sendo assim, os resultados apresentados nesse estudo, sobretudo para categorias com impactos de escala regional ou local devem ser interpretados levando em conta essas considerações.

Com relação a alocação de impactos, considerou-se que os impactos de produção das cinzas são computados apenas na indústria de origem, mais especificamente à indústria sucroalcooleira e de arroz. Nesse sentido, também não foi avaliada a perda de oportunidade referente a outras possíveis aplicações dessas cinzas, uso como fertilizante, por exemplo. Na fronteira do estudo, foram considerados apenas os processamentos fundamentais para obtenção do desempenho do concreto com aditivos minerais, nomeadamente a moagem das cinzas, além do transporte.

4.1.1 Descrição dos concretos

Em seu trabalho, Cordeiro (2006) estudou com duas classes de concreto para aplicação estrutural. Os concretos convencionais, com resistência à compressão de 25 MPa e os concretos de alto desempenho, com 60 MPa. Os teores de substituição adotados foram 0%, 10%, 15%, 20% e 40%. Para os concretos convencionais, realizou-se a substituição de cimento por CBCA residual e CBCA ultrafina e por CCA ultrafina. No caso dos concretos de alto desempenho, além da CBCA ultrafina, utilizou-se dois tipos de CCA, uma cinza obtida do processo de cogeração de uma determinada indústria, denominada CCA ultrafina, e outra proveniente do processo de queima controlada da casca de arroz realizado em laboratório, cuja nomenclatura adotada foi CCA controlada. A Figura 4-2 apresenta o universo de misturas estudadas por Cordeiro (2006) e que foram objetivo de estudo dessa dissertação.

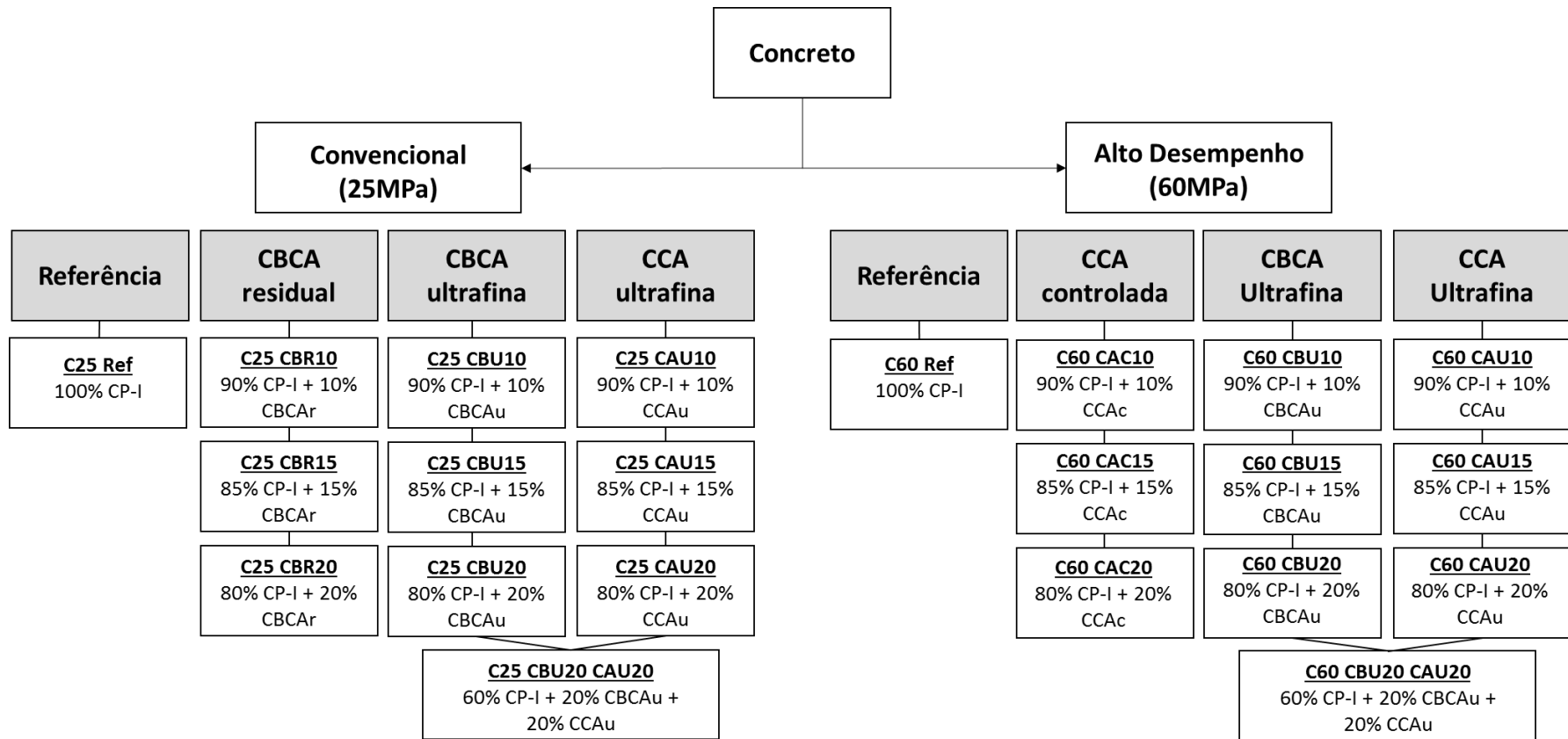


Figura 4-2: Universo das misturas estudadas

Nomenclatura adotada: C25 – concreto de resistência convencional (25 MPa); C60 – concreto de alto desempenho (60 MPa); Ref – concreto de referência, sem aditivos minerais; CBR- cinzas residuais de bagaço de cana-de-açúcar; CBU - cinzas ultrafinas de bagaço de cana-de-açúcar; CAU - cinzas ultrafinas de casca de arroz; CAC - para cinzas de queima controlada de casca de arroz. Os valores que acompanham CBR, CBU, CAU e CAC representam os percentuais de substituição aplicados.

A dosagem dos concretos foi feita através do *software Bentonlab Pro2®*, que implementa o Modelo de Empacotamento Compressível desenvolvido por De Larrard (1999 *apud* Cordeiro, 2006). Para o concreto de resistência convencional, foram fixados consistência de 150 mm \pm 20 mm em abatimento de tronco de cone, relação água/material cimentício de 0,60 e teor de ar aprisionado de 1,2%. Para se obter a consistência desejada, em algumas dosagens, foi necessário o emprego de superplastificante (*teor de sólidos = 32,6%). A Tabela 4-2 apresenta a composição mássica do m³ das misturas de concreto convencional.

Tabela 4-2: Composição das misturas de concreto de resistência convencional

Misturas	Materiais (kg/m ³)						
	Cimento Portland	Aditivo mineral	Agreg. miúdo	Agreg. graúdo	Água	Superplastificante	
						Sólidos*	Total
C25 Ref	365,9	0	724,7	1001	220,3	-	
C25 CBR10	329,31	36,59	724,7	1001	220,3	-	
C25 CBR15	311,02	54,89	724,7	1001	220,3	-	
C25 CBR20	292,72	73,18	724,7	1001	220,3	-	
C25 CBU10	329,31	36,59	724,7	1001	220,3	-	
C25 CBU15	311,02	54,89	724,7	1001	220,3	-	
C25 CBU20	292,72	73,18	724,7	1000,7	220,3	-	
C25 CAU10	329,31	36,59	723,97	999,85	220,3	0,36	1,10
C25 CAU15	311,02	54,89	723,86	999,55	220,3	0,43	1,32
C25 CAU20	292,72	73,18	723,67	1001	220,3	0,54	1,66
C25 CBU20 CAU20	219,54	146,36	724,7	1001	220,3	-	

Fonte: Cordeiro, 2006

Nos de alto desempenho, todas as misturas apresentaram mesma consistência (150 mm \pm 20 mm), relação água/material cimentício de 0,35 e teor de ar aprisionado de 1,5%. Para a obtenção da mesma consistência, algumas misturas necessitaram de uma maior dosagem de superplastificante (*teor de sólidos = 32,6%). Porém, ao contrário dos concretos convencionais, todas as misturas de alto desempenho apresentam superplastificante em sua composição, como mostra a Tabela 4-3.

Tabela 4-3: Composição das misturas de concreto de alto desempenho

Misturas	Materiais (kg/m ³)						
	Cimento Portland	Aditivo mineral	Agreg. miúdo	Agreg. graúdo	Água	Superplastificante	
						Sólidos*	Total
C60 Ref	478	0	905,3	860	164,4	1,43	4,39
C60 CAC10	430,2	47,8	904,7	859,4	164,4	1,67	5,12
C60 CAC15	406,3	71,7	904,4	859,1	164,4	1,82	5,58
C60 CAC20	382,4	95,6	903,9	858,6	164,4	2,01	6,17
C60 CBU10	430,2	47,8	905,3	860	164,4	1,43	4,39
C60 CBU15	406,3	71,7	905,3	860	164,4	1,43	4,39
C60 CBU20	382,4	95,6	905,3	860,4	164,4	1,20	3,68
C60 CAU10	430,2	47,8	904,1	858,8	164,4	1,91	5,86
C60 CAU15	406,3	71,7	903,4	858,1	164,4	2,20	6,75
C60 CAU20	382,4	95,6	902,9	857,7	164,4	2,39	7,33
C60 CBU20 CAU20	286,8	191,2	904,1	858,8	164,4	1,91	5,83

Fonte: Cordeiro, 2006

4.1.2 Desempenho mecânico

Uma das propostas de Cordeiro (2006) foi de que os concretos desenvolvidos com aditivos minerais possuíssem desempenho mecânico similar ao do concreto tradicional de referência. Isso permite que os novos materiais possam ter a mesma aplicabilidade técnica em projetos de engenharia. A Tabela 4-4 apresenta os valores de resistência à compressão a 28 dias, referência usualmente empregado em projetos de engenharia, e a resistência a 180 dias, bem como as variações das misturas frente à mistura de referência (C25 Ref) para os concretos convencionais.

Tabela 4-4: Valores de resistência à compressão com 28 e 180 dias para concretos convencionais

Mistura	Resistência à compressão (MPa) – coeficiente de variação (%)					
	28 dias			180 dias		
	σ_c	C.V.	Δ em relação a Ref	σ_c	C.V.	Δ em relação a Ref
C25 Ref	23,99	± 4,7	100,0%	33,02	± 3,0	100,0%
C25 CBR10	19,96	± 3,3	83,2%	26,48	± 3,9	80,2%
C25 CBR15	18,05	± 4,7	75,2%	25,35	± 2,7	76,8%
C25 CBR20	16,64	± 3,3	69,4%	21,68	± 3,5	65,7%
C25 CBU10	21,25	± 1,5	88,6%	29,43	± 0,4	89,1%
C25 CBU15	21,66	± 2,2	90,3%	29,69	± 1,5	89,9%
C25 CBU20	21,99	± 4,6	91,7%	32,85	± 2,0	99,5%
C25 CAU10	29,03	± 3,3	121,0%	37,47	± 0,8	113,5%
C25 CAU15	32,59	± 2,7	135,8%	40,3	± 4,3	122,0%
C25 CAU20	32,64	± 2,0	136,1%	40,76	± 4,8	123,4%
C25 CBU20 CAU20	29,06	± 1,3	121,1%	37,43	± 3,0	113,4%

Fonte: Cordeiro, 2006

A Tabela 4-5 apresenta os resultados dos ensaios de resistência à compressão para os concretos de alto desempenho

Tabela 4-5: Valores de resistência à compressão com 28 e 180 dias para concretos de alto desempenho

Mistura	Resistência à compressão (MPa) – coeficiente de variação (%)					
	28 dias			180 dias		
	σ_c	C.V.	Δ em relação a Ref	σ_c	C.V.	Δ em relação a Ref
C60 Ref	60,86	± 2,8	100,0%	71,17	± 0,3	100,0%
C60 CAC10	61,9	± 1,9	101,7%	74,18	± 1,0	102,9%
C60 CAC15	69,52	± 2,2	114,2%	78,7	± 2,2	108,1%
C60 CAC20	72,12	± 0,2	118,5%	81,45	± 5,1	111,8%
C60 CBU10	61,56	± 1,5	101,2%	74,27	± 1,1	102,4%
C60 CBU15	59,01	± 5,1	97,0%	72,09	± 2,7	99,7%
C60 CBU20	57,83	± 1,1	95,0%	70,5	± 1,4	99,0%
C60 CAU10	61,04	± 2,4	100,3%	72,45	± 2,6	102,0%
C60 CAU15	63,44	± 1,4	104,2%	73,42	± 1,5	104,2%
C60 CAU20	69,99	± 0,4	115,0%	76,22	± 1,2	108,1%
C60 CBU20 CAU20	58,8	± 1,0	96,6%	70,21	± 2,0	93,4%

Fonte: Cordeiro, 2006

Entre as misturas desenvolvidas, apenas as que continham CBCA residual apresentaram valores inferiores a 85 % da resistência à compressão do concreto de referência com idades de 28 e 180 dias. Destaca-se ainda o projeto estrutural do concreto requer resistência à compressão aos 28 dias igual ou superior a 20 MPa (ABNT NBR 8953:2011) Por outro lado, todas as misturas binárias contendo cinzas de casca de arroz apresentaram desempenho similar ou superior ao das referências. Devido à alta reatividade dessa cinza, suas misturas também desenvolveram um rápido ganho de resistência a 28 dias. As misturas com CBCA, por sua vez, desenvolvem resistência de forma mais lenta, apresentando um maior ganho de resistência a 180 dias.

Em algumas análises desse trabalho são utilizados os valores de resistência à compressão com 28 e a 180 dias, de modo a considerar o ganho de resistência entre essas duas idades. Em geral, o ganho médio dos concretos convencionais varia de 25 a 50%. Nos concretos de alto desempenho, a maior quantidade de cimento faz com essas misturas desenvolvam resistência mais rapidamente, com isso o ganho médio entre 28 e 180 dias oscila entre 10% e 20%. Entretanto, na determinação da unidade funcional, apenas a resistência à compressão é utilizada como parâmetro.

4.1.3 Durabilidade

A resistência mecânica, sobretudo a resistência à compressão, é um dos parâmetros mais relevantes em projetos de engenharia. Entretanto, é fundamental

conhecer a durabilidade concreto para que se possa garantir que este seja capaz de suportar as condições para as quais foi projetado durante útil da estrutura (NEVILLE e BROOKS, 2013). Essas duas propriedades possuem uma correlação, em geral, concretos de maior classe de resistência apresentam uma durabilidade mais elevada. Isto se deve, principalmente, a permeabilidade. Concretos mais permeáveis facilitam a movimentação de líquidos e gases que podem degradá-los quimicamente.

Para se reduzir a permeabilidade do concreto, utilizam-se uma baixa relação água/cimento, uma boa graduação de agregados e finos que atuam na densificação da estrutura de poros. Assim, em termos de durabilidade, é essencial que o concreto tenha uma permeabilidade compatível com o meio ao qual será exposto.

Entre os agentes externos presentes no meio de exposição que atacam o concreto, estão os sulfatos, os cloretos e os ácidos. Os sulfatos ocorrem em solos e águas subterrâneas. Quando em contato com o concreto, eles reagem com os produtos de hidratação do cimento, decompondo-os e formando novos produtos de volume maior, o que resulta na expansão e ruptura do concreto endurecido (NEVILLE e BROOKS, 2013).

O ataque ácido, por sua vez, é favorecido por ambientes úmidos com atmosferas ricas em SO_2 , CO_2 , entre outros gases, comuns a ambientes industriais e urbanos. No concreto armado, a alta alcalinidade devido à presença do Ca(OH)_2 previne a corrosão da armadura pela formação da camada de passivação. A carbonatação (ataque por ácido carbônico) causa a dissolução e lixiviação do hidróxido de cálcio, reduzindo o pH e, conseqüentemente, destruindo camada passivadora. Sem a proteção e na presença de oxigênio e água, inicia-se o processo de corrosão do aço, formando compostos ferrosos expansivos cujas tensões podem causar fissuração e lascamento do concreto (NEVILLE e BROOKS, 2013).

Embora os cloretos possam causar a expansão do concreto pela pressão exercida pela cristalização dos sais nos poros do concreto (NEVILLE e BROOKS, 2013), principalmente em zonas de respingos, quando dissolvidos em água, os íons cloretos são responsáveis pela degradação da estrutura metálica. A penetração do cloreto a partir de uma certa concentração resulta na depassivação da superfície do aço e, conseqüentemente, na ocorrência corrosão (HELENE, 1997), sendo esse o mecanismo preponderante de deterioração da estrutura por íons cloreto. Segundo Neville e Brooks (2013), teores de íons cloretos inferiores a 0,4% da massa de cimento para concreto executado com cimento Portland comum limitam o processo de corrosão. Esse valor

também é citado por Medeiros (2008), como sendo o limite para depassivação mais aceito no meio técnico.

Ressalta-se, novamente, que a corrosão só ocorre na presença de oxigênio e água. Portanto, o concreto em imersão total em água ou o concreto seco, em geral, não sofre corrosão expressiva. O que torna as zonas de respingos de marés mais agressivas do que ambientes marítimos submersos. A Tabela 4-6 a seguir apresenta a classes de agressividade ambiental, de acordo com a norma ABNT NBR 6118:2014.

Tabela 4-6: Classificação da agressividade do meio de exposição ao concreto

Classe de agressividade ambiental	Agressividade	Classificação geral do tipo de ambiente para efeito de projeto	Risco de deterioração da estrutura
I	Fraca	Rural	Insignificante
		Submersa	
II	Moderada	Urbana ^{a,b}	Pequeno
III	Forte	Marinha ^a	Grande
		Industrial ^{a,b}	
IV	Muito Forte	Industrial ^{a,c}	Elevado
		Respingos de maré	
^a Pode-se admitir um microclima com uma classe de agressividade mais branda (uma classe acima) para ambientes internos secos (salas, dormitórios, banheiros, cozinhas e áreas de serviço de apartamentos residenciais e conjuntos comerciais ou ambientes com concreto revestido com argamassa e pintura).			
^b Pode-se admitir uma classe de agressividade mais branda (uma classe acima) em obras em regiões de clima seco, com umidade média relativa do ar menor ou igual a 65 %, partes da estrutura protegidas de chuva em ambientes predominantemente secos ou regiões onde raramente chove.			
^c Ambientes quimicamente agressivos, tanques industriais, galvanoplastia, branqueamento em indústrias de celulose e papel, armazéns de fertilizantes, indústrias químicas.			

Fonte: ABNT NBR 6118:2014

Com base na agressividade ambiental, algumas recomendações técnicas são indicadas para reduzir a permeabilidade dos íons cloretos, como o uso de concreto de pequena porosidade e de cimentos compostos com adição de escória e material pozolânico (ABNT NBR 6118:2014). Neville e Brooks (2013) citam que um cobrimento de concreto sobre a armadura de no mínimo 50 a 75 mm, além do consumo de cimento de 350 kg/m³ acima da linha de maré e 300 kg/m³ abaixo, com relação água/cimento limitada entre 0,40 e 0,45. Essas recomendações vão de encontro com as recomendações de durabilidade da norma britânica BS 8500-1:2006 para elementos de concreto armado ou protendido com vida útil de no mínimo 100 anos para diferentes condições de exposição (NEVILLE e BROOKS, 2013). A Tabela 4-7 apresenta parcialmente as recomendações da BS 8500-1:2006 para corrosão por água do mar, válidas para concreto normal com agregados de dimensão máxima de 20 mm. Para

cada condição de exposição, são determinados cobrimento nominal de concreto mínimo, classe de resistência, relação água/cimento e consumo de cimento, em kg/m³, por tipo de cimento. (NEVILLE e BROOKS, 2013).

Tabela 4-7: Recomendações técnicas para durabilidade em diferentes meios de exposição, segundo a norma britânica BS8500-1:2006

Tipo de corrosão	Condição de exposição	Tipo de cimento	Cobrimento nominal do concreto (mm)						
			45	50	55	60	65	70	75
Por água do mar	Névoa salina, mas sem contato direto	I, IIA, IIB-S, SRPC	-	-	C45/55 0,35; 380	C40/50 0,40; 380	C35/45 0,45; 360	C35/45 0,45; 360	C35/45 0,45; 360
		IIB-V, IIIA	C35/45 0,40; 380	C32/40 0,45; 360	C28/35 0,50; 340	C25/30 0,55; 320	C25/30 0,55; 320	C25/30 0,55; 320	C25/30 0,55; 320
		IIIB	C35/45 0,45; 360	C30/37 0,50; 340	C28/35 0,55; 320	C25/30 0,44; 320	C25/30 0,44; 320	C25/30 0,44; 320	C25/30 0,44; 320
		IVB-V	C40/50 0,45; 360	C35/45 0,50; 340	C30/37 0,55; 320	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320
	Úmida, raramente seca	I, IIA, IIB-S, SRPC	-	C35/45 0,45; 360	C32/40 0,50; 340	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320
		IIB-V, IIIA	-	C32/40 0,45; 360	C28/35 0,50; 340	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320	C28/35 0,55; 320
		IIIB, IVB-V	-	C28/35 0,55; 320	C25/30 0,50; 340	C20/35 0,55; 320	C20/35 0,55; 320	C20/35 0,55; 320	C20/35 0,55; 320
	Zona de borrifos (respingos de maré)	I, IIA, IIB, SRPC	-	-	-	-	-	C45/55 0,35; 380	C40/50 0,40; 380
		IIB-V, IIIA	-	-	C40/50 0,35; 380	C35/45 0,40; 380	C32/40 0,45; 360	C28/35 0,50; 340	C25/30 0,55; 320
		IIIB, IVB-V	-	-	C32/40 0,40; 380	C28/35 0,45; 360	C25/30 0,50; 340	C25/30 0,50; 340	C25/30 0,50; 340

Fonte: Neville e Brooks, 2013

Similarmente, a norma ABNT NBR 6118:2014 determina a relação água/cimento e a classe de concreto adequadas para cada classe de agressividade, conforme a Tabela 4-8. Destaca-se que para classe IV na qual se enquadra a zona de respingos de maré, a relação água/cimento deve ser igual ou inferior a 0,45 e o concreto deve ter classe de resistência superior a 40 MPa.

Tabela 4-8: Recomendações técnicas para durabilidade em diferentes meios de exposição, segundo a norma ABNT NBR 6118:2014

Concreto	Tipo	Classe de agressividade			
		I	II	III	IV
Relação água/cimento em massa	Armado	≤ 0,65	≤ 0,60	≤ 0,55	≤ 0,45
	Protendido	≤ 0,60	≤ 0,55	≤ 0,50	≤ 0,45
Classe de concreto (ABNT NBR 8953)	Armado	≥ C20	≥ C25	≥ C30	≥ C40
	Protendido	≥ C25	≥ C30	≥ C35	≥ C40

Fonte: ABNT NBR 6118:2014

A norma ainda estabelece o cobrimento nominal deve ser utilizado nos projetos de acordo com o tipo de estrutura e elemento por classe de agressividade (Tabela 4-9) para vida útil de 50 anos. Ressalta-se que o cobrimento nominal é o cobrimento mínimo acrescido da tolerância de execução, em geral, de 10 mm. Na classe de agressividade IV, a camada de passivação deve ter pelo menos 45 mm.

Tabela 4-9: Cobrimento nominal por elemento e por classe de agressividade

Tipo de estrutura	Componente ou elemento	Classe de agressividade			
		I	II	III	IV
		Cobrimento nominal (mm)			
Concreto armado	Laje	20	25	35	45
	Viga/Pilar	25	30	40	50
	Elementos estruturais em contato com o solo	30	30	40	50
Concreto protendido	Laje	25	30	40	50
	Viga/pilar	30	35	45	55

Fonte: ABNT NBR 6118:2014

4.1.3.1 Modelo de previsão de vida útil

Apesar das normas apresentarem recomendações técnicas que visam garantir a durabilidade, os modelos de previsão de vida útil são de grande importância para auxiliar na previsão do comportamento do concreto em longo prazo, para prevenir manifestações patológicas precoces nas estruturas e contribuir para a economia, sustentabilidade e durabilidade das estruturas (MEDEIROS *et al.*, 2011).

Segundo Helene (1997), há quatro métodos de previsão da vida útil, são eles: com base nas experiências anteriores, através de ensaios acelerados, através de métodos deterministas e por métodos probabilísticos. O método determinístico é um dos mais utilizados e tem com base científica os mecanismos de transporte de gases, fluídos e íons através dos poros do concreto. Os modelos são separados em dois períodos. Primeiramente, é feita a análise do período de iniciação que consiste na degradação até o início da depassivação da estrutura e, posteriormente, a análise do período de propagação, quando já passa ocorrer a corrosão da estrutura, conforme mostra a Figura 4-3.

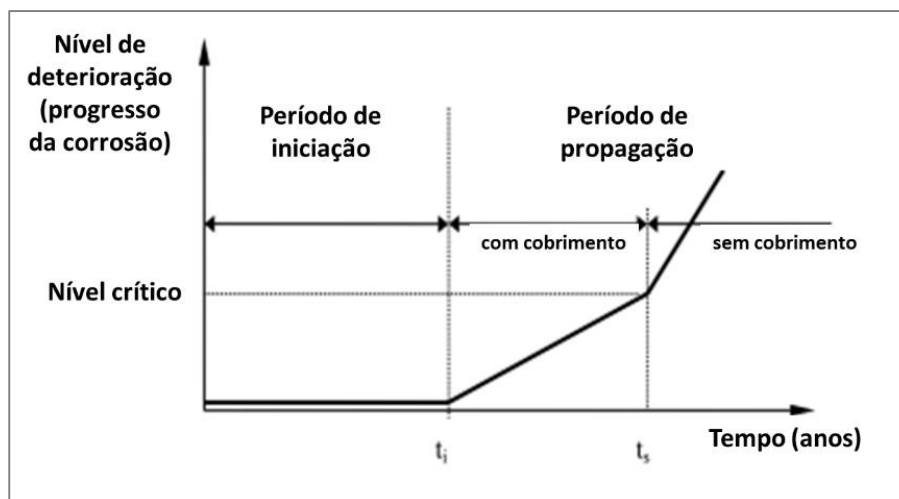


Figura 4-3: Processo de deterioração por corrosão em concreto armado

Fonte: Adaptado de Gulikers, 2001

Embora a análise da propagação da corrosão seja importante, idealmente, deve-se evitar que o processo de degradação atinja esse nível. Sendo assim, de forma preventiva, a vida útil de projeto é definida pelo período de iniciação (MEDEIROS *et al.*, 2011). Conhecer esse tempo é fundamental no delineamento de medidas de manutenção e reparo, visando garantir a durabilidade da estrutura.

Neste sentido, modelos baseados na segunda Lei de Fick são utilizados para quantificar o tempo necessário para que a concentração de íons cloretos atinja um valor crítico capaz de causar depassivação da estrutura (MEDEIROS e HELENE, 2009). Embora haja outros mecanismos de transporte de íons, como a absorção capilar, de forma simplificada, o processo de difusão, em meio saturado ou praticamente saturado, descrito pela Equação 1, é o modelo usualmente adotado para estudo da penetração de cloretos.

$$C(x, t) = C_s \left[1 - \operatorname{erf} \left(\frac{x}{2\sqrt{Dt}} \right) \right] \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

$C(x, t)$ = concentração de cloretos na profundidade x a partir da superfície do concreto em um dado tempo t , em %;

C_s = concentração superficial de cloretos (admitida como constante), em %;

x = profundidade, em cm

D = coeficiente de difusão de cloretos, em cm^2/ano

t = tempo, em anos

erf = função erro de Gauss

Segundo Medeiros *et al.* (2011), certas condições de contorno são estabelecidas para adoção desse modelo simplificado, são elas:

- O concreto é um material homogêneo e isotrópico;
- A difusão é o único mecanismo de transporte atuante;
- Não há interação entre os cloretos e os componentes do concreto no momento da penetração;
- O meio de difusão considerado é infinito;
- O coeficiente de difusão e a concentração de cloretos na superfície são constante ao longo do tempo.

4.1.3.2 Determinação do coeficiente de difusão

Em geral, o coeficiente de difusão de íons cloreto é obtido experimentalmente através de ensaios de migração iônica. Apesar de ensaios de longa duração oferecerem resultados mais condizentes com a realidade (ANDRADE e WHITING, 1996, MEDEIROS, 2008), ensaios de curta duração são mais atraentes pela simplicidade e facilidade de execução.

Entre os ensaios que visam avaliar o comportamento do concreto frente à penetração iônica, o mais empregado é ensaio de penetração acelerada de íons cloreto estabelecido pela ASTM C1202, apesar de ser criticado principalmente pela alta tensão aplicada (ANDRADE, 1993 *apud* CORDEIRO, 2006). O ensaio quantifica a carga elétrica passante por um disco de concreto saturado de 100 mm de diâmetro e 50 mm de espessura durante 6 horas sob a aplicação de uma diferença de potencial de 60V (ANDRADE e WHITING, 1996). Originalmente, o propósito desse ensaio é fornecer uma informação qualitativa em um curto período de tempo, estabelecendo uma classificação sobre a capacidade de permitir a penetração de íons cloreto, conforme apresenta a Tabela 4-10.

Tabela 4-10: Classificação da penetração de íons cloreto pela carga total passante

Carga total passante (C)	Penetração de íons cloreto
> 4.000	Alta
2.000 – 4.000	Moderada
1.000 – 2.000	Baixa
100 – 1.000	Muito baixa
< 100	Desprezível

Fonte: Cordeiro (2006)

Entretanto, Andrade e Whiting (1996) apontam para o uso desse ensaio e de ensaios de curta duração similares para quantificação de íons cloreto passante, com objetivo de determinar o coeficiente de difusão por meio de perfil de penetração. Essa

quantificação pode ser feita por meio de análise química da concentração de cloreto no pó obtido pela a fragmentação de seções do disco de concreto (ANDRADE e WHITING, 1996) ou métodos colorimétricos que permitem identificar a profundidade de penetração nas seções do disco (MEDEIROS e HELENE, 2009). Alternativamente, Berke e Hicks (1992 *apud* ANDRADE e WHITING, 1996, MEDEIROS, 2008) desenvolveram uma fórmula empírica que permite determinar o coeficiente de difusão a partir da carga total passante obtida no ensaio ASTM C1202.

$$D_{ap} = 0,0103 \times 10^{-8} \times Q_{(60V-6h)}^{0,84} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

D_{ap} = coeficiente de difusão aparente, em cm^2/s

$Q_{(60V-6h)}$ = carga total passante nas condições de ensaio da ASTM C1202, em coulomb (C)

Medeiros *et al.* (2013) utilizaram o coeficiente de difusão obtido a partir dessa formulação para estimar a vida útil de diferentes traços de concreto armado de alta resistência com adição de metacaulim e sílica ativa em ambientes marinhos, através do modelo de difusão, baseado na Lei de Fick, apresentado anteriormente. Comparando concretos com mesma resistência à compressão e consistência, submetidos ao mesmo meio de exposição, os autores concluíram que os tempos de vida útil dos concretos com 10% metacaulim e o com 10% de sílica ativa, aumentaram 240% e 440%, respectivamente, se comparado ao concreto sem adições.

4.1.3.3 Previsão de vida útil dos concretos

O referencial teórico apresentado foi utilizado para estimar a vida útil dos concretos estudados nesse trabalho. Com os resultados de carga total passante obtido por Cordeiro (2006), aplicou-se a fórmula de Berke e Hick (Equação 2) para se obter o coeficiente de difusão aparente, em cm^2/s e, posteriormente, em cm^2/ano , conforme mostram as Tabela 4-11 e Tabela 4-12, para concretos convencionais e de alto desempenho, respectivamente.

Tabela 4-11: Determinação do coeficiente de difusão para concretos convencionais

Concreto	Carga total passante (C)	Classificação da penetração iônica	D (cm ² /s)	D (cm ² /ano)
C25 Ref	8451	Alta	2,05E-07	6,460
C25 CBR10	8298	Alta	2,02E-07	6,362
C25 CBR15	8568	Alta	2,07E-07	6,535
C25 CBR20	8478	Alta	2,05E-07	6,478
C25 CBU10	5409	Alta	1,41E-07	4,441
C25 CBU15	5895	Alta	1,51E-07	4,774
C25 CBU20	5832	Alta	1,50E-07	4,731
C25 CAU10	1863	Baixa	5,75E-08	1,814
C25 CAU15	1305	Baixa	4,27E-08	1,345
C25 CAU20	1026	Baixa	3,48E-08	1,099
C25 CBU20 CAU20	2862	Moderada	8,25E-08	2,602

Fonte: Elaboração própria com base nos dados de Cordeiro (2006)

Tabela 4-12: Determinação do coeficiente de difusão para concretos de alto desempenho

Concreto	Carga total passante (C)	Classificação da penetração iônica	D (cm ² /s)	D (cm ² /ano)
C60 Ref	1179	Baixa	3,92E-08	1,235
C60 CAC10	351	Muito baixa	1,42E-08	0,446
C60 CAC15	153	Muito baixa	7,05E-09	0,222
C60 CAC20	81	Desprezível	4,13E-09	0,130
C60 CBU10	783	Muito baixa	2,78E-08	0,876
C60 CBU15	774	Muito baixa	2,75E-08	0,867
C60 CBU20	882	Muito baixa	3,07E-08	0,968
C60 CAU10	585	Muito baixa	2,17E-08	0,686
C60 CAU15	279	Muito baixa	1,17E-08	0,368
C60 CAU20	261	Muito baixa	1,10E-08	0,348
C25 CBU20 CAU20	612	Muito baixa	2,26E-08	0,712

Fonte: Elaboração própria com base nos dados de Cordeiro (2006)

Para facilitar a aplicação do modelo, dividiu-se a Equação 1 em duas equações (Equação 3 e Equação 4).

$$\operatorname{erf}(z) = 1 - \frac{C_x - C_0}{C_s - C_0} \quad \text{Equação 3}$$

$$x = 2(z)\sqrt{Dt} \therefore t = D \sqrt{\frac{x}{2(z)}} \quad \text{Equação 4}$$

Inicialmente, foi preciso calcular o valor da função erro de Gauss ($\operatorname{erf}(z)$). Para isso, adotou-se que concentração inicial de cloreto (C_0) era igual zero (GULIKERS, 2001, MEDEIROS, 2008). Como o objetivo era calcular a profundidade de depassivação, C_x foi considerado como sendo a concentração crítica, igual a 0,4% em

relação a massa de cimento, valor justificado anteriormente. C_s é a concentração de cloretos superficial. Nesse trabalho, foram adotados dois valores para análise, 0,9%, citado por Medeiros como sendo referente a um ambiente de névoa salina e 2,4%, proveniente da revisão bibliográfica de Gulikers (2001), para ambientes marítimos.

Com valor da função erro de Gauss, obteve-se z pela tabela da função erro. Por fim, foi possível estimar o cobrimento mínimo (x) necessário para evitar a depassivação para um determinado tempo de vida ou, inversamente, determinar o tempo de vida útil (t) de uma estrutura com um determinado cobrimento, conforme apresentam a Tabela 4-13 e a Tabela 4-14 para os concretos convencionais e de alto desempenho, respectivamente.

Tabela 4-13: Estimativa de vida útil para concretos convencionais

Concreto	$C_s = 0,9\%$		$C_s = 2,4\%$		Δ em relação ao C25 REF (%)
	x (50anos) (mm)	t (7,5cm) (anos)	x (50anos) (mm)	t (7,5cm) (anos)	
C25 Ref	19,44	7,44	35,15	2,28	100,0%
C25 CBR10	19,29	7,56	34,88	2,31	101,5%
C25 CBR15	19,55	7,36	35,36	2,25	98,9%
C25 CBR20	19,46	7,42	35,20	2,27	99,7%
C25 CBU10	16,11	10,83	29,14	3,31	145,5%
C25 CBU15	16,71	10,07	30,22	3,08	135,3%
C25 CBU20	16,63	10,17	30,08	3,11	136,6%
C25 CAU10	10,30	26,51	18,63	8,11	356,1%
C25 CAU15	8,87	35,76	16,04	10,93	480,3%
C25 AU20	8,02	43,76	14,50	13,38	587,8%
C25 CBU20 CAU20	12,33	18,49	22,31	5,65	248,3%

Ressalta-se que pelo disposto nas normas apresentadas, o emprego do concreto convencional para as condições ambientais modeladas é inadequado, sobretudo para a condição mais severa ($C_s = 2,4\%$). Entretanto, diante dos dados de caracterização disponíveis, o modelo se mostrou adequado, permitindo avaliar o ganho de vida útil proporcionado pelos aditivos minerais, com destaque para o desempenho das misturas com CCA ultrafinas.

Tabela 4-14: Estimativa de vida útil para concretos de alto desempenho

Concreto	Cs = 0,9%		Cs = 2,4%		Δ em relação ao C60 REF (%)
	x (50anos) (mm)	t (7,5cm) (anos)	x (50anos) (mm)	t (7,5cm) (anos)	
C60 Ref	8,50	38,94	15,37	11,90	100,0%
C60 CAC10	5,11	107,74	9,24	32,94	276,7%
C60 CAC15	3,60	216,43	6,52	66,17	555,8%
C60 CAC20	2,76	369,25	4,99	112,89	948,3%
C60 CBU10	7,16	54,91	12,94	16,79	141,0%
C60 CBU15	7,12	55,45	12,88	16,95	142,4%
C60 CBU20	7,52	49,69	13,61	15,19	127,6%
C60 CAU10	6,33	70,15	11,45	21,45	180,2%
C60 CAU15	4,64	130,66	8,39	39,95	335,6%
C60 CAU20	4,51	138,19	8,16	42,25	354,9%
C60 CBU20 CAU20	6,45	67,54	11,67	20,65	173,5%

Observa-se que, no caso dos concretos de alto desempenho, todas as misturas com cinzas, independente do teor aplicado, tiveram ganho de vida útil em relação a referência. Destaca-se sobretudo o desempenho dos concretos com CCA controlada e CCA ultrafina que apresentaram variações de 180% a 950% da vida útil do concreto de referência (C60 Ref).

Diante disso, a durabilidade do concreto nas duas condições de exposição foi utilizada em algumas análises desse trabalho. Entretanto, na determinação da unidade funcional, apenas a vida útil estimada sob condição de exposição mais branda foi utilizada (Cs = 0,9%).

4.1.4 Determinação da unidade funcional

Com base nas discussões apresentadas na revisão bibliográfica, para o desenvolvimento desse trabalho foi escolhida uma unidade funcional de desempenho em dois níveis, seguindo o recomendado por Van den Heede e De Belie (2012). A unidade funcional adotada foi “*volume, em m³, de concreto necessário para o desenvolvimento de um (01) MPa de resistência à compressão e um (01) ano de vida útil*” (DE SCHEPPER *et al.*, 2014), considerando, portanto, desempenho mecânico e durabilidade.

Conforme mencionado, foram utilizados os dados de resistência à compressão de 28 dias e as estimativas de vida útil em condição mais branda (Cs = 0,9%) para ambas as classes. A vida útil dos concretos foi limitada em 100 anos de modo a refletir o adotado em projetos de engenharia (DE SCHEPPER *et al.*, 2014). A Tabela 4-15 e a Tabela 4-16 apresentam a unidade funcional de desempenho para cada mistura nas condições descritas.

Tabela 4-15: Unidade funcional para concretos convencionais

Misturas	Resistência à compressão 28 dias (MPa)	Vida útil Cs = 0,9% (anos)	Unidade funcional (m ³ de concreto/MPa.ano)
C25 Ref	23,99	7,44	5,60E-03
C25 CBR10	19,96	7,56	6,63E-03
C25 CBR15	18,05	7,36	7,53E-03
C25 CBR20	16,64	7,42	8,10E-03
C25 CBU10	21,25	10,83	4,35E-03
C25 CBU15	21,66	10,07	4,58E-03
C25 CBU20	21,99	10,17	4,47E-03
C25 CAU10	29,03	26,51	1,30E-03
C25 CAU15	32,59	35,76	8,58E-04
C25 CAU20	32,64	43,76	7,00E-04
C25 CBU20 CAU20	29,06	18,49	1,86E-03

Tabela 4-16: Unidade funcional para concretos de alto desempenho

Misturas	Resistência à compressão 28 dias (MPa)	Vida útil Cs = 0,9% (anos)	Unidade funcional (m ³ de concreto/MPa.ano)
C60 Ref	60,86	38,94	4,22E-04
C60 CAC10	61,9	100	1,62E-04
C60 CAC15	69,52	100	1,44E-04
C60 CAC20	72,12	100	1,39E-04
C60 CBU10	61,56	54,91	2,96E-04
C60 CBU15	59,01	55,45	3,06E-04
C60 CBU20	57,83	49,69	3,48E-04
C60 CAU10	61,04	70,15	2,34E-04
C60 CAU15	63,44	100	1,58E-04
C60 CAU20	69,99	100	1,43E-04
C60 CBU20 CAU20	58,8	67,54	2,52E-04

4.2 Inventário de ciclo de vida

A seguir são descritos os materiais constituintes dos concretos, bem como seus processos de produção. Adicionalmente, são apresentadas as condições e distância de transporte.

4.2.1 Descrição dos materiais e seus processos

4.2.1.1 Cimento Portland

O cimento utilizado foi o cimento Portland CPP, em conformidade com a NBR 9831. Sua composição, assim como a do cimento Portland comum do tipo I, se resume a clínquer e gesso, sem a presença de aditivos minerais. Entre suas características

físicas, destaca-se massa específica de 3.170kg/m³, D₈₀ igual a 39,9 µm. A Tabela 4-17 a seguir apresenta a composição potencial de Bogue⁴ do cimento.

Tabela 4-17: Composição do cimento obtida pela fórmula de Bogue

Fase	Composição (%)
C ₃ S	64,08
C ₂ S	11,43
C ₃ A	2,33
C ₄ AF	15,98

Fonte: Cordeiro (2006)

Para a proposta desse trabalho, considerou-se o cimento Portland comum do tipo I como referência. O inventário de ciclo de vida desse cimento foi obtido através da base de dados *Ecoinvent 3.0*, cujo documento de origem referenciado é o trabalho de Boesch e Hellweg (2010). Essa modelagem analisou o processo produtivo do cimento do “berço-ao-portão”, incluindo a extração/produção e transporte das matérias-primas, a produção do clínquer e o processo de moagem final do cimento, assim como a eletricidade utilizada. Destaca-se que o sistema europeu analisado (BOESCH e HELLWEG, 2010) apresenta similaridades com a tecnologia brasileira, onde a extensa maioria das plantas produz através de sistemas de maior eficiência com pré-calcinadores e pré-aquecedores (SNIC, 2011).

Transporte

No Brasil, o sistema rodoviário é o modal mais empregado para o transporte de cimento entre as cimenteiras e os consumidores, alcançando 96% do total de cimento transportado. Entretanto, devido à baixa relação preço/peso, o custo de frete acaba por onerar o valor do produto, limitando a distância de transporte. De acordo com o SNIC (2013), o raio de distribuição do cimento atinge em média 300 a 500 quilômetros nas regiões Sul e Sudeste. Nas demais regiões do país, seu alcance é mais extenso, chegando a 1000 km, sendo também utilizado o modal hidroviário.

Sendo assim, como as cinzas estudadas são geradas principalmente em São Paulo e no Rio Grande do Sul, nesse trabalho foi considerado que a distância entre a cimenteira e a central de concretagem é de 300 km. O transporte de cimento a granel é realizado por modal rodoviário, em caminhões, a diesel, com capacidade superior a 32 toneladas.

⁴ Conjunto de equações que permite estimar a quantidade dos principais constituintes do cimento Portland a partir dos dados de óxidos obtidos pela análise de composição química (HEWLETT, 2004)

4.2.1.2 Aditivos minerais

Conforme mencionado anteriormente, os aditivos minerais utilizados foram as cinzas do bagaço da cana-de-açúcar e as cinzas da casca de arroz resultantes do processo de combustão de biomassa para aproveitamento energético. Visando o melhor desempenho, sobretudo, da atividade pozolânica, Cordeiro (2006) submeteu as cinzas a tratamentos físicos e químicos, conforme mostra a Tabela 4-18.

Tabela 4-18: Processamento dos aditivos minerais

Matéria-prima	Processamento	Aditivo mineral
Cinza <i>in natura</i> do bagaço de cana-de-açúcar	Peneiramento em malha de 425 µm	Cinza residual do bagaço de cana-de-açúcar
	Moagem em moinho vibratório por 2 h	Cinza ultrafina do bagaço de cana-de-açúcar
Cinza <i>in natura</i> da casca de arroz	Moagem em moinho vibratório por 2 h	Cinza ultrafina da casca de arroz
	Queima a 600° por 3 h com taxa de 10°/C + moagem em moinho vibratório por 2 h	Cinza controlada da casca de arroz

Fonte: Cordeiro, 2006

A Tabela 4-19 apresenta a caracterização dos aditivos minerais utilizados na produção dos concretos, incluindo o índice de atividade pozolânica. Ressalta-se que, pela a NBR 12653, um material é classificado pozolânico quando sua atividade é superior a 75%.

Tabela 4-19: Propriedades dos aditivos minerais

Propriedade	CBCA residual	CBCA ultrafina	CCA ultrafina	CCA controlada
D ₈₀ (µm)	161,10	8,48	6,83	10,08
Sup. Específica, Blaine (m ² /kg)	215	893	-	-
Sup. Específica, B.E.T (m ² /kg)	-	-	33.672	66.914
Massa específica (kg/m ³)	2.530	2.530	2.293	2.231
Índice de atividade pozolânica (%)	49	100	109	120
Índice de trabalho (kWh/t)	36,74	36,74	15,47	13,66
SiO ₂ (%)	78,34	78,34	82,62	93,28
Perda ao fogo (%)	0,42	0,42	11,88	3,24

Fonte: Cordeiro, 2006

Como um dos objetivos de Cordeiro (2006) era desenvolver materiais sustentáveis, optou-se por investigar o desempenho da CBCA residual, pois esse material apresentava um processamento simples e com baixo consumo energético. Essa cinza foi submetida apenas ao peneiramento para a homogeneização do material

e eliminação de partículas maiores aglomeradas. Entretanto, como apresentado na Tabela 4-19, esse material não pôde ser classificado como pozolânico.

A modelagem desse trabalho não considera o consumo energético do peneiramento da CBCA residual. Assim, somente, o seu transporte entre a usina sucroalcooleira e a planta de produção de cimento foi analisado.

Processo de moagem

A moagem proporciona a redução das partículas e conseqüentemente, o aumento da área superficial, fatores relevantes para o desenvolvimento das reações pozolânicas. Após estudar diferentes processos de moagem mecânica, Cordeiro (2006) concluiu que a moagem ultrafina em moinho vibratório por duas horas era o processo mais eficiente para obtenção de aditivos minerais com atividade pozolânica igual ou superior a 100%. Embora a moagem por tempos mais longos proporcionasse uma maior atividade, a elevação do consumo de energia para cominuição não compensaria o ganho de desempenho. A Figura 4-4 apresenta as curvas granulométricas dos aditivos minerais processados por Cordeiro (2006) e do cimento Portland utilizado na confecção dos concretos.

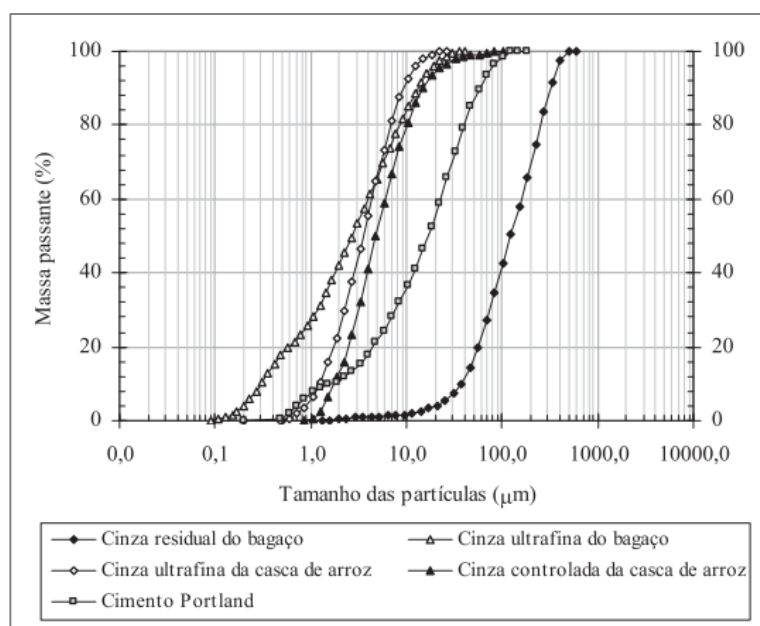


Figura 4-4: Curvas granulométricas dos aditivos minerais e do cimento Portland

Fonte: Cordeiro (2006)

Por meio da Lei de Bond, Cordeiro (2006) e Cordeiro *et al.* (2009) correlacionaram o índice de trabalho obtido experimentalmente para cada aditivo com o consumo de energia elétrica para a moagem em um moinho de bolas industrial em circuito aberto e fechado. No presente trabalho, utilizou-se as estimativa de consumo energético para circuito fechado em todos os processos de moagem estudados, visto

que esse tipo de circuito é o mais utilizado em escala industrial, conforme apresenta a Tabela 4-20.

Tabela 4-20: Estimativa do consumo energético para moagem ultrafina em moinho de bolas industrial

Aditivo mineral	Consumo energético (kWh/t)	
	Circuito aberto	Circuito fechado
Cinza ultrafina do bagaço de cana-de-açúcar	300	250
Cinza ultrafina da casca de arroz	250	150
Cinza controlada da casca de arroz	135	80

Fonte Cordeiro, 2006 e Cordeiro et al. 2009

Processo de queima

As condições de queima dos resíduos agroindustriais, como temperatura de queima, taxa de aquecimento, tempo de residência e disponibilidade de oxigênio, possuem influência direta na reatividade das cinzas geradas. Idealmente, as cinzas devem apresentar alto teor de sílica, sobretudo em sua forma amorfa, e baixo teor de carbono remanescente (CORDEIRO, 2006). Entretanto, a cinza (CCA ultrafina) obtida junto a uma determinada usina de cogeração apresentava um teor de carbono acima do desejado.

Dessa forma, Cordeiro (2006) produziu, em escala laboratorial, cinzas altamente reativas com baixo teor de carbono (CCA controlada) através do processo otimizado de queima em um forno elétrico a mufla. Após a avaliação de diversas temperaturas e tempos de queima, conclui-se que a queima a 600°C, com taxa de aquecimento de 10°C/min por 3 horas apresentava o melhor desempenho frente ao objetivo proposto e ao consumo energético. Apesar de Cordeiro (2006) ter verificado o consumo energético do processo de queima por meio de um medidor instalado junto ao forno elétrico, o próprio autor ressalta que os valores obtidos são válidos apenas para escala laboratorial, sendo inviável o uso de fornos elétricos em plantas industriais para a geração de pozolanas pelo elevado consumo de energia.

Por outro lado, na usina de cogeração de energia, o combustível utilizado é a própria casca de arroz. Sendo assim, com ajuste do processo de queima nas usinas, é possível gerar cinzas com as características desejáveis para a aplicação como aditivo mineral, ou seja, alto teor de sílica amorfa e baixo teor de carbono. Com isso, nesse trabalho, considerou-se que um processo otimizado de queima nas usinas seja capaz de gerar a cinza controlada produzida por Cordeiro (2006). Logo, não foram contabilizados os gastos energéticos desse processo nessa avaliação.

Transporte

No Brasil, usualmente, as adições de materiais pozolânico e cimentantes são realizadas durante a produção do cimento e não nas centrais de concretagem. Dessa forma, para o cálculo de transporte do aditivos foram considerados dois trechos, da usina de cogeração à cimenteira e da cimenteira à central de concretagem, onde a distância é a mesma adotada para o cimento, 300 km.

Fairbairn *et al.*(2010) utilizaram um algoritmo genérico para calcular a menor distância entre as plantas de produção de etanol e açúcar, onde também é feito o aproveitamento energético do bagaço, e as plantas de produção de cimento. O cenário estudado na otimização foi o Estado de São Paulo, onde se concentra grande parte da produção de cana-de-açúcar e seus produtos derivados, conforme mostra a Figura 4-5.

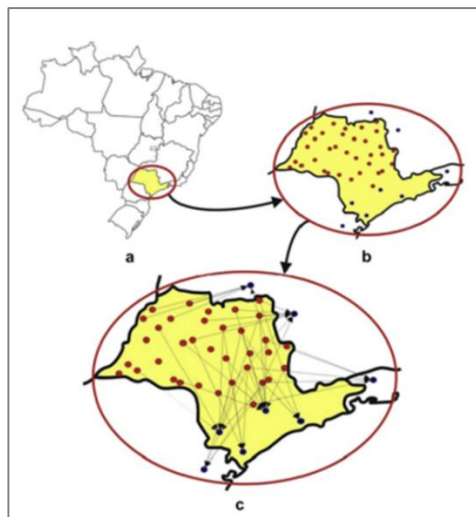


Figura 4-5: Processo de otimização para estimar a distância mínima entre as plantas de etanol/açúcar e as cimenteiras. (a) área estudada; (b) localização das plantas de etanol/açúcar (vermelho) e das cimenteiras (preto); (c) resultado da otimização.

Fonte: Fairbairn *et al.*, 2010

Como resultado, os autores concluíram que a distância mínima para a entrega das cinzas nas cimenteiras é de 153 km. Sendo assim, esse valor foi adotado na modelagem das cinzas de bagaço de cana-de-açúcar e, extrapolado, também para as cinzas de casca de arroz, que são geradas principalmente no Rio Grande do Sul. Dessa forma, no total as cinzas foram transportadas por 453 km. Novamente, o modal rodoviário, com transporte em caminhões a diesel com capacidade superior a 32 toneladas foi adotado.

4.2.1.3 Agregados

O agregado miúdo utilizado foi uma areia quartzosa proveniente de rio, com módulo de finura de 2,12 e dimensão máxima de 2,36 mm. Já o agregado graúdo

empregado foi a brita sienítica, classificada com brita “1”, obtido através da britagem de rochas. Sua dimensão máxima é 19 mm e módulo de finura de 6,83.

Na análise desse trabalho, foram utilizados dados secundários de produção de areia e brita do “berço-ao-portão”, obtidos no *Ecoinvent v3.0*. Ressalta-se que os dados relacionados aos agregados não apresentam influência direta na análise comparativa proposta nesse trabalho, visto que os quantitativos utilizados nas diferentes misturas são praticamente os mesmos (Tabela 4-2 e Tabela 4-3), com pequenos ajustes de dosagem apenas. Entretanto, optou-se por adicioná-los ao estudo com objetivo de se obter dados de emissões e impactos dos concretos próximos ao da literatura.

Transporte

A comercialização de agregados ocorre em escala local e regional. O baixo valor agregado e as grandes quantidades utilizadas inviabilizam o transporte por longas distâncias. De acordo com Van den Heede e De Belie (2012), a cada 30 km o preço da tonelada de agregado dobra, justificando a limitação espacial de comercialização.

Nesse trabalho, foi considerada o transporte por 50 km, valor adotado por Rossi (2013) em seu trabalho sobre ACV de brita, em caminhões a diesel com capacidade de 16 a 32 toneladas.

4.2.1.4 Superplastificantes

O aditivo superplastificante empregado foi o com base de cadeia de éter carboxílico modificado, com teor de sólidos de 32,6%. Para a análise, foram utilizados os dados da declaração ambiental da *European Federation of Concrete Admixture Associations* (EFCA), que possui como escopo o ciclo de vida do “berço-ao-portão” das quatro principais classes de superplastificantes (*sulphonated naphthalene formaldehyde, sulphonated melamine formaldehyde, vinyl copolymers e poly carboxylic ethers*) com teor de sólidos entre 30-45% (EFCA, 2006)

Transporte

Não foram encontradas informações sobre os locais de produção de superplastificantes no Brasil. Com isso, considerou-se a distância de 1000 km entre o fabricante e a central de concretagem, valor esse adotado por Celik *et al.* (2015), em modal rodoviário. A escolha desse valor se justifica pelas dimensões continentais do Brasil e dos Estados Unidos, onde Celik *et al.* (2015) realizaram o estudo, que implicam em transporte por longas distâncias. O transporte é feito em modal rodoviário em caminhões a diesel com capacidade entre 7,5 e 16 toneladas métricas.

4.2.2 Produção do concreto

De acordo inventário desenvolvido por Marceau *et al.* (2007), a produção de concreto em uma central de concretagem apresenta um gasto energético de 42 MJ/m³ de concreto, consumidos em pequenos transportes, caldeiras industriais e nos processos de dosagens e mistura do concreto, conforme mostra a Tabela 4-21.

Tabela 4-21: Consumo de energia em uma central de concretagem

Fonte	Local de consumo	Quantidade (MJ/m ³)
Diesel	Veículos leves: empilhadeiras, “pick-up”, etc	6,73
	Caldeiras industriais e aquecimento do edifício	10,09
Gás Natural	Caldeiras industriais e aquecimento do edifício	11,21
Eletricidade	Em toda a planta	14,81
Total		42,84

Fonte: Marceau *et al.* (2007)

Van Den Heede e De Belie (2010 e 2014) contabilizaram apenas o consumo energético do processo de mistura do concreto na central de concretagem. Esse processo teve um consumo de 3,83 kWh/m³ de concreto, valor próximo ao de eletricidade apresentado por Marceau *et al.* (2007) de 4,11 kWh/m³ (14,81 MJ/m³). De forma simplificada, nesse trabalho, considerou-se apenas o consumo de energia elétrica para a mistura do concreto, usando com referência o valor proposto por Van den Heede e De Belie (2010 e 2014), de 3,83 kWh/m³ e o *mix* de energia brasileiro, disponível no *Ecoinvent v3.0*.

4.2.3 Dados de entrada no SimaPro

Diante das descrições e considerações apresentadas, os processos foram modelados utilizando a base de dados *Ecoinvent v3.0* e o *software SimaPro 8.0*. Ressalta-se que embora o *Ecoinvent 3.0* seja um banco de dados renomado, seu desenvolvimento tem como base a realidade europeia. Entretanto, devido à ausência de dados relativos à realidade brasileira, optou-se por utilizá-lo.

A Tabela-22 apresenta os dados dos processos produtivos dos materiais que constituem os concretos estudados, com exceção dos aditivos minerais, que são descritos com maiores detalhes na Tabela 4-23.

Tabela 4-22: Processos produtivos dos materiais, com dados do *Ecoinvent*.

Material	Quantidade por m ³ de concreto	Processo
Cimento Portland	Tabela 4-2 e Tabela 4-3	Cement, Portland {Europe without Switzerland} production Alloc Def, S
Agregado miúdo		Sand {RoW} gravel and quarry operation Alloc Def, S
Agregado graúdo		Gravel, crushed {RoW} production Alloc Def, S
Água		Tap water, at user {RoW} tap water production and supply Alloc Def, U
Aditivo mineral		Tabela 4-23
Superplastificante		Declaração Ambiental da EFCA
Concreto (Mistura)	3,83 kWh	Electricity, medium voltage {BR} market for Alloc Def, S

Tabela 4-23: Processos produtivos dos aditivos minerais, com dados do *Ecoinvent*

Aditivo mineral	Tratamento	Energia (kWh/t)	Referência	Processo
CBCA residual	-	-	-	-
CBCA ultrafina	Moagem ultrafina	250	Cordeiro (2006) Cordeiro <i>et al.</i> (2009)	Electricity, medium voltage {BR} market for Alloc Def, S
CCA ultrafina		150		
CCA controlada		80		

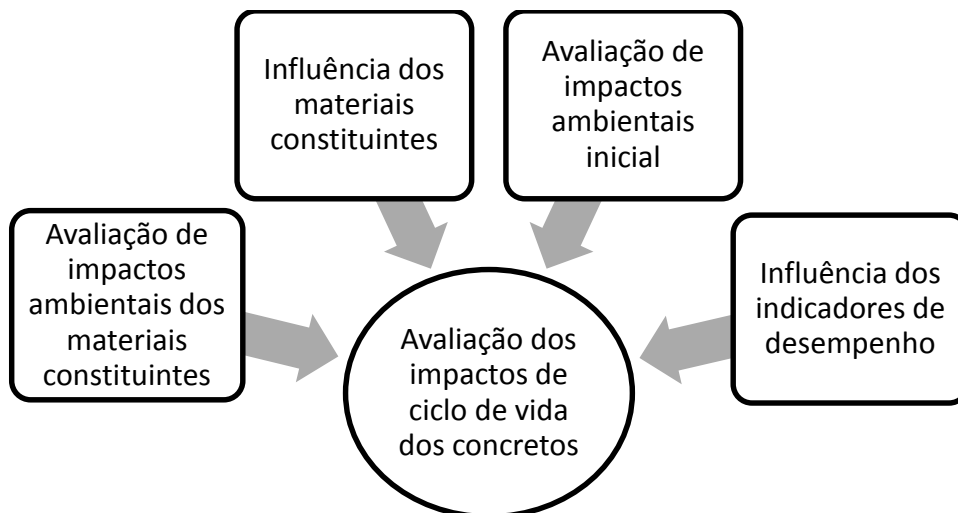
Além do processo produtivo, foi analisado o transporte entre as unidades produtivas e a central de concretagem. A Tabela 4-24 apresenta as distâncias utilizadas no estudo, bem como o processo do *Ecoinvent* que foi utilizado para caracterizar o transporte.

Tabela 4-24: Transporte dos materiais até a central de concretagem, com dados do *Ecoinvent*

Material	Distância (km)	Referência	Processo
Cimento Portland	300	SNIC (2013)	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Alloc Def, S
Agregado miúdo	50	Rossi (2013)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Alloc Def, S
Agregado graúdo	50	Rossi (2013)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Alloc Def, S
Superplastificante	1000	Celik <i>et al.</i> (2014)	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Alloc Def, S
Aditivo mineral	453 (153 + 300)	Fairbairn <i>et al.</i> (2010) e SNIC (2013)	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Alloc Def, S
Água	0	-	-

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O intuito desse capítulo é apresentar os resultados da avaliação de impactos ambientais realizada de acordo com os parâmetros estabelecidos no escopo do estudo, descrito no capítulo anterior. Com objetivo de permitir uma melhor compreensão dos resultados, optou-se por segmentá-los da seguinte forma:



A Avaliação de impactos ambientais dos materiais constituintes visa quantificar e analisar os impactos associados à produção de um quilograma de cada material constituinte do concreto, bem como verificar a contribuição do transporte.

A Influência dos materiais constituintes no concreto busca analisar quais materiais, diante dos quantitativos empregados na dosagem dos concretos, possuem maior influência na avaliação de impactos.

A modelagem feita no *SimaPro* utilizou a dosagem de 1 m³ de concreto como referência. Esses resultados são apresentados como uma Avaliação de impactos ambientais inicial. Ressalta-se que esse não é o resultado da Avaliação de ciclo de vida, visto que não engloba a unidade funcional. A unidade funcional escolhida apresenta uma correlação entre o volume de concreto e dois indicadores de desempenho: a resistência à compressão e a durabilidade. Com isso, a Influência dos indicadores de desempenho visa apresentar como cada um desses indicadores contribui, individualmente, para o resultado final.

Por fim, diante das considerações levantadas nas análises anteriores, Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) se caracteriza como a avaliação final, dentro do preconizado pela metodologia da ACV, com a aplicação da unidade funcional de desempenho em dois níveis.

5.1 Avaliação de impactos ambientais dos materiais constituintes

A Tabela 5-1 apresenta as principais emissões associadas aos processos produtivos de um quilograma de cada material, descritos nas Tabelas 4-22 e 4-23, sem considerar o transporte entre as unidades produtivas e a central de concretagem.

Tabela 5-1: Emissões de CO₂, NO_x, SO₂ e MP por kg de material

Material	Emissões (g/kg de material)				
	CO ₂		NO _x	SO ₂	MP
	Biogênico	Fóssil			
Cimento Portland	16,70	903,00	1,890	1,190	0,536
Agregado Miúdo	0,09	4,07	0,023	0,015	0,008
Agregado Graúdo	0,17	4,57	0,024	0,011	0,010
Superplastificante	S/l	720,00	1,800	3,600	S/l
CBCA ultrafina	21,90	28,80	0,072	0,119	0,116
CCA ultrafina	13,1	17,3	0,043	0,071	0,070
CCA controlada	7,01	9,22	0,023	0,038	0,037

Observa-se que o cimento Portland selecionado para esse estudo emite 903 g de CO₂/ kg de cimento, valor esse, embora superior, próximo aos levantados na revisão bibliográfica. Nota-se ainda que o superplastificante apresenta emissões próximas ao cimento. Por outro lado, os agregados e os aditivos minerais possuem emissões bem inferiores.

A Tabela 5-2 apresenta os valores totais das categorias de impactos para a produção de um quilograma de cada material utilizado na produção de concreto, incluindo os processos produtivos descritos no inventário e o transporte até a central de concretagem (Tabela 4-24).

As Figuras 5-2 a 5-12 expressam graficamente essa avaliação, permitindo comparar a magnitude dos impactos associados a produção e o transporte de um quilograma de cada material. Os percentuais apresentados dentro das barras mais escuras ou dentro de caixas de linha contínua representam a contribuição do processo produtivo a montante do portão da fábrica. Já os percentuais nas barras mais claras ou dentro de caixas de linha pontilhada são relativos ao transporte do portão da fábrica até a central de concretagem.

Tabela 5-2: Avaliação de impactos por kg de material produzido e transportado

Mistura		ADP	ADP (ff)	HTP	FAETP	MAETP	TETP	GWP100	ODP	POCP	AP	EP
		<i>kg de xx eq/m³ de concreto (*exceto para ADF (ff) – MJ/m³ de concreto)</i>										
		<i>Sb</i>	<i>MJ*</i>	<i>1,4-DB</i>				<i>CO₂</i>	<i>CFC-11</i>	<i>C₂H₄</i>	<i>SO₂</i>	<i>PO₄⁻³</i>
1	Cimento Portland	4,06 E-7	5,01	3,54 E-2	2,09 E-3	79,58	2,08 E-4	0,955	18,7 E-9	9,27 E-5	25,7 E-4	3,23 E-4
2	Superplastificante	4,70 E-7	20,04	17,3 E-2	13,5 E-3	44,10	14,8 E-4	0,979	103,4 E-9	25,9 E-5	94,7 E-4	11,9 E-4
3	Agregado Miúdo	0,52 E-7	0,19	0,18 E-2	0,07 E-3	4,06	0,06 E-4	0,013	0,80 E-9	0,29 E-5	0,65 E-4	0,10 E-4
4	Agregado Graúdo	1,45 E-7	0,19	0,29 E-2	0,13 E-3	4,60	0,16 E-4	0,014	1,44 E-9	0,25 E-5	0,63 E-4	0,11 E-4
5	CBCA residual	1,59 E-7	0,77	0,50 E-2	0,20 E-3	9,87	0,12 E-4	0,050	3,63 E-9	0,73 E-5	2,09 E-4	0,39 E-4
6	CBCA ultrafina	1,94 E-7	1,21	1,26 E-2	0,82 E-3	17,33	2,02 E-4	0,115	5,32 E-9	3,20 E-5	4,01 E-4	0,67 E-4
7	CCA ultrafina	1,80 E-7	1,03	0,96 E-2	0,57 E-3	14,35	1,26 E-4	0,089	4,65 E-9	2,21 E-5	3,24 E-4	0,55 E-4
8	CCA controlada	1,70 E-7	0,91	0,74 E-2	0,40 E-3	12,26	0,73 E-5	0,071	4,17 E-9	1,52 E-5	2,70 E-4	0,47 E-4

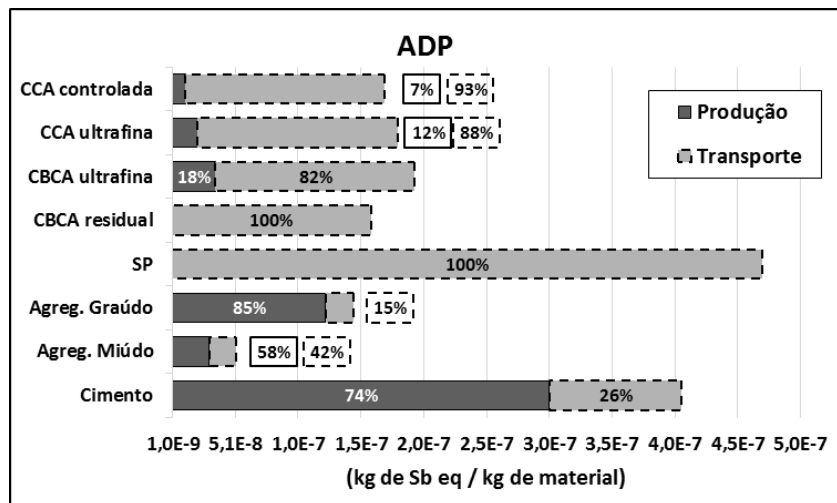


Figura 5-1: Depleção de recursos abióticos por kg de material

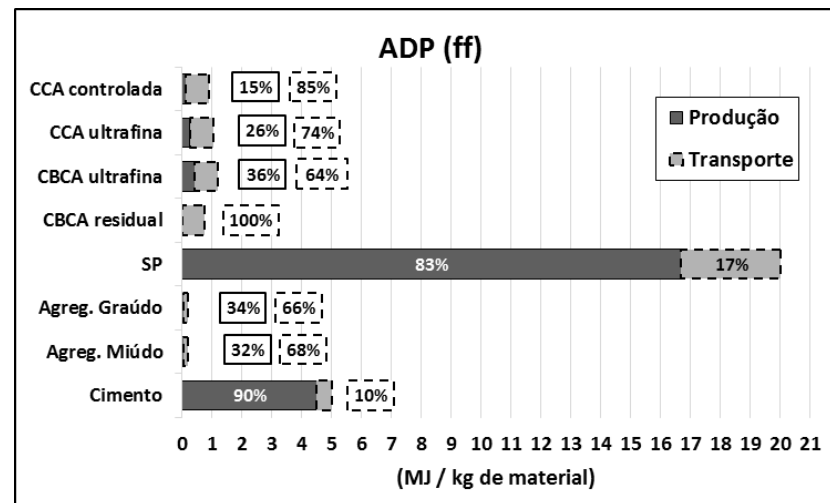


Figura 5-2: Depleção de recursos abióticos (ff) por kg de material

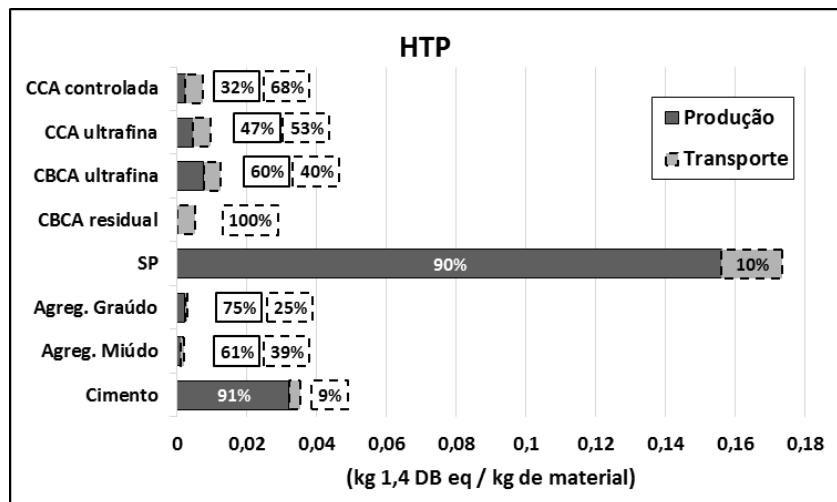


Figura 5-3: Toxicidade humana por kg de material

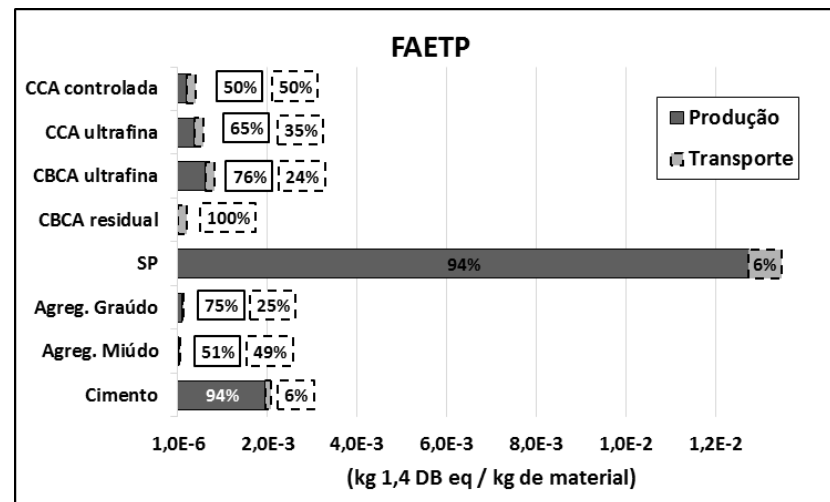


Figura 5-4: Ecotoxicidade de águas doces por kg de material

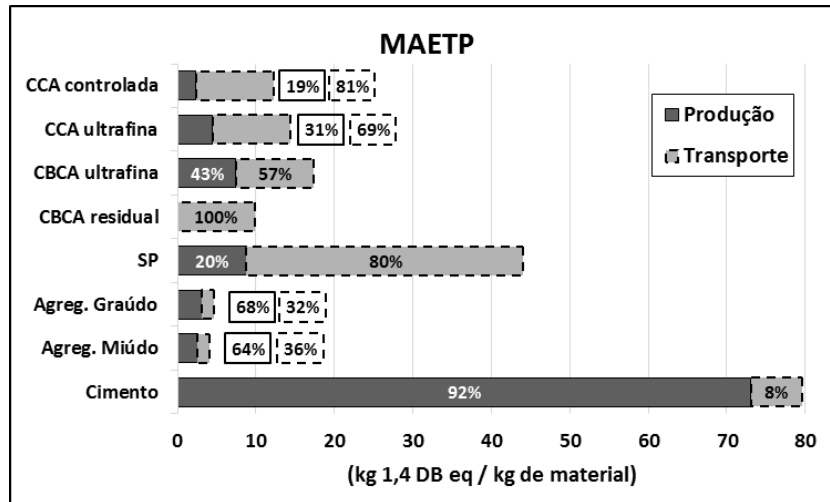


Figura 5-5: Ecotoxicidade de águas marinhas por kg de material

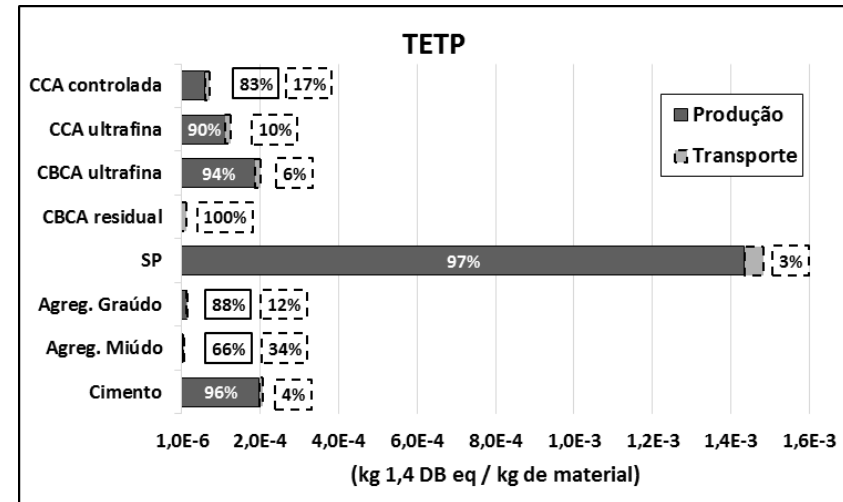


Figura 5-6: Ecotoxicidade terrestre por kg de material

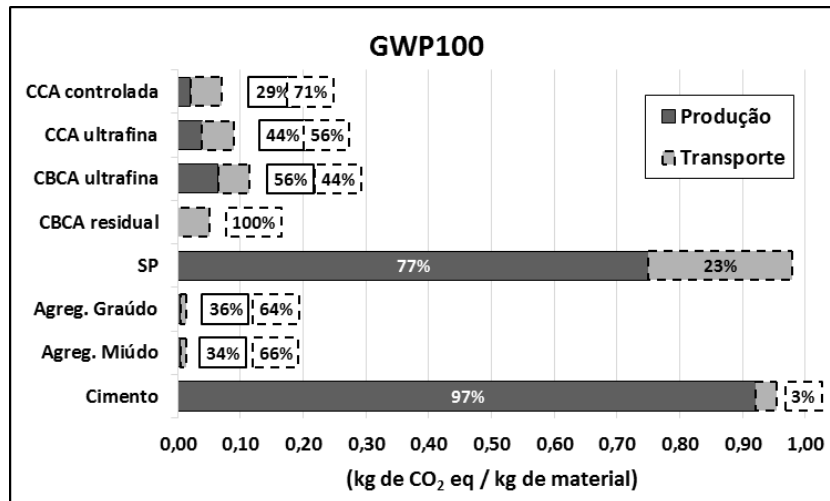


Figura 5-7: Mudanças climáticas por kg de material

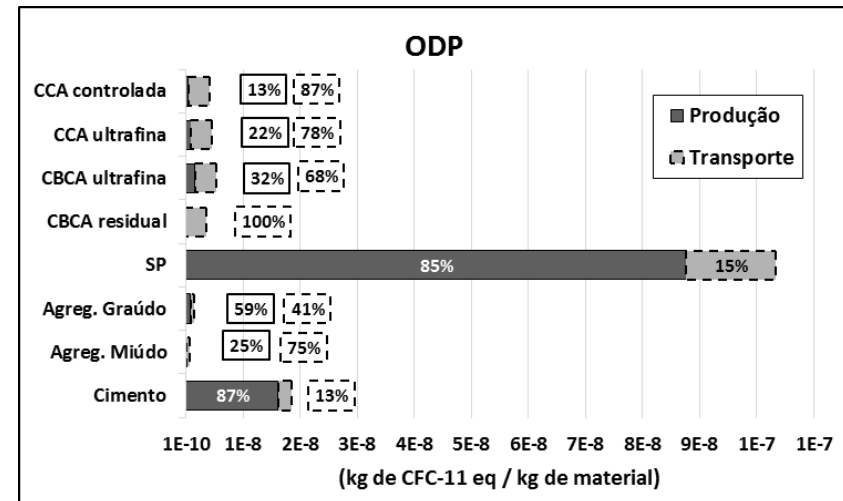


Figura 5-8: Depleção da camada de ozônio por kg de material

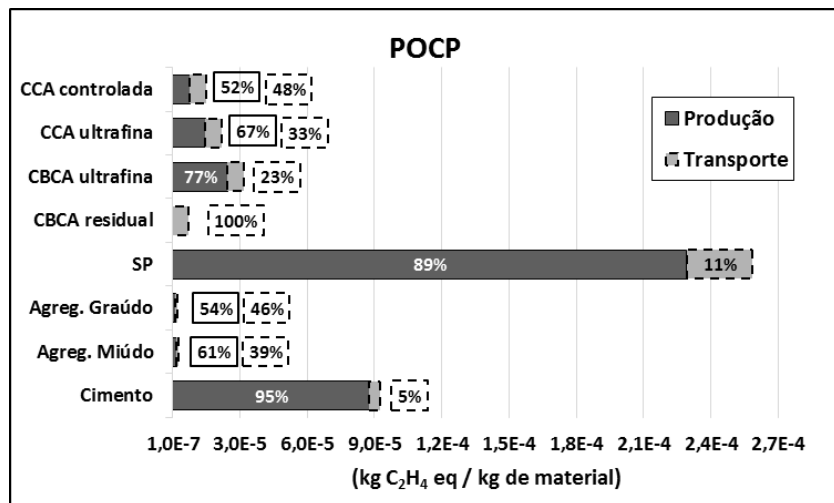


Figura 5-9: Formação de fotooxidante por kg de material

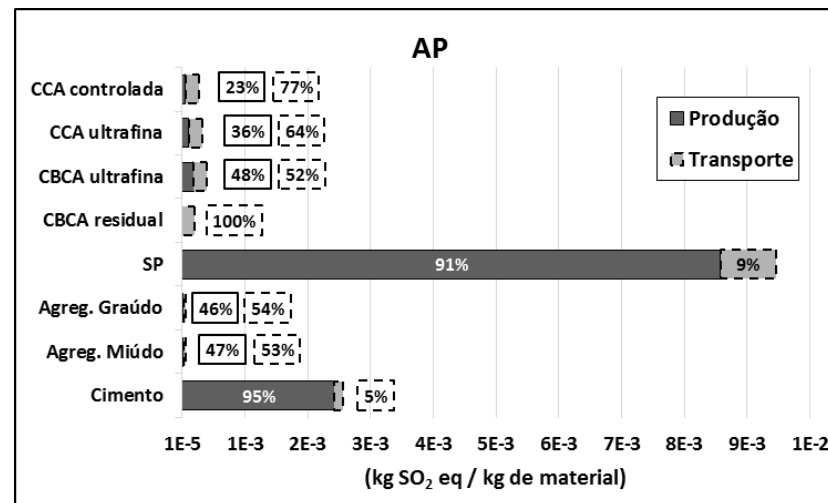


Figura 5-10: Acidificação por kg de material

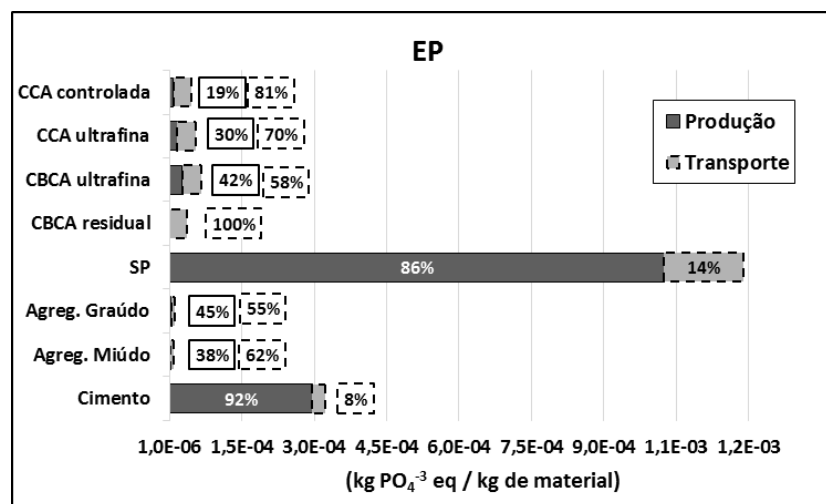


Figura 5-11: Eutrofização por kg de material

Constata-se que o superplastificante e o cimento são os materiais com maiores potenciais de causar impactos, superando os outros materiais em até quatro ordens de grandeza. Entretanto, o cimento apenas se aproxima e supera o superplastificante nas mudanças climáticas e na ecotoxicidade de águas marinhas, respectivamente. Ressalta-se que a categoria de depleção de recursos abiótico do superplastificante não considera sua produção pela ausência informação sobre as matérias-primas na declaração ambiental do produto utilizada na entrada de dados. Observa-se ainda que, embora tenham sido consideradas longas distâncias de transporte, sobretudo para o superplastificante, cuja distância adotada foi de 1.000 km, em geral, a produção desses materiais é a etapa mais crítica, contribuindo com mais de 75% dos impactos para a maior parte das categorias.

Os demais materiais possuem potencial de causar impactos inferior ao do cimento para todas as categorias. Apenas na categoria de ecotoxicidade terrestre (TETP), os resultados dos aditivos minerais se aproximam do cimento, principalmente para a CBCA ultrafina devido a sua maior energia de moagem. Entre os aditivos, como a distância e condição de transporte é igual para todos, o único fator que os diferencia é a energia de moagem, por isso que a CBCA ultrafina supera a CCA ultrafina e a CCA ultrafina é mais impactante do que a CCA controlada. Diferentemente do que ocorre com cimento e do superplastificante, para os aditivos, em apenas algumas categorias, como formação de fotooxidantes e ecotoxicidade terrestre, o processo produtivo é mais impactante. Para as categorias de depleção abiótica e depleção da camada ozônio, o transporte é o principal responsável. Há ainda categorias que apresentam um equilíbrio entre essas duas etapas. Por fim, a CBCA residual apresenta os menores impactos por não sofrer nenhum tipo processamento e por ter a mesma sua distância e condição de transporte.

Os agregados são os materiais que apresentam os menores potenciais de causar impactos por quilograma de material produzido e transportado. Em geral, o agregado graúdo possui um potencial maior do que do agregado miúdo. Nota-se ainda, embora tenha sido considerada uma distância de transporte relativamente pequena (50 km) se comparada a adotada para outros materiais, no caso dos agregados, o transporte tem relevância para todas as categorias de impacto, superando a produção na seguinte categorias: depleção de combustíveis fósseis, toxicidade humana, aquecimento global, depleção da camada de ozônio (somente para agregado miúdo), acidificação e eutrofização.

5.2 Avaliação dos concretos

Com base na dosagem desenvolvida por Cordeiro (2006) apresentada nas Tabelas 4-2 e 4-3 e nos processos produtivo e transporte descritos nas Tabelas 4-22 a 4-24, as misturas, contendo 1m³ de concreto cada, foram modeladas, utilizando o software *SimaPro 8.0*. Ao todo, foram 11 misturas da classe de resistência convencional (25 MPa) e 11 da classe de alto desempenho (60 MPa).

A Figura 5-12, exemplifica, através da mistura C60 CBU20 CAU20, a modelagem realizada para todas as misturas no *software*. Nela, pode-se notar a presença dos materiais constituintes e seus quantitativos respectivos, expresso em quilograma (kg), o transporte, em tonelada-quilômetro (tkm), e a energia de processamento da CCA (queima e moagem) e de mistura do concreto, em megaJoules (MJ). A montagem do produto final, expressa em uma peça (1 p), é equivalente a 1m³ de concreto.

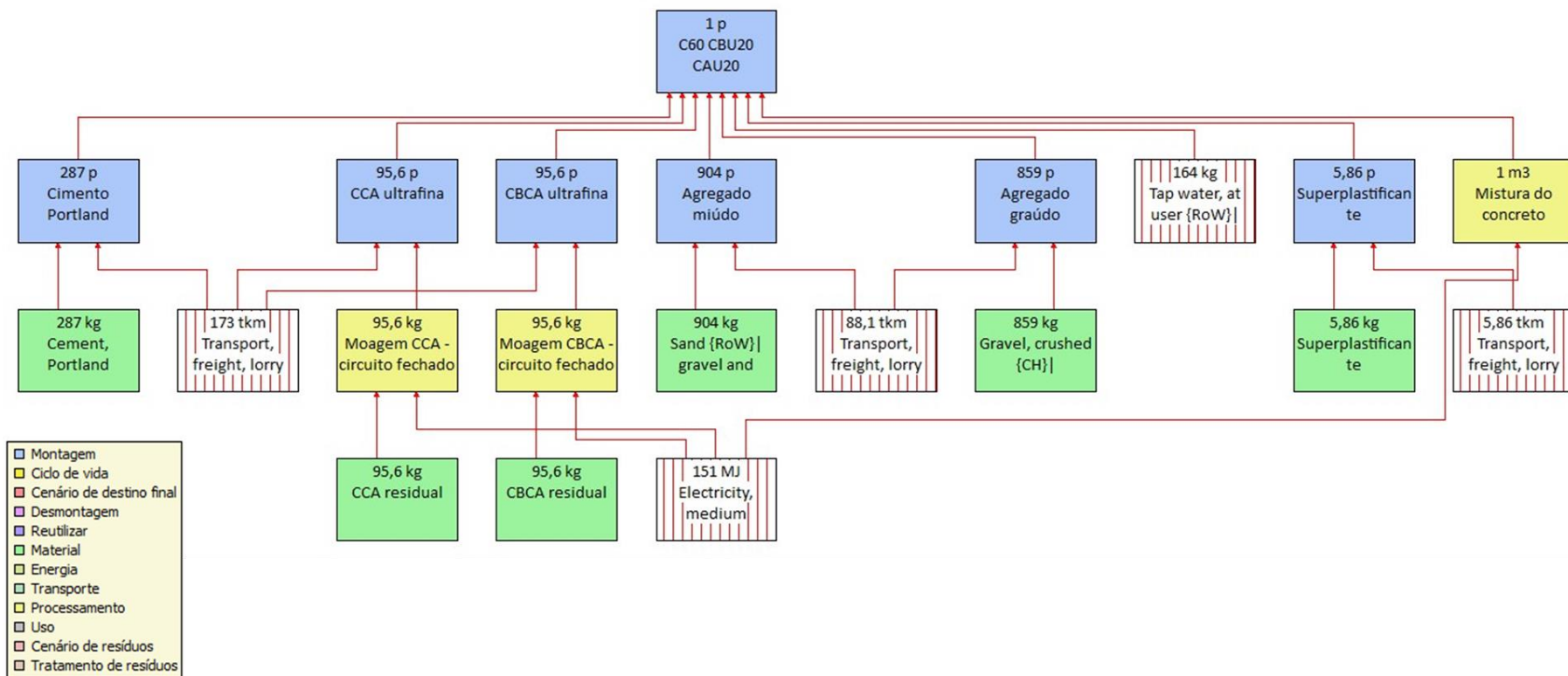


Figura 5-12: Exemplo da modelagem realizada no *SimaPro* (C60 CBU20 CAU20)

5.2.1 Influência dos materiais constituintes

Na seção anterior, foi apresentada a análise individual de cada material. Entretanto, na composição do concreto, alguns materiais são empregados em maiores quantidades, como os agregados e o cimento e outros em menores, como aditivos minerais e o superplastificante. Portanto, torna-se necessário avaliar a contribuição desses materiais frente as quantidades utilizadas na mistura do concreto.

Sendo assim, a Figura 5-13 mostra, de forma representativa, essa contribuição, por meio das misturas de referência (C25 Ref e C60 Ref) e das misturas ternárias (C25 CBU20 CAU20 e C60 CBU20 CAU20). Destaca-se, para essa análise, as misturas selecionadas de concreto convencional não possuem superplastificante em suas composições, presente apenas nas misturas alto desempenho. Optou-se por analisar as misturas ternárias, pois essas, além de apresentar dois tipos de aditivos, ainda são as que possuem o maior teor de substituição de cimento, 40%.

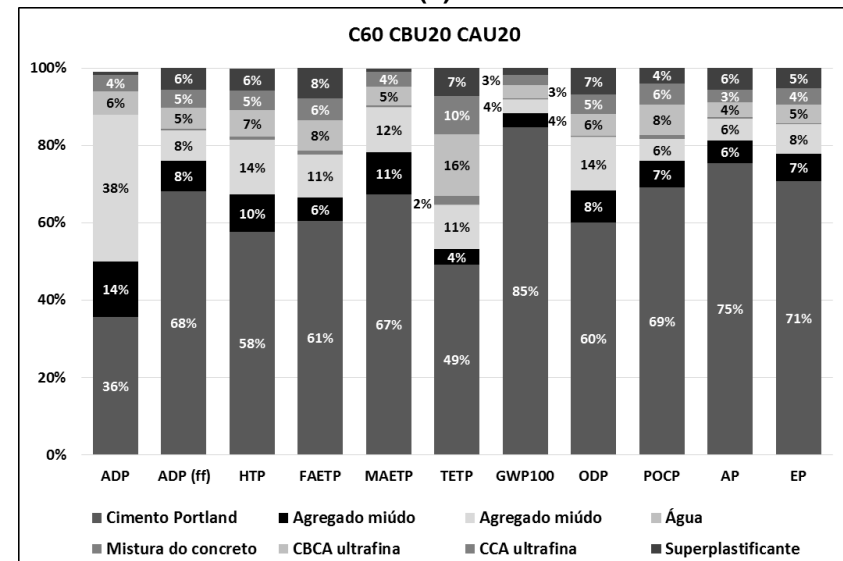
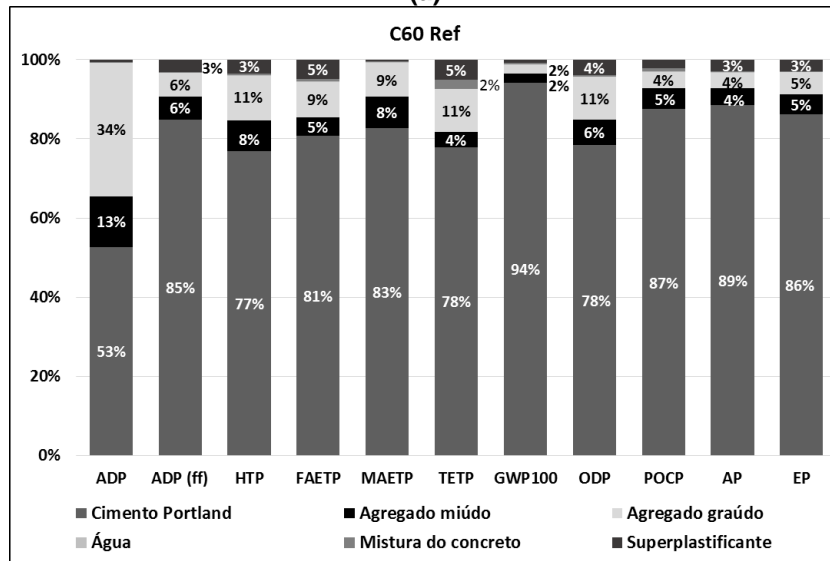
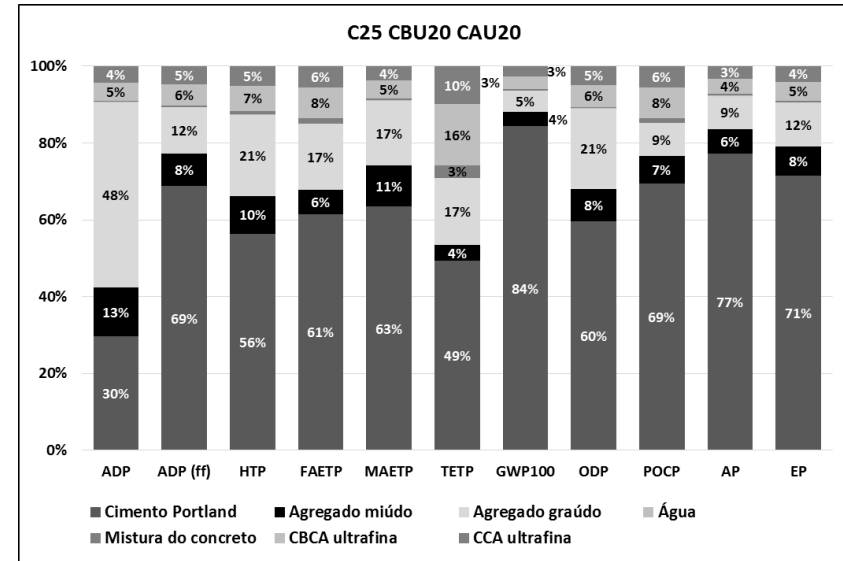
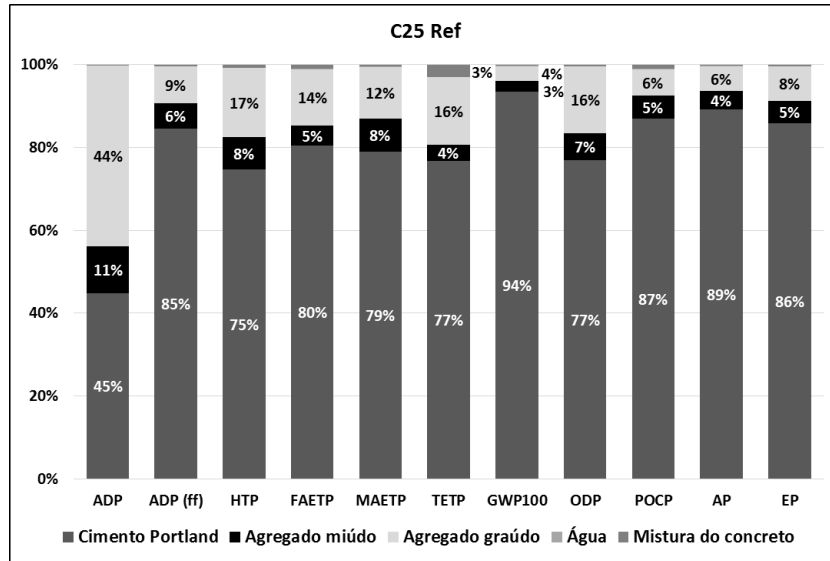


Figura 5-13: Contribuição dos materiais na avaliação de impactos dos concretos (a) C25 Ref, (b) C25 CBU20 CAU20, (c) C60 Ref e (d) C60 CBU20 CAU20

Pela Figura 5-13 (a), referente a mistura C25 Ref, observa-se que o cimento tem significativa contribuição para todas as categorias de impacto, com grande destaque para as mudanças climáticas (GWP100) no qual sua parcela de contribuição é de 94%. Esse padrão se repete na Figura 5-13 (c) referente a C60 Ref. Apesar dessa mistura empregar superplastificante, material com elevadas emissões de gases de efeito estufa como mostrado anteriormente, sua contribuição nessa categoria de impacto é inferior a 1%. A substituição parcial de 40% de cimento por cinzas gera uma redução de cerca de 10% na contribuição do cimento para o impacto de mudança climáticas, como mostram as Figura 5-13 (b) e (c). Nessa categoria, ainda há uma pequena contribuição dos agregados miúdo e graúdo e dos aditivos minerais.

Ainda em relação ao cimento, é possível notar que sua contribuição no concreto de alto desempenho sem adições (Figura 5-13 (c)) é, em geral, um pouco superior à dos concreto convencional (Figura 5-13 (a)). Isto se deve a maior proporção de cimento em relação a massa de concreto, cerca de 20% no C60 Ref. Na C25 Ref, essa proporção é inferior a 16%.

A expressiva quantidade de agregados utilizados na dosagem do concreto faz com que esses materiais tenham representatividade em todas as categorias, embora, a avaliação individual, apresentada anteriormente, indique que entre todos os materiais constituintes, esses são os que possuem menor potencial de causar impactos. A categoria de depleção de recursos abióticos, que expressa o consumo de recursos naturais e a potencial escassez é a mais afetada pelos agregados, na qual esses chegam a superar a contribuição do cimento. Em geral, o agregado graúdo apresenta maior contribuição do que o miúdo.

Por outro lado, o superplastificante, empregado sobretudo nos concretos de alto desempenho, devido ao seu elevado potencial de causar impacto, apresenta contribuições em diversas categorias de impacto mesmo sendo utilizados em pequenas quantidades, inferiores a 0,5% da massa de concreto. Sua contribuição chega a 8% para ecotoxicidade de águas doce (FAETP) e 7% para as categorias de ecotoxicidade terrestre (TETP) e depleção da camada de ozônio (ODP) na mistura C60 CBU20 CAU20 (Figura 5-13 (d)).

A adição de cinzas nas misturas ternárias resulta em uma participação que varia de 3% a 8% para cada aditivo, com exceção da categoria de ecotoxicidade terrestre, na qual a contribuição passa a ser de 16% para a CBCA ultrafina e de 10% para a CCA ultrafina. Dado que o processo de moagem foi caracterizado apenas pelo consumo de energia elétrica, observa-se, novamente, a influência desse consumo sobre essa

categoria de impacto. O que também pode ser notado no processo de mistura de concreto, cuja única contribuição superior a 1% (3% para os convencionais e 2% para os de alto desempenho) é a dessa categoria.

Explorando o inventário da moagem da CCA, por exemplo, disponível no *Simapro*, conclui-se que o Cromo VI, emitido no solo, é responsável por mais de 90% das emissões que compõem essa categoria. O *Ecoinvent*, base de dados utilizadas para modelar todos os materiais estudados, possui dois tipos de apresentação dos processos, o “*unit process*” e o “*system process*”. O primeiro permite que sejam identificadas as emissões associadas a etapa do processo estudada, bem como a rastreabilidade dos processos a montante que o alimentam. Entretanto, devido à grande quantidade de dados, o cálculo por esse tipo de processo é lento. O “*system process*”, por outro lado, se caracteriza por ser uma “caixa preta” que, embora contenha as emissões do processo e de seus processos a montante, não permite uma identificação por processo. Essa simplificação, porém, provoca agilidade nos cálculos.

Durante a avaliação de impactos no *SimaPro*, é possível optar pela exclusão dos processos de infraestrutura e as emissões a longo prazo. No entanto, observou-se que a avaliação de processos do tipo “*system*” não sofre alterações com a exclusão da infraestrutura, o que sugere que esses processos são considerados no resultado final. Com isso, a opção por essa exclusão gera uma discrepância entre a avaliação do mesmo processo pelos dois tipos, o que não ocorre quando não há exclusão. A Figura 5-14 mostra a avaliação comparativa da produção de 1MJ de energia elétrica no Brasil, através do processo “*Electricity, medium voltage {BR} | market for | Alloc Def, U*”, a versão “*unit process*” e do “*Electricity, medium voltage {BR} | market for | Alloc Def, S*”, a “*system process*”, excluindo os processos de infraestrutura. Na Figura 5-15, por sua vez, não há exclusões.

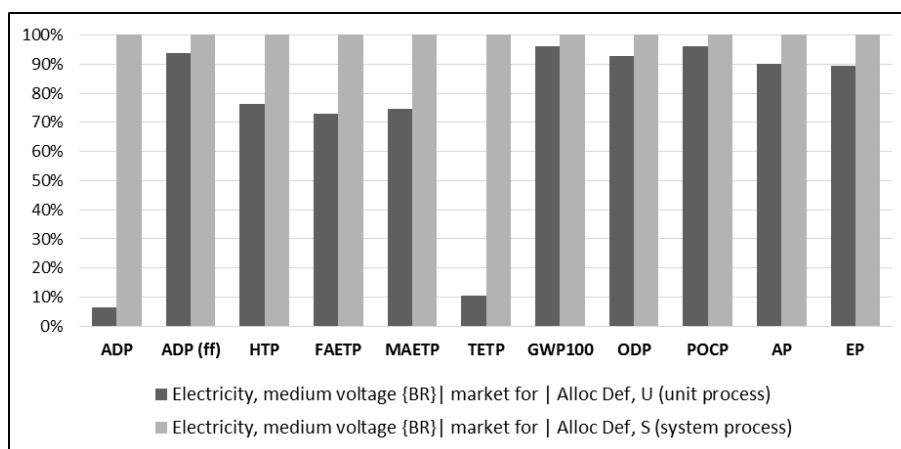


Figura 5-14: Avaliação comparativa da produção de 1MJ de energia elétrica pelo “*unit process*” e pelo “*system process*”, excluindo os processos de infraestrutura

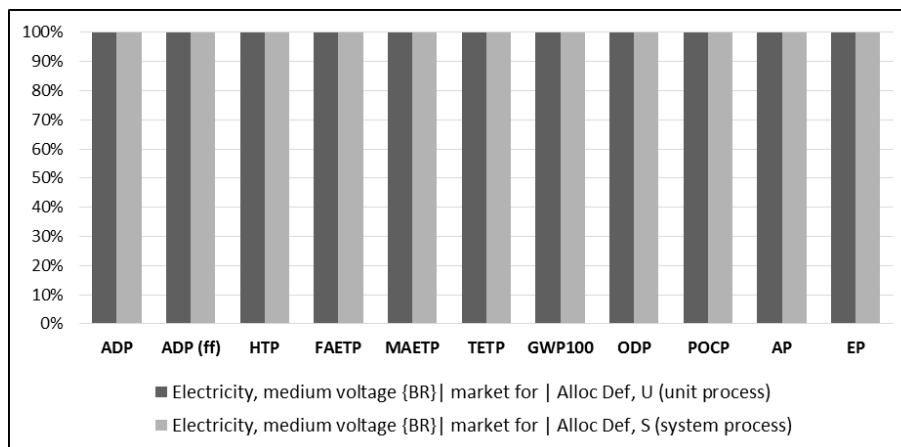


Figura 5-15: Avaliação comparativa da produção de 1MJ de energia elétrica pelo “unit process” e pelo “system process”, incluindo os processos de infraestrutura

Os valores obtidos na avaliação de impactos do processo do tipo “system” foram os mesmos nas duas análises. Nota-se que a exclusão dos processos de infraestrutura no “unit” resulta em uma relativa redução de todas as categorias de impacto. Com destaque para as categorias de depleção de recursos abióticos (ADP) e de ecotoxicidade terrestre (TEPT) nas quais houve uma significativa redução, resultando em 6,5% e 10,4%, respectivamente, do resultado da avaliação sem exclusões. Isto sugere que uma grande parcela desses impactos está relacionada aos processos de infraestrutura.

Sendo assim, a alta ecotoxicidade terrestre, caracterizada pelo lançamento de Cromo VI no solo, deve ser gerada principalmente pelos processos de infraestrutura da matriz energética brasileira, como a construção de barragens, linhas de transmissão, entre outros. Destaca-se que em todas as análises feitas nesse trabalho, foram utilizados os processos do tipo “system” de modo a agilizar a avaliação.

Por fim, tem-se a ínfima contribuição da água na composição dos impactos, sendo inferior a 1% para as categorias de todas as misturas. Entretanto, é importante destacar que o escopo desse estudo considerou apenas o uso da água de mistura, utilizada na composição do concreto, não incluindo, portanto, outros usos ao longo do processo de produção do concreto, como refrigeração e lavagem de equipamentos, entre outros.

5.2.2 Avaliação de impactos ambientais inicial

De modo a facilitar a visualização gráfica das figuras que compõem as próximas análises, adotou-se uma numeração de referência para cada mistura, conforme mostra a Tabela 5-3.

Tabela 5-3: Numeração de referência adotada

Convencional		Alto desempenho	
1	C25 Ref	12	C60 Ref
2	C25 CBR10	13	C60 CCA10
3	C25 CBR15	14	C60 CCA15
4	C25 CBR20	15	C60 CCA20
5	C25 CBU10	16	C60 CBU10
6	C25 CBU15	17	C60 CBU15
7	C25 CBU20	18	C60 CBU20
8	C25 CAU10	19	C60 CAU10
9	C25 CAU15	20	C60 CAU15
10	C25 CAU20	21	C60 CAU20
11	C25 CBU20 AU20	22	C60 CBU20 CAU20

Como mencionado anteriormente, a modelagem do *software* utilizou com referência a dosagem desenvolvida por Cordeiro (2006). Sendo assim, os resultados obtidos na avaliação de impactos têm como unidade de referência 1 m³ de concreto. A Tabela 5-4 apresenta os valores obtidos na avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) e de alto desempenho (60 MPa).

Comparando os resultados entre as classes, é possível notar que as misturas de concreto de alto desempenho possuem maior potencial de causar impactos ambientais do que as misturas de concretos convencionais, com exceção da mistura ternária C60 CBU20 CAU20 cujo teor de substituição de cimento por aditivos chega a 40%. Isso tem relação direta com a dosagem desse tipo de concreto. A massa específica dos concretos de alto desempenho é cerca de 2.410 kg/m³, maior do que a dos concretos convencionais que se aproxima de 2.310 kg/m³. Essa diferença é justamente proporcionada pelo aumento na quantidade de cimento empregada e pela menor quantidade de água utilizada. Adicionalmente, para a obtenção de uma baixa relação água/cimento, as misturas de alto desempenho necessitam de superplastificante, o qual, embora utilizado em pequenas quantidades, é capaz de influenciar na composição dos impactos, como mostrado anteriormente.

Tabela 5-4: Resultado da Avaliação de impactos ambientais inicial para 1m³ de concreto das classes convencional e de alto desempenho

Mistura		ADP	ADP (ff)	HTP	FAETP	MAETP	TETP	GWP100	ODP	POCP	AP	EP
		Kg de xx eq/m³ de concreto (*exceto para ADF (ff) – MJ/m³ de concreto)										
		Sb	MJ*	1,4-DB				CO ₂	CFC-11	C ₂ H ₄	SO ₂	PO ₄ ³⁻
1	C25 Ref	3,32 E-4	2.171	17,35	0,951	36.849	0,099	373,4	8,88 E-6	3,90 E-2	1,055	0,138
2	C25 CBR10	3,23 E-4	2.016	16,24	0,882	34.298	0,092	340,3	8,33 E-6	3,58 E-2	0,969	0,127
3	C25 CBR15	3,18 E-4	1.938	15,69	0,848	33.023	0,088	323,7	8,05 E-6	3,43 E-2	0,925	0,122
4	C25 CBR 20	3,14 E-4	1.861	15,13	0,813	31.747	0,085	307,2	7,78 E-6	3,27 E-2	0,882	0,117
5	C25 CBU10	3,24 E-4	2.032	16,52	0,905	34.571	0,099	342,6	8,39 E-6	3,67 E-2	0,976	0,128
6	C25 CBU15	3,20 E-4	1.963	16,10	0,882	33.433	0,099	327,3	8,15 E-6	3,56 E-2	0,936	0,123
7	C25 CBU20	3,16 E-4	1.893	15,68	0,858	32.294	0,099	311,9	7,90 E-6	3,45 E-2	0,896	0,119
8	C25 CAU10	3,24 E-4	2.047	16,59	0,910	34.502	0,098	342,7	8,48 E-6	3,67 E-2	0,983	0,129
9	C25 CAU15	3,20 E-4	1.979	16,16	0,886	33.317	0,096	327,1	8,24 E-6	3,54 E-2	0,944	0,124
10	C25 CAU20	3,16 E-4	1.913	15,74	0,862	32.137	0,095	311,6	8,02 E-6	3,42 E-2	0,906	0,120
11	C25 CBU20 CAU20	3,00 E-4	1.601	13,79	0,747	27.520	0,093	248,6	6,88 E-6	2,94 E-2	0,732	0,099
12	C60 Ref	3,69 E-4	2.828	22,01	1,238	46.031	0,127	485,1	1,14 E-5	5,07 E-2	1,388	0,179
13	C60 CAC10	3,57 E-4	2.646	20,79	1,167	42.840	0,122	443,5	1,07 E-5	4,71 E-2	1,285	0,167
14	C60 CAC15	3,52 E-4	2.569	20,31	1,141	41.275	0,120	423,4	1,05 E-5	4,56 E-2	1,239	0,162
15	C60 CAC20	3,47 E-4	2.470	19,64	1,100	39.661	0,117	402,3	1,02 E-5	4,37 E-2	1,184	0,155
16	C60 CBU10	3,58 E-4	2.646	20,92	1,178	43.056	0,127	445,0	1,07 E-5	4,78 E-2	1,284	0,167
17	C60 CBU15	3,53 E-4	2.555	20,37	1,147	41.568	0,127	424,9	1,04 E-5	4,63 E-2	1,232	0,161
18	C60 CBU20	3,48 E-4	2.450	19,70	1,107	40.049	0,126	404,1	1,00 E-5	4,47 E-2	1,174	0,154
19	C60 CAU10	3,58 E-4	2.666	21,02	1,185	42.967	0,126	445,1	1,08 E-5	4,77 E-2	1,294	0,168
20	C60 CAU15	3,53 E-4	2.589	20,55	1,161	41.442	0,125	425,3	1,06 E-5	4,62 E-2	1,249	0,163
21	C60 CAU20	3,48 E-4	2.505	20,03	1,132	39.904	0,124	405,1	1,03 E-5	4,47 E-2	1,200	0,157
22	C60 CBU20 CAU20	3,27 E-4	2.112	17,60	0,991	33.898	0,121	323,5	8,90 E-6	3,85 E-2	0,979	0,131

A Figura 5-16 permite a comparação dos resultados dos concretos convencionais tendo como parâmetros a mistura de referência dessa classe, a C25 Ref.

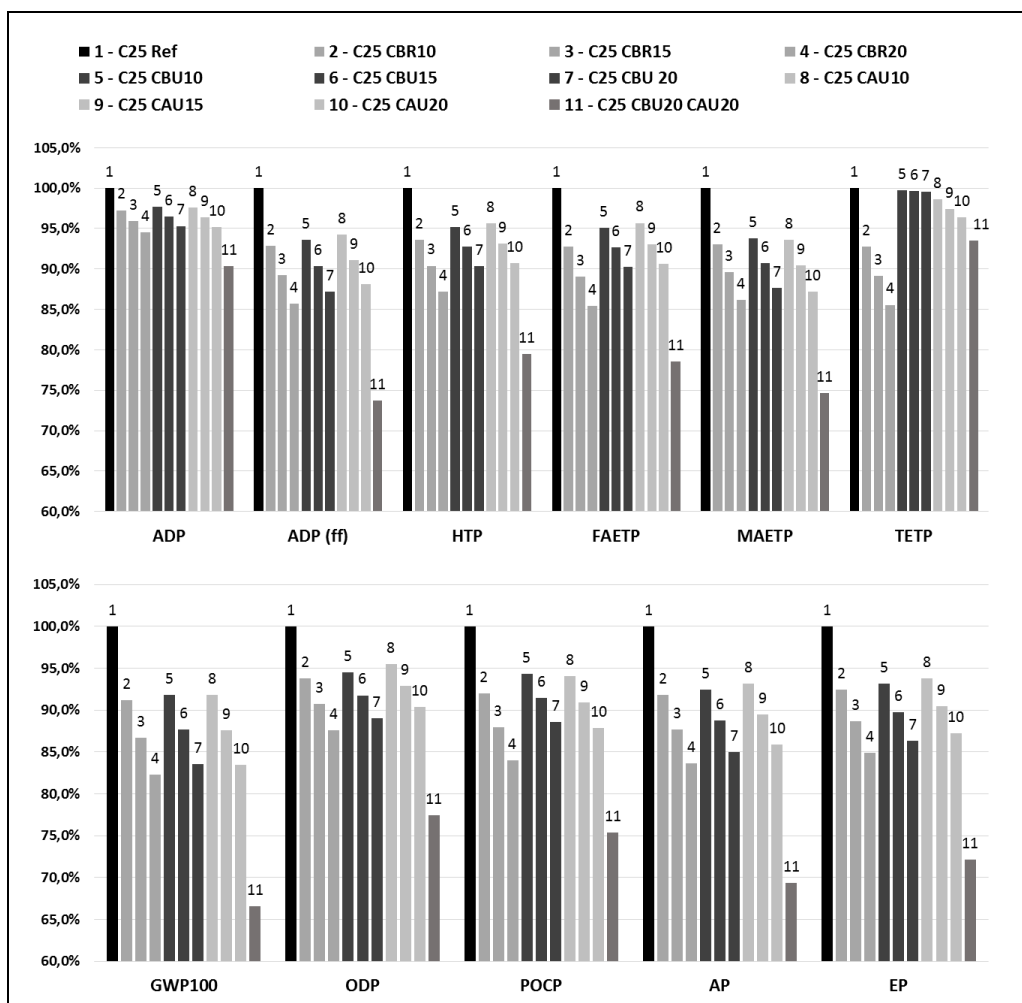


Figura 5-16: Resultado da Avaliação de impactos inicial dos concretos convencionais (25 MPa) para 1m³, sem considerar a unidade funcional

Nota-se que para todas as demais categorias, a mistura C25 Ref (1), sem aditivos minerais, é a que apresenta o maior potencial causador de impactos. A diferença entre essa mistura e as outras, que possuem teores de substituição, possui relação direta com a influência do cimento na composição da categoria de impacto. Sendo assim, as categorias depleção de combustíveis fósseis, formação de fotooxidante, acidificação, eutrofização e, principalmente, mudanças climáticas são as que apresentam um maior intervalo entre a referência e as misturas com adições. Por outro lado, as categorias que possuem menor influência do cimento, como a depleção de recursos naturais, são as menos sofrem variações quando se emprega o aditivo.

Destaca-se ainda que em todas as misturas com aditivos minerais houve uma redução proporcional ao aumento do teor de substituição, ou seja, a mistura com 20% de um tipo de cinza apresentou valor inferior à de 15% e a 15% menor do que a de 10%.

Sendo assim, a mistura ternária (11) com 40% de substituição foi a que, entre todas as misturas, apresentou os menores valores. Isso indica, que mesmo com as emissões associadas ao processo produtivo e ao transporte das cinzas, há um balanço positivo na substituição de cimento por cinzas.

Comparando os resultados das três cinzas utilizadas na confecção dos concretos convencionais, nota-se que a cinza residual, na qual foi considerado apenas o transporte, é a que apresenta os menores valores. Entre as cinzas ultrafinas, as misturas com CCA apresentam alguns resultados superiores as com CBCA. Isto porque, embora a energia de moagem da CCA seja inferior à da CBCA, nessas, foi necessário o emprego de superplastificante, o que não ocorreu nas misturas com CBCA. Entretanto, não há uma significativa diferença entre essas misturas.

A Figura 5-17 mostra graficamente o desempenho relativo dos concretos de alto desempenho, tendo como parâmetro a C60 Ref.

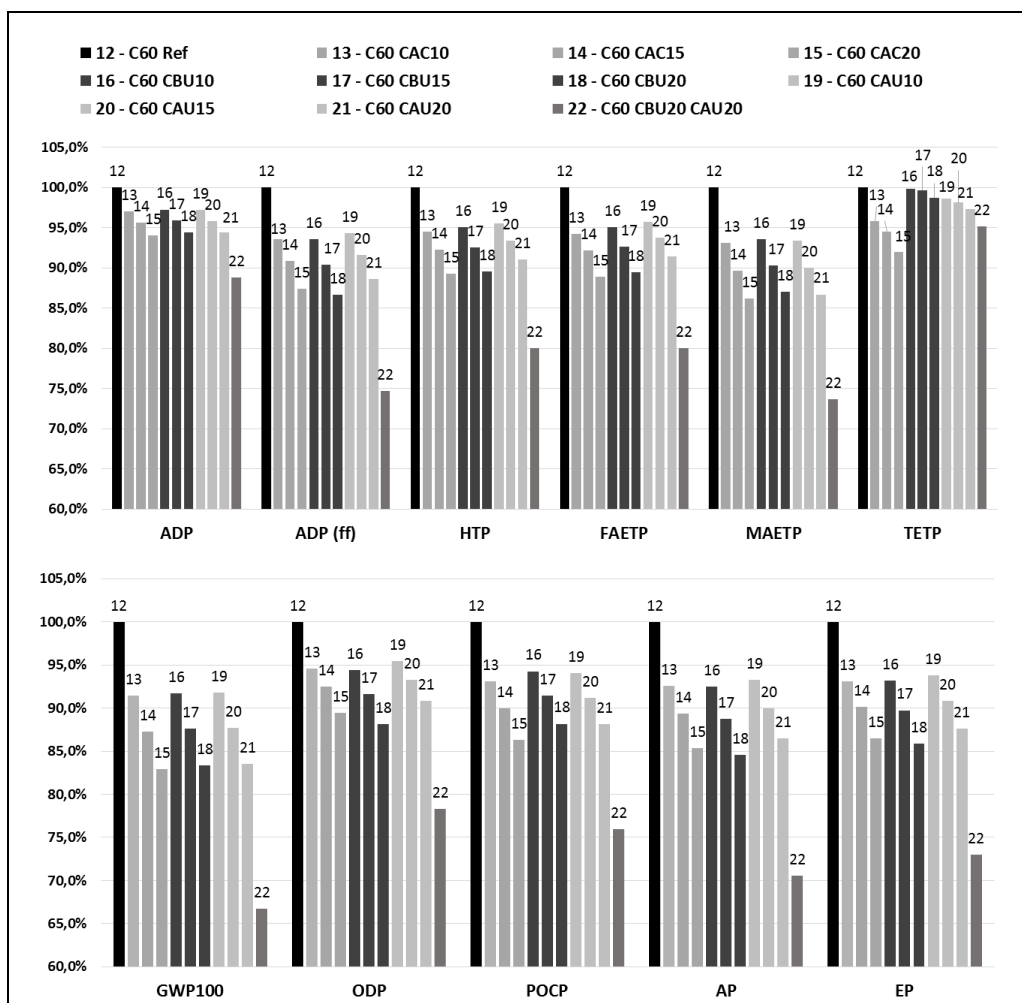


Figura 5-17: Resultado da Avaliação de impactos inicial dos concretos de alto desempenho (60 MPa) para 1m³, sem considerar a unidade funcional

Novamente, o concreto de referência (C60 Ref) é o que possui o maior potencial de causar impacto devido à maior quantidade de cimento utilizado em comparação as outras misturas da classe. Observa-se ainda que as categorias que apresentam o maior distanciamento entre as misturas com aditivos e a de referência, são aquelas que possuem maior influência do cimento em sua composição, com destaque para as mudanças climáticas na qual o valor obtido pela mistura ternária (C60 CBU20 CAU20 (22)) representa menos do que 70% da referência (C60 Ref (1)).

Entre as cinzas, embora apresentem valores próximos e inferiores aos da referência, observa-se que as misturas com CCA ultrafina, dentro de cada teor de substituição, superam as com outras cinzas em diversas categorias como depleção da camada de ozônio, formação de fotooxidante, mudanças climáticas, eutrofização, entre outras. Novamente, esse acréscimo tem relação com o uso de superplastificante. Segundo Cordeiro (2006), a reologia do concreto em seu estado fresco é afetada pela adição da cinza de casca de arroz, sobretudo quando o teor de carbono é elevado. Sendo assim, tanto as misturas com CCA ultrafina, quanto as com CCA controlada, requerem teores mais elevados de superplastificante para atingir a mesma consistência das demais misturas. Entretanto, as misturas de CCA controlada apresenta uma energia de moagem bem inferior à das demais, o que resulta em um menor potencial de causar impactos.

Comparando os concretos de alto desempenho com os convencionais, nota-se que apenas a mistura ternária, com 40% de substituição de cimento por cinzas (C60 CBU20 CAU20 (22)) apresenta valores próximos aos dos concretos convencionais de referência (C25 Ref (1)) e com 10% de cinzas (C25 BR10 (2); C25 BU10 (5); C25 AU10 (8)).

5.2.3 Influência dos indicadores de desempenho

Com objetivo de compreender a influência dos indicadores de desempenho selecionados nesse estudo, os resultados da Avaliação de impactos ambientais inicial, relativos a 1m³ de concreto são normalizados, individualmente, por cada indicador. Ressalta-se que essa normalização não possui associação com a normalização proposta da metodologia de avaliação de ciclo de vida, citada anteriormente, na qual o resultado final da AICV é analisado frente a algum parâmetro de normalização.

5.2.3.1 Resultado normalizado pelo desempenho mecânico

Com base nas discussões apresentadas anteriormente, os resultados da avaliação de impactos para 1m³ de concreto foram normalizados pelo indicador de desempenho mecânico, mas especificamente pela resistência à compressão a 28 dias e a 180 dias, resultando no índice de resistência à compressão (I_{rc}):

$$I_{rc} = \frac{\text{Indicador de impacto ambiental}}{\text{Resistência à compressão}}$$

Dessa forma, o resultado expresso pelo índice revela o potencial impacto ambiental a ser gerado para o desenvolvimento de 1 MPa de resistência à compressão em 1m³ de concreto. Assim, é possível analisar os concretos, não somente em termos de composição material, como também de eficiência estrutural (DAMINELI *et al.*, 2010, CELIK *et al.*, 2015).

Sendo assim, os resultados apresentados na Tabela 5-4 foram normalizados pelos dados de resistência à compressão, dispostos nas Tabelas 4-4 e 4-5, respectivamente. A Figura 5-18 apresenta os resultados dos índices de resistência à compressão a 28 dias das misturas de concreto convencional tendo como parâmetro o índice da mistura de referência (C25 Ref). O mesmo ocorre na Figura 5-19, porém a normalização é feita através da resistência à compressão a 180 dias.

Segundo Cordeiro (2006), a introdução da CBCA residual resultou em modificações na estrutura porosa do concreto devido à granulometria grosseira e à baixa atividade pozolânica dessa cinza, influenciando negativamente nas propriedades do concreto, como a resistência à compressão. Sendo assim, ao contrário do constatado na avaliação de impactos inicial (para produzir 1m³), os concretos com adição de cinzas residuais são os que apresentam o pior desempenho quando normalizados pela resistência à compressão a 28 dias, no qual a adição de 20% de CBCA residual é a mais impactante.

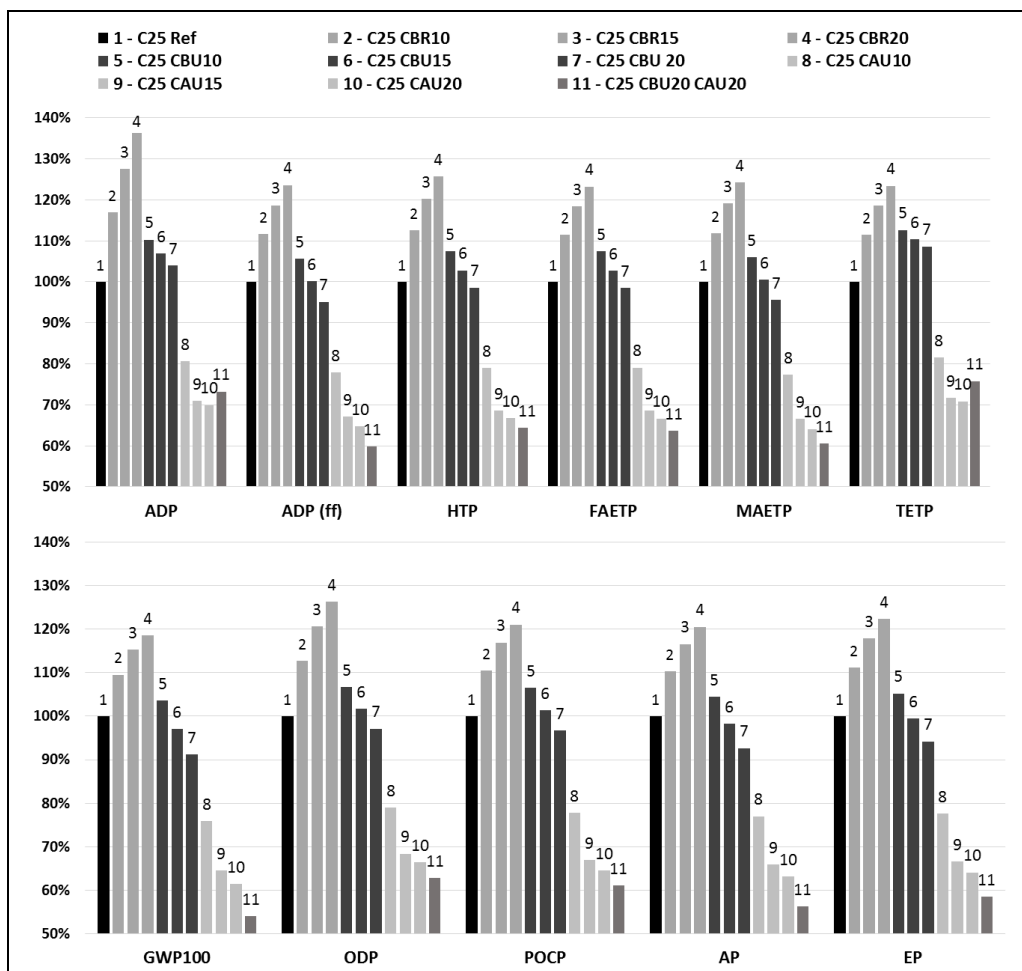


Figura 5-18: Resultado da avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pela resistência à compressão a 28 dias

Entre as misturas com CBCA ultrafina, apenas a mistura com teor de substituição de 20% (C25 CBU20 (7)) apresentou resultados vantajosos se comparados com a referência (C25 Ref (1)). Isto se deve ao equilíbrio entre as reduções de impactos obtidas com a substituição de cimento e a menor perda de resistência (8,3%) em relação à referência. O que não ocorreu nas misturas com teores inferiores, nas quais a substituição de cimento foi menor e, ainda, houve, uma maior perda de resistência.

Já entre misturas que contêm CCA ultrafina, todas obtiveram resultados normalizados melhores do que a referência devido não somente à redução de impactos com a substituição, como também pelo ganho representativo de resistência à compressão (21% para C25 CAU10, 35,8% para C25 CAU15 e 36,1% C25 CAU20) em relação a referência, resultante da elevada atividade pozolânica desse aditivo. Nota-se, portanto, que para todas as misturas de CCA ultrafinas há uma dupla relação de ganho, ou seja, um maior teor de substituição resulta em melhor desempenho ambiental e mecânico.

A mistura ternária (C25 CBU20 CAU20 (11)) apresentou os menores índices, com exceção das categorias de depleção de recursos naturais e de ecotoxicidade nas quais os valores se aproximaram da mistura C25 CAU10 (8), cujo ganho de resistência foi igual, 21%. Dessa forma, justifica-se os resultados próximos para categorias de impactos que sofrem menor influência do cimento, como as mencionadas.

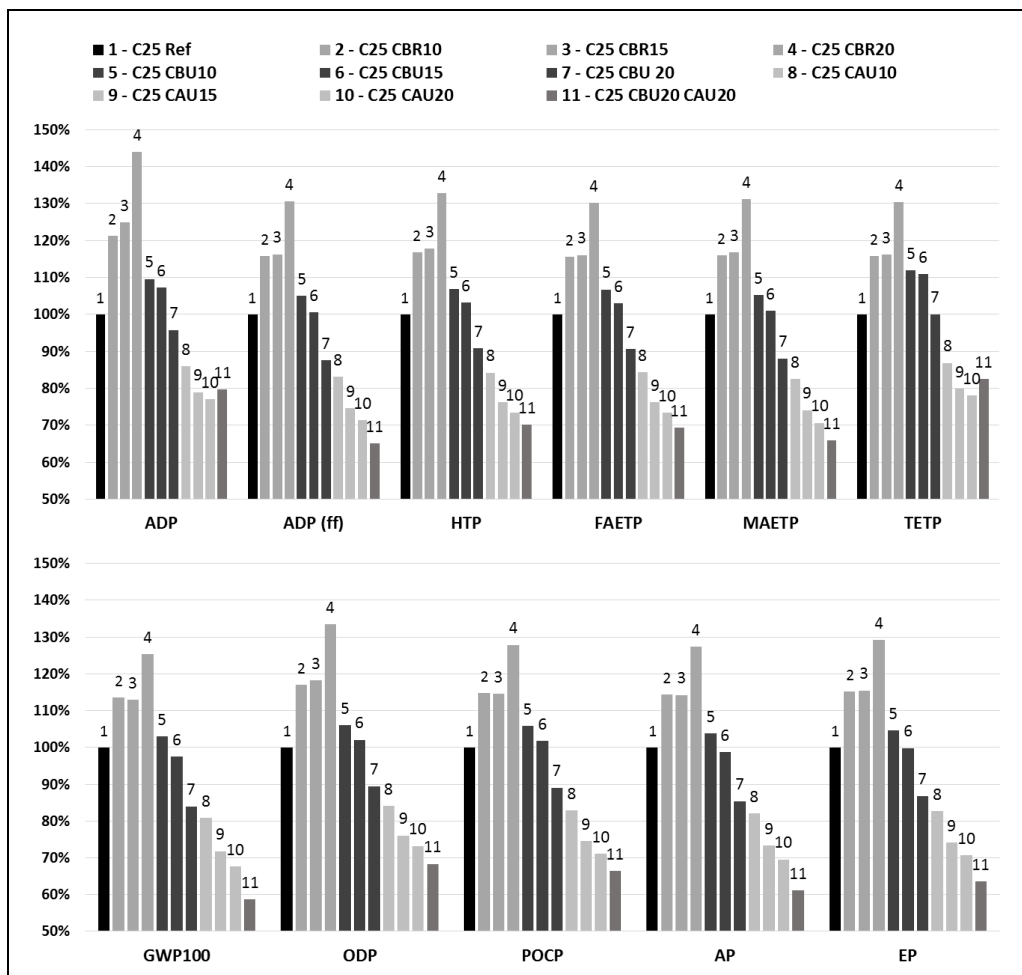


Figura 5-19: Resultado avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pela resistência à compressão a 180 dias

A resistência à compressão das misturas C25 CBR10 (2) e C25 CBR20 (4) a 180 dias sofreu uma perda ainda maior em relação a referência do que a de 28 dias. Por outro lado, a C25 BR15 (3) manteve esse percentual, tendo até um pequeno acréscimo. Com isso, é possível notar uma aproximação entre as misturas de 10% (3) e 15% (2). Ressalta-se que do ponto de vista mecânico, adição de 15% de CBCA residual é ainda mais prejudicial que a de 10%. Porém, esse valor é equilibrado com a redução de impacto obtida com o maior teor de substituição. Essa compensação, no entanto, não ocorre quando o teor sobe para 20%. Contudo, para em todos os teores, não houve benefícios no emprego da CBCA residual.

Como visto anteriormente, a adição de CBCA ultrafina só se mostra benéfica para maioria das categorias de impacto com teor de substituição de 20%. Entretanto, a 180 dias, a resistência à compressão da mistura C25 CBU20 (7) é praticamente a mesma da referência (C25 Ref (1)). Esse ganho de resistência a longo prazo pode ter relação com reação pozolânica que se desenvolve mais lentamente. Com isso, os resultados da C25 CBU20 normalizados a 180 dias são melhores dos obtidos com a normalização a 28 dias.

As misturas com CCA ultrafina e a mistura ternária tiveram um maior ganho de resistência em comparação a referência nos primeiros 28 dias do que a 180 dias. Isso proporcionou uma relativa piora dos índices normalizados a 180 dias em relação aos de 28 dias. Entretanto, os resultados obtidos mostram que as misturas de CCA nos três teores de substituição, assim como a mistura ternária, são melhores do que a referência e do que os concretos com CBCA.

A Figura 5-20 apresenta os valores dos índices de resistência à compressão a 28 dias e a Figura 5-21, a 180 dias, para os concretos de alto desempenho.

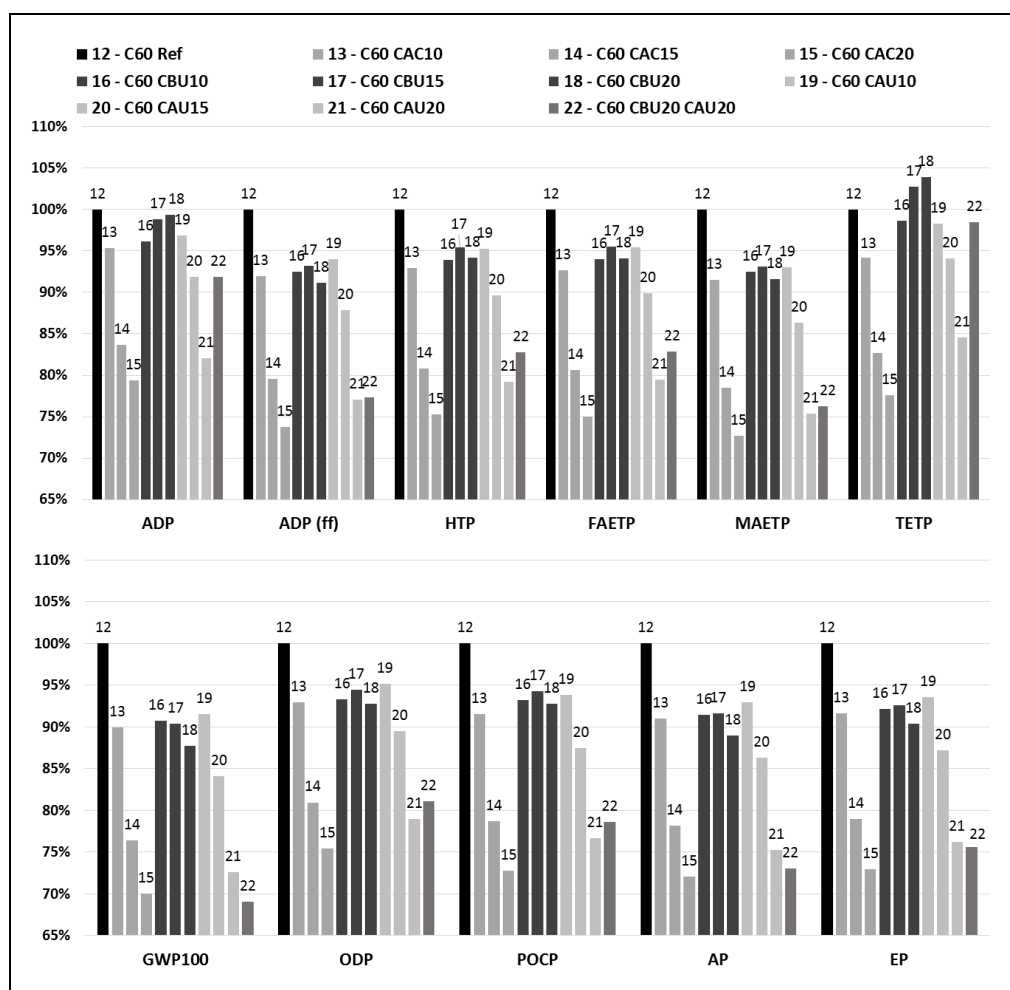


Figura 5-20: Resultado da avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pela resistência à compressão aos 28 dias

Diferentemente dos concretos convencionais, no caso dos concretos de alto desempenho, todas as misturas com aditivos minerais obtiveram índices inferiores ao da mistura de referência para todas categorias de impacto, com exceção das misturas C60 CBU15 (17) e C60 CBU20 (18) para a categoria de ecotoxicidade terrestre (TETP). Isso se justifica pelo fato de que essas misturas desenvolveram resistência à compressão próxima ou superior ao valor da referência. O resultado mais desfavorável foi o da mistura C60 CBU20 (18) cuja resistência foi 95% da referência.

Ainda em relação as misturas com CBCA ultrafina, nota-se que, ao contrário do que ocorre nos concretos convencionais, teores mais elevados de substituição provocam uma redução da resistência à compressão. Sendo assim, os benefícios observados na avaliação inicial, antes da normalização, são neutralizados ou superados pela perda de desempenho mecânico. Com isso, a mistura com apenas 10% de substituição (C60 CBU10 (16)) apresenta resultados similares ou inferiores aos de 15%, para quase todas as categorias, e aos de 20%, em algumas categorias. Ressalta-se, no entanto, que nas categorias de impactos mais influenciadas pelo cimento, como mudanças climáticas, acidificação e eutrofização, o teor de 20% de substituição é o mais vantajoso.

Com relação as misturas que utilizam CCA, observa-se que as misturas com teor de substituição de 10% apresentam índices próximos aos das misturas de CBCA ultrafina. Nelas, a resistência à compressão pouco varia em relação à referência. No entanto, a partir de 15% de CCA controlada, há maior ganho de resistência (14,20% para a C60 CAC15 (14) e 18,5% para C60 CAC20 (15)). Nas misturas com CCA ultrafina, o aumento significativo ocorre apenas a partir de 20% (15% para C60 CAU20 (21)). Dessa forma, a mistura C60 CAC15 (15) apresenta um menor potencial de causar impacto em comparação a mistura C60 CAU15 (20). O que é também observado para as misturas de 20%, porém a diferença entre a C60 CAC20 e a C60 CAU20 é menor.

Por fim, verifica-se que o desenvolvimento de uma maior resistência à compressão das misturas com 20% de CCA faz com que seus índices se igualem ou até superem os da mistura ternária (C60 CBU20 CAU20 (22)) em diversas categorias. Novamente, para as categorias mais influenciadas pelo cimento, a mistura ternária, com a redução de 40% de cimento, ainda é mais vantajosa.

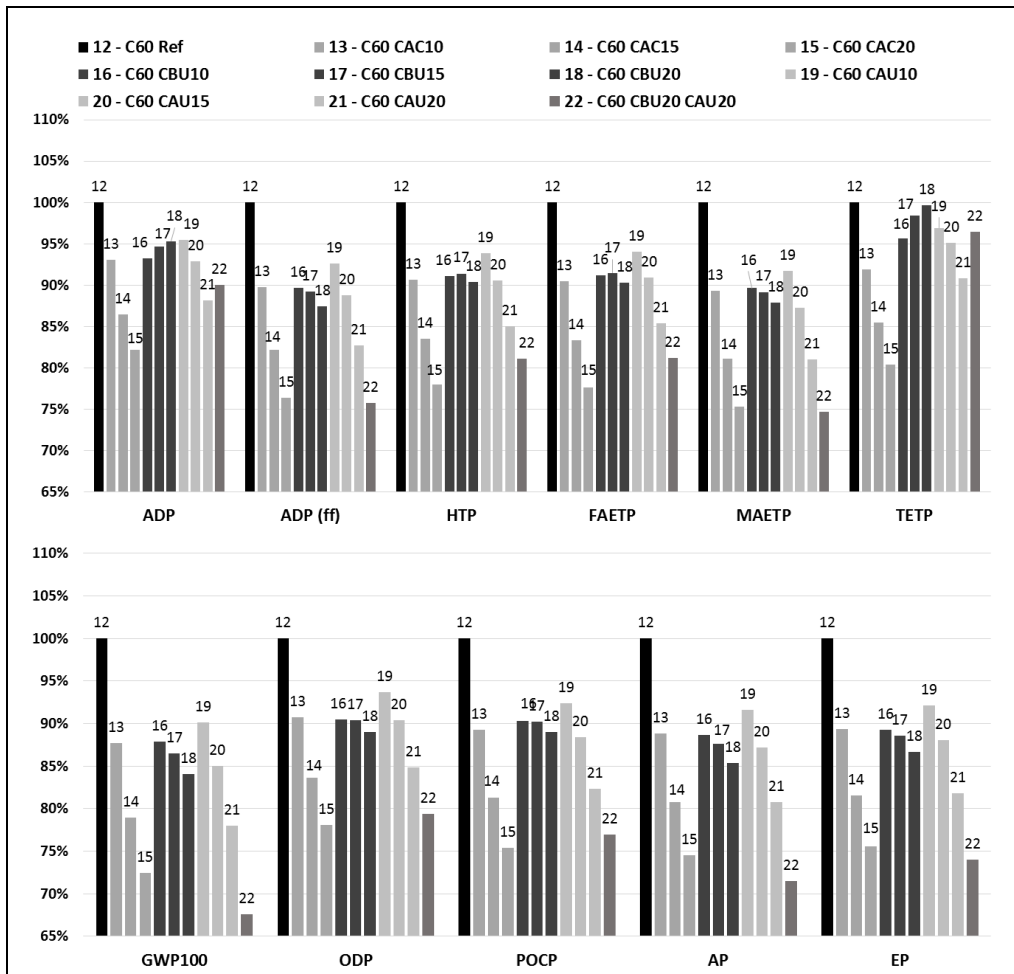


Figura 5-21: Resultado da avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pela resistência à compressão aos 180 dias

Do mesmo modo que na normalização pela resistência à compressão a 28 dias, observa-se que a mistura de referência é a que apresenta o maior potencial de causar impactos. A mistura ternária, por sua vez, é a que apresenta o menor potencial para a maioria das categorias estudadas.

Novamente, as misturas com CBCA ultrafina foram as que apresentaram maior ganho percentual de resistência à compressão entre 28 e 180 dias. Com isso, a 180 dias, os índices para ecotoxicidade terrestre que tinha ficado maiores do que a referência na normalização a 28 dias, passaram a ser inferiores para a C60 CBU15 (17) e a C60 CBU20 (18). A mistura que contém 10% de teor de substituição (C60 CBU10 (16)) passou a apresentar uma resistência 4% superior à resistência da mistura de referência (C60 Ref (12)), reduzindo ainda mais seu impacto.

Adicionalmente, as misturas com CCA requerem teores mais elevado de superplastificante, o que faz com que a C60 CBU10 (16) apresente menores índices para diversas categorias de impactos em comparação à C60 CAU10 (19). Nesse sentido, verifica-se ainda que, embora a C60 CAU15 (20) desenvolva uma maior

resistência à compressão em relação a C60 CBU20 (18), os impactos causados pela maior quantidade de superplastificante faz com que o índice da mistura com CCA seja superior da com CBCA para quase todas as categorias. Destaca-se que isso não ocorre na normalização com 28 dias.

Além disso, devido ao desenvolvimento de resistência mais acelerado das misturas que contêm CCA, sobretudo a partir de 15% de substituição, há um aumento percentual dos índices dessas misturas em comparação a referência na normalização com a resistência a 180 dias em relação aos resultados da normalização a 28 dias. Destaca-se que isso também foi observado nos concretos convencionais com CCA ultrafina.

5.2.3.2 Resultado normalizado pela durabilidade

Nos capítulos anteriores, foi apresentada a importância de se considerar parâmetros de durabilidade na avaliação de impactos dos concretos. Sendo assim, além da normalização pelo desempenho mecânico, foi ainda realizada a normalização por um indicador de durabilidade.

O indicador selecionado para a normalizada teve como base no cobrimento mínimo de concreto para uma vida útil de 50 anos estimado a partir do modelo de previsão de vida útil adotado, apresentado na Tabela 4-13 para os concretos convencionais e na Tabela 4-14 para os concretos de alto desempenho. A partir desse cobrimento, foi calculado volume de concreto necessário em um pilar com vida útil de 50 anos. A Figura 5-22 ilustra esse pilar, no qual fixou-se a altura (h) em 250 cm e a aresta interna (b) em 30 cm, sendo (a) que representa o cobrimento mínimo de passivação, a única variável.

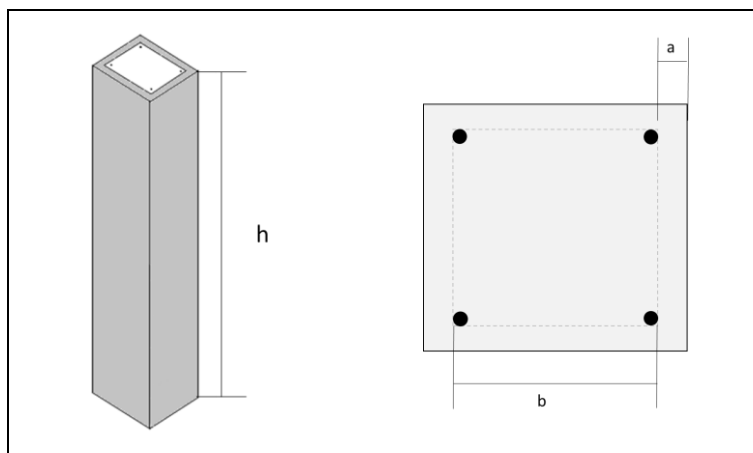


Figura 5-22: Representação do pilar

A Tabela 5-5 apresenta o volume de concreto convencional necessário para 50 anos de vida útil da estrutura submetidas a diferentes condições de exposição a íons cloreto. Da mesma forma, a Tabela 5-6 apresenta os volumes para os concretos de alto desempenho.

Tabela 5-5: Estimativa do volume de concreto convencional necessário para 50 anos de vida útil do pilar sob diferentes condições de exposição a íons cloreto

Mistura	Cobrimento mínimo (cm)		Volume de concreto para 50 anos de vida útil (m³)	
	Cs = 0,9%	Cs = 2,4%	Cs = 0,9%	Cs = 2,4%
C25 Ref	19,44	35,15	1,186	2,515
C25 CBR10	19,29	34,88	1,176	2,488
C25 CBR15	19,55	35,36	1,194	2,536
C25 CBR 20	19,46	35,20	1,188	2,520
C25 CBU10	16,11	29,14	0,968	1,949
C25 CBU15	16,71	30,22	1,005	2,045
C25 CBU 20	16,63	30,08	1,001	2,032
C25 CAU10	10,30	18,63	0,640	1,131
C25 CAU15	8,87	16,04	0,570	0,963
C25 CAU20	8,02	14,50	0,530	0,870
C25 CBU20 CAU20	12,33	22,31	0,747	1,392

Tabela 5-6: Estimativa do volume de concreto de alto desempenho necessário para 50 anos de vida útil do pilar sob diferentes condições de exposição a íons cloreto

Mistura	Cobrimento mínimo (cm)		Volume de concreto para 50 anos de vida útil (m³)	
	Cs = 0,9%	Cs = 2,4%	Cs = 0,9%	Cs = 2,4%
C60 Ref	8,50	15,37	0,552	0,922
C60 CAC10	5,11	9,24	0,404	0,588
C60 CAC15	3,60	6,52	0,346	0,463
C60 CAC20	2,76	4,99	0,315	0,400
C60 CBU10	7,16	12,94	0,491	0,781
C60 CBU15	7,12	12,88	0,489	0,777
C60 CBU20	7,52	13,61	0,507	0,818
C60 CAU10	6,33	11,45	0,455	0,700
C60 CAU15	4,64	8,39	0,386	0,547
C60 CAU20	4,51	8,16	0,381	0,536
C60 CBU20 CAU20	6,45	11,67	0,460	0,711

Como esperado, quanto mais agressivo a condição de exposição, maior o volume de concreto para durabilidade desejada. Observa-se ainda a superioridade dos concretos de alto desempenho frente aos de convencionais. Devido à estrutura de poros mais densa, os concretos dessa classe reduzem a penetração de agentes agressivos, como os íons cloreto, estabelecendo uma relação direta entre resistência à compressão e durabilidade.

Entretanto, é importante destacar que as misturas C25 CAU15 e C25 CAU20 da classe de concretos convencionais apresentam volumes próximos ao do concreto de referência (C60 Ref) da classe de alto desempenho. Isso se deve ao refinamento da estrutura de poros resultante da incorporação da CCA ultrafina, que reduziu drasticamente a penetração de íons cloreto, passando de “alta” no C25 Ref para “baixa” nas misturas com CCA.

Dessa forma, o índice de durabilidade (I_d) apresenta relação entre os indicadores de impacto ambiental (Tabela 5-4) e o volume de concreto necessário para uma vida útil de 50 anos da estrutura I (Tabela 5-5 e 5-6):

$$I_d = \text{Indicador de impacto ambiental} \times \text{volume de concreto (50 anos de vida útil)}$$

Ressalta-se que como o indicador de impacto ambiental obtido na avaliação inicial tem como unidade de referência o m³ de concreto, essa normalização é feita pela multiplicação desse valor pelo volume, em m³, de concreto estimado para essa vida útil. Desse modo, a unidade do índice de durabilidade é a emissão equivalente, como por exemplo, kg de CO₂ eq para a categoria de mudanças climáticas.

A Figura 5-23 e a Figura 5-24 apresentam os resultados da avaliação de impactos normalizados pelo indicador de durabilidade para a condição de exposição a íons cloreto de Cs=0,9% e Cs=2,4%, respectivamente para os concretos convencionais.

O resultado comparativo do índice de durabilidade mostra que todas as misturas com substituição de cimento por cinzas são menos impactantes do que a mistura de referência. As misturas que contém CCA ultrafina e a mistura ternária foram as que apresentados os resultados mais favoráveis, nas quais, para diversas categorias de impacto, os índices obtidos são inferiores a 50% dos índices da referência.

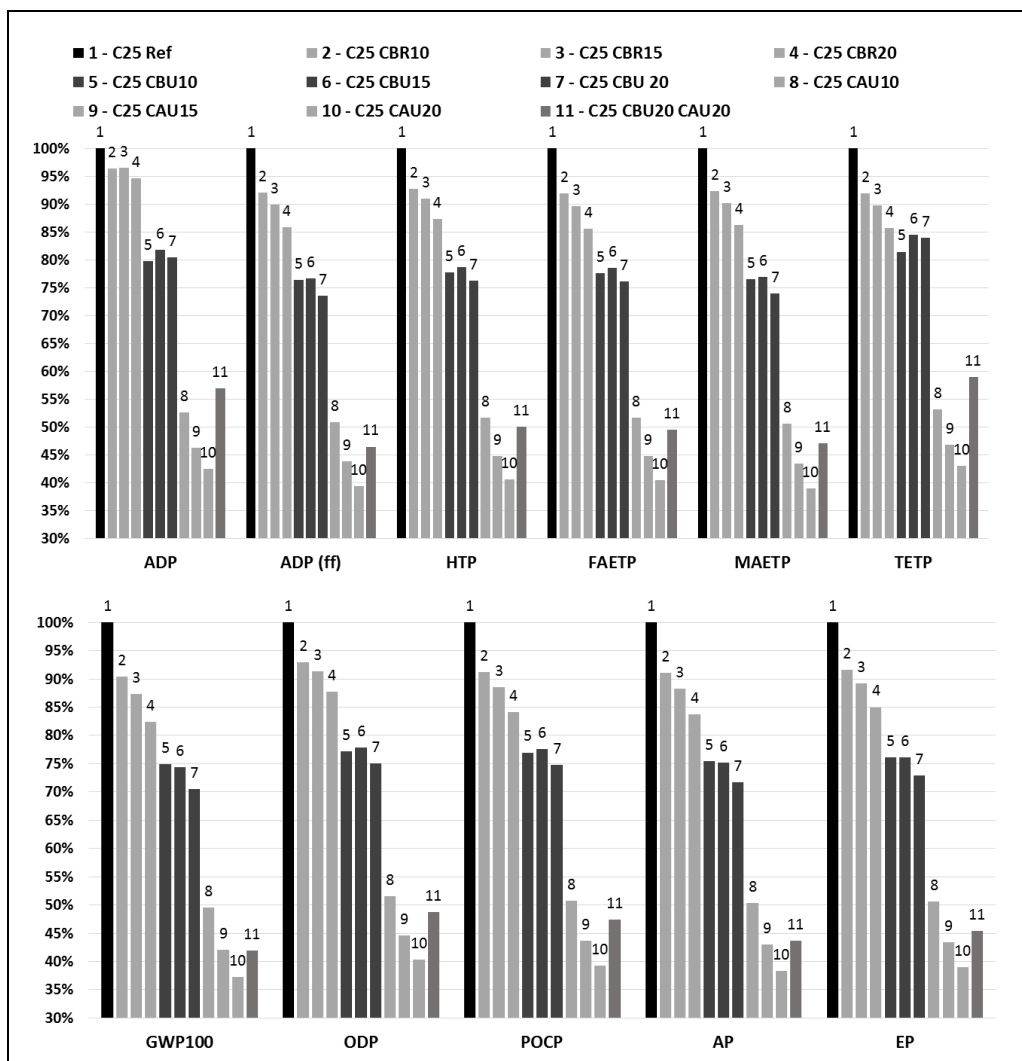


Figura 5-23: Resultado avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=0,9\%$

Ao contrário do que ocorreu no índice de resistência à compressão, a incorporação de CBCA residual não comprometeu a durabilidade do concreto. Com isso, dado que a produção de $1m^3$ dessas misturas é menos impactante, o índice de durabilidade indica vantagens comparativas do seu uso frente ao concreto de referência. Ressalta-se, no entanto, Cordeiro (2006) realizou outros ensaios de caracterização relacionados com a durabilidade, como a avaliação de índice de vazios e de absorção capilar que indicam uma deterioração da qualidade do concreto, sobretudo na mistura C25 CBR20 (4), com 20% de CBCA residual, o que não é constatado pelo ensaio de penetração iônica e, consequentemente pelo modelo de previsão de vida útil adotado.

A incorporação de CBCA ultrafina, por sua vez, aumenta a durabilidade do concreto, sendo o teor de 10% o que requer o menor volume do concreto. Com isso, a mistura C25 CBU10 (5) apresenta índices similares ou até mesmo inferiores ao da mistura C25 CBU15 (6), mesmo possuindo uma carga de impactos maior. Entretanto,

dos três teores estudados, a mistura com 20% (C25 CBU20 (8)) é a que se mostrou mais vantajosa para a maior parte das categorias estudadas.

Novamente, para as misturas com CCA ultrafina, observa-se que quanto maior o teor de substituição maior a durabilidade. Dessa forma, há um efeito aditivo no emprego dessas cinzas. Aos benefícios identificados na avaliação de impactos inicial, obtidos pela redução da quantidade de cimento, somam-se as vantagens de ser ter um concreto mais durável, ou seja, cujo volume necessário para atender a vida útil é menor.

Em termos de durabilidade, a mistura ternária se posiciona entre as misturas de CBCA ultrafina e as de CCA ultrafina. No entanto, o alto teor de substituição de cimento reduz significativamente a carga de impactos associada à sua produção, principalmente nas categorias mais influenciadas pelo cimento. O reflexo disso é observado no índice de durabilidade, no qual os valores se aproximam das misturas com CCA ultrafina.

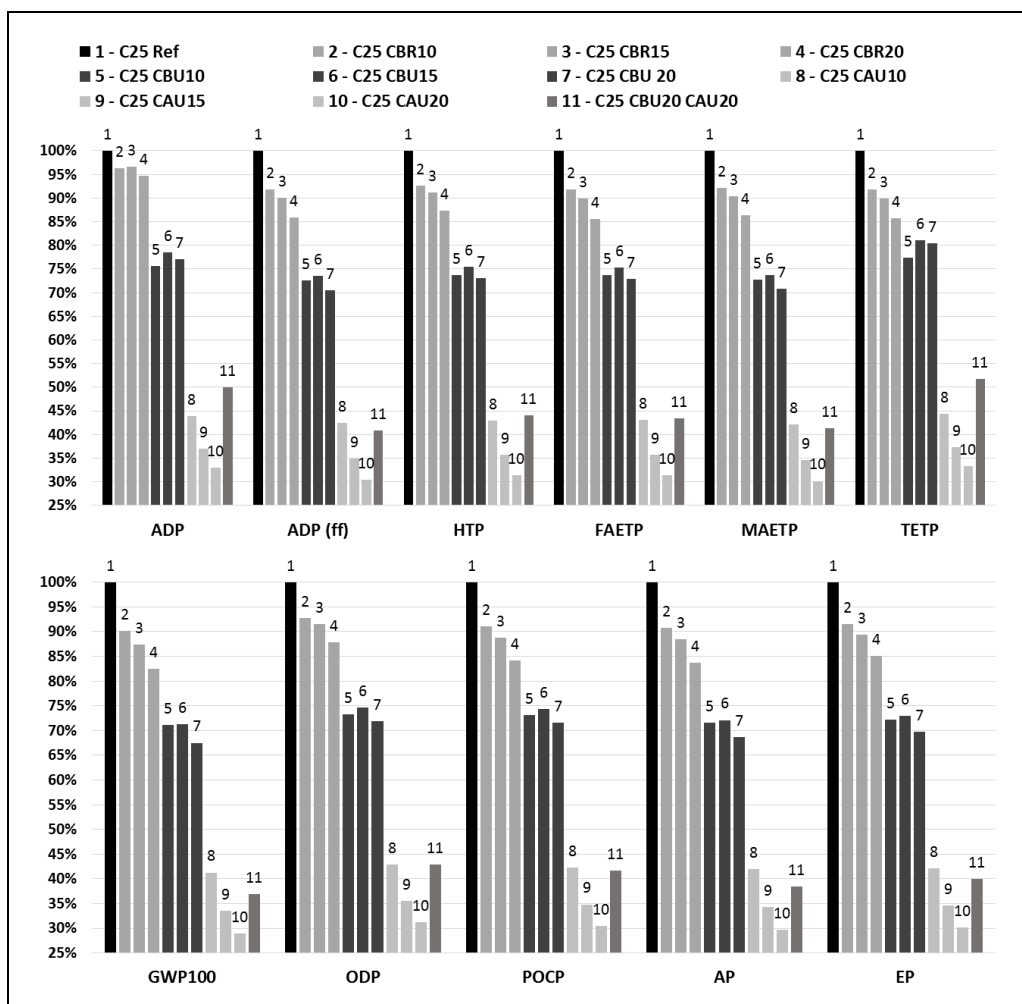


Figura 5-24: Resultado avaliação de impactos dos concretos convencionais (25 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=2,4\%$

Sob condições mais agressivas, a camada de passivação, para evitar a corrosão, necessita ser mais espessa, resultado em um maior volume de concreto. Entretanto, dado que o cobrimento mínimo apresenta relação de área, esse aumento de volume não ocorre de forma linear. Devido a isso, observa-se que, embora o perfil descrito para a condição de exposição mais branca permaneça válido, há um maior distanciamento entre os índices das misturas de CBCA ultrafina e CCA ultrafina e os da mistura de referência. Como exemplo, a mistura C25 CAU20 (10) na categoria mudanças climáticas (GWP100) apresentou um índice de durabilidade de 37,5% da referência em $C_s=0,9\%$ e de 29,1%, em $C_s=2,4\%$.

Na Figura 5-25, constam os valores relativos dos índices de durabilidade para os concretos de alto desempenho sob a condição de exposição mais branda ($C_s=0,9\%$)

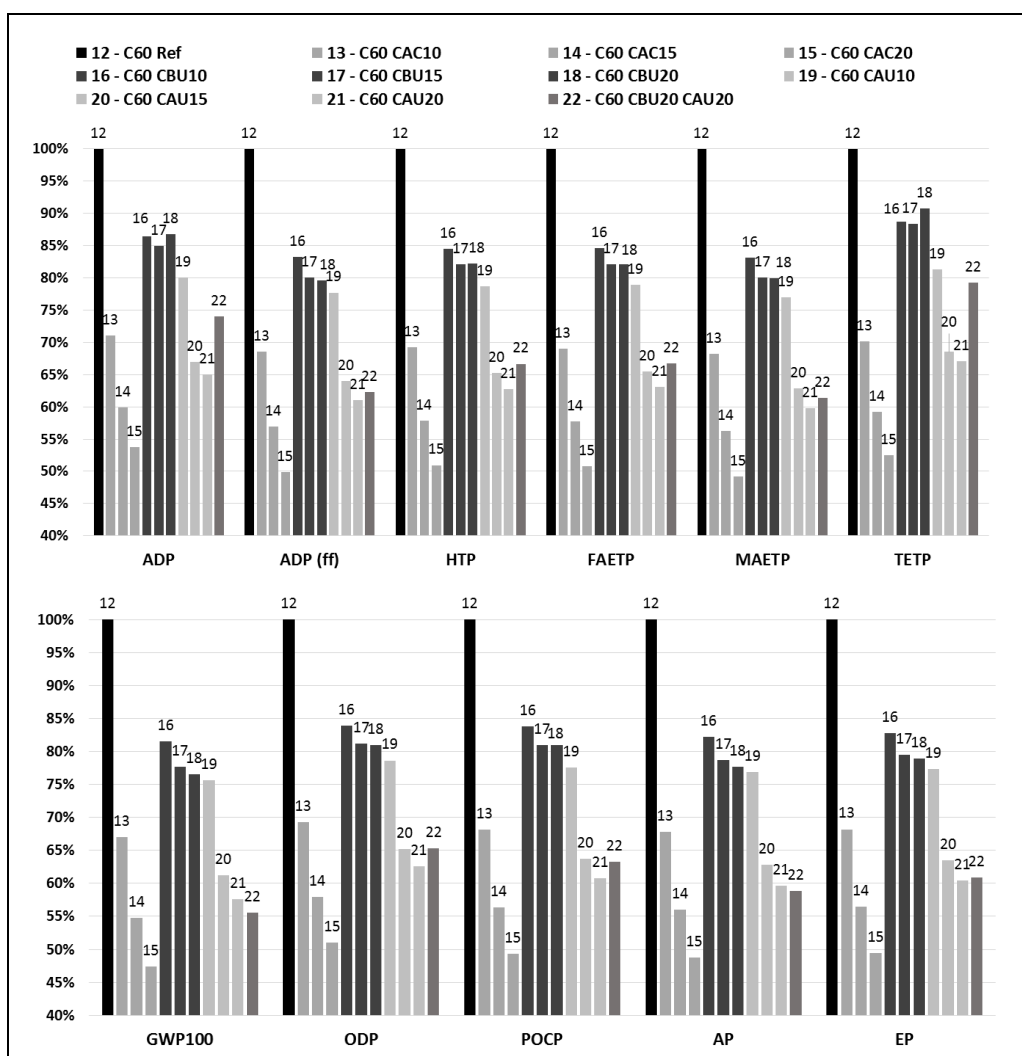


Figura 5-25: Resultado avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=0,9\%$

Nos concretos do alto desempenho, todas as misturas com aditivos minerais apresentam maior durabilidade e menor impacto ambiental associado aos seus ciclos de vida quando comparadas com o concreto de referência. Como reflexo, a diferença percentual entre essas misturas e a referência observada na avaliação de impactos inicial torna-se mais acentuada no índice de durabilidade.

Diferentemente do que ocorre no concreto convencional, o teor ótimo de CBCA ultrafina, em termos de durabilidade, no concreto de alto desempenho é 15%. Dessa forma, a mistura C60 CBU10 (16) é, para esse tipo de aditivo, a que apresenta índices mais desfavoráveis. Por outro lado, a maior redução dos impactos ambientais relacionados ao maior teor de substituição da mistura C60 CBU20 (18) é prejudicada pelo acréscimo de volume para a vida útil desejada. Com isso, os índices da C60 CBU15 (17) são similares aos da C60 CBU20 em diversas categorias de impacto, como ecotoxicidade de águas doces (FAETP), depleção da camada de ozônio (ODP) e formação de fotooxidantes (POCP). Somente nas categorias mais influenciadas pelo cimento, o emprego de 20% de CBCA ultrafina se mostra mais benéfico, como mudanças climáticas (GWP100), acidificação (AD) e eutrofização (EP).

As misturas com CCA são as que apresentam melhores resultados. Dentro de cada teor de substituição, CCA controlada tem melhor desempenho do que a CCA ultrafina. A redução do teor de carbono e o consequente aumento da atividade pozolânica permitiram melhoras nas propriedades mecânicas, como discutido no índice de resistência à compressão, e na durabilidade dos concretos com CCA controlada (CORDEIRO, 2006). Com destaque para C60 CAC20 (15) na qual os índices de durabilidade variam em torno de 50% da referência. O menor valor, 47,4%, foi observado na categoria de mudanças climática. Em valores absolutos, isso significa que para construir um pilar para 50 anos de vida útil, são emitidos 267,9 kg de CO₂ eq com o C60 Ref (12) e 126,9 kg de CO₂ eq com o C60 CAC20 (15).

O volume de concreto C60 CBU20 CAU20 (22) para uma vida útil de 50 anos é cerca 45% e 20% maior do necessário das misturas C60 CAC20 (15) e C60 CAU20 (21), respectivamente. Com isso, as vantagens obtidas pelo maior teor de substituição de cimento são neutralizadas pela menor durabilidade em relação as misturas mencionadas.

A Figura 5-26 apresenta os resultados comparativos do índice de durabilidade para a condição de exposição mais severa ($C_s=2,4\%$).

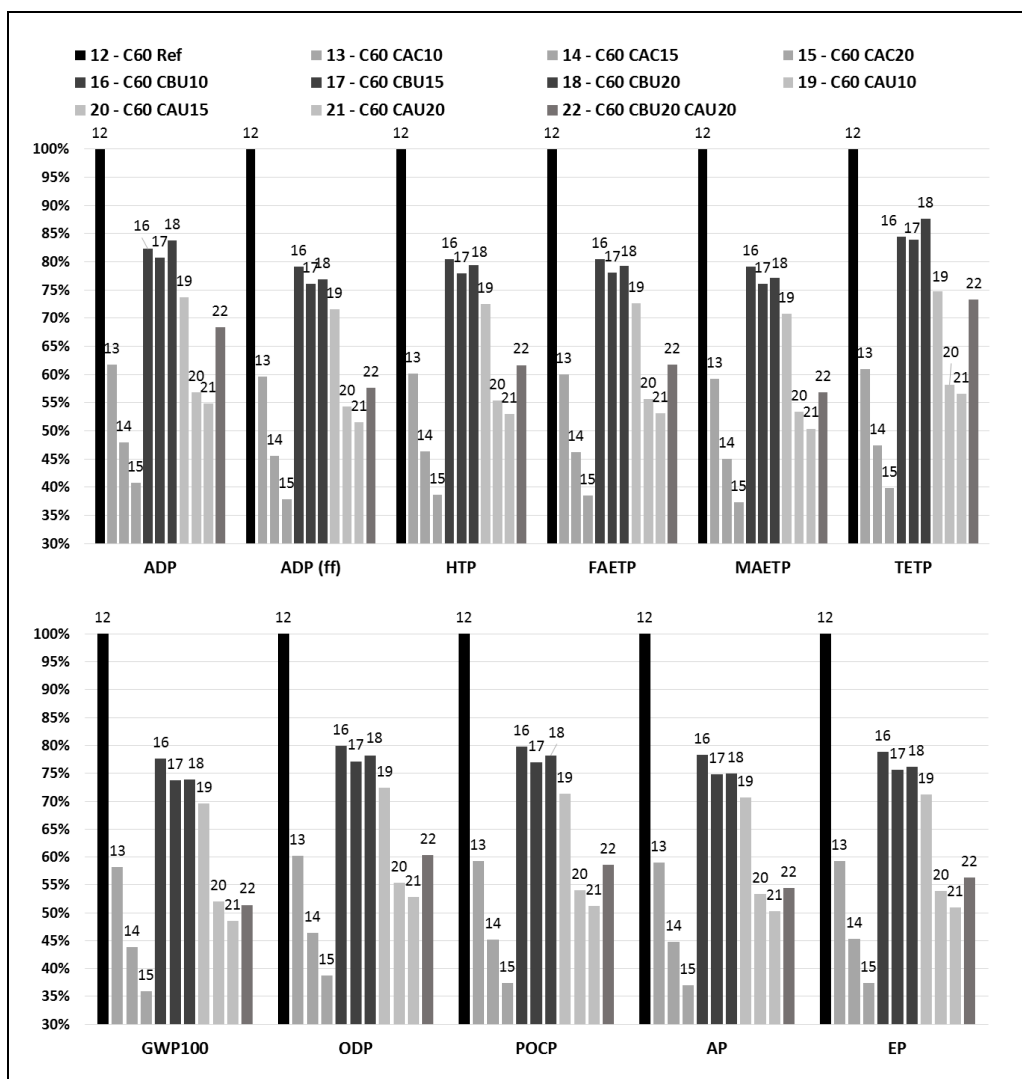


Figura 5-26: Resultado avaliação de impactos dos concretos de alto desempenho (60 MPa) normalizado pelo volume necessário para 50 anos de vida útil sob condição de $C_s=2,4\%$

Assim como o observado nos concretos convencionais, a imposição de condições de exposição mais severas induz a um maior distanciamento de índice de durabilidade da mistura de referência as das demais. Utilizando o exemplo mencionado anteriormente, observa-se que para essa condição de exposição ($C_s=2,4\%$) o índice da mistura C60 CAC20 (15) para a categoria de mudanças climáticas é, agora, apenas 35,9% do da referência, ao invés de 47,4% na condição mais branda.

5.2.4 Avaliação de impactos de ciclo de vida dos concretos

As análises anteriores mostraram a relevância dos indicadores de desempenho selecionados na avaliação comparativa proposta nesse estudo. Entretanto, a metodologia da ACV preconiza a normalização por meio de uma unidade funcional. Dessa forma, a Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV), sendo esse o real resultado do estudo de ciclo de vida proposto, tem como referência o “*volume, em m³, de concreto necessário para o desenvolvimento de um (01) MPa de resistência à compressão e um (01) ano de vida útil*”, unidade funcional que engloba desempenho mecânico e durabilidade.

Na construção da unidade funcional, foram considerados os indicadores resistência à compressão a 28 dias, em MPa, e o tempo de vida útil de uma estrutura, com 7,5 cm de camada de passivação, exposta a íons cloreto em condições mais brandas (Cs=0,9%), como apresenta de forma resumida na Tabela 5-7. Ressalta-se, novamente, que a vida útil foi limitada em 100 anos, sendo essa considerada a idade máxima de projeto. Entretanto, o modelo de previsão de vida útil mostrou que o concreto C60 CAC20 pode durar até 370 anos.

Tabela 5-7: Unidade funcional, em m³ de concreto por MPa x ano

Concretos convencionais	Unidade funcional (m ³ /MPa.ano)	Concretos de alto desempenho	Unidade funcional (m ³ /MPa.ano)
C25 Ref	5,60E-03	C60 Ref	4,22E-04
C25 CBR10	6,63E-03	C60 CAC10	1,62E-04
C25 CBR15	7,53E-03	C60 CAC15	1,44E-04
C25 CBR20	8,10E-03	C60 CAC20	1,39E-04
C25 CBU10	4,35E-03	C60 CBU10	2,96E-04
C25 CBU15	4,58E-03	C60 CBU15	3,06E-04
C25 CBU20	4,47E-03	C60 CBU20	3,48E-04
C25 CAU10	1,30E-03	C60 CAU10	2,34E-04
C25 CAU15	8,58E-04	C60 CAU15	1,58E-04
C25 CAU20	7,00E-04	C60 CAU20	1,43E-04
C25 CBU20 CAU20	1,86E-03	C60 CBU20 CAU20	2,52E-04

Dessa forma, o resultado da AICV, obtidos através da multiplicação dos resultados da avaliação de impactos ambientais inicial (Tabela 5-4) pela unidade funcional de cada mistura (Tabela 5-7), é expressa pelo indicador da categoria por MPa x ano, como mostra a Tabela 5-8. Ressalta-se que esse é o resultado final da Avaliação de Ciclo de Vida.

Tabela 5-8: Resultado final da AICV com a aplicação da unidade funcional para concretos convencionais e de alto desempenho

Mistura		ADP	ADP (ff)	HTP	FAETP	MAETP	TETP	GWP100	ODP	POCP	AP	EP
		Kg de xx eq/MPa x ano (*exceto para ADF (ff) – MJ/MPa x ano)										
		Sb	MJ*	1,4-DB				CO ₂	CFC-11	C ₂ H ₄	SO ₂	PO ₄ ⁻³
1	C25 Ref	18,6 E-7	12,17	97,2 E-3	53,3 E-4	206,5	55,5 E-5	2,092	49,7 E-9	21,8 E-5	59,1 E-4	77,0 E-5
2	C25 CBR10	21,4 E-7	13,36	107,6 E-3	58,5 E-4	227,3	60,9 E-5	2,255	55,2 E-9	23,8 E-5	64,2 E-4	84,2 E-5
3	C25 CBR15	24,9 E-7	14,59	118,1 E-3	63,8 E-4	248,6	66,4 E-5	2,437	60,6 E-9	25,8 E-5	69,7 E-4	91,8 E-5
4	C25 CBR 20	25,4 E-7	15,07	122,5 E-3	65,8 E-4	257,1	68,6 E-5	2,488	63,0 E-9	26,5 E-5	71,5 E-4	94,5 E-5
5	C25 CBU10	14,1 E-7	8,83	71,8 E-3	39,3 E-4	150,2	42,9 E-5	1,489	36,5 E-9	16,0 E-5	42,4 E-4	55,7 E-5
6	C25 CBU15	14,7 E-7	9,00	73,8 E-3	40,4 E-4	153,3	45,2 E-5	1,500	37,3 E-9	16,3 E-5	42,9 E-4	56,6 E-5
7	C25 CBU20	14,2 E-7	8,46	70,1 E-3	38,4 E-4	144,4	44,1 E-5	1,395	35,3 E-9	15,4 E-5	40,1 E-4	53,1 E-5
8	C25 CAU10	4,2 E-7	2,66	21,6 E-3	11,8 E-4	44,8	12,7 E-5	0,445	11,0 E-9	4,8 E-5	12,8 E-4	16,8 E-5
9	C25 CAU15	2,8 E-7	1,70	13,9 E-3	7,6 E-4	28,6	8,3 E-5	0,281	7,1 E-9	3,0 E-5	8,1 E-4	10,7 E-5
10	C25 CAU20	2,2 E-7	1,34	11,0 E-3	6,0 E-4	22,5	6,7 E-5	0,218	5,6 E-9	2,4 E-5	6,3 E-4	8,4 E-5
11	C25 CBU20 CAU20	5,6 E-7	2,98	25,7 E-3	13,9 E-4	51,2	17,2 E-5	0,463	12,8 E-9	5,5 E-5	1,4 E-3	18,5 E-5
12	C60 Ref	1,6 E-7	1,19	9,3 E-3	5,2 E-4	19,4	5,4 E-5	0,205	4,8 E-9	2,1 E-5	5,9 E-4	7,6 E-5
13	C60 CAC10	0,6 E-7	0,43	3,4 E-3	1,9 E-4	6,9	2,0 E-5	0,072	1,7 E-9	0,8 E-5	2,1 E-4	2,7 E-5
14	C60 CAC15	0,5 E-7	0,37	2,9 E-3	1,6 E-4	5,9	1,7 E-5	0,061	1,5 E-9	0,7 E-5	1,8 E-4	2,3 E-5
15	C60 CAC20	0,5 E-7	0,34	2,7 E-3	1,5 E-4	5,5	1,6 E-5	0,056	1,4 E-9	0,6 E-5	1,6 E-4	2,1 E-5
16	C60 CBU10	1,1 E-7	0,78	6,2 E-3	3,5 E-4	12,7	3,8 E-5	0,132	3,2 E-9	1,4 E-5	3,8 E-4	4,9 E-5
17	C60 CBU15	1,1 E-7	0,78	6,2 E-3	3,5 E-4	12,7	3,9 E-5	0,130	3,2 E-9	1,4 E-5	3,8 E-4	4,9 E-5
18	C60 CBU20	1,2 E-7	0,85	6,9 E-3	3,9 E-4	13,9	4,4 E-5	0,141	3,5 E-9	1,6 E-5	4,1 E-4	5,4 E-5
19	C60 CAU10	0,8 E-7	0,62	4,9 E-3	2,8 E-4	10,0	2,9 E-5	0,104	2,5 E-9	1,1 E-5	3,0 E-4	3,9 E-5
20	C60 CAU15	0,6 E-7	0,41	3,2 E-3	1,8 E-4	6,5	2,0 E-5	0,067	1,7 E-9	0,7 E-5	2,0 E-4	2,6 E-5
21	C60 CAU20	0,5 E-7	0,36	2,9 E-3	1,6 E-4	5,7	1,8 E-5	0,058	1,5 E-9	0,6 E-5	1,7 E-4	2,2 E-5
22	C60 CBU20 CAU20	0,8 E-7	0,53	4,4 E-3	2,5 E-4	8,5	3,1 E-5	0,081	2,2 E-9	1,0 E-5	2,5 E-4	3,3 E-5

Ressalta-se que, ao contrário do constado na Avaliação de impactos inicial (para 1m³), na AICV, os concretos de alto desempenho apresentam menor potencial de causar impactos em relação aos concretos convencionais. Para a maioria das categorias de impacto, seus resultados são inferiores em uma ou duas ordens de grandeza. Isso comprova a necessidade do uso de uma unidade funcional de desempenho na avaliação, conforme preconiza a metodologia da ACV. A Figura 5-27 exemplifica, através da categoria mudanças climáticas, a diferença entre a avaliação inicial (GWP100 (m³)), em kg de CO₂ eq/ m³ de concreto, e a AICV (GWP100 (UF)), em kg de CO₂ eq/ MPa·ano.

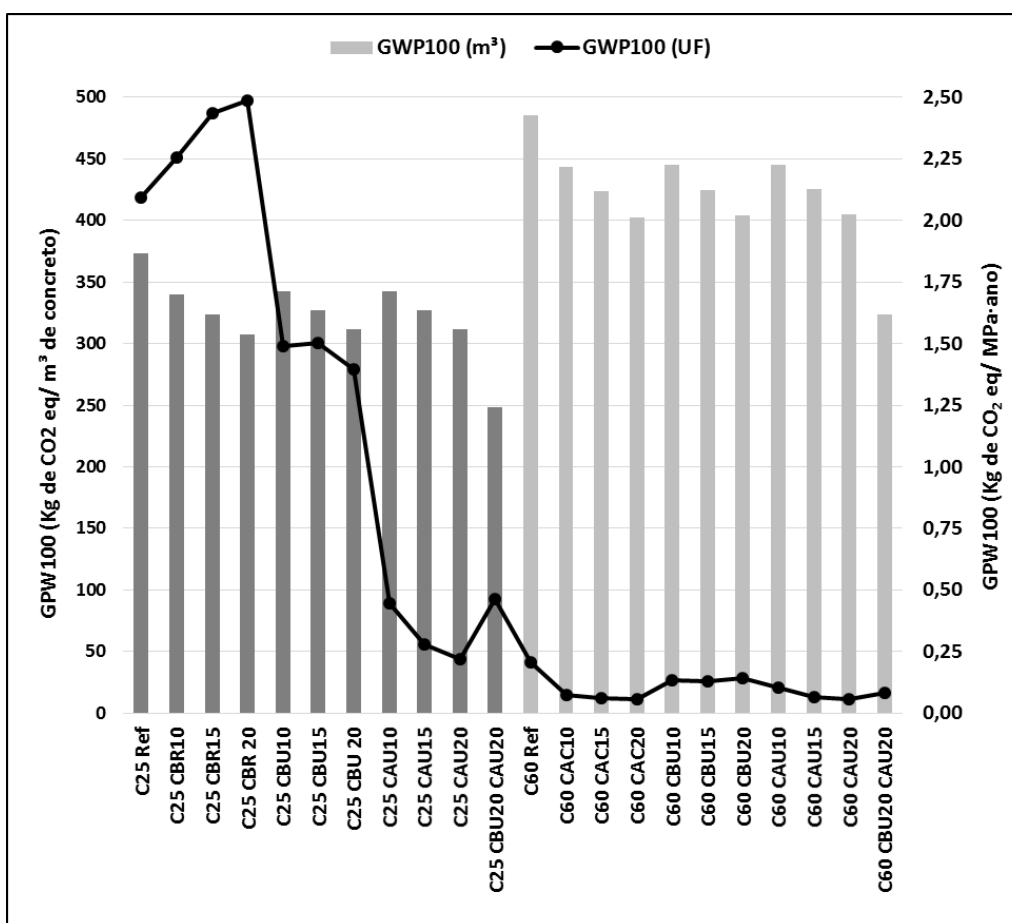


Figura 5-27: Diferença entre a avaliação inicial e AICV na categoria mudanças climáticas

A superioridade dos concretos de alto desempenho indica que a maior eficiência em termos estruturais e de durabilidade compensa a carga ambiental mais elevada associada ao seu ciclo de vida. Porém, deve-se destacar o bom desempenho das misturas convencionais com CCA ultrafina, principalmente da C25 CAU20 (10) cujos resultados se aproximam dos da mistura de referência de alto desempenho C60 Ref.

A Figura 5-28 apresenta o resultado final da AICV dos concretos convencionais, tendo como parâmetro a mistura de referência, C25 Ref.

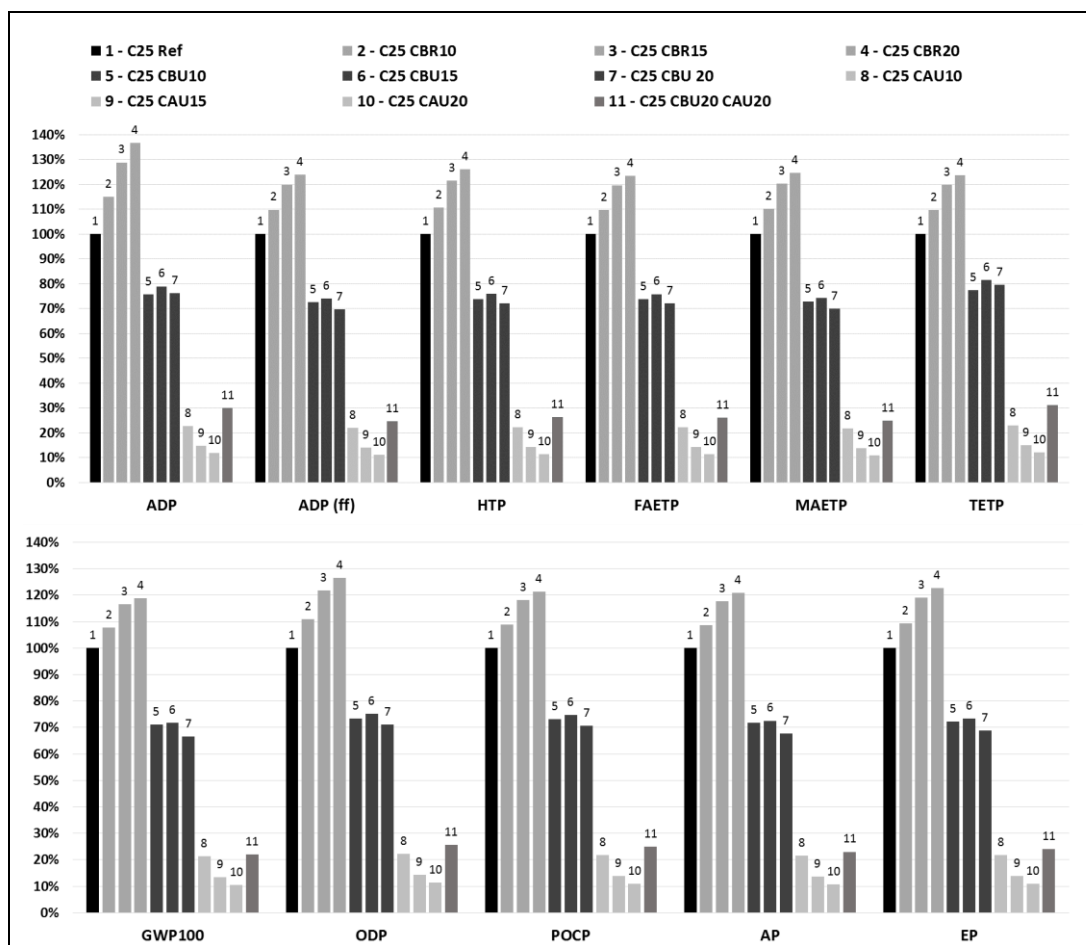


Figura 5-28: Resultado final da AICV dos concretos convencionais (25 MPa) com a aplicação da unidade funcional

A deterioração das propriedades mecânicas causada pela introdução das CBCA residual, proporcional ao teor de substituição, torna o uso desse aditivo desfavorável em relação a todas as demais misturas, sendo a C25 CBR20 (4) a que apresenta os piores resultados. Seus indicadores de categoria de 100% a 40% mais elevados do que os da mistura de referência C25 Ref (1).

O processo de moagem da CBCA proporciona um significativo aumento da atividade pozolânica desse aditivo, além de oferecer uma granulometria mais favorável para empacotamento da estrutura. Com isso, a pequena perda de resistência à compressão a 28 dias, em relação a referência, é compensada pelos ganhos em durabilidade e na redução da carga de impactos provocados pela retirada parcial de cimento da mistura. Destaca-se que a mistura C25 CBU20 (7) é a que apresenta o melhor equilíbrio dos indicadores estudados, seguida pela C25 BU10 (5), sendo, portanto, o teor de 15% o que apresenta o pior resultado (C25 BU15 (6)). Ainda assim,

houve uma redução de 20% a 30% nos indicadores de impacto se comparados com a referência.

No caso da CCA, o efeito cumulativo dos indicadores é notório. A incorporação desse aditivo mineral provoca redução da carga ambiental do ciclo de vida, melhora do desempenho mecânico e da durabilidade. Adicionalmente, observa-se que quanto maior o teor de substituição, melhor é o resultado dos indicadores. Com isso, as misturas de CCA ultrafina apresentam uma acentuada redução dos resultados, em todas as categorias de impacto, em comparação a referência. Em geral, a carga de impactos associados ao ciclo de vida da C25 CAU20 (8) é de aproximadamente 10% da referência, sendo essa mistura com os melhores resultados para a classe de concretos convencionais. Já, para a C25 CAU10 (10), os valores variam em torno de 22%, um pouco inferior ao da mistura ternária (C25 CBU20 CAU20 (11)), que com 40% de substituição, tem resultados que oscilam entre 22% e 32% da referência.

A Figura 5-29 apresenta o comparativo do resultado da AICV para as misturas da classe de alto desempenho cujo parâmetro é o concreto de referência C60 Ref.

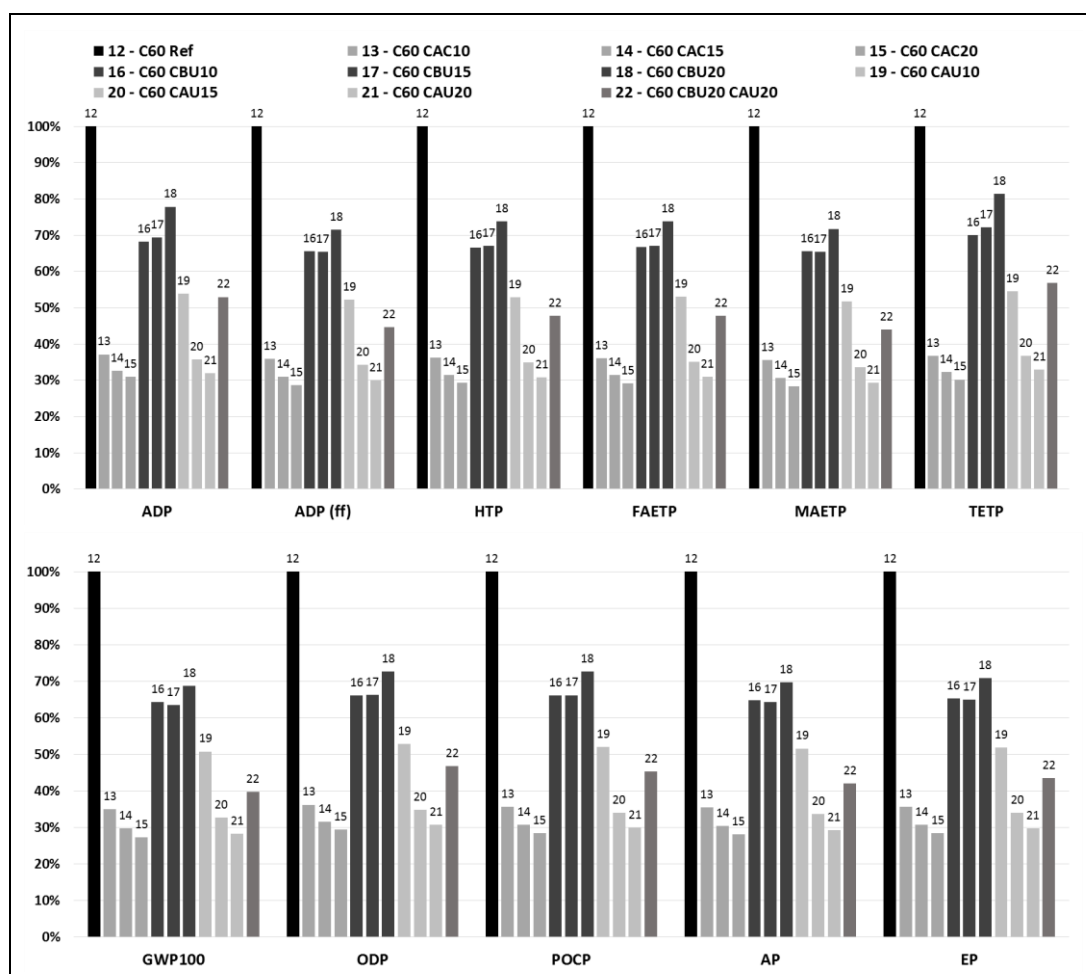


Figura 5-29: Resultado final da AICV dos concretos de alto desempenho (60 MPa) com a aplicação da unidade funcional

Na classe de alto desempenho, a incorporação dos três aditivos minerais estudados se mostrou sempre benéfica em relação a referência. Isso se deve não somente ao expressivo aumento da vida útil, como também na manutenção ou melhora das propriedades mecânicas dos concretos com cinzas. Adicionalmente, na maior parte das categorias de impacto estudados, os concretos com aditivos apresentaram menor potencial de causar impactos do que a referência.

Na avaliação das misturas com CBCA ultrafina, nota-se que as misturas com 10% e 15 % apresentam resultados próximos, evidenciando um equilíbrio entre as vantagens e desvantagens da aplicação de teores mais elevados de substituição. No entanto, com 20%, a mistura C60 CBU20 (18) mostra que a redução da carga ambiental associada ao seu processo produtivo não compensa a perda de desempenho mecânico em comparação os demais teores estudados. Contudo, o uso da CBCA como aditivo em concreto de alto desempenho resultou em uma redução na ordem de 20% a 35% dos impactos quando comparados com o concreto de referência.

Na AICV, é possível notar a superioridade da CCA frente a CBCA. Em todas as proporções, as misturas contendo CCA apresentaram melhores resultados. Comparando a CCA ultrafina e a CCA controlada, observa-se que a partir de 15% de substituição, elas possuem desempenho similar. Apenas a C60 CAU10 (13) apresenta indicadores expressivamente maiores. Em parte, os resultados se aproximaram devido à limitação da vida útil das misturas em 100 anos. Na análise do índice de durabilidade, no qual foi aplicado outro indicador, o volume de concreto para um pilar com vida útil de 50 anos, há uma maior discrepância entre as misturas de CCA controlada, cujo volume foi menor, e as de CCA ultrafina. De qualquer forma, é relevante destacar que ambos os aditivos proporcionaram uma significativa redução nos indicadores de categoria de impacto, no qual os valores foram cerca de 30% dos indicadores do concreto de referência para as misturas com 20% de substituição.

Por fim, a mistura ternária se posicionou entre as misturas binárias de CBCA e as de CCA. Com exceção da ecotoxicidade terrestre (TETP), nas demais categorias, a C60 CBU20 CAU20 (22) apresenta melhores indicadores do que a C60 CAU10 (19). Com destaque para mudanças climáticas, categoria mais influenciada pelo cimento, na qual há uma diferença de 11%, em relação à referência, nos indicadores dessas duas misturas. A mistura ternária apresenta entre 43% e 60% da carga de impactos da mistura de referência.

5.3 Interpretação de ciclo de vida

Diante do objetivo proposto, a Avaliação de Ciclo de Vida realizada permitiu concluir que o emprego de cinza agroindustriais promove benefícios ambientais em comparação ao concreto sem adições.

As vantagens do uso de cinza de bagaço da cana-de-açúcar estão condicionadas ao processo de moagem para a redução da granulometria. Dessa forma, os concretos com cinza residual tiveram uma maior carga de impactos ambientais em comparação aos concreto sem adições. Por outro lado, em todos os teores de substituição, os concretos com CBCA ultrafina apresentaram vantagens ambientais. O teor ótimo para os concretos convencionais foi de 20% de substituição por CBCA ultrafina. Entretanto, para os concretos de alto desempenho, esse foi o teor com a maior carga de impactos ambientais. Nessa classe, os teores de 10% e 15% apresentaram desempenhos similares e melhores do que 20%.

A cinza da casca de arroz se apresentou como um aditivo de melhor desempenho ambiental do que a cinza do bagaço da cana-de-açúcar. Para todas as categorias de impacto analisadas, as misturas com CCA tiveram melhores resultados do que o concreto de referência e as misturas com CBCA nas duas classes de resistência estudadas. Na classe convencional, no entanto, observou-se uma maior discrepância. Constatou-se ainda que quanto maior o teor de substituição aplicado, maiores são seus benefícios. Comparando a CCA ultrafina e a CCA controlada, utilizadas no concreto de alto desempenho, constatou-se que a partir de 15% de substituição há uma aproximação dos desempenhos de suas misturas com os mesmos teores. Isso se justifica parcialmente pela limitação da vida útil de projeto em 100 anos na determinação da unidade funcional adotada, que, embora torne a análise mais realista, prejudica o desempenho da CCA controlada.

A adição de altos teores de CBCA e CCA nas misturas ternárias resultou em uma redução significativa dos indicadores de categoria de impacto nas duas classes estudadas. Na convencional, essa redução foi mais acentuada, cerca de 70%, e os indicadores obtidos foram similares aos da mistura com 10% de CCA ultrafina. Na de alto desempenho, houve uma menor redução de cerca de 50% em relação a mistura de referência. Para essa classe, a mistura ternária teve desempenho inferior ao das misturas com CCA controlada, em todos os teores, e das com CCA ultrafina, a partir de 15% de substituição.

6 CONCLUSÕES

6.1 Conclusões da dissertação

A metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida se mostrou adequada na avaliação comparativa entre novos concretos e concretos tradicionais. Através da aplicação da unidade de referência de desempenho em dois níveis, foi possível incorporar aspectos relevantes de desempenho mecânico e durabilidade à avaliação de impactos ambientais. Ao considerar a vida útil, o estudo ainda promove uma modificação na fronteira inicial “do berço ao portão” delimitada no escopo, ao agregar informações referentes à fase de uso.

Entre os aditivos minerais estudados, a cinza da casca de arroz foi a que apresentou melhores resultados nas duas classes de concreto estudadas. Dentro do escopo do estudo, a redução de impactos em relação a referência chegou a 90% com a substituição de 20% de cimento por CCA ultrafina. A redução ocorre de forma mais acentuada nas categorias de impacto mais influenciadas pelo cimento, como as mudanças climática, a acidificação e a eutrofização. Observou-se ainda que a soma de resultados positivos no desempenho mecânico e na durabilidade contribuíram para o melhor desempenho desse aditivo. Sendo assim, a incorporação desse resíduo agroindustrial se apresenta com uma oportuna possibilidade para a redução dos impactos da indústria cimenteira e da construção, principalmente na região Sul onde está concentrada a produção de arroz.

A cinza do bagaço da cana-de-açúcar obtida por meio da moagem ultrafina se mostrou vantajosa frente ao concreto sem adições tanto para a classe convencional quanto para a classe de alto desempenho. A pequena perda ou manutenção da resistência mecânica é compensada pelos ganhos em durabilidade e pela redução dos impactos ambientais resultante remoção parcial do cimento. Diante da disponibilidade desse resíduo no país, conclui-se que a aplicação da CBCA como aditivo mineral, dentro dos teores estudados, apresenta viabilidade técnica e ambiental, sobretudo na região Sudeste onde se concentram a produção de cimento e o plantio da cana-de-açúcar

Por fim, ressalta-se que, embora as misturas ternárias tenham apresentados bons resultados, com redução dos impactos em relação à referência, a indisponibilidade de resíduos para esse teor de substituição pode ser uma barreira técnica para o emprego dessas misturas. Adicionalmente, a avaliação ambiental, dentro do escopo desse estudo, mostrou que a substituição por apenas 20% de cinzas de arroz é mais benéfica do que a por 40% da mistura ternária, com cinza da casca de arroz (20%) e cinzas do bagaço da cana-de-açúcar (20%), o que a princípio não justificaria sua

aplicação. Contudo, ao considerar de outras variáveis, como custo do cimento, disponibilidade de cimento e de cinzas em um determinado local, além da expansão do escopo do estudo com a inclusão de outros cenários de destinação desses resíduos, as conclusões a serem obtidas poderão ser distintas da apresentada nesse trabalho.

6.2 Sugestões para trabalhos futuros

Esse trabalho visou aplicar a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida como ferramenta para a quantificação da redução dos impactos ambientais obtida com os novos materiais, utilizando a substituição parcial de cimento por cinzas agroindustriais como estudo de caso. Essa ferramenta poderá ser aplicada para avaliar outras tecnologias de baixo impacto ambiental que vem sendo desenvolvidas. A exemplo disso, no âmbito do grupo de pesquisa do LABEST/NUMATS/PEC/COPPE, tem-se o emprego de argilas calcinadas, de cinzas de estação de tratamento de esgoto e de incineração de resíduos sólidos urbanos, o uso de resíduos de construção e demolição e resíduos cerâmicos, além dos compósitos com fibras artificiais e naturais, entre outros.

Em relação a metodologia aplicada, um maior detalhamento dos processos produtivos dos materiais constituintes do concreto tradicional e de novas tecnologias propostas, através da coleta de dados primários, por exemplo, pode gerar resultados mais realistas e precisos para as situações estudadas. Adicionalmente, a expansão do escopo da ACV, incluindo outras etapas, complementará a avaliação, sobretudo em casos que incluam a reciclagem de materiais. Sugere-se a aplicação de critérios de alocação de impactos em situações em que subprodutos ou resíduos provenientes de outros processos produtivos sejam utilizados. Nesses casos ainda, seria interessante analisar a perda de oportunidade e os produtos evitados com o emprego da tecnologia proposta. Outro fator relevante a ser estudado é a adequação das metodologias de avaliação de impactos ambientais à realidade brasileira, visto que, nesse estudo, utilizou-se metodologias desenvolvidas para a realidade europeia.

Por fim, em relação ao estudo de caso, seria interessante comparar o desempenho ambiental desses novos concretos, com substituição parcial de cinzas agroindustriais, frente aos concretos produzidos com cimento Portland com escória de escória de alto-forno, por ser esse o tipo de cimento mais produzido e utilizado no Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABCP. **Guia básico de utilização do cimento Portland**. São Paulo, 2012.
- ABNT NBR 6118:2014. **Projeto de estruturas de concreto - Procedimento**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 2014
- ABNT NBR 8953:2011. **Concreto para fins estruturais - Classificação pela massa específica, por grupos de resistência e consistência**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 2011
- ABNT NBR ISO 14040:2009. **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - princípios e estrutura**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 2009
- ABNT NBR ISO 14044:2009. **Gestão ambiental - Avaliação de ciclo de vida - Requisitos e orientações**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 2009
- AÏTCIN, P.-C. **Binder for durable and sustainable concrete**. 1 ed. New York, Taylor & Francis, 2008.
- ANDRADE, C., WHITING, D. "A comparison of chloride ion diffusion coefficients derived from concentration gradients and non-steady state accelerated ionic migration". **Materials and Structures** v. 29, n. 8, pp. 476–484, 1996.
- ANEEL. Banco de informações de geração - Matriz energia elétrica. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>>. Acesso em: 1/5/2015.
- ASTM C1202-12. **Standard Test Method for Electrical Indication of Concrete's Ability to Resist Chloride Ion Penetration**, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2012
- ASTM C125-15. **Standard Terminology Relating to Concrete and Concrete Aggregates**, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2015
- BAUMANN, H., TILLMAN, A.-M. **The hitch hikers's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application**. 1 ed. Studentlitteratur, 2004.
- BENGTSSON, J., HOWARD, N. **A Life Cycle Impact Assessment Part 1: Classification and Characterisation**. 2010.
- BOESCH, M. E., HELLWEG, S. "Identifying improvement potentials in cement production with life cycle assessment". **Environmental science & technology** v. 44, n. 23, p. 9143–9, 2010.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 01/86.

- BRAUNGART, M., MCDONOUGH, W., BOLLINGER, A. "Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions - a strategy for eco-effective product and system design". **Journal of Cleaner Production** v.15 , n 13-14, pp. 1337–1348, 2007.
- BRUNELLI, A. M. M. P., PISANI, R. "Proposta de disposição de resíduo gerado a partir da queima do bagaço de cana em caldeiras como fonte de nutrientes e corretivo do solo". In: **Congresso Internamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental** , Punta de Este, Nov. 2006.
- CELIK, K., MERAL, C., PETEK GURSEL, A., *et al.* "Mechanical properties, durability, and life-cycle assessment of self-consolidating concrete mixtures made with blended portland cements containing fly ash and limestone powder". **Cement and Concrete Composites** v. 56, pp. 59–72, 2015.
- CHANDEL, A. K., SILVA, S. S., CARVALHO, W., *et al.* "Sugarcane bagasse and leaves: foreseeable biomass of biofuel and bio-products". **Journal of Chemical Technology and Biotechnology** v. 87, n. 1, pp. 11–20, 2012.
- CHEHEBE, J. R. **Análise de ciclo de vida de produtos - ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro, Qualitymark, 1998.
- CHEN, C., HABERT, G., BOUZIDI, Y., JULLIEN, A. "Environmental impact of cement production: detail of the different processes and cement plant variability evaluation". **Journal of Cleaner Production** v. 18, n. 5, pp. 478–485, 2010a.
- CHEN, C., HABERT, G., BOUZIDI, Y., JULLIEN, A., *et al.* "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, 2010b.
- COLLINS, F. "Inclusion of carbonation during the life cycle of built and recycled concrete: Influence on their carbon footprint". **International Journal of Life Cycle Assessment** v. 15, n. 6, pp. 549–556, 2010.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento - Série históricas. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&t=2>>. Acesso em: 1/11/2014.
- CORDEIRO, G. C., 2006. **Utilização de cinzas ultrafinas do bagaço de cana-de-açúcar e da casca de arroz como aditivos minerais em concreto**. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- CORDEIRO, G. C, TOLEDO FILHO, R. D., TAVARES, L. M., *et al.* "Ultrafine grinding of sugar cane bagasse ash for application as pozzolanic admixture in concrete". **Cement and Concrete Research** v. 39, n. 2, pp. 110-115, 2009.
- DAMINELI, B. L., KEMEID, F. M., AGUIAR, P. S., *et al.* "Measuring the eco-efficiency of cement use". **Cement and Concrete Composites** v. 32, n. 8, pp. 555–562, 2010.

- DE SCHEPPER, M., VAN DEN HEEDE, P., VAN DRIESSCHE, I., *et al.* "Life Cycle Assessment of Completely Recyclable Concrete". **Materials**, v. 7, n. 8, pp. 6010–6027, 2014.
- EEA. **Life Cycle Assessment - a guide to approaches, experiences and information sources**. 1997. Disponível em <<http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C>>. Acesso em: 22/05/2014.
- EFCA. **EFCA Environmental Declaration - Superplasticising admixtures**. 2006. Disponível em: < <http://www.efca.info/publications.html>>. Acesso em: 14/01/2015.
- EPE. **Balanco energético nacional 2014 - ano base 2013**. Disponível em: < <https://ben.epe.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: 19/11/2014.
- FAIRBAIRN, E. M. R., AMERICANO, B. B., CORDEIRO, G. C., *et al.* "Cement replacement by sugar cane bagasse ash: CO2 emissions reduction and potential for carbon credits". **Journal of environmental management** v. 91, n. 9, pp. 1864–71, 2010.
- FAO. **Food and Agricultural commodities production - 2012**. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>>. Acesso em: 20/5/2005.
- GARCÍA-SEGURA, T., YEPES, V., ALCALÁ, J. "Life cycle greenhouse gas emissions of blended cement concrete including carbonation and durability". **International Journal of Life Cycle Assessment** v. 19, n. 1, pp. 3–12, 2014.
- GUINÉE, J. B. **Handbook on Life Cycle Assessment - Operational guide to ISO standards**. Kluwer Academic Publishers, 2004.
- GULIKERS, J. "Historic interpretation of chloride profiles for the Eastern scheldt storm surge barrier". In: L. Nilsson (Ed.); **Prediction models for chloride ingress and corrosion initiation in concrete structures**, 2001. Goteborg: Chalmers University of Technology.
- HABERT, G., D'ESPIROSE DE LACAILLERIE, J. B., ROUSSEL, N. "An environmental evaluation of geopolymer based concrete production: reviewing current research trends". **Journal of Cleaner Production** v. 19, n. 11, pp. 1229–1238, 2011.
- HELENE, P. R. L. "Introdução da durabilidade no projeto das estruturas de concreto". **Ambiente Construído** v. 1, n. 2, pp. 45–57, 1997.
- HEWLETT, P. **Lea's Chemistry of Cement and Concrete**. 4 ed, Elsevier Science & Technology Books, 2004.
- HUNTZINGER, D. N., EATMON, T. D. "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, 2009.

- IEA, WBCSD. **Cement Technology Roadmap 2009 - Carbon emission reductions up to 2050**, 2009. Disponível em: <<http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/Cement.pdf>>. Acesso em: 25/05/2015
- ILCD. **ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors**. 1 ed. Luxemburg, European Union, 2011
- IPCC. **IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007**. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/>>. Acesso em 05/12/2014.
- JOSA, A.; AGUADO, A.; HEINO, A.; BYARS, E.; CARDIM, A. "Comparative analysis of available life cycle inventories of cement in the EU". **Cement and Concrete Research** v. 34, n. 8, pp. 1313–1320, 2004.
- KEOLEIAN, G. A., KENDALL, A., CHANDLER, R. F. "Life cycle model for evaluating the sustainability of concrete infrastructure systems". In: 9th International Conference on Structural Safety and Reliability (ICOSSAR 2005), Roma, Itália, p. 1575–1580, 2005.
- MADLOOL, N. A., SAIDUR, R., HOSSAIN, M. S., RAHIM, N. A. "A critical review on energy use and savings in the cement industries". **Renewable and Sustainable Energy Reviews** v. 15, n. 4, p. 2042–2060, 2011.
- MARCEAU, M. L., NISBET, M. A., VANGEEM, M. G. **Life Cycle Inventory of Portland Cement Manufacture**. Portland Cement Association, 2006.
- MARCEAU, M. L.; NISBET, M. A.; VANGEEM, M. G. **Life Cycle Inventory of Portland Cement Concrete**. Portland Cement Association, 2007.
- MEDEIROS, M. H. F., 2008 **Contribuição ao estudo da durabilidade de concretos com proteção superficial frente à ação de íons cloretos**. Tese de D.Sc., USP, São Paulo, Brasil
- MEDEIROS, M. H. F. DE; ANDRADE, J. J. DE O.; HELENE, P. R. L. "Durabilidade e vida útil das estruturas de Concreto". **Concreto: Ciência e Tecnologia**, 2011. IBRACOM.
- MEDEIROS, M. H. F.; HELENE, P. "Surface treatment of reinforced concrete in marine environment: Influence on chloride diffusion coefficient and capillary water absorption". **Construction and Building Materials** v. 23, n. 3, pp. 1476–1484, 2009.
- MEDEIROS, M.H.F.; GOBBI, A.; GROENWOLD, J.A.; HELENE, P. " Previsão da vida útil de concreto armada de alta resistência com adição de metacaulim e sílica ativa em ambientes marinhos. **Revista Escola de Minas** v. 66, n. 1, pp. 59-65, 2013.
- MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto: estrutura, propriedades e materiais**. 1 ed. São Paulo,.Editora Pini, 1994.

- MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concrete - Microstructure, Properties, and Materials**. 3 ed. Mc Graw-Hill, 2006.
- NEVILLE, A. M.; BROOKS, J. J. **Tecnologia do concreto**. 2ª ed. Bookman, 2013.
- PETEK GURSEL, A.; MASANET, E.; HORVATH, A.; STADEL, A. "Life-cycle inventory analysis of concrete production: A critical review". **Cement and Concrete Composites** v. 51, pp. 38–48, 2014
- PRÉ. **Introduction to LCA with SimaPro**. 2013. Disponível em: < <http://www.pre-sustainability.com/download/SimaPro8IntroductionToLCA.pdf>>. Acesso em: 23/01/2015
- SAADE, M. R. M., 2013. **Influência da alocação de impactos na indústria siderúrgica sobre a avaliação de ciclo de vida de cimentos**. Dissertação de M.Sc., UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.
- SABNIS, G. M. **Green building with concrete: Sustainable design and construction**. 1 ed. CRC Press, 2011.
- SNIC. **Relatório Anual 2010**. Rio de Janeiro 2011. Disponível em: <http://www.snic.org.br/relatorio_anual_dinamico.asp>. Acesso em: 16/10/2014
- SNIC. **Relatório Anual 2013**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: < http://www.snic.org.br/relatorio_anual_dinamico.asp>. Acesso em: 25/11/2014
- ROSSI, E. 2013. **Avaliação do ciclo de vida da brita para construção civil: estudo de caso**. Dissertação de M.Sc., UFSCar, São Carlos, SP, Brasil
- UNEP; SETAC. **Global guidance principles for Life Cycle Assessment databases**. 2011. Disponível em: < <http://www.unep.org/pdf/Global-Guidance-Principles-for-LCA.pdf>>. Acesso em: 18/09/2014
- UNICA. **Bioeletricidade. A energia verde e inteligente do Brasil**. São Paulo, 2011. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/documentos/publicacoes/bioeletricidade/>>. Acesso em: 20/03/2015
- VAN DEN HEEDE, P., DE BELIE, N. "Durability related functional units for Life Cycle Assessment of high-volume fly ash concrete". In: **Second International Conference on Sustainable Construction Materials and Technologies Proceedings**, p. 583–594, 2010. Ancona, Itália.
- VAN DEN HEEDE, P., DE BELIE, N. "Environmental impact and life cycle assessment (LCA) of traditional and “green” concretes: Literature review and theoretical calculations". **Cement and Concrete Composites** v. 34, n. 4, pp. 431–442, 2012.

VAN DEN HEEDE, P., DE BELIE, N. "A service life based global warming potential for high-volume fly ash concrete exposed to carbonation". **Construction and Building Materials** v. 55, pp. 183–193, 2014

WBCSD. **The Cement Sustainability Initiative: Recycling concrete**. 2009. Disponível em: < <http://wbcscement.org/index.php/en/key-issues/sustainability-with-concrete/concrete-recycling>>. Acesso em 25/05/2015