



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) DE ARGAMASSAS E CONCRETOS
PRODUZIDOS COM RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO (RCD)

Raphael Rodrigues de Paula

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

Maior de 2016

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) DE ARGAMASSAS E CONCRETOS
PRODUZIDOS COM RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO (RCD)

Raphael Rodrigues de Paula

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. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.

Dr^a Anna Karin Elisabeth Bernstad Saraiva Schott, Ph.D.

Dr. Marco Pepe, Ph.D.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

MAIO DE 2016

Paula, Raphael Rodrigues de

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de Argamassas e Concretos produzidos com Resíduos de Construção e Demolição (RCD) / Raphael Rodrigues de Paula. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2016.

XIV, 141 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Romildo Dias Toledo Filho

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2016.

Referências Bibliográficas: p.136-141.

1. Avaliação do ciclo de vida. 2. Resíduos de construção e demolição. 3. Materiais cimentícios suplementares. 4. Agregados reciclados. I. Toledo Filho, Romildo Dias. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

“Toda criança começa como um cientista nato.

Nós é que tiramos isso delas.

Só umas poucas passam pelo sistema com sua admiração e entusiasmo pela ciência intactos.”

Carl Sagan (1934 – 1996)

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Cosmos por me permitir experimentar a existência.

Agradeço aos meus pais, Vilson e Madalena, e à minha irmã Daniele pelo amor, paciência e confiança em mim depositados. Agradeço especialmente à minha irmã e ao meu cunhado, Rodrigo, por Marina, este presente em nossas vidas.

Agradeço também aos meus tios e padrinhos, Fernando e Marina, pela hospedagem, pelo amor e pela companhia.

Quero agradecer também ao meu orientador, professor Romildo, pela confiança em mim depositada e pela amizade.

Agradeço aos amigos que fiz ainda no período das disciplinas, Camila, Clarisse, Gaby, Nicolay, Rayane, Maurício, Leonardo, Francis e Rafael. A companhia de vocês é sempre bem-vinda, seja no estudo, seja nos churrascos da vida.

Aos amigos que fiz no NUMATS, tenham certeza que os levarei no meu coração para o resto da vida. Espero não esquecer de algum nome, mas quero agradecer à Lívia pela amizade, pelas ajudas iniciais com o SimaPro e pela receita de brownie que ainda não fiz. Agradeço à amizade das “meninas”, Carol Rangel, Mayara, Daniele, Tamara, Renatinha, Nathalia, Anne, Camila, Aline, Adriana, Carol Sermarini, Clarice, Karyne, Tina, Vanessa, Liuski, Jéssica, entre outras. Agradeço também aos “meninos”, Mostafa, Yassin, Alfredo, Mazza, Saulo, Fabrício, Oscar; faltou alguém?

Agradeço mais que especialmente a essa pessoa com quem eu demorei muito para trocar as primeiras palavras, mas hoje ela tem que me aturar todos os dias, o dia inteiro, dentro e fora da faculdade. À Iolanda, minha “loiô”, que se revelou mais do que uma grande amiga, o grande amor da minha vida. Os dias ao seu lado correm com muita tranquilidade e fazem minha vida mais leve. Obrigado por tudo!

A propósito, também é muito importante agradecer à equipe que mantém as instalações do NUMATS sempre em funcionamento apesar de todas as intempéries. Faço um agradecimento especial à Claudinha e ao Jô, que limpam o ambiente e preparam um café fresquinho quando a gente precisa. Um abraço especial ao apoio técnico, Adailton, Hidekel, Clodoaldo, Alessandro, Anderson e Rosângela. Um beijo na Luzidelle e na Sandra. Todos sempre prontos a ajudar.

Obrigado a todos que passaram pela minha vida neste espaço de tempo e que porventura o nome não esteja aqui.

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

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) DE ARGAMASSAS E CONCRETOS PRODUZIDOS COM RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO (RCD)

Raphael Rodrigues de Paula

Maio/2016

Orientador: Romildo Dias Toledo Filho

Programa: Engenharia Civil

O presente trabalho teve como objetivo a aplicação da metodologia de avaliação do ciclo de vida, estabelecida pelas normas ISO 14.040 e 14.044, de forma a comparar o desempenho ambiental de argamassas e concretos tradicionais com versões produzidas com resíduos de construção e demolição (RCD) reciclados. Nas argamassas alternativas foi realizada substituição parcial do cimento por resíduos de cerâmica vermelha moída em diferentes granulometrias, enquanto nos concretos alternativos foi feita substituição parcial dos agregados graúdos por diferentes teores de agregados reciclados de concreto (ARC), produzindo concretos em três classes de resistência à compressão. Na avaliação do ciclo de vida de 1 m³ de argamassa, observou-se que a redução dos impactos ambientais das argamassas com RCD foi quase tão significativa quanto a parcela do cimento que foi substituída por resíduo cerâmico. Para 1 m³ de concreto com ARC, observou-se que a intensidade dos impactos ambientais avaliados é ditada pela classe de resistência. Não foram verificadas vantagens ambientais significativas no emprego do ARC para os indicadores de impactos avaliados. A consequente redução do volume de materiais virgens extraídos da natureza e de RCD enviados para disposição final não foram adequadamente refletidas nos resultados dos indicadores avaliados. Quando avaliadas pela ótica da unidade funcional de desempenho, os impactos ambientais das argamassas com resíduos cerâmicos são ainda mais reduzidos, enquanto os concretos de maior resistência tornam-se menos impactantes que os de menor resistência.

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 (LCA) OF MORTARS AND CONCRETES PRODUCED
WITH CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTES (CDW)

Raphael Rodrigues de Paula

May/2016

Advisor: Romildo Dias Toledo Filho

Department: Civil Engineering

This study aimed to apply the methodology of life cycle assessment (LCA), established by the ISO 14.040 and 14.044 standards, in order to compare the environmental performance of traditional mortars and concretes with versions produced with recycled construction and demolition waste (CDW). Alternative mortars were carried out with partial replacement of cement by grinded red ceramic waste into different particle sizes while the alternative concretes were made with partial replacement of coarse aggregates by different fractions of recycled concrete aggregates (RCA), producing concretes with three compressive strength classes. In assessing the life cycle of 1 m³ of mortars, it was observed a decrease in the environmental impacts of mortars with CDW as significant as the cement fraction replaced by ceramic waste. For 1 m³ of concrete with RCA, it was observed that the intensity of environmental impacts is dictated by the strength class. There were not verified significant environmental advantages of using RCA for the environmental indicators analyzed. The subsequent reduction of the volume of virgin materials extracted from nature and of CDW sent to final disposal were not adequate reflected in the results of the indicators assessed. When evaluated from the perspective of the performance functional unit, the environmental impacts of mortars with ceramic wastes are further reduced and the high strength concretes become less impactful than the low strength concretes.

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	4
2.1 O concreto e seus constituintes	4
2.2 Principais aspectos ambientais do concreto	13
2.2.1 <i>Impactos ambientais do concreto</i>	13
2.2.2 <i>Sustentabilidade na produção do concreto</i>	15
3. RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO	17
3.1 Aspectos gerais	17
3.2 A Reciclagem dos Resíduos de Construção e Demolição	21
3.3 O emprego de RCD reciclados na construção civil	26
3.3.1 <i>Resíduo cerâmico como substituto parcial do cimento</i>	26
3.3.2 <i>Agregado reciclado de concreto (ARC)</i>	28
4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	32
4.1 Aspectos gerais	32
4.2 Definição de objetivo e escopo	35
4.3 Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV)	39
4.4 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV).....	39
4.5 Interpretação do ciclo de vida	42
4.6 O software SimaPro®	43
4.7 Histórico de Avaliação do Ciclo de Vida de Concretos.....	44
5. METODOLOGIA	55
5.1 Definição do objetivo e escopo	55
5.2 Definição da unidade funcional	56
5.3 Inventário do ciclo de vida	57
5.4 Metodologia de avaliação de impacto do ciclo de vida.....	58
5.5 Descrição dos produtos avaliados	60
5.5.1 <i>Argamassas com resíduos da fabricação de tijolos como aditivo mineral na substituição parcial do cimento</i>	60
5.5.2 <i>Concretos com agregado reciclado de concreto (ARC)</i>	64
5.5.3 <i>Durabilidade do concreto</i>	66
5.6 Inventário de Ciclo de Vida	73
5.6.1 <i>Descrição dos materiais e seus processos</i>	73
5.6.2 <i>O processo de beneficiamento de RCD</i>	76

5.6.3	<i>Produção de argamassa/concreto</i>	79
5.6.4	<i>Dados de entrada do SimaPro</i>	80
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	82
6.1	Avaliação de impactos ambientais dos materiais constituintes	83
6.2	Avaliação de impactos do ciclo de vida por m ³ de produto.....	90
6.2.1	<i>Influência dos materiais constituintes</i>	93
6.2.2	<i>Avaliação das argamassas</i>	97
6.2.3	<i>Avaliação dos concretos</i>	103
6.3	Avaliação de impactos do ciclo de vida normalizada pelo desempenho mecânico.....	109
6.4	Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) normalizada pela UF de projeto.....	117
6.5	Avaliação ambiental de uma estrutura de concreto armado com durabilidade de 50 anos	126
6.6	Interpretação do Ciclo de Vida.....	130
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	134
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - O concreto e seus constituintes	4
Figura 2.2 - Processo de produção do cimento Portland.....	5
Figura 2.3 - Crescimento mundial na produção dos principais minerais e produtos de consumo.	7
Figura 2.4 - Composição química dos aditivos minerais e do cimento Portland	13
Figura 3.1 - Percentual de RCD coletado nas diferentes regiões brasileiras.....	19
Figura 3.2 - Composição gravimétrica dos RCD no estado de São Paulo.....	20
Figura 3.3 - Composição gravimétrica dos RCD no estado do Rio de Janeiro	20
Figura 3.4 - Unidade móvel de reciclagem de RCD	22
Figura 3.5 - Quantidade de usinas de reciclagem de RCD no Brasil até 2008	24
Figura 3.6 - Quantidade de usinas de reciclagem de RCD no Brasil a partir de 2008 .	25
Figura 3.7 - Distribuição das usinas de reciclagem de RCD no território brasileiro	25
Figura 3.8 - Responsabilidade pela operação das usinas de reciclagem de RCD no Brasil	26
Figura 3.9 - Relações entre o teor de agregados reciclados e a difusão de íons cloreto	31
Figura 4.1 - Estrutura da avaliação do ciclo de vida.....	34
Figura 4.2 - Sistema de produto e seus componentes	35
Figura 4.3 - Conceito de indicadores de categoria.....	40
Figura 4.4 - Impactos ambientais dos diferentes ciclos de vida de NAC e RAC.....	48
Figura 4.5 - Produção de resíduos e depleção de recursos minerais para NAC e RAC	48
Figura 4.6 - Quantidade total de concreto para uma vida útil de 50 anos.....	50
Figura 4.7 - Emissões de CO ₂ equivalente.....	51
Figura 4.8 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Silva (2015) para 1 m ³ e 1 UF.....	54
Figura 5.1 - Sistema de produto em estudo	56
Figura 6.1 - Subdivisão dos resultados do estudo.....	82
Figura 6.2 - Potencial de depleção de recursos abióticos	86
Figura 6.3 - Potencial de depleção de recursos abióticos fósseis	86
Figura 6.4 - Potencial de aquecimento global	86
Figura 6.5 - Potencial de depleção de ozônio	86
Figura 6.6 - Potencial de ecotoxicidade humana.....	87
Figura 6.7 - Potencial de ecotoxicidade de águas doces	87
Figura 6.8 - Potencial de ecotoxicidade de águas marinhas	87
Figura 6.9 - Potencial de ecotoxicidade terrestre	87

Figura 6.10 - Potencial de criação fotoquímica de ozônio	88
Figura 6.11 - Potencial de eutrofização.....	88
Figura 6.12 - Potencial de acidificação	88
Figura 6.13 - Diagrama de processos da produção de 1 m ³ de argamassa	91
Figura 6.14 - Diagrama de processos da produção de 1 m ³ de concreto	92
Figura 6.15 - Influência dos materiais constituintes nos impactos ambientais das misturas de argamassa e concreto	95
Figura 6.16 - Potencial de aquecimento global de 1 m ³ de argamassa de Gonçalves (2005)	99
Figura 6.17 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida de 1 m ³ das argamassas de Gonçalves (2005) normalizados pelas misturas de referência	100
Figura 6.18 - Potencial de aquecimento global de 1 m ³ das argamassas de Ribas (2014)	101
Figura 6.19 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida de 1 m ³ das argamassas de Ribas (2014) normalizados pela mistura de referência	102
Figura 6.20 - Potencial de aquecimento global de 1 m ³ de concreto de Amario (2015)	105
Figura 6.21 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida de 1 m ³ dos concretos de Amario (2015) normalizados pelas misturas de referência.....	107
Figura 6.22 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida das argamassas de Gonçalves (2005) com 1 MPa de resistência à compressão normalizados pelas misturas de referência	110
Figura 6.23 - Potencial de aquecimento global das argamassas de Gonçalves (2005) com 1 MPa de resistência à compressão.....	112
Figura 6.24 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida das argamassas de Ribas (2014) com 1 MPa de resistência à compressão normalizados pela mistura de referência.....	113
Figura 6.25 - Potencial de aquecimento global das argamassas de Ribas (2014) com 1 MPa de resistência à compressão	114
Figura 6.26 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida dos concretos com 1 MPa de resistência à compressão normalizados pelas misturas de referência	115
Figura 6.27 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 1 MPa de resistência à compressão	116
Figura 6.28 - Potencial de aquecimento global das argamassas com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil.....	118

Figura 6.29 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida das argamassas com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil normalizados pelas misturas de referência.....	120
Figura 6.30 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil.....	124
Figura 6.31 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida dos concretos de Amario (2015) com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil normalizados pela mistura com 20% de ARC	125
Figura 6.32 - Dimensões do pilar de concreto armado.....	126
Figura 6.33 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 50 anos de vida útil para $C_s = 0,9\%$	128
Figura 6.34 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 50 anos de vida útil para $C_s = 2,4\%$	129
Figura 6.35 – Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida dos concretos de Amario (2015) com 50 anos de vida útil normalizados pelas misturas com 20% de ARC	130
Figura 6.36 - Potencial de aquecimento global das argamassas para 1 m ³ e para 1 UF	132
Figura 6.37 - Figura 0.36 - Potencial de aquecimento global dos concretos para 1 m ³ e para 1 UF.....	133

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Principais compostos do cimento Portland.....	5
Tabela 2.2 - Produção de cimento em 2014	7
Tabela 2.3 - Principais tipos de cimento Portland produzidos no Brasil	9
Tabela 2.4 - Principais consumidores de agregados no Brasil	11
Tabela 3.1 - Normas técnicas brasileiras relacionadas aos RCD	24
Tabela 4.1 - Exemplo dos termos relativos à ACV	41
Tabela 5.1 - Composição das misturas de argamassas de Gonçalves (2005)	61
Tabela 5.2 - Desempenho mecânico das argamassas de Gonçalves (2005).....	62
Tabela 5.3 - Materiais constituintes das misturas de argamassas de Ribas (2014)	63
Tabela 5.4 - Desempenho mecânico das misturas de argamassas de Ribas (2014) ..	63
Tabela 5.5 - Materiais constituintes das misturas de concreto de Amario (2015)	65
Tabela 5.6 - Desempenho mecânico das misturas de concreto de Amario (2015).....	65
Tabela 5.7 - Classes de agressividade ambiental para estruturas de concreto	68
Tabela 5.8 - Requisitos mínimos para a relação a/c por classe de agressividade	68
Tabela 5.9 - Cobrimento mínimo de estruturas de concreto.....	69
Tabela 5.10 - Índice qualitativo de penetrabilidade de íons cloreto	72
Tabela 5.11 - Características físico-químicas dos aditivos minerais	75
Tabela 5.12 - Características operacionais dos equipamentos para reciclagem de RCD	78
Tabela 5.13 - Energia específica total de moagem do resíduo cerâmico	79
Tabela 5.14 - Consumo energético de uma central de concretagem	79
Tabela 5.15 - Dados de entrada dos materiais no <i>SimaPro</i>	80
Tabela 5.16 - Dados de entrada dos RCD reciclados no <i>SimaPro</i>	80
Tabela 5.17 - Dados de transporte dos materiais até a concreteira	81
Tabela 6.1 - Principais emissões gasosas dos materiais constituintes.....	83
Tabela 6.2 - Indicadores de categorias de impacto avaliadas	84
Tabela 6.3 - Avaliação de impactos ambientais dos materiais constituintes.....	85
Tabela 6.4 - Avaliação de impactos do ciclo de vida para 1 m ³ de argamassa	98
Tabela 6.5 - Avaliação de impactos do ciclo de vida de 1 m ³ de concreto.....	104
Tabela 6.6 - Resistência à compressão aos 28 dias das misturas de argamassa e concreto avaliadas	109
Tabela 6.7 - Parâmetros de resistência e durabilidade e unidades funcionais das argamassas deste estudo	117
Tabela 6.8 - Avaliação de impacto do ciclo de vida de argamassas com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil.....	119

Tabela 6.9 - Absorção por capilaridade e carga passante das misturas de concreto de Amario (2015).....	121
Tabela 6.10 - Parâmetros de resistência e durabilidade e unidade funcional dos concretos deste estudo.....	122
Tabela 6.11 - Avaliação de impactos do ciclo de vida dos concretos com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil.....	123
Tabela 6.12 - Cobrimento mínimo e volume de concreto de cobrimento para um pilar com 50 anos de vida útil	127

1. INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização da pesquisa

O crescente aumento da demanda por obras de infraestrutura e edificações acarretam o elevado consumo de materiais de construção, especialmente o concreto, sendo este o material de construção mais utilizado no mundo. Entre todos os materiais utilizados pelo homem, o concreto é o segundo mais utilizado, perdendo apenas para a água. Em todo o mundo são produzidos mais de 10 bilhões de toneladas de concreto por ano, mais de 1.400 kg por habitante ao ano (MEYER, 2009).

Entretanto, tamanha popularidade tem seu preço. Devido ao elevado volume de concreto produzido em todo o mundo, esse material é responsável por significativos impactos ambientais. Se, por um lado, a produção de concreto demanda alto grau de exploração de recursos naturais, por outro, existem os aspectos ambientais do cimento, o principal componente do concreto.

É fato bem conhecido que a produção do cimento é responsável por grandes impactos ambientais, principalmente no que diz respeito às emissões de gases causadores do efeito estufa (GEE). De acordo o último relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, em inglês), em 2010, as emissões de CO₂ equivalentes da indústria do cimento (1,35 GtCO₂eq) responderam por cerca de 10% de todas as emissões industriais do mundo (13,14 GtCO₂eq) (Fischedick *et al.*, 2010).

Outros aspecto relevante a respeito do concreto é que, quando é preciso destinar seus resíduos, sejam provenientes da etapa de construção ou de demolição de estruturas e obras em geral, são necessárias áreas muito grandes e específicas para esse tipo de resíduo. O problema é especialmente grave dentro de centros urbanos, onde a existência de espaços públicos desocupados e afastados das aglomerações é mais rara.

Diante desse cenário, várias alternativas vêm sendo desenvolvidas com o intuito de minimizar os potenciais impactos ambientais da produção do concreto. Uma dessas soluções é a substituição parcial do cimento por outros materiais, em geral, resíduos ou subprodutos de outros processos produtivos, que apresentem propriedades cimentícias ou pozolânicas.

No Brasil, por exemplo, é amplamente empregado o uso de escória de alto-forno da siderurgia na composição do cimento. Por outro lado, o uso de resíduos de cerâmica vermelha como materiais cimentícios suplementares e o emprego de agregados reciclados de concreto ainda estão começando a ser estudados com maior profundidade. Em resposta à necessidade de expansão sustentável da indústria cimenteira e da construção civil como um todo, a substituição parcial do cimento por resíduos de construção e demolição (RCD) apresenta-se como uma alternativa em potencial.

Em paralelo ao desenvolvimento desses materiais alternativos, as ferramentas de gestão ambiental, como a avaliação do ciclo de vida (ACV) têm uma importância fundamental na análise de alternativas potencialmente ecológicas. Através da quantificação de impactos ao longo do ciclo de vida de um produto, é possível obter um diagnóstico abrangente da viabilidade ambiental das diversas alternativas propostas.

1.2 Objetivo

O objetivo deste estudo foi aplicar a metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV) para avaliar o desempenho ambiental de argamassas com substituição parcial do cimento Portland por resíduos cerâmicos reciclados e concretos com substituição parcial dos agregados graúdos naturais por agregados reciclados e comparar com o desempenho ambiental de argamassas e concretos convencionais. As argamassas em questão foram desenvolvidas e estudadas por Gonçalves (2005) e Ribas (2014), enquanto os concretos foram estudados por Amario (2015).

1.3 Estrutura da dissertação

A dissertação foi organizada em 7 capítulos, sendo o primeiro capítulo introdutório. O Capítulo 2 descreve aspectos relevantes do concreto, como seus materiais constituintes e seus impactos ambientais.

O Capítulo 3 apresenta uma caracterização dos resíduos de construção e demolição (RCD), além de contextualizar o potencial de aplicação desses resíduos como aditivos minerais do cimento e agregados reciclados em concreto no cenário brasileiro.

No Capítulo 4 é apresentada a metodologia de avaliação de ciclo de vida (ACV), como preconizada pelas normas ISO 14.040 e ISO 14.044. Esse capítulo também

apresenta uma breve revisão bibliográfica de estudos que empregaram essa metodologia para a avaliação de concretos e construções.

O Capítulo 5 descreve a metodologia empregada no estudo. Apresenta o objetivo e escopo da ACV, além do levantamento do inventário e considerações sobre as fronteiras do estudo e a unidade funcional de desempenho.

O Capítulo 6 apresenta os resultados da ACV, que foram subdivididos em etapas como a análise dos materiais constituintes de cada mistura, os impactos para cada unidade volumétrica de produto e a influência dos indicadores de desempenho. Ao final é realizada a interpretação do ciclo de vida.

Por fim, o Capítulo 7 apresenta as conclusões do trabalho e algumas sugestões para trabalhos futuros.

2. PRINCIPAIS ASPECTOS DO CONCRETO

2.1 O concreto e seus constituintes

A norma brasileira ABNT NBR 12.655:2006 define o concreto de cimento Portland como:

“Material formado pela mistura homogênea de cimento, agregados miúdo e graúdo e água, com ou sem a incorporação de componentes minoritários (aditivos químicos, metacaulim ou sílica ativa), que desenvolve suas propriedades pelo endurecimento da pasta de cimento (cimento e água).”

A Figura 2.1 apresenta as nomenclaturas usualmente adotadas.

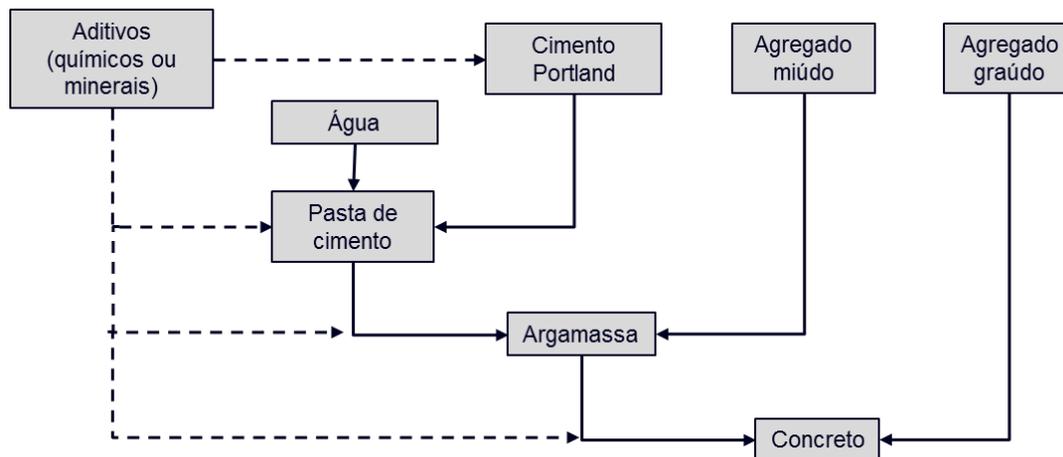


Figura 2.1 - O concreto e seus constituintes

Cimento Portland

O cimento é um material finamente pulverizado que sozinho não possui propriedade aglomerante, mas passa a desenvolvê-la após sofrer hidratação (reagir quimicamente com água). O cimento é dito hidráulico quando os produtos de hidratação são estáveis em meio aquoso. Dos cimentos hidráulicos, o cimento Portland é o mais utilizado para se produzir concreto e consiste basicamente de silicatos de cálcio (C_3S e C_2S). As reações de hidratação do cimento Portland produzem os silicatos de cálcio hidratados (C-S-H) e também os cristais de hidróxido de cálcio (CH), também chamado *portlandita*. A estrutura microcristalina do C-S-H é a principal responsável pela

resistência da pasta de cimento no estado endurecido e é estável em meios aquosos, ao contrário do CH (MEHTA e MONTEIRO, 2006).

Os principais compostos do cimento Portland são apresentados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Principais compostos do cimento Portland

Composto	Composição	Abreviação
Silicato tricálcico (Alita)	$3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	C_3S
Silicato dicálcico (Belita)	$2\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	C_2S
Aluminato tricálcico	$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$	C_3A
Ferroaluminato tetracálcico (ferrita)	$4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$	C_4AF

Fonte: MEHTA e MONTEIRO (2006)

O processo de produção do cimento, conforme as técnicas mais atuais, está apresentado na Figura 2.2.

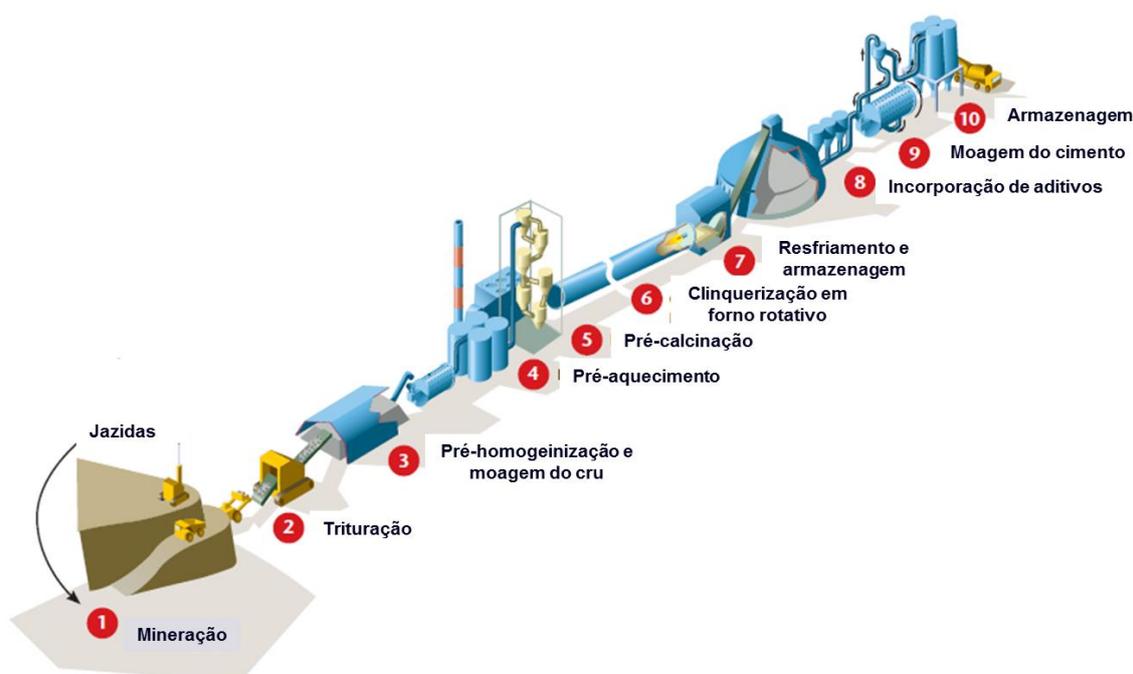


Figura 2.2 - Processo de produção do cimento Portland

Fonte: WBCSD (2009)

De acordo com o relatório do *Cement Sustainability Initiative (CSI)* do *World Business Council for Sustainable Development (WBCSD)*, 2009, a produção de cimento começa com a exploração de depósitos naturais de calcário localizados próximos à planta industrial de forma a se obter o carbonato de cálcio (CaCO_3). Pequenas frações de minério de ferro, bauxita, xisto, argila ou areia podem ser necessárias para se obter

óxido de ferro (FeO_3), alumina (Al_2O_3) e sílica (SiO_2) de forma a corrigir a composição química dos materiais e atender aos requisitos de qualidade do produto final. Esses materiais são, então, transportados para os trituradores primários e secundários, onde são quebrados em pedaços da ordem de 10 cm.

A seguir, ocorre a pré-homogeneização, na qual as diferentes matérias-primas são misturadas para manter a composição química requerida, e os pedaços triturados são então moídos todos juntos para formar o “cru”. Para garantir a alta qualidade do cimento, a composição química dos materiais e do próprio cru é monitorada e controlada com grande rigor.

A etapa de pré-aquecimento consiste em uma série de ciclones verticais através dos quais o cru passa e entra em contato com os gases aquecidos provenientes do forno rotativo. Nesses ciclones, a energia térmica é recuperada a partir dos gases, e o cru é pré-aquecido antes de entrar no forno; sendo assim, as reações químicas ocorrem mais rapidamente e mais eficientemente. Dependendo do teor de umidade dos materiais, o forno pode ter até seis estágios de ciclones com recuperação de calor extra a cada estágio percorrido.

A calcinação é a decomposição do calcário em cal. Parte das reações ocorre no pré-calcinador e a outra parte no forno. Aqui, a decomposição química do calcário é responsável por entre 60% e 65% das emissões totais do processo. A queima dos combustíveis é responsável pelo restante, e 65% desta ocorre no pré-calcinador.

Após a pré-calcinação, o cru entra no forno rotativo onde o combustível é diretamente lançado de forma a se atingir temperaturas de até 1.450 °C. Conforme o forno gira, de 3 a 5 vezes por minuto, o material desliza e rola para regiões progressivamente mais quentes em direção à chama. O calor intenso induz reações físicas e químicas que fundem parcialmente o cru em clínquer.

A partir do forno, o clínquer quente cai em um grande refrigerador onde é resfriado para posterior classificação. Após resfriado, o clínquer é misturado com outros minerais. Todos os tipos de cimento possuem entre 4% e 5% de gesso para controlar o tempo de pega. Se quantidades significativas de escória, cinza volante, calcário ou outros materiais são utilizados para substituir o clínquer, o produto é chamado de “cimento composto” (*blended cement*).

A seguir, a mistura de clínquer e gesso é moída em forma de um pó cinza com partículas de granulometria média inferiores a 75 μm , dando origem ao cimento Portland comum, ou é moída em conjunto com outros minerais para fazer o cimento composto.

Tradicionalmente, moinhos de bolas têm sido utilizados na moagem, embora tecnologias mais eficientes como prensas de rolo e moinhos verticais sejam utilizadas em plantas modernas atualmente.

A indústria mundial do cimento apresentou um crescimento de cerca de 650% em 2010 com relação à década de 1970, sendo o recurso mineral que apresentou maior crescimento neste período (Figura 2.3) (FISCHEDICK *et al.*, 2014).

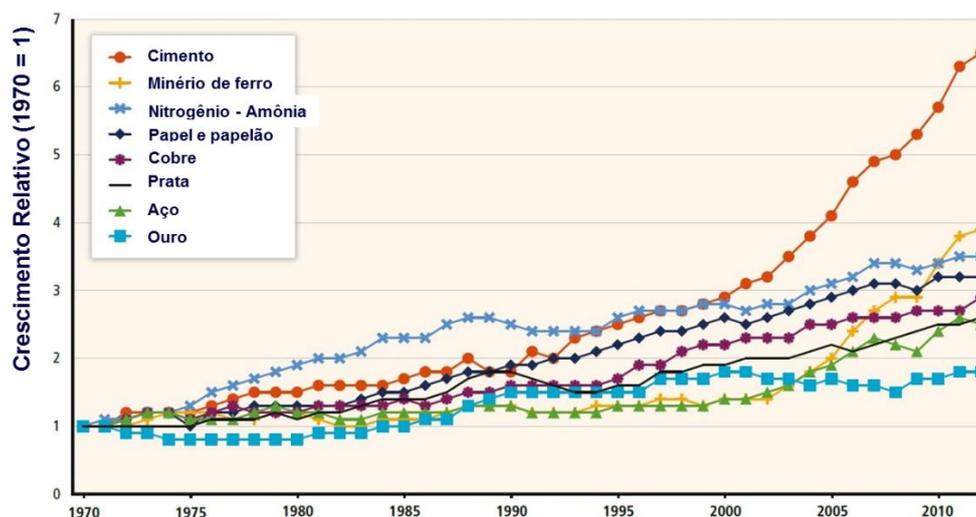


Figura 2.3 - Crescimento mundial na produção dos principais minerais e produtos de consumo.

Fonte: FISCHEDICK *et al.* (2014)

Segundo o *United States Geological Survey* (USGS, 2015), a produção mundial de cimento, no ano de 2014, configurava-se conforme apresentado na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Produção de cimento em 2014

País	Produção de cimento (milhões de toneladas)	País	Produção de cimento (milhões de toneladas)
China	2.500	Japão	58
Índia	280	Egito	50
Estados Unidos*	83	Coréia do Sul	48
Irã	75	Tailândia	42
Turquia	75	México	35
Brasil	72	Paquistão	32
Rússia	69	Alemanha	31
Arábia Saudita	63	Itália	22
Indonésia	60	Outros países	525
Vietnã	60	Total mundial	4.180

Fonte: USGS (2015)

Como é possível observar, o Brasil é o sexto maior produtor de cimento do mundo, representando 1,7% da produção mundial, enquanto a China está em primeiro lugar, sendo responsável por cerca de 60% da produção mundial. Além disso, o Brasil também é um importador e exportador de cimento. Dados do Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC) mostram que em 2013, quando a produção anual brasileira era de pouco mais de 70 milhões de toneladas, o Brasil importou cerca de 1 milhão de toneladas, principalmente de Portugal, Vietnã, Espanha e México, e exportou cerca de 22 mil toneladas para Bolívia, Paraguai e Colômbia. O consumo aparente de cimento, apesar do crescimento de 2,4% em 2013 em relação a 2012, continuou com a desaceleração apontada nos dois anos anteriores. Esse fato significou um consumo aparente *per capita* de 353 kg/habitante.ano (SNIC, 2014).

Ainda segundo o SNIC, o fornecimento de cimento para revendedores respondeu por 55% do total, enquanto as concreteiras foram responsáveis por 21% do consumo, 13% foi destinado aos consumidores finais (construtoras e empreiteiras, órgãos públicos, prefeituras) e 11% a outros consumidores industriais (pré-moldados e artefatos).

Uma parcela significativa de todo o cimento utilizado mundialmente é, na realidade, cimento composto (*blended cement*), no qual parte do cimento é substituída por materiais cimentícios suplementares (MCS). Vários materiais, como cinzas pozolânicas naturais, calcário moído e resíduos de outros processos, como escória granulada de alto forno, cinza volante e sílica ativa, são largamente empregados como MCS na preparação de cimento composto (MEYER, 2009; SIDDIQUE, 2013).

De fato, a maior parcela do cimento Portland produzido atualmente incorpora algum tipo de MCS. A Tabela 2.3 relaciona os principais tipos de cimento produzidos no Brasil e a quantidade produzida de cada um no ano de 2013, de acordo com dados de SNIC (2014).

Tabela 2.3 - Principais tipos de cimento Portland produzidos no Brasil

Tipo de cimento	Adições	Produção em 2013 (milhares de toneladas)
CP I – Cimento Portland Comum	- S: 1 a 5% de adições	263
CP II – Cimento Portland Composto	E: 6 a 34% de escórias Z: 6 a 14% de cinzas pozolânicas F: 6 a 10% de fíler de calcário	41.249
CP III – Cimento Portland de Alto Forno	35 a 70% de escórias	9.405
CP IV – Cimento Portland Pozolânico	35 a 70% de cinzas pozolânicas	9.863
CP V – Cimento Portland de Alta Resistência Inicial (ARI)	-	5.660

Fonte: SNIC (2014)

Água

A produção de concreto necessita de enormes quantidades de água potável. Entre 15% e 18% do volume total de uma mistura de concreto estrutural é de água. A indústria utiliza cerca de um trilhão de litros de água todos os anos. A água possui fundamental importância na produção de concretos, pois ela é a responsável pela reação de hidratação do cimento e conseqüente formação dos chamados “produtos de hidratação” que respondem pelas características de resistência do concreto. Entretanto, a água excedente, que não participa das reações de hidratação, forma poros no concreto que são responsáveis pela redução de sua resistência e durabilidade. Além disso, a água com concentrações elevadas de íons cloreto, sulfato e álcalis pode influenciar no tempo de pega do cimento e afetar negativamente sua resistência e durabilidade no estado endurecido. Por esse motivo, apesar de a água não potável ser satisfatória para a produção do concreto, o mais frequente é utilizar água potável.

Agregados

Os agregados para uso na construção civil podem ser naturais (areia, cascalho ou pedregulho) ou artificiais, produzidos por algum processo industrial, como as pedras britadas, areias artificiais, escórias de alto-forno, argilas expandidas, resíduos de construção e demolição (RCD) reciclados, entre outros. A norma ABNT NBR 7211:2009 estabelece as características exigíveis na recepção e produção de agregados miúdos e

graúdos, de origem natural, encontrados fragmentados ou resultantes da britagem de rochas.

O Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) publica anualmente estatísticas referentes aos recursos minerais produzidos e comercializados no Brasil. Conforme os relatórios anuais de lavras (RAL) entregues ao DNPM, todas as unidades da federação são produtoras de areia, porém, dados indiretos obtidos a partir do consumo do cimento indicam que os números obtidos através dos RAL estão muito aquém do total produzido em todas as regiões (DNPM, 2014).

O termo areia designa o material granular com tamanho definido, de composição silicática, com predominância do mineral quartzo, servindo essencialmente à indústria de construção como agregado miúdo. Atualmente, compreende, além dos materiais naturais, a chamada areia artificial, produto da britagem de rochas, normalmente subproduto da produção de brita. As estatísticas publicadas pelo DNPM para a areia são estimadas com base em dados de consumo de produtos complementares, notadamente cimento e asfalto, na indústria da construção. A produção estimada de areia em território nacional no ano de 2013 foi da ordem de 377 milhões de toneladas (DNPM, 2014).

O estado de São Paulo é o maior produtor de areia do país, concentrando 23% do total nacional em 2013, mesma porcentagem dos anos anteriores, porém menor do que a que detinha em 2006, que era de 27%. A segunda unidade da federação mais importante com respeito à quantidade produzida de areia é Minas Gerais, seguida por Rio de Janeiro (8%), Paraná e Bahia (6% cada) e Rio Grande do Sul (5%). Como principais municípios produtores, com mais de dois milhões de toneladas em 2013, encontram-se Cabo Frio (RJ), Charqueadas (RS), Seropédica (RJ), Bofete (SP) e Mogi das Cruzes (SP) (DNPM, 2014).

Com exceção do Acre, que importa de estados vizinhos a brita para seu consumo, todas as unidades da federação são produtoras de brita e cascalho, conforme os RAL entregues ao DNPM. Entretanto, assim como ocorre com os dados relativos à produção da areia, a produção de brita e cascalho também é estimada a partir de dados de consumo de produtos complementares, como o cimento e o asfalto.

Brita e cascalho são os materiais granulares que se caracterizam por apresentar dimensões e propriedades físicas, químicas e tecnológicas adequadas ao seu emprego como agregado graúdo na indústria da construção. Sua função é conferir resistência, durabilidade e trabalhabilidade aos concretos. Eles são obtidos da exploração de jazidas de rochas de diversos tipos, dependendo das características geológicas locais. No

estado de São Paulo, até o início de 2013, 73% das reservas totais eram de rochas granitoides (granito, gnaisse e outras), 23% de rochas basálticas (basalto e diabásio), 3% de rochas calcárias (calcário e dolomito) e 1% de quartzito e cascalho. Não há levantamento até o momento das demais regiões do Brasil (DNPM, 2014).

No ano de 2013, a produção preliminar estimada de brita e cascalho no Brasil foi da ordem de 293,5 milhões de toneladas. São Paulo foi o estado com maior produção/consumo, concentrando, em 2013, 27% do total nacional, logo em seguida Minas Gerais (11%), Rio de Janeiro (8,2%) e Paraná (6,2%) (DNPM, 2014).

As importações de brita e cascalho em 2013 totalizaram quase 132 mil toneladas, provenientes da Turquia (57,5%), Uruguai (39,2%) e o restante (3,3%) distribuído por diversos países. Neste mesmo ano, as exportações alcançaram quase 39 mil toneladas, sendo 96,% destinadas à Bolívia e o restante (4%) distribuído entre Venezuela, Peru e China (DNPM, 2014).

Segundo dados da Associação Nacional das Entidades dos Produtores de Agregados para Construção Civil (ANEPAC, 2015), o consumo de areia e brita distribuiu-se entre os diversos segmentos conforme discriminado na Tabela 2.4, abaixo.

Tabela 2.4 - Principais consumidores de agregados no Brasil

Consumo de areia (%)	Segmento	Consumo de brita (%)
35	Argamassas	-
20	Concreteiras	32
15	Construtoras	24
10	Pré-fabricados	14
10	Revendedores	10
5	Usinas de asfalto	9
3	Órgãos públicos	7
2	Outros	4

Fonte: ANEPAC (2015)

Entre alguns dos produtos substitutos aos agregados minerais naturais, destacam-se: resíduos de construção e demolição (RCD) reciclados, argilas expandidas (provenientes do cozimento do lodo oriundo do tratamento de esgotos ou de material argiloso preparado especialmente para este fim), rejeitos de produtos siderúrgicos (escórias de alto-forno ou aciaria), resíduos da indústria de plásticos para fabricação de pré-fabricados leves, resíduos de pneus triturados para utilização em concreto e pavimentos, areia de brita e areia marinha (DE BRITO e SAIKIA, 2013).

Aditivos

A norma ABNT NBR 11.172:1990 define “adições” como sendo os produtos de origem mineral adicionados aos cimentos, argamassas e concretos com a finalidade de alterar suas características. Por sua vez, esta norma define “aditivos” como os produtos químicos adicionados em pequenos teores às caldas, argamassas e concretos com a finalidade de alterar suas características no estado fresco e/ou endurecidos. Seguindo a terminologia proposta por Cordeiro (2006), neste trabalho, optou-se pelo emprego do termo “aditivo mineral” para classificar o material pozolânico ou cimentício utilizado como um constituinte do concreto. Quando esse material é incorporado ao clínquer para a produção de cimentos Portland compostos, passa, então, a ser designado “adição mineral”.

A norma ABNT NBR 11.768:1992 estabelece as condições exigíveis aos aditivos químicos utilizados em concretos de cimento Portland. Entre eles, estão os aditivos plastificante e superplastificante, que possibilitam a redução de, no mínimo, 6% e 12%, respectivamente, da quantidade de água de amassamento; os aditivos retardadores e aceleradores de pega, que aumentam ou reduzem, respectivamente, os tempos de início e fim de pega do concreto; o aditivo incorporador de ar, que incorpora pequenas bolhas de ar ao concreto; e outros aditivos com efeitos combinados.

Segundo Cordeiro (2006), aditivos minerais podem ser definidos como materiais utilizados conjuntamente com o cimento Portland com o objetivo de proporcionar um desempenho tecnológico diferenciado a produtos cimentícios. Ocasionalmente, pode ocorrer redução dos custos de produção em função do uso de materiais energeticamente menos nobres como materiais cimentícios suplementares (MCS), dado que os aditivos minerais são normalmente obtidos a partir de resíduos industriais ou agroindustriais. Além dos benefícios tecnológicos e econômicos, em alguns casos, o uso de aditivos minerais pode reduzir impactos ambientais na produção do cimento, uma vez que ocorre reaproveitamento de resíduos de outros processos e preservação de jazidas de calcário, argila e menor emissão de gases de efeito estufa (GEE).

Os aditivos minerais mais comumente empregados com o cimento Portland são os materiais pozolânicos. Esses são materiais silicosos ou sílico-aluminosos que possuem pouca ou nenhuma atividade aglomerante, mas que, quando finamente moídos e na presença de água, reagem quimicamente com o hidróxido de cálcio (CH) à temperatura ambiente, formando silicato de cálcio hidratado (C-S-H). Como o hidróxido de cálcio não contribui significativamente para a resistência da pasta de cimento e é o primeiro a ser solubilizado e lixiviado pela água, o seu consumo

proporciona uma estrutura química e mecanicamente mais resistente devido à formação do C-S-H.

Os principais MCS utilizados como substituto parcial do cimento na indústria são a cinza volante, escória granulada de alto-forno, sílica ativa, metacaulinita e argilas calcinadas, pozolanas naturais, cinzas de casca de arroz e cinzas de bagaço de cana-de-açúcar.

A Figura 2.4 apresenta alguns exemplos de aditivos minerais de acordo com sua composição química em termos de óxido de cálcio (CaO), sílica (SiO₂) e alumina (Al₂O₃).

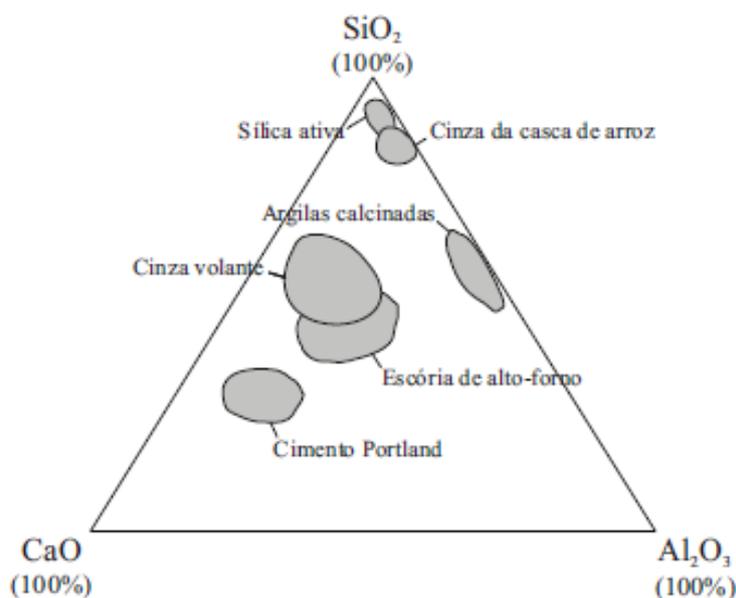


Figura 2.4 - Composição química dos aditivos minerais e do cimento Portland

Fonte: CORDEIRO (2006)

2.2 Principais aspectos ambientais do concreto

2.2.1 Impactos ambientais do concreto

Os impactos ambientais do ciclo de vida do concreto compreendem tanto os impactos ambientais individuais dos seus materiais constituintes como também aqueles referentes ao transporte destes materiais desde seus fornecedores até a central de mistura, onde o concreto é efetivamente produzido e daí até o destino final.

Dentre os componentes do concreto, notadamente é o cimento o material que demanda maiores quantidades de energia em seu processo produtivo, assim como é o responsável pelas maiores emissões de gases nocivos à atmosfera e à saúde humana.

Como já explicitado, o cimento Portland é produzido primeiramente por um processo de queima de suas matérias-primas a temperaturas em torno dos 1.450 °C e, posteriormente, o material resultante desse processo é moído dando origem ao clínquer. A quantidade de energia consumida ao longo de todo o processo é da ordem de 4.800 MJ/tonelada de cimento (MARCEAU *et al.*, 2006).

A produção do cimento também é responsável pela emissão de elevados volumes de gases de efeito estufa (GEE) e outros gases nocivos à saúde humana na atmosfera. A produção de 1 kg de cimento é responsável, em média, pela emissão de 1 kg de CO₂ equivalente (CO₂eq) na atmosfera. A quantidade de CO₂ emitido pode ser tão menor quanto mais eficientes forem as técnicas de produção empregadas e menos impactantes os combustíveis utilizados. Em 2010, as emissões de CO₂ relativas às atividades industriais atingiram 13,14 GtCO₂eq e cerca de 10% desse total (1,35 GtCO₂eq) foram originárias da indústria do cimento (FISCHEDICK *et al.*, 2014).

Além do cimento, a indústria do concreto utiliza cerca de 10 bilhões toneladas de areia, brita e mais de um trilhão de litros de água potável por ano para produzir concreto. Embora a ordem de grandeza desses impactos seja pequena quando comparada a do cimento (para 1 kg de cada material), quando se leva em conta o elevado consumo global desses materiais e a escassez deles em algumas regiões, o impacto ambiental pode ser significativo.

Em escala regional, os principais impactos ambientais incluem emissões de SO₂ e NO_x, que contribuem para a chuva ácida. A maior parte do SO₂ emitido é devida à queima de combustível e ao processamento de matérias-primas no forno. Entre 70% e 95% da fração que não pode ser atribuída à produção de energia, é absorvida pelo clínquer dada sua elevada alcalinidade. Sendo assim, a maior parte do SO₂ deixa o forno com o clínquer. O NO_x diz respeito tanto ao NO₂ quanto ao NO emitidos durante à queima de combustível no forno e ao consumo de combustível no restante da cadeia produtiva (SCHUHMACHER *et al.*, 2004).

No âmbito local, as emissões de pó de cimento (CKD, em inglês) representam o principal impacto. O tamanho da partícula de CKD (0,05 µm a 5 µm) situa-se na faixa das partículas respiráveis. Como o diâmetro é inferior a 10 µm, o CKD é classificado como PM10. De acordo com a agência ambiental americana (EPA), essas partículas, compostas tanto por materiais que sofreram queima como que não sofreram queima no forno rotativo, são consideradas um resíduo potencialmente perigoso devido a sua natureza cáustica e irritativa. A quantidade de CKD gerada por quilograma de cimento está entre 15% e 20%, em massa.

Também deve ser dispendida especial atenção à emissão de metais, dioxinas e furanos. Após a emissão para a atmosfera, esses produtos químicos podem ser transmitidos para humanos direta (pelo ar) e indiretamente (água subterrânea, solo, vegetação).

2.2.2 *Sustentabilidade na produção do concreto*

Aïtcin e Mindess (2011) elenca o que considera as principais abordagens em busca de um concreto mais sustentável. Entre elas, destacam-se:

- *Produção mais eficiente de cimento Portland* – atualmente são necessários, em média, 4,9 GJ de energia para produzir uma tonelada de cimento; esta estimativa inclui não só a energia usada no forno, mas também toda a energia necessária para extração e transporte das matérias-primas, sua trituração e moagem e, finalmente, para a moagem e o transporte do cimento pronto. Representou considerável redução na demanda de energia dos últimos 20 anos, conforme a indústria deixou de usar fornos por via úmida e passou a utilizar fornos a seco, que contam com eficientes pré-aquecedores e pré-calcinadores. Os fornos tornaram-se menores e mais largos, o que contribuiu para o aumento de sua eficiência.
- *Uso de combustíveis alternativos* – conforme o custo dos combustíveis aumenta, há um movimento em busca de combustíveis diferentes dos tradicionais (carvão, gás, e petróleo) para alimentar os fornos. Esses novos materiais incluem resíduos de solventes, óleos, pneus usados, e outras matérias orgânicas que variam de acordo com a disponibilidade local. Essa iniciativa possui a vantagem de oferecer uma forma alternativa de disposição de resíduos que, de outra forma, necessitariam de área adequada para descarte e, no caso de resíduos perigosos, poderiam contaminar o ambiente.
- *Uso de materiais cimentícios suplementares (MCS)* – provavelmente, a forma mais efetiva de reduzir tanto o consumo de energia e as emissões de GEE é substituir parcialmente o cimento por algum MCS; cada quilograma de cimento substituído por um MCS reduziria até 1 kg das emissões de CO₂, e economizaria a energia para produzir aquele quilograma de cimento substituído. Existe um grande número de MCS disponíveis, muitos dos quais já são extensamente utilizados industrialmente. Esses materiais são quase sempre sub-produtos ou resíduos de outros processos industriais, o que torna esta alternativa ainda mais

atrativa do ponto de vista ambiental. Como já exposto anteriormente, entre os principais MCS utilizados na indústria, podem-se citar a cinza volante, escória de alto-forno, sílica ativa, metacaulinita e argilas calcinadas, pozolanas naturais e cinzas de casca de arroz e do bagaço de cana-de-açúcar.

- *Produzir concretos mais duráveis* – atualmente a maioria das misturas de concreto é projetada com base em sua resistência à compressão aos 28 dias de cura, tendo sua durabilidade uma importância secundária. Tal prática leva ao dimensionamento de estrutura de concreto que tendem a falhar prematuramente. Entretanto, é provável que a melhor forma de fazer um concreto realmente sustentável é aumentar sua vida útil. Através do uso apropriado de aditivos e da redução da relação água/cimento, seria factível ao menos dobrar o tempo de serviço de estruturas de concreto, com uma consequente redução na energia e emissões de GEE.
- *Emprego de concretos de resistência elevada* – o emprego de concretos com resistência elevada (concretos de alto desempenho) é mais sustentável do que o de concretos de resistência normal. Por exemplo, uma coluna de concreto de 75 MPa necessita de 1/3 da quantidade de agregados e metade da quantidade de cimento que uma coluna de 25 MPa necessitaria para suportar a mesma carga.
- *Utilização de agregados reciclados de concreto (ARC)* – o concreto recuperado da demolição de outras estruturas ou pavimentos pode ser processado para produzir agregados adequados para uso em novo concreto. O processo é similar ao utilizado na maioria dos agregados naturais: trituração, remoção de materiais contaminantes e lavagem. Em geral, o emprego de agregados reciclados de concreto resulta em concretos menos resistentes e menos duráveis que concretos com agregados 100% naturais e mesma relação água/cimento. Os ARC são geralmente mais utilizados como agregado graúdo, já que algumas especificações não recomendam a utilização da fração fina dos agregados reciclados principalmente devido à sua elevada taxa de absorção de água.

3. RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO

3.1 Aspectos gerais

A construção civil é um importante segmento da indústria brasileira, servindo como indicativo do crescimento econômico e social. Entretanto, esta constitui uma atividade geradora de impactos ambientais, e seus resíduos têm representado um grave problema a ser administrado. Além do intenso consumo de recursos naturais, grandes empreendimentos colaboram com a alteração da paisagem e, como as demais atividades da sociedade, geram resíduos.

De acordo com a Resolução nº 307/2002 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), os resíduos da construção civil (RCC) são definidos como aqueles:

“...provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e da escavação de terrenos, tais como: tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e compensados, forros, argamassa, gesso telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica etc., comumente chamados de entulhos de obras, caliça ou metralha.”

Os resíduos de construção civil, também conhecidos como resíduos de construção e demolição (RCD), apresentam-se em quantidades variadas na composição dos resíduos sólidos urbanos. Essa variabilidade ocorre em função das características das construções e do grau de desenvolvimento econômico de cada localidade. O gerenciamento adequado dos RCD encontra grandes obstáculos devido ao desconhecimento da natureza dos resíduos e pela ausência de uma cultura de segregação dos mesmos, tendo em vista que eles se apresentam de forma bastante heterogênea.

A resolução CONAMA nº 307 determina que o gerador é o responsável pelo gerenciamento desses resíduos. Essa redução representou um importante marco legal, determinando responsabilidades e estipulando a segregação dos resíduos em diferentes classes e seu encaminhamento para reciclagem e disposição final adequada. Além disso, as áreas destinadas a essas finalidades devem passar por processo de licenciamento ambiental e fiscalização pelos órgãos ambientais competentes.

Ainda de acordo com esta resolução, os RCD devem ser classificados da seguinte forma:

- *Classe A* – são os resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como de construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação ou edificações e de outras obras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem, componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento, entre outros), argamassa e concreto;
- *Classe B* – resíduos recicláveis para outras destinações, tais como: plásticos, papel, papelão, metais, vidros, madeiras e gesso;
- *Classe C* – resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitam a sua reciclagem ou recuperação;
- *Classe D* – resíduos perigosos oriundos do processo de construção, tais como tintas, solventes, óleos e outros ou aqueles contaminados ou prejudiciais à saúde, oriundos de demolições, reformas e reparos de clínicas radiológicas, instalações industriais e outros, bem como telhas e demais objetos e materiais que contenham amianto ou outros produtos nocivos à saúde.

Os RCD não podem ser dispostos em aterros de resíduos sólidos urbanos, em áreas de “bota-fora”, encostas, corpos d’água, lotes vagos e em áreas protegidas por lei. No caso específico dos resíduos da classe A, esses devem ser reutilizados ou reciclados na forma de agregados ou encaminhados a aterros de resíduos classe A de reserva de material para usos futuros (CONAMA, 2002).

Normalmente, os RCD representam um grave problema em muitas cidades brasileiras. Por um lado, a disposição irregular desses resíduos pode gerar problemas de ordem estética, ambiental e de saúde pública. De outro, constitui um problema que se apresenta às municipalidades, sobrecarregando os sistemas de limpeza pública. Segundo Pinto (1999), nas cidades brasileiras de médio e grande porte, os resíduos de construção e demolição podem representar de 40% a 70% da massa de resíduos sólidos urbanos. Em sua maior parte, são materiais semelhantes aos agregados naturais e solos. Geralmente, são vistos como resíduos de baixa periculosidade, sendo o impacto causado pelo grande volume gerado. No entanto, a disposição irregular desses materiais têm causado enchentes, perda de infraestrutura de drenagem por entupimento de galerias e assoreamento de canais (ABRECON, 2013). Entre esses resíduos também há presença de material orgânico, produtos químicos, tóxicos e embalagens diversas que podem acumular água e favorecer a proliferação de insetos e outros vetores de doenças (Brasil, 2010).

Estima-se que a geração de RCD nos Estados Unidos seja da ordem de 140 milhões de toneladas por ano, enquanto na Europa chega a 970 milhões de toneladas ao ano (PACHECO-TORGAL *et al.*, 2013).

Em levantamento realizado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2013) em 404 municípios brasileiros (51 na região Norte; 125 Nordeste; 32 Centro-Oeste; 133 Sudeste e 63 Sul), a quantidade de RCD coletada no Brasil em 2013 foi estimada em 117.435 t/dia. Isso corresponderia a quase 43 milhões de toneladas de RCD coletado por ano. Para as diferentes regiões, a distribuição percentual dos RCD coletados em território nacional está apresentada na Figura 3.1.

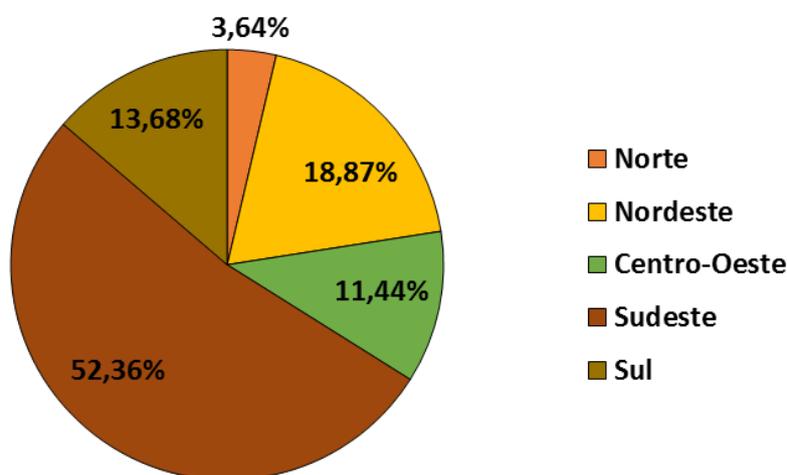


Figura 3.1 - Percentual de RCD coletado nas diferentes regiões brasileiras

Fonte: ABRELPE (2013)

A região metropolitana do estado do Rio de Janeiro responde por cerca de 80% dos RCD de todo o estado, cuja geração estimada é de aproximadamente 23 mil t/dia (SEA, 2014). Por sua vez, a região metropolitana de São Paulo responde por 49% dos RCD gerados neste estado, que perfazem 68 mil t/dia (SMA, 2014).

Para o diagnóstico da situação dos RCD, também é necessário conhecer a composição desses. As Figuras 3.2 e 3.3 apresentam a composição gravimétrica dos RCD nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro, respectivamente.

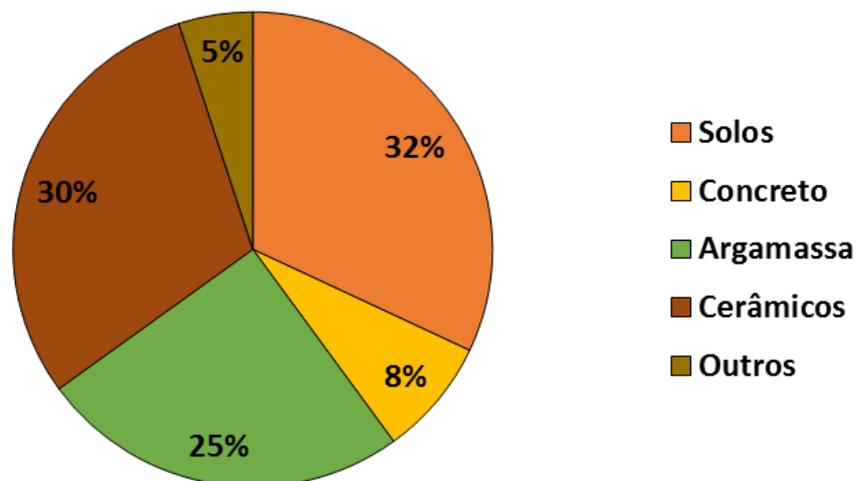


Figura 3.2 - Composição gravimétrica dos RCD no estado de São Paulo

Fonte: SMA (2014)

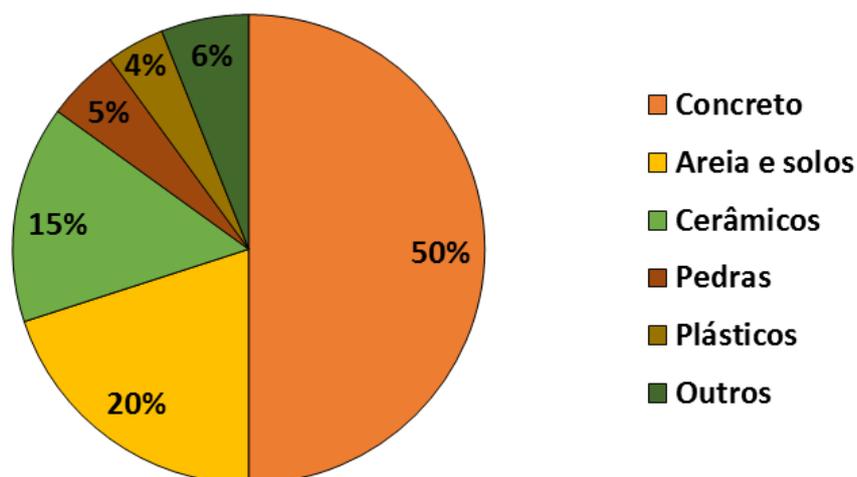


Figura 3.3 - Composição gravimétrica dos RCD no estado do Rio de Janeiro

Fonte: SEA (2014)

De maneira geral, existe dificuldade em estabelecer estimativas de geração, tratamento e disposição final para as diversas regiões e também em nível nacional. Em parte, esse fato justifica-se pelas ressalvas feitas para as pesquisas realizadas no que se refere à disponibilidade de dados. Essas também destacam a diferente participação dos municípios nas diferentes regiões do país, no sentido de o número de municípios que respondem à pesquisa não ser proporcional ao total de municípios de cada região (Brasil, 2012).

3.2 A Reciclagem dos Resíduos de Construção e Demolição

Uma iniciativa que diversos países têm incentivado de forma a lidar com o grande volume de RCD gerado em seus territórios é a sua reciclagem. Tal medida minimiza a necessidade por áreas para disposição desses resíduos, além de evitar a exploração de matérias-primas não renováveis.

Conforme salientado por Pacheco-Torgal *et al.* (2013), o processamento de RCD em unidades de reciclagem possui os seguintes objetivos:

- Separação de resíduos misturados (madeira, plásticos e aço) dos agregados, de forma a permitir seu reuso, reciclagem e disposição segura;
- Trituração, moagem e classificação para alcançar as granulometrias necessárias para a comercialização do produto;
- Remoção de contaminantes como amianto, gesso, metais pesados entre outros através de classificação e peneiramento; esse processo pode ser significativamente facilitado se técnicas de desconstrução, em vez de demolição, forem utilizadas, uma vez que a remoção de contaminantes, após a demolição, torna-se mais difícil.

De acordo com Coelho e De Brito (2013), as unidades de reciclagem de RCD podem ser classificadas em níveis 1, 2 e 3. Embora o grau de complexidade, tecnologia e processamento aumentem do nível 1 ao 3; isso não significa necessariamente que unidades de nível 1 são inferiores que unidades de nível 3; o nível é meramente um indicativo da viabilidade técnica e econômica da unidade, quando abastecidas com determinados tipos de RCD.

- *Unidades de reciclagem de RCD nível 1* – consistem simplesmente em fases de trituração seguidas de classificação granulométrica, fornecendo materiais normalmente utilizáveis em obras de sub-base de estradas secundárias. Geralmente, as unidades nível 1 são equipadas com separadores a ar, nas quais um ventilador força os materiais mais leves (papéis, papelões, plásticos e alguma madeira ou metal não ferroso) a serem soprados e armazenados em caixas coletoras. Entretanto, esse tipo de separador não remove contaminantes muito finos que ficam protegidos por grãos mais pesados e aderidos a esses por efeito da umidade.
- *Unidades de reciclagem de RCD nível 2* – geralmente, produzem materiais melhor classificados para certas aplicações. Para tanto, algumas etapas de separação devem ser empregadas, como eletroímãs, separadores a ar e/ou

separadores flutuantes. Este último consiste em um reservatório com água no qual o RCD é enviado e onde os materiais menos densos que a água flutuam e, portanto, são separados das frações principais de agregados. Entretanto, essa etapa introduz água no processo, o que torna o material resultante mais viscoso (a umidade mantém, em parte, os grãos unidos) e gera lama contaminada, que é considerada um resíduo perigoso e de difícil tratamento.

- *Unidades de reciclagem de RCD nível 3* – consistem em sistemas de processamento completos onde todos os materiais que compõem o RCD são separados. Combinando etapas otimizadas de trituração, separação granulométrica em várias frações de tamanhos e separação de contaminantes seria possível obter alto grau de pureza para todos os materiais.

Além destas, existem também as unidades móveis (Figura 3.4). Estas contam com equipamentos básicos de uma unidade nível 1 que podem, entretanto, ser levados até o local onde os resíduos se encontram e fazer o processamento do mesmo *in situ*. As unidades móveis são relevantes quando a qualidade pretendida do produto final não for particularmente elevada ou quando a distância total percorrida pelos resíduos for substancialmente encurtada.



Figura 3.4 - Unidade móvel de reciclagem de RCD

Fonte: COELHO e DE BRITO (2013)

A viabilidade econômica da implantação de centrais de reciclagem de RCD vem sendo estudada por alguns autores. Entretanto, essa viabilidade é uma variável fortemente dependente das condições regionais, envolvendo fatores físicos,

econômicos e sociais. No Brasil, Nunes *et al* (2006) relataram a inviabilidade para agentes privados considerando apenas a venda de produtos processados. Na China, Zhao *et al* (2010) relataram a viabilidade condicionada à implementação de políticas públicas. Na Irlanda, Duran *et al* (2006) relataram grande viabilidade, desde que os custos de disposição dos resíduos em aterros supere os custos de reciclagem e os custos de se utilizar agregados virgens supere os custos do uso de agregados reciclados.

De acordo com esses estudos, há alguns aspectos principais que determinam o sucesso das operações de reciclagem de RCD, como por exemplo: taxaço sobre a produço de agregados virgens; taxaço sobre o envio de materiais recicláveis para aterros; subsídios a empresas responsáveis pela reciclagem de RCD; implementação e divulgaço de normas para a produço de materiais com conteúdo reciclado; promoço da utilizaço de materiais com conteúdo reciclado através, por exemplo, da reduço de impostos sobre sua comercializaço (COELHO e DE BRITO, 2013).

Ainda segundo esses autores, o emprego de cada tonelada de RCD reciclado substitui não apenas uma quantidade equivalente de materiais virgens (naturais), mas também todo o processo industrial que envolve seu beneficiamento. Por exemplo, 23,7% dos impactos relativos à produço de painéis de madeira poderiam ser evitados com sua reciclagem uma vez que mais de 70% da energia utilizada em sua produço está concentrada nos estágios finais de beneficiamento que, portanto, independe da origem do material. Para resíduos de concreto e cerâmica, entretanto, praticamente a totalidade dos impactos de produço poderiam ser evitados através da reciclagem.

No Brasil, as primeiras usinas de reciclagem foram instaladas pela prefeitura de São Paulo-SP (1991), seguida pelas prefeituras de Londrina-PR (1993) e de Belo Horizonte-MG (1994). Entre 1995 e 2005, diante dos benefícios econômicos e ambientais obtidos pela prefeitura de Belo Horizonte, algumas prefeituras do estado de São Paulo, como Piracicaba, Santo André e Campinas, também implantaram planos de gerenciamento de RCD (MIRANDA *et al.*, 2009). Em 2002, com a homologaço da Resolução nº 307 do CONAMA, a reciclagem de RCD ganhou mais força e levou à elaboraço de normas técnicas, como mostra a Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Normas técnicas brasileiras relacionadas aos RCD

Norma	Título
ABNT NBR 15.113:2004	Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes – Aterros – Diretrizes para projeto, implantação e operação.
ABNT NBR 15.114:2004	Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes – Áreas de reciclagem – Diretrizes para projeto, implantação e operação.
ABNT NBR 15.115:2004	Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil – Execução de camadas de pavimentação – Procedimentos.
ABNT NBR 15.116:2004	Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil – Utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural – Requisitos.

Até o ano de 2002, o Brasil contava com 16 usinas de reciclagem de RCD (classe A), com uma taxa de inauguração de três usinas por ano, em média. Após a publicação desta resolução do CONAMA, a taxa de crescimento passou para nove usinas ao ano, como pode ser observado no gráfico da Figura 3.5.

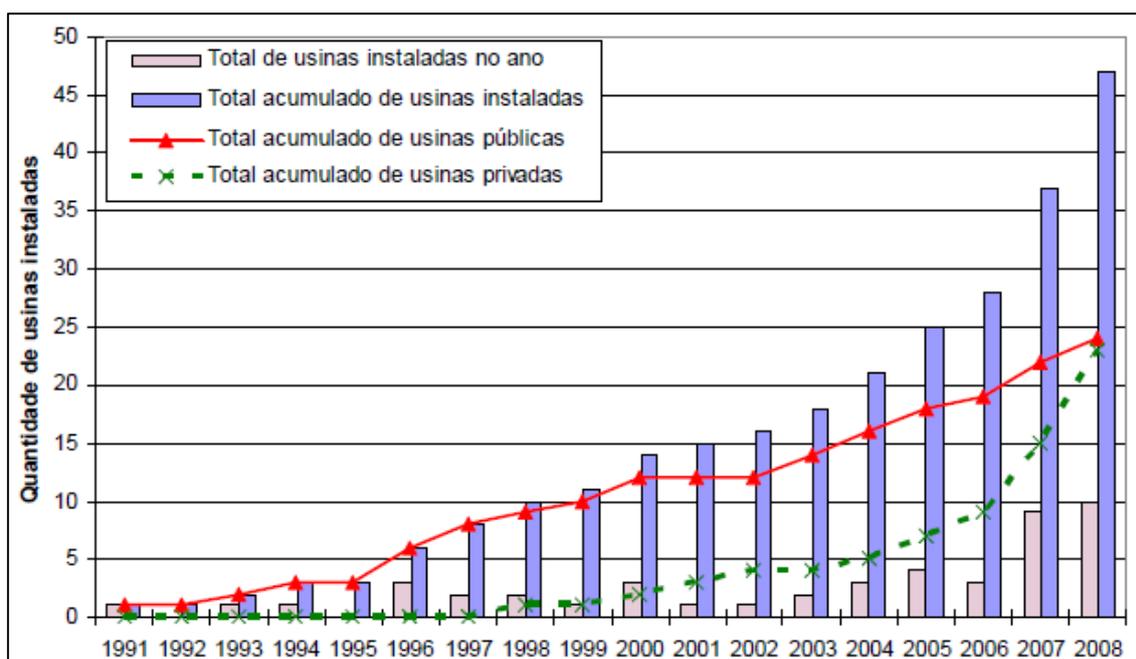


Figura 3.5 - Quantidade de usinas de reciclagem de RCD no Brasil até 2008

Fonte: MIRANDA *et al* (2009)

Pesquisa recente da Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção e Demolição (ABRECON, 2013), sugere um crescimento do interesse da iniciativa privada em investir na reciclagem de RCD a partir de 2008 (Figura 3.6).



Figura 3.6 - Quantidade de usinas de reciclagem de RCD no Brasil a partir de 2008

Fonte: ABRECON (2013)

A Figura 3.7 apresenta a concentração de usinas nos diferentes estados brasileiros. Este panorama compreende as 112 usinas que responderam à pesquisa da ABRECON, entretanto, tem-se conhecimento de pelos 310 usinas de reciclagem de RCD em todo o país, inclusive na Região Norte (Acre e Amazonas, por exemplo).

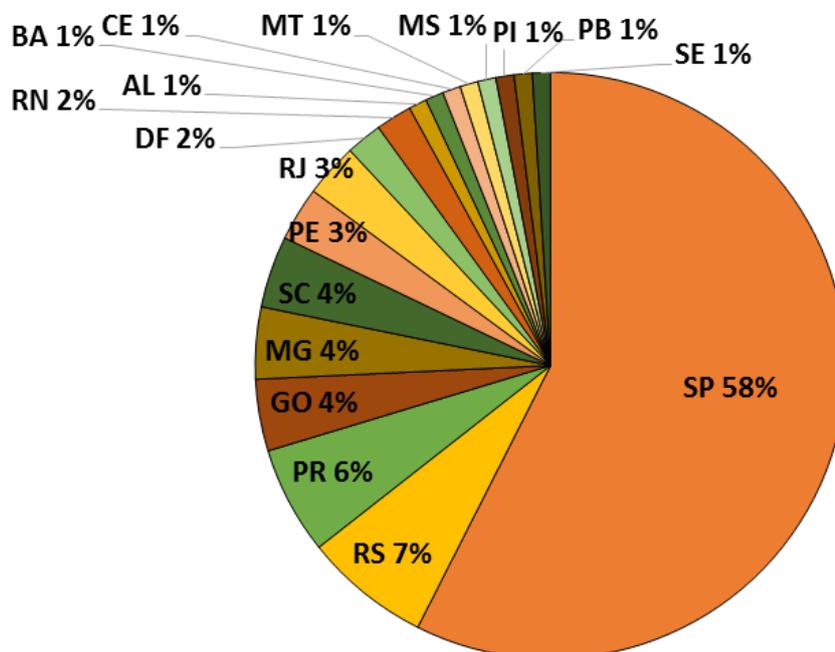


Figura 3.7 - Distribuição das usinas de reciclagem de RCD no território brasileiro

Fonte: ABRECON (2013)

Miranda *et al.* (2009) indicaram que a maior parte das usinas era pública, entretanto, após 2002, esse quadro alterou-se e, em 2008, cerca de metade das usinas já pertenciam à iniciativa privada. Os resultados da pesquisa da ABRECON indicam que essa tendência continua. Com base nas 112 usinas que responderam à pesquisa, pode-se observar a configuração apresentada na Figura 3.8.

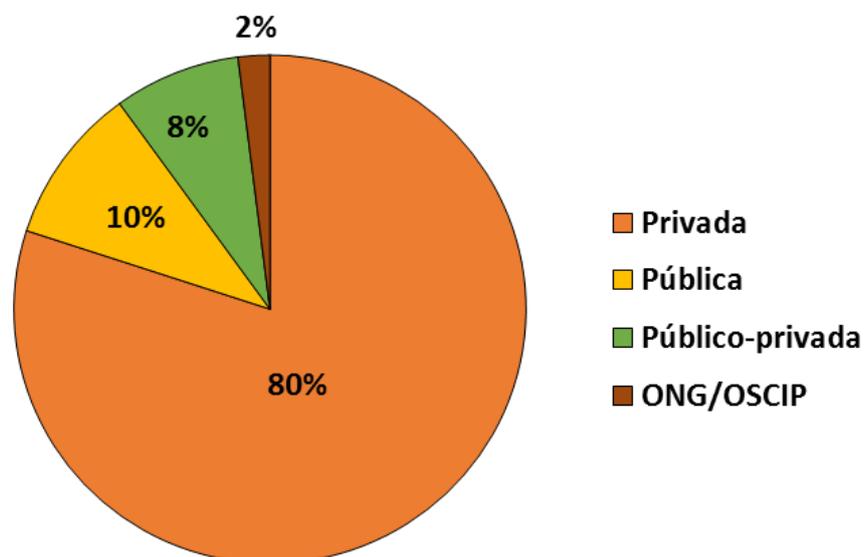


Figura 3.8 - Responsabilidade pela operação das usinas de reciclagem de RCD no Brasil

Fonte: ABRECON (2013)

Das usinas pesquisadas pela ABRECON, 96 informaram a produção atual e a capacidade máxima de produção (em função da capacidade de produção horária do britador). Os resultados obtidos indicaram que são produzidos, em média, 426 mil m³ de agregados reciclados por ano, sendo a capacidade máxima instalada de 909 mil m³ por ano. A capacidade máxima de beneficiamento registrada pela pesquisa para uma única usina foi de 100 toneladas de RCD por hora (ABRECON, 2013).

3.3 O emprego de RCD reciclados na construção civil

3.3.1 Resíduo cerâmico como substituto parcial do cimento

O emprego de argilas ativadas termicamente na composição de argamassas e concretos tem recebido considerável atenção nos últimos anos devido aos benefícios técnicos, econômicos e ambientais que esses materiais podem promover. As argilas mais utilizadas para a produção de pozolanas são as caulinitas, as montmorilonitas e

as ilitas, sendo as caulinitas aquelas que apresentam maior atividade pozolânica quando comparadas às demais argilas. Por esse motivo, as argilas caulínicas calcinadas (metacaulinita) possuem atualmente maior enfoque em pesquisas científicas e maior aplicabilidade prática (GONÇALVES, 2005).

A metacaulinita é obtida, como já mencionado, através da calcinação controlada da argila caulínica. Outra possibilidade é a sua obtenção a partir dos resíduos de indústrias que utilizem caulim como matéria-prima, entretanto, a argila obtida dessa forma não possui parâmetros de calcinação controlados. A indústria de artefatos cerâmicos (tijolos, telhas, pisos etc.) trabalha normalmente com argilas ílticas. As argilas utilizadas na produção de tijolos e telhas de cerâmica vermelha passam por um processo de queima e sinterização podendo chegar a uma temperatura de cerca de 950°C.

O uso de resíduos de artefatos cerâmicos como substituto parcial do cimento para argamassas e concretos tem sido objeto de recentes estudos (SABIR *et al.*, 2001; CORDEIRO *et al.*, 2001; TOLEDO FILHO *et al.*, 2001; CORDEIRO *et al.*, 2002; TOLEDO FILHO *et al.*, 2002; GONÇALVES, 2005; TOLEDO FILHO *et al.*, 2007; PACHECO TORRAL e JALALI, 2010; RIBAS, 2014).

Sabir *et al.* (2001) realizaram uma revisão da literatura a respeito do uso de metacaulinita e argilas calcinadas como pozolanas em argamassas e concretos. Eles observaram que houve significativa redução do diâmetro médio dos poros em argamassas com substituição de 20% do teor de cimento por metacaulinita. Também foi observado que a metacaulinita é eficaz em reduzir a taxa de difusão de íons cloreto (Cl⁻) e sódio (Na⁺) além de reduzir a absorção de água. As taxas de refinamento de poros foram rápidas até os 14 dias de cura, a partir do qual o refinamento se deu em taxas muito lentas. Embora tenham sido observadas reduções no volume total de poros com a inclusão de metacaulinita, em teores maiores que 20%, foi observado maior volume de poros.

Gonçalves (2005) observou que argamassas com até 20% do cimento substituído por resíduo moído de tijolos e relação água/cimento de 0,40 não apresentaram diferenças significativas na resistência à compressão e no módulo de elasticidade em comparação com as argamassas de referência. Em contrapartida, argamassas com até 20% de resíduo de tijolos e relação água/cimento de 0,50 apresentaram ligeira redução nos valores dessas propriedades.

O autor observou ainda que as argamassas com resíduo cerâmico moído apresentaram significativa redução na taxa de penetração de íons cloreto, sendo a carga

passante na argamassa de referência igual a 13.500 Coulombs e nas argamassas com 10% e 20% de substituição do cimento pelo aditivo mineral foram iguais a 8.250 Coulombs e 2.000 Coulombs, respectivamente.

Ribas (2014) analisou o efeito de diferentes granulometrias de resíduos moídos de tijolos, telhas e pisos cerâmicos no comportamento de argamassas. Observou-se que o uso de partículas da ordem de 1 µm de diâmetro diminuiu as diferenças nas propriedades dos materiais (tijolos, telhas e pisos) além de promover aumento na rigidez da matriz, especialmente nas misturas com substituição do cimento em 20%. Entretanto, as argamassas com resíduo cerâmico da ordem de 30 µm de diâmetro não apresentaram diferenças com relação ao tipo de resíduo e tiveram seu desempenho mecânico reduzido em relação à referência.

O autor também observou que a redução do tamanho das partículas de resíduo cerâmico para 1 µm com 20% de substituição reduziu a permeabilidade e aumentou a resistência ao ingresso de íons cloretos em relação à referência.

3.3.2 *Agregado reciclado de concreto (ARC)*

É crescente o interesse no estudo da viabilidade da reciclagem de resíduos de construção e demolição de forma a reaproveitar os agregados reciclados do concreto (ARC) na produção de novo concreto. Normas técnicas a respeito do uso de agregados reciclados em concretos podem ser observadas em países como o Brasil, Alemanha, China, Japão, Reino Unido, Holanda, Portugal, Bélgica e Suíça. Pacheco-Torgal *et al.* (2013) e De Brito e Saikia (2013) reuniram os principais estudos neste tema, desde aqueles que discutem a viabilidade econômica desta prática, até os estudos que visam compreender as propriedades físicas e mecânicas destes materiais e dos concretos produzidos com os mesmos.

Normalmente, os agregados reciclados de concreto apresentam alguma fração aderida de argamassa e resíduos cerâmicos, fator que depende da origem dos resíduos de concreto. Os materiais aderidos aos agregados reciclados possuem um efeito deletério no emprego destes em novos concretos, pois, geralmente, aumentam a absorção de água desses agregados, o que, por sua vez, demanda maior quantidade de água nas misturas de forma a garantir a hidratação completa do cimento (DE BRITO e SAIKIA, 2013).

Pepe (2015) sugeriu um método alternativo para a dosagem de concretos com agregados reciclados. Com base nos resultados experimentais obtidos para os

agregados reciclados, o autor propôs fórmulas analíticas para a determinação de propriedades físicas, relacionando o teor de argamassa aderida aos grãos com propriedades tais como a porosidade, a capacidade de absorção e a massa específica das partículas. Além disso, foi possível estimar a resistência à compressão dos concretos através da correlação com o grau de hidratação do cimento com base nos resultados experimentais obtidos pelo autor. Dessa forma, alimentando o modelo com as propriedades dos materiais constituintes, foi possível calibrá-lo de modo que desempenhasse uma resistência desejada, obtendo-se a partir daí a composição do concreto.

Rangel (2015) avaliou a influência da utilização de resíduos de concreto no comportamento reológico, mecânico e estrutural de concretos reforçados de resistência normal (25 MPa) e de alto desempenho (65 MPa). Os teores de substituição dos agregados naturais por agregados reciclados (fração graúda) foram 25% e 50%. Os resultados mostraram que a variação do teor de agregado reciclado não afetou significativamente as propriedades materiais e estruturais dos concretos, viabilizando o emprego de ARC nas condições avaliadas.

Amario (2015) produziu concretos de 25 MPa, 45 MPa e 65 MPa com teores de 20%, 40% e 60% de substituição dos agregados naturais por agregados reciclados. Devido à elevada taxa de absorção de água dos agregados reciclados (7,31%) em comparação aos agregados naturais (1,20%), foi necessária uma compensação de 50% do teor de água, em relação à mistura de referência. As propriedades mecânicas do concreto não foram significativamente afetadas pelo teor de agregados reciclados, sugerindo que o uso de ARC em novos concretos com função estrutural é viável.

Durabilidade de concretos com RCD

Segundo Silva *et al.* (2015), é normal encontrar agregados reciclados com maiores teores de cloretos que agregados naturais, seja por efeito da presença de argamassa antiga aderida em sua superfície, seja porque o material de origem pode ter entrado em contato com ambientes ricos em cloretos. Entretanto, essa contaminação por cloretos pode ser lixiviada através de lavagem com água.

Debieb *et al.* (2010) sugerem que, após uma lavagem completa ou total imersão em água por pelo menos duas semanas, o teor de cloretos diminui a níveis onde os agregados reciclados podem ser utilizados em concreto reforçado e até concreto

protendido. No entanto, esse procedimento é responsável por impactos ambientais que ainda precisam ser quantificados.

Ainda de acordo com Silva *et al.* (2015), geralmente, concretos com agregado reciclado tendem a exibir maiores difusões de íons cloreto que os concretos com agregados naturais correspondentes, e a magnitude dessa diferença depende de vários fatores relacionados ao uso do agregado reciclado. Os autores salientam que há um consenso na literatura científica segundo o qual o aumento do teor de agregados reciclados na mistura gera um aumento na difusão de íons cloreto. Essa constatação foi justificada pela natureza permeável dos agregados reciclados, que levam à redução da resistência face à penetração dos íons cloreto.

Embora seja uma estratégia mais onerosa e se oponha à ideia de concepção de um concreto sustentável, a redução da relação água/cimento (aumento da quantidade de cimento) é uma forma eficaz de produzir misturas de concretos com agregados reciclados com a mesma resistência que misturas convencionais.

A Figura 3.9 apresenta os efeitos relativos da introdução de quantidades crescentes de agregados reciclados graúdos (a) e miúdos (b) no coeficiente de difusão, D , de íons cloreto e na carga passante total (c). Essa figura representa os resultados de 1.115 medidas feitas em misturas com quantidades crescentes de agregados reciclados de diferentes tamanhos, tipos e qualidades a partir de 31 publicações revisadas por Silva *et al.* (2015).

As Figuras 3.9a e 3.9b sugerem que o uso de quantidades crescentes de agregados reciclados miúdos causam um maior aumento no coeficiente de difusão de íons cloreto do que o uso de agregados reciclados graúdos. De certa forma, isso é esperado, considerando a elevada permeabilidade dos agregados reciclados finos em comparação com os agregados reciclados graúdos.

Embora, de acordo com a Figura 3.9b, o limite inferior de 95% de confiança (95% LCL) sugira que o uso de agregados reciclados miúdos representem um aumento na resistência à difusão dos íons cloreto, foi verificado que isto ocorre apenas quando se utiliza agregados reciclados miúdos de tijolos vermelhos (de argila). Na medida em que esses tijolos normalmente contêm elevados teores de alumina (Al_2O_3), comparáveis aos teores da metacaulinita e cinza volante, é possível que, moendo esses resíduos até uma granulometria final suficientemente fina, eles podem causar uma reação pozolânica com o cimento, produzindo aluminato tricálcio ($3CaO.Al_2O_3$ ou C_3A) que é conhecido por ser

parcialmente responsável pela ligação química dos íons cloreto que forma os sais de Friedel ($\text{Ca}_6\text{Al}_2\text{O}_6 \cdot \text{CaCl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) (SILVA *et al.*, 2015).

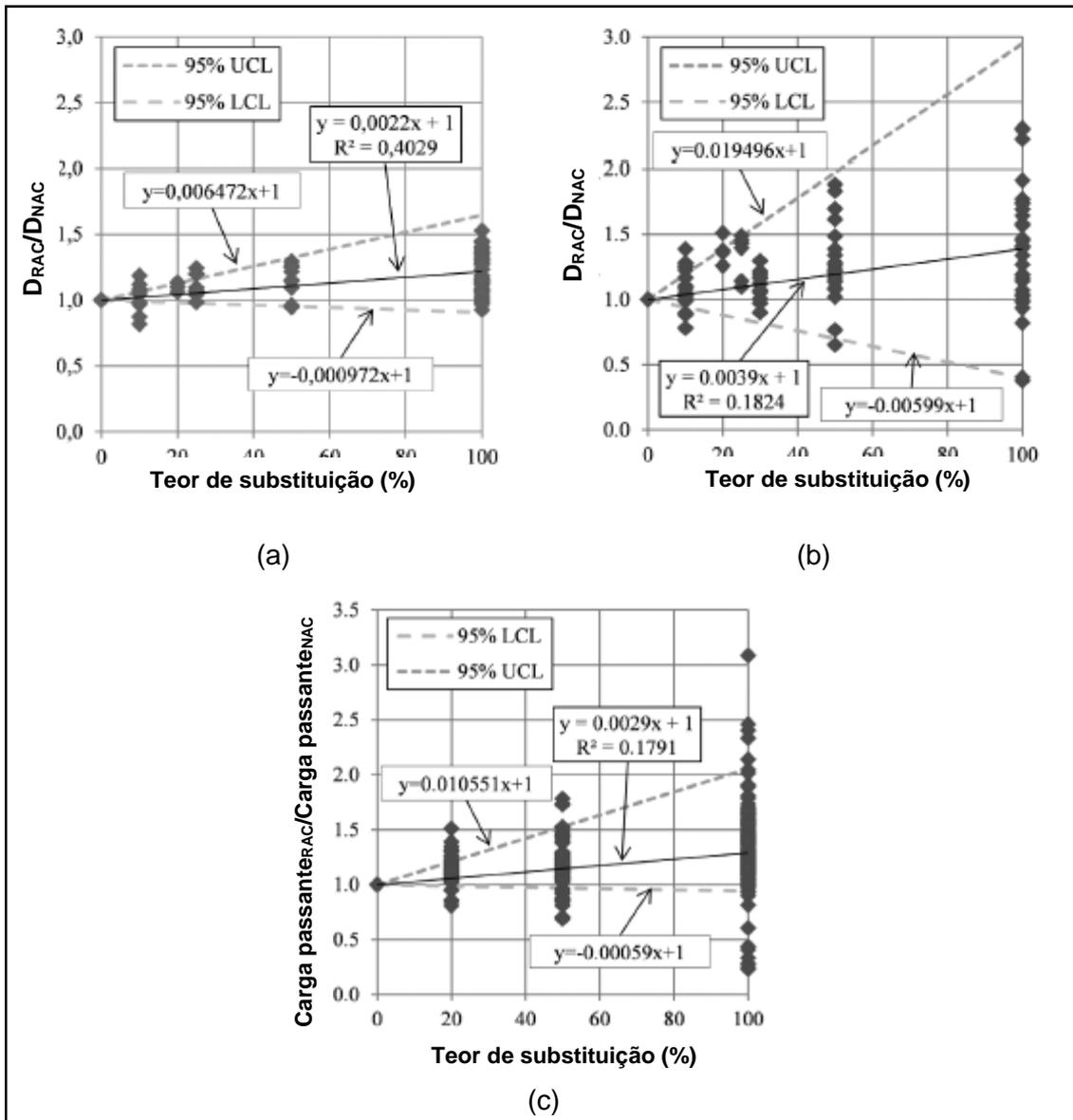


Figura 3.9 - Relações entre o teor de agregados reciclados e a difusão de íons cloreto

Fonte: SILVA *et al.* (2015)

A Figura 3.9c apresenta o efeito relativo da adição de quantidades crescentes de agregados reciclados graúdos na carga passante total. Embora alguns concretos com agregados reciclados tenham exibido menor carga passante que os concretos de referência, os limites de confiança de 95% sugerem que há uma probabilidade de 95% de que a carga passante total dos concretos com 100% de agregados graúdos reciclados mantenham ou aumentem em até duas vezes os valores referentes ao concreto de referência (SILVA *et al.*, 2015).

4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

4.1 Aspectos gerais

É notória a crescente conscientização quanto à importância da proteção ambiental e à identificação dos possíveis impactos ambientais associados aos produtos (ou serviços), seja durante a fabricação, o consumo ou o descarte. Este fenômeno tem desencadeado o interesse no desenvolvimento de métodos que auxiliem na melhor compreensão e tratamento daqueles impactos. Uma das técnicas existentes para se alcançar esse objetivo é a avaliação do ciclo de vida (ACV).

A ACV enfoca os aspectos ambientais e os impactos ambientais potenciais (por exemplo, uso de recursos e as consequências de lançamentos para o meio ambiente) ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final, ou seja, “do berço ao túmulo” (ABNT, 2009).

A ACV é uma dentre várias técnicas de gestão ambiental existentes, tais como as avaliações de risco, as avaliações de desempenho ambiental, as auditorias ambientais e as avaliações de impacto ambiental. Ela modela um produto ou serviço e, sendo um modelo uma simplificação da realidade, espera-se que haja algum grau de simplificação e distorção desta realidade subjacente. O desafio ao se realizar uma ACV é desenvolver um modelo no qual tais simplificações e distorções não influenciem significativamente os resultados (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

A ACV tipicamente não enfoca os aspectos econômicos ou sociais de um produto, mas a abordagem de ciclo de vida e as metodologias descritas em norma podem ser aplicadas a esses outros aspectos (ABNT, 2009).

As normas brasileiras que orientam a execução da ACV são: ABNT NBR ISO 14.040:2009 (Princípios e estrutura) e ABNT NBR ISO 14.044:2009 (Requisitos e orientações).

Diferentemente da norma ABNT NBR ISO 14.001:2004 (Sistemas de gestão ambiental), não é possível obter uma acreditação oficial declarando que uma ACV, metodologia de ACV ou código computacional de ACV tenham sido concebidos de acordo com as normas NBR 14.040 e 14.044. Portanto, nenhum desenvolvedor de

software pode proclamar que as ACV realizadas com certo código computacional atendem automaticamente aos requisitos destas normas (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

Segundo GOEDKOOOP *et al.* (2013), a consequência mais importante quando o objetivo é atender aos requisitos dessas normas é a necessidade em realizar documentação cuidadosa dos objetivos e escopo e da interpretação da ACV. Uma segunda consequência é que pode ser necessário incluir uma análise crítica do estudo a ser realizada por um profissional independente. A decisão de seguir ou não as recomendações da norma fica a cargo do praticante da ACV, ficando claro que, ao não seguir tais recomendações, será mais difícil convencer aos interessados no estudo quanto a confiabilidade dos resultados obtidos.

De acordo com a NBR ISO 14.040, a ACV pode subsidiar:

- a identificação de oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos de seus ciclos de vida;
- o nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não governamentais, visando, por exemplo, ao planejamento estratégico, à definição de prioridades ou ao projeto ou reprojeto de produtos ou processos;
- a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, incluindo técnicas de medição, e
- o *marketing*, por exemplo, na implementação de um esquema de rotulagem ambiental, na apresentação de uma reivindicação ambiental ou na elaboração de uma declaração ambiental de produto.

Ainda de acordo com essa norma, um estudo de ACV é composto por quatro fases, conforme a Figura 4.1.

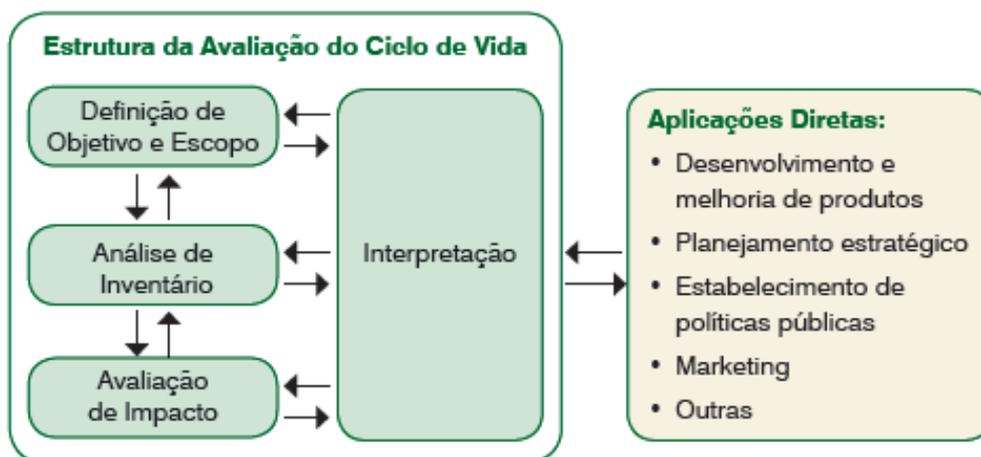


Figura 4.1 - Estrutura da avaliação do ciclo de vida

Fonte: ABNT (2009)

1. *Definição de objetivo e escopo* – o escopo de uma ACV, a fronteira do sistema e o nível de detalhamento dependem do objeto e do uso pretendido do estudo. A profundidade e abrangência da ACV podem variar consideravelmente, dependendo do objetivo do estudo em particular.
2. *Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)* – trata-se de um inventário dos dados de entrada e saída associados ao sistema em estudo. Envolve a coleta dos dados necessários para o alcance dos objetivos do estudo em questão.
3. *Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)* – tem como objetivo prover informações adicionais para ajudar na avaliação dos resultados do ICV de um sistema de produto, visando ao melhor entendimento de sua significância ambiental.
4. *Interpretação do ciclo de vida* – é a fase final do procedimento de ACV, na qual os resultados de uma AICV são sumarizados e discutidos como base para conclusões, recomendações e tomada de decisão de acordo com a definição dos objetivos e do escopo.

A ACV é uma técnica iterativa, uma vez que suas fases individuais utilizam-se dos resultados das outras fases. Além disso, a ACV é uma abordagem relativa que estrutura-se em torno de uma *unidade funcional*. Essa unidade funcional define o que está sendo estudado, sendo assim, todas as análises subsequentes são relativas àquela unidade funcional, uma vez que todas as entradas e saídas no ICV e, conseqüentemente, o perfil da AICV, estão relacionados à unidade funcional (ABNT, 2009).

A ACV modela o ciclo de vida de um produto através de seu *sistema de produto*, que desempenha uma ou mais funções definidas. São essas funções que caracterizam a propriedade essencial de um sistema de produto, e não seus produtos finais. Os sistemas de produto são compostos por *processos elementares*, que são ligados uns aos outros por *fluxos de produtos intermediários* e/ou de resíduos para tratamento a outros sistemas de produto e ao meio ambiente por *fluxos elementares*, como está exemplificado na Figura 4.2.

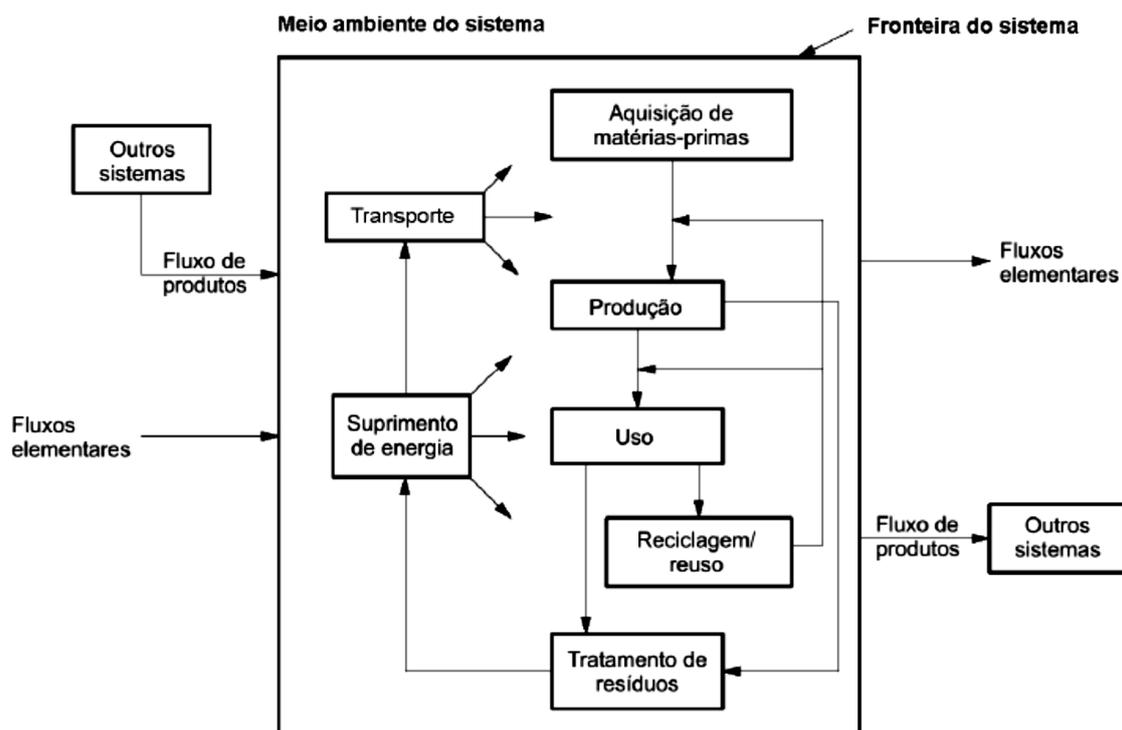


Figura 4.2 - Sistema de produto e seus componentes

Fonte: ABNT (2009)

4.2 Definição de objetivo e escopo

O objetivo e o escopo de uma ACV devem ser definidos de forma clara e ser consistentes com a aplicação pretendida. Devido à natureza iterativa da ACV, o escopo pode ter que ser ajustado durante o estudo.

Ao se definir o objetivo de uma ACV, devem ser declarados de forma não ambígua:

- a aplicação pretendida;
- as razões para a realização do estudo;

- o público-alvo, ou seja, aquele a quem se pretende comunicar os resultados do estudo;
- intenção de utilizar os resultados em afirmações comparativas a serem divulgadas publicamente.

Ao se definir o escopo de uma ACV, devem ser considerados e descritos claramente os seguintes itens:

- o sistema de produto a ser estudado;
- as funções do sistema de produto ou, em caso de estudo comparativo, dos sistemas;
- a unidade funcional;
- a fronteira do sistema;
- procedimentos de alocação;
- metodologia de AICV e tipos de impactos;
- interpretação a ser utilizada;
- requisitos de dados;
- pressupostos;
- escolha de valores e elementos opcionais;
- limitações;
- requisitos de qualidade dos dados;

A unidade funcional quantifica as funções identificadas (características de desempenho) do produto. Seu principal objetivo é fornecer uma referência à qual as entradas e saídas são relacionadas. Essa referência faz-se necessária de forma a assegurar a comparabilidade dos resultados da ACV. Isso é particularmente crítico quando diferentes sistemas estão sendo avaliados, de forma a se assegurar que as comparações entre eles sejam feitas em uma base comum (ABNT, 2009).

Por exemplo, uma caixa de leite do tipo TetraPak® só pode ser utilizada uma vez, enquanto uma garrafa retornável pode ser utilizada 10 vezes ou mais. Se o propósito da ACV é comparar sistemas de envasamento de leite, a melhor abordagem é comparar duas formas de se disponibilizar 1.000 litros de leite. Neste caso, serão comparadas 1.000 caixas de leite com cerca de 100 garrafas de leite e mais 900 lavagens, assumindo nove retornos para cada garrafa (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

É importante que, em cada sistema de produto, determine-se o *fluxo de referência* para que seja satisfeita a função determinada, ou seja, a quantidade de produtos necessária para desempenhar a função (ABNT, 2009).

A *fronteira do sistema* define os processos elementares que serão incluídos no sistema. Idealmente, convém que o sistema de produto seja modelado de tal forma que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares.

Ao estabelecer a fronteira do sistema, devem-se levar em consideração os diversos estágios do ciclo de vida e os processos e fluxos elementares, tais como:

- a aquisição de matérias-primas;
- entradas e saídas na cadeia principal de manufatura/processamento;
- distribuição/transporte;
- produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor;
- uso e manutenção de produtos;
- disposição final de resíduos de processos e de produtos;
- recuperação de produtos usados (reuso, reciclagem e recuperação de energia);
- manufatura de materiais auxiliares;
- manufatura, manutenção e descomissionamento de equipamentos;
- operações adicionais, como iluminação e aquecimento.

Sistemas de produto podem ter um inter-relacionamento complexo. Por exemplo, caminhões são utilizados na ACV de caixas de leite. Entretanto, caminhões também são produtos com um ciclo de vida próprio. Por exemplo, para produzir um caminhão, é preciso aço; para produzir aço, é preciso carvão; para produzir carvão, caminhões são necessários. É possível perceber que nem todas as entradas e saídas em um sistema de produto podem ser rastreadas e fronteiras em torno do sistema precisam ser definidas. Ao se excluir certas partes, o que significa deixá-las de fora das fronteiras do sistema, os resultados podem ser afetados (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

A exclusão de estágios do ciclo de vida, processos, entradas ou saídas só pode ser realizada se isso não ocasionar uma mudança significativa nas conclusões gerais do estudo. Quaisquer decisões a respeito da omissão de estágios do ciclo de vida, processos, entradas ou saídas devem ser registradas de forma clara, assim como as razões e implicações dessa omissão devem ser explicadas (ABNT, 2009).

Vários critérios de corte são utilizados na prática da ACV para decidir quais entradas serão incluídas na avaliação. A NBR 14.044 recomenda os critérios de massa, energia e significância ambiental. Basear a identificação preliminar de entradas somente na sua contribuição em massa pode resultar na omissão de entradas importantes para o estudo. Igualmente, é importante que a energia e a significância ambiental também sejam utilizadas como critérios de corte neste processo. Uma descrição sucinta destes critérios de corte é oferecida a seguir.

Em estudos comparativos, a NBR 14.044 recomenda que seja avaliada a equivalência dos sistemas antes da interpretação dos resultados. Sendo assim, o escopo do estudo deve ser definido de tal forma que os sistemas possam ser comparados. Sistemas devem ser comparados usando a mesma unidade funcional e considerações metodológicas equivalentes, tais como desempenho, fronteira do sistema, qualidade dos dados, procedimentos de alocação, regras para decisões quanto à avaliação de entradas e saídas e avaliação de impacto. Diferenças entre os sistemas com relação a esses parâmetros devem ser identificadas e relatadas.

As ACV eram utilizadas, inicialmente, na avaliação de sistemas industriais relacionados a produtos de consumo e, a seguir, começou-se a aplicar essa ferramenta para avaliação de operações industriais de maior escala. A partir de 2005, praticantes de ACV começaram a fazer distinção entre aplicações que consideravam relações de balanço de massa entre fluxos físicos “de” e “para” um produto ou processo, denominadas *atribucionais*, e aplicações que avaliavam as consequências de uma mudança que ocorre em resposta a uma tomada de decisão, denominadas *consequenciais* (CURRAN *et al.*, 2005).

Segundo GOEDKOOOP *et al.* (2013), a modelagem consequencial aplica-se quando se quer investigar as consequências de uma alteração em comparação com uma situação de base (*baseline*). Por exemplo, quando se quer saber como varia o impacto ambiental quando um produto X é substituído por um produto Y. Neste caso, o impacto ambiental do produto X é evitado e seria, então, subtraído do impacto ambiental do produto Y. Quando há processos com múltiplas funções no ciclo de vida do produto X, os coprodutos e funções resultantes também são evitados e precisam ser substituídos por produtos e funções alternativos. Da mesma forma, os coprodutos e funções do ciclo de vida do produto Y substituem outros produtos e funções do produto X. Como é possível perceber, processos com múltiplas funções podem tornar a modelagem consequencial complexa e demandar muitos dados.

A modelagem atribucional é adotada quando se quer conhecer o impacto ambiental de um produto ou serviço e os pontos-chave do seu ciclo de vida, ou quando se quer comparar os impactos de dois produtos com a mesma unidade funcional. Todas as entradas e saídas para o ambiente são somadas desde a extração das matérias-primas (*cradle*) até o portão da fábrica (*gate*) ou estação de tratamento de resíduos (*grave*). O resultado da modelagem atribucional é, geralmente referenciado como uma *pegada ambiental* (pegada de carbono, pegada hídrica, entre outros) (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

4.3 Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

Esta fase envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas pertinentes a um sistema de produto. Trata-se de um processo iterativo na medida em que a coleta de dados amplia o conhecimento sobre o sistema e se identificam novos requisitos ou limitações dos dados, requerendo mudança nos procedimentos de sua coleta, de forma que ainda sejam satisfeitos os objetivos do estudo. Às vezes, identificam-se condições que requerem revisões do objetivo ou do escopo do estudo (ABNT, 2009).

Os dados de cada processo elementar interno à fronteira do sistema podem ser classificados em entradas de energia, de matéria-prima, produtos, resíduos, emissões atmosféricas, descarga para a água ou solo, entre outros. Após a coleta, esses dados devem ser validados e correlacionados aos processos elementares, aos fluxos de referência e à unidade funcional. Os cálculos dos fluxos energéticos devem levar em consideração os diferentes combustíveis e as fontes de energia elétrica utilizadas, a eficiência de conversão e distribuição do fluxo de energia, assim como as entradas e saídas associadas à geração e uso daquele fluxo de energia (ABNT, 2009).

4.4 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)

O objetivo desta fase é avaliar a significância dos impactos ambientais potenciais, utilizando os resultados do ICV. Esse processo, normalmente, envolve associar dados de inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria, na tentativa de compreender tais impactos.

De acordo com NBR 14.044, a fase de AICV deve incluir os seguintes elementos obrigatórios:

- seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização;
- correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação);
- cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização).

Na maioria dos estudos de ACV, categorias de impacto, indicadores de categoria ou modelos de caracterização já existentes serão selecionados. Em certos casos, entretanto, eles podem não ser suficientes para satisfazer o objetivo e escopo definidos

para a ACV e novas categorias de impacto, indicadores de categoria ou modelos de caracterização têm que ser definidos.

Categorias de impacto representam as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do ICV podem ser associados. *Indicadores de categoria* são representações quantificáveis de uma categoria de impacto.

A Figura 4.3 ilustra o conceito de indicadores de categoria com base em um mecanismo ambiental. A categoria de impacto “acidificação” é utilizada como exemplo. Cada categoria de impacto tem seu mecanismo ambiental próprio.

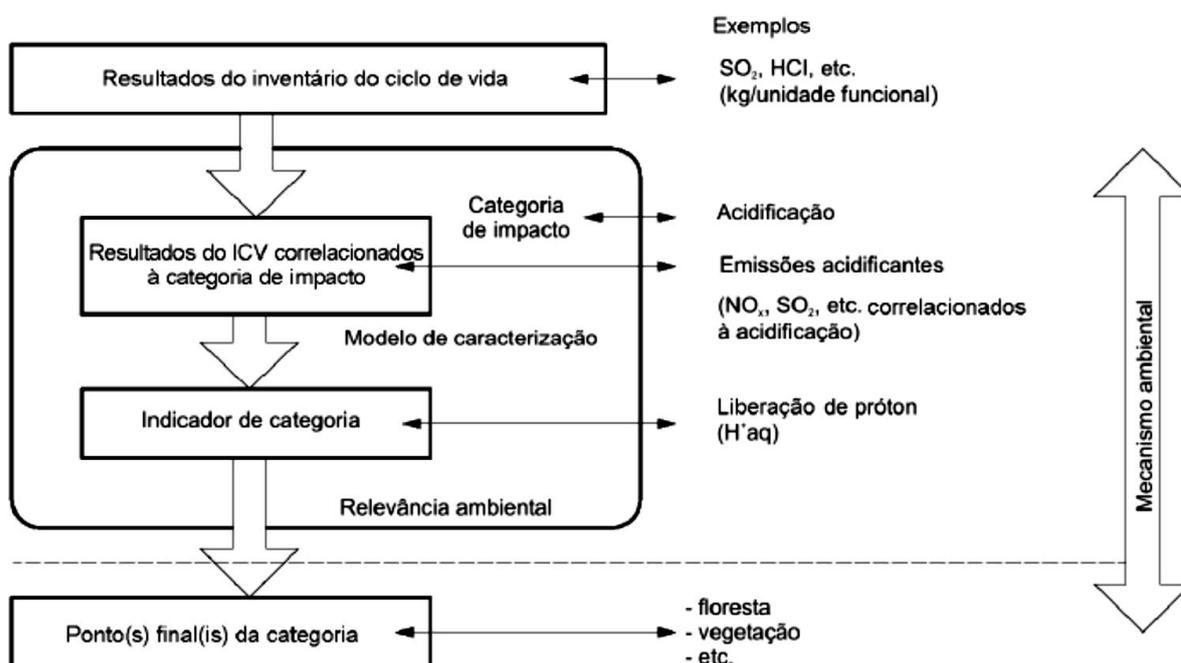


Figura 4.3 - Conceito de indicadores de categoria

Fonte: ABNT (2009)

Modelos de caracterização refletem o mecanismo ambiental, descrevendo a relação entre os resultados do ICV, indicadores de categoria e, em certas ocasiões, ponto(s) final(is) de categoria. O modelo de caracterização é utilizado para gerar os fatores de caracterização. Fatores de caracterização destinam-se a converter o resultado da análise do ICV na unidade comum do indicador da categoria. O mecanismo ambiental é o somatório dos processos ambientais relacionados à caracterização dos impactos. É o conjunto dos processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, vinculando os resultados da análise do ICV aos indicadores de categoria e aos pontos finais (*endpoints*) da categoria. O ponto final de uma categoria é um atributo ou aspecto do ambiente natural, saúde humana ou recursos que identifica uma questão ambiental merecedora de atenção (ABNT, 2009).

A Tabela 4.1 apresenta alguns exemplos para os termos definidos anteriormente.

Tabela 4.1 - Exemplo dos termos relativos à ACV

Termo	Exemplo
Categoria de impacto	Mudança climática
Resultados do ICV	Quantidade de GEE por unidade funcional
Modelo de caracterização	Modelo de linha de base para 100 anos do IPCC
Indicador de caracterização	Forçamento radiativo infravermelho (W/m ²)
Resultado do indicador de caracterização	Potencial de aquecimento global para cada GEE (kgCO ₂ eq/kg gás)
Pontos finais da categoria	Recifes de coral, florestas, plantações
Relevância ambiental	O forçamento radiativo infravermelho representa os efeitos potenciais sobre o clima, dependendo da adsorção cumulativa de calor pela atmosfera causada por emissões e da distribuição da absorção de calor ao longo do tempo

Além dos elementos da AICV descritos anteriormente, elementos opcionais e informações são passíveis de serem utilizados, dependendo do objetivo e escopo da ACV. As normas ISO reconhecem os seguintes elementos opcionais da AICV: normalização, agrupamento, ponderação e análise da qualidade dos dados.

As normas ISO estabelecem que os fatores de caracterização devem basear-se em métodos científicos bem compreendidos e documentados. Ela prescreve que se descreva um mecanismo científico que relacione o resultado do inventário a um *endpoint* ou área de proteção. Não é exigido que se calcule tais *endpoints* mas, sugere-se utilizar algum indicador em algum ponto do mecanismo ambiental que represente o impacto no *endpoint*. Esse tipo de indicador é conhecido como *midpoint* (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

Em geral, indicadores que se situam próximos aos resultados do inventário (*midpoint*) possuem uma menor incerteza, na medida em que uma pequena parte do mecanismo ambiental precisa ser modelada, enquanto indicadores próximos aos *endpoints* podem ter incertezas significativas. Entretanto, indicadores *endpoint* são muito mais fáceis de compreender e interpretar por tomadores de decisão do que indicadores *midpoint* (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

Uma vez que se tenha em mente as questões relevantes para o estudo em questão, nem sempre é fácil encontrar um método que as considere em seu escopo. Segundo GOEDKOOOP *et al.* (2013), normalmente ocorrem dois tipos de problemas:

- Um método ideal simplesmente ainda não existe na literatura ou na forma de *software*. Alguns exemplos são impactos de ruídos, impactos no ar em

ambientes fechados, assim como problemas que ocorram principalmente em áreas tropicais, como salinização devido à irrigação e mineração, esgotamento do solo e erosão;

- Métodos que considerem diferenças regionais, as quais podem ser relevantes para algumas categorias de impacto, como diferenças na densidade populacional e a sensibilidade de ecossistemas. Até o presente momento, a maioria dos métodos são desenvolvidos para refletir as condições do norte e média Europa, EUA e Japão. Isso pode levar a resultados que reportem, por exemplo, acidificação e eutrofização em áreas nas quais esses impactos não são observados. A eutrofização chega a ser até mesmo benéfica em alguns países onde a erosão e esgotamento do solo ocorrem com frequência.

4.5 Interpretação do ciclo de vida

É a fase da ACV na qual as constatações da análise de inventário e da avaliação de impacto são consideradas em conjunto. É esperado que os resultados desta fase sejam consistentes com o objetivo e escopo definidos e que levem a conclusões, expliquem limitações e produzam recomendações. É importante que essa interpretação reflita o fato de que a ACV tem uma abordagem relativa, que indica a potencialidade dos efeitos ambientais e que não se pode prever impactos reais (ABNT, 2009).

A norma ABNT NBR ISO 14.025:2015 baseia-se nas normas ISO 14.040 e 14.044 e introduz dois conceitos: as Regras de Categoria de Produto (PCR, em inglês) e as Declarações Ambientais de Produto (EPD, em inglês). As PCR são orientações específicas para o cálculo dos impactos ambientais de produtos que pertencem a uma mesma categoria. Uma categoria de produto é uma coleção de produtos com características similares. As PCR contêm requisitos específicos que possibilitam uma menor margem de interpretação para uma ACV. Uma PCR pode especificar, por exemplo, a unidade funcional que deve ser utilizada, ou os bancos de dados que devem ser consultados, ou as categorias de impacto que devem ser incluídas no estudo. Ao seguir os requisitos de uma PCR, uma empresa pode desenvolver uma EPD, que é um documento conciso contendo informações relevantes do ponto de vista ambiental sobre um determinado produto. As PCR requerem um operador de programa, que pode ser um grupo de companhias, um setor da indústria, uma organização de comércio ou uma autoridade pública. Alguns operadores de programa são: *Envirodec* (Suécia), *PlasticsEurope*, *Institut Bauen und Umwelt* (Alemanha), *EPD-norge* (Noruega) e *JEMAI* (Japão) (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

O desenvolvimento de EPD tornou-se uma importante aplicação da ACV. Em alguns países e setores, centenas de milhares de produtos possuem tais declarações. A declaração, geralmente, consiste em uma série de resultados de indicadores de categorias de impacto.

Segundo Goedkoop *et al.*, 2013, em geral, as categorias de impacto limitam-se a:

- recursos não-renováveis (com ou sem conteúdo energético);
- recursos renováveis (com ou sem conteúdo energético);
- aquecimento global (CO₂ equivalente);
- acidificação (kmol H⁺);
- diminuição da camada de ozônio (kg CFC₁₁ equivalente);
- formação de oxidantes fotoquímicos (kg etano equivalente);
- eutrofização (kg O₂).

4.6 O software *SimaPro*[®]

O *SimaPro*[®] é um *software* para a execução de ACV desenvolvido pela *PRé Sustainability*, sediada na Holanda. Esse *software* agrega sempre a versão mais atualizada do banco de dados *Ecoinvent*[®], que abrange mais de 10 mil processos. Esse banco de dados é resultado de um esforço conjunto entre diferentes instituições suíças para integrar vários bancos de dados de inventários de ciclo de vida.

Existem quatro conjuntos de dados implementados no *SimaPro*:

- atribucional, processo unitário;
- atribucional, processo sistêmico;
- consequencial, processo unitário;
- consequencial, processo sistêmico.

Cada processo existente nos bancos de dados do *SimaPro* apresenta-se em duas versões: “processo unitário” (*unit process*) e “processo sistêmico” (*system process*).

Um processo unitário contém apenas entradas e saídas relativas a um passo do processo, acrescido de referências a outros processos unitários. Por exemplo, um processo unitário denominado “siderurgia” contém apenas os dados referentes ao transporte de metal aquecido e demais entradas, a siderurgia e a fundição. Esse fato significa que o processo unitário se inicia no momento que o ferro fundido é recebido a

partir de um processo anterior. O impacto ambiental relacionado à produção do aço é descrito em uma série de processos unitários anteriores (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

Quando se escolhe a versão sistêmica deste mesmo processo, observa-se que todas as emissões relacionadas desde a mineração até a siderurgia já estão incluídas nos registros do processo e não há ligações a outros processos. No caso do exemplo anterior, um processo sistêmico é o resultado do inventário de uma ACV global sobre a produção do aço e não possibilita o vislumbre das entradas e saídas individuais da cadeia de suprimentos do processo produtivo. Um processo sistêmico é, portanto, considerado uma “caixa preta” (GOEDKOOOP *et al.*, 2013).

O *SimaPro* inclui grande variedade de métodos padronizados de avaliação de impacto. Cada método contém entre 10 e 20 categorias de impacto podendo, em certos casos, ser agregados em uma pontuação única.

Entre os métodos europeus, encontram-se o CML-IA, *Ecological Scarcity* 2013, EDIP 2003, EPD (2013), EPS 2000, Impact 2002+, ReCiPe e ILCD 2011 *Midpoint+*. Os métodos americanos são o BEES e o TRACI 2.1. Existem também alguns métodos focados em assuntos específicos, como o *Cumulative Energy Demand*, *Ecological Footprint*, *Greenhouse Gas Protocol*, entre outros. Entre os métodos que se encontram em desuso encontram-se o CML 1992, *Eco-Indicator* 95, *Eco-Indicator* 99, *Ecopoints* 97, IPCC 2001 GWP, entre outros.

4.7 Histórico de Avaliação do Ciclo de Vida de Concretos

Blengini (2009) realizou uma ACV de um edifício residencial em Turin, Itália, demolido por explosão controlada. O objetivo geral do estudo foi comparar cenários alternativos de disposição final de resíduos, compreender onde o uso de recursos e os impactos ambientais se concentram e propor estratégias para melhorias. Um objetivo mais específico foi verificar o potencial de reciclagem em termos de impactos e ganhos energético-ambientais, baseado nos dados medidos a partir de atividades de demolições e reciclagens existentes.

A fase de AICV considerou seis indicadores: energia bruta (GER), potencial de aquecimento global (GWP100), potencial de depleção da camada de ozônio (ODP), potencial de acidificação (AP), potencial de eutrofização (EP) e potencial de criação fotoquímica de ozônio (POCP). Também foi adotado o método *Eco-Indicator* 99, que converte os resultados de inventário em uma pontuação única englobando aspectos da saúde humana, qualidade ecossistêmica e consumo de recursos naturais.

A fase de interpretação enfocou, principalmente, no aspecto energético (GER). Embora o potencial de aquecimento global esteja intimamente relacionado ao consumo de energia, o indicador GWP100 também foi considerado de forma a compreender se a descarbonatação das matérias-primas, que ocorre durante a produção do clínquer, influencia o potencial de reciclagem. O *software SimaPro v. 6.0* foi utilizado de forma a implementar o modelo de ACV construído.

O estudo incluiu todas as fases do ciclo de vida, com particular ênfase na produção dos materiais de construção e na gestão dos resíduos após o final da vida útil do edifício, ou seja, as fronteiras do sistema envolveram as fases de pré-uso, uso e pós-uso. A fase pré-uso consistiu na produção e no transporte das matérias-primas, além da construção do prédio. A fase de uso compreendeu 40 anos de vida útil do imóvel, incluindo a energia consumida em sistemas de aquecimento, refrigeração, produção de água, eletricidade, entre outros. A fase pós-uso envolveu a demolição do edifício e a disposição de seus resíduos.

A unidade funcional adotada foi 1 m² de área útil por um período de um ano. Como fonte de dados para os inventários, foram utilizados estudos de ACV realizados anteriormente que abrangeram a realidade de Itália e Portugal, além dos bancos de dados *Idemat 2001* e *Ecoinvent v. 1.2*.

Os resultados do estudo apontaram que, dependendo do indicador avaliado, a fase de uso do edifício contribui entre 90,1% e 95,2% em relação a todo o ciclo de vida. A fase pré-uso contribuiu entre 6,2% e 11,5%, e a fase pós-uso contribuiu negativamente, ou seja, representou um “ganho ambiental” que variou entre 0,2% e 2,6%. Esse resultado pode ser explicado na medida em que a produção de agregados reciclados significou um impacto evitado de magnitude igual ao impacto ambiental associado à obtenção de agregados naturais (BLENGINI, 2009).

Em relação aos materiais empregados na construção do edifício, aqueles que tiveram maior representatividade entre os indicadores ambientais nas fases de pré-uso e pós-uso foram o concreto (29,4% a 71,4%) e as barras de aço (2,9% a 39,4%). No que diz respeito à fase pós-uso, consideraram-se dois cenários, um com a reciclagem dos resíduos de demolição e outro com a disposição desses resíduos em aterro sanitário. No cenário onde 100% dos resíduos são destinados para aterro, os impactos ambientais são aumentados entre 17% e 54% (descontando a fase de uso) em relação ao cenário de reciclagem (BLENGINI, 2009).

Os resultados mostraram que os benefícios alcançados no pós-uso são uma pequena parcela do ciclo de vida como um todo. Entretanto, quando a comparação

restringe-se à fase de pré-uso, sua importância relativa tende a aumentar. De forma a captar melhor essa contribuição, Blengini (2009) analisou mais detalhadamente o processo de reciclagem e realizou comparações entre os custos ambientais da produção de materiais, os impactos causados pela reciclagem dos resíduos de demolição, os créditos brutos obtidos deste processo e o potencial de reciclagem, que seria a diferença entre os créditos brutos e os impactos causados pela reciclagem em si. Esta análise focou nos indicadores de consumo de energia e emissão de GEE, além do *Eco-Indicator 99*.

A razão entre o potencial de reciclagem e os créditos brutos forneceu uma estimativa da eficiência da reciclagem que, em termos de economia de recursos energéticos, foi estimada em 54% para a reciclagem do aço e 83% para a reciclagem dos agregados de concreto. A respeito das emissões de GEE, as eficiências da reciclagem do aço e dos agregados de concreto ficaram em torno de 60% e 82%, respectivamente. Entretanto, comparando-se o potencial de reciclagem com os custos ambientais de produção dos respectivos materiais, reconheceu-se que a eficiência da economia do ciclo de vida é significativamente menor. Por exemplo, no caso da sucata de aço, que pode ser reconvertida em material com maior valor agregado, similar ao aço virgem, pôde ser alcançada uma economia de 50% da energia. No caso dos agregados reciclados, devido à perda progressiva de qualidade desse tipo de material ao ser reciclado, a energia economizada foi de apenas 19% (BLENGINI, 2009).

Marinković *et al.* (2010) empreenderam um estudo com o intuito de determinar os potenciais de concretos produzidos com agregados reciclados em aplicações estruturais e comparar os impactos ambientais da produção de dois tipos de concreto: concreto com agregados naturais (NAC, em inglês) e concreto com agregado miúdo natural e agregado graúdo reciclado (RAC, em inglês).

As fronteiras do sistema incluíram a produção e o transporte dos agregados e do cimento, a produção do concreto e o transporte deste da planta industrial para o local da construção. As fases de construção, serviço e demolição foram excluídas. As proporções (traços) de NAC e RAC foram determinadas de forma que ambos os tipos de concreto tivessem a mesma resistência à compressão e trabalhabilidade.

De forma a permitir uma avaliação de impacto ambiental comparativa, a análise foi limitada a estruturas de concreto para as quais não se aplicam condições ambientais agressivas. Caso contrário, com a exclusão da fase de serviço não seriam consideradas possíveis diferenças na durabilidade dos dois tipos de concreto. Com esses pressupostos, os impactos das fases de construção, serviço e demolição deveriam ser

aproximadamente os mesmos para os dois tipos de concreto e essas fases não precisariam ser levadas em conta na análise comparativa proposta pelos autores.

Os dados de inventário de ciclo de vida dos dois concretos (NAC e RAC) foram aqueles referentes à realidade da Sérvia. Sendo assim, todos os dados referentes à produção do cimento, agregados e do concreto propriamente dito foram coletados de fornecedores e fabricantes locais. Dados de emissão relativos à produção e ao transporte de diesel, distribuição e transporte de gás natural, que não puderam ser coletados a partir de fontes locais, foram obtidos da base de dados GEMIS.

Os autores adotaram a metodologia de avaliação de impactos ambientais CML, orientada a problemas (*midpoints*) (GUINÉE *et al.*, 2004). As categorias de impacto ambiental adotadas foram: potencial de aquecimento global, eutrofização, acidificação e oxidação fotoquímica. Além disso, a energia necessária durante as fases do ciclo de vida envolvidas neste estudo foram calculadas e expressas como uso de energia, assim como a quantidade de resíduos produzida e a depleção de recursos naturais (MARINKOVIĆ *et al.*, 2010).

Devido à elevada absorção de água dos agregados reciclados, os autores fizeram adição de uma quantidade extra de água para saturar esses agregados antes do processo de mistura de forma a obter uma trabalhabilidade adequada dos RAC. As misturas de NAC e RAC foram projetadas para se enquadrarem na classe de resistência C25/30. A quantidade de cimento em misturas de RAC foi ligeiramente superior (cerca de 5%) às misturas de NAC, ou seja, a relação água/cimento nas misturas de RAC foi ligeiramente inferior à mistura NAC correspondente. Não foram utilizados aditivos redutores de água nas misturas desenvolvidas.

A respeito das distâncias de transporte dos agregados reciclados de concreto, dois cenários distintos foram propostos. No cenário 1, as distâncias e tipos de transporte foram estimados conforme dados típicos de construções em Belgrado, capital da Sérvia. O cenário 2 foi similar ao cenário 1, diferindo apenas na distância de transporte dos agregados reciclados, considerada a mesma distância de transporte dos agregados naturais (MARINKOVIĆ *et al.*, 2010).

Os resultados obtidos pelos autores mostraram que a produção de cimento foi o maior contribuinte em todas as categorias de impacto, tanto para NAC quanto para RAC. Uma justificativa para tal situação é a elevada emissão de CO₂ do processo de calcinação durante a produção do clínquer. Em relação ao cimento, as contribuições relativas aos agregados e à produção do concreto foram insignificantes, enquanto a contribuição da etapa de transporte teve uma importância intermediária e dependente

do cenário de transporte adotado, embora os impactos da produção de cimento e agregados para RAC tenham sido ligeiramente superiores que para NAC (Figura 4.4) (MARINKOVIĆ *et al.*, 2010).

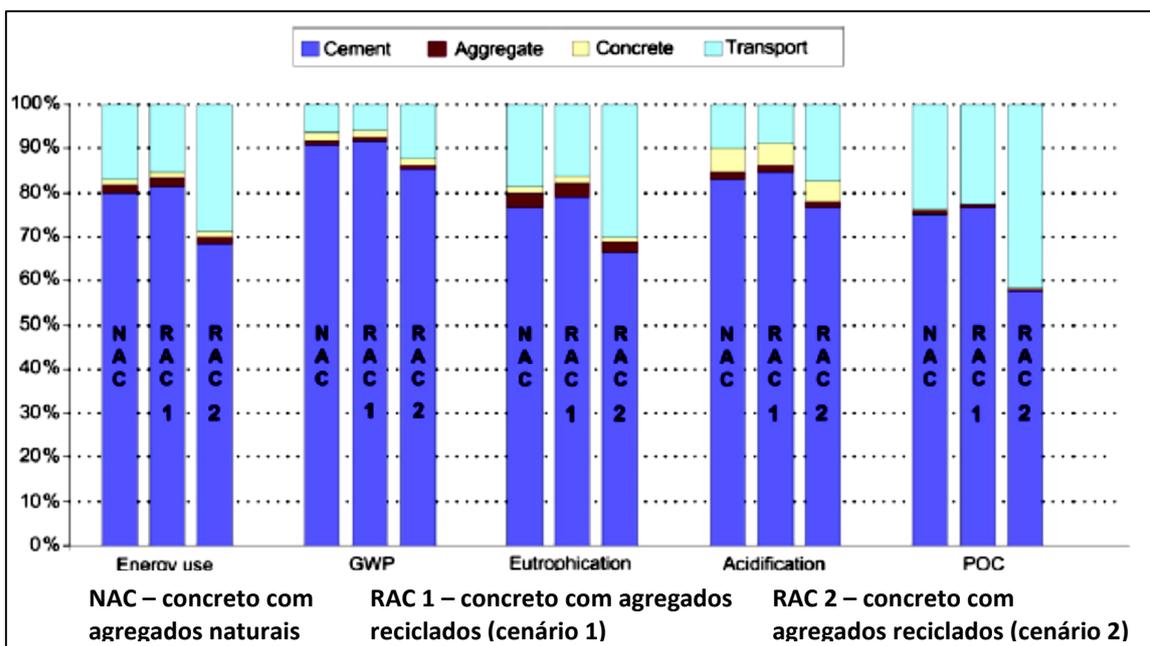


Figura 4.4 - Impactos ambientais dos diferentes ciclos de vida de NAC e RAC

Fonte: MARINKOVIĆ *et al.* (2010)

Para o cenário 1, os impactos ambientais total de NAC e RAC foram aproximadamente os mesmos e se observa claramente o benefício da reciclagem em termos de geração de resíduos e da minimização da depleção de recursos naturais (Figura 4.5).

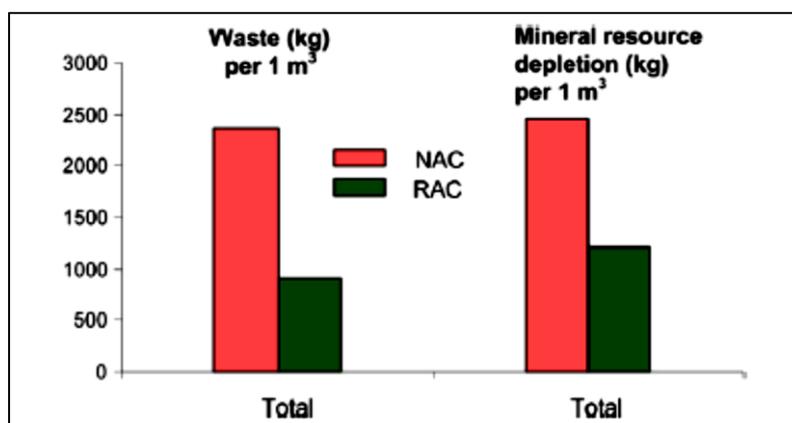


Figura 4.5 - Produção de resíduos e depleção de recursos minerais para NAC e RAC

Fonte: MARINKOVIĆ *et al.* (2010)

Além da fase de produção do cimento, a fase de transporte também teve grande contribuição para o custo ambiental e dependeu diretamente das distâncias envolvidas e do tipo de veículo utilizado. No cenário 2, no qual as distâncias de transporte para NAC e RAC são iguais, os impactos totais de RAC mostraram-se significativamente maiores que o total de impactos de NAC. Esta constatação deveu-se ao fato de que, em ambos os cenários, assumiu-se que os agregados reciclados seriam transportados por caminhões, enquanto os agregados naturais seriam transportados por embarcações, que são veículos notadamente menos poluentes (MARINKOVIĆ *et al.*, 2010).

Os autores ressaltaram que, embora os dados de inventário utilizados representassem valores típicos da realidade da Sérvia, os tipos de agregados e métodos de transporte adotados em seu estudo representaram o pior cenário para o RAC (máxima taxa de substituição do agregado grúdo e veículo de transporte mais poluente) e o melhor cenário para o NAC (agregado de origem fluvial em vez de triturado e veículo de transporte menos poluente). Para outros cenários, os resultados podem ser mais favoráveis para os RAC.

Van den Heede e De Belie (2010) realizaram uma avaliação de ciclo de vida de concretos nos quais uma parcela do teor de cimento foi substituída por cinza volante com o objetivo de quantificar seus benefícios ambientais, especialmente no que diz respeito à redução dos GEE. A unidade funcional adotada foi a quantidade de concreto necessária (em kg) para produzir uma estrutura de 1 m³ com vida útil de 50 anos. Foi adotada uma abordagem *cradle to gate* (berço ao portão) modificada, na medida em que os impactos ambientais relativos ao uso do material, aos cenários de destinação após o fim da vida útil e à manutenção ao longo desse período, não foram incluídos.

As emissões decorrentes da produção dos materiais constituintes do concreto foram incorporadas na análise, exceto aquelas referentes à cinza volante, pois se trata de um coproduto de usinas termoelétricas a carvão e, pelo princípio da alocação, seus impactos ambientais são contabilizados pelas próprias usinas. Somente as emissões referentes ao transporte dessa matéria-prima das usinas para as concreteiras foram consideradas.

Foram analisadas sete misturas de concreto, sendo uma mistura de referência (F0), uma com 35% do cimento substituído por cinza volante (F35), três misturas com 50% de substituição (F50-1, F50-2 e F50-3), uma com 55% (F55) e uma com 67% (F67) de substituição. As misturas analisadas foram sujeitas a ensaios de carbonatação acelerada e os resultados foram comparados aos parâmetros de durabilidade representativos de ambientes com baixa e alta umidade relativa do ar.

Os resultados mostraram que a taxa de carbonatação aumentou conforme o teor de cinza volante aumentou e diminuiu com o aumento do tempo de cura. Foi estabelecido que quando o ingresso de CO₂ excedesse o cobrimento de concreto de 35 mm sobre o reforço de aço, um recobrimento adicional seria necessário. Dessa forma, os autores determinaram a quantidade total de concreto (m³) necessária para uma vida útil de 50 anos (Figura 4.6).

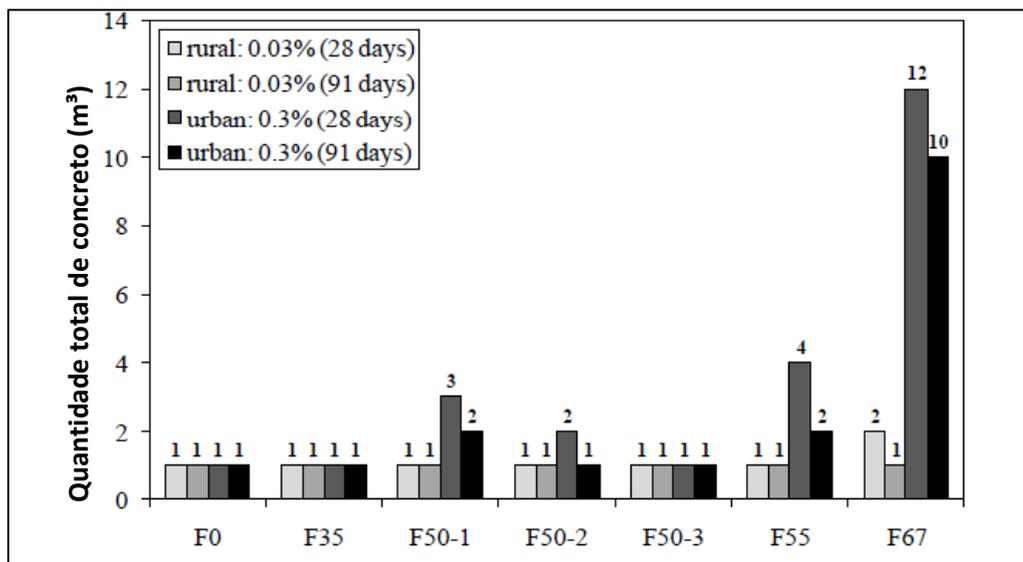


Figura 4.6 - Quantidade total de concreto para uma vida útil de 50 anos

Fonte: VAN DEN HEEDE e DE BELIE (2010)

Dados de inventário relativos aos materiais constituintes do concreto foram provenientes da base de dados *Ecoinvent v.2.0*, com exceção dos dados relativos aos aditivos, que foram obtidos a partir de EFCA (2006).

A redução de emissões de GEE decorrentes da substituição do cimento foi quantificada através do método *IPCC 2007 GWP100a*, desenvolvido pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, em inglês) com horizonte de 100 anos. Através desse método, todas as emissões de GEE foram convertidas em quilogramas equivalentes de CO₂ (kgCO₂eq).

Os resultados indicaram que todos os concretos com substituição parcial do cimento por cinza volante foram responsáveis por menores emissões de CO₂ equivalente ao longo de sua vida útil do que o concreto de referência no que diz respeito a ambientes rurais. Entretanto, no que diz respeito a ambientes urbanos, onde a concentração de CO₂ atmosférico é maior, a descarbonatação do concreto aumenta, diminuindo assim sua vida útil.

Os concretos com substituição de até 50% do cimento por cinza volante apresentaram resultados relativamente satisfatórios, porém, quando a substituição foi superior a essa taxa, a necessidade constante de reposição do concreto ao longo de sua vida útil seria responsável por emissões até cinco vezes maiores que o concreto referência, para o caso de 67% de substituição (Figura 4.7).

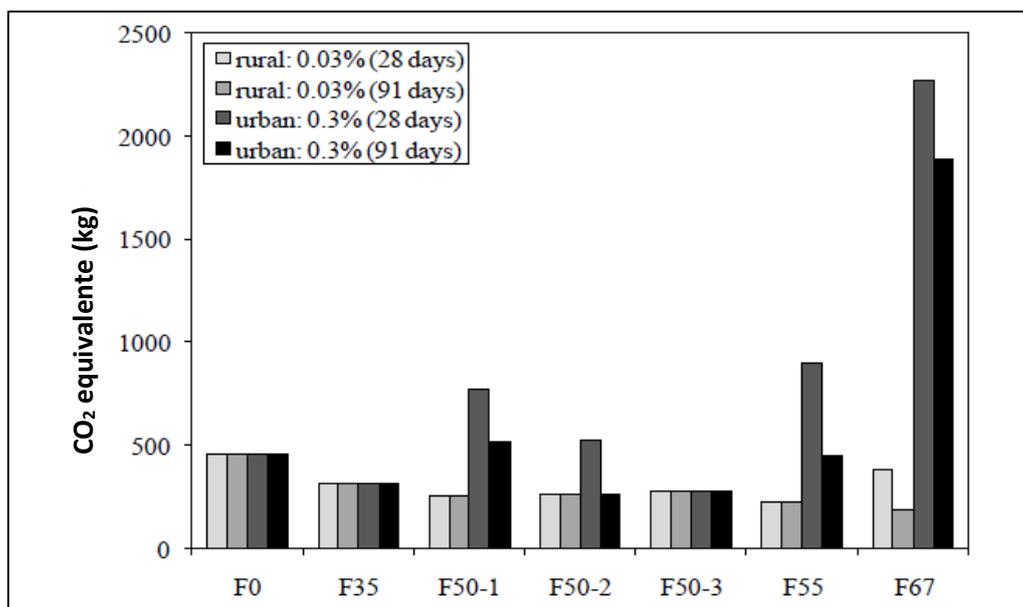


Figura 4.7 - Emissões de CO₂ equivalente

Fonte: VAN DEN HEEDE e DE BELIE (2010)

Esses mesmos autores realizaram uma revisão da literatura a respeito de avaliações do ciclo de vida do concreto. Van den Heede e De Belie (2012) declaram que uma ACV com abordagem do berço ao portão não é adequada para a avaliação de concretos potencialmente ecológicos na medida em que, neste nível de análise, apenas parâmetros de trabalhabilidade e resistência podem ser considerados, ao contrário de parâmetros de durabilidade. Uma abordagem do berço ao túmulo, entretanto, poderia englobar tais parâmetros, uma vez que avalia todo o ciclo de vida do material.

Uma vez que dados relativos às fases de uso e disposição do concreto são de difícil obtenção, ao contrário de dados a respeito do seu processo produtivo, os autores sugerem a adoção de uma abordagem berço ao portão “modificada”. Essa metodologia pretende quantificar os impactos ambientais gerados pela quantidade de concreto necessária para atender a determinados parâmetros de desempenho ao longo de sua vida útil (VAN DEN HEEDE e DE BELIE, 2012).

Os autores salientam que, embora de difícil acesso, o inventário do ciclo de vida deveria ser realizado por meio de fontes primárias a partir de questionários realizados

junto às indústrias do setor. A adoção de dados de inventário obtidos a partir de declarações ambientais de produto (EPD), mais facilmente disponíveis, apresentam certo risco por serem suscetíveis a interpretações errôneas e dupla contagem.

Seguindo o princípio berço a berço (*cradle to cradle*), De Schepper *et al.* (2014) avaliaram os impactos ambientais de um concreto completamente reciclado (CRC, em inglês). O CRC é projetado para que, ao final de sua vida útil, seja utilizado na produção do cimento, uma vez que sua composição química seria similar às matérias-primas do cimento.

Os autores avaliaram os impactos ambientais de duas misturas deste concreto (CRC1 e CRC2, que se diferem pelo tipo de cimento usado) em relação às misturas de referência (concreto convencional). A unidade funcional adotada foi o volume de concreto necessário para desempenhar uma resistência à compressão de 1 MPa e 1 ano de vida útil. A previsão de vida útil foi estimada através de ensaios de carbonatação e penetração de íons cloreto. A ACV foi realizada no *SimaPro* através da metodologia CML 2002, e a maior parte dos dados de inventário foi obtida do banco de dados *Ecoinvent v.2.0*.

Os resultados mostraram que, para 1 m³ de cada tipo de concreto e dependendo da categoria de impacto considerada, tanto o CRC quanto o concreto tradicional podem apresentar menor impacto ambiental. A principal vantagem do CRC2 foi com relação ao potencial de aquecimento global, de 30% a 34% menor do que o concreto tradicional, explicada pelo menor conteúdo de clínquer utilizado na mistura, devido à inclusão de cinza volante e escória de alto forno. O CRC1 apresentou desempenho equiparável ao concreto tradicional (DE SCHEPPER *et al.*, 2014).

A respeito do potencial de depleção da camada de ozônio, os autores observaram que o CRC2 apresentou desempenho ligeiramente superior (redução de 6% a 10%) às misturas de referência. Nas categorias de depleção abiótica, acidificação, formação de oxidação fotoquímica e ecotoxicidade terrestre, os impactos do CRC2 e das misturas de referência foram comparáveis, enquanto os impactos do CRC1 foram 8% a 26% mais altos que a referência. Com respeito a eutrofização, toxicidade humana e ecotoxicidade aquática, ambas as misturas de CRC apresentaram desempenhos inferiores às referências em 25% a 47%, 18% a 25% e 53% a 72%, respectivamente.

Quando a unidade funcional de performance (volume de concreto que desenvolve 1 MPa com 1 ano de vida útil) é considerada, o baixo teor de clínquer e a alta resistência do CRC2 compensaram os custos ambientais relacionados à sua reciclagem frente às misturas de referência para a maioria das categorias de impacto.

O potencial de aquecimento global, por exemplo, apresentou uma redução de 66% a 70% em relação às referências. Entretanto, o CRC1 apresentou maiores impactos ambientais que as misturas de referência em todas as categorias de impacto, com exceção do potencial de aquecimento global que poderia ser de 7% a 35% menor para uma vida útil de 81 a 100 anos (DE SCHEPPER *et al.*, 2014).

Silva (2015) aplicou a metodologia de ACV para avaliar o desempenho ambiental de concretos com substituição parcial do 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). Para tanto, o autor considerou a fronteira do sistema como sendo do berço ao portão e a unidade funcional utilizada foi o volume de concreto proporcional ao desempenho de 1 MPa de resistência à compressão e com 1 ano de vida útil ($\text{m}^3/\text{MPa}\cdot\text{ano}$). A metodologia de avaliação de impactos ambientais utilizada foi a CML-IA, e a modelagem foi realizada através do software *SimaPro 8.0* utilizando a base de dados *Ecoinvent v3.0*.

Para 1 m^3 de concreto, o autor observou que, entre as misturas de 25 MPa, a mistura de referência (sem aditivos minerais) foi a que apresentou maiores impactos ambientais em todas as categorias de impacto avaliadas. Também foi observado que, em todas as misturas com aditivos minerais, houve uma redução dos impactos proporcional ao aumento do teor de substituição do cimento. Comparando-se os resultados para os três tipos de cinzas utilizados, notou-se que a cinza residual, sem processamento, foi a que apresentou menores impactos. Entre as cinzas ultrafinas, as misturas com cinzas de casca de arroz apresentaram resultados superiores às com cinzas do bagaço de cana, que o autor justificou devido ao uso de superplastificantes nessas misturas.

Para as misturas de 60 MPa, a mistura de referência foi a mais impactante, devido à maior quantidade de cimento em comparação às demais misturas. Entre as misturas com aditivos minerais, as misturas com cinza de casca de arroz ultrafina superaram as misturas com as demais cinzas em grande parte das categorias de impacto. Novamente, o autor relaciona esses valores com o emprego de superplastificante, necessário para garantir a reologia adequada das misturas com cinza de casca de arroz (SILVA, 2015).

Ao contrário do observado na avaliação de 1 m^3 de concreto, quando os resultados da avaliação de impactos foram normalizados pela unidade funcional de desempenho, os concretos de 60 MPa apresentaram menor potencial de impactos que os concretos convencionais. Isto foi explicado pelo elevado ganho em durabilidade

decorrente do uso de maiores quantidades de cimento nas misturas de concreto de alto desempenho (Figura 4.8).

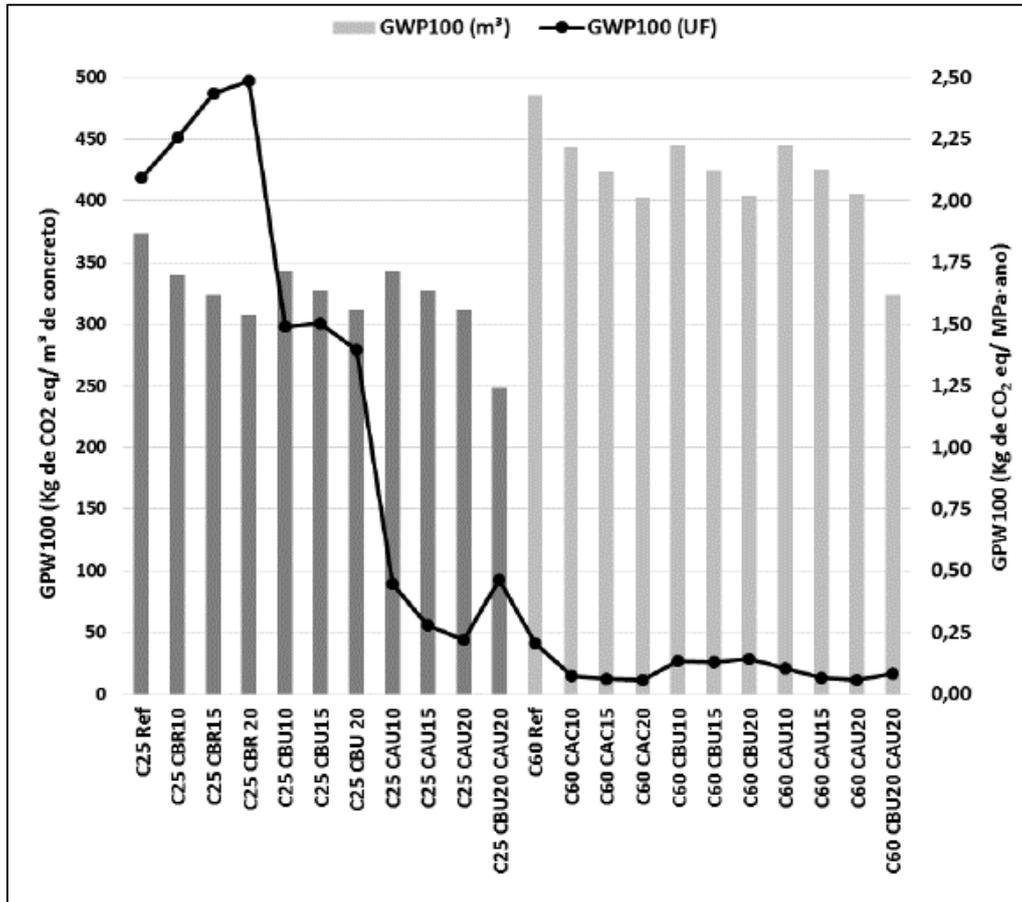


Figura 4.8 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Silva (2015) para 1 m³ e 1 UF

Fonte: SILVA (2015)

5. METODOLOGIA

5.1 Definição do objetivo e escopo

O objetivo principal deste estudo consistiu em aplicar a metodologia de ACV para realizar uma avaliação comparativa do desempenho ambiental de argamassas e concretos com materiais alternativos frente às suas respectivas versões tradicionais de forma a avaliar a viabilidade ambiental dessas novas tecnologias. Portanto, este estudo busca incentivar o uso da ACV para esse fim, além de fomentar políticas públicas, tendo como público-alvo a comunidade acadêmica, empresas do setor de construção civil, órgãos públicos e demais interessados no tema.

O foco deste estudo foi a substituição parcial do cimento Portland e dos agregados graúdos por resíduos de construção e demolição (RCD) reciclados na produção de argamassas e de concretos com finalidade estrutural. A presente pesquisa utilizou-se dos dados técnicos dos materiais desenvolvidos nas teses de doutorado de Gonçalves (2005) e Ribas (2014) e na dissertação de mestrado de Amario (2015).

Os sistemas de produto avaliados foram as produções de argamassa e concreto, e a fronteira adotada foi do berço ao portão. Foram considerados os processos de obtenção das principais matérias-primas (cimento, agregados naturais e superplastificantes), o beneficiamento do RCD para obtenção do resíduo cerâmico reciclado e do agregado reciclado de concreto (ARC), o transporte dos mesmos até a central de concretagem e o processo de mistura da argamassa/concreto nessa mesma central (Figura 5.1).

A metodologia de avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) adotada foi a CML-IA (Guinée *et al.*, 2004), e as categorias de impacto avaliadas foram: mudanças climáticas, depleção de recursos abióticos, depleção da camada de ozônio, ecotoxicidade ambiental, ecotoxicidade humana, eutrofização, acidificação e oxidação fotoquímica. Maiores detalhes sobre a metodologia CML-IA serão apresentados mais a frente, em um tópico específico.

O público-alvo deste trabalho é a comunidade acadêmica, os setores da indústria envolvidos direta ou indiretamente com a produção e transporte dos materiais envolvidos, além do poder público.

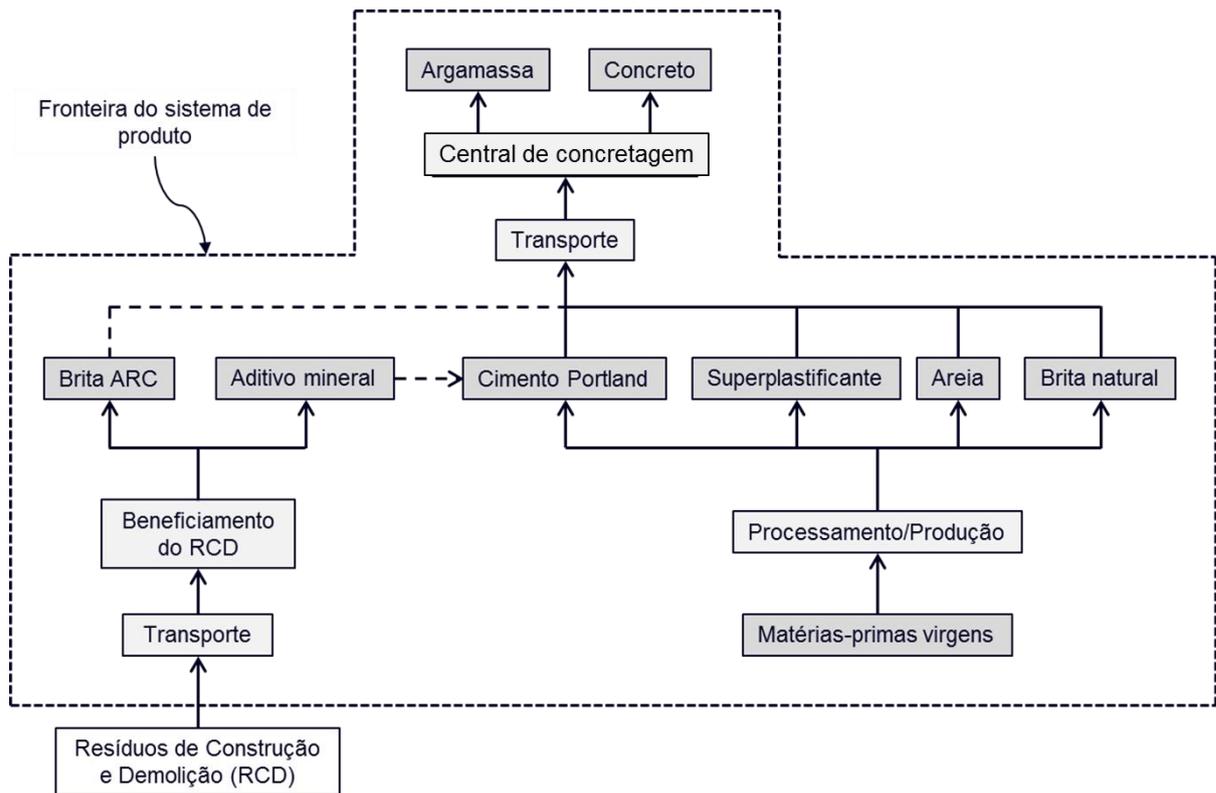


Figura 5.1 - Sistema de produto em estudo

É importante destacar que, dadas as fronteiras do sistema de produto proposto, não foram avaliados os impactos evitados com a reutilização dos RCD, decorrentes principalmente da não disposição destes materiais em aterros ou outra destinação a qual possam ser encaminhados.

5.2 Definição da unidade funcional

Segundo Aïtcin (2000), o projeto de estruturas de concreto é feito por engenheiros estruturais que detêm maior conhecimento sobre a resistência à compressão do que sobre a durabilidade das estruturas que dimensionam. Tal fato é importante, pois o desenvolvimento da necessária resistência aos 28 dias não garante que a funcionalidade da estrutura se manterá por tempo suficiente dada a variedade de ambientes aos quais tais estruturas podem ser expostas.

Ainda segundo esse autor, embora a durabilidade da estrutura seja mais importante que sua resistência à compressão, admite-se que essas duas características estão intimamente relacionadas. Ele sugere que se deve conscientizar que o que realmente importa na comercialização do concreto não é o seu custo por 1 m³, e sim o custo de uma estrutura com 1 MPa de resistência à compressão ou 1 ano de vida útil.

De acordo com Damineli *et al.* (2010), esta proposição significa alterar a unidade funcional de uma unidade de massa ou volume de concreto (1 kg ou 1 m³), que seria conveniente para avaliar o impacto ambiental global de qualquer construção em concreto, para uma *unidade funcional de desempenho*. Esse autor ressalta que uma unidade funcional baseada em massa ou volume não é precisa em situações práticas, pois proporcionar massa ou volume de concreto não é a função primária na maioria das aplicações. Portanto, utilizar um indicador de desempenho como unidade funcional permite evitar uma distinção em nível de material para uma distinção em nível estrutural, onde se utiliza o volume efetivamente necessário para proporcionar a função desejada. Esse procedimento permite comparar a eficiência de concretos com desempenhos diversos de forma a contribuir na busca da concepção de uma mistura ótima.

Van den Heede e Belie (2012) e De Schepper *et al.* (2014) seguem essa premissa e admitem, em seus estudos, que, de forma a comparar os impactos ambientais de concretos tradicionais e “concretos verdes”, a unidade funcional deve levar em conta parâmetros de resistência e durabilidade (vida útil) entre os concretos avaliados.

Seguindo as recomendações supracitadas, a unidade funcional adotada, neste trabalho, pode ser descrita como “o volume de argamassa ou concreto, em m³, necessário para o desenvolvimento de um (01) MPa de resistência à compressão aos 28 dias e um (01) ano de vida útil”.

5.3 Inventário do ciclo de vida

A modelagem do ciclo de vida foi realizada através do *software SimaPro v.8.0.5*. O *SimaPro* incorpora uma grande variedade de bancos de dados de inventário de ciclo de vida de diversos ramos da indústria. No presente trabalho, foi utilizado o banco de dados *Ecoinvent v.3.02*, por se tratar de um dos mais completos e mais empregados bancos de dados de ICV do mundo.

O *SimaPro* disponibiliza o banco de dados do *Ecoinvent* em modo consequencial e atribucional, ambos com a opção de se trabalhar com processos sistêmicos ou processos unitários.

Segundo Curran (2012), uma ACV consequencial é conceitualmente mais complexa porque inclui conceitos econômicos adicionais tais como custo marginal de produção, elasticidade da oferta e demanda, entre outros. As ACV consequenciais dependem de descrições das relações econômicas introduzidas nos modelos e,

geralmente, tendem a refletir estas relações através da extrapolação de tendências históricas de preços, oferta e demanda. Esse fato torna alguns modelos muito menos transparentes que os modelos estáticos e lineares de uma ACV atribucional. Seus resultados também podem ser muito sensíveis aos pressupostos inerentes ao modelo.

A escolha entre uma modelagem de ciclo de vida consequential e atribucional reflete-se nas escolhas metodológicas de uma ACV. Uma delas é a escolha entre valores “médios” ou “marginais” na modelagem de subsistemas consequenciais ou atribucionais, respectivamente, do ciclo de vida. Valores médios são aqueles que representam os impactos ambientais médios para se produzir uma unidade do produto ou serviço no sistema. Dados marginais representam os efeitos de uma pequena alteração nas saídas de um sistema de produto/serviço nos impactos ambientais do sistema (CURRAN *et al.*, 2005; FINNVEDEN *et al.*, 2009).

No presente trabalho, o inventário do ciclo de vida foi construído a partir de processos atribucionais sistêmicos, pois, o interesse nesta pesquisa é avaliar os atributos do uso de materiais alternativos em argamassas e concretos, neste caso, os RCD. Além disso, essa opção não possui a mesma versatilidade que a versão consequential mas, ainda assim, requer consideravelmente menos tempo de cálculo e oferecem resultados satisfatórios.

5.4 Metodologia de avaliação de impacto do ciclo de vida

A metodologia de avaliação de impactos do ciclo de vida adotada neste trabalho foi a CML-IA, desenvolvida pelo *Institute of Environmental Sciences* (CML) da Universidade de Leiden, Holanda (GUINÉE *et al.*, 2004). Essa é uma metodologia com abordagem *midpoint* (orientada a problemas) da qual o *SimaPro* dispõe de duas versões: a versão *baseline*, com 10 categorias de impacto e uma versão estendida com categorias de impacto extras. A versão empregada neste trabalho foi a *baseline* e as categorias de impacto avaliadas foram:

- *Depleção de recursos abióticos* – diz respeito à extração de minerais e combustíveis fósseis devido ao consumo de matérias-primas no sistema de produto. Um fator de depleção abiótica é calculado para cada extração de minerais (ADP) e combustíveis fósseis (ADP-ff), em kg de antimônio equivalente/kg de material extraído e MJ/kg de material, respectivamente. A abrangência geográfica desse indicador é global.

- *Mudanças climáticas* – relaciona-se às emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera. O modelo de caracterização desenvolvido pelo Painel Intergovernamental para as Mudanças Climáticas (IPCC) é utilizado para o desenvolvimento dos fatores de caracterização. Esses fatores são expressos como potencial de mudança climática em um horizonte de 100 anos (GWP100, em inglês), em kg de CO₂ equivalente/kg de emissões. Possui abrangência geográfica global.
- *Depleção do ozônio estratosférico* – o modelo de caracterização dessa categoria de impacto é o desenvolvido pela Organização Mundial de Meteorologia (WMO, em inglês) e define o potencial de depleção de ozônio (ODP, em inglês) dos diferentes gases em kg CFC-11 equivalente/kg de emissões. Abrangência geográfica global.
- *Toxicidade humana* – diz respeito ao efeito de substâncias tóxicas no ambiente humano. Riscos à saúde relacionados à exposição no ambiente de trabalho não são incluídos. O potencial de toxicidade humana (HTP, em inglês) de cada substância é expresso em kg de 1,4-diclorobenzeno equivalente/kg de emissões. A abrangência geográfica deste indicador é local.
- *Ecotoxicidade em águas doces* – refere-se ao impacto aos ecossistemas de água doce como resultado das emissões de substâncias tóxicas para o ar, a água e o solo. A unidade do potencial de ecotoxicidade (FAETP) é kg de 1,4-diclorobenzeno equivalente/kg de emissões. A abrangência geográfica pode ser global, continental, regional ou local.
- *Ecotoxicidade marinha* – diz respeito aos impactos de substâncias tóxicas nos ecossistemas marinhos. O potencial de ecotoxicidade marinha (MAETP) é medido em kg de 1,4-diclorobenzeno equivalente/kg de emissões.
- *Ecotoxicidade terrestre* – refere-se ao impacto de substâncias tóxicas nos ecossistemas terrestres. O potencial de ecotoxicidade terrestre (TETP) tem a mesma unidade dos fatores de caracterização anteriores, kg de 1,4-diclorobenzeno equivalente/kg de emissões.
- *Formação de foto-oxidantes* – é a formação de substâncias reativas (principalmente ozônio), que são prejudiciais à saúde humana e aos

ecossistemas e que também afetam a agricultura. Também é conhecido como *smog fotoquímico*. O potencial de criação de ozônio fotoquímico (POCP) é expresso em kg de etileno equivalente/kg de emissões. O horizonte de tempo da ação desse fenômeno é de 5 dias, e a abrangência geográfica varia de local a continental.

- *Acidificação* – o potencial de acidificação (AP) para emissões à atmosfera é expresso em kg de SO₂ equivalente/kg de emissões. Seu potencial de ação é indeterminado, e a abrangência geográfica varia de local a continental.
- *Eutrofização* – inclui todos os impactos devidos a níveis excessivos de nutrientes no ambiente causados pela emissão para o ar, a água e o solo. O potencial de eutrofização (EP) é expresso em kg de PO₄³⁻ equivalente/kg de emissões. Seu potencial de ação é indeterminado, e a abrangência geográfica varia de local a continental.

É importante salientar que essa metodologia foi desenvolvida segundo a realidade ambiental europeia, mais especificamente da Holanda, e seus resultados podem não representar adequadamente a realidade brasileira. Categorias de impacto como os potenciais de ecotoxicidade, acidificação e eutrofização são muito característicos dependendo do local ou região no qual ocorrem. Por outro lado, categorias como potencial de aquecimento global e de depleção da camada de ozônio são intrinsecamente de caráter global; portanto, tendem a ser mais representativos.

Neste trabalho, serão consideradas as 10 categorias de impacto da versão *baseline* do CML-IA, no entanto será realizada maior discussão sobre o potencial de aquecimento global, cuja abrangência é global e tem se tornado um importante parâmetro de desempenho no mundo moderno dada as preocupações atuais com as mudanças climáticas.

5.5 Descrição dos produtos avaliados

5.5.1 Argamassas com resíduos da fabricação de tijolos como aditivo mineral na substituição parcial do cimento

Gonçalves (2005) avaliou a viabilidade técnica da utilização de resíduo da indústria cerâmica como aditivo mineral na produção de argamassas de baixo impacto ambiental com relação água/material cimentício (a/mc) iguais a 0,40 e 0,50. O resíduo cerâmico, oriundo da produção de tijolos furados da indústria cerâmica, foi utilizado

como substituto parcial do cimento Portland em teores que variaram de 10% a 40% (em massa).

Utilizando o modelo de empacotamento compressível (MEC), proposto por De Larrard (1999), foram definidas as proporções de materiais nessas argamassas. A Tabela 5.1 apresenta o consumo dos materiais constituintes das misturas de argamassas produzidas.

Tabela 5.1 - Composição das misturas de argamassas de Gonçalves (2005)

Misturas	Cimento Portland (kg/m ³)	Aditivo mineral (kg/m ³)	Areia (kg/m ³)	Água (kg/m ³)	SP (kg/m ³)
M1	774,70	-	1.162,10	309,90	-
M1TJ10	694,30	77,10	1.157,20	308,60	0,00
M1TJ20	614,60	153,60	1.152,30	307,30	3,41
M1TJ30	535,50	229,50	1.147,50	306,00	3,40
M1TJ40	457,10	304,70	1.142,70	304,70	5,08
M2	719,00	-	1.078,50	359,50	-
M2TJ10	644,60	71,60	1.074,30	358,10	0,00
M2TJ20	570,70	142,70	1.070,10	356,70	3,17
M2TJ30	497,40	213,20	1.065,90	355,30	4,74
M2TJ40	424,70	283,10	1.061,80	353,90	4,72

M1=misturas com relação a/mc=0,40 e M2=misturas com relação a/mc=0,50.

Fonte: GONÇALVES (2005)

Desempenho mecânico

Gonçalves (2005) realizou análise estatística para avaliar a influência do teor de substituição do cimento pelo resíduo cerâmico. Os resultados dos ensaios de compressão axial são apresentados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 - Desempenho mecânico das argamassas de Gonçalves (2005)

Misturas	f_{c28} (MPa)	Coefficiente de variação (%)	Δ em relação à Ref. (%)
M1	55,09	0,70	100
M1TJ10	55,19	1,00	100,18
M1TJ20	56,76	0,83	103,03
M1TJ30	49,41	3,15	89,68
M1TJ40	47,70	2,17	86,58
M2	40,92	2,44	100
M2TJ10	39,77	1,77	97,19
M2TJ20	38,09	1,08	93,08
M2TJ30	32,97	4,35	80,57
M2TJ40	26,50	4,78	64,76

M1=misturas com relação a/mc=0,40 e M2=misturas com relação a/mc=0,50.

Fonte: GONÇALVES (2005)

Os resultados evidenciaram que a resistência à compressão axial na matriz M1 é ligeiramente aumentada (inferior a 3%) para teores de substituição de até 20%. Para os teores maiores, M1TJ30 e M1TJ40, houve decréscimo da resistência de 10% e 13%, respectivamente. Nas misturas M2, observou-se que a substituição do cimento promoveu redução na resistência à compressão para todos os teores de substituições. Para as misturas com 10% e 20% de substituição, a resistência foi reduzida em 3% e 7%, respectivamente. Observaram-se reduções de 19% e 35% na resistência axial das misturas com 30% e 40% de substituição, respectivamente, em relação à M2.

A influência da substituição do cimento por resíduo cerâmico na resistência à compressão pôde ser dividida em dois estágios: (i) até 20% de substituição, sem influência significativa; (ii) com elevados teores de substituição (30% e 40%) mediante uma perda significativa da resistência em relação às misturas de referência (GONÇALVES, 2005).

Ribas (2014) avaliou os efeitos da granulometria de diferentes tipos de resíduos cerâmicos provenientes de RCD no grau de homogeneidade deste tipo de resíduo. Também foi foco de seu estudo a determinação da atividade pozzolânica de cada tipo de partícula e sua influência nas propriedades físicas e mecânicas de argamassas de consistência normal e de máxima compacidade. Foram utilizados resíduos de tijolos (TJ), telhas (TL) e cerâmicas de piso (C), moídos em três tamanhos médios de partículas (30 μ m, 10 μ m e 1 μ m) em dois teores de substituição (10% e 20%) do cimento em argamassas.

A viabilidade do emprego dos resíduos cerâmicos como aditivos minerais foi avaliada de acordo com a ABNT NBR 12.653:2012 e o índice de atividade pozolânica (IAP) foi calculado conforme a ABNT NBR 5.752:2013. Os resultados obtidos indicaram que os materiais produzidos atendiam às exigências previstas em norma quanto à composição química (teores de SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃) para serem considerados como adições minerais. Os IAP também foram superiores ao mínimo exigido em norma, mesmo com o aumento da quantidade de água. Se fosse mantida a mesma quantidade de água e corrigida a trabalhabilidade com superplastificantes, os resultados de IAP dos RCD cerâmicos teriam sido ainda maiores (RIBAS, 2014).

A Tabela 5.3 apresenta as misturas de argamassas produzidas com resíduos de tijolos reciclados e o consumo em massa de cada material por m³ de argamassa.

Tabela 5.3 - Materiais constituintes das misturas de argamassas de Ribas (2014)

Misturas	Cimento Portland (kg/m ³)	Aditivo mineral (kg/m ³)	Areia (kg/m ³)	Água (kg/m ³)	SP (kg/m ³)
CTRL	521,47	0,00	1.564,40	250,30	0,34
A10TJ01	473,17	47,55	1.562,16	249,95	1,53
A10TJ10	474,49	45,97	1.561,40	249,82	2,60
A10TJ30	473,99	46,56	1.561,68	249,87	1,07
A20TJ01	425,24	94,69	1.559,80	249,57	2,33
A20TJ10	427,70	91,76	1.558,36	249,34	2,62
A20TJ30	426,69	92,96	1.558,96	249,43	2,62

Fonte: RIBAS (2014)

Desempenho mecânico

A Tabela 5.4 apresenta o desempenho mecânico das misturas de argamassas de Ribas (2014).

Tabela 5.4 - Desempenho mecânico das misturas de argamassas de Ribas (2014)

Misturas	f _{c28} (MPa)	Coefficiente de variação (%)	Δ em relação à Ref. (%)
CTRL	40,65	12,80	100,00
A10TJ1	40,98	3,31	100,81
A10TJ10	37,77	1,13	92,92
A10TJ30	34,24	8,85	84,23
A20TJ1	48,25	0,87	118,70
A20TJ10	36,12	1,77	88,86
A20TJ30	34,91	6,15	85,88

Fonte: RIBAS (2014)

Os resultados obtidos a partir dos ensaios de resistência à compressão em 28 dias de cura indicaram que as misturas contendo partículas de 1 µm desenvolveram maior resistência do que aquelas contendo partículas de 10 µm e 30 µm. Além disso, análises estatísticas realizadas por Ribas (2014) indicaram que o efeito isolado do tipo de material (tijolo, telha e cerâmica) não foi significativo nessas argamassas. Entretanto, efeitos isolados do teor de substituição e do tamanho da partícula mostraram-se significativos e com indícios de sinergia entre esses dois fatores.

5.5.2 Concretos com agregado reciclado de concreto (ARC)

Amario (2015) realizou um estudo no intuito de determinar a dosagem adequada de concretos contendo agregados reciclados de concreto (ARC) através do modelo de empacotamento compressível (MEC) com auxílio do *software Betonlab Pro 3*[®].

Foi utilizada areia natural quartzosa proveniente do rio Guandu, Rio de Janeiro, como agregado miúdo; como agregado graúdo, foram utilizados dois tipos de brita 0, sendo uma natural de origem granítica e a outra produzida em laboratório através dos processos de beneficiamento de RCD. Vale destacar que a absorção total de água da brita ARC foi significativamente maior que a da brita natural (7,31% e 1,20%, respectivamente).

Foram avaliados concretos de três classes de resistência, 25 MPa, 45 MPa e 65 MPa, com diferentes teores de ARC. O autor realizou estudo de compensação da água absorvida pelos agregados reciclados e concluiu-se que a quantidade ideal de água a ser compensada seria de 50% da absorção total do agregado. Uma vez determinada esta taxa de compensação e fazendo uso do MEC, foi observado que a utilização de teores de agregados reciclados da ordem de 60% em concretos com as classes de resistência mencionadas pouco influenciaram as suas propriedades físico-químicas e mecânicas. Entretanto, é importante destacar que, na modelagem da composição destes concretos através do MEC, fixou-se que as resistências à compressão das diferentes misturas fossem 25 MPa, 45 MPa e 65 MPa, dependendo do caso (AMARIO, 2015).

Na Tabela 5.5, são apresentadas as dosagens obtidas por Amario (2015) através de modelagem no programa *Betonlab Pro 3*[®] para as classes de 25 MPa, 45 MPa e 65 MPa de resistência nominal à compressão aos 28 dias.

Tabela 5.5 - Materiais constituintes das misturas de concreto de Amario (2015)

Misturas	Cimento Portland (kg/m ³)	Areia (kg/m ³)	Brita Natural (kg/m ³)	Brita ARC (kg/m ³)	Água Total (kg/m ³)	SP (kg/m ³)	ARC (%)
C25REF	267,20	842,00	1.005,20	0,00	185,10	1,07	0,00
C25T20	266,40	844,40	803,00	195,60	188,70	2,70	20,00
C25T39	267,20	842,50	609,70	381,70	193,20	2,70	39,00
C25T60	277,80	831,50	395,40	577,80	203,90	2,80	60,00
C45REF	391,30	795,00	949,10	0,00	183,90	1,45	0,00
C45T22	391,50	913,90	570,80	159,90	179,10	3,90	22,00
C45T40	385,20	917,30	496,80	318,30	184,00	3,90	40,00
C45T60	397,30	907,40	325,90	476,20	189,30	5,20	60,00
C65REF	591,90	700,10	835,80	0,00	201,00	3,15	0,00
C65T09	537,30	913,90	610,60	56,40	184,70	5,40	9,00
C65T20	547,20	906,50	530,50	129,20	188,30	5,50	20,00
C65T40	548,90	906,10	397,70	258,30	189,40	5,50	40,00
C65T60	570,20	890,40	260,60	380,80	196,60	5,70	60,00

Fonte: AMARIO (2015)

Desempenho mecânico

As misturas com agregado reciclado foram moldadas para a realização de ensaios físicos e mecânicos. Os concretos foram avaliados sob esforços de compressão após 28 dias de cura. Os resultados de resistência à compressão para cada concreto são apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Desempenho mecânico das misturas de concreto de Amario (2015)

Misturas	f _{c28} (MPa)	Coefficiente de variação (%)	Δ em relação a Ref. (%)
C25T20	25,23	6,09	100,92
C25T39	25,43	4,03	101,72
C25T60	23,45	3,46	93,80
C45T22	45,78	6,25	101,73
C45T40	45,98	2,50	102,18
C45T60	46,90	4,55	104,22
C65T09	68,08	0,49	104,74
C65T20	63,88	4,86	98,28
C65T40	62,53	1,37	96,20
C65T60	62,35	1,48	95,92

Fonte: AMARIO (2015)

Verificou-se que, as resistências reais desenvolvidas durante o ensaio de compressão, não diferiram muito das resistências nominais estabelecidas no projeto.

5.5.3 Durabilidade do concreto

De acordo com a norma brasileira ABNT NBR 12.655:2006, as estruturas de concreto devem ser projetadas e construídas de forma que conservem sua segurança, estabilidade e aptidão em serviço durante o período correspondente à sua vida útil, sob as condições ambientais e de uso previstas em projeto.

Ainda segundo essa norma, a vida útil de uma estrutura de concreto compreende o período de tempo durante o qual se mantêm as características dessas estruturas, sem intervenções significativas, desde que atendidos os requisitos de uso e manutenção prescritos pelo projetista e pelo construtor, bem como de execução dos reparos necessários decorrentes de danos acidentais (ABNT, 2015).

Os agentes responsáveis por agressões às estruturas de concreto podem ser internos ou externos e físicos, químicos ou mecânicos. Entre os agentes externos responsáveis pela deterioração química do concreto e da armadura de aço, encontram-se os sulfatos, cloretos, água do mar e os ácidos. Como esses ataques ocorrem no interior da massa de concreto, o agente agressivo deve ser capaz de penetrar no mesmo e, portanto, o concreto tem que ser permeável. O ataque é favorecido pelo transporte interno dos agentes agressivos por difusão devido aos gradientes internos de umidade e temperatura e pela osmose (NEVILLE e BROOKS, 2013).

Os sulfatos predominam em solos e águas subterrâneas e, quando entram em contato com o concreto, 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. Ambientes com elevada umidade relativa e ricos em SO_2 e CO_2 , como ambientes urbanos e industriais, favorecem a ocorrência de ataques ácidos à camada de passivação alcalina que previne a corrosão da armadura de aço. O ataque por ácidos carbônicos (carbonatação) causa a dissolução e a lixiviação do hidróxido de cálcio, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ou CH , reduzindo o pH e, conseqüentemente, destruindo a 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).

A norma ABNT NBR 6.118:2014 apresenta os mecanismos preponderantes de deterioração do concreto e da armadura de aço. São eles:

- *Lixiviação* – mecanismo responsável por dissolver e carrear os compostos hidratados da pasta de cimento por ação de águas puras, carbônicas agressivas, ácidas e outras. Sua ocorrência pode ser prevenida restringindo-se a fissuração, de forma a minimizar a infiltração de água e proteger as superfícies expostas com produtos específicos, como os hidrófugos.
- *Expansão por sulfato* – ocorre por ação de águas ou solos que contenham ou estejam contaminados com sulfatos, dando origem a reações expansivas e deletérias com a pasta de cimento hidratado. A prevenção pode ser feita pelo uso de cimento resistente a sulfatos.
- *Reação álcali-agregado* – decorrente de reações entre os álcalis do concreto e agregados reativos. Deve-se identificar, durante o projeto, o tipo de elemento estrutural e sua situação quanto à presença de água, assim como deve-se recomendar medidas preventivas, quando necessárias.
- *Despassivação por carbonatação* – deve-se à ação do gás carbônico atmosférico sobre o aço da armadura. A prevenção consiste em dificultar o ingresso dos agentes agressivos ao interior do concreto. O cobrimento das armaduras e o controle de fissuração minimizam esse efeito, sendo recomendável um concreto de baixa porosidade.
- *Despassivação por ação de cloretos* – consiste na ruptura local da camada de passivação decorrente de elevados teores de íons cloreto (Cl⁻). As medidas preventivas consistem em dificultar o ingresso dos agentes agressivos ao interior do concreto. O cobrimento das armaduras e o controle da fissuração minimizam este efeito, sendo recomendável o uso de concretos de reduzida porosidade. O uso de cimento composto com adição de escória ou material pozolânico também é recomendável nesses casos.

De forma a reduzir a permeabilidade do concreto, utiliza-se baixa relação água/cimento, adequada graduação de agregados graúdos e finos para aumentarem a densidade da estrutura de poros (empacotamento).

A agressividade do meio ambiente está relacionada às ações físicas e químicas que atuam sobre as estruturas de concreto e que independem das ações mecânicas,

variações volumétricas de origem térmica, retração hidráulica e outras previstas no momento do dimensionamento (ABNT, 2014). Em projetos de estruturas a agressividade ambiental deve ser classificada de acordo com o apresentado na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Classes de agressividade ambiental para estruturas de 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	
<p>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).</p> <p>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.</p> <p>c. Ambientes quimicamente agressivos, tanques industriais, galvanoplastia, branqueamento em indústrias de celulose e papel, armazéns de fertilizantes, indústrias químicas.</p>			

Fonte: ABNT (2014)

Devido à existência de elevado grau de correspondência entre a relação água/cimento e a resistência à compressão do concreto e sua durabilidade, a regulamentação brasileira recomenda a adoção dos requisitos mínimos expressos na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Requisitos mínimos para a relação a/c por classe de agressividade

Concreto ^a	Tipo	Classe de agressividade (Tabela 5.7)			
		I	II	III	IV
Relação água/cimento em massa	Concreto armado	≤ 0,65	≤ 0,60	≤ 0,55	≤ 0,45
	Concreto protendido	≤ 0,60	≤ 0,55	≤ 0,50	≤ 0,45
Classe do concreto (ABNT NBR 8.953)	Concreto armado	≥ C20	≥ C25	≥ C30	≥ C40
	Concreto protendido	≥ C25	≥ C30	≥ C35	≥ C40
a. O concreto empregado na execução das estruturas deve cumprir com os requisitos estabelecidos na ABNT NBR 12.655.					

Fonte: ABNT (2014)

Para atender aos requisitos estabelecidos nesta norma, recomenda-se que o cobrimento mínimo da armadura (c_{min}), o projeto e a execução devem considerar o cobrimento nominal (c_{nom}), que é o cobrimento mínimo acrescido da tolerância de execução (Δc). Sendo assim, as dimensões das armaduras e os espaçadores devem respeitar os cobrimentos nominais, estabelecidos na Tabela 5.9, para $\Delta c = 10$ mm.

Tabela 5.9 - Cobrimento mínimo de estruturas de concreto

Tipo de estrutura	Componente ou elemento	Classe de agressividade ambiental (Tabela 5.7)			
		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		40	50
Concreto protendido	Laje	25	30	40	50
	Viga/pilar	30	35	45	55

Fonte: ABNT (2014)

Neville e Brooks (2013) recomendam um cobrimento mínimo de concreto sobre a armadura de 50 mm a 75 mm, 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 0,50.

Modelo de previsão de vida útil

De acordo com Helene (1997), a vida útil das estruturas de concreto pode ser estimada através de qualquer um dos quatro métodos a seguir:

- com base em experiências anteriores;
- com base em ensaios de degradação acelerada;
- com base em enfoque determinístico;
- com base em enfoque estocástico (probabilístico).

O primeiro método, como o próprio nome diz, baseia-se nas experiências consagradas das diferentes instituições e países. Como é de se imaginar, esse método tende a não incorporar descobertas mais recentes sobre os mecanismos de degradação dos diversos agentes agressivos.

Os ensaios de degradação acelerada também podem ser utilizados na determinação da vida útil do concreto, porém o mecanismo de degradação, neste

ensaio, difere das condições reais, permitindo determinar um coeficiente de aceleração da reação. A dificuldade nestes ensaios é a falta de dados de desempenho em uso de longo prazo das estruturas de concreto para se determinar a sua taxa de degradação das mesmas em condições reais (MEDEIROS *et al.*, 2011).

A base científica dos métodos determinísticos são os mecanismos de transporte de gases, fluidos e íons através dos poros do concreto, durante o período de iniciação, e a lei de Faraday durante o período de propagação, sempre que se trate da corrosão de armaduras. Os modelos numéricos e determinísticos de deterioração e envelhecimento das estruturas também devem ser considerados separadamente quando relativos à corrosão das armaduras ou à deterioração do concreto. Por um lado, considera-se a 'qualidade' do concreto e, por outro, o 'percurso' que o agente agressivo deverá percorrer até atingir a armadura em concentrações e quantidades significativas para deteriorá-la (HELENE, 1997).

Um dos modelos mais utilizados para representar a penetração de agentes agressivos através da rede de poros do concreto é denominado "modelo da raiz quadrada do tempo". Na literatura especializada encontram-se outros modelos alternativos e, em geral, mais complexos que o 'raiz quadrada do tempo'. Nesses modelos, utilizam-se outras funções matemáticas com origem nos trabalhos de condução térmica de Fourier e de difusão em materiais porosos de Fick (MEDEIROS *et al.*, 2011).

Embora existam outros mecanismos de transporte de íons, como a absorção capilar, por exemplo, para estudos da penetração de cloretos em meios completa ou parcialmente saturados, usualmente baseia-se na segunda lei de Fick, descrita pela Equação 5.1.

$$C(x, t) = C_s \cdot \left[1 - \operatorname{erf} \left(\frac{x}{2\sqrt{D \cdot t}} \right) \right] \quad \text{Equação 5.1}$$

Que pode ser desmembrada na forma das Equações 5.2 e 5.3:

$$\operatorname{erf}(z) = 1 - \frac{C_x - C_0}{C_s - C_0} \quad \text{Equação 5.2}$$

$$x = 2 \cdot z \cdot \sqrt{D \cdot t} \quad \therefore \quad t = \frac{x^2}{4 \cdot D \cdot z^2} \quad \text{Equação 5.3}$$

onde:

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

x - profundidade do ataque de íons cloreto a partir da superfície, em cm;
 C_s - concentração superficial de cloretos (admitida como constante), em %;
 C_0 - concentração inicial de cloretos na superfície do concreto, em %;
 C_x - concentração de cloretos na profundidade x, em %;
t - tempo, em anos;
erf - função erro de Gauss.

Certas condições de contorno foram estabelecidas para a aplicação do modelo baseado na segunda lei de Fick:

- o concreto é um material homogêneo e isotrópico;
- o único mecanismo de transporte atuante é a difusão;
- não ocorrem interações entre os cloretos e os componentes do concreto no momento da penetração;
- o meio é considerado infinito;
- tanto o coeficiente de difusão quanto a concentração de cloretos na superfície são constantes ao longo do tempo, isto é, o coeficiente de difusão é completamente independente da concentração superficial.

De acordo com Neville e Brooks (2013), teores de íons cloreto inferiores a 0,4% da massa do cimento, para concretos armados executados com cimento Portland comum, limitam o processo de corrosão. Esse valor também é citado por Medeiros (2008) como sendo o limite para despassivação mais aceito no meio científico.

Ensaio de Penetração Acelerada de Íons Cloreto

A metodologia do ensaio de penetração acelerada por íons cloreto é descrita pela norma reguladora norte-americana ASTM C1.202 (2010). Esse ensaio consiste na medição da condutância elétrica de um corpo de prova cilíndrico de 100 mm de diâmetro e 50 mm de espessura.

Para esse ensaio, foram moldados corpos de prova de 100 mm x 200 mm para cada mistura, que, a seguir, foram cortados em três partes iguais de 50 mm de espessura. Em seguida, cada um desses três discos (para cada mistura) teve sua lateral selada com *SikaDur 32*[®] e esperou-se 24 horas para a secagem do produto. Após esse tempo, os discos foram colocados em um dessecador onde se fez vácuo sob pressão de 50 mmHg por 3 horas. Em seguida, o dessecador foi preenchido com água até cobrir

totalmente os discos de prova e fez-se vácuo novamente por mais uma hora. Os discos permaneceram imersos em água no dessecador por 18 horas. Esse processo foi realizado para garantir a completa saturação dos poros.

Os discos foram então acomodados e selados com silicone em um conjunto de células de acrílico com reservatórios para soluções de 3% de NaCl e 0,3N de NaOH, as quais estariam em contato com cada face dos discos de prova, onde também foram ligados terminais elétricos. Os terminais de cada célula foram, então, ligados a um circuito elétrico de forma que a face imersa em NaCl estaria ligada ao terminal negativo e a face imersa em NaOH ao terminal positivo de uma fonte de corrente contínua de 60 Volts por um período total de 6 horas, ao longo da qual mediu-se a corrente elétrica passante em intervalos regulares de 30 minutos. O objetivo desse aparato é determinar a carga elétrica passante em cada corpo de prova, sendo calculada pela Equação 5.4:

$$Q = 900 \times (I_0 + 2 \cdot I_{30} + 2 \cdot I_{60} + 2 \cdot I_{90} + \dots + I_{360}) \quad \text{Equação 5.4}$$

Onde Q é a carga elétrica em Coulombs e I_n é a corrente elétrica passante (em Ampères) n minutos após o início da aplicação da tensão.

Indicações qualitativas da penetrabilidade dos íons cloreto através do ensaio descrito anteriormente são fornecidas na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 - Índice qualitativo de penetrabilidade de íons cloreto

Carga passante (Coulomb)	Penetrabilidade de íons cloreto
>4.000	Alta
2.000 – 4.000	Moderada
1.000 – 2.000	Baixa
100 – 1.000	Muito baixa
<100	Negligenciável

Fonte: ASTM (2010)

Ainda de acordo com a norma ASTM C1.202, alguns fatores que são conhecidos por afetar a penetração dos íons cloreto incluem: relação água/cimento do material, tipo e quantidade de materiais cimentícios suplementares do material, a presença de aditivos poliméricos, idade da amostra, tipo de agregados, grau de consolidação e tipo de cura, entre outros.

Determinação do coeficiente de difusão

Andrade e Whiting (1996) avaliaram os principais métodos para a obtenção do coeficiente de difusão de cloretos (D). Eles concluíram que os coeficientes de difusão obtidos das equações de Berke, a partir da carga passante (em Coulomb), apresentam maior similaridade aos coeficientes de difusão aparentes (D_{ap}) obtidos em ensaios de longo prazo (90 dias) do que os coeficientes de difusão efetivos (D_{ef}) obtidos a partir das equações de Einstein. Isso é razoável na medida em que as equações de Berke derivam de ensaios de penetração de cloretos de duração mais longa (dois anos ou mais).

Dessa forma, neste trabalho, será utilizada a fórmula de Berke (Equação 5.5) para determinar o coeficiente de difusão aparente de íons cloreto.

$$D_{ap} = 0,0103 \times 10^{-8} \times Q_{(60V-6h)}^{0,84} \quad \text{Equação 5.5}$$

onde:

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

$Q_{(60V-6h)}$ - carga total passante nas condições do ensaio da ASTM C1.202, em Coulomb (C).

Medeiros *et al.* (2013) e Silva (2015) utilizaram o coeficiente de difusão obtido a partir da Equação 5.5 na segunda lei de Fick (Equações 5.2 e 5.3) para estimar a vida útil de diferentes misturas de concreto com adição de pozolanas.

A partir dos valores de carga passante obtidos dos ensaios de penetração de íons cloreto, a equação de Berke fornece o coeficiente de difusão aparente de íons cloreto. Atribuindo uma determinada camada de cobertura de concreto (em cm), estima-se, por meio da Lei de Fick, o tempo necessário para a migração de íons cloreto alcançar os reforços de aço, iniciando, assim, o processo de sua despassivação. Esse tempo (em anos) será considerado a vida útil do concreto.

5.6 Inventário de Ciclo de Vida

5.6.1 Descrição dos materiais e seus processos

Cimento

O cimento utilizado por Gonçalves (2005) foi o CP-II F 32, da classe dos cimentos compostos com fíler de calcário, normalizado pela NBR 11.578 (1991). Ribas (2014) utilizou, em suas misturas de argamassas, o CP-I 32 da Cimento Vencemos do

Amazonas Ltda. Amario (2015) utilizou o cimento CP-V ARI (alta resistência inicial) da Maxx Concreto®, produzido pela Lafarge, em conformidade com a NBR 5.733 (1991).

Segundo dados do SNIC (2013), no cenário brasileiro, o sistema rodoviário é o modal com maior representatividade (96%) no transporte de cimento entre as plantas produtoras e os consumidores. Segundo DNPM (2009), as empresas produtoras transportam cimento, em média, a locais que distam até 300 km da fábrica, estendendo-se a 500 km no caso de regiões menos povoadas, no eixo sul-sudeste, e distâncias maiores que 1.000 km na região Norte. Teoricamente, se aceita o raio limite de economicidade entre 300 km e 500 km, uma vez que o custo do transporte rodoviário representa entre 10% e 20% do preço final. O transporte de cimento a granel até as concreteiras é, geralmente, realizado pelo modal rodoviário em caminhões com capacidade de carga superior a 32 toneladas.

Superplastificante (SP)

O superplastificante utilizado por Gonçalves (2005) foi o produzido pela *Master Builders Technologies* do Brasil, a base de naftaleno sulfonado, disponível comercialmente com teor de sólidos de 44,44%.

Ribas (2014) e Amario (2015) utilizaram o aditivo superplastificante *Glenium 51*®, produzido pela BASF. Esse aditivo tem como base uma cadeia de éter policarboxílico modificado que atua como dispersante do material cimentício, reduzindo a quantidade de água necessária para a mistura e melhorando a trabalhabilidade sem alterar o tempo de pega.

Neste estudo, foram utilizados os dados constantes na declaração ambiental (EPD) da *European Federation of Concrete Admixture Associations* (EFCA, 2006).

A empresa BASF, por exemplo, possui plantas fabris nos estados de São Paulo, Rio Grande do Sul, Pernambuco e Bahia, porém, não foi possível afirmar em quais destas são fabricados os aditivos superplastificantes. Em seus estudos, Silva (2015) fez referência adotou a distância de 1.000 km entre o fabricante e a central de concretagem. As dimensões continentais do Brasil e dos EUA justificam esse valor, uma vez que implica transportes por longas distâncias. O transporte é feito pelo modal rodoviário em caminhões a diesel com capacidade entre 7,5 e 16 toneladas.

Aditivos minerais

Gonçalves (2005) utilizou resíduos provenientes de indústria de produção de tijolos furados localizada em Itaboraí-RJ. Os resíduos foram fornecidos em fragmentos inferiores a 6,3 mm e foram cominuídos até atingir um D_{80} aproximado de 30 μm .

Ribas (2014) adquiriu tijolos no comércio local para a produção da fração cerâmica do RCD. O processo de produção das adições minerais teve por objetivo obter produtos com granulometrias com 80% das partículas (D_{80}) em três tamanhos diferentes: a primeira com D_{80} e distribuição granulométrica equivalente ao cimento CP-I 32; a segunda com D_{80} inferior a 10 μm ; e a terceira com D_{80} inferior a 1 μm .

Os resultados das análises químicas realizadas mostraram que os materiais produzidos por Ribas (2014) atendem as exigências da norma NBR 12.653:2012 quanto à composição química de materiais para serem considerados adições minerais. Os índices de atividade pozolânica (IAP) foram superiores ao mínimo exigido por essa norma, mesmo com o aumento da quantidade de água requerida.

A Tabela 5.11 apresenta as características físicas e a composição química dos MCS.

Tabela 5.11 - Caraterísticas físico-químicas dos aditivos minerais

Aditivo mineral	Massa específica (g/cm^3)	D_{80} (μm)	$\text{SiO}_2+\text{Al}_2\text{O}_3+\text{Fe}_2\text{O}_3$ (%)	IAP (%)	Água requerida (%)
TJ30 ^a	2,65	~30	97,11	88	-
TJ30 ^b	2,82	32,34	95,57	89,13	117,06
TJ10 ^b	2,78	11,62	95,1	84,29	123,41
TJ01 ^b	2,88	1,78	91,2	81,66	151,78
Tipo de pozolanas (NBR 12.653/92)			70	75	115
			70	75	110
			50	75	110

a=resíduo de tijolo utilizado por Gonçalves (2005); b=resíduos de tijolos utilizados por Ribas (2014).

Agregados

A areia utilizada por Gonçalves (2005) foi areia natural de rio quartzosa com massa específica de 2,64 g/cm^3 .

A areia utilizada por Ribas (2014) foi a areia padrão especificada na ABNT NBR 7.215 (1996), fornecida pelo IPT nas granulometrias de 1,2 mm, 0,6 mm, 0,3 mm e 0,15 mm.

Amario (2015) utilizou, como agregado miúdo, uma areia quartzosa proveniente do rio Guandu (RJ). O agregado graúdo natural foi classificado como brita 0 e possui origem granítica. O agregado graúdo reciclado utilizado foi produzido a partir de resíduos provenientes da demolição de seis vigas de concreto armado. Para a composição desse concreto, utilizou-se areia natural (agregado miúdo) e gnaiss britado (agregado graúdo). A relação água/cimento foi de 0,60, e a resistência média à compressão esperada (em 28 dias de cura) foi de 30 MPa.

Inicialmente, as vigas de concreto foram fragmentadas por um britador. A seguir, os resíduos passaram por um britador móvel de mandíbulas que fratura o material por compressão (esmagamento). Esse britador possui três saídas: uma para a fração graúda e duas para as frações mais finas. Foi realizada uma britagem secundária de toda a fração graúda, e, após esta etapa, o material britado foi posto para a secagem ao ar.

Finalizada a etapa de secagem, o material foi processado em peneirador mecânico. O material retido na peneira de 9,5 mm foi separado para uma nova britagem; o material passante na peneira 9,5 mm e retido na 4,75 mm foi classificado como agregado graúdo; o material passante na peneira 4,75 mm e retido na 0,15 mm foi classificado como agregado miúdo; e o material passante na peneira 0,15 mm foi classificado como fíler. O agregado miúdo e o fíler obtidos no processo de beneficiamento de RCD não foram utilizados na composição dos concretos estudados por Amario (2015).

5.6.2 *O processo de beneficiamento de RCD*

A unidade de beneficiamento de RCD proposta neste trabalho apresenta a configuração proposta por Coelho e De Brito (2013), sendo de nível 3 e com capacidade de beneficiamento de 350 t/hora. Trata-se de unidade de reciclagem altamente mecanizada, capaz de receber uma mistura heterogênea de RCD e separar os constituintes comercializáveis e rejeitar apenas materiais perigosos e lodo contendo partículas diversas.

Os fatores ambientais avaliados por esses autores em seus estudos limitaram-se ao consumo primário de energia e às emissões de CO₂ equivalente. Em termos ambientais, operar uma unidade de reciclagem de RCD envolve essencialmente consumo de energia, além da geração de algum ruído e de material particulado, que, normalmente são minimizados em resposta às regulações de operações industriais a

nível municipal e nacional. Os materiais descartados como contaminantes perigosos e lodo são enviados diretamente para aterros sanitários ou previamente tratados em unidade específica.

Coelho e De Brito (2013) dividiram os impactos ambientais em três categorias principais: *incorporados*, *operacionais* e de *transporte*. Os impactos ambientais incorporados são o consumo de energia e a emissão de CO₂eq, desde a extração das matérias-primas até a saída das fábricas, referentes à produção de todo o maquinário instalado na unidade de reciclagem de RCD. Esses impactos são contabilizados cada vez que um equipamento precisa ser substituído, ou seja, a primeira instalação e as substituições realizadas ao longo do tempo de operação da unidade recicladora foram consideradas.

Impactos operacionais estão diretamente relacionados ao consumo de energia elétrica pelas máquinas, além do eventual consumo de combustível líquido ou gasoso em alguma etapa específica, que é considerado constante durante todo o período de operação. Esse limiar constituirá um limite superior para a demanda de energia de operação, na medida em que alguns equipamentos podem ser ajustados para menor entrada de material, reduzindo, assim, sua demanda de energia.

Os impactos ambientais relativos ao transporte estão relacionados à operação da unidade, compreendendo os trajetos de caminhão entre os locais de construção/demolição e a unidade recicladora e entre estas e o aterro sanitário mais próximo ou as indústrias que utilizam o RCD reciclado em suas próprias atividades industriais. Os impactos ambientais operacionais, relativos ao consumo de energia e emissões de CO₂eq de uma unidade de beneficiamento que processa 350 t/hora de RCD são apresentados na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 - Características operacionais dos equipamentos para reciclagem de RCD

Equipamento	Potência (kW/unidade)	Unidades necessárias	Consumo de energia (kWh/ano)
Básculas	0,05	01	120
Escavadora	90,00	01	216.000
Alimentador vibratório	16,20	01	38.880
Eletroimã	6,50	01	15.600
Cabine separação manual	0,28	01	672
Britadeira	110,00	01	264.000
Mesa vibratória 1	18,50	01	44.400
Separador a ar	6,30	03	45.360
Gerador de corrente "Eddy"	16,40	01	39.360
Mesa vibratória 2	22,30	01	53.520
Separador a ar pulsante	127,00	06	1.828.800
Espirais	27,00	07	453.600
Correias transportadoras (5 m)	5,4	02	25.920
Correias transportadoras (10 m)	10,8	03	77.760
Correias transportadoras (15 m)	16,3	01	39.120
Unidade de beneficiamento de RCD			3.143.112
Consumo de energia característico (kWh/t)			3,74

Fonte: COELHO e DE BRITO (2013)

Essa central de reciclagem é capaz de fornecer os agregados reciclados de concreto (ARC) necessários para a produção dos concretos de Amario (2015) e separar os resíduos cerâmicos, entretanto ela não possui o maquinário necessário para a moagem deste resíduo nas granulometrias utilizadas por Gonçalves (2005) e Ribas (2014). Sendo assim, é necessário integrar a essa unidade uma etapa de moagem fina e ultrafina de resíduos cerâmicos.

Através do ensaio de moabilidade de Bond, Ribas (2014) calculou que a energia específica total de moagem para reduzir os diferentes resíduos cerâmicos nas granulometrias desejadas é da ordem dos valores expressos na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 - Energia específica total de moagem do resíduo cerâmico

Tamanho nominal de partículas (µm)	Energia específica total (kWh/t)
30	37
10	127
01	1.260

Fonte: RIBAS (2014)

A distância média de transporte dos resíduos de construção e demolição de suas diferentes fontes geradoras à central de reciclagem de RCD e a distância de transporte desses mesmos resíduos após seu beneficiamento até a central de concretagem foi estimada em 30 km.

5.6.3 Produção de argamassa/concreto

Segundo o inventário da produção de concreto realizado por Marceau *et al.* (2007), o consumo energético dentro de uma concreteira é da ordem de 43 MJ/m³ de concreto produzido e se distribuem entre as diversas atividades conforme apresentado na Tabela 5.14.

Tabela 5.14 - Consumo energético de uma central de concretagem

Combustível e eletricidade	Local de uso	Consumo energético (MJ/m ³)
Diesel	Veículos leves	6,73
	Caldeira	10,09
Gás natural	Caldeira	11,21
Eletricidade	Em toda a concreteira	14,81
Total	-	42,84

Fonte: MARCEAU *et al.* (2007)

Van den Heede e De Belie (2010 e 2014) e Silva (2015) contabilizaram, em seus inventários de ciclo de vida, apenas o consumo de energia elétrica do processo de mistura do concreto na central de concretagem. Esse processo apresentou um consumo de 3,83 kWh/m³ de concreto, que é próximo do valor do consumo de energia elétrica apresentado por Marceau *et al.* (2007) de 4,11 kWh/m³ (14,81 MJ/m³).

No presente trabalho, considerou-se apenas o consumo de energia elétrica para a mistura do concreto adotado por Silva (2015), considerando-se a matriz elétrica brasileira, dado disponível no banco de dados do *Ecoinvent v3.02*.

5.6.4 Dados de entrada do SimaPro

Como já mencionado, os processos foram modelados no *SimaPro v. 8.0* através da base de dados *Ecoinvent v3.02*. É importante ressaltar que, embora essa base de dados tenha ampla utilização mundial, ela foi idealizada de forma a retratar mais fidedignamente a realidade europeia. Entretanto, devido à atual indisponibilidade de dados de inventário da realidade brasileira, optou-se por utilizar o *Ecoinvent*.

A Tabela 5.15 apresenta os dados dos processos produtivos dos materiais que constituem as argamassas e concretos estudados. Os dados dos aditivos minerais e agregados reciclados de concreto são descritos com maiores detalhes na Tabela 5.16.

Tabela 5.15 - Dados de entrada dos materiais no *SimaPro*

Material	Quantidade por m ³ de concreto	Processo no <i>SimaPro</i>
Cimento Portland	Tabelas 5.1, 5.3 e 5.5	Cement, Portland {Europe without Switzerland} production Alloc Def, S
Areia		Sand {RoW} gravel and quarry operation Alloc Def, S
Água		Tap water, at user {RoW} tap water production and supply Alloc Def, U
Superplastificante		EFCA (2006)
Aditivo mineral	Tabelas 5.1 e 5.2	Tabela 5.16
Brita natural	Tabela 5.5	Gravel, crushed {RoW} production Alloc Def, S
Brita ARC		-
Concreto (mistura)	3,83 kWh	Electricity, medium voltage {BR} market for Alloc Def, S

Tabela 5.16 - Dados de entrada dos RCD reciclados no *SimaPro*

Material	Tratamento	Energia (kWh/t)	Processo no <i>SimaPro</i>
Aditivo mineral (30 µm)	Moagem fina	37	Electricity, medium voltage {BR} market for Alloc Def, S
Aditivo mineral (10 µm)	Moagem fina	127	
Aditivo mineral (1 µm)	Moagem ultrafina	1.260	
Brita ARC	Trituração e classificação	3,74	

O transporte entre as unidades produtivas e a central de concretagem também foi analisado. A Tabela 5.17 apresenta as distâncias utilizadas neste estudo, assim como o tipo de veículo utilizado para o transporte.

Tabela 5.17 - Dados de transporte dos materiais até a concreteira

Material	Distância (km)	Referência	Processo no <i>SimaPro</i>
Cimento Portland	300	DNPM (2009)	Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO4 {GLO} Market for Alloc Def, S
Areia	50	SILVA (2015)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} Market for Alloc Def, S
Brita natural	50	SILVA (2015)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} Market for Alloc Def, S
Brita ARC	30	COELHO e DE BRITO (2013)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} Market for Alloc Def, S
Superplastificante	1.000	SILVA (2015)	Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO4 {GLO} Market for Alloc Def, S
Aditivo mineral	30	COELHO e DE BRITO (2013)	Transport, freight, lorry>32 metric ton, EURO4 {GLO} Market for Alloc Def, S
Água	0	-	-

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, serão apresentados os resultados da ACV realizada de acordo com os pressupostos estabelecidos no escopo do presente estudo, descritos no capítulo de metodologia. De forma a proporcionar uma melhor compreensão desses resultados, os mesmos foram subdivididos como descrito na Figura 6.1.



Figura 6.1 - Subdivisão dos resultados do estudo

A avaliação dos impactos ambientais dos materiais constituintes tem como objetivo quantificar e analisar os impactos associados à produção de um quilograma de cada material necessário para a produção de argamassa ou concreto, e de seu transporte até o local de consumo.

A influência dos materiais constituintes pretende analisar a contribuição de cada um dos materiais constituintes nos resultados dos indicadores de impactos ambientais da argamassa ou concreto.

A modelagem do ciclo de vida realizada no *SimaPro* foi desenvolvida sobre a dosagem de 1 m³ de argamassa ou concreto. Esses resultados são apresentados como uma avaliação inicial de impactos ambientais, pois não consideram a unidade funcional estabelecida no escopo desta ACV.

A unidade funcional proposta nesta ACV apresenta uma correlação entre o volume de argamassa ou concreto e dois indicadores de desempenho: a resistência à

compressão e a durabilidade. Dessa forma, a influência dos indicadores de desempenho visa apresentar como cada um desses indicadores contribui, individualmente, para o resultado final.

Finalmente, a Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) caracteriza-se como a avaliação final, com a aplicação da unidade funcional de desempenho (resistência e durabilidade).

6.1 Avaliação de impactos ambientais dos materiais constituintes

A Tabela 6.1 apresenta as principais emissões para a atmosfera associadas aos processos produtivos de um quilograma de cada material utilizado para a produção das argamassas e concretos, sem considerar o transporte entre as unidades produtivas e a central de concretagem.

Tabela 6.1 - Principais emissões gasosas dos materiais constituintes

Material	Emissões (g/kg de material)			
	CO ₂		NO _x	SO ₂
	Biogênico	Fóssil		
Aditivo mineral (1 µm)	105,00	151,00	4,11E-1	6,96E-1
Aditivo mineral (10 µm)	10,90	20,10	6,24E-2	7,91E-2
Aditivo mineral (30 µm)	3,42	9,64	3,47E-2	3,01E-2
Areia	0,09	3,89	2,23E-2	5,99E-8
Brita ARC	0,35	5,35	2,33E-2	9,98E-3
Brita Natural	0,30	9,37	3,62E-2	4,11E-2
Cimento Portland	17,90	857,00	1,29	7,37E-1
Superplastificante	-	720,00	1,80	3,60

Pode-se observar que as maiores emissões de CO₂ fóssil são relativas à produção de cimento Portland (857 gCO₂/kg de cimento) e superplastificante (720 gCO₂/kg de cimento), processos com elevado consumo de energia. Também é possível perceber que as emissões relativas ao processamento do RCD para a produção de brita ARC são inferiores às emissões relativas à produção de brita natural.

Quanto aos aditivos minerais, verifica-se que a cominuição do resíduo cerâmico a 1 µm de diâmetro gera emissões bem maiores do que a cominuição a 10 µm e a 30 µm. No caso das emissões de CO₂ fóssil, por exemplo, as emissões relativas à produção de aditivos de 1 µm, 10 µm e 30 µm foram, respectivamente, 151 gCO₂/kg, 20,1 gCO₂/kg

e 9,6 gCO₂/kg. Essa diferença é justificada pela demanda crescente de energia para a cominuição do resíduo cerâmico em frações cada vez menores.

Os indicadores de categorias de impacto avaliados neste estudo estão identificados na Tabela 6.2.

Tabela 6.2 - Indicadores de categorias de impacto avaliadas

Sigla	Indicador de categoria de impacto
ADP	Potencial de depleção de recursos abióticos
ADP-ff	Potencial de depleção de recursos abióticos – combustíveis fósseis
GWP100	Potencial de aquecimento global
ODP	Potencial de depleção da camada de ozônio
HTP	Potencial de toxicidade humana
FAETP	Potencial de ecotoxicidade em águas doces
MAETP	Potencial de ecotoxicidade em águas marinhas
TETP	Potencial de ecotoxicidade terrestre
POCP	Potencial de criação fotoquímica de ozônio
AP	Potencial de acidificação
EP	Potencial de eutrofização

A Tabela 6.3 apresenta os valores calculados para os indicadores das categorias de impacto referentes à produção e ao transporte de um quilograma de cada material utilizado na composição das argamassas e concretos avaliados neste estudo.

As Figuras 6.2 a 6.12 expressam graficamente os resultados dos indicadores ambientais discriminando as parcelas referentes à produção e ao transporte de cada material até a concreteira.

Tabela 6.3 - Avaliação de impactos ambientais dos materiais constituintes

Material	ADP	ADP-ff	GWP100	ODP	HTP	FAETP	MAETP	TETP	POCP	AP	EP
	kg de xx equivalente/kg de material (exceto para ADP-ff, cuja unidade é MJ/kg de material)										
	<i>Sb</i>	<i>MJ</i>	<i>CO₂</i>	<i>CFC-11</i>	<i>1,4-DB</i>				<i>C₂H₄</i>	<i>SO₂</i>	<i>PO₄⁻³</i>
Aditivo mineral (1 µm)	2,466E-07	2,302E+00	3,296E-01	2,211E-08	8,803E-02	9,418E-02	1,489E+02	1,134E-03	1,307E-04	1,111E-03	3,624E-04
Aditivo mineral (10 µm)	4,234E-08	3,479E-01	4,091E-02	3,553E-09	1,205E-02	1,071E-02	1,749E+01	1,279E-04	1,469E-05	1,429E-04	4,401E-05
Aditivo mineral (30 µm)	2,611E-08	1,926E-01	1,798E-02	2,079E-09	6,014E-03	4,083E-03	7,051E+00	4,805E-05	5,476E-06	6,595E-05	1,872E-05
Areia	4,167E-08	1,869E-01	1,266E-02	1,980E-09	5,572E-03	2,314E-03	6,776E+00	2,237E-05	3,159E-06	6,357E-05	1,682E-05
Brita ARC	2,866E-08	1,679E-01	1,110E-02	1,924E-09	4,928E-03	1,570E-03	3,531E+00	2,001E-05	2,116E-06	4,458E-05	1,070E-05
Brita Natural	9,443E-08	2,557E-01	1,868E-02	2,374E-09	8,537E-03	4,764E-03	1,538E+01	3,938E-05	5,299E-06	1,043E-04	3,806E-05
Cimento Portland	2,547E-07	3,819E+00	8,973E-01	3,118E-08	7,482E-02	5,388E-02	1,595E+02	1,141E-03	6,413E-05	1,679E-03	6,364E-04
SP	1,076E-06	2,770E+01	2,149E+00	1,853E-07	5,447E-01	4,020E-01	6,260E+02	8,779E-03	5,915E-04	8,953E-03	2,554E-03

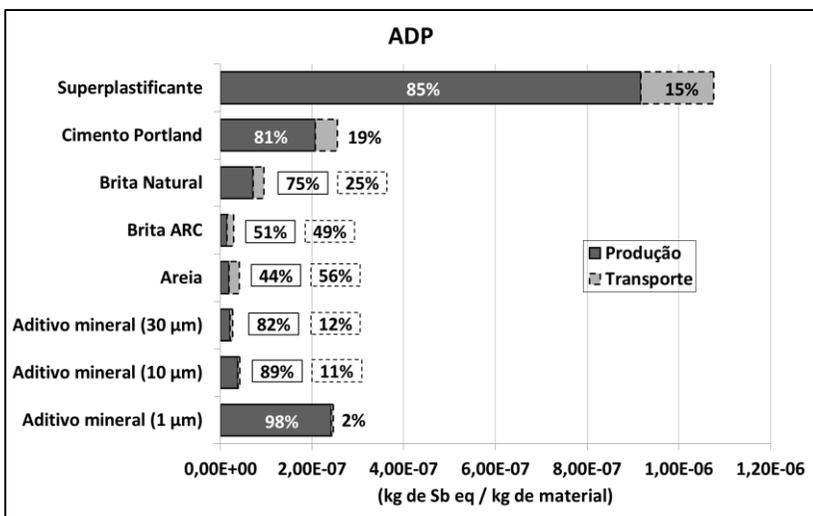


Figura 6.2 - Potencial de depleção de recursos abióticos

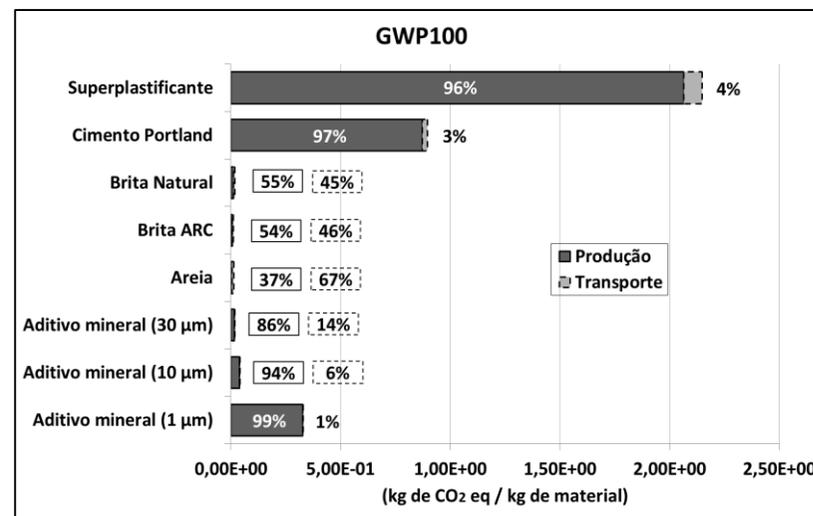


Figura 6.4 - Potencial de aquecimento global

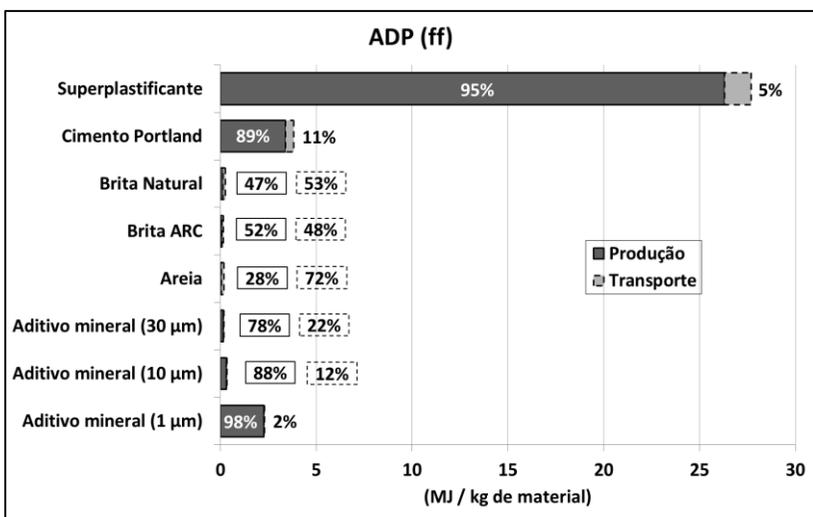


Figura 6.3 - Potencial de depleção de recursos abióticos fósseis

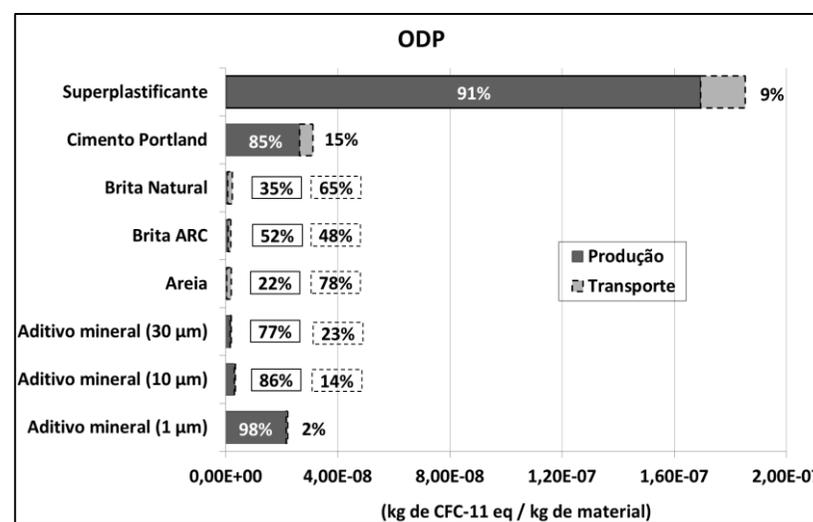


Figura 6.5 - Potencial de depleção de ozônio

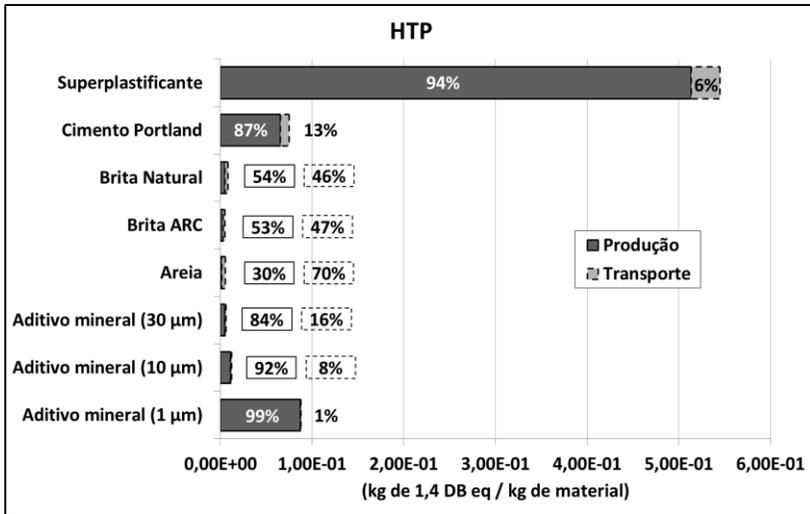


Figura 6.6 - Potencial de ecotoxicidade humana

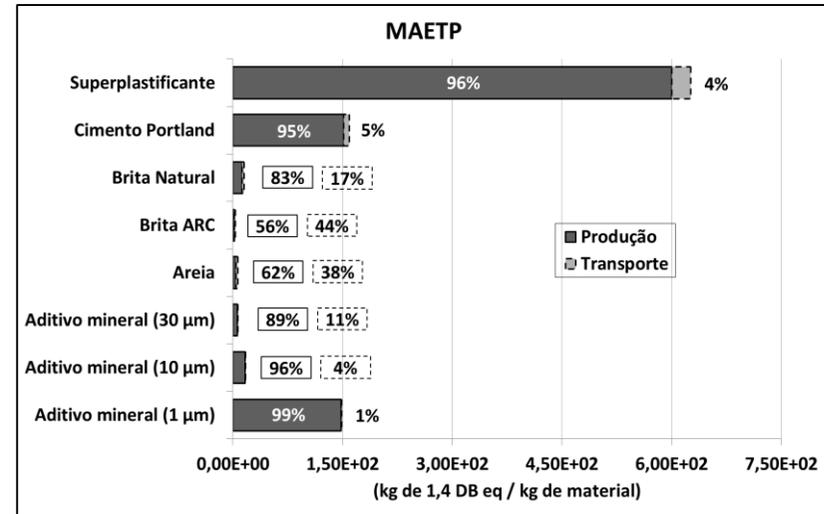


Figura 6.8 - Potencial de ecotoxicidade de águas marinhas

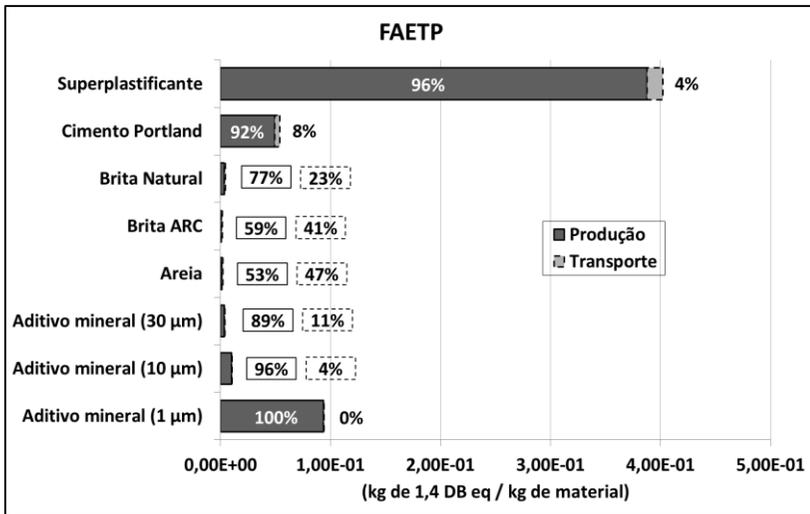


Figura 6.7 - Potencial de ecotoxicidade de águas doces

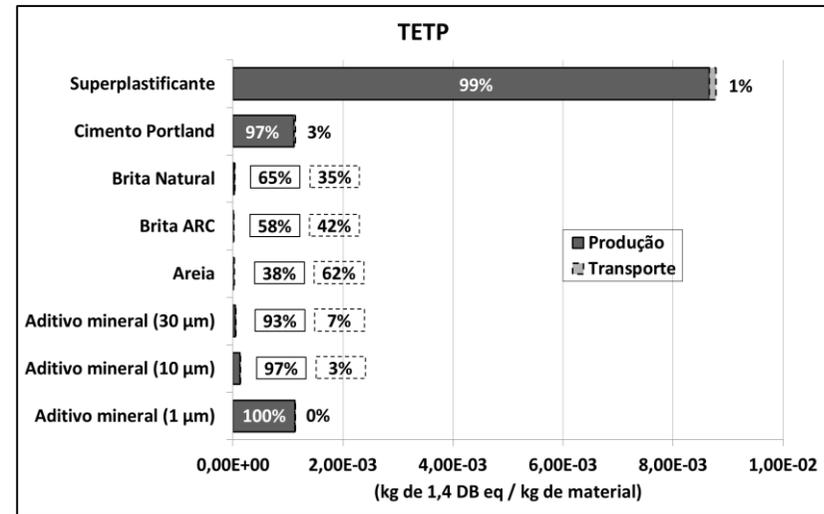


Figura 6.9 - Potencial de ecotoxicidade terrestre

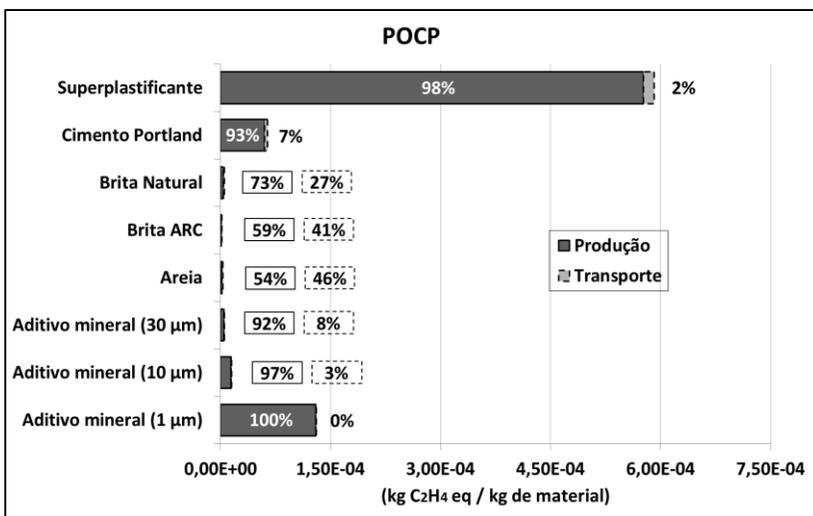


Figura 6.10 - Potencial de criação fotoquímica de ozônio

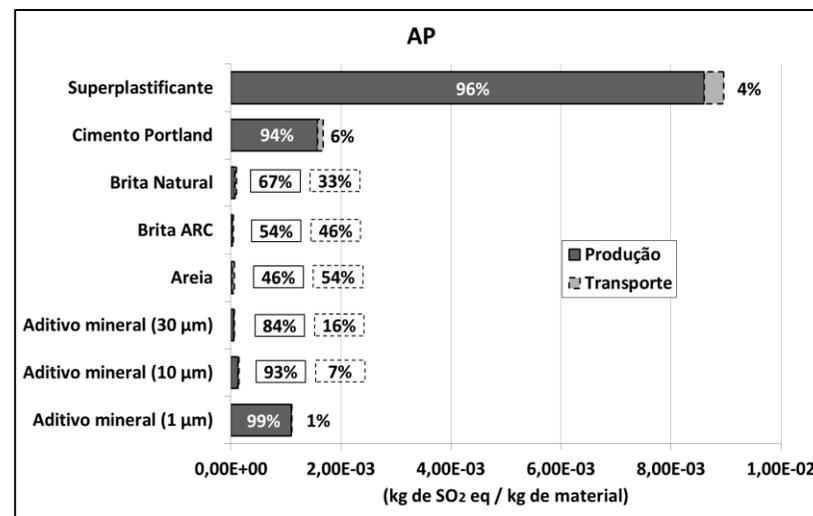


Figura 6.12 - Potencial de acidificação

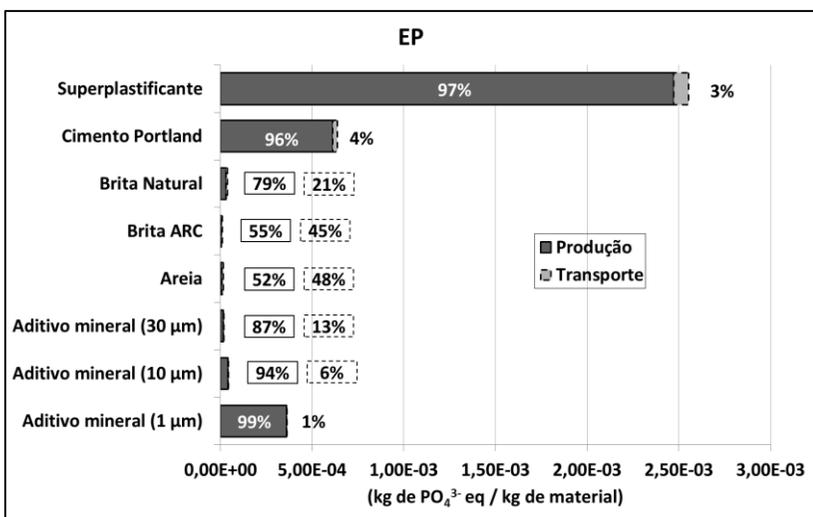


Figura 6.11 - Potencial de eutrofização

Como pode ser observado, o superplastificante mostrou-se como o material que apresenta maior potencial de impacto ambiental em todas as categorias analisadas. Seu potencial de aquecimento global (GWP100), por exemplo, foi 140% maior que o do cimento Portland.

As posições de segundo e terceiro material com maiores potenciais de impactos são divididas entre o cimento Portland e o aditivo mineral (1 μm). Enquanto o cimento Portland é o segundo material mais impactante nas categorias ADP, ADP-ff, GWP100, ODP, MAETP, TETP, AP e EP, o aditivo mineral (1 μm) é o segundo material mais impactante nas categorias HTP, FAETP e POCP. O potencial de aquecimento global (GWP100) do cimento Portland, por exemplo, foi 172% maior que o deste aditivo mineral.

Os aditivos minerais (10 μm) e (30 μm) são significativamente menos impactantes que os aditivos minerais (1 μm) em todas as categorias de impacto. Esse fato era esperado na medida em que o processo de produção dos aditivos minerais, como modelados no *SimaPro*, levaram em conta apenas o consumo de energia necessário para a moagem do resíduo cerâmico (kWh/t). O consumo médio de energia estimado para a moagem, nessas granulometrias, é tanto maior quanto menor a granulometria. Por exemplo, o potencial de aquecimento global (GWP100) do aditivo mineral (1 μm) foi 8 vezes maior que o do aditivo mineral (10 μm) e mais de 18 vezes maior que o do aditivo mineral (30 μm).

Comparando-se as intensidades de impacto da brita natural e da brita reciclada (ARC), foi possível concluir que a produção e transporte de brita natural à central de concretagem é mais impactante que a de brita ARC em todas as categorias de impacto avaliadas. O GWP100 da brita natural foi 68% maior que o da brita ARC. A intensidade dos impactos da produção e transporte da areia são da mesma ordem de grandeza que a das britas ARC.

Em relação ao transporte dos materiais, para o superplastificante sua contribuição com relação ao impacto total variou de 1% (TETP) a 15% (ADP); para o cimento Portland, variou de 3% (TETP) a 19% (ADP); foi inferior a 1% para o aditivo mineral (1 μm) nas categorias FAETP, TETP e POCP e chegou até 23% para o aditivo mineral (30 μm) na categoria ODP. Para a brita natural, o transporte foi mais impactante que a produção nas categorias ADP-ff (53%) e ODP (65%), enquanto, para a brita ARC, o transporte foi menos impactante em todas as categorias, de 41% (FAETP e POCP) até 49% (ADP).

6.2 Avaliação de impactos do ciclo de vida por m³ de produto

A partir das dosagens de argamassas propostas por Gonçalves (2005) e Ribas (2014) e das dosagens de concreto propostas por Amario (2015), apresentadas nas Tabelas 5.1, 5.3, e 5.5, respectivamente, nos processos produtivos e de transporte descritos nas Tabelas 5.15 a 5.17, as misturas de 1 m³ de argamassas e concretos foram modeladas utilizando o software *SimaPro v.8.0*.

As Figuras 6.13 e 6.14 exemplificam, através dos diagramas de processos das misturas A10TJ30 de Ribas (2014) e C45T40 de Amario (2015), a modelagem realizada para todas as misturas de argamassa/concreto avaliadas no presente estudo.

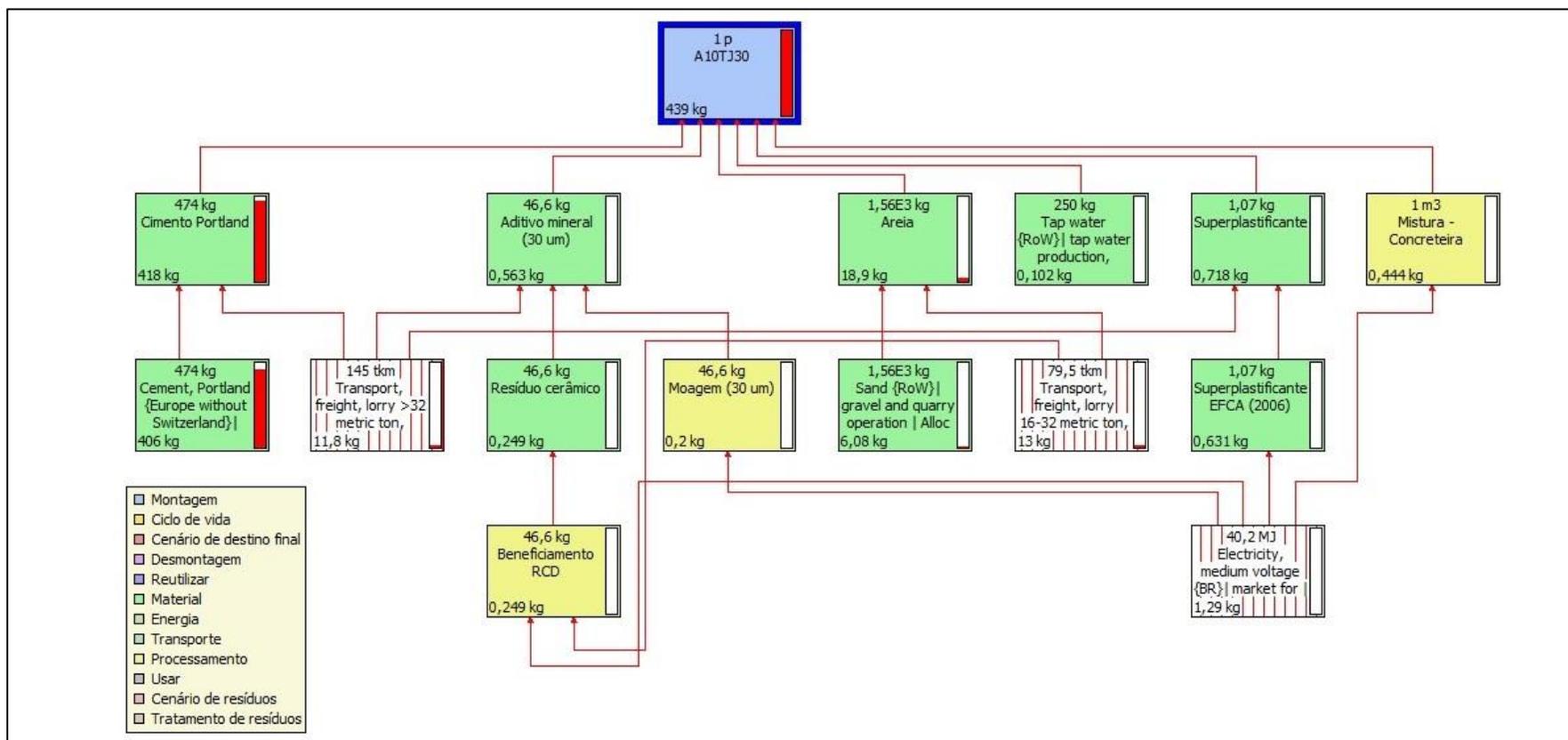


Figura 6.13 - Diagrama de processos da produção de 1 m³ de argamassa

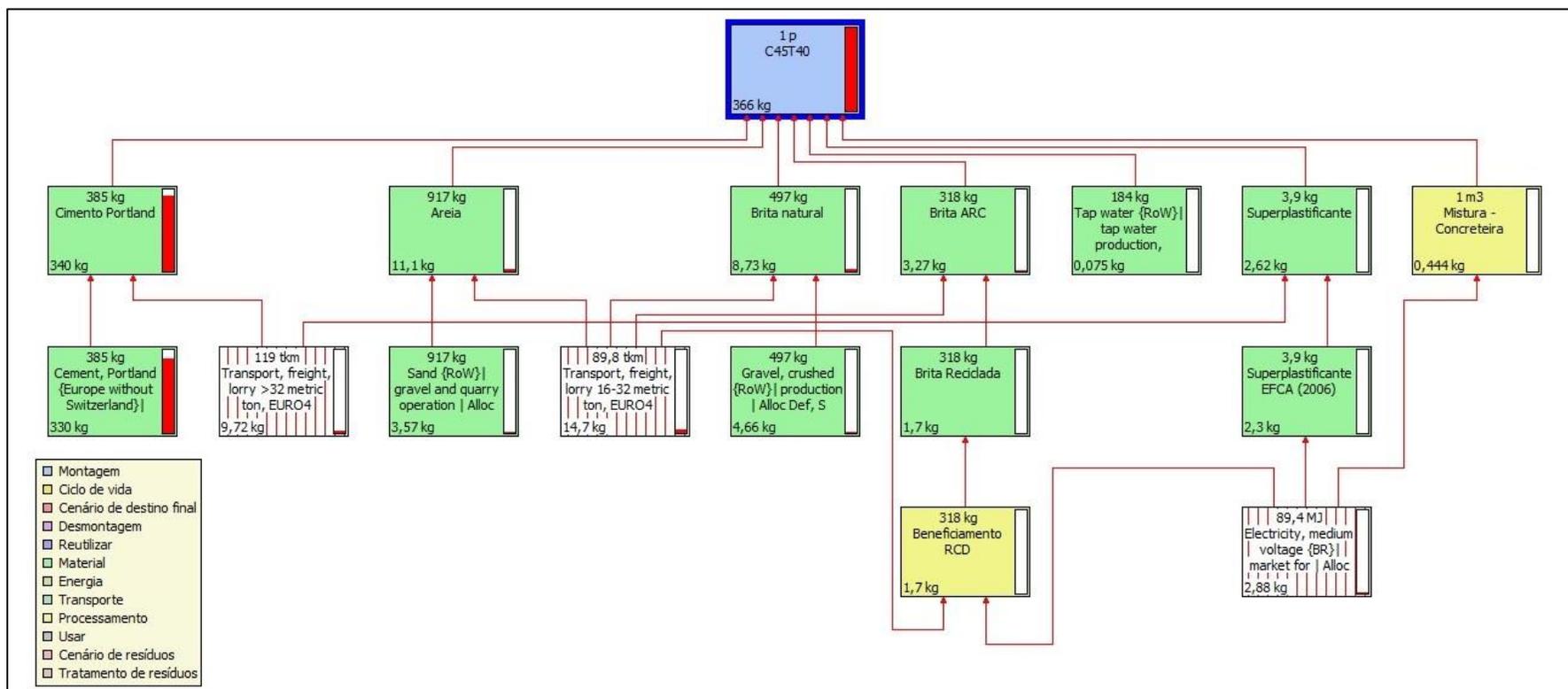
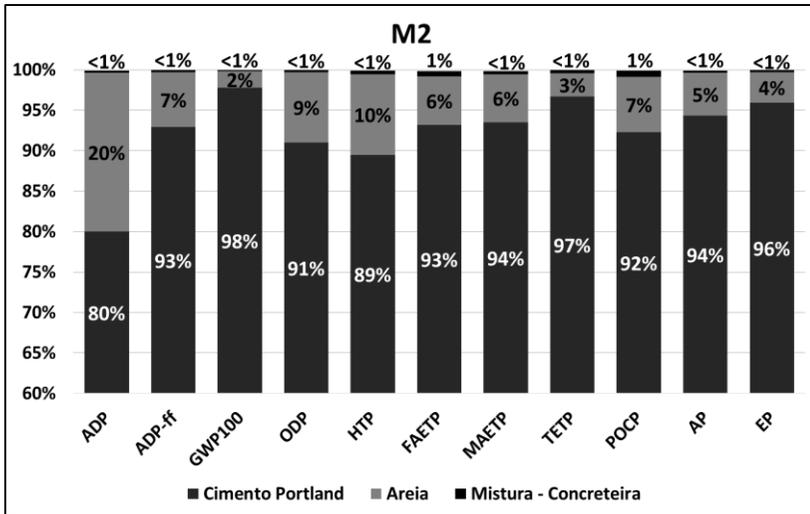


Figura 6.14 - Diagrama de processos da produção de 1 m³ de concreto

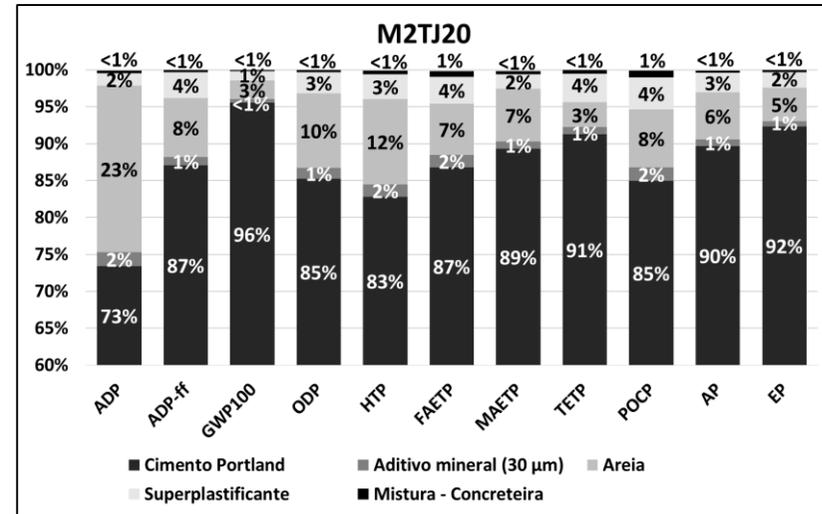
6.2.1 Influência dos materiais constituintes

Anteriormente foram apresentadas análises individuais dos impactos ambientais relativos à produção de cada material utilizado neste estudo. Entretanto, a quantidade empregada de cada material nas diferentes misturas de argamassas e concretos é diferente. O cimento e os agregados, por exemplo, são, em massa, os maiores constituintes das misturas, enquanto os aditivos minerais e os superplastificante encontram-se em menores quantidades. Portanto, é fundamental avaliar a contribuição de cada um desses materiais nos indicadores de impacto ambiental de uma determinada mistura de argamassa ou concreto.

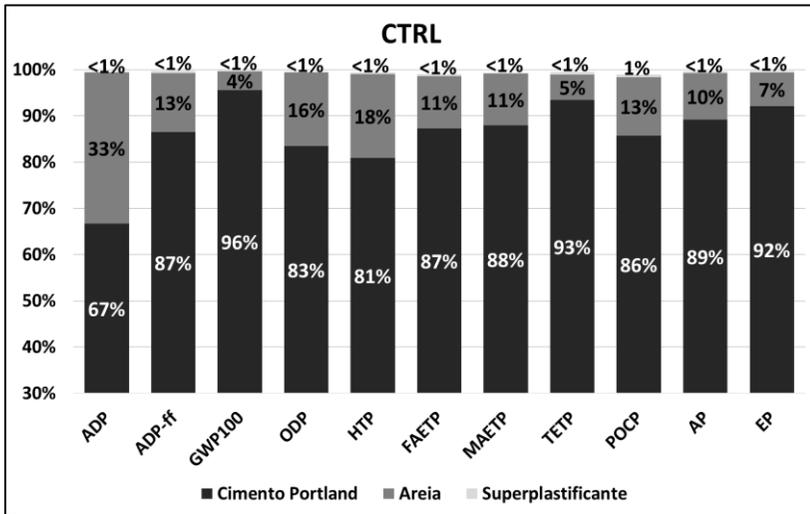
De forma representativa, a Figura 6.15 mostra a contribuição de cada material para algumas das misturas de argamassas de Gonçalves (2005) e Ribas (2014) e misturas de concreto de Amario (2015).



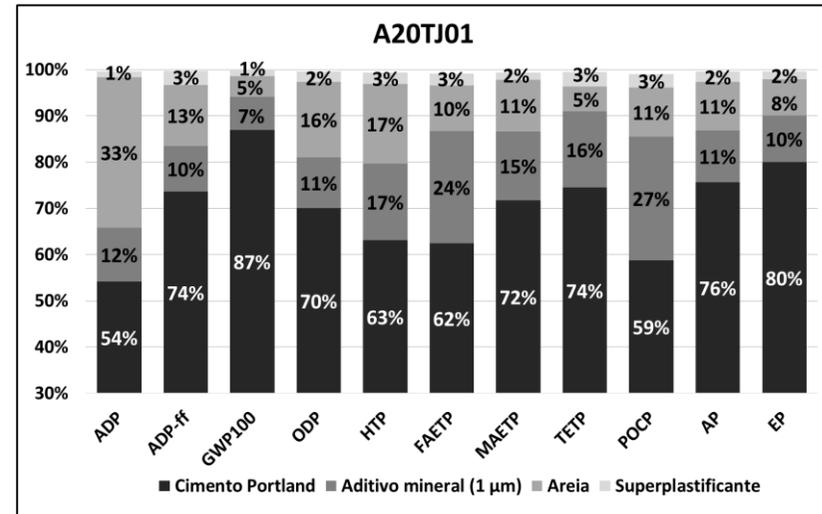
(a)



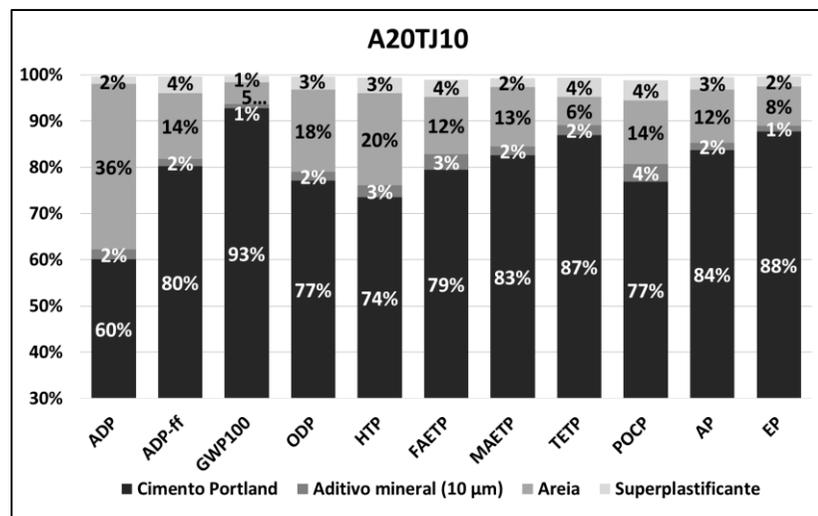
(b)



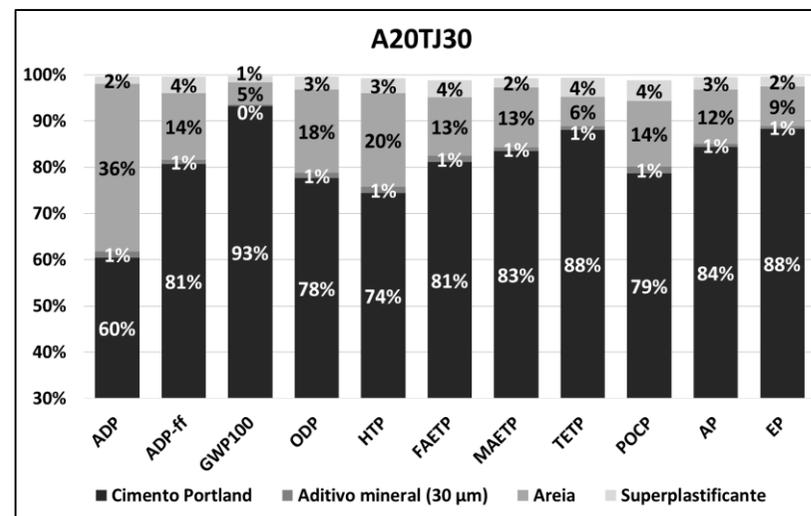
(c)



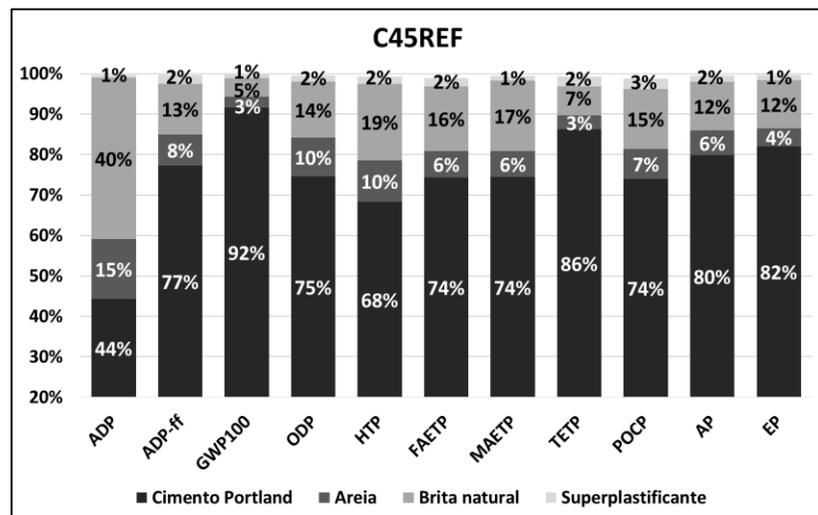
(d)



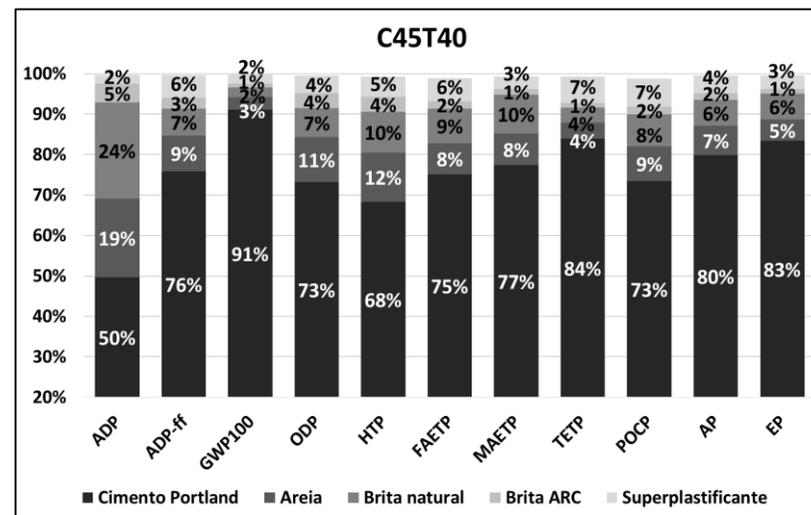
(e)



(f)



(g)



(h)

Figura 6.15 - Influência dos materiais constituintes nos impactos ambientais das misturas de argamassa e concreto

É possível observar que, em todas as misturas avaliadas, o cimento Portland é o material que mais contribui para todas as categorias de impacto. Essa contribuição é mais significativa especialmente para o potencial de aquecimento global (GWP100), onde, por exemplo, o cimento Portland foi responsável por 98% da intensidade desse indicador no caso da mistura M2 (Figura 6.15a).

De modo geral, a areia foi o segundo material que mais contribuiu para os indicadores de impactos, inclusive nas argamassas que continham aditivo mineral e algum teor de superplastificante, com exceção da mistura A20TJ01. Os componentes majoritários, em massa, em todas as misturas de argamassa são a areia e o cimento, estando presentes em quantidades muito maiores que os aditivos minerais e especialmente o superplastificante. Dessa forma, mesmo que o superplastificante e os aditivos minerais sejam individualmente responsáveis por maiores índices de impacto ambiental (por kg de material) que a areia, no cálculo dos impactos ambientais de uma determinada mistura, esses materiais exercem um papel minoritário.

No caso específico da mistura A20TJ01, a influência do aditivo mineral (1 μm) frente à areia em algumas categorias de impacto pode ser justificada pela elevada demanda energética necessária para a cominuição do resíduo cerâmico até a granulometria de 1 μm . Isso pode ser claramente observado quando os resultados dessa mistura são comparados com os da mistura A20TJ30, produzida com aditivos minerais com 30 μm , que requerem significativamente menor consumo energético para sua produção (34 vezes menos energia elétrica). Enquanto, na mistura A20TJ01, a contribuição do aditivo mineral (1 μm) chegou a 27% e a da areia foi de 11% para a categoria POCP, por exemplo, na mistura A20TJ30, a contribuição do aditivo mineral (30 μm) foi da ordem de 1% para todas as categorias de impacto.

Nas misturas de concreto, verifica-se que, na mistura de concreto convencional C45REF (Figura 6.15g), com agregados exclusivamente naturais, a brita natural é o segundo maior responsável pelos impactos ambientais dessa mistura, perdendo apenas para o cimento Portland. Na mistura C45T40 (Figura 6.15h), entretanto, observa-se a inclusão da brita ARC despenaliza os impactos referentes à brita natural e aumenta participação da areia e do superplastificante nos impactos totais.

Essa avaliação, embora pormenorizada, não traduz de forma objetiva a variação global dos impactos ambientais de uma determinada mistura com relação às demais. Através da Figura 6.15, somente é possível avaliar o quanto varia a contribuição de certa quantidade de um determinado material no impacto global de uma mistura. Ao

acrescentar novos materiais, a contribuição de cada um dos materiais ao impacto global é redistribuída entre todos os materiais.

6.2.2 Avaliação das argamassas

Uma vez que as dosagens realizadas por Gonçalves (2005) e Ribas (2014) levaram em conta a produção de 1 m³ de argamassa, os resultados obtidos na avaliação de impactos ambientais inicial têm como unidade de referência esse mesmo volume. A Tabela 6.4 apresenta a intensidade dos impactos ambientais para a produção de 1 m³ de cada argamassa.

Tabela 6.4 - Avaliação de impactos do ciclo de vida para 1 m³ de argamassa

Mistura	ADP	ADP-ff	GWP100	ODP	HTP	FAETP	MAETP	TETP	POCP	AP	EP
	kg de xx equivalente/m ³ de argamassa (exceto para ADP-ff, cuja unidade é MJ/m ³ de argamassa)										
	<i>Sb</i>	<i>MJ</i>	<i>CO₂</i>	<i>CFC-11</i>	<i>1,4-DB</i>				<i>C₂H₄</i>	<i>SO₂</i>	<i>PO₄³⁻</i>
M1	2,47E-04	3,18E+03	710,93	2,65E-05	64,75	44,77	1,32E+05	0,9134	0,0538	1,3789	0,5139
M1TJ10	2,28E-04	2,89E+03	640,11	2,42E-05	59,17	40,74	1,20E+05	0,8252	0,0490	1,2487	0,4641
M1TJ20	2,13E-04	2,70E+03	577,25	2,25E-05	55,50	38,12	1,10E+05	0,7678	0,0463	1,1501	0,4234
M1TJ30	1,95E-04	2,41E+03	507,55	2,01E-05	50,00	34,15	9,75E+04	0,6810	0,0417	1,0219	0,3744
M1TJ40	1,78E-04	2,17E+03	442,11	1,82E-05	45,48	30,90	8,66E+04	0,6099	0,0380	0,9100	0,3301
M2	2,29E-04	2,96E+03	659,92	2,46E-05	60,12	41,58	1,23E+05	0,8480	0,0500	1,2802	0,4771
M2TJ10	2,12E-04	2,69E+03	594,40	2,24E-05	54,96	37,86	1,11E+05	0,7665	0,0456	1,1598	0,4310
M2TJ20	1,98E-04	2,50E+03	536,13	2,09E-05	51,57	35,43	1,02E+05	0,7133	0,0431	1,0685	0,3933
M2TJ30	1,83E-04	2,28E+03	474,94	1,90E-05	47,34	32,39	9,17E+04	0,6468	0,0397	0,9638	0,3519
M2TJ40	1,66E-04	2,01E+03	410,87	1,69E-05	42,28	28,74	8,05E+04	0,5670	0,0354	0,8459	0,3068
CTRL	1,99E-04	2,30E+03	489,51	1,95E-05	48,22	32,18	9,46E+04	0,6364	0,0390	0,9821	0,3603
A10TJ01	2,00E-04	2,26E+03	464,38	1,93E-05	49,43	34,53	9,47E+04	0,6456	0,0428	0,9644	0,3498
A10TJ10	1,91E-04	2,20E+03	454,06	1,86E-05	46,47	31,04	8,93E+04	0,6085	0,0380	0,9299	0,3382
A10TJ30	1,89E-04	2,15E+03	449,28	1,82E-05	45,33	30,10	8,78E+04	0,5909	0,0366	0,9119	0,3328
A20TJ01	2,00E-04	2,21E+03	438,60	1,89E-05	50,41	36,70	9,45E+04	0,6514	0,0464	0,9433	0,3384
A20TJ10	1,81E-04	2,04E+03	413,96	1,73E-05	43,52	29,01	8,26E+04	0,5611	0,0357	0,8578	0,3104
A20TJ30	1,80E-04	2,02E+03	410,98	1,71E-05	42,90	28,36	8,15E+04	0,5527	0,0348	0,8492	0,3075

Para as argamassas de Gonçalves (2005), é possível observar que a substituição parcial do cimento pelos resíduos cerâmicos reciclados diminuiu consideravelmente a intensidade de todos os indicadores de impactos ambientais avaliados. Inclusive, é possível observar ainda que as argamassas com relação a/mc igual a 0,50 foram responsáveis por menores impactos ambientais do que as argamassas com relação a/mc igual a 0,40 em todas as categorias de impacto avaliadas. Isto se justifica pela menor quantidade de materiais sólidos nas misturas com a/mc = 0,50, especialmente o cimento, cujos impactos ambientais são mais significativos.

Observaram-se reduções médias de 7% nas intensidades de todas as categorias de impacto das misturas M2 (relativamente à mistura M1), M2TJ10 (relativamente à M1TJ10), M2TJ20 (relativamente à M1TJ20) e M2TJ40 (relativamente à M1TJ40). Os impactos ambientais calculados para a mistura M2TJ30 foram 6% menores que os impactos calculados para a mistura M1TJ30.

A Figura 6.16 apresenta os resultados do potencial de aquecimento global (GWP100) para 1 m³ de todas as misturas de argamassas de Gonçalves (2005). Pode-se observar que foi possível alcançar reduções de até 38% na emissão de CO₂ equivalente quando 40% do teor de cimento é substituído pelos resíduos cerâmicos reciclados (M1TJ40 e M2TJ40).

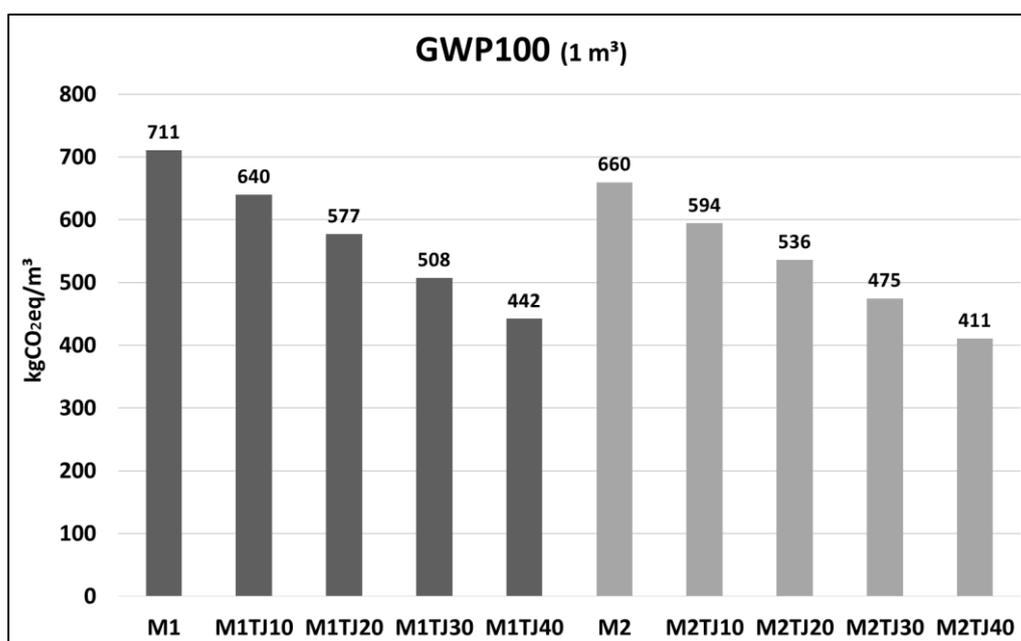


Figura 6.16 - Potencial de aquecimento global de 1 m³ de argamassa de Gonçalves (2005)

A Figura 6.17 permite a comparação dos resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida para todas as categorias de impacto avaliadas das argamassas de Gonçalves (2005). Nesta figura, os resultados das argamassas com resíduos cerâmicos reciclados foram normalizados com relação às respectivas misturas de referência (M1 e M2).

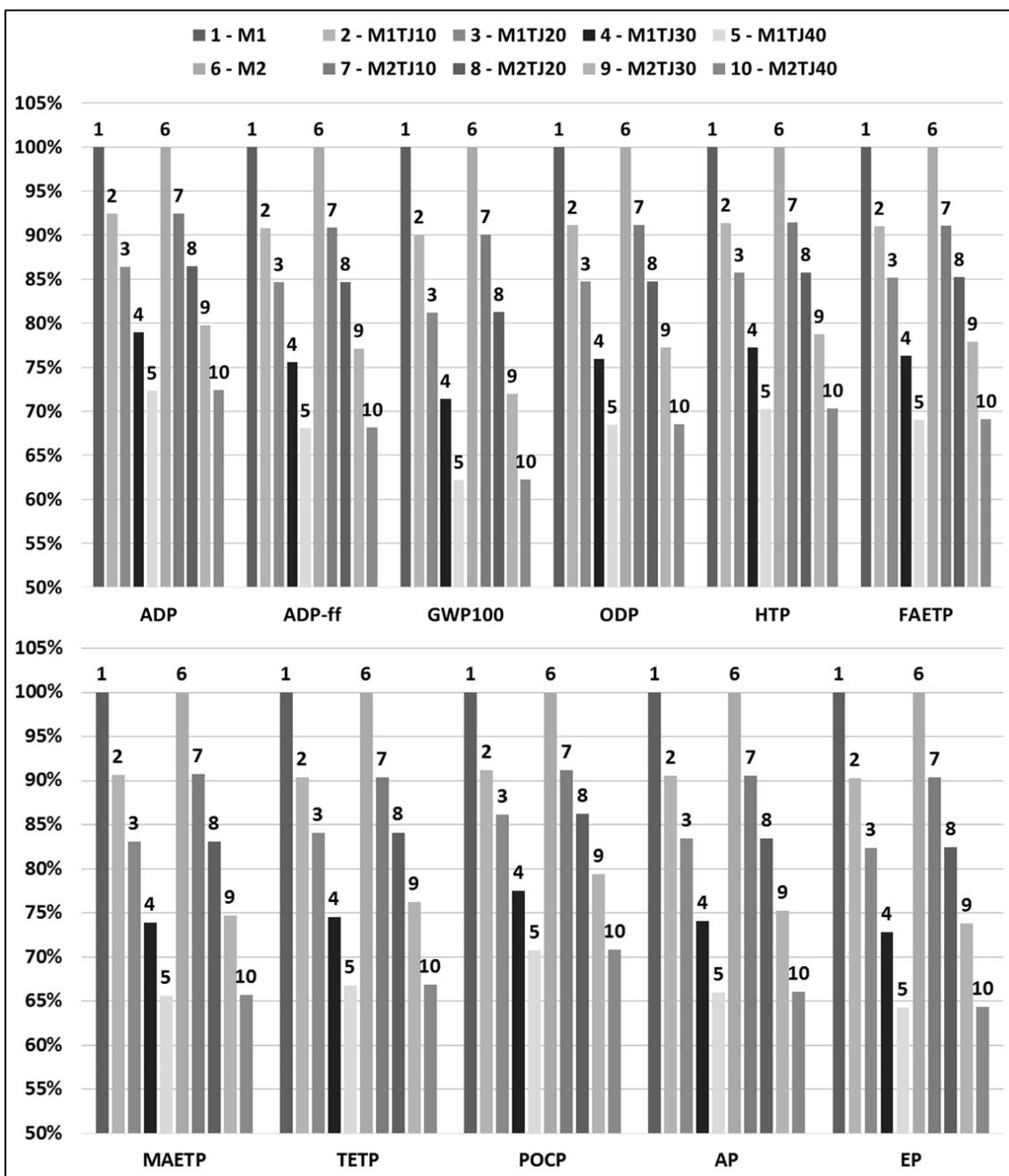


Figura 6.17 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida de 1 m³ das argamassas de Gonçalves (2005) normalizados pelas misturas de referência

A substituição de 10% do teor de cimento por resíduos cerâmicos reciclados representou reduções de 8% do potencial de depleção de recursos abióticos (ADP), a até 10%, para o potencial de aquecimento global (GWP100), ecotoxicidade terrestre (TETP) e de eutrofização (EP). Por sua vez, a substituição de 20% do cimento proporcionou reduções de 14% do ADP, do potencial de toxicidade humana (HTP) e do potencial de oxidação fotoquímica (POCP) a até 19% do GWP100. A substituição de 30% do cimento levou a reduções de 20% do ADP a até 29% do GWP100. Ao substituir 40% do cimento pelo aditivo mineral, houve reduções de 28% do ADP a até 38% do GWP100.

Para as argamassas de Ribas (2014), observou-se que, dependendo da granulometria dos resíduos cerâmicos reciclados, não seria ambientalmente viável, para algumas categorias de impacto, empregar tais resíduos como substituto parcial do cimento. Entretanto, o potencial de aquecimento global (GWP100) dessas misturas indicou que o uso dos resíduos de tijolos seria ambientalmente viável na medida em que se aumenta o teor de substituição do cimento e quanto maior for a granulometria do aditivo mineral (Figura 6.18). Quando, por exemplo, 20% do teor de cimento foi substituído pelo aditivo mineral com 30 μm de diâmetro (A20TJ30), foi possível reduzir as emissões de CO_2 equivalentes em 16% em relação à mistura de referência (CTRL).

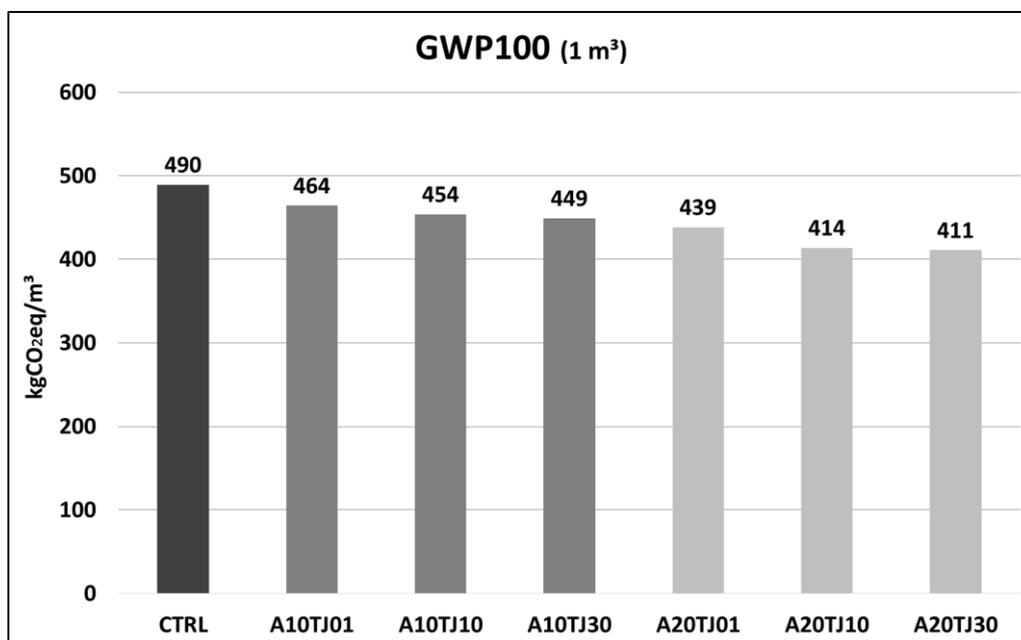


Figura 6.18 - Potencial de aquecimento global de 1 m³ das argamassas de Ribas (2014)

A Figura 6.19 apresenta os resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida para todas as categorias de impacto avaliadas das argamassas de Ribas (2014). Nessa

figura, os resultados das misturas com resíduos cerâmicos reciclados foram normalizados com relação aos resultados da mistura de referência (CTRL).

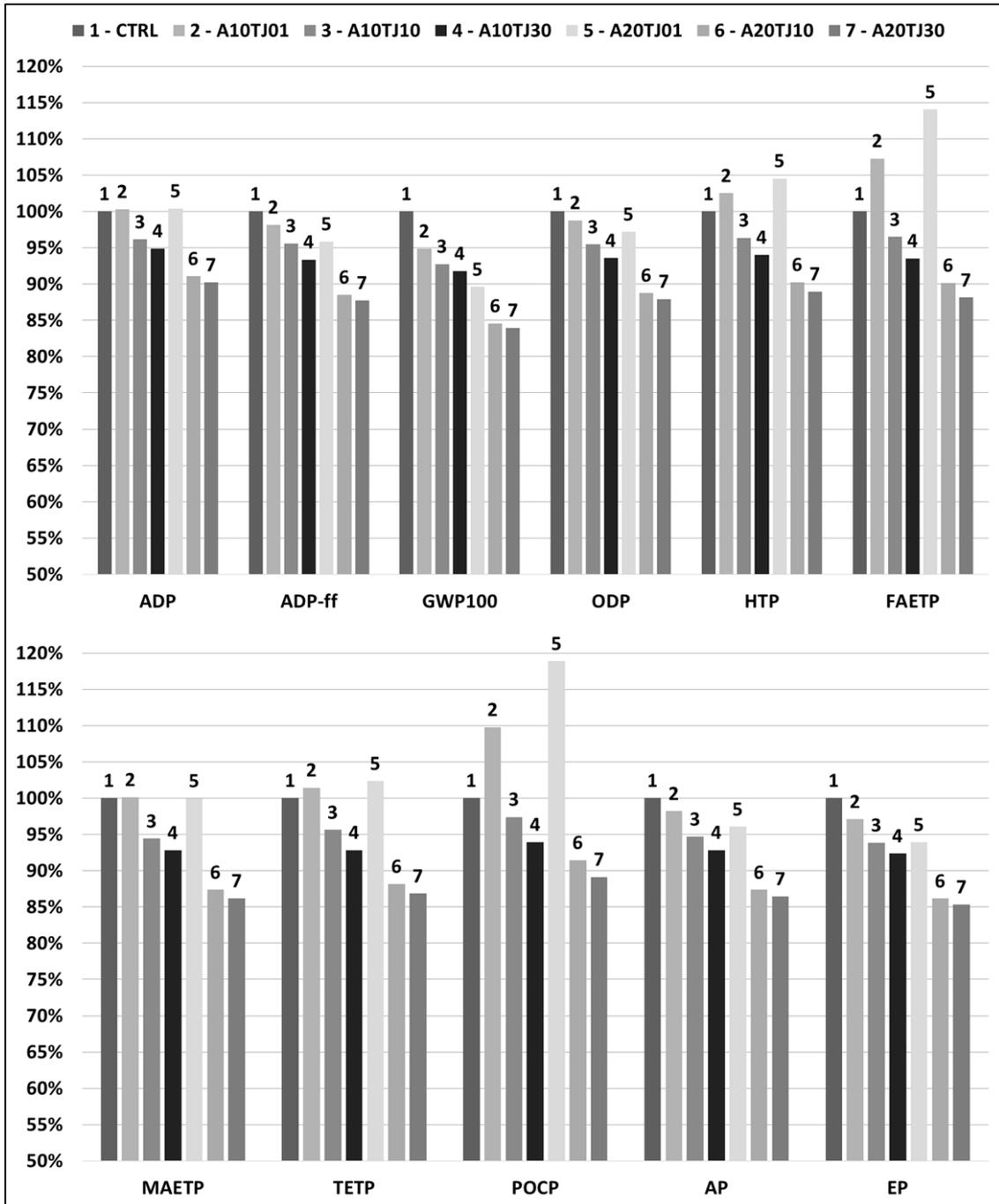


Figura 6.19 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida de 1 m³ das argamassas de Ribas (2014) normalizados pela mistura de referência

Como já mencionado, os resultados indicaram que a substituição parcial do cimento por aditivo mineral (1 μ m) não necessariamente acarretou uma redução na intensidade dos indicadores de impacto calculados. Essas misturas apresentaram maior impacto ambiental, em comparação à mistura de referência, nas categorias potencial de

toxicidade humana (HTP), ecotoxicidade de águas doces (FAETP), ecotoxicidade terrestre (TETP), e oxidação fotoquímica (ODP).

Ainda para os aditivos minerais (1 μm), os potenciais de depleção de recursos abióticos (ADP) e de ecotoxicidade marinha (MAETP) não apresentaram alteração significativa entre as misturas de referência e as substituições de 10% e 20% do teor de cimento. Os demais indicadores de impacto apresentaram reduções de intensidade de 1% do ODP, para 10% de substituição do cimento, a até 10% do GWP100, para 20% de substituição do cimento.

Para as argamassas com substituição de 10% do cimento por aditivo mineral (10 μm), foram observadas reduções na intensidade dos indicadores de impacto de 3% (POCP) a 7% (GWP100). Quando a substituição do teor de cimento é de 20%, as reduções dos impactos vão de 5% (ADP) a 8% (GWP100 e EP).

As argamassas que tiveram 10% do cimento substituído por aditivo mineral (30 μm) apresentaram reduções nos indicadores de impacto de 5% (ADP) a 8% (GWP100 e EP). As substituições de 20%, por sua vez, propiciaram reduções de 10% (ADP) a 16% (GWP100).

6.2.3 Avaliação dos concretos

Uma vez que as dosagens realizadas por Amario (2015) levaram em conta a produção de 1 m^3 de concreto, os resultados obtidos na avaliação de impactos ambientais inicial têm como unidade de referência este mesmo volume. A Tabela 6.5 apresenta esses valores.

Tabela 6.5 - Avaliação de impactos do ciclo de vida de 1 m³ de concreto

Mistura	ADP	ADP-ff	GWP100	ODP	HTP	FAETP	MAETP	TETP	POCP	AP	EP
	kg de xx equivalente/m ³ de concreto (exceto para ADP-ff, cuja unidade é MJ/m ³ de concreto)										
	<i>Sb</i>	<i>MJ</i>	<i>CO₂</i>	<i>CFC-11</i>	<i>1,4-DB</i>				<i>C₂H₄</i>	<i>SO₂</i>	<i>PO₄³⁻</i>
C25REF	2,00E-04	1,47E+03	272,55	1,27E-05	34,14	21,88	6,50E+04	0,3762	0,0262	0,6204	0,2264
C25T20	1,88E-04	1,50E+03	273,76	1,28E-05	34,22	21,84	6,35E+04	0,3856	0,0264	0,6215	0,2245
C25T39	1,75E-04	1,48E+03	272,91	1,27E-05	33,53	21,25	6,13E+04	0,3826	0,0259	0,6109	0,2196
C25T60	1,63E-04	1,50E+03	280,67	1,29E-05	33,46	21,13	6,04E+04	0,3908	0,0258	0,6153	0,2204
C45REF	2,25E-04	1,93E+03	383,07	1,64E-05	42,89	28,34	8,38E+04	0,5178	0,0339	0,8233	0,3034
C45T22	2,01E-04	1,95E+03	384,72	1,65E-05	42,46	28,06	8,10E+04	0,5305	0,0341	0,8208	0,2991
C45T40	1,97E-04	1,94E+03	379,49	1,64E-05	42,15	27,63	7,94E+04	0,5236	0,0336	0,8098	0,2941
C45T60	1,90E-04	2,00E+03	391,58	1,69E-05	43,03	28,21	8,00E+04	0,5451	0,0346	0,8304	0,3001
C65REF	2,63E-04	2,70E+03	563,40	2,25E-05	57,33	39,08	1,15E+05	0,7550	0,0469	1,1576	0,4295
C65T09	2,41E-04	2,55E+03	518,36	2,12E-05	54,01	36,55	1,05E+05	0,7095	0,0443	1,0786	0,3962
C65T20	2,38E-04	2,58E+03	526,68	2,15E-05	54,44	36,84	1,06E+05	0,7198	0,0447	1,0906	0,4003
C65T40	2,29E-04	2,57E+03	527,15	2,14E-05	54,07	36,50	1,05E+05	0,7191	0,0444	1,0853	0,3977
C65T60	2,25E-04	2,64E+03	545,30	2,20E-05	55,12	37,23	1,06E+05	0,7418	0,0454	1,1131	0,4076

Observou-se que, no que diz respeito ao potencial de aquecimento global (GWP100), quanto maior a classe de resistência das misturas de concreto, maiores foram as emissões de CO₂ equivalente associadas (Figura 6.20). A mistura de referência de 45 MPa (C45REF), por exemplo, foi responsável por emissões 41% maiores que a mistura de referência de 25 MPa (C25REF), enquanto as emissões da mistura de referência de 65 MPa (C65REF) foram 107% maiores que a de 25 MPa. O teor de cimento das misturas C45REF e C65REF em relação à mistura C25REF foram, respectivamente, 46% e 121%, o que justifica o aumento das emissões referentes às misturas de maior classe de resistência.

As misturas com agregados reciclados de cada classe de resistência acompanharam a tendência de emissões de sua respectiva mistura de referência. A mistura com 9% de agregados reciclados (C65T09) apresentou emissões de CO₂ equivalente 8% menores que a referência (C65REF). As misturas com 20% de agregados reciclados tiveram emissões equivalentes à referência para as classes de 25 MPa e 45 MPa, entretanto, para a classe de 65 MPa, houve redução de 7% das emissões em relação à referência. Para as misturas com 40% de agregados reciclados, este comportamento relativo foi similar com redução de 6% nas emissões de C65T40 em relação a C65REF. As misturas com 60% de agregados reciclados apresentaram aumento de 3% e 2%, em relação à referência, para as classes de 25 MPa e 45 MPa, respectivamente. Para a classe de 65 MPa, houve redução de 3% das emissões em relação à referência.

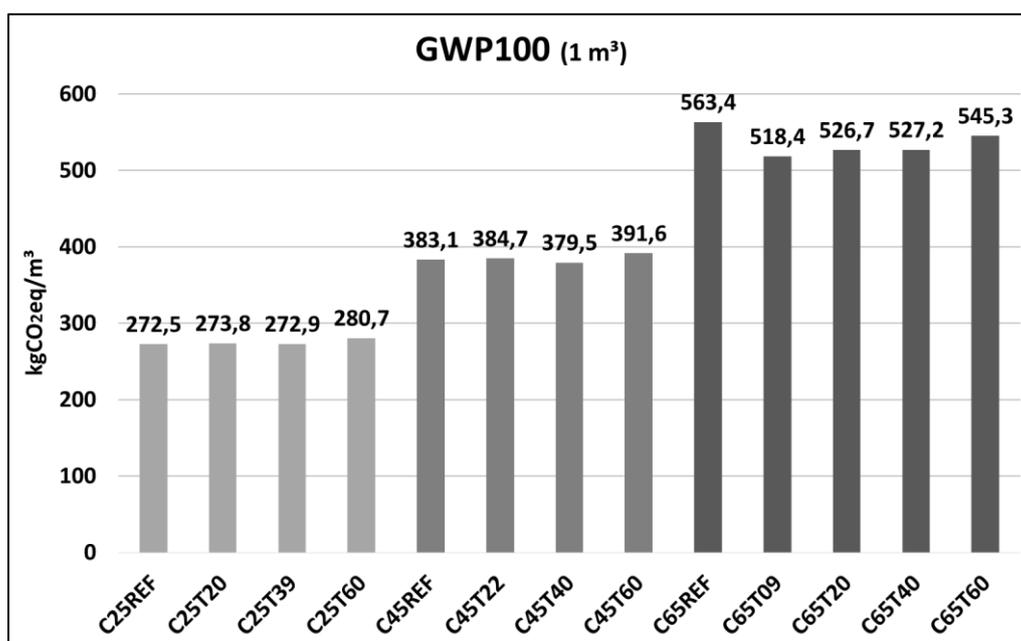


Figura 6.20 - Potencial de aquecimento global de 1 m³ de concreto de Amario (2015)

A Figura 6.21 apresenta os resultados da avaliação de impactos ambientais inicial dos concretos com agregados reciclados onde a intensidade dos impactos desses concretos foi normalizada pela intensidade dos impactos dos respectivos concretos de referência (C25REF, C45REF e C65REF).

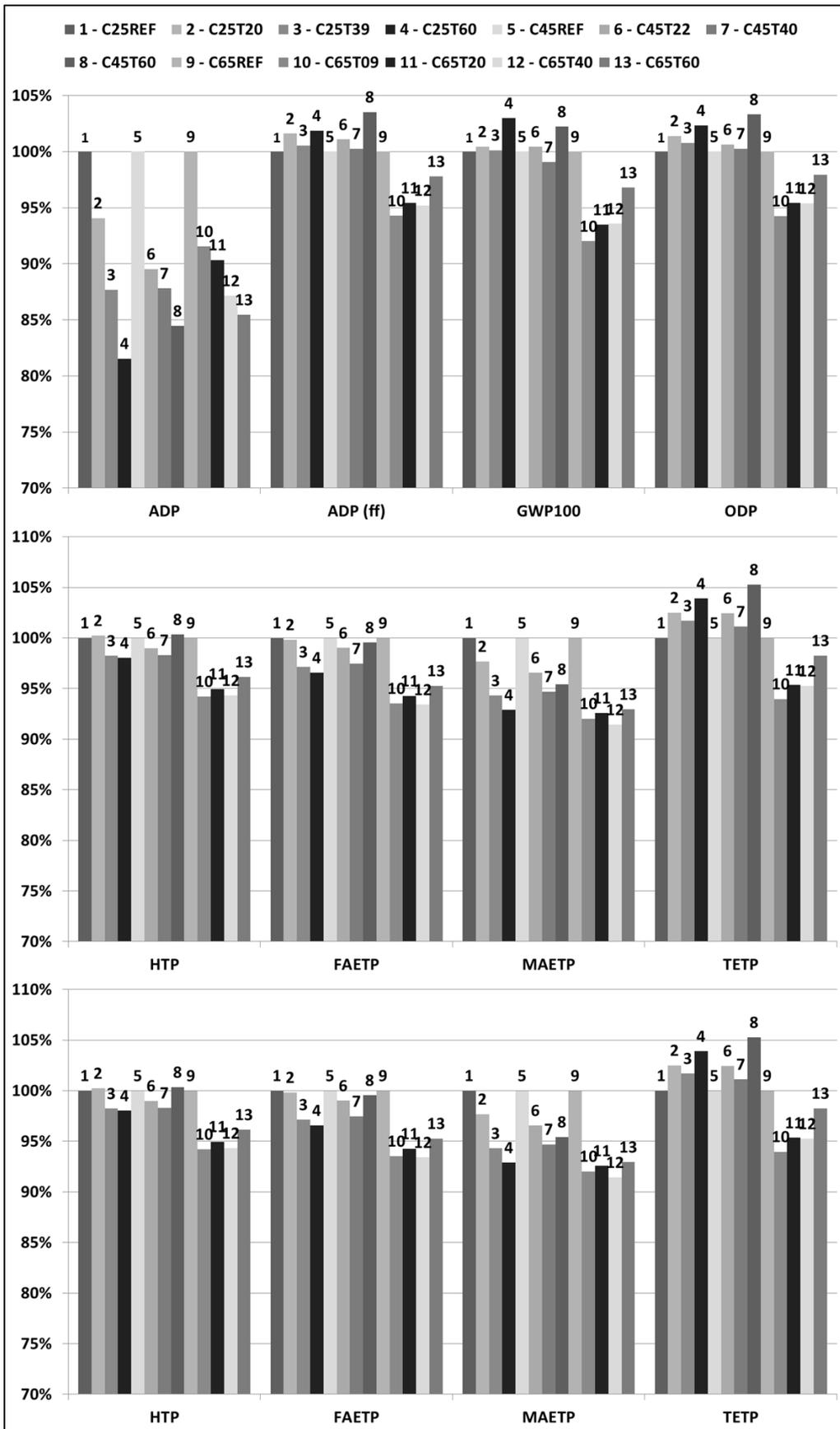


Figura 6.21 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida de 1 m³ dos concretos de Amario (2015) normalizados pelas misturas de referência

Para os concretos com agregados reciclados e classe de resistência de 25 MPa, observaram-se reduções em relação à mistura de referência (C25REF) no potencial de depleção de recursos abióticos (ADP) de 6% (C25T20), 12% (C25T39) e 18% (C25T60). Nas demais categorias de impacto, a variação dos impactos calculados para essas misturas com relação à referência foram menos significativas (de 1% a até 7%), em algumas ocasiões apontando para benefícios no uso de agregados reciclados (MAETP e EP, por exemplo) e em outras apontando desvantagens frente ao agregado natural (ADP-ff, GWP100, ODP e TETP). O potencial de aquecimento global (GWP100) foi praticamente o mesmo em todas as misturas, com exceção da mistura C25T60, que apresentou potencial apenas 3% maior em relação às demais.

Os concretos com agregados reciclados da classe de resistência de 45 MPa, quando comparados ao concreto referência (C45REF), apresentaram reduções na categoria ADP de 10% (C45T22), 12% (C45T40) e 16% (C45T60). O desempenho destes concretos frente ao concreto convencional nas demais categorias também não foi significativo, como ocorreu com os concretos de 25 MPa. Os impactos dos concretos com agregados reciclados em relação aos do concreto referência foram reduzidos em até 5% (C45T40 e C45T60) no potencial de ecotoxicidade marinha (MAETP), mas também foram aumentados em até 5% (C45T60) no potencial de ecotoxicidade terrestre (TETP). No que diz respeito ao potencial de aquecimento global (GWP100), a mistura C45T60 apresentou a maior variação, sendo 2% maior que a referência.

Em contraposição aos concretos de 25 MPa e 45 MPa, as misturas com agregados reciclados de 65 MPa apresentaram vantagens ambientais para todas as categorias de impacto avaliadas assim como para todas as frações de substituição do agregado natural, em relação à mistura de referência (C65REF). Os indicadores ambientais da mistura C65T09 foram inferiores aos da mistura de referência de 5% a até 8%, dependendo da categoria de impacto avaliada. Para a mistura C65T20, as reduções dos indicadores de impactos em relação à referência variaram de 5% a 10%. A mistura C65T40 apresentou desempenho ambiental superior à referência de 5% a até 13%. A mistura C65T60 apresentou redução nos indicadores ambientais de 2% a 15%. A redução do potencial de aquecimento global (GWP100) foi progressivamente menor (8%, 7%, 6% e 3%) para as misturas com 9%, 20%, 40% e 60% de agregados reciclados, respectivamente.

6.3 Avaliação de impactos do ciclo de vida normalizada pelo desempenho mecânico

Os resultados apresentados anteriormente para 1 m³ de argamassa e concreto foram normalizados pelo indicador de desempenho mecânico adotado, a resistência à compressão aos 28 dias de cura. Dessa forma, o resultado obtido expressa o impacto ambiental da quantidade de argamassa ou concreto que desenvolve 1 MPa de resistência à compressão.

Os resultados apresentados na Tabela 6.4 para as argamassas e na Tabela 6.5 para os concretos foram divididos pelas respectivas resistências à compressão de cada mistura apresentadas na Tabela 6.6.

Tabela 6.6 - Resistência à compressão aos 28 dias das misturas de argamassa e concreto avaliadas

Argamassa	fc₂₈ (MPa)	Concreto	fc₂₈ (MPa)
M1	55,09	C25REF	25,00
M1TJ10	55,19	C25T20	25,23
M1TJ20	56,76	C25T39	25,43
M1TJ30	49,41	C25T60	23,45
M1TJ40	47,7	C45REF	45,00
M2	40,92	C45T22	45,78
M2TJ10	39,77	C45T40	45,98
M2TJ20	38,09	C45T60	46,90
M2TJ30	32,97	C65REF	65,00
M2TJ40	26,50	C65T09	68,08
CTRL	40,65	C65T20	63,88
A10TJ01	40,98	C65T40	62,53
A10TJ10	37,77	C65T60	62,35
A10TJ30	34,24		
A20TJ01	48,25		
A20TJ10	36,12		
A20TJ30	34,91		

A Figura 6.22 apresenta os resultados das argamassas de Gonçalves (2005), nos quais os resultados das argamassas com resíduos de tijolos foram normalizados em relação aos resultados das misturas de referência, M1 e M2.

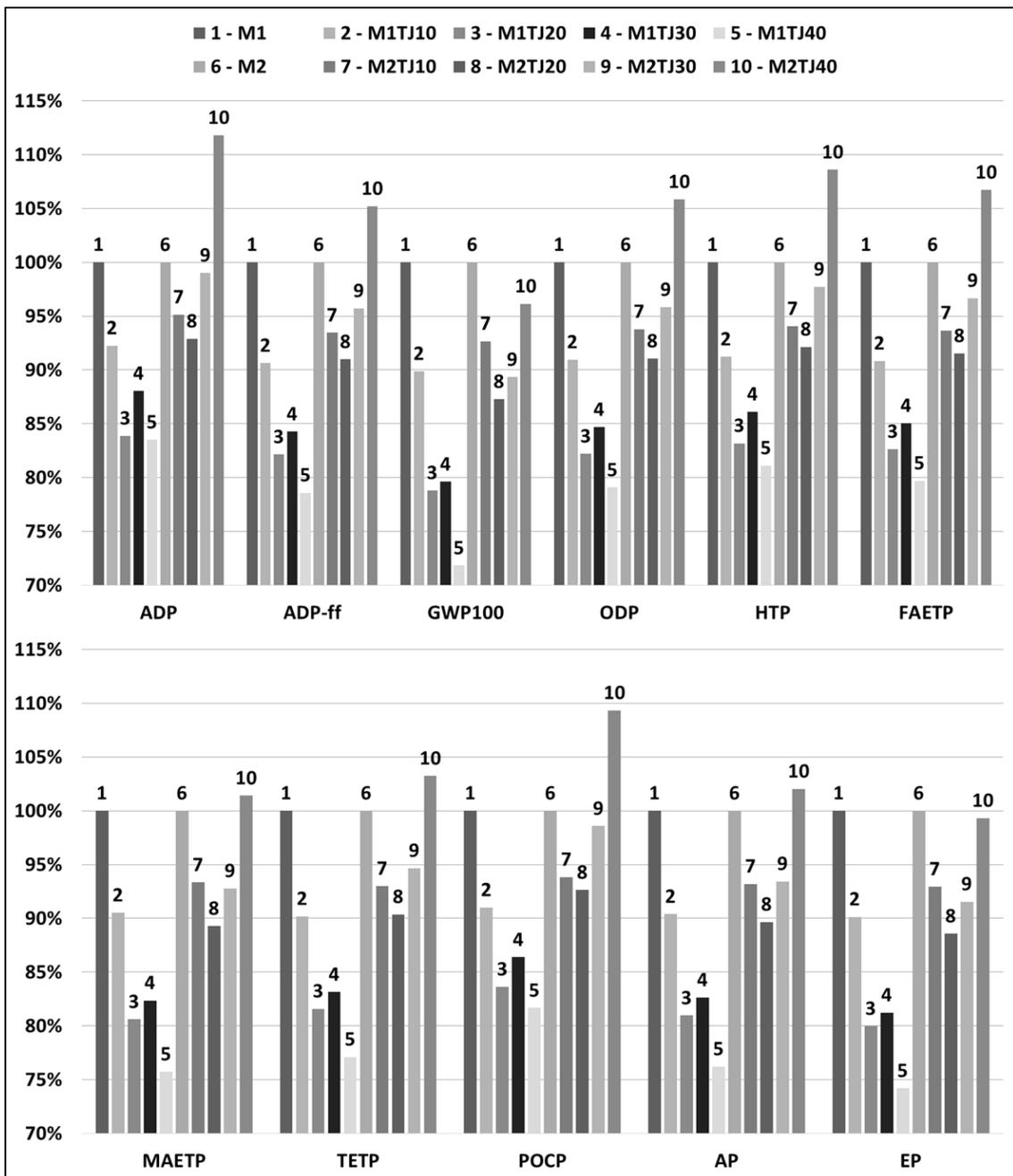


Figura 6.22 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida das argamassas de Gonçalves (2005) com 1 MPa de resistência à compressão normalizados pelas misturas de referência

É possível observar que, diferentemente do que se verificou para 1 m³ de argamassa, quando normalizados pela resistência à compressão aos 28 dias, os resultados dos indicadores ambientais não são necessariamente melhores quando se aumenta teor de substituição do cimento. Para as misturas com relação a/mc igual a 0,40, de fato, a substituição de 40% do cimento por resíduos cerâmicos reciclados (M1TJ40) proporcionou menores impactos que a mistura de referência (M1) em todas

as categorias avaliadas. O potencial de aquecimento global (GWP100) daquela mistura (M1TJ40), por exemplo, foi reduzido em 28% com relação à mistura de referência (M1).

Entretanto, o mesmo não se verificou para as misturas com relação a/mc igual a 0,50. Dentre estas misturas, aquela que apresentou menores potenciais de impacto em relação à referência (M2), em todas as categorias avaliadas, foi a mistura com 20% de substituição do cimento pelos resíduos cerâmicos reciclados (M2TJ20). Além disso, a mistura com 40% de substituição do cimento (M2TJ40) apresentou maior potencial de impacto que a referência em todas as categorias, exceto GWP100 e EP. Na categoria ADP, esta mistura respondeu por um impacto 12% maior que a mistura de referência (M2).

Comparando-se os potenciais de aquecimento global de 1 MPa de cada mistura em valores absolutos, ficou evidente que, para todas as categorias de impacto avaliadas, as misturas com relação a/mc igual a 0,40 apresentaram menores potenciais de impacto ambiental que as misturas com a/mc igual a 0,50. Por exemplo, a Figura 6.23 apresenta o potencial de aquecimento global (GWP100) por 1 MPa de resistência à compressão de cada mistura de argamassa. A mistura M2 apresentou, para esta categoria, potencial 25% maior que o da mistura M1. A mistura M2TJ10 teve um potencial 29% maior que sua equivalente M1TJ10, a mistura M2TJ20 foi 38% mais impactante que a M1TJ20, enquanto as misturas M2TJ30 e M2TJ40 foram mais impactantes que suas equivalentes (M1TJ30 e M1TJ40) em 40% e 67%, respectivamente.

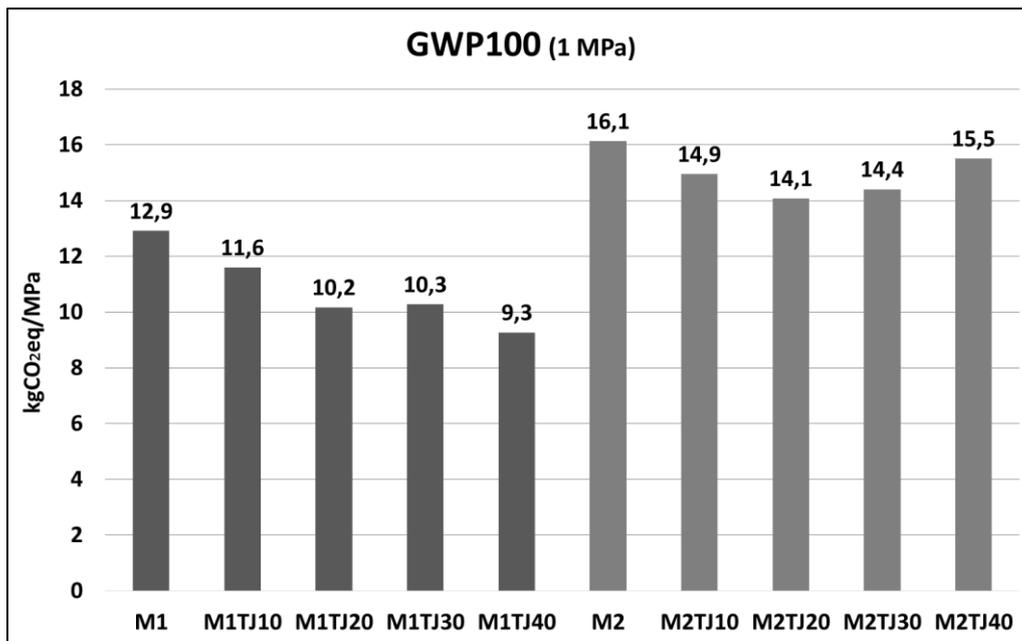


Figura 6.23 - Potencial de aquecimento global das argamassas de Gonçalves (2005) com 1 MPa de resistência à compressão

Embora tenham maior quantidade de cimento, as misturas com relação a/mc igual a 0,40 apresentam melhor desempenho mecânico que aquelas com relação a/mc igual a 0,50. De fato, o ganho de desempenho mecânico proporcionado pela quantidade extra de cimento foi mais significativo que o aumento dos impactos ambientais devido a esta mesma fração extra de cimento.

A Figura 6.24 apresenta os resultados das argamassas de Ribas (2014), nos quais os resultados das argamassas com resíduos cerâmicos reciclados também foram normalizados pelos resultados da mistura de referência (CTRL).

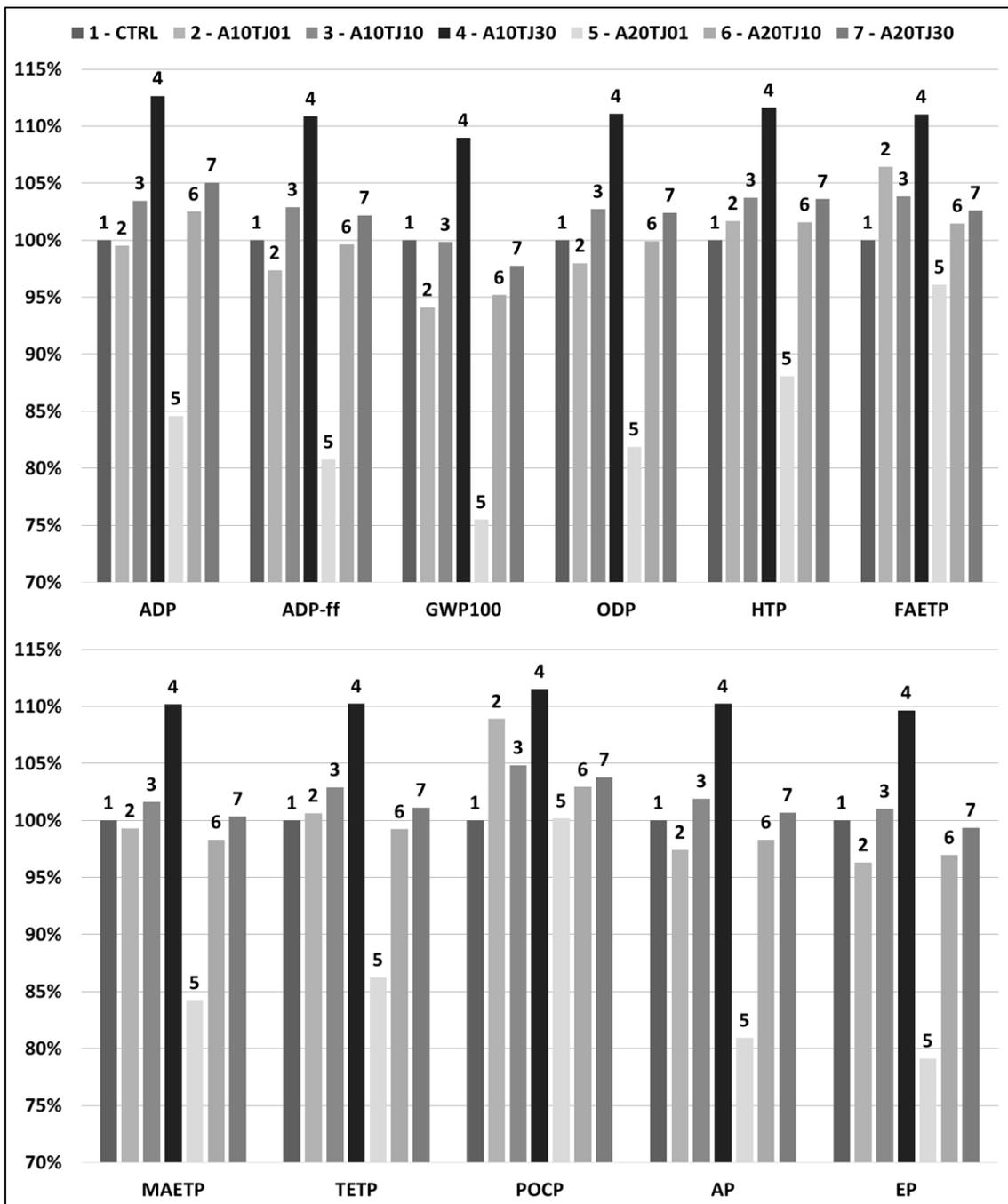


Figura 6.24 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida das argamassas de Ribas (2014) com 1 MPa de resistência à compressão normalizados pela mistura de referência

A partir desta figura, é possível observar que, dentre as misturas de argamassa avaliadas, aquela que apresentou o melhor desempenho ambiental foi a mistura A20TJ01, com 20% do cimento substituído por resíduos cerâmicos de 1 µm. Esta mistura alcançou reduções nos impactos ambientais de até 25% (GWP100) em comparação com a mistura de referência (CTRL). Em contrapartida, a mistura A10TJ30, com 10% do cimento substituído por resíduos cerâmicos de 30 µm de diâmetro,

apresentou os piores desempenhos em todas as categorias de impacto avaliadas. Foi registrado aumento no potencial de impacto desta mistura em até 13% (ADP) em comparação com a mistura de referência.

A Figura 6.25 apresenta, em valores absolutos, os potenciais de aquecimento global (GWP100) normalizados pela resistência à compressão de cada mistura de argamassa.

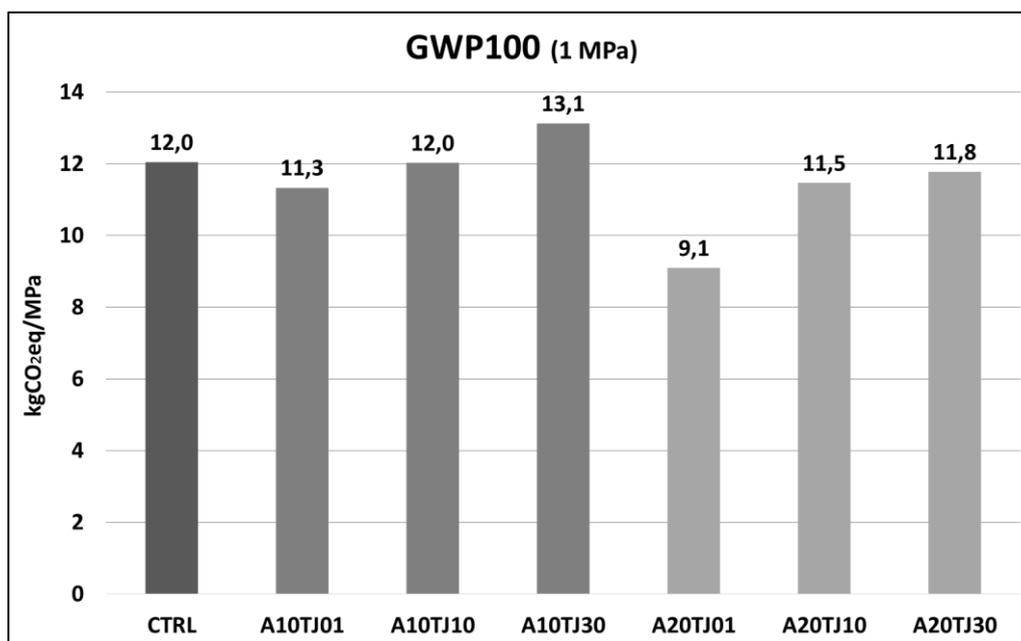


Figura 6.25 - Potencial de aquecimento global das argamassas de Ribas (2014) com 1 MPa de resistência à compressão

Como é possível observar, quanto menor o diâmetro médio dos resíduos cerâmicos reciclados, menor foi o potencial de aquecimento global da argamassa por unidade de desempenho mecânico. Com o aumento do teor de substituição do cimento, de 10% para 20%, o potencial de aquecimento global também foi reduzido. A mistura A20TJ01, por exemplo, apresentou o menor valor para o GWP100, 25% menor que o valor encontrado para a mistura de referência (CTRL), enquanto a mistura A10TJ30 apresentou o maior valor de GWP100, 9% maior que a mistura CTRL.

A Figura 6.26 apresenta os resultados para os concretos de Amario (2015), onde os valores para os concretos com agregados reciclados, calculados para cada categoria de impacto, foram normalizados com relação aos resultados relativos às misturas de referência de sua respectiva classe de resistência, C25REF, C45REF e C65REF.

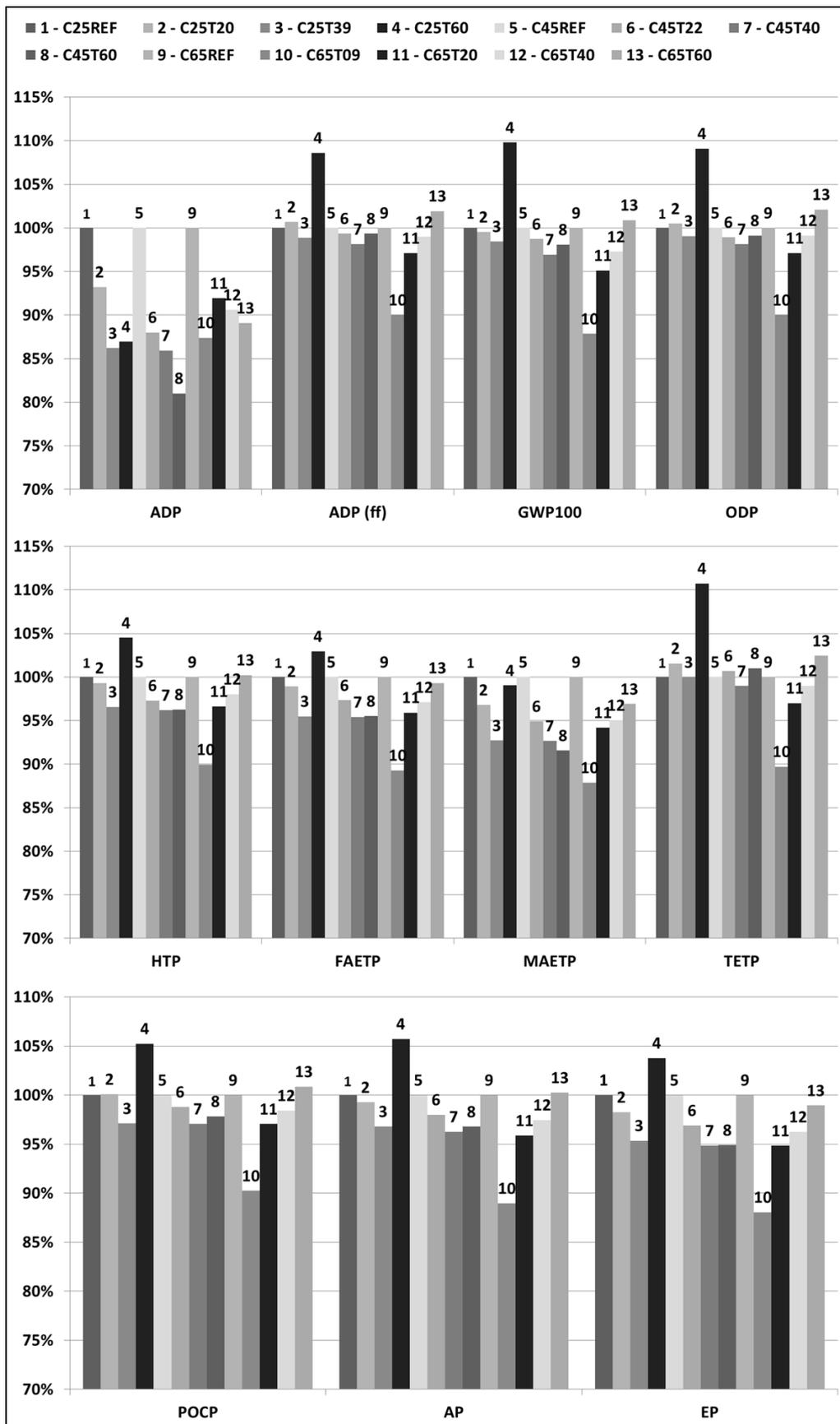


Figura 6.26 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida dos concretos com 1 MPa de resistência à compressão normalizados pelas misturas de referência

É possível observar que, quando se avaliaram os impactos ambientais de cada mistura de concreto por unidade de desempenho mecânico (1 MPa), o desempenho ambiental dos concretos com agregados reciclados avaliados foi geralmente igual ou ligeiramente superior à mistura de referência de sua respectiva classe de resistência. A categoria ADP, entretanto, apresentou padrão diferente das demais categorias de impacto.

A mistura C65T09, entretanto, apresentou o melhor desempenho ambiental com redução dos diferentes indicadores ambientais em 11% em relação à mistura de referência C65REF. A Figura 6.27 apresenta os valores absolutos encontrados para o potencial de aquecimento global (GWP100) das misturas de concreto.

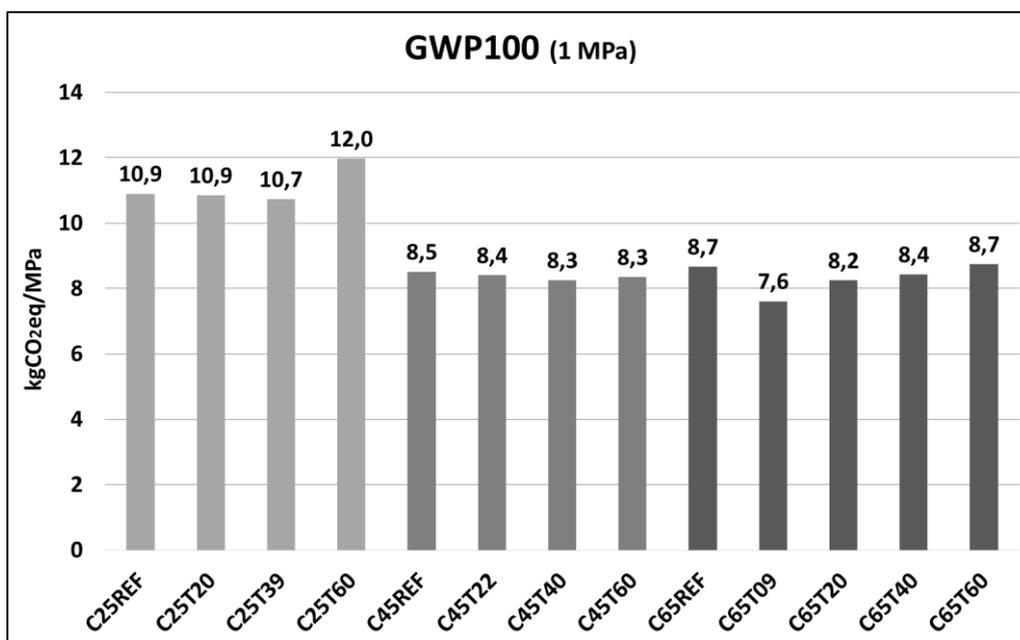


Figura 6.27 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 1 MPa de resistência à compressão

Verifica-se que as misturas da classe de resistência de 25 MPa apresentaram maiores potenciais de impacto que as misturas das classes de resistência de 45 MPa e 65 MPa. A mistura C25T60 apresentou o maior potencial de aquecimento global entre todas as misturas, sendo este 10% maior que o potencial da mistura de referência (C25REF).

As misturas das classes 45 MPa e 65 MPa tiveram desempenhos similares e o emprego de agregados reciclados foi apenas ligeiramente benéfico no que diz respeito à emissão de gases de efeito estufa. A mistura C65T09 foi a que apresentou menor potencial de aquecimento global entre todas as misturas avaliadas, sendo 12% inferior

à mistura de referência de sua classe (C65REF). Os resultados refletem, portanto, a baixa influência dos agregados reciclados na intensidade dos indicadores de impacto avaliados, além do fato de que as resistências à compressão desenvolvidas pelas diferentes misturas de uma mesma classe de resistência foram muito próximas.

6.4 Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) normalizada pela UF de projeto

A unidade funcional de desempenho proposta no escopo deste estudo foi “o volume, em m³, de argamassa/concreto necessário para o desenvolvimento de um (01) MPa de resistência à compressão aos 28 dias e um (01) ano de vida útil”. Na composição desta unidade funcional, foram consideradas a resistência à compressão aos 28 dias, em MPa, e o tempo estimado de vida útil de uma estrutura com 7,5 cm de camada de passivação exposta a condições brandas de íons cloreto ($C_s=0,9\%$).

Avaliação das argamassas

A Tabela 6.7 apresenta os valores dos parâmetros utilizados para o cálculo da unidade funcional de cada mistura de argamassa. Gonçalves (2005) realizou os ensaios de íons cloreto apenas para as misturas M2, M2TJ10 e M2TJ20, enquanto Ribas (2014) realizou este ensaio para todas as suas misturas. Considerou-se 0,4% a concentração crítica de íons cloreto deflagradora do processo de despassivação da armadura.

Tabela 6.7 - Parâmetros de resistência e durabilidade e unidades funcionais das argamassas deste estudo

Misturas	f_{c28} (MPa)	Carga passante (Coulombs)	D_{ap} (cm ² /ano)	t (anos)	UF (MPa.ano) ⁻¹
M2	40,92 ^a	13.486 ^a	9,57	4,7	5,21E-03
M2TJ10	39,77 ^a	8.460 ^a	6,47	6,9	3,62E-03
M2TJ20	38,09 ^a	2.110 ^a	2,01	22,3	1,18E-03
CTRL	40,65 ^b	19.820 ^b	13,22	3,4	7,26E-03
A10TJ01	40,98 ^b	13.790 ^b	9,75	4,6	5,30E-03
A10TJ10	37,77 ^b	14.800 ^b	10,34	4,3	6,10E-03
A10TJ30	34,24 ^b	15.870 ^b	10,97	4,1	7,14E-03
A20TJ01	48,25 ^b	4.640 ^b	3,90	11,5	1,80E-03
A20TJ10	36,12 ^b	1.440 ^b	1,46	30,7	9,02E-04
A20TJ30	34,91 ^b	5.160 ^b	4,27	10,5	2,73E-03

a = Gonçalves (2005); b = Ribas (2014)

Desta forma, o resultado final da AICV é obtido através da multiplicação dos resultados da avaliação de impactos ambientais inicial das argamassas (Tabela 6.4) pela unidade funcional de cada mistura.

A Figura 6.28 apresenta os resultados do indicador de potencial de aquecimento global (GWP100) das misturas de argamassa.

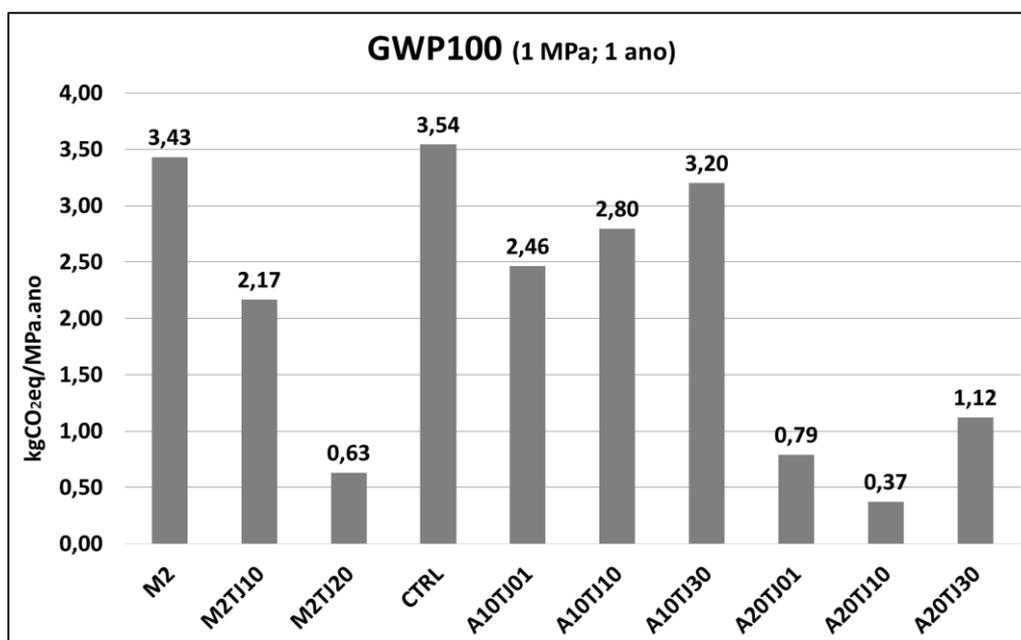


Figura 6.28 - Potencial de aquecimento global das argamassas com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil

É possível observar que as maiores emissões foram relativas às misturas de referência, M2 e CTRL. Para as misturas de Gonçalves (2005), a substituição de 10% e 20% do cimento por resíduos cerâmicos reciclados levou a reduções de 37% e 82%, respectivamente, nas emissões de CO₂ equivalentes. Para as misturas de Ribas (2014), o emprego de 10% e 20% de resíduos de tijolos reciclados com 1 µm de diâmetro proporcionou reduções de 30% e 78%, respectivamente, nas emissões de CO₂eq. Quando o diâmetro dos resíduos cerâmicos foi de 10 µm, o emprego de 10% e 20% destes resíduos acarretou reduções de 21% e 89% das emissões de CO₂eq, respectivamente. Por fim, quando utilizados resíduos cerâmicos da ordem de 30 µm, foram identificadas reduções de 10% e 68% das emissões de CO₂eq, para 10% e 20% de substituição, respectivamente.

Os resultados da AICV das argamassas para a unidade funcional de desempenho estão apresentados na Tabela 6.8.

Tabela 6.8 - Avaliação de impacto do ciclo de vida de argamassas com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil

Misturas	ADP	ADP-ff	GWP100	ODP	HTP	FAETP	MAETP	TETP	POCP	AP	EP
	kg de xx equivalente/MPa.ano (exceto para ADP-ff, cuja unidade é MJ/MPa.ano)										
	<i>Sb</i>	<i>MJ</i>	<i>CO₂</i>	<i>CFC-11</i>	<i>1,4-DB</i>				<i>C₂H₄</i>	<i>SO₂</i>	<i>PO₄³⁻</i>
M2	1,19E-06	15,40	3,44	1,28E-07	0,31	0,22	638,82	4,42E-03	2,60E-04	6,67E-03	2,49E-03
M2TJ10	7,66E-07	9,72	2,15	8,13E-08	0,20	0,14	402,64	2,77E-03	1,65E-04	4,20E-03	1,56E-03
M2TJ20	2,34E-07	2,95	0,63	2,46E-08	0,06	0,04	120,24	8,42E-04	5,08E-05	1,26E-03	4,64E-04
CTRL	1,45E-06	16,71	3,55	1,41E-07	0,35	0,23	686,48	4,62E-03	2,83E-04	7,13E-03	2,62E-03
A10TJ01	1,06E-06	11,97	2,46	1,02E-07	0,26	0,18	501,71	3,42E-03	2,27E-04	5,11E-03	1,85E-03
A10TJ10	1,17E-06	13,42	2,77	1,13E-07	0,28	0,19	544,51	3,71E-03	2,32E-04	5,67E-03	2,06E-03
A10TJ30	1,35E-06	15,34	3,21	1,30E-07	0,32	0,21	626,55	4,22E-03	2,62E-04	6,51E-03	2,38E-03
A20TJ01	3,60E-07	3,97	0,79	3,41E-08	0,09	0,07	170,14	1,17E-03	8,35E-05	1,70E-03	6,09E-04
A20TJ10	1,64E-07	1,84	0,37	1,56E-08	0,04	0,03	74,50	5,06E-04	3,22E-05	7,74E-04	2,80E-04
A20TJ30	4,91E-07	5,51	1,12	4,68E-08	0,12	0,08	222,46	1,51E-03	9,49E-05	2,32E-03	8,39E-04

A Figura 6.29 representa os resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida das misturas com substituição parcial do cimento por resíduos cerâmicos reciclados normalizados pelos resultados de suas respectivas misturas de referência (M2 e CTRL).

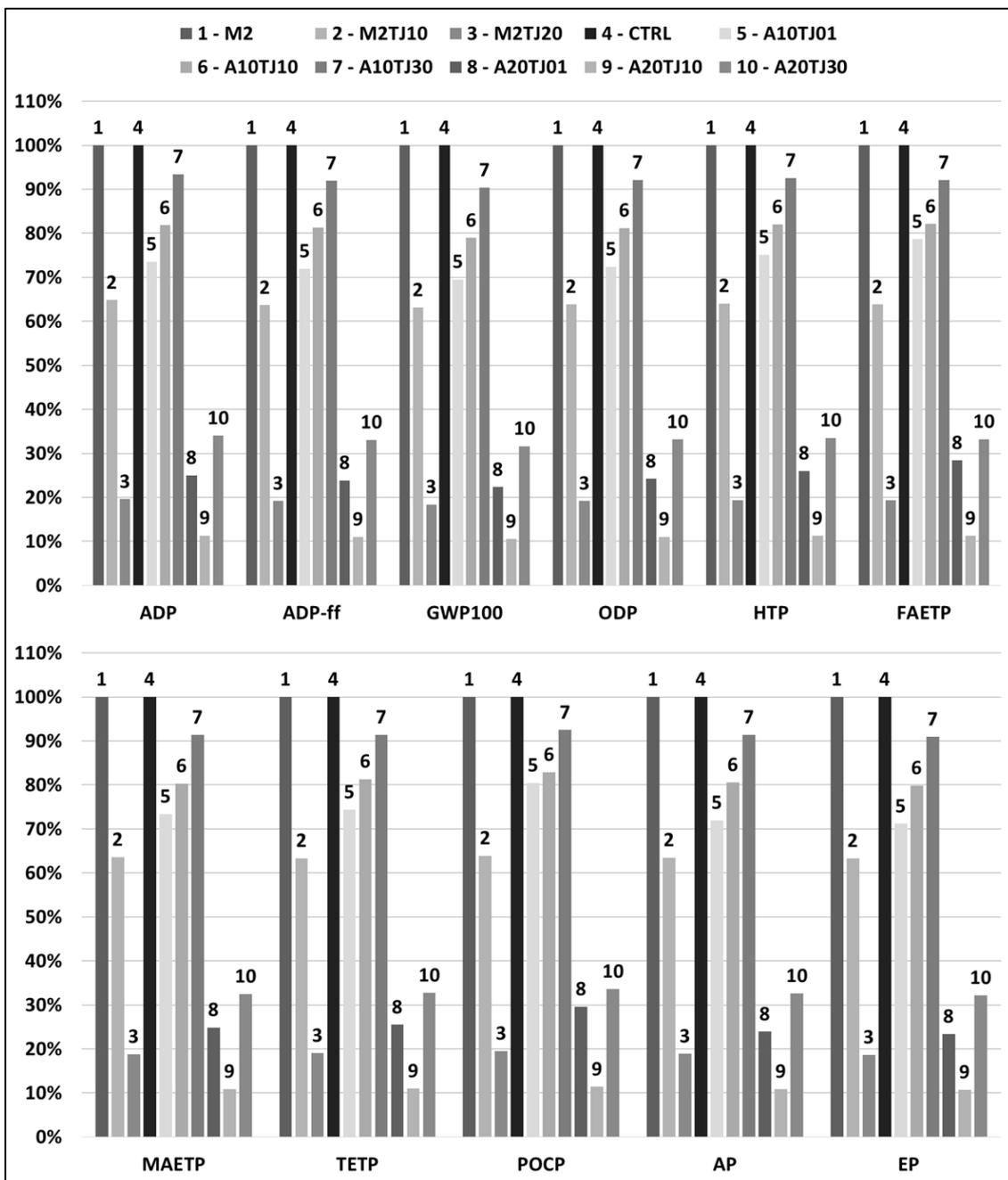


Figura 6.29 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida das argamassas com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil normalizados pelas misturas de referência

Quando os indicadores de desempenho (resistência e durabilidade) foram considerados na composição da unidade funcional do sistema de produção de

argamassas, observou-se ganhos ambientais para todas as misturas com resíduos cerâmicos reciclados em todas as categorias de impacto avaliadas.

As misturas M2TJ10 e M2TJ20 de Gonçalves (2005) apresentaram, para todas as categorias de impacto, intensidade média 36% e 81% menor que a mistura de referência (M2), respectivamente.

Entre as misturas de Ribas (2014), a mistura A10TJ01 apresentou redução nos impactos ambientais de 20% (POCP) a 30% (GWP100), a mistura A10TJ10 apresentou reduções de 17% (POCP) a 21% (GWP100), enquanto a mistura A10TJ30 teve reduções de 7% (ADP e HTP) a 10% (GWP100), em relação à mistura de referência (CTRL). A mistura A20TJ01 teve reduções de 70% (POCP) a 78% (GWP100), a mistura A20TJ10 teve redução média de 89% em todas as categorias e a mistura A20TJ30 apresentou redução média de 67% também em todas as categorias de impacto, com relação à mistura de referência.

Avaliação dos concretos

A Tabela 6.9 apresenta os valores de absorção capilar determinados por Amario (2015) para suas misturas de concreto além dos resultados do ensaio de penetração acelerada de íons cloreto realizados para estas mesmas misturas.

Tabela 6.9 - Absorção por capilaridade e carga passante das misturas de concreto de Amario (2015)

Misturas	Absorção por capilaridade^a – 72 horas (g/cm²)	Carga passante (Coulombs)
C25T20	0,41 (± 5,12%)	8.805
C25T39	0,57 (± 4,44%)	9.900
C25T60	0,35 (± 8,81%)	9.625
C45T22	0,23 (± 4,35%)	5.846
C45T40	0,22 (± 6,84%)	7.086
C45T60	0,21 (± 2,71%)	6.440
C65T09	0,10 (± 5,97%)	4.632
C65T20	0,11 (± 5,41%)	5.047
C65T40	0,11 (± 5,09%)	4.669
C65T60	0,11 (± 5,41%)	4.319

a = Amario (2015).

Os valores de absorção por capilaridade obtidos mostram que o teor de agregados reciclados não influencia significativamente este parâmetro, a não ser para as misturas com 25 MPa onde, mesmo assim, não fica caracterizada uma relação linear entre esses dois fatores.

Os valores de carga passante observados também não apresentaram diferença significativa entre as misturas de uma mesma classe de resistência. Todavia, pela natureza do ensaio de penetração acelerada de íons cloreto (ASTM C1.202), que mede indiretamente a taxa de difusão de íons cloreto, seus resultados devem ser interpretados de forma qualitativa e não quantitativa e, sendo assim, não é possível realizar uma correlação objetiva entre os dois parâmetros (absorção capilar e difusão de íons cloreto). Entretanto, é possível afirmar que, para cada classe de resistência, há patamares bem definidos da taxa de difusão de íons cloreto.

A Tabela 6.10 apresenta os valores dos parâmetros utilizados para o cálculo da unidade funcional de cada mistura de concreto.

Tabela 6.10 - Parâmetros de resistência e durabilidade e unidade funcional dos concretos deste estudo

Misturas	f_{c28} (MPa)	Carga passante (Coulombs)	D_{ap} (cm^2/ano)	t (anos)	UF (MPa.ano) ⁻¹
C25T20	25,23	8.805	6,69	6,7	5,92E-03
C25T39	25,43	9.900	7,38	6,1	6,48E-03
C25T60	23,45	9.625	7,21	6,2	6,85E-03
C45T22	45,78	5.846	4,74	9,5	2,31E-03
C45T40	45,98	7.086	5,57	8,0	2,70E-03
C45T60	46,90	6.440	5,14	8,7	2,45E-03
C65T09	68,08	4.632	3,90	11,5	1,28E-03
C65T20	63,88	5.047	4,19	10,7	1,46E-03
C65T40	62,53	4.669	3,92	11,4	1,40E-03
C65T60	62,35	4.319	3,68	12,2	1,31E-03

Sendo assim, o resultado final da AICV para os concretos é obtido através da multiplicação dos resultados da avaliação de impactos ambientais inicial (Tabela 6.5) pela unidade funcional de cada mistura. Os resultados da AICV dos concretos para a unidade funcional definida no escopo deste estudo são apresentados na Tabela 6.11.

Tabela 6.11 - Avaliação de impactos do ciclo de vida dos concretos com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil

Misturas	ADP	ADP-ff	GWP100	ODP	HTP	FAETP	MAETP	TETP	POCP	AP	EP
	kg de xx equivalente/MPa.ano (exceto para ADP-ff, cuja unidade é MJ/MPa.ano)										
	<i>Sb</i>	<i>MJ</i>	<i>CO₂</i>	<i>CFC-11</i>	<i>1,4-DB</i>				<i>C₂H₄</i>	<i>SO₂</i>	<i>PO₄³⁻</i>
C25T20	1,11E-06	8,85	1,62	7,59E-08	0,20	0,13	375,55	2,28E-03	1,56E-04	3,68E-03	1,33E-03
C25T39	1,14E-06	9,59	1,77	8,26E-08	0,22	0,14	397,03	2,48E-03	1,67E-04	3,96E-03	1,42E-03
C25T60	1,12E-06	10,3	1,92	8,87E-08	0,23	0,14	413,70	2,68E-03	1,77E-04	4,22E-03	1,51E-03
C45T22	4,65E-07	4,51	0,89	3,80E-08	0,10	0,06	186,92	1,22E-03	7,87E-05	1,90E-03	6,91E-04
C45T40	5,33E-07	5,24	1,03	4,43E-08	0,11	0,07	214,50	1,41E-03	9,09E-05	2,19E-03	7,94E-04
C45T60	4,64E-07	4,90	0,96	4,13E-08	0,11	0,07	195,62	1,33E-03	8,45E-05	2,03E-03	7,34E-04
C65T09	3,08E-07	3,25	0,66	2,71E-08	0,07	0,05	134,61	9,06E-04	5,66E-05	1,38E-03	5,06E-04
C65T20	3,48E-07	3,77	0,77	3,14E-08	0,08	0,05	155,09	1,05E-03	6,54E-05	1,60E-03	5,86E-04
C65T40	3,21E-07	3,60	0,74	3,00E-08	0,08	0,05	146,61	1,01E-03	6,22E-05	1,52E-03	5,57E-04
C65T60	2,96E-07	3,47	0,72	2,89E-08	0,07	0,05	139,92	9,75E-04	5,96E-05	1,46E-03	5,36E-04

A Figura 6.30 apresenta os resultados do indicador de potencial de aquecimento global (GWP100) das misturas de concreto com agregados reciclados de Amario (2015) para a unidade funcional de performance (1 MPa e 1 ano de vida útil).

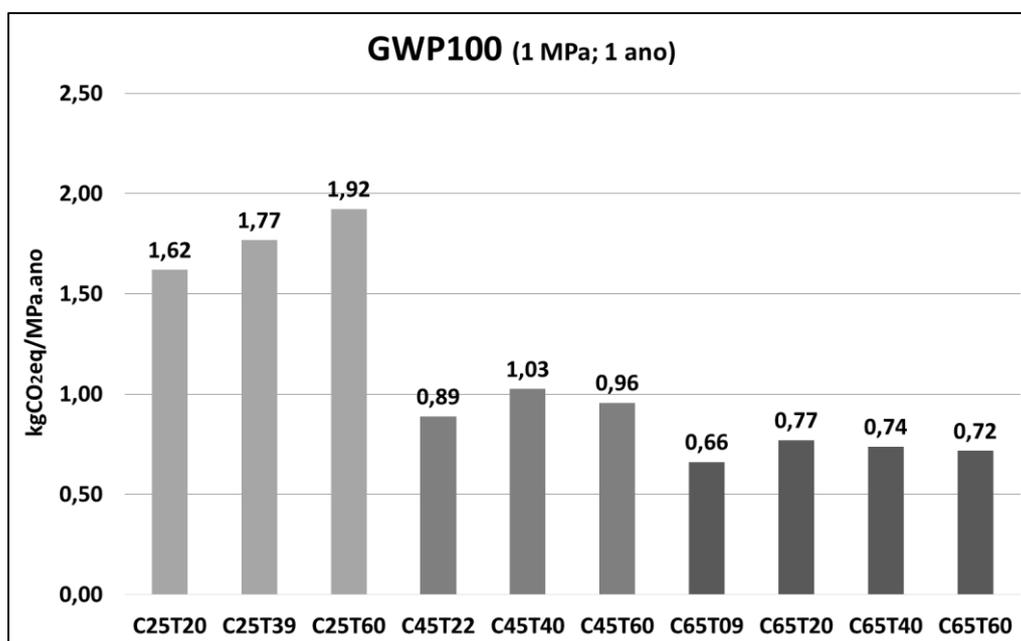


Figura 6.30 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil

É possível observar que as maiores emissões de CO₂eq foram referentes às misturas de 25 MPa. As emissões referentes às misturas de 45 MPa e 65 MPa foram muito próximas, embora as emissões referentes às misturas de 65 MPa fossem um pouco menores que as de 45 MPa.

Como não foram produzidas as misturas dos concretos de referência (com agregados 100% naturais), não foi possível comparar o desempenho destas com as misturas com agregados reciclados. Entretanto, escolhendo-se uma das misturas com agregados reciclados, por exemplo, aquela com 20% deste material, foi possível estabelecer uma relação entre os resultados obtidos para as diferentes misturas.

Para as misturas de 25 MPa, a quantidade de agregados reciclados na mistura influenciou negativamente seu desempenho ambiental. As misturas C25T39 e C25T60, com 39% e 60% de agregados reciclados, foram responsáveis por emissões de CO₂eq 9% e 19% maiores, respectivamente, que a mistura C25T20. As misturas C45T40 e C45T60, por sua vez, foram responsáveis por emissões de CO₂eq 15% e 8% maiores, respectivamente, que a mistura C45T22. Já as misturas C65T09, C65T40 e C65T60

foram responsáveis por emissões de CO₂eq 14%, 4% e 7% menores, respectivamente, que a mistura C65T20.

A Figura 6.31 apresenta esses resultados normalizados pelas misturas com 20% de agregados reciclados.

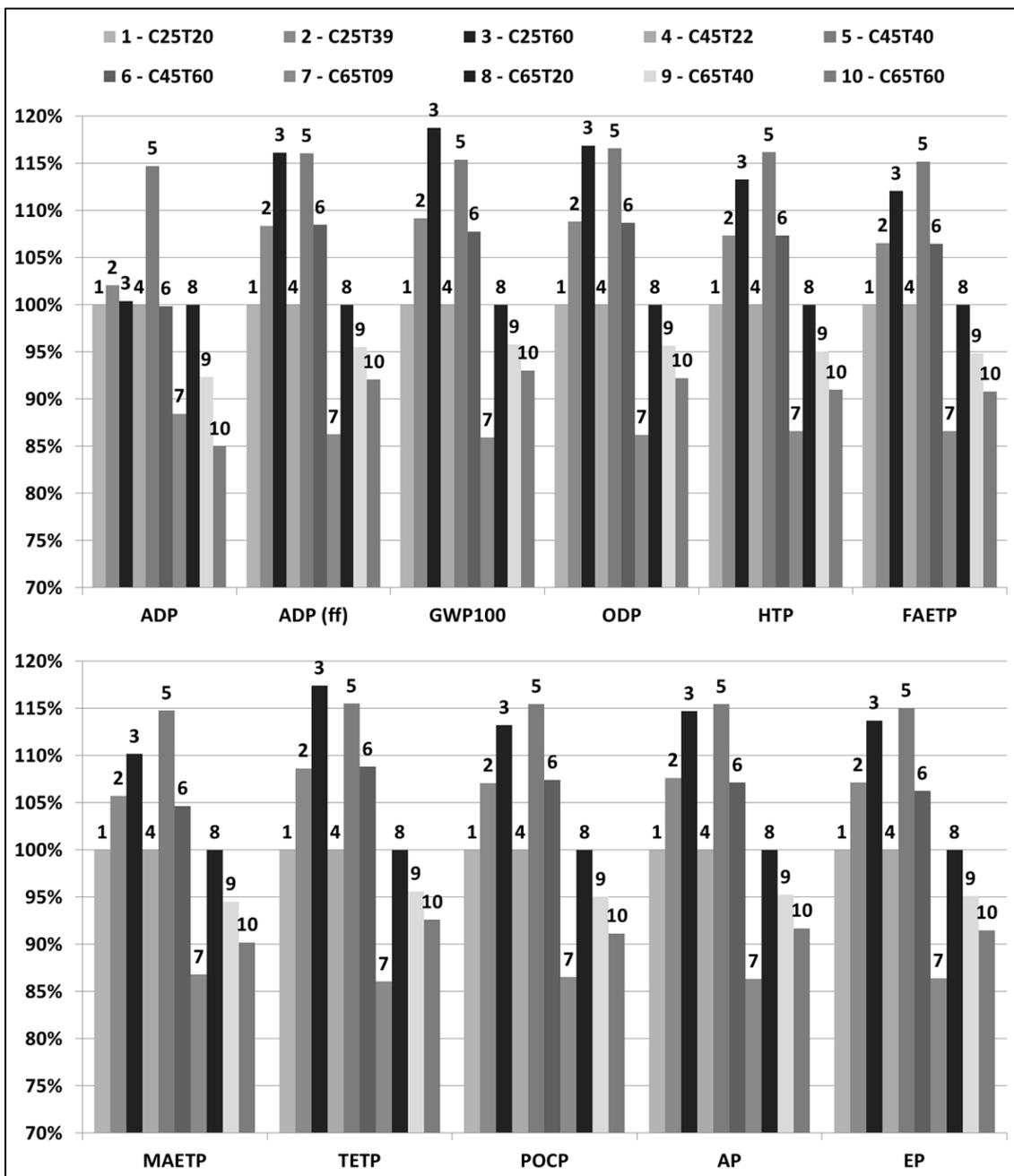


Figura 6.31 - Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida dos concretos de Amario (2015) com 1 MPa de resistência à compressão e 1 ano de vida útil normalizados pela mistura com 20% de ARC

A mistura C25T39 apresentou impactos superiores aos da mistura C25T20 variando de 2% (ADP) a 9% (GWP100, ODP, TETP). A mistura C25T60, por sua vez,

apresentou impactos superiores aos da mistura C25T20 de 0% (ADP) a 19% (GWP100). A mistura C45T40 apresentou aumento médio de 15% em todas as categorias de impacto em comparação à mistura C45T22. A mistura C45T60, entretanto, apresentou aumento médio dos impactos de 7%, quando comparada à mistura C45T22. A mistura C65T09 apresentou impacto médio 13% menor que a mistura C65T20, em todas as categoria. A mistura C65T40, por sua vez, apresentou impacto médio 5% menor que a mesma mistura, enquanto a mistura C65T60 teve seus impactos ambientais reduzidos de 7% (GWP100 e TETP) a 15% (ADP) quando comparada à mistura C65T20.

6.5 Avaliação ambiental de uma estrutura de concreto armado com durabilidade de 50 anos

Os resultados da avaliação de impacto ambiental inicial, obtidos anteriormente para uma unidade volumétrica (1 m³) de cada mistura de concreto de Amario (2015), foram normalizados pelo volume de concreto necessário para o cobrimento mínimo de uma estrutura de concreto armado com vida útil de 50 anos. O cobrimento mínimo foi determinado a partir do modelo de previsão de vida útil proposto no capítulo de metodologia, com base nos ensaios de penetração acelerada de íons cloreto.

A partir do cobrimento mínimo estimado, foi calculado o volume de concreto necessário para a execução de um pilar com altura (h) de 250 cm e aresta interna (b) de 30 cm, onde (a) é o cobrimento mínimo de passivação (Figura 6.32).

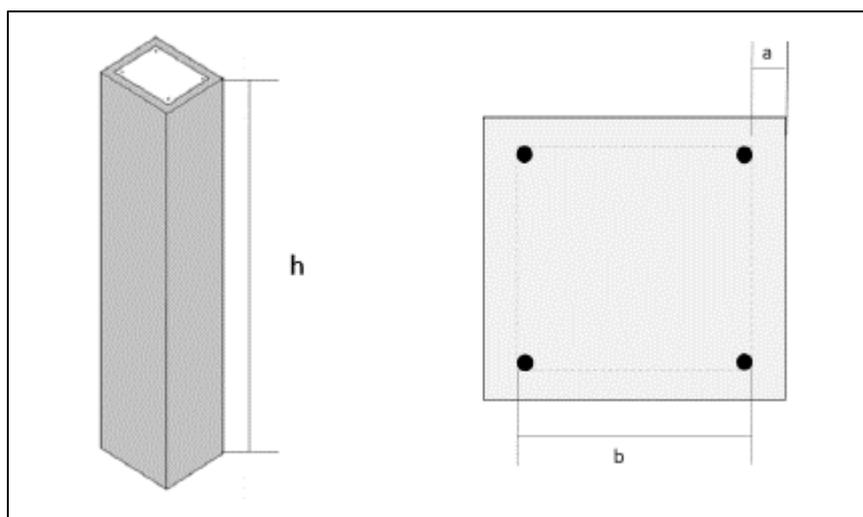


Figura 6.32 - Dimensões do pilar de concreto armado

A Tabela 6.12 apresenta os cobrimentos mínimos e os volumes de concreto de Amario (2015) necessários para o cobrimento da armadura do pilar. Foram

considerados dois cenários de agressividade ambiental, também adotados por Silva (2015). $C_s = 0,9\%$, referente à ambiente com névoa salina e $C_s = 2,4\%$, para ambientes marítimos. Considerou-se a concentração de íons cloreto deflagradora da despassivação da armadura igual a $0,4\%$.

Ressalta-se que o autor não produziu os concretos de referência (com 100% de agregados naturais) e, portanto, não foram realizados os ensaios de penetração acelerada de íons cloreto para estas misturas. Conseqüentemente, não foi possível estimar a durabilidade delas. Nesta análise, foram levados em conta somente os concretos com agregados reciclados.

Tabela 6.12 - Cobrimento mínimo e volume de concreto de cobertura para um pilar com 50 anos de vida útil

Mistura	Cobrimento mínimo para 50 anos de vida útil (cm)		Volume de concreto de cobertura para 50 anos de vida útil (m³)	
	$C_s = 0,9\%$	$C_s = 2,4\%$	$C_s = 0,9\%$	$C_s = 2,4\%$
C25T20	20,5	30,4	0,440	0,952
C25T39	21,5	31,9	0,484	1,049
C25T60	21,3	31,5	0,473	1,024
C45T22	17,2	25,6	0,315	0,679
C45T40	18,7	27,7	0,368	0,795
C45T60	18,0	26,6	0,340	0,735
C65T09	15,6	23,2	0,260	0,561
C65T20	16,2	24,0	0,279	0,601
C65T40	15,7	23,2	0,262	0,563
C65T60	15,2	22,5	0,246	0,530

Pôde-se verificar que, quanto maior a resistência à compressão das misturas avaliadas, são necessários menores volumes de concreto para o cobrimento da armadura de aço da estrutura, refletindo diretamente os resultados obtidos nos ensaios de penetração acelerada de íons cloreto.

Comparados ao concreto com 25 MPa, os concretos de 45 MPa e 65 MPa com cerca de 20% de agregados reciclados tiveram redução de 29% e 37%, respectivamente, do volume de concreto necessário ao cobrimento. Para as misturas com 40% de agregados reciclados, verificaram-se reduções de 24% e 46% do volume de concreto de cobertura para os concretos de 45 MPa e 65 MPa, respectivamente, em relação ao de 25 MPa. Nos concretos com 60% de agregados reciclados, esta redução do volume de concreto de cobertura foi de 28% e 48%, para aos concretos de 45 MPa e 65 MPa, respectivamente, em relação ao de 25 MPa. Não foi observada

uma relação linear entre o volume de concreto de cobrimento estimado e o teor de agregados reciclados utilizados.

As Figuras 6.33 e 6.34 apresentam os valores absolutos do potencial de aquecimento global (GWP100) das misturas de concreto de Amario (2015) com durabilidade de 50 anos para $C_s = 0,9\%$ e $C_s = 2,4\%$, respectivamente.

Como pode ser observado, não houve uma relação bem definida entre o uso de agregados reciclados, a classe de resistência à compressão e o indicador GWP100. As misturas de 25 MPa com 40% e 60% de agregados reciclados representaram potenciais de impacto 10% maiores, cada um, que a mistura C25T20. As misturas de 45 MPa com 40% e 60% apresentaram emissões 15% e 10% maiores que a mistura com C45T22. Para as misturas de 65 MPa, as misturas com 9%, 40% e 60% de agregados reciclados apresentaram emissões 8%, 6% e 9% menores que as da mistura C65T20.

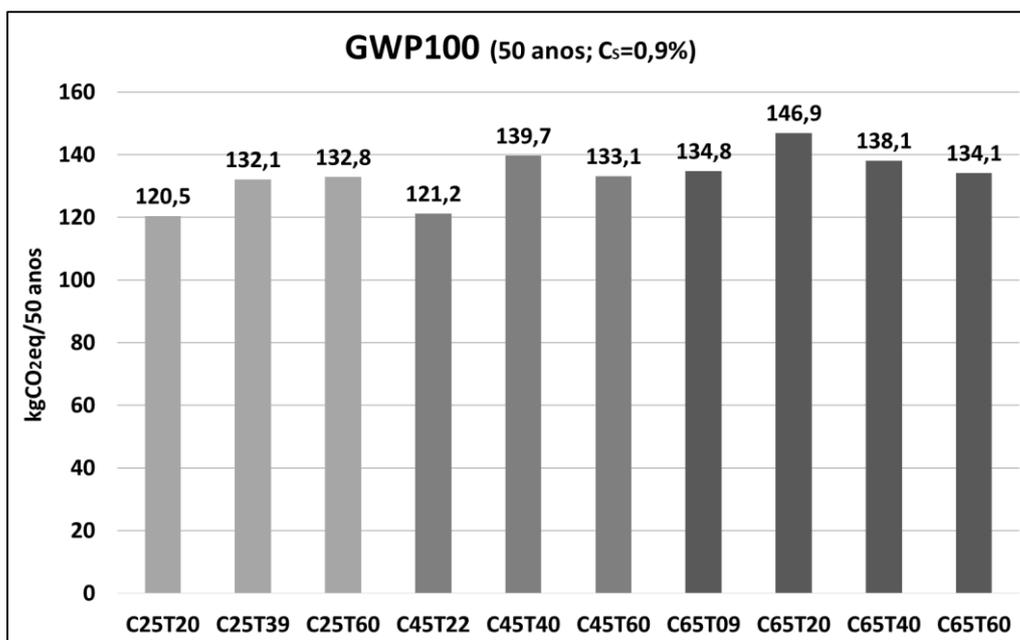


Figura 6.33 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 50 anos de vida útil para $C_s = 0,9\%$

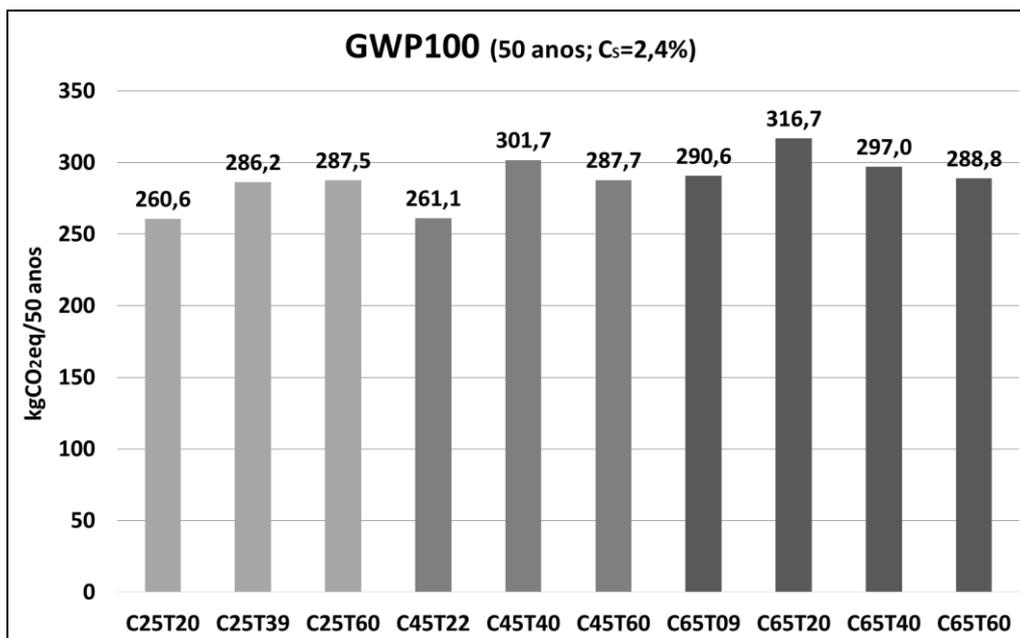


Figura 6.34 - Potencial de aquecimento global dos concretos de Amario (2015) com 50 anos de vida útil para $C_s = 2,4\%$

A Figura 6.35 apresenta os resultados da avaliação de impactos para uma o estrutura produzida com os concretos de Amario (2015) com durabilidade de 50 anos. Os resultados dos concretos com 9%, 40% e 60% de agregados reciclados foram normalizados com relação às misturas com 20% de agregados reciclados.

Entre as misturas com 25 MPa, a mistura com 39% de agregados reciclados (C25T39) apresentou intensidade de impactos ambientais 8% maiores, em média, que os da mistura com 20% de agregados reciclados (C25T20). A mistura com 60% de agregados reciclados (C25T60), por sua vez, apresentou intensidade de impactos 5% maior, em média, que a mistura C25T20.

Para as misturas de 45 MPa, observou-se que, em 50 anos, os impactos ambientais da mistura C45T40 seriam, em média, 15% maiores que os da mistura C45T22. A mistura C45T60, entretanto, apresentou impactos 9% maiores, em média, que a mistura C45T22. Entre as misturas de 65 MPa, a mistura C65T09 apresentou impactos ambientais 8% menores, em média, que a mistura C65T20, enquanto as misturas C65T40 e C65T60 apresentaram impactos 7% e 11% menores, respectivamente, que esta mesma mistura.

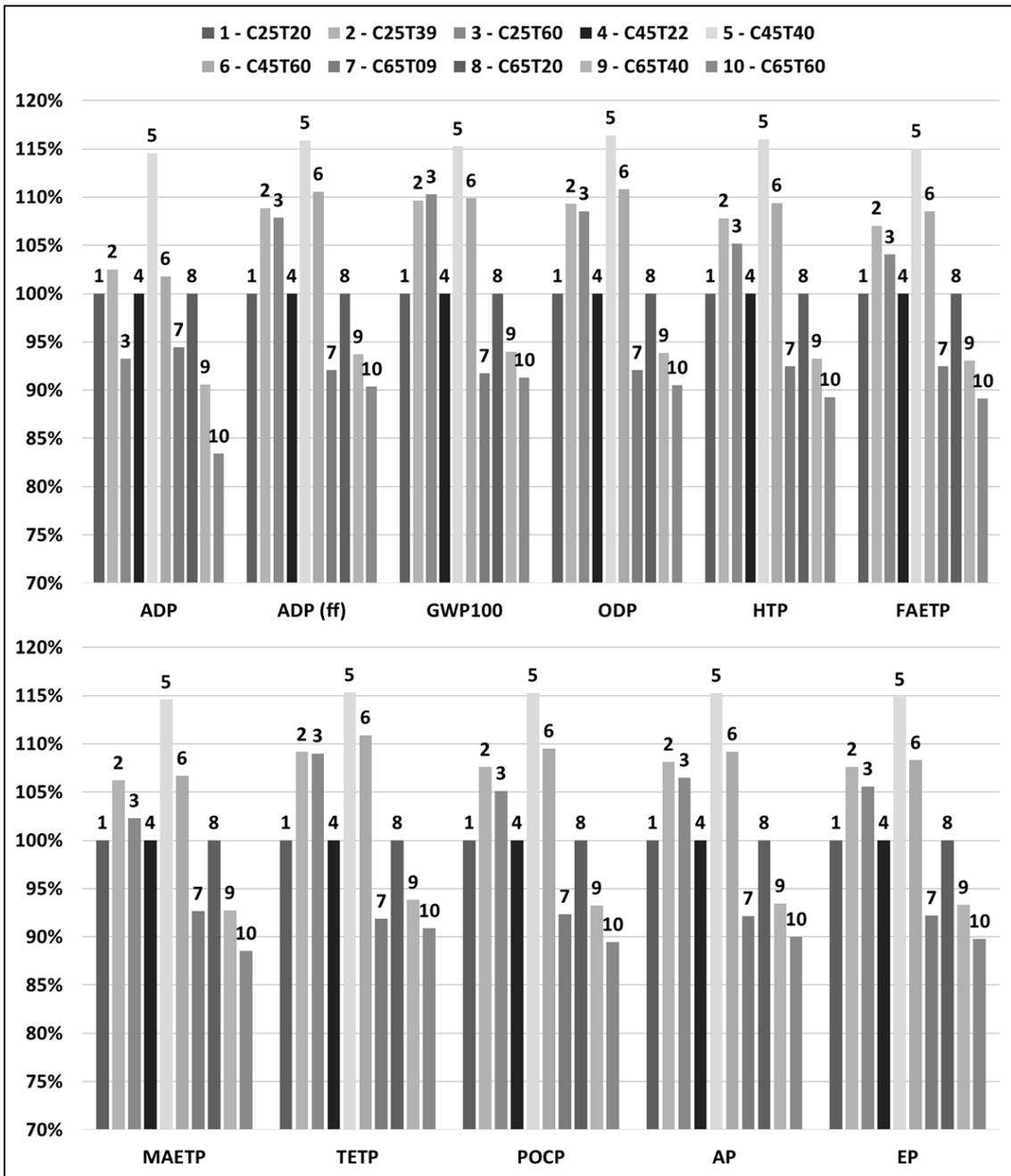


Figura 6.35 – Análise comparativa dos impactos do ciclo de vida dos concretos de Amario (2015) com 50 anos de vida útil normalizados pelas misturas com 20% de ARC

6.6 Interpretação do Ciclo de Vida

Inicialmente, é importante salientar que não foi utilizado um processo específico do banco de dados *Ecoinvent* para representar os resíduos de construção e demolição (RCD). Pelo princípio de alocação adotado neste estudo, os impactos referentes aos RCD são referentes somente aos processos de transformação pelos quais eles são submetidos para sua posterior aplicação em outras funções, notadamente no que se

refere ao consumo de energia elétrica. O ônus referente à geração do RCD ficou de fora do sistema de produto estudado.

Para o processo de beneficiamento dos RCD, somente foram inventariados os consumos de energia elétrica de cada equipamento necessário para a trituração e classificação dos diferentes tipos de materiais. Para a moagem do resíduo cerâmico nas granulometrias de 30 μm , 10 μm e 1 μm , somente foi inventariada a energia de moagem calculada por Ribas (2014) através do ensaio de moabilidade de Bond. Sendo assim, os impactos decorrentes de tais processos foram decorrentes unicamente das atividades da matriz energética brasileira para a geração das quantidades de energia necessárias para a operacionalização destes processos. Tais pressupostos são simplificações da realidade e fornecem estimativas de consumos energéticos distintas da escala industrial. Esta constatação demonstra que é fundamental a realização de análises de incerteza e sensibilidade dos dados.

A metodologia de avaliação de impactos adotada, CML-IA, compreende 10 categorias de impacto com diferentes abrangências geográficas e temporais. Durante a seleção dos processos para formação do inventário do ciclo de vida, considerou-se as abrangências geográficas dos mesmos, procurando sempre por processos com a maior abrangência possível. Entretanto, a metodologia de cálculo dos indicadores dessas categorias de impacto pode favorecer ou penalizar, através dos fatores de caracterização, aspectos específicos da região para a qual a metodologia de AICV foi concebida. Sendo assim, os resultados de indicadores de impacto com abrangência global, como o potencial de aquecimento global (GWP100) e de depleção da camada de ozônio (ODP), fornecem resultados mais confiáveis, em valores absolutos, do que indicadores com abrangência regional, como os potenciais de ecotoxicidade (HTP, FAETP, MAETP, TETP) acidificação (AP) e eutrofização (EP), por exemplo. Isso não inviabiliza a observação dos resultados desses indicadores em termos relativos, como quando se compara os desempenhos de um grupo de misturas em relação à uma mistura de referência, que foi o caso das argamassas e concretos deste estudo.

Com relação à avaliação do ciclo de vida das argamassas, quando a análise foi realizada sobre uma unidade volumétrica (1 m^3), observou-se que a substituição de uma parcela do cimento na mistura pelo resíduo cerâmico reciclado acarretou uma redução dos impactos ambientais em magnitude até tão significativa quanto a fração de cimento substituída. Quando são considerados os parâmetros de desempenho (resistência mecânica e durabilidade), o potencial de redução de impactos ambientais foi magnificado pois as argamassas com resíduos cerâmicos mostraram-se mais duráveis

(mais resistentes à difusão de íons cloreto) que as argamassas convencionais (Figura 6.36).

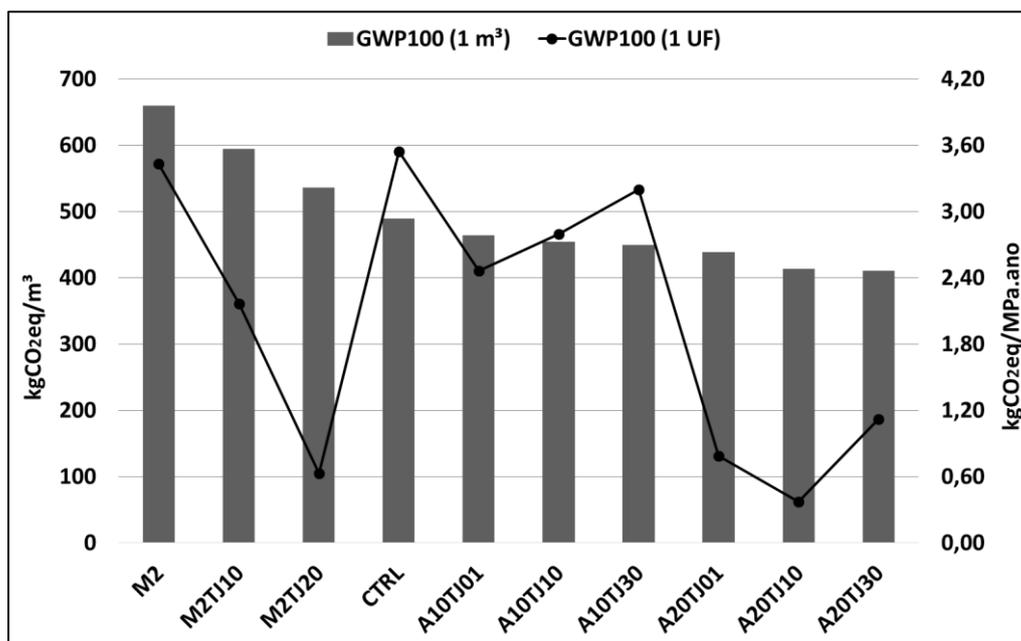


Figura 6.36 - Potencial de aquecimento global das argamassas para 1 m³ e para 1 UF

Na avaliação do ciclo de vida dos concretos, para uma unidade volumétrica (1 m³) percebeu-se que o uso de agregados reciclados pouco influenciou na intensidade dos impactos das diversas misturas. Isto decorre do fato de que o material em maior quantidade e com maior potencial intrínseco de impactos ambientais é o cimento, que não teve seu teor alterado nas misturas de uma mesma classe de resistência. Todavia, como a quantidade de cimento aumenta conforme a classe de resistência da mistura aumenta, as misturas de 65 MPa foram consideravelmente mais impactantes que as misturas de 45 MPa e estas foram mais impactantes que as misturas de 25 MPa.

Quando se consideraram os parâmetros de desempenho (resistência e durabilidade) de cada mistura de concreto, a situação se inverteu e observou-se que as misturas de classe de resistência mais elevada possuíram desempenho ambiental melhor que as misturas de menor resistência (Figura 6.37). Isto se deve ao fato de que concretos com maior resistência mecânica (maior teor de cimento) apresentam maior resistência à difusão de soluções, como aquelas com íons cloreto, aumentando assim sua durabilidade.

É importante destacar, entretanto, que nenhuma das categorias de impacto ora avaliadas reflete adequadamente os impactos ambientais evitados em decorrência da não destinação dos RCD para aterros ou outras formas de disposição final e, tão pouco,

dos benefícios ambientais da não extração de matéria-prima virgem da natureza, devido ao reuso dos RCD, especialmente como substituto parcial dos agregados graúdos naturais. Considerando-se estes aspectos, e tendo em vista os resultados obtidos para os concretos avaliados, o emprego de agregados reciclados de concreto (ARC) como substituto parcial dos agregados graúdos naturais pode ter um potencial ambiental que não foi bem quantificado pela metodologia aqui empregada. Nesse caso, uma ACV consequential talvez fosse mais adequada.

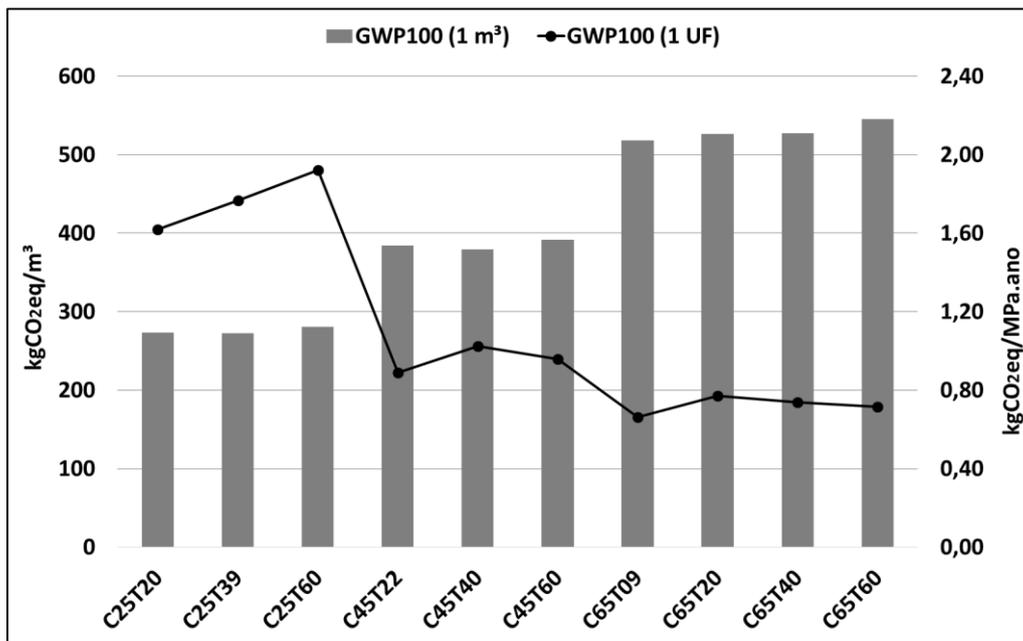


Figura 6.37 - Figura 0.36 - Potencial de aquecimento global dos concretos para 1 m³ e para 1 UF

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1 Conclusões da dissertação

A metodologia de avaliação do ciclo de vida mostrou-se adequada para a avaliação comparativa entre os desempenhos ambientais das argamassas e concretos alternativos e convencionais. A utilização de uma unidade funcional de desempenho que incorpora parâmetros de resistência e durabilidade permitiu uma análise mais fiel das vantagens e desvantagens ambientais do emprego de diferentes materiais.

Uma vez que a durabilidade de uma estrutura de concreto é influenciada por agentes internos e externos à estrutura, é importante frisar que o modelo de previsão de vida útil deve ser escolhido adequadamente baseado nas características da estrutura em questão e do ambiente no qual ela estará inserida. A diferença entre a adoção de um modelo de previsão de vida útil baseado no ataque de íons cloretos ou descarbonatação, por exemplo, afetará diretamente os valores calculados para a unidade funcional e, conseqüentemente, os impactos ambientais calculados.

A avaliação do ciclo de vida das argamassas com resíduos cerâmicos reciclados permitiu concluir que, para 1 m³ de argamassa, a utilização destes resíduos reduz os impactos ambientais dessas misturas em comparação às misturas convencionais em até a mesma percentagem de cimento substituído. Quando esses resultados são normalizados pela unidade funcional de desempenho, os efeitos da inclusão desses resíduos na microestrutura da argamassa endurecida proporcionaram maior resistência à penetração de íons cloreto, aumentando a durabilidade dessas misturas e, conseqüentemente, seu desempenho ambiental frente às misturas de referência.

Para os concretos com agregados reciclados, observou-se que o emprego dos agregados reciclados teve influência pouco significativa nos impactos ambientais das misturas em comparação às misturas de referência. Esta constatação não leva em conta os potenciais benefícios da não destinação dos RCD para aterros ou outras formas de disposição final e não extração de matéria-prima virgem da natureza, em decorrência do reuso do RCD nos concretos.

Observou-se também que, quanto maior a classe de resistência à compressão do concreto (maior teor de cimento), maiores foram os impactos ambientais. Porém,

quando avaliados para a unidade funcional de desempenho, quanto maior a classe de resistência, menores foram os impactos ambientais verificados. Essa constatação decorreu do fato dos concretos de maior resistência possuírem estrutura mais resistente ao ataque de íons cloreto. Sendo assim, do ponto de vista estritamente ambiental, o acréscimo dos impactos ambientais de concretos de maior resistência, em função do aumento do teor de cimento dessas misturas, é compensado pelo ganho em durabilidade e, conseqüentemente, menor necessidade de manutenção.

7.2 Sugestões para trabalhos futuros

Este trabalho avaliou a implementação de uma metodologia de avaliação de ciclo de vida atribucional para argamassas e concretos alternativos que levasse em conta parâmetros de desempenho (resistência e durabilidade) desses materiais. Neste trabalho, o sistema de produto teve suas fronteiras definidas como do “berço ao portão”, ou seja, desde a obtenção das matérias-primas até o término da fabricação do produto na central de concretagem.

Através do trabalho, foi possível observar o quão importante é obter a maior quantidade de dados primários possíveis para se construir um inventário de ciclo de vida o mais representativo possível do sistema de produto a ser modelado. Sendo assim, recomenda-se que sejam buscadas informações juntamente a algumas das usinas de beneficiamento de RCD instaladas no país de forma a gerar resultados mais representativos do cenário nacional. Também é fundamental a realização de análises de incertezas e sensibilidade dos dados utilizados.

Outra importante medida seria expandir o sistema de produto incluindo as etapas de uso e descarte (“berço ao túmulo”) e, inclusive, investigar o potencial de reaproveitamento do RCD, através de uma ACV consequencial, para ciclos extras de reciclagem e responder a perguntas como “quantas vezes o concreto pode ser reciclado?”. A inclusão da etapa de uso e descarte permitiria avaliar mais de um cenário de consumo e de destinação de resíduos (aterros, reuso, reciclagem).

As aplicações da metodologia aqui apresentada podem ser estendidas para outros tipos de concretos feitos com materiais alternativos, além do RCD, como cinzas agroindustriais, biomassa, lodo de estação de tratamento de esgoto e rejeitos de mineração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÄITCIN, P. C., MINDESS, S. **Sustainability in concrete industry – Modern concrete technology**. 1ª ed. Abingdon, Oxon. Spon Press. 2011.
- ÄITCIN, P. C. "Cements of yesterday and today, Concrete of tomorrow". **Cement and Concrete Research**, v.30, pp. 1349-1359, 2000.
- AMARIO, M. **Dosagem científica de concretos estruturais contendo agregado de resíduo de concreto (ARC)**. Dissertação de mestrado – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2015.
- 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.
- ANEPAC, **Associação Nacional das Entidades de Produtores de Agregados para Construção**. Em: <www.anepac.org.br>. Acessado em: Junho de 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Materiais pozolânicos – Determinação do índice de desempenho com cimento Portland aos 28 dias**, NBR 5.752, Rio de Janeiro, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Aditivos químicos para concreto de cimento Portland – Requisitos**, NBR 11.768, Rio de Janeiro, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Aglomerantes de origem mineral – Terminologia**, NBR 11.172, Rio de Janeiro, 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Agregados para concreto - Especificação**. NBR 7.211, Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Cimento Portland – Determinação da resistência à compressão**. NBR 7.215, Rio de Janeiro, 1996.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Concreto de cimento Portland – Preparo, controle e recebimento – Procedimento**. NBR 12.655, Rio de Janeiro, 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. NBR 14.040, Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações**. NBR 14.044, Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Materiais pozolânicos – Requisitos**, NBR 12.653, Rio de Janeiro, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Projeto de estruturas de concreto – Procedimento**. NBR 6.118, Rio de Janeiro, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, **Rótulos e declarações ambientais - Declarações ambientais de Tipo III - Princípios e procedimentos**, NBR 14.025, Rio de Janeiro, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA PARA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL E DEMOLIÇÃO (ABRECON). **Relatório Pesquisa Setorial 2013**. São Paulo. Disponível em: <www.abrecon.org.br>.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRO DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013**. São Paulo. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>.
- ASTM C1.202-12. **Standard Test Method for Electrical Indication of Concrete's Ability to Resist Chloride Ion Penetration**, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2012.
- BLENGINI, G. A. "Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy". **Building and Environment**, v.44, pp. 319-330. 2009.
- BRASIL. **Lei N° 12.305** de 2 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).
- COELHO, A, DE BRITO, J. "Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal – Part I: Energy consumption and CO₂ emissions". **Waste Management**, v.33, pp 1258-1267. 2013
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, **Resolução n° 307** de 5 de julho de 2002.
- CORDEIRO, G. C. **Utilização de cinzas ultrafinas do bagaço de cana-de-açúcar e da casca de arroz como aditivos minerais em concreto**. Tese de doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2006.
- CORDEIRO, G. C., DÉsir, J. M., VALLANT, J M. M., TOLEDO FILHO, R. D. "Caracterização de Resíduo de Tijolo Cerâmico moído para uso como aditivo mineral em concretos e argamassas". In: **44º Congresso Brasileiro do Concreto**, 2002.
- CORDEIRO, G. C., DÉsir, J. M., VALLANT, J M. M., TOLEDO FILHO, R. D. "Caracterização de Resíduo de Tijolo Cerâmico moído para uso como aditivo mineral em concretos e argamassas". In: **44º Congresso Brasileiro do Concreto**, 2002.
- CORDEIRO, G. C., VAILLANT, J. M. M., DÉsir, J. M. "Resíduo cerâmico como aditivo mineral em concreto". In: **IV Seminário Desenvolvimento Sustentável e a reciclagem na Construção Civil – Materiais Reciclados e suas Aplicações**. pp. 291-302. São Paulo, 2001.
- CORDEIRO, G. C., VAILLANT, J. M. M., DÉsir, J. M. "Resíduo cerâmico como aditivo mineral em concreto". In: **IV Seminário Desenvolvimento Sustentável e a reciclagem na Construção Civil – Materiais Reciclados e suas Aplicações**. pp. 291-302. São Paulo, 2001.
- CURRAN, M. A. **Life Cycle Assessment Handbook – A Guide for Environmentally Sustainable Products**. Scrivener Publishing, Cincinnati, 2012.
- CURRAN, M. A., MANN, M., NORRIS, G. "The international workshop on electricity data for life cycle inventories". **Journal of Cleaner Production**, v.13, pp 853-862, 2005.
- DAMINELI, B. L., KEMEID, F. M., AGUIAR, P. S., JOHN, V. M. "Measuring the eco-efficiency of cement use". **Cement and Concrete Composites** v. 32, n. 8, pp. 555–562, 2010.
- DE BRITO, J., SAIKIA, N. **Recycled Aggregate in Concrete – Use of Industrial, Construction and Demolition Waste**. 1ª ed. Londres, Springer-Verlag, 2013.

- DE LARRARD, F. **Concrete Mixture Proportioning: A Scientific Approach**. Modern Concrete Technology Series, vol. 9, E&FN SPON, London, 1999.
- DE SCHEPPER, M., VAN DEN HEEDE, P., VAN DRIESSCHE, I., DE BELIE, N. "Life Cycle Assessment of Completely Recyclable Concrete". **Materials**, v. 7, n. 8, pp. 6010–6027, 2014.
- DEBIEB, F., COURARD, L., KENAI, S., DEGEIMBRE, R. "Mechanical and durability properties of concrete using contaminated recycled aggregates". **Cement and Concrete Composites**, v.32(6), pp. 421-426, 2010.
- DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral, **Economia Mineral do Brasil 2009**. 764 p.
- DNPM, Departamento Nacional de Produção Mineral, **Sumário Mineral 2014**. 141 p., disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/sumarios/sumario-mineral-2014>>.
- DURAN, X., LENIHAN, H., O'REGAN, B. "A model for assessing the economic viability of construction and demolition waste recycling - the case of Ireland". **Resources, Conservation and Recycling**, v.46(3), pp 302-320. 2006.
- EFCA. **EFCA Environmental Declaration - Superplasticising admixtures. 2006**. Disponível em: < <http://www.efca.info/publications.html>>.
- FINNVENDEN, G.; HAUSCHILD, M., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D., SUH, S. "Recent developments in life cycle assessment". **Journal of Environmental Management**, v.91, pp. 1-21, 2009.
- FISCHEDICK M., ROY, J., ABDEL-AZIZ, A., ACQUAYE, A., ALLWOOD, J. M., CERON, J.-P., GENG, Y., KHESHGI, H., LANZA, A., PERCZYK, D., PRICE, L., SANTALLA, E., SHEINBAUM, C., e TANAKA, K., "Industry". In: Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds), **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.
- GOEDKOOP, M., OELE, M., LEIJTING, J., PONSIOEN, T., MEIJER, E. **Introduction to LCA with SimaPro**. PRé Sustainability. 2013. Disponível em: < <https://www.pre-sustainability.com/>>.
- GONÇALVES, J. P. **Desenvolvimento e caracterização de concretos de baixo impacto ambiental contendo argila calcinada e areia artificial**. Tese de D.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2005
- GUINÉE, J. B., GORRÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., KONING, A., VAN OERS, L., SLEESWIJK, A. W., SUH, S., DE HAES, A. U. **Handbook on life cycle assessment – Operational guide to the ISO standards**. Kluwer Academic Publishers, New York, 2004.
- HELENE, P. R. L. "Introdução da durabilidade no projeto das estruturas de concreto". **Ambiente Construído** v. 1, n. 2, pp. 45–57, 1997.

- 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.
- MARINKOVIĆ, S., RADONJANIN, V., MALESEV, M., IGNJATOVIĆ, I. "Comparative environmental assessment of natural and recycled aggregate concrete". **Waste Management**, v.30, pp. 2255-2264, 2010.
- 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**, IBRACOM. 2011
- MEDEIROS, M. H. F., GOBBI, A., GROENWOLD, J. A. HELENE, P. "Previsão da vida útil de concreto armado de alta resistência com adição de metacaulim e sílica ativa em ambientes marinhos". **Revista Escola de Minas**, v.66, pp. 59-65, Ouro Preto, 2013.
- MEHTA, P. K., MONTEIRO, P. J. M. **Concrete – Microstructure, Properties and Materials**. 3ª ed. New York. Mc Graw-Hill, 2006.
- MEYER, C. "The greening of the concrete industry". **Cement & Concrete Composites** v. 31, pp 601-605, 2009.
- MIRANDA, L. F. R., ANGULO, S. C., CARELI, E. D. "A reciclagem de resíduos de construção e demolição no Brasil: 1986-2008". **Ambiente Construído**, v.9, pp 57-71. 2009.
- NEVILLE, A. M.; BROOKS, J. J. **Tecnologia do concreto**. 2ª ed. Bookman, 2013.
- NUNES, K. R. A., MAHLER, C. F., VALLE, R., NEVES, C. "Evaluation of investments in recycling centers for construction and demolition wastes in Brazilian municipalities". **Waste Management**, v.27(11), pp 1531-1540. 2006.
- PACHEGO-TORGAL, F., JALALI, S. "Reusing ceramic wastes in concrete". **Construction and Building Materials**, v.24, pp 832-838. 2010.
- PACHEGO-TORGAL, F., TAM, V. W. Y., LABRINCHA, J. A., DING, Y., DE BRITO, J. **Handbook of recycled concrete and demolition waste**. 1ª ed. Oxford, Cambridge, Philadelphia, New Delhi. Woodhead Publishing Limited. 2013
- PEPE, M. **A conceptual model to design recycled aggregate concrete for structural applications**. Tese de doutorado, Università degli Studi di Salerno, Dipartimento di Ingegneria Civile, Salerno, Italia, 2015.
- PINTO, T. P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. Tese de doutorado, Escola Politécnica. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- PINTO, T. P. P. **Metodologia para a Gestão Diferenciada de Resíduos Sólidos da construção Urbana**. 189 p. Tese de doutorado em Engenharia – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- RANGEL, C. S. **Influência de agregados graúdos reciclados nas propriedades estruturais de concretos de resistência normal e de alto desempenho**.

Dissertação de mestrado – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2015.

- RIBAS, L. **Influência da cominuição da fração cerâmica dos Resíduos de construção e demolição na sua atividade pozzolânica e nas propriedades físicas, mecânicas e durabilidade de argamassas de cimento**. Tese de doutorado – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2014.
- SABIR, B. B., WILD, S. e BAI, J. “Metakaolin and calcined clays as pozzolans for concrete: a review”. **Cement and Concrete Composites**, v.23, pp.441-454. 2001.
- SCHUHMACHER M, DOMINGO JL, GARRETA J. “Pollutants emitted by a cement plant: health risks for the population living in the neighborhood”. **Environmental Research** v.95(2), pp 198–206, 2004.
- SEA, SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro – Relatório Síntese – 2013**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <<http://www.rj.gov.br/web/sea>>.
- SIDDIQUE, R. **Waste Materials and By-Products in Concrete**. 1ª ed. Berlin, Springer-Verlag, 2008.
- SILVA, J., DE BRITO, J., VEIGA, R. “Recycled red-clay ceramic construction and demolition waste for mortars production”. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v.22, pp 236-244. 2010.
- SILVA, L. C. **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**. Dissertação de mestrado – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2015.
- SILVA, R. V., DE BRITO, J., NEVES, R., DHIR, R. “Prediction of chloride ion penetration of recycled aggregate concrete”. **Materials Research**, v.18(2), pp. 427-440, 2015.
- SMA, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo – versão preliminar, volume 1, panorama**. São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/>>.
- SNIC, Sindicato Nacional da Indústria do Cimento, **Relatório Anual 2013**. 40 p., disponível em: <http://www.snic.org.br/relatorio_anual_dinamico.asp>.
- TOLEDO FILHO, R. D., AMERICANO, B. B., FAIRBAIRN, E. M. R., ROLIM, J. S. and FILHO, J. F. “Potential of crushed waste calcined-clay brick as partial replacement for portland cement”. In: **Third International Symposium on Sustainable Development of Cement and Concrete**. Ed.by V. M. Malhotra, ACI SP-202, pp. 147-156. 2001.
- TOLEDO FILHO, R. D., GONÇALVES, J. P., AMERICANO, B. B., FAIRBAIRN, E. M. R. “Potential for use of crushed waste calcined-clay brick as a supplementary cementitious material in Brazil”. **Cement and Concrete Research** v.37, pp 1357-1365. 2007.
- TOLEDO FILHO, R. D., GONÇALVES, J. P., FAIRBAIRN, E. M. R., BORGES, A., ROSA, L. P. “Desenvolvimento de concretos de baixo impacto ambiental utilizando materiais cimentícios de baixo consumo de energia e emissão de CO₂”. In: **IX**

Congresso Brasileiro de Energia/IV Seminário Latino Americano de Energia.
Rio de Janeiro, pp. 174-180. 2002.

USGS, U.S. Geological Survey. **Mineral commodity summaries 2015**, 196 p.
Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.3133/70140094>>.

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**, pp. 583–594, Ancona, Itália, 2010.

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.

WBCSD. World Business Council for Sustainable Development – Cement Sustainability Initiative. **Cement Technology Roadmap 2009 – Carbon emissions reductions up to 2050**, 2009. Disponível em: <<http://www.iea.org>>.

ZHAO, W., LEEFTINK, R. B., ROTTER, V. S. "Evaluation of the economic feasibility for the recycling of construction and demolition waste in China - The case of Chongqing". **Resources, Conservation and Recycling**. v.54(6), pp 377-389. 2010.