VANESSA CARINA HEINRICHS CHIRICO OLIVEIRA

Estratégias para a minimização da emissão de CO₂ de concretos
estruturais

São Paulo
2015

VANESSA CARINA HEINRICHS CHIRICO OLIVEIRA

Estratégias para a minimização da emissão de CO₂ de concretos
estruturais

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Ciências

Orientador: Prof. Dr. Vahan Agopyan

São Paulo
2015

VANESSA CARINA HEINRICHS CHIRICO OLIVEIRA

Estratégias para a minimização da emissão de CO₂ de concretos
estruturais

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de
Mestre em Ciências

Área de Concentração: Engenharia
da Construção Civil e Urbana

Orientador: Prof. Dr. Vahan Agopyan

São Paulo

2015

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Oliveira, Vanessa Carina Heinrichs Chirico

Estratégias para a minimização da emissão de CO₂ de concretos estruturais / V. C. H. C. Oliveira -- versão corr. -- São Paulo, 2015.
92 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Construção Civil.

1.Sustentabilidade 2.Dióxido de carbono 3.Concreto 4.Cimento Portland
I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Construção Civil II.t.

Ao meu marido,
que me encoraja a alcançar mais alto.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, fonte da minha força e razão da minha esperança.

Agradeço ao meu marido Guilherme por me incentivar, me apoiar, sonhar junto comigo e por sempre acreditar na minha capacidade, mesmo em momentos que eu não acreditava. Agradeço ao meu filho Levi, fonte de alegria, cujos sorrisos me fortalecem.

Agradeço aos meus pais, que sempre me motivaram, me proporcionaram oportunidades de educação e me ensinaram que devo dar o meu melhor em tudo que faço. Às minhas irmãs que tanto amo, obrigada por fazerem parte da minha vida.

Agradeço imensamente ao meu orientador Vahan Agopyan, que se dedicou ao meu trabalho e me deu conselhos valiosos.

Agradeço ao prof. Vanderley John, pelo ensino, tempo dedicado e inspiração em conversas que sempre me enriqueceram imensamente.

Agradeço aos meus professores no mestrado, que me ensinaram muito mais do que o conteúdo passado nas aulas.

À CAPES, pela bolsa concedida.

Agradeço ao colega Bruno Damineli pela colaboração, troca de dados e pelo aprendizado.

Agradeço às minhas colegas de Poli, Ana Paula, Lidiane e Katia pelas trocas de conhecimento valiosas. Por tornar dias pesados mais leves, almoços com mais risadas, cuidados com meu filho durante reuniões, amizade pra todas as horas. Agradeço aos meus colegas da sala Asteroide, as inúmeras horas de estudos e incontáveis cafés!

Às minhas melhores amigas, Elys, Andrea e Joyce, por ouvir meus desabafos, e me incentivar nessa jornada.

Um obrigado todo especial para minha Tia Noeme e Gabriel, que me acolheram em sua casa no primeiro ano de mestrado, sou eternamente grata a Deus pela hospitalidade de vocês.

Aos queridos Andréa, Marcelo, Felipe e Daniel: obrigada pela imensa parte que vocês tiveram nessa jornada, abrindo as portas da casa de vocês para possibilitar nossa mudança a São Paulo. Nos abençoaram de uma forma toda especial. Guilherme e eu somos eternamente gratos pela amizade de vocês e carrego no coração este tempo precioso.

À minha sogra, que me acudiu com os afazeres da casa e cuidado com o Levi para que fosse possível eu terminar minha dissertação.

Aos meus familiares, especialmente meus avós Victor e Helena. Obrigada por sempre orarem por mim.

Ao CBCS, por me dar o privilégio de trabalhar para a promoção da construção sustentável.

Sou muito grata pela oportunidade de cursar o Mestrado em Engenharia Civil na Escola Politécnica da USP. A todos que de alguma forma participaram dessa jornada, meu muito obrigado.

*"Ora, àquele que é poderoso para fazer
infinitamente mais do que tudo quanto pedimos
ou pensamos, conforme o seu poder que opera
em nós, a Ele seja a glória."*

Ef. 3:20-21a

RESUMO

A maior parte das emissões de CO₂ do concreto origina-se na produção do cimento. A estratégia tradicional de minimização da pegada de CO₂ tem privilegiado o grau de substituição do clínquer. O trabalho examina o impacto dessa estratégia e também a influência da escolha do fornecedor de cimento sob a ótica de sua matriz energética, a variação do consumo de cimento para concretos de mesma resistência e do desvio padrão do processo produtivo de acordo com o controle do processo de produção do concreto. O método de trabalho inclui dados de revisão bibliográfica, normalização técnica e dados de central de concreto. A estratégia tradicional de escolha do tipo de cimento baseando-se em seu teor de clínquer mostra-se incompleta, pois há uma grande variação e sobreposição dos teores de clínquer permitidos nas normas técnicas brasileiras. No momento atual estima-se que a indústria cimenteira nacional utilize praticamente toda a escória de alto forno gerada no país e a quase totalidade das cinzas de melhor qualidade. Dessa forma, aumentando a demanda de cimento, a produção de clínquer aumenta, e o teor de adições no clínquer diminui dentro das extensas faixas permitidas pelas normas técnicas. Nesse cenário, a seleção de um tipo de cimento em detrimento de outro pode reduzir o impacto de uma obra específica, embora não traga necessariamente benefícios ambientais para o país. A troca da matriz energética por carvão vegetal de madeira de florestas plantadas pode minimizar a parcela de emissões provenientes de combustíveis do cimento, diminuindo a emissão de 350 kg para 10 kg de CO₂ por tonelada de clínquer produzida. A eficiência do processo de formulação do concreto apresenta grande potencial para diminuir a quantidade de cimento utilizada no concreto, diminuindo, assim, as emissões totais de CO₂ do concreto. Os dados levantados apontam uma variação de consumo de cimento de mais de 100% para concretos de mesma resistência. A influência do desvio padrão das condições de produção apresenta potencial menor para a diminuição das emissões, diminuindo no máximo 13% o consumo de cimento no concreto. A combinação das quatro estratégias estudadas demonstra a complexidade da emissão do concreto e o grande potencial para mitigar suas emissões de CO₂. A necessidade de informações específicas sobre a emissão dos cimentos, seu teor de clínquer e sua matriz energética, uma técnica de dosagem otimizada e um controle das condições de produção do concreto demonstram que há, tanto para fornecedores de matérias primas do concreto quanto para os usuários e produtores do concreto, muito a ser feito para minimizar as emissões deste material tão consumido.

Palavras-Chave: Emissão de CO₂. Teor de clínquer. Matriz energética.

Variação do consumo de cimento em concretos. Desvio padrão do processo de produção de concreto.

ABSTRACT

Most of concrete's CO₂ emissions originate from cement production. The traditional strategy for minimizing the CO₂ footprint of concrete has favored the degree of clinker replacement. This paper examines the impact of this strategy and also the influence of the choice of the cement supplier based on the fuel composition in cement production, the variation of cement usage in concretes of the same strength and the standard deviation of the production process of concrete based on the control of its production process. The method of work uses data from literature, technical standards and data from a concrete central. The traditional strategy of the choice of cement type based on its clinker content is insufficient due to the extensive and overlapping clinker content range of different cement types allowed in Brazilian technical standards. At the present time, it is estimated that the cement industry utilizes all of the blast furnace slag generated in the country and nearly all quality fly ash. Consequently, if there is an increase in the demand for cement, there is an increase in clinker production, and the rate of additions to the clinker decreases, respecting the extensive limits permitted by technical standards. In this scenario, the selection of blast furnace slag cement and fly ash cement does not necessarily offer environmental benefits to the country as a whole and does not demonstrate a global impact, despite the possibility of benefiting specific construction sites. The substitution of the fuel mix for coal from planted forest wood can lower the portion of cement emissions due to fuel burning from 350 kg to 10 kg of CO₂ per tonne of clinker produced. The efficiency of the concrete mix formulation shows great potential to lower the amount of cement usage in concrete, thus lowering the total CO₂ emissions of concrete. The data presented point to a variation of more than 100% of cement content in concretes of the same strength. The influence of the standard deviation of the production process shows smaller impact on lowering concrete CO₂ emissions shows that there is a maximum potential of 13% of lowering cement content in concrete. The combination of the four strategies studied demonstrates the complexity of concrete's emissions and the great potential for mitigating its CO₂ emissions. The need for information on cement's specific emissions, its clinker content and fuel mix, the concrete mix formulation and the variability of the production process of concrete show that there is, for concrete raw material suppliers as well as concrete producers and users, a lot to be done to minimize the emissions of this widely consumed material.

Keywords: CO₂ emissions. Clinker replacement. Fuel mix. Variability of the cement content in concrete. Variability of production process of concrete.

Lista de Figuras

Figura 1 - Concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. Fonte: (IPCC, 2014)	16
Figura 2 - Estimativas da produção do cimento até 2030. Fonte (JOHN, in press)	18
Figura 3: Consumo aparente de cimento do Brasil. Fonte: (SNIC, 2013).	20
Figura 4 - Distribuição da produção brasileira anual de cimento, segundo os tipos de cimento. Dados em 1.000 toneladas). Fonte: SNIC, 2013.	20
Figura 5 - Potencial de economia de CO ₂ com base nas melhores tecnologias de 2006. Fonte: (IEA, 2009)	22
Figura 6 - Produção de Cimento. Fonte: IEA, 2013.	24
Figura 7 - Variação da intensidade de ligantes para concretos plásticos de 28 países mais Brasil. Fonte: Damineli et al (2010a).	27
Figura 8 : Emissão média brasileira de CO ₂ por teor de clínquer permitido por tipo de cimento e faixa de emissão média das 3 empresas estudadas.	32
Figura 9 - Diferenças na emissão do cimento considerando a alocação de emissão da escória.	39
Figura 10 - Estrutura de Consumo no Setor Cimento. Fonte:(EPE, 2010)	42
Figura 11 - Esquematização para cálculo de quantidade de madeira e floresta necessária para substituir a matriz energética da produção de cimento	45
Figura 12 - Diferença entre a emissão de CO ₂ pela troca da matriz energética por carvão vegetal de madeira de reflorestamento	47
Figura 13: Desempenho do ILrc de acordo com variação da classe de resistência e tipo de cimento utilizado nas misturas de concretos.	52
Figura 14: Desempenho do ILrc de acordo com variação da classe de resistência, tipo de cimento e fonte de dados (LIT - literatura e CONCR - central de concreto).	54
Figura 15: Relação entre aumento do consumo de cimento e desvio-padrão do processo produtivo do concreto, por faixas de resistência.	61
Figura 16 - Influência da eficiência do processo de dosagem, expressa pela variação consumo de cimento, e da seleção do tipo de cimento, considerando-se as variações de teor de clínquer previstas em norma, na emissão de CO ₂ do concreto final – resistência à compressão de 20 MPa.	65
Figura 17: Influência da eficiência do processo de dosagem, expressa pela variação consumo de cimento, e da seleção do tipo de cimento, considerando-se as variações de teor de clínquer previstas em norma, na emissão de CO ₂ do concreto final – resistência à compressão de 30 MPa.	65
Figura 18: Influência da eficiência do processo de dosagem, expressa pela variação consumo de cimento, e da seleção do tipo de cimento, considerando-se as variações de teor de clínquer previstas em norma, na emissão de CO ₂ do concreto final – resistência à compressão de 40 MPa.	66
Figura 19 - Concretos de 20MPa e CPII-E - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.	69
Figura 20 - Concretos de 20MPa e CPIII - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.	70
Figura 21 - Concretos de 20MPa e CPII-F - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.	70

Figura 22 - Concretos de 20MPa e CPV - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.	71
Figura 23 - Combinação das variáveis teor de clínquer, técnica de dosagem, troca da matriz energética e desvio padrão do processo produtivo para concretos de 20MPa. 73	
Figura 24 - Combinação das variáveis teor de clínquer, técnica de dosagem, troca da matriz energética e desvio padrão do processo produtivo para concretos de 30MPa. 74	
Figura 25 - Combinação das variáveis teor de clínquer, técnica de dosagem, troca da matriz energética e desvio padrão do processo produtivo para concretos de 40MPa. 75	

Lista de Tabelas

Tabela 1: Composição do cimento de acordo com as normas brasileiras (% em massa). O teor de clínquer é estimado assumindo um teor de sulfato de cálcio médio de 4%.	25
Tabela 2: Emissão de CO ₂ (kgCO ₂ /t) de empresas cimenteiras que participam do Cement Sustainability Initiative do WBCSD e declaram publicamente suas emissões. Dados de 2010 estimados para diferentes tipos de cimento.	30
Tabela 3 - Emissões do cimento com diferentes métodos para alocação de emissão de resíduos.	38
Tabela 4 - Composição da matriz energética da indústria brasileira de cimento. Fonte: (EPE, 2010).	43
Tabela 5 - Emissões diretas da indústria de cimento em 2005. Fonte: GÓMEZ et al., (2006)	45
Tabela 6 - Dados sobre Desempenho do IL _{rc} de acordo com variação da classe de resistência e tipo de cimento utilizado nas misturas de concretos.	52
Tabela 7 - Dados de desempenho do IL _{rc} de acordo com variação da classe de resistência, tipo de cimento e fonte de dados.	55
Tabela 8 - F _{cj} calculados para concretos de 20, 30 e 40MPa, considerando desvios de 3, 5 e 7 MPa. Valores em MPa.	60
Tabela 9 - Quantidade de cimento calculada para os concretos de 20, 30 e 40 MPa. 60	
Tabela 10 - Valores de consumo de cimento, areia e brita	91

Sumário

RESUMO.....	6
ABSTRACT	7
Lista de Figuras	8
Lista de Tabelas	9
1 Introdução.....	12
1.1 Objetivo	13
1.2 Estrutura da Dissertação	14
1.3 Metodologia	15
2 Revisão Bibliográfica	16
2.1 Mudanças climáticas e o concreto.....	16
2.2 Cenário de emissão de CO ₂ no mundo, no Brasil e projeção da demanda de cimento.....	17
2.3 Diferentes soluções para redução de emissão de CO ₂ do concreto.....	20
2.3.1 Seleção do cimento – teor de clínquer e fornecedor	23
2.3.2 Uso eficiente de ligantes	26
2.3.3 Variabilidade do processo de produção.....	27
3 Seleção do cimento – teor efetivo de clínquer no cimento e a pegada de CO ₂	29
3.1 Metodologia	29
3.2 Resultados e Discussões	31
3.2.1 Disponibilidade de resíduos para substituição de clínquer	33
3.2.2 Alocação de emissão aos resíduos	35
4 A influência do fornecedor na seleção do cimento sob a ótica da matriz energética	41
4.1 Metodologia	42
4.2 Resultados e Discussões	46
5 Influência da técnica de dosagem e da resistência inicial no consumo de cimento	50
5.1 Metodologia	50
5.2 Resultados e Discussões	51
6 Influência das condições de produção (desvio padrão do processo produtivo)	59

6.1	Metodologia	59
6.2	Resultados e Discussões	61
7	Combinação das estratégias.....	63
7.1	Metodologia	63
7.2	Resultados e Discussões	64
8	Discussões e comentários finais	76
9	Bibliografia	81
Apêndice A - Estimativa do impacto das estratégias estudadas no concreto considerando as emissões dos agregados além das emissões dos cimentos		90

1 Introdução

Diante do cenário mundial atual, há um consenso geral que é necessário tomar ações concretas para diminuir o impacto que estamos causando à Terra. Com uma população de mais de sete bilhões de pessoas, vivendo em um planeta com recursos limitados, é necessário mudar a forma que vivemos. Podemos ver o impacto da nossa forma insustentável de viver no meio ambiente. O aumento da temperatura da terra, climas cada vez mais extremos e desastres naturais, amplificados pelo aumento da emissão de dióxido de carbono por fontes antropológicas (PETIT et al., 1999; MCBEAN et al., 2001; REHAN; NEHDI, 2005; IPCC, 2014).

Para alcançar mudanças mais significativas e mais rapidamente é necessário começar pelos agentes de maior impacto em direção aos agentes menos impactantes, conceito da Curva ABC¹. A construção civil consome de 40 a 75% dos recursos naturais do planeta (CBCS, 2009). O cimento, material industrializado mais consumido no mundo, é responsável por 5% das emissões de CO₂ mundiais e está presente em praticamente todos os países (SNIC, 2010). Sendo assim, é necessário que sejam estudadas diferentes formas de reduzir o impacto ambiental do cimento. Com o crescimento de países subdesenvolvidos, a projeção é que o consumo de cimento aumente ainda mais nas próximas décadas. Aproximadamente 60% das emissões do cimento vêm da carbonatação para a formação do clínquer, processo químico natural e inevitável (MCT, 2010a). A indústria cimenteira brasileira já possui fábricas bastante avançadas, e seu potencial de reduzir as emissões baseia-se principalmente na troca da matriz energética (IEA; WBCSD, 2013). Um dos principais usos do cimento é no preparo de concreto (SNIC, 2012). O que se torna primordial, diante desse cenário, é definir as maneiras de diminuir o impacto do concreto com várias abordagens diferentes, para tentar ao menos manter nivelada a emissão de CO₂ relacionada ao concreto.

¹ Curva ABC ou Curva 80-20, derivada da Lei de Pareto. O filósofo e economista francês Vilfredo Pareto, constatou que 80% dos fenômenos advêm de apenas 20% das causas. Tal lei é aplicada em diversos ramos de atuação das ciências, indo desde a estocagem de produtos em uma empresa, passando pela área da sociologia, economia, engenharias, como até mesmo na área de saúde (SACOMANO et al., 2004).

Baseado em um estudo feito pela autora com uma grande construtora de São Paulo, o concreto nas obras residenciais típicas tem bastante significância. Aproximadamente 54% da massa de um prédio é constituída de concreto usinado. Somando os materiais cimentícios, ou seja, concreto usinado, cimento ensacado, argamassa industrializada e os agregados a eles atrelados (areia e brita), eles representam aproximadamente 85% da massa de um edifício típico. Metade da emissão de CO₂ de um edifício típico é atribuída ao concreto e materiais cimentícios. Um gerenciamento eficaz do concreto tem um grande impacto também sobre o custo de uma obra. Com o aumento da eficiência na produção do concreto, seja no controle do preparo, seja na formulação da sua composição, os benefícios ambientais são amplificados por sua importância e volume de uso em obras.

Muitas destas variáveis que influenciam a pegada ambiental de um concreto podem ser controladas por aqueles que especificam e produzem os concretos. No entanto, outras são controladas pelos produtores das matérias primas, especialmente do cimento, sendo somente possível selecionar o melhor fornecedor dentre os disponíveis, caso existam informações confiáveis. A discussão sistemática do potencial das diferentes estratégias para controlar a pegada de CO₂ de concreto tem estado ausente da literatura.

1.1 Objetivo

O objetivo do trabalho é verificar o impacto de quatro diferentes variáveis na pegada de CO₂ do concreto estrutural: a estratégia tradicional de minimização da pegada de CO₂ tem privilegiado o grau de substituição do clínquer, o impacto dessa estratégia e também a influência da escolha do fornecedor de cimento sob a ótica de sua matriz energética, a variação do consumo de cimento para concretos de mesma resistência e do desvio padrão do processo produtivo de acordo com o controle do processo de produção do concreto. Desta forma, objetiva-se fornecer subsídios à cadeia produtiva de concreto para minimização do impacto ambiental dos produtos, demonstrando que ações concretas são possíveis para a diminuição real das emissões de CO₂ do concreto.

1.2 Estrutura da Dissertação

O objetivo do Capítulo 2 é apresentar uma revisão bibliográfica para contextualizar os temas tratados no trabalho.

Os capítulos 3 a 6 abordarão diferentes estratégias que influenciam a emissão de CO₂ do concreto estrutural. Cada capítulo descreve a metodologia utilizada para a simulação da pegada de CO₂ da estratégia, os resultados e discussões sobre a variável em questão.

O Capítulo 3 trata da estratégia tradicional da seleção do cimento a partir do teor de clínquer permitido em cada tipo de cimento. Também é discutida a questão da alocação de emissão aos resíduos utilizados no cimento e sua disponibilidade no mercado. A metodologia adotada para estudar a influência da estratégia é descrita, são apresentados os resultados e discussões sobre a o potencial da estratégia nas emissões do concreto.

O Capítulo 4 aborda a seleção do cimento do ponto de vista da escolha do fornecedor, levando em conta as diferenças entre a matriz energética utilizada. É feita uma simulação para estimar qual a área de floresta teria que ser plantada para substituir toda a matriz energética da indústria por carvão vegetal de madeira de florestas plantadas. A metodologia adotada para estudar a influência da estratégia é descrita, são apresentados os resultados e discussões sobre a o potencial da estratégia nas emissões do concreto.

O Capítulo 5 analisa a influência da técnica de dosagem nos diferentes consumos de cimento para um concreto com a mesma resistência característica. A metodologia adotada para estudar a influência da estratégia é descrita, são apresentados os resultados e discussões sobre a o potencial da estratégia nas emissões do concreto.

O Capítulo 6 tem por objetivo expor a influência das condições de produção, ou seja, o desvio padrão do processo produtivo que altera o consumo de cimento no concreto e, por consequência, influencia a emissão de CO₂ do concreto. A metodologia adotada para estudar a influência da estratégia é descrita, são apresentados os resultados e discussões sobre a o potencial da estratégia nas emissões do concreto.

O Capítulo 7 analisa as variáveis dos capítulos 3 e 6 como um conjunto, para derivar a influência relativa de cada uma delas e seu potencial de importância na redução das emissões do concreto. A metodologia adotada para estudar a influência da estratégia é descrita, são apresentados os resultados e discussões sobre a o potencial da estratégia nas emissões do concreto.

As discussões e comentários finais do trabalho podem ser encontrados no Capítulo 8.

1.3 Metodologia

A metodologia prevê a construção da pegada de CO₂ a partir de dados da literatura e dados de concreteiras para identificar as faixas de variação do teor de clínquer no cimento, a influência do teor de cimento no concreto, a troca da matriz energética da indústria cimenteira, a eficiência do processo de formulação dos concretos e a variabilidade do processo produtivo.

Em cada capítulo, será analisada uma estratégia que influencia na emissão de CO₂ do concreto, visando estabelecer o potencial de redução dentro de cada estratégia. No capítulo final, estas variáveis serão analisadas conjuntamente para estabelecer um potencial total de mitigação de emissões do concreto.

A metodologia específica de cada estratégia (Capítulos 3 a 7) está detalhada no próprio capítulo, por serem metodologias distintas para cada tema abordado.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Mudanças climáticas e o concreto

Mudança climática é uma alteração a longo prazo do clima em uma localização específica, região, ou todo o planeta (GIDDENS, 2010). O clima da Terra tem variado significativamente em seu passado geológico, causado por mudanças solares, emissões vulcânicas e emissão de gases de efeito estufa ou GHGs (*Green House Gases*) (REHAN; NEHDI, 2005). A concentração de CO₂, um dos principais GHGs, se apresentava relativamente estável nos últimos 420 mil anos (PETIT et al., 1999). Entretanto, nos últimos 200 anos, a concentração de CO₂ subiu significativamente desde a revolução industrial (MCBEAN et al., 2001). Este aumento também pode ser observado na Figura 1 (IPCC, 2014).

Figura 1 - Concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. Fonte: (IPCC, 2014)

Acredita-se que esta alta concentração de CO₂ está associada a emissões antropogênicas. De acordo com o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2014), há evidências de que atividades humanas são as maiores responsáveis pelo aquecimento global nos últimos 50 anos, pois a emissão de dióxido de carbono das ações antropogênicas é muito alta. A ameaça do aquecimento global tem recebido maior atenção nos últimos anos. Esforços internacionais para este assunto começaram na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente em 1972, alcançando um marco importante com a assinatura do Protocolo de Quioto em 1997, com o compromisso das nações industrializadas de reduzir em 5,2% as emissões de GHGs de 1990 até 2012, sendo renovado para o período de 2013 a 2020, com o comprometimento das

nações reduzirem suas emissões em 18% abaixo dos níveis de 1990 (UN, 2014).

Cerca de 90% das emissões da produção do concreto originam-se na produção do cimento (VARES; HÄKKINEN, 1998; KJELLEN; GUIMARAES; NILSSON, 2005; LIMA, 2010). O cimento, por sua vez, contribui com aproximadamente com 5% das emissões de CO₂ do mundo (SNIC, 2010). A outra parcela das emissões deve-se às emissões dos agregados utilizados e aos combustíveis utilizados nos equipamentos da central dosadora (REGATTIERI; MARANHÃO, 2011). Em consequência, a estratégia mais popular para a redução dos impactos ambientais do concreto tem se concentrado na seleção de cimentos com menor teor de clínquer. Esta estratégia tem sido baseada na hipótese de que as adições ativas, que são resíduos de outras cadeias produtivas (as cinzas volantes são oriundas da queima de carvão mineral, principalmente em termoelétricas, e a escória de alto-forno é gerada na produção do ferro gusa) chegam para a indústria com impacto ambiental nulo. Esta hipótese é uma das soluções mais aceitas atualmente segundo as técnicas de Análise de Ciclo de Vida (ACV) (THE CONCRETE CENTRE, 2009; CHEN et al., 2010; BIRAT, 2011; VAN DEN HEEDDE; BELIE, 2012); porém, tem sido questionada e a tendência europeia é de alocar a estes resíduos parte do CO₂ e outros impactos ambientais dos processos industriais que os originaram (CHEN et al., 2010).

2.2 Cenário de emissão de CO₂ no mundo, no Brasil e projeção da demanda de cimento

Cimento é um dos materiais de construção mais largamente usados, principalmente para a produção de concreto, e o material industrializado mais consumido no mundo (AGOPYAN; JOHN, 2011). Pela importância que o cimento possui e a abundância geográfica de sua matéria prima, é produzido em praticamente todos os países (WORRELL et al., 2001). A difusão de sua produção também se deve ao seu relativo baixo custo e alta densidade do cimento, que gera altos custos de transporte (WORRELL et al., 2001).

Além das emissões de CO₂, o processo produtivo do cimento consome bastante energia. O consumo de energia pela indústria de cimento é estimado

em aproximadamente 2% do consumo de energia primária mundial, ou 5% do consumo mundial de energia para o setor industrial (WORRELL et al., 2001). No Brasil, os dados são coerentes, sendo 1,7% do consumo energético total e 4,8% do consumo energético do setor industrial (EPE, 2010).

Há diversas estimativas sobre a demanda futura de cimento. De acordo com o relatório desenvolvido pelo *International Energy Agency* (IEA) com o *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD), é estimado que a demanda de cimento terá um aumento de 30 a 66% até 2050 (IEA; WBCSD, 2013). A Figura 2, (JOHN, in press) compila vários cenários de projeção da evolução da produção de cimento baseados na previsão do crescimento da economia e do Plano Nacional de Energia 2030 (MME, 2007).

Figura 2 - Estimativas da produção do cimento até 2030²³⁴⁵. Fonte (JOHN, in press)

² Construbusiness: trabalho desenvolvido pela Fiesp, por meio do Deconic, que designou duas renomadas consultorias, LCA Consultores e FGV Projetos onde são apresentados números da cadeia produtiva da construção, atualizados até 2009, uma análise do setor habitacional, o que engloba do cenário econômico e demográfico da FGV às propostas para o setor e uma análise de infraestrutura com diagnóstico, metas de desempenho e proposições para os diversos setores (FGV PROJETOS; LCA CONSULTORES, 2010).

³ PNM 2030: Plano Nacional de Mineração 2030, ferramenta estratégica contendo estudos analíticos e perspectivas setoriais para a mineração e a transformação mineral no Brasil, contemplando um horizonte de vinte anos (MME, 2011).

⁴ SNIC – Cenário contemplado no Relatório Anual do Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (SNIC, 2010).

⁵ PNE Surf e PNE Naufrago: Cenários desenvolvidos no Plano Nacional de Energia 2030 (MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA, 2007).

A previsão internacional feita para o Brasil pelo relatório WWF/Lafarge (MÜLLER; HARNISCH, 2008) é equivalente ao crescimento do cenário Náufrago⁶ do PNE2030, atingindo 73 Mt no ano 2020. Em 2014, entretanto, o Brasil já atingiu 72Mt (USGS, 2015). Lima (2010) faz uma discussão mais sistemática de cenários para o Brasil, propondo uma evolução em taxa similar ao cenário Náufrago do PNE 2030. O prognóstico de um estudo de cenários do CSI para a América Latina prevê um crescimento de 150% entre 2005 e 2030, atingindo 60 Mt no ano 2030, valor que foi quase atingido em 2009 (LIMA, 2010). Todos os cenários estudados apontam para a tendência de crescimento da produção de cimento nos próximos anos e é possível observar que a projeção mais conservadora propõe um aumento de aproximadamente 50% na produção. Torna-se primordial elaborar estratégias para a minimização de suas emissões e a otimização de seu uso.

A produção brasileira de cimento tem aumentado nos últimos anos (Figura 3), seguindo a tendência mundial (SNIC, 2013). O consumo per capita brasileiro, que em 2009 era de 271 kg/hab ainda está abaixo da média mundial, que no mesmo ano foi 447 kg/hab (SNIC, 2010), demonstrando que a tendência brasileira é de crescimento.

⁶ Cenário Náufrago: “associado à visão mundial denominada “ilha”, o país se ressentiria de um cenário mundial conturbado, onde os fluxos de capitais são virtualmente interrompidos e o comércio internacional se expande a taxas modestas ou mesmo se retrai em alguns períodos” (MME, 2007).

Figura 3: Consumo aparente de cimento do Brasil. Fonte: (SNIC, 2013).

O Sindicato Nacional da Indústria do Cimento (2013) divulga ainda a produção anual de cada tipo de cimento (Figura 4). Por tipo de cimento, observa-se que a produção de CPII é predominante, sendo 59% da produção brasileira (SNIC, 2013).

ANO / YEAR	TIPOS DE CIMENTO / CEMENT TYPE						SUBTOTAL	AJUSTES*/ADJUSTMENTS*	TOTAL
	CPI	CP II	CP III	CP IV	CP V	Branco / White			
2008	346	33.080	8.879	5.714	3.577	86	51.682	288	51.970
2009	84	34.662	7.967	5.097	3.377	-	51.187	560	51.747
2010	88	38.474	8.345	6.686	4.211	-	57.804	1.313	59.117
2011	103	38.659	9.347	8.247	4.973	-	61.329	2.764	64.093
2012	98	39.743	10.000	9.612	5.580	-	65.033	3.776	68.809
2013	263	41.249	9.405	9.863	5.660	-	66.440	3.721	70.161

(*) Dados estimados. / Estimated data.

Figura 4 - Distribuição da produção brasileira anual de cimento, segundo os tipos de cimento. Dados em 1.000 toneladas). Fonte: SNIC, 2013.

2.3 Diferentes soluções para redução de emissão de CO₂ do concreto

Ao passo que economias crescem e enriquecem, a demanda por materiais de construção como o cimento e o concreto tende a aumentar. Isto é

particularmente visível em economias emergentes. A indústria mundial de cimento está diante de um desafio de sustentar seu negócio, enquanto busca a diminuição de suas emissões de CO₂.

Mehta e Meryman (2009) enumeram três ferramentas para reduzir as emissões de CO₂ de cimento:

1. Consumir menos concreto em novas estruturas;
2. Consumir menos cimento nas misturas de concreto;
3. Consumir menos clínquer no cimento.

A estratégia tradicional para a redução dos impactos ambientais do concreto tem se concentrado na seleção de cimentos com menor teor de clínquer. Como mencionado anteriormente, esta estratégia tem sido baseada no pressuposto de que as adições ativas chegam para a indústria com impacto ambiental nulo. Esta hipótese é uma das soluções aceitáveis segundo as técnicas de Análise de Ciclo Vida (ACV) (THE CONCRETE CENTRE, 2009; CHEN et al., 2010; BIRAT, 2011; VAN DEN HEEDE; BELIE, 2012). Já é conhecido, porém, que algumas dessas adições minerais não apresentam produção suficiente para atender à demanda da produção de cimento, que é alta e tende a crescer em velocidade muito superior ao aumento da produção das adições (DAMINELLI; JOHN, 2012).

O CSI (*Cement Sustainability Initiative*) é um esforço global de 24 produtores líderes de cimento com operações em mais de 100 países. Coletivamente, essas empresas somam 30% da produção mundial de cimento e vão de empresas multinacionais a pequenos produtores locais. A CSI tem focado em entender, gerenciar e minimizar os impactos da produção e uso do cimento, e é um dos maiores programas mundiais de sustentabilidade desenvolvidos por um único setor industrial. O CSI, juntamente com o IEA (*International Energy Agency*) e o WBCSD (*World Business Council for Sustainable Development*) desenvolveu um roteiro para a tecnologia do cimento. Este documento propõe quatro estratégias para diminuir a emissão de CO₂ do cimento. As quatro estratégias englobam melhorar a eficiência térmica e elétrica do processo de produção de cimento, uso de combustíveis alternativos, substituição do clínquer, captura e armazenamento de CO₂ (CSI, 2012). O *Global Cement*

Technology Roadmap do CSI também aponta tecnologias inovadoras, tecnologias de captura de carbono e redução das emissões indiretas como energia elétrica (CSI, 2010).

A indústria brasileira de cimento já tem uma alta eficiência em seu processo de produção (IEA, 2009; JOHN, 2011; SNIC, 2012), sendo que o principal potencial de melhoria envolvendo a diminuição das emissões do cimento e, por consequência, do concreto, é a mudança para uma matriz energética menos intensiva em CO₂. A Figura 5 evidencia que o Brasil, juntamente com o Japão, tem menor potencial de diminuição de CO₂, resultado de uma indústria avançada e que já aplica quase todo o potencial de melhoria. Diante desse cenário no Brasil, a mudança para uma matriz energética menos emitente pode diminuir a emissão de CO₂ associada à produção do clínquer, afetando toda a cadeia do concreto.

Figura 5 - Potencial de economia de CO₂ com base nas melhores tecnologias de 2006. Fonte: (IEA, 2009)

O consumo de concreto pode ser reduzido em mais de 50% aplicando o traço correto (MEHTA; MERYMAN, 2009) e alterando para concretos de alta qualidade ou concretos especiais (MÜLLER; HARNISCH, 2008). Isso requer uma cooperação com o cliente e uma melhoria na educação, informação e treinamento das alternativas mais avançadas disponíveis de fornecedores de cimento, além de métodos científicos sólidos e controles de qualidade aplicados em todo o ciclo de vida do cimento (MÜLLER; HARNISCH, 2008).

Algumas outras formas de diminuir as emissões do concreto envolvem o uso de concreto reciclado, a captura de carbono, redução de perdas em obra (SOIBELMAN, 1993; BOSSINK; BROUWERS, 1996; FORMOSO et al., 1996; AGOPYAN et al., 1998; SOUZA et al., 1998; CARDOSO; ARAUJO, 2007) e o uso de aditivos dispersantes que reduzem a quantidade necessária do cimento no concreto. Estas estratégias não serão exploradas para este trabalho.

Adicionalmente, materiais cimentícios inovadores com baixas emissões de CO₂ devem ser considerados. A substituição parcial de calcário, materiais alternativos para a produção do clínquer, uso de argilas calcinadas, pó calcário, pozolanas naturais, vidros vulcânicos e cimentos Sulfoaluminato de Cálcio Belítico também são opções para diminuir a emissão de CO₂ do cimento (COSTA et al., 2012).

Estes produtos requerem a disseminação da informação e conhecimento técnico para seu uso e vai exigir mudanças nos códigos e padrões atuais de construção (MÜLLER; HARNISCH, 2008).

2.3.1 Seleção do cimento – teor de clínquer e fornecedor

Atualmente a produção de uma tonelada de cimento emite de 0,65 a 0,95 toneladas de CO₂ dependendo da eficiência do processo, dos combustíveis usados e o tipo específico de cimento sendo produzido (CSI, 2009). Considerando uma escala mundial de produção de cimento, até uma pequena diminuição da média global de emissões por tonelada tem um grande potencial de redução de CO₂. A cada 10% de diminuição na intensidade de CO₂ até 2050, é possível deixar de emitir 0,4 Gt de CO₂ (MÜLLER; HARNISCH, 2008).

Tipicamente, 60% das emissões de CO₂ na produção do clínquer de cimento vêm da descarbonatação (CSI, 2009; SNIC, 2010). Aproximadamente 40% das emissões resultam dos processos de combustão necessários para produzir a energia térmica necessária para esta reação (1450°C) (CSI, 2009; SNIC, 2010). Através de medidas de eficiência energética, emissões e custos de combustível podem ser consideravelmente reduzidos. O uso de biomassa como substituto de combustíveis fósseis pode contribuir substancialmente para reduzir as emissões de CO₂ (MÜLLER; HARNISCH, 2008).

A produção de cimento é bastante conhecida e descrita em vários trabalhos e livros. Resumidamente, baseando-se nos relatos de Battagin (2011), Mehta e Monteiro (2008) e do Sindicato Nacional da Indústria do cimento (SNIC, 2010), a produção de cimento começa com a extração de calcário e argila. Em seguida é feita a britagem de calcário e preparo da mistura crua através da moagem e homogeneização. Após esse processo é feita a queima da mistura a aproximadamente 1450°C seguida de resfriamento. Este processo gera o clínquer, que moído e acrescentado sulfato de cálcio obtém-se o cimento. A etapa de calcinação, ou seja, a queima do calcário promove a decarbonatação, liberando CO_2 no processo. A Figura 6 apresenta um exemplo do processo de produção de cimento.

Figura 6 - Produção de Cimento. Fonte: IEA, 2013.

Para cada tonelada de calcário (considerando CaCO_3) queimada, são gerados 560 kg de CaO e 440kg de CO_2 . Por ser uma reação química intrínseca do processo, não é possível eliminar essa parcela de emissões.

No Brasil, os teores de clínquer permitidos e suas substituições estão normatizados (Tabela 1).

Tabela 1: Composição do cimento de acordo com as normas brasileiras (% em massa). O teor de clínquer é estimado assumindo um teor de sulfato de cálcio médio de 4%.

Sigla	CP II - F	CP II - Z	CP II – E	CP III	CP IV	CP V – ARI
Classe (MPa)	25/32/40	25/32/40	25/32/40	25/32/40	25/32	
Clínquer + Sulfato de cálcio	90 a 94	76 a 94	56 a 94	25 a 65	55 a 85	95 a 100
Escória	-	-	6 a 34	35 a 70		
Pozolana	-	6 a 14	-		15 a 50	
Filler	6 a 10	0 a 10	0 a 10	0 a 5	0 a 5	0 a 5
Clínquer (sem os 4% de sulfato de cálcio)	86 – 90	72 – 90	52 – 90	21 -61	41 – 81	91 – 96
Norma Técnica	ABNT NBR 11578:1997			ABNT NBR 5735:1991	ABNT NBR 5736:1999	ABNT NBR 5733:1991

Fonte: (ABNT, 1991a, 1991b, 1997, 1999)

Para este trabalho foi utilizado um valor médio de 4% de sulfato de cálcio, média brasileira pela iniciativa *Getting the Numbers Right* em 2010 (WBCSD, 2012).

Os tipos de cimento que admitem menores teores de clínquer são o CPIII e o CPIV. Todavia, é importante notar que as faixas de adição são bastante amplas. Segundo a norma, um CP II-E pode ter menos clínquer do que um CPIII. As faixas de variação do teor de clínquer são uma necessidade prática, uma vez que a indústria cimenteira não controla o volume de oferta e tampouco a reatividade de adições ativas. As adições mais utilizadas no cimento são a escória de alto-forno, cinzas volantes e cinzas de casca de arroz. A cinza volante é obtida na combustão de carvão pulverizado em usinas termoelétricas. A cinza de casca de arroz, desde que a combustão da casca de arroz seja controlada pode ser utilizada como adição no cimento. A oferta dos dois tipos de cinza é limitada, sendo a maior parte das adições escória de alto-forno. A escória de alto-forno é obtida na produção de ferro fundido, também chamado de ferro gusa, quando resfriado rapidamente (MEHTA; MONTEIRO, 2008).

Em momentos de grande crescimento da demanda de cimento os teores de substituição de escória de alto forno tendem a ser reduzidos, pois a produção do cimento aumenta mais rapidamente que a de ferro gusa. A limitação também depende da região do Brasil. Regiões com maior número de siderúrgicas como o Sudeste têm mais fácil acesso à escória de alto-forno, já a

localização restrita das termoeletricas movidas a carvão mineral limitam o acesso à cinza volante na região sul (MCT, 2010a). A disponibilidade de algumas adições será vista em mais detalhes no item 3.2.1.

Além da variabilidade permitida de clínquer, as emissões da produção de cimento podem variar devido a diferenças entre processos produtivos de empresas e, em uma mesma planta industrial, ao longo do tempo (CHEN et al., 2010). A eficiência dos fornos varia consideravelmente. Adicionalmente, observa-se com frequência a alteração dos tipos de combustíveis utilizados (LIMA, 2010). Na média brasileira, os combustíveis são 40% do volume de CO₂ liberado na produção do clínquer (CSI, 2014; SNIC, 2010; JOHN, 2011). Cada combustível tem uma intensidade de CO₂ associada. As variações nos combustíveis utilizados podem ser importantes.

2.3.2 Uso eficiente de ligantes

É também evidente que o impacto ambiental de concretos e outros produtos cimentícios depende do impacto do cimento utilizado e do teor de cimento empregado. Existem significativas variações no teor de cimento para concretos com resistências à compressão e trabalhabilidade similares. Estas variações dependem das condições de dosagem, da variabilidade do processo e dos materiais empregados, inclusive a reatividade do cimento, as propriedades físicas e mecânicas dos agregados e tipos e teor de aditivo empregado. A fração reativa presente no cimento também varia, pois o teor de *filler* é variável e a reatividade dos *fillers*, apesar de ser objeto de diversos estudos, é muito menor do que a do clínquer (MENÉNDEZ; BONAVETTI; IRASSAR, 2003; LOTHENBACH et al., 2008). É possível mensurar o efeito destes fatores analisando o estudo apresentado por Damineli et al. (2010a). Os autores analisaram concretos de 28 países utilizando um indicador: a intensidade de ligante (IL), definido como a massa de ligantes C [kg](adições ativas, clínquer e sulfato de cálcio) para produzir um metro cúbico de concreto dividido pela resistência f_{cj} [MPa] do concreto aos 28 dias (Equação 1).

$$IL = C \cdot f_{cj}^{-1}$$

Equação 1

Os resultados estão apresentados na Figura 6. O *filler* calcário, presente em muitos cimentos, não é computado como ligante (DAMINELI et al., 2010a). Os

dados mostram uma significativa dispersão na intensidade de ligantes. Como exemplo, percebe-se que para uma resistência média (de dosagem, f_{cj}) de 20 MPa, o IL variou entre 10,5 e 22 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{MPa}^{-1}$. Isto significa que o teor de ligante variou entre 210 e 400 kg/m^3 de concreto. Como o cimento é cerca de 90% da pegada de CO_2 do concreto (VARES; HÄKKINEN, 1998; KJELLEN; GUIMARAES; NILSSON, 2005; LIMA, 2010), a pegada de CO_2 do concreto varia na mesma proporção. Os resultados referem-se a concretos com diferentes comportamentos reológicos.

Figura 7 - Variação da intensidade de ligantes para concretos plásticos de 28 países mais Brasil.
Fonte: Damineli et al (2010a).

2.3.3 Variabilidade do processo de produção

A variabilidade do processo de produção do concreto aumenta a resistência de dosagem (f_{cj}) em comparação com a resistência característica (f_{ck}) (JOHN, 2011), o que se deve à necessidade de se projetar o concreto de resistência média que garanta que, mesmo com a variabilidade do processo produtivo, a resistência de projeto será sempre alcançada na prática. Isto influencia o teor de cimento necessário à produção de um concreto com determinado desempenho. A Equação 2 mostra a relação entre resistência de projeto e

resistência média de dosagem e dp é o desvio padrão do processo de produção.

$$f_{cj} = f_{ck} + 1.65 dp$$

Equação 2

O valor do desvio padrão (dp) varia segundo a norma NBR 12.655:2006 (ABNT, 1996) entre 4 e 7 MPa, dependendo do grau de controle do processo produtivo – particularmente do grau de controle da umidade dos agregados e da massa de cimento (RECENA; PEREIRA, 2011). Para produzir concreto com f_{ck} de 20MPa, caso não seja conhecido como é feito o controle do processo produtivo, a resistência de dosagem (f_{cj}) irá variar entre 27 e 32 MPa.

3 Seleção do cimento – teor efetivo de clínquer no cimento e a pegada de CO₂

O objetivo desse capítulo é analisar a estratégia tradicional para diminuir as emissões do concreto, a escolha do tipo do cimento baseado no teor de clínquer que o cimento possui, já que a produção do clínquer é a maior responsável pela emissão de CO₂ no cimento. Hoje, essa estratégia significa utilizar o cimento CPIII, pois é o cimento com o menor teor de clínquer permitido por norma. Será analisada a implicância de utilizar essa estratégia para a diminuição das emissões de CO₂, bem como mostrar suas limitações.

3.1 Metodologia

Os cálculos desprezam os impactos do transporte e secagem das adições, admitindo que a alocação de emissões de CO₂ do processo produtivo que gera as adições mais utilizadas é nula, hipóteses geralmente aceitas (THE CONCRETE CENTRE, 2009; CHEN et al., 2010; BIRAT, 2011; VAN DEN HEEDÉ; BELIE, 2012). Sendo assim, é possível estimar as emissões de CO₂ de cimentos seja do país ou de alguma empresa através da Equação 3 (JOHN, 2011).

$$C = k \cdot C_m \cdot k_m^{-1}$$

Equação 3

Nessa equação, a emissão de um determinado cimento (C) em kgCO₂/t é obtida através da emissão média (C_m) e o teor de clínquer médio (k_m) do cimento de um determinado país ou empresa, e o teor de clínquer (k) para o cimento em análise. Desta forma, conhecendo a emissão média do cimento brasileiro e o teor de clínquer médio, é possível estimar a emissão de diferentes tipos de cimento brasileiros, baseados nos teores de clínquer permitidos em norma.

A Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima divulga os dados de emissões diretas da produção do cimento, separados em emissões de descarbonatação e emissões dos combustíveis utilizados no processo. Somando as duas emissões, tem-se que no ano de 2005 a emissão total da indústria de cimento foi de 22.990 Gg de CO₂ (MCT, 2010b). A produção total de cimento foi 38.706 mil toneladas

(MCT, 2010a). Desta forma, calcula-se que a intensidade de CO₂ foi de 590 kgCO₂/t de cimento, admitindo alocação nula das emissões referentes às adições minerais residuais (escoria de alto forno e cinza volante). A fração média de clínquer no país foi 0,69 (MCT, 2010a). A partir destes dados, utilizando a Equação 3 é possível estimar que a emissão média do clínquer brasileiro é de 855 kgCO₂/t. Com esse dado, pode-se obter um valor máximo e mínimo para as emissões de cimento, baseando-se nos valores de substituição de clínquer permitidos por norma. Tem-se, assim, que a emissão mínima para o cimento brasileiro é de 180 kgCO₂/t, considerando o cimento CPIII que permite um mínimo de 25% de clínquer + sulfato de cálcio, admitindo-se 4% do sulfato. Da mesma forma, a emissão máxima para o cimento brasileiro é de 821 kgCO₂/t, considerando o cimento CPV-ARI que estabelece até 100% de clínquer ou nenhuma adição além de sulfato de cálcio.

Como há variabilidade entre as empresas do setor, também foram analisados dados das emissões declaradas de três grandes empresas participantes do *Cement Sustainability Initiative* do WBCSD com grande volume de cimento no cenário brasileiro. Para cada empresa considerou-se a emissão de cimento e o teor de clínquer declarados em relatórios disponíveis ao público (HOLCIM, 2010; INTERCEMENT, 2011; VOTORANTIM INDUSTRIAL, 2011), e a estimativa da emissão do clínquer foi feita da mesma maneira que para a média brasileira (Tabela 2), utilizando a Equação 3 para encontrar a emissão do clínquer. Exceção feita a uma empresa, que declarou a emissão de CO₂ específica da produção do clínquer, sendo este o valor adotado. A partir disso, a emissão mínima e máxima foi calculada baseada nos teores mínimos e máximos de clínquer permitidos em norma, apresentados na Tabela 1.

Tabela 2: Emissão de CO₂ (kgCO₂/t) de empresas cimenteiras que participam do Cement Sustainability Initiative do WBCSD e declaram publicamente suas emissões. Dados de 2010 estimados para diferentes tipos de cimento.

	Mínima	Declarada (média)	Máxima
Empresa 1	174,93	656	799,68
Empresa 2	187,68	597	857,98
Empresa 3	176,33	517	806,08

Os valores mínimos da média brasileira e das empresas são praticamente utópicos, pois estes consideram o máximo de substituição de clínquer permitido em norma. Como há uma limitação de disponibilidade de adições que será vista em mais detalhes no item 3.2.2., na prática, estes valores mínimos podem não acontecer.

3.2 Resultados e Discussões

Os resultados da Figura 8 mostram que o tipo de cimento é um fator importante, mas não absoluto na definição das emissões de CO₂. No eixo horizontal está o teor de clínquer dos cimentos e no eixo vertical a emissão de CO₂, em kgCO₂ por tonelada de cimento. Foram demonstrados, por diferentes cores, os teores de cada tipo de cimento permitidos em norma, mostrados na Tabela 1. Desta forma, fica evidente a visualização da sobreposição das faixas dos diferentes tipos de cimento permitidos em norma. A linha preta demonstra os valores de emissão da média brasileira. Há uma variação de 7% nas emissões entre as empresas estudadas para um mesmo teor de clínquer, representadas na Figura 8 pela faixa cinza. Espera-se que esta faixa deva ampliar significativamente se forem consideradas outras empresas do mercado brasileiro.

Figura 8 : Emissão média brasileira de CO₂ por teor de clínquer permitido por tipo de cimento e faixa de emissão média das 3 empresas estudadas.

Como é possível observar na Figura 8, um cimento CPIV ou até mesmo um CII-E podem apresentar um teor menor de clínquer do que o cimento CPIII. Da mesma forma, um cimento CII-Z, CII-E e CII-F podem ter o mesmo teor de clínquer. Essa sobreposição das faixas e pelo fato das faixas serem bastante extensas, a tomada de decisão baseada apenas na escolha do tipo de cimento é insuficiente, embora necessária. Somado a isto, ainda há a variação entre empresas e, desta forma, a melhor decisão somente pode ser tomada sabendo qual o teor de clínquer real utilizado no cimento.

Embora sejam possíveis estimativas laboratoriais do teor de clínquer, isto só será feito de forma prática quando for introduzida no mercado a declaração ambiental de produto, onde a empresa declara os impactos ambientais dos seus produtos é possível conhecer os teores específicos do cimento.

A análise cuidadosa da Figura 8 também demonstra que estimar o ganho ambiental de um concreto baseando-se apenas na seleção do tipo de cimento

pode levar a erro. A limitação da oferta de escória pode vir a criar incentivos para a introdução de cimentos CPIII e CPIV, reconhecidos no mercado como tendo um menor impacto ambiental, com teores de clínquer mais altos que o CII-E. Outra alternativa para as empresas seria reduzir significativamente o teor de adições no CII-E e CII-Z, para valores muito baixos, liberando escória e cinza volante para os cimentos CPIII e CPIV.

3.2.1 Disponibilidade de resíduos para substituição de clínquer

Considerando a disponibilidade de escória de alto-forno para a produção brasileira de cimento no ano de 2012 de aproximadamente $7,55 \times 10^6$ toneladas (IAB, 2013) e sendo a produção de cimento em torno de 70×10^6 toneladas em 2013 (SNIC, 2013), pode-se estimar que a escória disponível para substituição de clínquer é de pouco menos de 10% do consumo anual de cimento brasileiro, ou próximo de 24% para a região sudeste, que teve um consumo de $31,44 \times 10^6$ toneladas em 2013 (SNIC, 2013). Considerando apenas a quantidade de CII e CPIII, que podem conter escória, a escória disponível é de aproximadamente 15% (SNIC, 2013).

Também se estima que a oferta de cinza volante não é capaz de suprir toda a demanda da indústria cimenteira (HUMPHREYS; MAHASANAN, 2002). Rocha Jr et al. (2012) afirma que de 1,7t/ano de cinzas de carvão mineral produzidas, sendo 80% de cinza volante e 20% de cinza pesada ou de fundo, menos de 30% desse total disponível é utilizado na indústria do cimento. A produção de CPIV, que permite o uso da cinza volante, foi de 6.686 mil toneladas em 2010 (SNIC, 2010). Desta forma, calcula-se que considerando somente o CPIV, há aproximadamente 20% de cinzas volantes disponíveis para o uso no cimento. É permitida a adição de 15% a 50% de cinzas volantes no cimento CPIV, ou seja, mesmo utilizando toda a cinza volante disponível, ainda não chegaria nos valores máximos de substituição permitidos em norma.

Assim, em cenários onde a indústria já utiliza todas as adições ativas residuais disponíveis (como é o atual cenário nacional), a seleção do tipo cimento pelo teor de clínquer não irá modificar o cenário das emissões brasileiras. Ao se diminuir a emissão de um prédio, pode haver uma diminuição da pegada de CO₂ local. No entanto, essa redução será compensada em outra construção.

Talvez faça mais sentido selecionar a empresa fornecedora de cimento por critérios como sua matriz energética e eficiência energética e teor de clínquer médio de seus cimentos do que pelo tipo do cimento.

O caso do CP II-E e do CP III é ainda mais complicado. Apesar do CP III ser considerado sempre o cimento mais eco-eficiente do mercado nacional por apresentar os maiores percentuais de substituição de clínquer, nota-se que, mesmo sob uma mesma eficiência de dosagem (mesmo consumo de cimento) pode haver maior eficiência ambiental do CP II-E com relação ao CP III, já que o teor máximo de substituição possível deste cimento é maior do que o teor mínimo de substituição do CP III. Considerando-se que ambos se utilizam da mesma adição mineral para serem produzidos (escória de alto-forno), esta constatação é extremamente relevante. De acordo com interesses industriais, pode-se facilmente transformar um cimento CP II-E em um CP III, sem modificação alguma na proporção clínquer-escória de alto-forno. Assim, este cimento, recebendo o rótulo de CP III, será mais aceito no mercado, pois indicará maior compromisso com aspectos de sustentabilidade quando adquirido e utilizado por empreendimentos que buscam rótulos de compromissos sustentáveis. Se há menos de 20% do teor de cimento que pode ser substituído por escória de alto-forno no Brasil, fica claro que a substituição máxima permitida por norma para o CP III na prática não é possível, mesmo se considerarmos apenas a região sudeste. Se a escória for utilizada somente na região sudeste, que pela proximidade das regiões produtoras de escória, possibilita minimizar a emissão de CO₂ pelo transporte, o máximo de substituição não ultrapassa 24%, ou seja, dificilmente o cimento CP III terá um teor de substituição muito elevado, mesmo que seja utilizado somente nas regiões próximas à produção de escória. A tendência, segundo Damineli e John (2012), é a diminuição do uso de carvão em termoelétricas, o que diminui a disponibilidade de escória.

Mesmo que ocorra, a substituição máxima de clínquer por adições acontece apenas em lotes isolados do produto. Deve-se ainda ponderar que, se no cimento brasileiro haverá na média 7 milhões de toneladas de escória anuais (IAB, 2013), não importa se esta estará sendo colocada no CPIIE ou no CP III. O aumento da demanda de cimento trará necessidade de aumento da

produção de clínquer, e diminuição do teor de escória nos cimentos, já que a quantidade de escória é fixa e depende de outra indústria. Assim, em termos de impacto global, não importa muito qual o tipo de cimento é utilizado em um empreendimento em especial: caso este opte por um CP III para ser considerado mais sustentável, estará, em verdade, relegando aos empreendimentos vizinhos o rótulo de poluidores, pois não haverá escória suficiente para todos. Em outras palavras, por mais que um empreendimento se esforce por utilizar cimentos de menor impacto ambiental, a oferta de adições minerais, muito aquém das porcentagens possíveis por norma, sempre fará com que a soma final do impacto nacional seja o mesmo, no caso da demanda nacional de cimento anual ser estável.

A alternativa para diminuir efetivamente a emissão dos cimentos, portanto, é um aumento da disponibilidade das adições para a indústria cimenteira. Quanto maior o teor de adições utilizado, menor a emissão de CO₂ dos cimentos. Incentivos governamentais podem ser fundamentais para que isso ocorra. No caso da cinza volante, por exemplo, 70% das cinzas disponíveis são dispostas em bacias de rejeito ou utilizadas para recompor minas de carvão desativadas apenas 30% das cinzas volantes disponíveis são utilizadas para o cimento (ROCHA JR et al., 2012). Há um grande potencial para a diminuição das emissões dos cimentos brasileiros e, por consequência, dos concretos, sendo disponibilizadas mais adições na sua composição.

3.2.2 Alocação de emissão aos resíduos

É importante ressaltar que a tendência já consolidada na Europa de alocar as emissões de CO₂ aos resíduos (escória e *filler*) impactaria no cálculo de emissões do cimento (CHEN et al., 2010). O método escolhido para a alocação das emissões aos resíduos, dependendo da metodologia aplicada, seja por massa, por valor econômico ou por distribuição física, pode alterar significativamente o cenário das emissões do cimento (BIRAT, 2011). Um dos aspectos controversos dessa discussão é se os resíduos, adicionados ao cimento, devem ser considerados como coprodutos. O conceito de coproduto vem para combater o argumento de que se as adições no cimento são consideradas resíduos de outras cadeias, as emissões devem ser

responsabilidade da cadeia que gerou os resíduos e não da cadeia que os utiliza.

A alocação de emissão de CO₂ aos resíduos é uma discussão bastante complexa, e pode ser feita com diversas metodologias. O objetivo, neste trabalho, é apenas ilustrar como algumas dessas metodologias de alocação podem influenciar uma escala de impacto na emissão do concreto. Os dados utilizados para esta simulação são provenientes dos trabalhos de Birat (2011) e Chen et al. (2010), relacionados à emissão de CO₂ de escória de alto forno gerada pela indústria do aço.

A metodologia de alocação por massa está relacionada à massa de aço e escória produzidas e as emissões são alocadas proporcionalmente às massas. Sendo assim, cada tonelada de aço produzido acarreta em uma produção de 0,25t de escória (BIRAT, 2011). Isto quer dizer que a alocação específica (toneladas de carbono por tonelada de material) é a mesma para o aço e para a escória, de 1,72tCO₂/t segundo Birat (2011). Este método atribui o mesmo peso para produto e coproduto.

A alocação por valor econômico é geralmente associada ao preço do insumo. Segundo Birat (2011), supondo que o custo do aço é de €800/t e de €20/t para a escória, então o preço de venda para o aço seria de €805/t (1t aço + 0.25t escória). Isto se traduz em uma emissão de 0,013tCO₂/t para a escória, ou seja, a emissão da escória torna-se praticamente desprezível.

Um terceiro método de alocação é a alocação física, originada na análise física da coprodução de aço e escória. Este método é baseado na análise química para calcular quanto CO₂ é gerado pela produção da escória. Através deste método, a emissão da escória é de 1,24tCO₂/t (BIRAT, 2011). Outra forma da alocação física é pela análise de distribuição de energia no processo. Este método resulta em 0,54tCO₂/t de escória (BIRAT, 2011).

Chen et al. (2010) sugere diferentes formas de se fazer a alocação. No caso da escória ser considerada somente como resíduo, não seria aplicada nenhuma alocação de impacto ambiental. Entretanto, o trabalho considera a escória

como coproduto, e, neste caso, designa dois métodos de alocação. A alocação por massa é calculada através da Equação 4.

$$C_m = \frac{m_{by-product}}{m_{main product} + m_{by-product}} \quad \text{Equação 4}$$

O coeficiente de alocação de massa c_m é calculado pela relação entre as massas do coproduto ($m_{by-product}$) e do produto principal ($m_{main product}$). A massa do coproduto é considerada 19,4% e a massa do aço, 80,6% (CHEN et al., 2010) e será considerada para esta simulação. O coeficiente c_m é 0,194. Este valor é multiplicado pelo fator de emissão do aço para obter a parcela de emissão que cabe à escória, que é somada à emissão do cimento.

A alocação econômica de Chen et al. (2010) é calculada através da Equação 5.

$$C_e = \frac{(\$ \cdot m)_{by-product}}{(\$ \cdot m)_{main product} + (\$ \cdot m)_{by-product}} \quad \text{Equação 5}$$

O c_e é calculado pela razão de preço por unidade de material multiplicado pela massa de material produzido no processo $(\$ \cdot m)$ do coproduto e do produto principal. Os preços utilizados serão os mesmos de Chen et al.(2010), que atribui ao aço 97,7% do valor total, sendo 2,3% para escória. Sendo assim, c_e é 0,023. Este índice, multiplicado pelo fator de emissão do aço, é somado às emissões do cimento.

No Brasil são duas as rotas básicas para a produção de aço: alto forno (gerando ferro gusa) seguida de aciaria básica a oxigênio (nas siderúrgicas integradas) a partir de minério de ferro e fornos a arco elétrico a partir de sucata de aço que pode ser combinada com teores variáveis de ferro gusa virgem. Estimativas de emissão divergem consideravelmente para as duas rotas (BIRAT et al., 1999; STARCK; MÜHLBAUER; KRAMER, 2005; BERNSTEIN et al., 2007; BERR, 2008; ECOFYS; FRAUNHOFER INSTITUTE FOR SYSTEMS AND INNOVATION RESEARCH; ÖKO-INSTITUT, 2009; MDIC, 2013). Como não é o foco principal deste trabalho, será utilizada uma das estimativas maiores de emissão para que seja possível visualizar o potencial máximo dessa alocação: 2.400kgCO₂/t(ECOFYS; FRAUNHOFER

INSTITUTE FOR SYSTEMS AND INNOVATION RESEARCH; ÖKO-INSTITUT, 2009).

A Tabela 3 mostra as emissões do cimento pelas diversas metodologias de alocação de resíduos apresentadas.

Tabela 3 - Emissões do cimento com diferentes métodos para alocação de emissão de resíduos.

			Emissão do cimento [kgCO ₂ /t]					
			CP II - F	CP II - Z	CP II - E	CP III	CP IV	CP V
Média Brasileira	Tipo de cimento							
	Clínquer mínimo		735	616	445	180	351	778
	Clínquer máximo		770	770	770	522	693	821
Alocação BIRAT, 2011	Massa	min	942	942	942	1.192	1.019	890
		máx	976	1.097	1.270	1.538	1.365	933
	Financeiro	min	737	619	451	190	358	779
		máx	771	771	771	527	695	821
	Físico - química	min	910	910	910	1.068	959	877
		máx	931	1.008	1.117	1.286	1.177	904
	Físico - energia	min	811	767	704	606	669	827
		máx	824	824	824	732	795	842
Alocação CHEN et al., 2010	Massa	min	801	746	668	547	625	820
		máx	816	816	816	703	781	839
	Economica	min	743	631	471	223	383	783
		máx	775	775	775	543	703	823

Para uma melhor visualização do efeito da alocação de resíduos na emissão final do cimento, a Figura 9 mostra o gráfico inicial apresentado no capítulo anterior, e acrescenta as linhas de emissão de cada um dos métodos descritos nesta seção. Para essas estimativas foram utilizadas as metodologias de alocação de escória para as outras adições para permitir uma visualização melhor do gráfico.

Figura 9 - Diferenças na emissão do cimento considerando a alocação de emissão da escória.

Os métodos de alocação por massa e alocação química de Birat (2011) alocam tanto CO₂ para a escória que o cenário das emissões por tipo de cimento ou teor de escória é invertido: os cimentos com menos clínquer tornam-se os maiores emissores de CO₂. As alocações por energia de Birat (2011) e por massa de Chen et al. (2010) alocam uma emissão ainda elevada, somente um pouco menor que a emissão do próprio clínquer. Do ponto de vista ambiental, essas quatro metodologias de alocação não parecem coerentes, pois alocam tanto CO₂ aos resíduos ou coprodutos, o que poderia inclusive desmotivar seu uso. Desta forma, o incentivo ambiental que os aditivos apresentam perde sua força. As alocações financeiras e econômicas parecem ser mais coerentes, alocando certa emissão para o aditivo, mas não tão elevada que alterem o quadro de emissões dos cimentos.

A forma de alocação pode alterar drasticamente o cenário da emissão do cimento. Quanto menor o teor de clínquer no cimento, maior será a quantidade de resíduos utilizada, e como consequência, mais significativo o aumento da emissão de CO₂. Considerando o limite mínimo do teor de clínquer do CP III, o aumento da emissão pode variar de 5% a mais de 700%. Desta maneira, os cimentos com menores teores de clínquer, se adotada a alocação química ou em massa de Birat (2011), podem ter maiores emissões do que o CPV, com 100% de clínquer.

É necessário apontar que os métodos de alocação que causam essa inversão de cenário são sugeridas por um autor da indústria do aço, e que não é a tendência geral do mercado adotar alocações tão extremas. Nas alocações mais conservadoras, observa-se um aumento no total de emissões, mas não há mudança geral no cenário apresentado: os cimentos com menores teores de clínquer continuam com as menores emissões, como acontece nos métodos apresentados por Chen et al. (2010) nas alocações por massa e por valor econômico, e na alocação por energia e financeira de Birat (2011). Nas alocações financeiras ou econômicas, percebe-se que há um aumento muito pequeno das emissões, métodos que parecem ser o mais coerentes com o conceito de coprodutos, e continuam acarretando a maior parte das emissões ao produto principal do processo produtivo.

No Brasil ainda não há uma definição de como essa alocação deve ser feita, e é importante notar que a discussão, apesar de bastante polêmica, é necessária para que haja uma alocação coerente das emissões das adições no cimento.

4 A influência do fornecedor na seleção do cimento sob a ótica da matriz energética

Aproximadamente 40% das emissões de CO₂ do cimento vêm dos combustíveis utilizados para a clínquerização (MCT, 2010a), que é a etapa onde ocorre a queima da mistura a aproximadamente (1450°C) seguida de resfriamento, processo que gera clínquer (CSI, 2009; SNIC, 2010). Logo, quanto menos intensos em CO₂ forem os combustíveis utilizados, menor será a emissão final do cimento. Esta variável depende do fabricante do cimento, mas ela também é dependente dos tomadores de decisão ao comprar cimento para fazer concreto, pois é possível optar por um fornecedor que utilize de uma matriz energética que emita menos CO₂ do que outra empresa, desde que seja conhecida a sua composição específica. O coprocessamento de resíduos e o uso de biomassa como combustível podem reduzir significativamente as emissões dessa parcela da produção do cimento (MÜLLER; HARNISCH, 2008). A biomassa pode ter várias origens: madeira de florestas plantadas, processamento de madeira, safras de grãos produzidos especificamente para a geração de energia, resíduos de agricultura como casca de arroz, resíduos de alimentos e alguns resíduos industriais (BEC, 2011).

Este capítulo tem o objetivo de demonstrar qual o impacto da troca da matriz energética por uma energia obtida da queima carvão vegetal originado de madeira reflorestada de eucalipto, evidenciando assim o potencial e a limitação que a escolha de um fornecedor com uma matriz energética mais “limpa”, com menor emissão de CO₂, pode representar uma redução de emissões de CO₂ significativa. Para simplificar o cálculo de emissão da biomassa para este trabalho, como esta pode ter origens diversas, será considerado somente o carvão vegetal de madeira de florestas plantadas de eucalipto.

É necessário atentar para o fato de que a troca da matriz mista para uma inteiramente de madeira reflorestada tem barreiras de viabilidade econômica e inclusive física, de espaço disponível para as florestas de eucalipto. Este aspecto será apenas apontado no estudo, um estudo mais aprofundado destas viabilidades é primordial para que a troca da matriz energética seja uma possibilidade real.

4.1 Metodologia

Em termos gerais, a metodologia para este capítulo consistiu de: quantificar a emissão da matriz energética brasileira para a produção de clínquer. A partir desse dado, substituir todas as outras fontes energéticas pela equivalência em madeira reflorestada de eucalipto e calcular a emissão de CO₂ com a fonte energética inteiramente consistida de carvão vegetal proveniente de madeira de reflorestamento. Calculada a quantidade de madeira necessária para suprir a produção de clínquer, foi calculada a área de floresta necessária para suprir a demanda anual de carvão vegetal. Desta forma, objetiva-se demonstrar o potencial de redução máximo que a troca da matriz energética representa.

Quantidade de madeira para a substituição da matriz energética

A matriz energética da indústria brasileira de cimento é publicada no Balanço Energético Nacional (Figura 10).

Figura 10 - Estrutura de Consumo no Setor Cimento. Fonte:(EPE, 2010)

A composição da matriz energética de 2005 também pode ser observada na Tabela 4, publicada no Balanço Energético Nacional (BEN). Tep, a tonelada equivalente de petróleo, é uma unidade de energia definida como o calor liberado na combustão de uma tonelada de petróleo cru, unidade comumente usada para energia, por estar relacionada diretamente com uma fonte energética importante e expressar um valor físico (EPE, 2010).

Tabela 4 - Composição da matriz energética da indústria brasileira de cimento. Fonte: (EPE, 2010)

Fontes	Unidade: 10³ tep
Gás Natural	17
Carvão Mineral	6
Óleo diesel	35
Óleo Combustível	23
Eleticidade	345
Carvão Vegetal	249
Coque de Petróleo	1,881
Outras não especificadas	275
Total	2,831

Para calcular o consumo energético por tonelada de clínquer produzida, divide-se o consumo energético total pelo total de clínquer produzido. Este consumo engloba todos os insumos energéticos para a produção do cimento. Como observado na Tabela 4, a indústria de cimento consumiu 2.831×10^3 tep de energia em 2005. Considerando que 1 tep equivale a $41,87 \times 10^9$ J (EPE, 2010), tem-se que 2.831×10^3 tep corresponde a 118.533.970 GJ. A produção de clínquer em 2005 totalizou 26.307.000 toneladas (MCT, 2010a), calcula-se que foram gastos 4,5 GJ de energia para cada tonelada de clínquer.

Considerando que foram necessários 4,5 GJ de energia por tonelada de clínquer, é necessário calcular qual a quantidade de madeira necessária para substituir os outros combustíveis para gerar 4,5 GJ de energia.

Partindo da premissa que será utilizado somente carvão vegetal como fonte energética, é possível calcular qual quantidade aproximada de madeira será necessária para suprir a demanda anual da indústria de cimento. Para este cálculo, foi considerado o uso de madeira reflorestada de eucalipto.

O poder calorífico superior de carvão vegetal, de acordo com a Empresa de Pesquisa Energética é 6.800 kcal/kg (EPE, 2010). Como uma kcal equivale a 4,1868 kJ, tem-se que cada quilograma de carvão vegetal equivale a 28.470 kJ, ou 0,0285 GJ/kg. É possível então calcular quantos quilogramas de carvão

são necessários para produzir 4,5 GJ de energia. O resultado é de 144,3 kg de carvão necessários por tonelada de clínquer.

A partir dessa informação, é possível calcular quantos quilos de madeira de eucalipto são necessários para produzir 144,3 kg de carvão. O rendimento em massa do carvão a partir da madeira varia por vários aspectos: tipo e temperatura do forno, tipo e idade da madeira e umidade da madeira. Foram encontrados na literatura rendimentos de 25% a 50% (CENBIO; INFOENER, ; BRITO; BARRICHELO, 1981; ABRAF, 2013; MOTA, 2013). Isso quer dizer que para cada quilograma de madeira que entra no forno, é gerado de 0,25 a 0,50 kg de carvão vegetal. Considerando o menor rendimento, de 25%, calcula-se que serão necessários 577,4 kg de madeira por tonelada de clínquer. Para suprir a demanda de 2005, portanto, são necessárias 15.188.961 toneladas de madeira.

De acordo com a Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF), a produtividade das florestas brasileiras plantadas de eucalipto em 2012 foi de 40,7 m³/ha.ano (ABRAF, 2013). Para calcular a equivalência em toneladas, é necessário utilizar a densidade do eucalipto. Essa densidade varia dependendo da idade da planta, da quantidade de água, área da árvore que está se medindo (PUNHAGUI, 2014). Para este cálculo, será utilizada a densidade seca média de eucalipto calculada por Punhagui (2014) de 0,60 ton/m³. Sendo assim, tem-se que cada hectare de floresta possui aproximadamente 24,4 toneladas de madeira. Para atender a demanda da indústria de cimento, portanto, seriam necessários 622.498 hectares de floresta. A Figura 11 apresenta uma visualização da sequência de cálculo e apresenta os resultados por tonelada de clínquer e os resultados considerando o clínquer produzido em 2005.

Figura 11 - Esquematização para cálculo de quantidade de madeira e floresta necessária para substituir a matriz energética da produção de cimento

Emissão de CO₂

Com base na Tabela 4, podem ser calculadas as parcelas de emissões diretas de CO₂ de cada combustível. Para determinar essa emissão, foram utilizados dados do IPCC (GÓMEZ et al., 2006). Os resultados estão na Tabela 5. Não foram calculadas as emissões correspondentes ao item “outras não especificadas”, uma vez que não foi explicitada no documento a composição das outras fontes de energia.

Tabela 5 - Emissões diretas da indústria de cimento em 2005. Fonte: GÓMEZ et al., (2006)

Fontes	10 ³ tep	TJ	Emissão kgCO ₂ /TJ	Emissão total GgCO ₂
Gás Natural	17	712	56.100	40
Carvão Mineral	6	251	94.600	24
Óleo diesel	35	1.465	74.100	109
Óleo Combustível	23	963	77.400	75
Eletricidade	345	14.445	8.100	117
Carvão Vegetal ⁷	249	10.426	112.000	1.168
Coque de Petróleo	1.881	78.757	97.500	7.679
Outras não especificadas	275	11.514	--	--
Total	2.831	118.534		9.210

⁷ O carvão vegetal da matriz energética tem uma emissão elevada por não ter origem em florestas plantadas.

Com os dados da Tabela 5, é possível determinar a emissão por tonelada de clínquer produzida. De acordo com o Segundo Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, a produção de clínquer em 2005 foi 26.307×10^3 t (MCT, 2010a). Dividindo a emissão total por combustíveis tem-se que foram emitidas 0,35 toneladas de CO₂ por tonelada de clínquer produzida.

As emissões de CO₂ a partir do uso de carvão vegetal de florestas plantadas tendem a ser significativamente menores. Isso se deve ao fato das emissões diretas serem nulas, pois o que será emitido com a queima do combustível foi absorvido pela floresta durante o crescimento. As emissões indiretas do plantio englobam as emissões durante a extração e transporte da madeira dentro da floresta, considerando o consumo de combustível dos equipamentos (harvester, trator, motosserra, caminhão) (PUNHAGUI, 2014). Estão excluídos desta conta o transporte da madeira até a carvoaria. Existe uma faixa de variação dessas emissões, pelas variações de maquinário e do processo. O valor mediano, de 17,07 kgCO₂/ton de tronco seco será utilizado para os cálculos (PUNHAGUI, 2014). O total de emissões indiretas, portanto, seria de 259 Gg de CO₂. Dividindo o valor pelo total de clínquer produzido, tem-se que, se a matriz energética for substituída inteiramente por carvão vegetal proveniente de madeira de eucalipto reflorestada, a emissão diminui para 10 kg CO₂/tonelada de clínquer.

4.2 Resultados e Discussões

Como demonstrado pelos cálculos, se toda a matriz energética fosse substituída por carvão vegetal vindo de florestas plantadas de eucalipto, há um potencial significativo para a diminuição das emissões do cimento por parte dos combustíveis utilizados na clínquerização. A emissão por combustíveis por tonelada de clínquer produzida sofreria um decréscimo de 350 kg para 10 kg por tonelada de clínquer, ou seja, a parcela de emissão energética do cimento seria 2,8% da parcela atual da matriz energética. Percebe-se, portanto, o grande potencial que a substituição da matriz energética possui. Sendo a parcela dos combustíveis aproximadamente 40% das emissões do cimento, a parcela de combustíveis poderia ser quase desprezível.

Figura 12 - Diferença entre a emissão de CO₂ pela troca da matriz energética por carvão vegetal de madeira de reflorestamento

Pode-se observar na Figura 12 o impacto da troca da matriz energética por carvão vegetal no cimento. A Figura 12 mostra a emissão média brasileira apresentada no Capítulo 3, considerando a matriz energética real, divulgada no Balanço Energético Nacional, mostrando as divisões por tipo de cimento pelos limites definidos em normas brasileiras (Tabela 1). Também é apresentada a emissão teórica do cimento considerando a troca da matriz energética real pelo uso exclusivo de carvão vegetal originado de madeira de florestas plantadas. É possível perceber pelo gráfico que para o cimento, quanto maior o teor de clínquer, maior o impacto que a troca da matriz energética apresenta.

A produção total de clínquer em 2005 foi de 26.307×10^3 ton (MCT, 2010a). O Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT) divulgou que a emissão média total pela decomposição do calcário foi de 14.349 Gg de CO₂ (MCT, 2010a) e a emissão média por combustíveis foi 9.210 Gg. Desta forma, calcula-se que a emissão total foi de 895.6 kg CO₂ por tonelada de clínquer. Se houver a substituição da matriz energética inteiramente por carvão vegetal de florestas

plantadas, a emissão média total seria 555,3 kg CO₂ por tonelada de clínquer, ou seja, haveria uma redução de 38% das emissões do clínquer.

É importante destacar que a emissão da matriz energética de 9.210 Gg de CO₂ está considerando somente as emissões diretas dos combustíveis, ou seja, a liberação de CO₂ durante sua queima, sem considerar emissões indiretas como as de transporte e extração. Existe ainda, para cada combustível, uma pequena parcela de emissões indiretas, individuais a cada combustível por suas diferenças de processo de produção/extração. Dados sobre as emissões indiretas não são confiáveis e ainda há muita divergência na literatura. Há uma carência de uma base de dados nacional onde as emissões indiretas são divulgadas. Pode-se supor que a ordem de grandeza das emissões indiretas não deve divergir grandemente das emissões indiretas calculadas para a madeira de florestas plantadas (PUNHAGUI, 2014), não alterando as conclusões que se podem fazer utilizando somente emissões diretas. Se fosse considerada no cálculo somente a emissão direta do carvão vegetal de madeira de florestas plantadas, esse valor seria zerado, pois a emissão direta da queima da madeira equivale à parcela de CO₂ que foi absorvida no crescimento da floresta (PUNHAGUI, 2014).

Como foi calculado, para atender a demanda da indústria de cimento, seriam necessários 622.498 hectares de floresta. Considerando que em 2012 havia um total de 5.102.030 ha de florestas plantadas de eucalipto (ABRAF, 2013), a indústria cimenteira precisaria de um incremento de aproximadamente 12% na área total de floresta. Para noções de dimensão, esta área equivale a quatro vezes a área da cidade de São Paulo. As florestas de eucalipto atualmente já não atendem toda a demanda por carvão vegetal no Brasil, liderada principalmente pelas necessidades da indústria siderúrgica (ABRAF, 2013). Um incremento de 12%, portanto, pode não ser viável física e economicamente. Um estudo de viabilidade econômica e física é necessário para analisar a possibilidade da substituição da matriz energética. Do ponto de vista ambiental, entretanto, esse incremento possui um potencial significativo. Mesmo que não seja possível trocar 100% da matriz energética da indústria do cimento, quanto maior a parcela de carvão vegetal vindo de madeira de florestas plantadas ou outras formas de biomassa, menor será a emissão dos cimentos.

Do ponto de vista dos compradores de cimento, para diminuir suas emissões, a escolha do fornecedor influencia nas emissões de carbono. Por mais que os processos produtivos sejam similares e a emissão inevitável do processo químico de produção de cimento, a escolha de um fornecedor com uma matriz energética mais limpa pode diminuir significativamente suas emissões de CO₂. Para isto, porém, é necessário que sejam divulgadas as emissões de cada empresa, ou pelo menos a composição de sua matriz energética. A disponibilidade e transparência de informação são aspectos primordiais na busca de fornecedores mais sustentáveis. Empresas participantes da *Cement Sustainability Initiative* já divulgam parcialmente esses dados, que são ferramentas importantes na escolha de um fornecedor de cimento.

Além da composição da matriz energética, outros fatores como a eficiência dos fornos e diferentes processos produtivos (CHEN et al., 2010) também influenciam as emissões de CO₂ de um fornecedor, e devem ser considerados. Entretanto, já é sabido que o processo produtivo das indústrias brasileiras já é bastante otimizado (CSI, 2009), e, portanto, o fator da matriz energética tende a ser determinante nas emissões de CO₂.

Foi analisado neste capítulo apenas o aspecto ambiental de emissões de CO₂, mas outros aspectos de sustentabilidade também precisam ser analisados. O Conselho Brasileiro de Construção Sustentável lista 6 fatores importantes na escolha de um fornecedor de materiais (CBCS, 2011):

1. Verificação da formalidade da empresa fabricante e fornecedora;
2. Verificação da licença ambiental;
3. Verificação das questões sociais;
4. Qualidade e normas técnicas do produto;
5. Consultar o perfil de responsabilidade socioambiental da empresa;
6. Identificar a existência de propaganda enganosa.

Finalmente, percebe-se que é necessário que as empresas divulguem seus dados, tanto de emissões, de sua matriz energética e processo de produção. Desta forma, a escolha do fornecedor pode ser apoiada pelos fatores ambientais, impulsionando toda a indústria a melhorar seu desempenho ambiental, uma vez demandado pelo usuário ou exigido por lei.

5 Influência da técnica de dosagem e da resistência inicial no consumo de cimento

Diferentes condições de aplicação e preparo do concreto, assim como das características das matérias primas que inclui os cimentos, levam a diferentes consumos de cimento para um concreto com a mesma resistência característica. Isto, por sua vez, influencia diretamente na eficiência do uso dos ligantes (IL_{rc}), já que a relação consumo de ligantes/resistência é alterada. Como visto no item 2.3.2., os dados de dosagem estão apresentados através do índice Intensidade de Ligantes (IL_{rc}) que é definido como a quantidade de ligante (kg/m^3 de concreto) necessária para produzir uma unidade de resistência (MPa) aos 28 dias de idade. Esse índice é um indicador ambiental do concreto, que permite uma comparação rápida e objetiva de diferentes misturas, não necessita de nenhum dado além dos parâmetros convencionais de dosagem tornando seu cálculo rápido e fácil, e já vem sendo adotado em várias centrais de concreto para medir o desempenho econômico de seus produtos (DAMINELI, 2013). Quanto maior o IL_{rc} , maior teor de ligantes necessário para um concreto de mesma resistência, ou seja, menos eficiente sua mistura. Este índice incorpora fatores da eficiência da produção do concreto, do projeto granulométrico, e é sensível à variabilidade de produção (DAMINELI, 2013).

Neste item é avaliada a influência da dosagem de concretos no consumo de ligantes e sobre o indicador IL_{rc} . Ao contrário dos capítulos anteriores, no qual a mitigação de emissões está intimamente ligada ao processo produtivo do cimento e o usuário apenas tem o poder de selecionar a fábrica produtora e o tipo de cimento, a dosagem do concreto é uma ação de grande potencial para mitigação de CO_2 da cadeia que depende fundamentalmente do usuário – tanto quando este compra concreto de uma central de concreto como quando produz o material diretamente.

5.1 Metodologia

Para a realização desta análise foram estudados dados de consumo de concretos de literatura (DAMINELI et al., 2010a) e de uma central de concreto

(DAMINELI et al., 2010b). Os dados foram filtrados de acordo com três variáveis:

1) tipo de cimento;

2) dados de dosagem em central de concreto ou obtidos na literatura, sendo que, dentro dos dados da literatura, foram analisados apenas os brasileiros, por questão de comparação com a central de concreto, também nacional;

3) faixas de resistência à compressão, sendo as analisadas 20, 30 e 40 MPa (f_{cj}), responsáveis pela grande maioria dos concretos usuais no mercado.

Para cada faixa de resistência a ser analisada, foram coletados dados dos concretos de resistência até 3 MPa superior ou inferior ao f_{cj} analisado – por exemplo, para analisar concretos de 20 MPa, foram selecionados dados de misturas entre 17 e 23 MPa. Isto aumentou muito o volume de dados para análise de cada faixa de resistência e, portanto, a representatividade dos dados. De acordo com o processo de produção, a norma NBR 12655 define um desvio padrão para a mistura variando de 4 a 7 MPa, dependendo das condições de preparo (ABNT, 1996). Entretanto, valores menores podem ser utilizados “quando o concreto for elaborado com os mesmos materiais, mediante equipamentos similares e sob condições equivalentes” (ABNT, 1996). No caso das centrais de concreto, portanto, é permitida a adoção de 3MPa.

5.2 Resultados e Discussões

A Figura 13 apresenta o desempenho do IL_{rc} dos dados de literatura, de acordo com variação do tipo de cimento utilizado na mistura e a classe de resistência à compressão. Os dados utilizados para análise são integrantes do estudo de Damineli et al. (2010a).

Figura 13: Desempenho do IL_{rc} de acordo com variação da classe de resistência e tipo de cimento utilizado nas misturas de concretos.

Dentre os dados do benchmark, foram selecionados apenas os de origem nacional, para permitir uma comparação entre os diferentes tipos de cimento. No gráfico, é possível observar a variação encontrada do IL_{rc} [kg.m³.MPa⁻¹], separados por classe de resistência (20, 30 e 40 MPa) e por tipo de cimento (CPII-F, CPII-E, CPIII, CPIV e CPV). Não há volume de dados para o CPIV para as resistências de 20 e 40 MPa, estando omitidos do gráfico. A linha em preto dentro de cada barra de variabilidade é o valor mediano encontrado dentro de cada conjunto de dados.

Para a visualização dos limites máximos e mínimos e o valor da mediana, a Tabela 6 apresenta os valores utilizados para a montagem da Figura 13.

Tabela 6 - Dados sobre Desempenho do IL_{rc} de acordo com variação da classe de resistência e tipo de cimento utilizado nas misturas de concretos.

	20 Mpa				30 Mpa					40 Mpa			
Tipo de Cimento	CP IIF	CP IIE	CP III	CP V	CP IIF	CP IIE	CP III	CP IV	CP V	CP IIF	CP IIE	CP III	CP V
IL _{rc} mín	12,6	11,6	10,5	10,4	10,9	10,2	9,4	9,8	9,2	10	9,7	7,9	7,3
IL _{rc} máx	18,2	15,8	18	19,4	13,6	12,8	12,7	13,7	12,5	12,2	11,9	11,2	9,6
IL _{rc} mediana	14,4	13,7	14	13,4	11,9	12,1	11,6	10,9	10,1	12	10,5	9,5	9,4

A discussão a seguir se concentra no valor mediano (que mostra a tendência geral) e o mínimo da faixa de variação, que demonstra o potencial do produto. O valor máximo provavelmente revela apenas limitações na qualidade dos materiais (agregados e aditivos utilizados, por exemplo) ou baixa eficiência do processo de dosagem.

Observa-se que a IL_{rc} diminui de acordo com o aumento da resistência, o que é detalhadamente analisado em Damineli et al. (2010b). Observa-se que o IL_{rc} mediano e mínimo diminuem de acordo com o aumento da resistência. Isso é esperado, conforme analisado em Damineli et al. (2010a), já que os elevados teores de cimento nesses concretos acarretam altos teores de pasta, o que permite que sejam misturados com baixas relações a/c. Torna-se, portanto, uma possibilidade para aumentar a eficiência do uso dos ligantes, a seleção de resistências de projeto maiores como uma estratégia que pode ser adotada pelo usuário para mitigar as emissões do concreto.

Quanto ao tipo de cimento, há uma leve tendência em se melhorar a eficiência do uso dos ligantes para misturas feitas com CPV, para todas as classes de resistência. Quanto maior a classe de resistência, maior a diferença entre o CPV e os demais tipos de cimento. Os dados de CPIII, entretanto, atingiram valores de IL_{rc} relativamente próximos aos do CPV. Deve ser levado em conta que o CPV possui maior pegada de CO_2 por seu teor maior de clínquer. Percebe-se que é necessário analisar a combinação dessas variáveis para determinar se a economia na quantidade de cimento utilizada no concreto consegue compensar a maior emissão desse cimento, como será discutido no Capítulo 7.

A variação nas técnicas de dosagem e materiais agregados, por sua vez, pode ser visualizada na dispersão dos resultados dentro de cada barra do gráfico. Para um mesmo tipo de cimento e uma mesma classe de resistência à compressão, os valores de IL_{rc} – e portanto o consumo total de ligantes, responsável diretamente pelo aumento ou diminuição das emissões de CO_2 – variaram consideravelmente. Para a faixa de resistência de 20 MPa e uso de CPV, por exemplo, houve variação de até 86% nos valores de IL_{rc} , o que demonstra que os materiais agregados, a eficiência dos aditivos utilizados e os

procedimentos de dosagem influenciaram de forma crucial no aumento ou diminuição das emissões de CO₂. Assim, a classificação dos concretos que tem por base o tipo de cimento é incompleta.

A Figura 14 mostra um comparativo entre os dados da literatura e dados de quatro centrais de concreto brasileiras, todas pertencentes a um mesmo grupo empresarial. Os dados foram retirados, respectivamente, de Damineli et al. (2010a) e Damineli et al. (2010b).

Figura 14: Desempenho do IL_{rc} de acordo com variação da classe de resistência, tipo de cimento e fonte de dados (LIT - literatura e CONCR - central de concreto).

Neste gráfico, é apresentada a variação encontrada do IL_{rc} [kg.m⁻³.MPa⁻¹], separados por classe de resistência (20, 30 e 4 MPa) e por tipo de cimento (CP II-E e CP III). Os dados estão separados entre dados da Literatura (LIT) e dados de concreteira (CONCR). A linha em preto dentro de cada barra de variabilidade é o valor mediano encontrado dentro de cada conjunto de dados.

Para a visualização dos dados máximos e mínimos e o valor da mediana, a Tabela 7 apresenta os valores utilizados para a montagem da Figura 14.

Tabela 7 - Dados de desempenho do IL_{rc} de acordo com variação da classe de resistência, tipo de cimento e fonte de dados.

	Concreteira	Literatura	Concreteira	Literatura
20 Mpa	CP IIE	CP IIE	CP III	CP III
$IL_{rc}mín$	-	11,6	11,9	10,5
$IL_{rc}máx$	-	15,8	13,9	18
$IL_{rc}mediana$	-	13,7	12,9	14
30 Mpa	CP IIE	CP IIE	CP III	CP III
$IL_{rc}mín$	8	10,2	9,1	9,4
$IL_{rc}máx$	10,9	12,8	12,2	12,7
$IL_{rc}mediana$	8,7	12,1	11	11,6
40 Mpa	CP IIE	CP IIE	CP III	CP III
$IL_{rc}mín$	6,4	9,7	7,5	7,9
$IL_{rc}máx$	10,8	11,9	11	11,2
$IL_{rc}mediana$	8,3	10,5	9,9	9,5

Para estes dados, observa-se que as centrais de concreto apresentam resultados de IL_{rc} menores do que a literatura no caso da utilização do cimento CP II-E. É possível inferir que as centrais de concreto em geral sabem dosar concretos com maior eficiência do que os dados encontrados em literatura. Por outro lado, no caso do CP III, os resultados de IL_{rc} de literatura e centrais de concreto são muito parecidos. Isto pode ser explicado não pela equiparação no conhecimento de dosagem entre ambas as fontes para este cimento, mas sim pelo fato de que as centrais de dosagem recebem de seus clientes solicitações de resistências mínimas para que a desforma do concreto possa ser realizada em baixas idades – um dos principais problemas do uso em concreto dos cimentos com alto teor de adições como o CP III, pois os cimentos com adições costumam ter resistências iniciais menores (MEHTA; MONTEIRO, 2008). Para viabilizar a desforma, estas centrais aumentam o consumo de cimento CP III, o que aumenta a resistência em baixas idades. Uma alternativa seria aumentar a resistência final do concreto, diminuindo o IL_{rc} . Conclui-se que as centrais de concreto apresentam menor consumo de cimento do que na literatura quando usam cimentos mais reativos, chegando a 40% de redução do IL_{rc} . Essa diferença entre literatura e centrais de concreto torna-se bem menor ou desaparece quando são usados cimentos com adição, como o CP III. Em outras

palavras, é provável que os requisitos de resistência de desforma reduzam o benefício ambiental de cimentos com baixos teores de clínquer. Uma opção para superar o problema é o desenvolvimento de tecnologia para acelerar a reação das adições. Do ponto de vista da construtora, a opção seria o uso de pré-moldados, o que poderia exigir cura térmica (CAMARINI, 1995), que, dependendo do tipo de combustível utilizado, também impacta significativamente na emissão de CO₂. Outra alternativa seria especificar uma resistência final aos 56 dias e não aos 28 dias (MEHTA; MERYMAN, 2009). A opção de atrasar o cronograma é insustentável pelas implicações econômicas na maioria dos casos.

Dados recentes demonstram que é possível diminuir ainda mais a intensidade de cimento nos concretos. Estudos feitos em laboratório têm desenvolvido concretos com a metade ou um terço da quantidade de ligante utilizada no mercado hoje. É possível, em laboratório, utilizando materiais de mercado, produzir concretos auto adensáveis de 50 Mpa com 126 kg/m³ de ligante total (DAMINELLI; PILEGGI; JOHN, 2013).

Em geral, é possível observar que há um uso mais intenso de cimento nos concretos feitos com cimento CPIII nas centrais de concreto. Este fato diminui os benefícios do uso do CPIII em termos de emissão de CO₂. Se por um lado, o cimento CPIII possui um teor de clínquer menor (entre 21 a 61%) do que o cimento CPII-E (52 a 90%), e conseqüentemente menor emissão de CO₂, por outro lado o aumento do consumo de cimento diminui significativamente o ganho ambiental.

Estudos apontam para um índice de capacidade ligante equivalente das adições em relação ao clínquer. No estudo de Habert (2012), este fator aparece para calcular o total de ligante equivalente para uma mistura de cimento (Equação 6).

$$BE = \text{cem} + k \cdot \text{SCM}$$

Equação 6

O “BE” é o valor equivalente de ligante, dado em quilogramas por metro cúbico; “cem” é o consumo de cimento (kg/m³); “k” é o parâmetro de capacidade equivalente das adições, específico para a adição mineral utilizada; e “SCM” é

a dosagem da substituição (kg/m^3). O estudo de Habert (2012) adota $k=0,9$ para a escória de alto forno e $k=0,6$ para cinza volante. Aplicando para um exemplo brasileiro (Equação 7), adotando um fator médio de 45% de clínquer para um cimento C-III e o restante substituído para escória, tem-se a seguinte expressão:

$$BE = 0,45 + 0,9 \cdot 0,55$$

Equação 7

O BE, então, é de 0,95. Este teor indica que haveria um aumento de 5% no consumo de cimento com esta substituição. Porém, os dados das centrais de concreto mostram que o consumo aumenta muito mais do que isso. Assim, este valor de “k” não está apropriado para o caso brasileiro.

Por causa da grande amplitude de eficiência do IL_{rc} encontrada, destaca-se que o bom uso do cimento e ligantes através dos aspectos relacionados à dosagem do concreto é, portanto, uma ação de grande impacto. Como isto depende fundamentalmente do usuário, seja este uma central de dosagem ou um consumidor independente, deve-se destacar a responsabilidade do usuário final frente a aspectos de sustentabilidade relacionados à cadeia do concreto. Isto é uma inferência importante, pois tradicionalmente, coloca-se a maior parte da responsabilidade para a sustentabilidade do concreto às produtoras de cimento. O que estes dados apontam, no entanto, é que o usuário pode ter grande influência nas emissões dos concretos, não só pela escolha do seu fornecedor de cimento, mas pelos seus métodos e controles de dosagem.

Quanto às variações do consumo de cimento relacionadas ao processo de dosagem do concreto, os números levantados, ainda que sobre dados de apenas uma central de concreto, demonstram um potencial grandioso para a melhora – ou piora – da eficiência do uso dos ligantes. Dependendo da resistência de projeto e do tipo de cimento, as variações no IL_{rc} chegaram a até 86% para uma mesma fonte, no caso dados da literatura. Incluindo nesta variação os dados da central de concreto, que apresentaram eficiência de dosagem significativamente melhor, este número ultrapassa os 100%, o que quer dizer que para as tecnologias usuais de dosagem, há concretos que utilizam mais do que o dobro de teor de ligantes do que outros de mesma

resistência e tipo de cimento para serem produzidos – a eficiência de dosagem é menos da metade.

Deve ser levado em conta a preocupação com o impacto da redução do teor de cimento na durabilidade do concreto. Normas técnicas como a NBR 12655 estabelecem teores mínimos de ligantes, suportamente para garantir durabilidade (ABNT, 1996). Entretanto, estudos como os de Popovics e Ujhelyi (2008), Wassermann, Katz e Bentur (2009) e Dihr et al. (2004) sobre o assunto mostram que o teor mínimo de cimento pode ser revisto, pois não houve um impacto significativo na carbonatação e fissuração. Sugere-se que seja mais explorado este aspecto, com o objetivo de definir o real impacto e o limite da redução do teor de cimento para garantir a qualidade e a durabilidade do concreto produzido. Também devem ser considerados estudos recentes dos autores Damineli, Pileggi e John (2013), que demonstram que há potencial para dobrar a eficiência no uso dos ligantes com relação aos concretos mais eficientes encontrados em literatura e central de concreto.

Desta forma, demonstra-se o grande potencial da melhoria dos processos de dosagem na mitigação das emissões de CO₂ da cadeia do concreto.

6 Influência das condições de produção (desvio padrão do processo produtivo)

Para garantir que a resistência de projeto será sempre alcançada na prática, a norma NBR 12655:2006 (ABNT, 1996), recomenda que seja adotada uma resistência média de dosagem (f_{cj}) maior que a resistência definida em projeto (f_{ck}) adotando um desvio padrão (dp) baseado no controle do processo produtivo do concreto, como apresentado na Equação 2 da Revisão Bibliográfica:

$$f_{cj} = f_{ck} + 1.65 dp$$

Equação 2

A necessidade de projetar-se um concreto com resistência maior do que requerida pode refletir em uma quantidade maior de cimento utilizado. Quanto menor o controle das condições de produção do concreto, maior terá que ser o desvio padrão adotado na Equação 2, e maior terá que ser a resistência de dosagem. O impacto que isso representa no consumo de cimento será analisado nesse capítulo.

6.1 Metodologia

De acordo com a norma técnica NBR 12655:1996 (ABNT, 1996), a produção de concreto deve considerar um desvio padrão entre 4 e 7 MPa, de acordo com o controle do processo produtivo. Processos de maior controle podem adotar desvios menores, conforme a dispersão real da obra ou central de concreto, desde que seja superior a 2 MPa (ABNT, 1996). Para este estudo foi adotado um desvio padrão de 3MPa, valor adotado na central de concreto estudada no Capítulo 5 (DAMINELLI et al., 2010b).

Quanto menor o controle das condições de produção, maior será o desvio padrão, maior a resistência de dosagem utilizada e, consequentemente, maior o consumo de cimento. Assim, quanto menos eficiente o controle de qualidade, maior o teor de cimento utilizado para garantir a mesma resistência, o que diminuirá sensivelmente a eficiência do uso dos ligantes.

Para avaliar qual a influência do controle de qualidade adotado sobre o consumo de cimento, foram selecionadas três resistências à compressão para f_{ck} (20, 30 e 40 MPa). Para cada uma delas, foi calculada a resistência de

dosagem f_{cj} para desvios padrão de 3, 5 e 7 MPa. Considerando um consumo de água médio fixo de 185 l/m^3 . A variação da resistência mecânica é realizada a partir da variação do teor de cimento. Este foi calculado utilizando-se uma curva de Abrams experimental de um cimento CPV (Equação 8):

$$f_{cj} = 3,327a/c^{-0.516} \quad \text{Equação 8}$$

Utilizando a Equação 2 ($f_{cj} = f_{ck} + 1.65 dp$), foram calculados os índices de f_{cj} para os concretos com f_{ck} 20, 30 e 40 MPa (Tabela 8), adotando os desvios (dp) de 3, 5 e 7 MPa.

Tabela 8 - f_{cj} calculados para concretos de 20, 30 e 40MPa, considerando desvios de 3, 5 e 7 MPa. Valores em MPa.

	Desvio padrão		
	3 MPa	5 MPa	7 MPa
20 MPa	25	28	32
30 MPa	35	38	42
40 MPa	45	48	52

Substituindo os valores da Tabela 8 na Equação 8, torna-se possível calcular a quantidade de cimento (C) em quilogramas por metro cúbico necessária para cada MPa em consideração, multiplicando o resultado obtido pelo consumo de água (Tabela 9).

Tabela 9 - Quantidade de cimento calculada para os concretos de 20, 30 e 40 MPa.

		3 MPa	5 MPa	7 MPa
20 MPa	a/c calculado	0,63	0,59	0,56
	Água (L/m^3)	185	185	185
	C (kg/m^3)	292	312	330
30 MPa	a/c calculado	0,53	0,51	0,49
	Água (L/m^3)	185	185	185
	C (kg/m^3)	348	365	380
40 MPa	a/c calculado	0,47	0,45	0,44
	Água (L/m^3)	185	185	185
	C (kg/m^3)	396	411	425

A partir desses dados é possível calcular a porcentagem de aumento no consumo de cimento devido ao desvio padrão aplicado (Figura 15).

6.2 Resultados e Discussões

A Figura 15 apresenta a variação do aumento do consumo de cimento de misturas de concreto, em porcentagem [%], a partir da variação do desvio-padrão adotado para o processo de dosagem. Os dados foram separados por faixa de resistência.

Figura 15: Relação entre aumento do consumo de cimento e desvio-padrão do processo produtivo do concreto, por faixas de resistência.

A Figura 15 mostra o aumento relativo do consumo de cimento no eixo vertical de acordo com o controle do processo produtivo, o que reflete no desvio padrão adotado para a resistência de dosagem, separados para concretos com resistências à compressão de 20, 30 e 40 MPa. Foi considerado que uma central de concreto adote um desvio padrão de 3 MPa, valor permitido conforme a dispersão real da central. Caso não houvesse um controle do processo de produção de concreto, seria necessário projetar concretos considerando um desvio padrão maior, aumentando este desvio para 5 e para 7 MPa. Observa-se na Figura 15 o aumento do consumo de cimento necessário para que as misturas com maior desvio padrão (portanto, menor

controle tecnológico) atinjam a resistência requerida. Quanto menor a resistência do concreto, maior a influência do desvio padrão no consumo de cimento, já que, proporcionalmente, a diferença entre a resistência média (f_{cj}) e a característica (f_{ck}) se torna gradativamente maior. Dessa forma, considerando o pior caso (resistência de 20 MPa e desvio padrão de 7 MPa), o aumento do consumo de cimento chega a, no máximo, 13% com relação ao mesmo concreto com desvio padrão baixo (3 MPa). O aumento do consumo de cimento diminui gradativamente à medida que se aumenta a resistência à compressão e se diminui o desvio padrão. Em um cenário mediano, com resistência de 30 MPa e desvio de 5 MPa, esse aumento do consumo de cimento não passa de 4%. Vale lembrar que o desvio padrão de uma central não é constante.

Embora os números devam variar em função da curva de Abrams de diferentes conjuntos de materiais, esta variável demonstra ter um potencial menor do que a eficiência do conjunto materiais e dosagem, discutidas anteriormente. Estas conclusões precisam ser confirmadas com uma análise mais abrangente, mas é possível inferir que os benefícios desta estratégia, embora não desprezíveis, tem menor prioridade para uma diminuição significativa a emissão de CO_2 dos concretos.

Este capítulo analisou somente as considerações de variabilidade definidas na norma NBR 12655:1996 (ABNT, 1996) com foco no desvio padrão do processo produtivo. É importante destacar que a variabilidade do processo de produção vai além deste fator, e outros aspectos que a influenciam também devem ser estudados.

7 Combinação das estratégias

O teor de clínquer no cimento, a variabilidade do processo produtivo do concreto, o controle das condições de produção de concreto e a matriz energética utilizada na fabricação do cimento são variáveis que individualmente causam um impacto na pegada de CO₂ do concreto. O objetivo desse capítulo é analisar o potencial conjunto de redução que ações nas variáveis citadas podem trazer para a redução das emissões totais do concreto.

7.1 Metodologia

Através do cruzamento dos dados da variação do teor de clínquer nos diferentes tipos de cimentos nacionais com a variação do consumo de cimento observada em literatura e na central de concreto estudada, para cada faixa de resistência, é possível calcular as emissões de CO₂ mínimas e máximas de concretos, por faixa de resistência e para cada tipo de cimento utilizado. Para os cálculos aqui adotados, foi considerado o teor de emissões de CO₂ por tonelada de clínquer médio nacional (855 kgCO₂/tonelada de clínquer), calculado a partir do teor médio de clínquer e a emissão de CO₂ do cimento brasileiro (JOHN, 2011) conforme a Equação 3 do capítulo 3.

$$C = k.C_m.k_m^{-1}$$

Equação 3

A adoção deste valor médio deve-se ao fato de que a variação das emissões do clínquer para as empresas pesquisadas é pequena, principalmente quando comparada às variações do teor de clínquer nos cimentos, e do consumo de cimento nos concretos. Estes dados foram obtidos da Tabela 6 do Capítulo 5. Os dados utilizados para análise são integrantes do estudo de Damineli et al. (2010a). Assim, o resultado deste cruzamento de dados permite a geração de uma simulação para visualização e comparação rápida entre o potencial de mitigação de CO₂ para concretos de uma resistência fixada, variando-se a seleção do cimento e a eficiência do método de dosagem com relação à eficiência do uso dos ligantes. Os resultados podem ser observados nas Figuras 16 a 18. Não serão analisados os cimentos CPIV e CPII-Z, pela falta de dados no consumo de cimento do capítulo 5.

Uma segunda análise pode ser feita olhando somente um tipo de cimento, para uma mesma resistência. Unindo os dados de teor de clínquer, consumo de cimento para uma dada resistência, e aplicando o decréscimo possível pela troca da matriz energética e o aumento de consumo pela variabilidade de produção, pode-se verificar as diferenças em emissão que cada uma das estratégias pode trazer para um tipo específico de cimento. Para esta análise será utilizado concreto com resistência de 20MPa. Esta análise pode contribuir com o tomador de decisão, pois, muitas vezes, o tipo de cimento é especificado em projeto por questões técnicas, e desta forma é possível visualizar o impacto das outras estratégias para um tipo específico de cimento. Esta análise está apresentada nas Figuras 19 a 22.

Para verificar a interposição dos tipos de cimento, ainda mais evidentes quando aplicadas as estratégias apresentadas nos capítulos 4 a 6, os fatores serão analisados juntamente para uma cada resistência estudada (20, 30 e 40 MPa), mostrando no gráfico os cimentos CII-E, CII-F, CIII e CPV (Figuras 23 a 25).

Para a emissão do concreto neste comparativo foi considerada somente a parcela de emissões de cimento no concreto. As emissões dos agregados e do transporte, que somam até 10% das emissões do concreto (LIMA, 2010; SOUZA, 2012) não são tratadas nestes cálculos. Para uma simulação das emissões totais do concreto considerando os agregados, é apresentado um exemplo no Apêndice 1.

7.2 Resultados e Discussões

As Figuras 16 a 18 apresentam a variação das emissões de CO₂ por m³ de concreto em função da seleção do cimento e da eficiência da dosagem no que diz respeito ao uso dos ligantes. Cada figura apresenta os resultados para uma determinada resistência à compressão.

Figura 16 - Influência da eficiência do processo de dosagem, expressa pela variação consumo de cimento, e da seleção do tipo de cimento, considerando-se as variações de teor de clínquer previstas em norma, na emissão de CO₂ do concreto final — resistência à compressão de 20 MPa.

Figura 17: Influência da eficiência do processo de dosagem, expressa pela variação consumo de cimento, e da seleção do tipo de cimento, considerando-se as variações de teor de clínquer previstas em norma, na emissão de CO₂ do concreto final – resistência à compressão de 30 MPa.

Figura 18: Influência da eficiência do processo de dosagem, expressa pela variação consumo de cimento, e da seleção do tipo de cimento, considerando-se as variações de teor de clínquer previstas em norma, na emissão de CO₂ do concreto final – resistência à compressão de 40 MPa.

Foram utilizados os mesmos valores nos eixos nas Figuras 16 a 18 para que seja possível uma análise comparativa entre os consumos e emissões de concretos com diferentes resistências. Os gráficos apresentam a faixa de consumo de cimento por metro cúbico de concreto no eixo horizontal inferior. No eixo horizontal superior está apresentado o IL_{rc} – a intensidade de ligante, definido como a massa de ligantes C [kg](adições ativas, clínquer e sulfato de cálcio) para produzir um metro cúbico de concreto dividido pela resistência f_{cj} [MPa] do concreto aos 28 dias. Como visto no capítulo anteriormente, este índice incorpora fatores da eficiência da produção do concreto, do projeto granulométrico, e é sensível à variabilidade de produção (DAMINELI, 2013). No eixo vertical direito aparece o IC_{rc} – índice que estabelece a intensidade de CO₂ emitida para uma unidade de desempenho (DAMINELI et al., 2010a), ou seja, os quilogramas de CO₂ emitidos por metro cúbico de concreto [kg.m³], por unidade de resistência à compressão [MPa]. Por fim, no eixo vertical esquerdo está a emissão de CO₂ por metro cúbico de concreto.

Percebe-se, em geral, um consumo de cimento por m^3 de concreto gradativamente maior quanto maior a resistência à compressão. Enquanto o consumo está entre 200 e 350 kg de cimento por metro cúbico de concreto nos concretos de 20MPa, o consumo dos concretos de 30MPa está entre 260 e 414 kg/m^3 , e os concretos de 40MPa apresentam um consumo entre 262 e 510 kg/m^3 . Este aumento de consumo está relacionado também ao aumento de emissões, sendo o máximo de 270 kgCO_2/m^3 de concreto nos concretos de 20 MPA e chegando a 392 kgCO_2/m^3 de concreto nos concretos de 40 MPa de resistência à compressão.

As faixas de variação de clínquer já observadas no Capítulo 3 podem ser observadas claramente nos três gráficos. Agregando os dados de consumo de cimento, percebe-se que o cimento CPIII continua a apresentar as emissões mínimas nas três resistências à compressão. Entretanto, há uma mudança nas emissões máximas. O cimento CPV, com o maior teor de clínquer entre os cimentos, não tem as respectivas emissões mais altas nos concretos de 30 e 40 MPa. Isso ocorre apenas no concreto com resistência a 20 MPa. Nos concretos de 30 e 40 MPa os máximos de emissão estão relacionados ao cimento CPII-F e ao CPII-E, respectivamente. Isto demonstra o quanto a eficiência do uso de ligantes influencia nas emissões finais dos concretos, pois o teor mínimo de clínquer do cimento CPV é maior que os teores máximos de clínquer dos cimentos CPII-F e CPII-E (ABNT, 1991b, 1997), ou seja, o teor de clínquer não é, necessariamente, o fator determinante nas emissões de CO_2 dos concretos.

Observa-se que, por causa da grande variabilidade da eficiência do uso dos ligantes – expressa pela variação do consumo de cimento para obtenção de concretos de mesma resistência, o uso de cimentos com menor teor de substituição de clínquer pode gerar concretos com emissões de CO_2 menores do que cimentos que teoricamente seriam mais “ecológicos” por permitirem maior teor de substituição. Isto demonstra que a simples seleção do cimento, apesar de ser uma estratégia reconhecida até mesmo por certificações ambientais, pode não significar um ganho real em termos de emissões, caso este cimento não seja bem utilizado. Desta forma, sugere-se que todas as certificações e estratégias de redução de emissões através da seleção de

cimentos devam ser acompanhadas de parâmetros mínimos de eficiência do uso destes cimentos, para que o ganho seja real.

Se a demanda de cimento aumentar, o impacto aumentará independentemente do tipo de cimento. Isto faz com que as análises das Figuras 16 a 18 sejam muito importantes, pois, aliando-as ao conceito de disponibilidade nacional de escória, percebe-se que os teores mínimos de emissões de CO_2 por m^3 de concreto encontrados no gráfico são impraticáveis em um contexto global; neste, as emissões reais tendem a algo próximo das médias para cada classe de cimento. Este fator ratifica a importância da correta dosagem dos concretos tendo em vista o aumento da eficiência do uso dos ligantes, já que, avaliando as emissões dos concretos nas proximidades superiores dos quadrantes confeccionados para cada cimento, a variação do consumo de cimento passa a ter importância de relevância superior a todas as outras variáveis neste artigo estudadas.

O caso do CP II-E e do CP III é ainda mais complicado. Apesar de o CP III ser considerado sempre o cimento mais eco-eficiente do mercado nacional, por apresentar os maiores percentuais de substituição de clínquer, nota-se que, mesmo sob uma mesma eficiência de dosagem (mesmo consumo de cimento), pode haver maior eficiência ambiental do CP II-E com relação ao CP III, já que o teor máximo de substituição possível do CP II-E é maior do que o teor mínimo de substituição do CP III. Na prática, este é um cenário pouco provável, mas demonstra a insuficiência da informação que o tipo de cimento proporciona. Considerando que ambos utilizam da mesma adição mineral para serem produzidos (escória de alto-forno), essa constatação é extremamente relevante. De acordo com a demanda de produto e a oferta dos resíduos, pode-se facilmente transformar um cimento CP II-E em um CP III, sem modificação alguma na proporção clínquer-escória de alto-forno. Ao receber o rótulo de CP III, sugere-se maior compromisso com aspectos de sustentabilidade.

É necessário reconhecer, entretanto, que às vezes o tipo de cimento não pode ser alterado por razões técnicas (CAMARINI, 1995). Ainda assim, é possível a escolha de um fornecedor com uma matriz energética menos intensiva em emissões de CO_2 , manter um controle de variabilidade do processo produtivo,

a fim de minimizar o incremento de projetar para resistências com alto desvio padrão (ABNT, 1996) e minimizando o uso de ligantes no concreto. As Figuras 19 a 22 apresentam para cada tipo de cimento e para uma resistência à compressão de 20 MPa, a variação das emissões de concretos.

Figura 19 - Concretos de 20MPa e CPII-E - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.

Figura 20 - Concretos de 20MPa e CIII - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.

Figura 21 - Concretos de 20MPa e CII-F - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.

Figura 22 - Concretos de 20MPa e CPV - aplicando dados de mudança da matriz energética, técnica de dosagem e desvio padrão do processo produtivo.

Nas Figuras 19 a 22 é possível observar a faixa de emissão do concreto considerando a matriz energética atual, um desvio padrão de 3MPa considerando uma variabilidade do processo de produção, utilizando a variação do consumo de cimento apresentada no capítulo 5 para concretos de 20MPa e o teor de clínquer permitido para os respectivos cimentos. A partir desta faixa são elaboradas mais três faixas de emissão: considerando a troca da matriz energética por carvão vegetal de madeira de florestas plantadas e um desvio padrão de 3 MPa, outra faixa considerando a matriz mista e um desvio de 7MPa, e a última faixa considerando a fonte energética de carvão vegetal e desvio padrão de 7MPa. Desta forma, é possível observar os diferentes impactos que as estratégias estudadas podem apresentar. Sem informações específicas sobre o teor de clínquer e da composição da matriz energética do fornecedor, e sem um controle de variabilidade do processo de produção, a emissão de determinado cimento pode estar contemplada dentro de qualquer uma das áreas do gráfico. Unindo todas as estratégias apresentadas no trabalho, é possível diminuir as emissões de concretos de 20 MPa utilizando

cimento CII-E em 76%, em 89% no caso do CIII, em 66% para o CPV e 59% para o CII-F.

No caso do CIII e CII-E, as faixas de emissão ainda se sobrepõem, ao contrário do CPV e CII-F. Isto significa que, se trocar toda a matriz energética por carvão vegetal de madeira de florestas plantadas, no caso do CPV e CII-F, qualquer teor de clínquer utilizado ainda será vantajoso, e as emissões serão menores, supondo um desvio padrão de 3MPa. Já para os cimentos CIII e CII-E, mesmo com a troca da matriz energética, a utilização de um elevado teor de clínquer ainda pode gerar uma emissão maior em comparação com os cimentos com menores teores de clínquer com uma matriz energética mista brasileira. Reforça-se, novamente, a necessidade de informações sobre o teor específico de clínquer no cimento utilizado.

As Figuras 23 a 25 mostram uma combinação das estratégias estudadas com todos os tipos de cimentos unificadas em um gráfico para cada tipo de concreto: 20MPa, 30MPa e 40MPa, para que seja possível compará-los entre si.

Figura 23 - Combinação das variáveis teor de clínquer, técnica de dosagem, troca da matriz energética e desvio padrão do processo produtivo para concretos de 20MPa.

Figura 24 - Combinação das variáveis teor de clínquer, técnica de dosagem, troca da matriz energética e desvio padrão do processo produtivo para concretos de 30MPa.

Figura 25 - Combinação das variáveis teor de clínquer, técnica de dosagem, troca da matriz energética e desvio padrão do processo produtivo para concretos de 40MPa.

A visualização dos gráficos fica bastante complexa com todos os cimentos ao mesmo tempo, mas possibilita visualizar o potencial de redução das emissões de concretos aplicando as quatro estratégias estudadas para este trabalho. É possível observar a grande faixa de consumos de cimento, as emissões reduzidas pela troca da matriz energética e aumentadas pelo desvio padrão maior. A variação do teor de clínquer contribui para a complexidade do cenário. Além destas quatro estratégias, ainda é possível diminuir mais ainda a emissão de CO₂ do concreto explorando estratégias adicionais de redução.

As estratégias ilustradas nas Figuras 23 a 25 começam a apontar para a complexidade que as emissões de concreto apresentam. Analisando apenas 4 estratégias, a variação pode chegar a 75%. Há um potencial muito significativo para a redução das emissões de CO₂ dos concretos.

8 Discussões e comentários finais

Diante do cenário mundial atual, tanto do ponto de vista ambiental quanto do ponto de vista econômico, otimizar a utilização do concreto para minimizar seus impactos ambientais é uma ação de grande importância, tanto pela escala de seu consumo mundial, como pela sua elevada emissão de CO₂. Como foi visto, aproximadamente 90% das emissões de CO₂ do concreto são provenientes do cimento, o que significa que diminuir a parcela de emissões do cimento torna-se a forma mais eficaz de diminuir as emissões totais do concreto. Desta forma, o foco do presente trabalho concentrou-se na análise de como algumas estratégias podem influenciar a parcela do cimento nas emissões do concreto.

O potencial de estratégias não abordadas neste trabalho e que influenciam parcela de emissões do concreto pelo uso e escolha do cimento e também outras estratégias focando em outros aspectos que influenciam a emissão do concreto como a escolha e qualidade dos agregados, transporte, uso de concreto reciclado, a captura de carbono, redução de perdas em obra, uso de aditivos dispersantes que reduzem a quantidade necessária do cimento no concreto e materiais cimentícios inovadores com baixas emissões de CO₂ devem ser analisadas e ficam sugestões para futuros trabalhos.

Foram estudadas quatro diferentes estratégias para a diminuição das emissões do concreto: as primeiras duas, o teor de clínquer dos cimentos e a matriz energética do fornecedor, são estratégias mais atreladas ao fornecedor de cimento, cabendo ao usuário do concreto, seja uma grande construtora ou um profissional autônomo, a escolha de um fornecedor que utilize menores teores de clínquer, ou idealmente, um que forneça dados específicos do teor de clínquer de seus cimentos – o que ainda não ocorre no Brasil – e que utilize em sua matriz energética fontes com menores emissões de CO₂. As últimas duas estratégias estudadas já são de total controle do usuário, dependendo de sua técnica de dosagem e do controle da variabilidade de seu processo produtivo de concreto.

A estratégia mais tradicional utilizada inclusive em certificações para a diminuição das emissões do concreto é a escolha do cimento, privilegiando a escolha dos cimentos CPIII e CPIV. Como foi demonstrado, por causa das

amplas faixas de teores de clínquer permitidas nas normas regulamentadoras brasileiras, a simples escolha do tipo de cimento é um critério insuficiente, pois outros cimentos podem conter o mesmo ou até um maior teor de clínquer que os cimentos de outros tipos, anulando os benefícios da escolha por tipo de cimento. Neste ponto já é possível concluir que para que a escolha do cimento tenha de fato um impacto nas emissões de CO₂ é necessário que seja conhecido o seu teor específico de clínquer. Aprofundando um pouco mais esse assunto, foram considerados dois outros aspectos: a emissão das adições e a disponibilidade dessas adições no mercado brasileiro.

Hoje ainda não há consenso na cadeia de fornecedores sobre a alocação de CO₂ às adições do cimento, sendo escória de alto forno e cinza volante as mais utilizadas. De um ponto de vista, estes são considerados resíduos de outras indústrias, cuja oferta não é controlada pela indústria cimenteira. Por outro lado são consideradas coprodutos, dotadas de valor econômico. Foram analisadas duas fontes bibliográficas principais totalizando seis diferentes metodologias de alocação. As tendências de mercado indicam que as alocações mais conservadoras são as mais prováveis de serem adotadas no Brasil, fator que aumentará a emissão total do cimento, mas não altera o cenário de que quanto maior o teor de clínquer, maior será a emissão do cimento, mesmo maximizando a quantidade permitida de adições.

A disponibilidade das adições no mercado brasileiro foi, também, considerada. Atualmente as adições são insuficientes para permitir as substituições máximas permitidas em norma. Como já são usadas em praticamente sua totalidade, percebe-se que a escolha por cimentos que permitem maiores teores de substituição não apresentam um benefício global, embora possam apresentar um benefício local – de uma obra específica. Desta forma, com um aumento da demanda de cimento, e sem aumento da produção das adições como escória e cinza volante, haverá um aumento do teor de clínquer médio nos cimentos. Isso pode significar que os cimentos com menores teores possíveis de clínquer terão seus teores aumentados, ou outros cimentos terão seus teores majorados. De qualquer maneira, terá que ser utilizado mais clínquer no cimento brasileiro, o que acarretaria em um aumento de suas emissões com o aumento da demanda. É mais coerente selecionar a empresa fornecedora de

cimento por critérios como sua matriz energética e eficiência energética se não houver um aumento de disponibilidade de resíduos. Havendo incentivos para este aumento, as adições tem o potencial de baixar drasticamente as emissões dos cimentos, mesmo considerando uma parcela de emissão do processo produtivo que os gerou.

Considerando a indústria brasileira de produtores de cimento, já bastante otimizada em termos de seus processos de produção, um dos fatores que pode trazer uma redução significativa na emissão do cimento é a composição da matriz energética. Sendo os combustíveis aproximadamente 40% das emissões do processo de produção do cimento, minimizando a emissão da fonte energética mostra-se de influência significativa. Na hipótese de que toda a energia para o processo venha de carvão vegetal proveniente de madeira de florestas plantadas, as emissões diretas por parte de combustíveis pode ser zerada, sendo a parcela de emissões indiretas muito inferior – aproximadamente 2% no caso da madeira de florestas plantadas. Uma análise de viabilidade econômica e física – para o incremento na área atual de florestas para suprir essa demanda é necessário para tornar esta opção viável. É possível observar, no entanto, que quanto maior o uso de combustíveis com menor emissão de CO₂, preferencialmente biomassa, maior será a redução de emissões dos produtores de cimento.

Partindo de dados de literatura e de uma grande central de concreto brasileira, é possível observar que há concretos que utilizam mais do que o dobro de teor de ligantes do que outros de mesma resistência e tipo de cimento para serem produzidos. A eficiência da dosagem é uma estratégia de grande impacto potencial nas emissões do concreto. Foi observado que cimentos com mais adições, em especial do CPIII apresentam um consumo maior de cimento por metro cúbico de concreto para determinada resistência, mais provavelmente influenciado por requisitos de resistência de desforma. A estratégia da escolha de cimentos com mais adições, ou seja, menores teores de clínquer, precisa ser comparada com seu aumento de consumo – o que diminui os benefícios dos cimentos com menores teores de clínquer. Foi possível observar que centrais de concreto apresentam menor consumo de cimento do que na literatura quando usam cimentos mais reativos, reforçando a hipótese de que o

aumento de consumo está relacionado a questões técnicas. Para a utilização dos cimentos com mais adições sem onerar quesitos técnicos devem ser exploradas outras soluções como uso de aditivos ou a pré-moldagem. Ainda mais, para diminuir o uso de ligantes no concreto deve-se garantir que não haverá impactos na durabilidade e qualidade do concreto. Contudo, frente à grande variação do índice de ligantes tanto na literatura quanto nas centrais, observa-se que é possível diminuir significativamente as emissões do concreto através de melhorias na técnica de dosagem, sem prejudicar o desempenho necessário do concreto.

O nível de controle das condições de produção do concreto, gerando a necessidade de se projetar concretos com resistências maiores do que as requeridas em projeto resulta em um aumento no consumo de cimento. Embora sua influência seja menor do que as outras variáveis estudadas, quanto maior o controle das condições de produção de concreto, menor será o desvio padrão do composto e conseqüentemente menor será a necessidade do consumo de cimento para garantir que as resistências de projeto sejam sempre alcançadas na prática.

No Capítulo 7 foi possível observar a influência que estas quatro estratégias têm nas emissões do cimento no concreto. É evidenciada a complexidade do assunto, e que a união das diferentes estratégias levam a uma emissão cada vez menor dos concretos. Fica claro que a falta de informações específicas sobre os teores de clínquer do cimento e a parcela de emissão de sua produção por parte da matriz energética são primordiais. Sabendo a emissão específica do cimento utilizado, a eficiência da dosagem apresenta um potencial elevado para a minimização das emissões de CO₂ dos concretos. Mesmo diminuindo as emissões dos cimentos – utilizando menos clínquer e uma matriz energética com baixas emissões – os cimentos ainda terão emissões inerentes à sua produção que não são possíveis de diminuir, por originarem da reação química que produz o cimento. A eficiência de seu uso, portanto, torna-se primordial.

Como em uma curva ABC, onde os itens de maior influência tem prioridade por causar mais impacto mais rapidamente, o uso de cimento no concreto tem um

o maior potencial para minimizar as emissões dos concretos. Uma vez minimizado, outras variáveis, antes de pequena influência, começarão a assumir maior importância, como a emissão dos agregados, sua influência no consumo de cimento para garantir desempenho, o transporte tanto das matérias primas quanto do concreto pronto.

Há uma necessidade de estudos mais aprofundados e mais extensivos para confirmar as tendências apontadas neste trabalho, especialmente no que se refere à influência das técnicas de dosagem. O presente trabalho não almeja explorar todas as estratégias possíveis para a minimização das emissões de CO₂ dos concretos. O que se pretendeu foi uma análise inicial, mostrando que a estratégia atual é insuficiente e que existem mais opções de ações para diminuir as emissões do concreto considerando as tecnologias atuais.

A quantificação do alcance das diferentes estratégias para a minimização das emissões de CO₂ demonstra o impacto real de cada estratégia, permitindo uma priorização daquelas cujo potencial representa maior redução de CO₂. Em um setor tão impactante como o da construção civil, todos os esforços para a diminuição de seus impactos representam grande potencial para o caminho da sustentabilidade.

9 Bibliografia

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 5735: 1991 - Cimento Portland de alto-forno. 1991a.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 5733:1991 - Cimento Portland de alta resistência inicial. 1991b.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12655: Concreto - Preparo, Controle e Recebimento. 1996.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 11578:1997 - Cimento Portland Composto - Especificação. 1997.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 5736: 1999 - Cimento Portland Pozolânico. 1999.

ABRAF. **Anuário Estatístico ABRAF 2013 ano base 2012**. Brasília/DF, Brasil, 2013.

AGOPYAN, V.; JOHN, V. M. **O Desafio da Sustentabilidade na Construção Civil**. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2011.

AGOPYAN, V.; SOUZA, U. E. L. DE; PALIARI, J. C.; ANDRADE, A. C. DE. **Alternativas para a redução de desperdício de materiais nos canteiros de obras**. EPUSP/FINEP/ITQC, 1998.

BATTAGIN, A. F. Cimento Portland. **Concreto: Ciência e Tecnologia**. São Paulo: Geraldo Cechella Isaia, 2011. v. 1.

BEC, Biomass Energy Centre. What is Biomass. 2011. Disponível em: <http://www.biomassenergycentre.org.uk/portal/page?_pageid=76,15049&_dad=portal&_schema=PORTAL>. Acesso em: 23/12/2014.

BERNSTEIN, L.; ROY, J.; DELHOTAL, K. C.; et al. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007 - Chapter 7: Industry. **Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change**. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.: [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer] Cambridge University Press, 2007. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg3_report_mitigation_of_climate_change.htm>. Acesso em: 10/12/2014.

BERR. **Meeting the Energy Challenge: A White Paper on Nuclear Power**. England: Department for Business Enterprise & Regularoty Reform, 2008.

BIRAT, J. P. The sustainability footprint of steelmaking by-products. **Steel Times International**, p. 4, set. 2011. Acesso em: 23/10/2012.

BIRAT, J.-P.; VIZIOZ, J.-P.; PRESSIGNY, Y. DE L. DE; SCHNEIDER, M.; JEANNEAU, M. CO₂ Emissions and the Steel Industry's available Responses to the Greenhouse Effect. In: SEMINAR ON ABATEMENT OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN THE METALLURGICAL & MATERIALS PROCESS INDUSTRY, 1999, San Diego, California. United States. **Anais...** San Diego, California. United States: 1999. Disponível em: <<http://ulcos.org/en/docs/Ref16%20-%20Sdiego.pdf>>. Acesso em: 10/12/2014.

BOSSINK, B. A. G.; BROUWERS, H. J. H. Construction waste: Quantification and source evaluation. **Journal of Construction Engineering and Management**, v. 122, n. 1, p. 55–60, 1996. Acesso em: 18/8/2011.

BRITO, J. O.; BARRICHELO, L. E. G. **Considerações sobre a produção de carvão vegetal com madeiras da Amazônia**. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - Dep. de Silvicultura da E.S.A.L.Q. - USP, 1981.

CAMARINI, G. **Desempenho de misturas de cimento Portland e escória de alto-forno submetidas à cura térmica**. 252 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

CARDOSO, F. F.; ARAUJO, V. M. **Documento 2.6 -Levantamento do estado da arte: Canteiro de obras**. São Paulo: Projeto Tecnologias para Construção Habitacional mais Sustentável. Convênio. Projeto Finep 2386/04., 2007.

CBCS, Conselho Brasileiro de Construção Sustentável. Materiais, Componentes e a Construção Sustentável. 2009. Disponível em: <<http://www.cbcs.org.br/website/posicionamentos/show.asp?ppsCode=73BB1FC6-8469-4254-93E6-0C92A3F970B8>>. Acesso em: 21/2/2014.

CBCS, Conselho Brasileiro de Construção Sustentável. 6 Passos para Seleção de Insumos e Fornecedores com Critérios de Sustentabilidade. 2011. Disponível em: <<http://www.cbcs.org.br/selecaoem6passos/>>. Acesso em: 14/12/2014.

CENBIO, C. N. DE R. EM B.; INFOENER, S. DE I. E. Banco de Dados de Biomassa no Brasil. Disponível em: <http://infoener.iee.usp.br/scripts/biomassa/br_carvao.asp>. Acesso em: 20/10/2014.

CHEN, C.; HABERT, G.; BOUZIDI, Y.; JULLIEN, A. Environmental impact of cement production: detail of the different processes and cement plant variability evaluation. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 5, p. 478–485, 2010. Acesso em: 18/7/2012.

COSTA, B. L. DE C. DA. **Quantificação das emissões de CO2 geradas na produção de materiais utilizados na construção civil no Brasil**. 190 f. Mestrado – COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

CSI, Cement Sustainability Initiative. **Cement Industry Energy and CO2 Performance: “Getting the Numbers Right”**. World Business Council for Sustainable Development, 2009.

CSI. **The Cement Sustainability Initiative (CSI) - Global Cement Technology Roadmap** Disponível em:

<<http://www.wbcscement.org/index.php/en/key-issues/climate-protection/technology-roadmap>>. Acesso em: 23/7/2015.

CSI, Cement Sustainability Initiative. CSI Introduction. 2012. Disponível em: <<http://www.wbcscement.org/>>. Acesso em: 15/1/2013.

DAMINELI, B. L. **Conceitos para formulação de concretos com baixo consumo de ligantes: controle reológico, empacotamento e dispersão de partículas**. 265 f. Doutorado – Escola Politécnica da USP, São Paulo, 2013.

DAMINELI, B. L.; JOHN. Developing low CO2 concretes: is clinker replacement sufficient? The need of cement use efficiency improvement. **Key Engineering Materials**, v. 517, p. 342–351, 2012.

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, p. 555–562, 2010a.

DAMINELI, B. L.; KEMEID, F. M.; AGUIAR, P. S.; JOHN, V. M. Avaliação do impacto de concretos dosados em central ao aquecimento global., , n. I CONGRESO HORMIGÓN PREMEZCLADO DE LAS AMÉRICAS / XII CONGRESO IBEROAMERICANO DEL HORMIGÓN PREMEZCLADO / IV CONGRESO INTERNACIONAL DE TECNOLOGÍA DEL HORMIGÓN, 2010b.

DAMINELI, B. L.; PILEGGI, R. G.; JOHN, V. M. Eco-efficiency of binder use. **Eco-efficient Concrete**. Cambridge, UK / Philadelphia, USA: Woodhead Publishing in Materials: PACHECO-TORGAL, F; JALALI, S.; LABRINCHA, J.; JOHN, V. M., 2013. 1. ed., v. 1, p.26–44.

DIHR, R. K.; MCCARTHY, M. J.; ZHOU, S.; TITTLE, P. A. J. Role of cement content in specifications for concrete durability: cement type influences. **Proceedings of the ICE - Structures and Buildings**, v. 157, n. 2, p. 113–127, 2004. Acesso em: 13/2/2014.

ECOFYS; FRAUNHOFER INSTITUTE FOR SYSTEMS AND INNOVATION RESEARCH; ÖKO-INSTITUT. **Methodology for the free allocation of**

emission allowances in the EU ETS post 2012 - Sector report for the iron and steel industry. European Commission, 2009.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Balanco Energético Nacional - ano base 2009.** 2010.

FGV PROJETOS; LCA CONSULTORES. Brasil 2022: planejar, construir, crescer. 2010. Disponível em: <http://az545403.vo.msecnd.net/uploads/2014/03/9-construbusiness_2010_portugues.pdf>. Acesso em: 7/12/2014.

FORMOSO, C. T.; CESARE, C. M. DE; LANTELME, E. M. V.; SOIBELMAN, L. As perdas na construção civil: conceitos, classificações e seu papel na melhoria do setor. **Techné**, v. 23, n. Editora Pini, p. 30–33, ago. 1996.

GIDDENS, A. **A política da mudança climática.** Rio de Janeiro: Zahar, 2010.

GÓMEZ, D. R.; WATTERSON, J. D.; AMERICANO, B. B.; et al. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 2: Energy.** 2006.

HABERT, G. A method for allocation according to the economic behaviour in the EU-ETS for by-products used in cement industry. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 1, p. 113–126, jan. 2013. Acesso em: 15/8/2012.

HAMMOND, G.; JONES, C. **Inventory of Carbon & Energy (ICE).** Sustainable Energy Research Team (SERT), United Kingdom: University of Bath - Department of Mechanical Engineering.

HELENE, P.; TERZIAN, P. Manual de Dosagem e Controle do Concreto. 1992. Editora Pini.

HOLCIM. Corporate Sustainable Development Report 2009. 2010. Disponível em: <http://www.holcim.com/uploads/CORP/SD_report.pdf>. Acesso em: 22/8/2011.

HUMPHREYS, K.; MAHASANAN, M. **Climate Change.** Battelle - World Business Council of Sustainable Development, 2002.

IAB, Instituto Aço Brasil. **Relatório de Sustentabilidade 2013.** Relatório de Sustentabilidade, 2013.

IEA, International Energy Agency. **Energy Technology Transitions for Industry - Strategies for the Next Industrial Revolution.** France, 2009.

IEA, International Energy Agency. (IEA); WBCSD, World Business Council for Sustainable Development.- C. S. I. Cement Technology Roadmap 2009 - Carbon emissions reductions up to 2050. 2013. Disponível em: <<http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/Cement.pdf>>. Acesso em: 10/9/2014.

INTERCEMENT. **Relatório Anual 2010**. Grupo Camargo Corrêa, 2011.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2007: The Physical Science Basis**. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.

IPCC, I. P. ON C. C. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Geneva, Switzerland,: IPCC, 2014.

JOHN, V. M. **A construção brasileira e as mudanças climáticas**. Relatório para o WWF Brasil, São Paulo, in press.

JOHN, V. M. Concreto Sustentável. **Concreto: Ciência e Tecnologia**. São Paulo: Geraldo Cechella Isaia, 2011. 1. ed., v. 2, p.1843–1869.

KJELSEN, K. O.; GUIMARAES, M.; NILSSON, A. **CO₂ uptake during the concrete life cycle: The CO₂ balance of concrete in a life cycle perspective**. Noruega: Nordic Innovation Centre, 2005.

LIMA, J. A. R. DE. **Avaliação das consequências da produção de concreto no Brasil para as mudanças climáticas**. 129 f. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

LOTHENBACH, B.; LE SAOUT, G.; GALLUCCI, E.; SCRIVENER, K. Influence of limestone on the hydration of Portland cements. **Cement and Concrete Research**, v. 38, n. 6, p. 848–860, 2008. Acesso em: 12/12/2014.

MARCOS, M. H. C. **Análise da emissão de CO₂ na fase pré-operacional da construção de habitações de interesse social através da utilização de uma ferramenta CAD-BIM**. 130 f. Mestrado – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 2009.

MCBEAN; ALEKSEEV; CHEN; et al. Arctic Climate: Past and Present. **Arctic Climate Impact Assessment**. Cambridge: C. Symon, L. Arris and B. Heal Eds., Cambridge University Press, 2001. p.21–60. Disponível em: <http://www.acia.uaf.edu/PDFs/ACIA_Science_Chapters_Final/ACIA_Ch02_Final.pdf>. Acesso em: 10/9/2014.

MCT, Ministério da Ciência e Tecnologia. **Segundo Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa - Relatório de Referência - Produção de Cimento**. Brasília/DF, Brasil, 2010a.

MCT, Ministério da Ciência e Tecnologia. **Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal - Parte 2**. Brasília/DF, Brasil, 2010b.

MDIC, Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. **Plano Setorial de Mitigação e Adaptação à Mudança do Clima para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Indústria de Transformação**. Brasília/DF, Brasil, 2013.

MEHTA, P. K.; MERYMAN, H. STRUCTURE magazine | Tools for Reducing Carbon Emissions Due to Cement Consumption. 2009. Disponível em: <<http://www.structuremag.org/?p=5274>>. Acesso em: 23/7/2015.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto. Microestrutura, Propriedades e Materiais**. São Paulo: IBRACON, 2008.

MENÉNDEZ, G.; BONAVENTI, V.; IRASSAR, E. F. Strength development of ternary blended cement with limestone filler and blast-furnace slag. **Cement and Concrete Composites**, v. 25, n. 1, p. 61–67, 2003. Acesso em: 12/12/2014.

MME, Ministério de Minas e Energia. Plano Nacional de Energia 2030. 2007.colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/mme/galerias/arquivos/publicacoes/pne_2030/PlanoNacionalDeEnergia2030.pdf>. Acesso em: 2/12/2014.

MME, Ministério de Minas e Energia. **Plano Nacional de Mineração 2030**. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral (SGM), do Ministério de Minas e Energia (MME), 2011.

MOTA, F. C. M. **Análise da Cadeia Produtiva do Carvão Vegetal oriundo de Eucalyptus sp. no Brasil**. 169 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília/DF, Brasil, 2013.

MÜLLER, N.; HARNISCH, J. Blueprint for a Climate Friendly Cement Industry. 2008. Disponível em: <http://wwf.panda.org/what_we_do/footprint/climate_carbon_energy/energy_solutions22/resources/?151621/a-blueprint-for-a-climate-friendly-cement-industry>. Acesso em: 10/9/2014.

PETIT, J. R.; JOUZEL, J.; RAYNAUD, D.; et al. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. **Nature**, v. 399, n. 6735, p. 429–436, 1999. Acesso em: 15/1/2013.

POPOVICS, S.; UJHELYI, J. Contribution to the Concrete Strength versus Water-Cement Ratio Relationship. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 20, n. 7, p. 459–463, 2008. Acesso em: 13/2/2014.

PUNHAGUI, K. R. G. **Análisis de la Arquitectura en Madera en Brasil bajo aspectos de la sostenibilidad**. Escola Tècnica Superior d'Arquitectura de Barcelona da Universitat Politècnica de Catalunya e Escola Politècnica da Universidade de São Paulo, 2014.

RECENA, F. A. P.; PEREIRA, F. M. Produção e Controle de Concreto em Obras. **Concreto: Ciência e Tecnologia**. São Paulo: Geraldo Cechella Isaia, 2011. 1. ed., v. 1, p.cap 15.

REGATTIERI, C. E. X.; MARANHÃO, F. L. Produção e Controle de Concreto Dosado em Central. **Concreto: Ciência e Tecnologia**. São Paulo: Geraldo Cechella Isaia, 2011. v. 1.

REHAN, R.; NEHDI, M. Carbon dioxide emissions and climate change: policy implications for the cement industry. **Environmental Science & Policy**, v. 8, n. 2, p. 105–114, 2005. Acesso em: 13/5/2011.

ROCHA JUNIOR, C. A. F.; SANTOS, S. C. A.; SOUZA, C. A. G.; ANGÉLICA, R. S.; NEVES, R. F. Síntese de zeólitas a partir de cinza volante de caldeiras: caracterização física, química e mineralógica. **Cerâmica**, v. 58, n. 345, p. 43–52, 2012.

SACOMANO, J. B.; GUERRINI, F. M.; SANTOS, M. T. S.; MOCCELLIN, J. V. **Administracao de Producao Para Empresa de Construção Civil**. São Paulo: Arte & Ciência, 2004.

SINDUSCON/SP. Guia metodológico para inventários de emissões de Gases de Efeito Estufa na Construção Civil - Setor Edificações. 2013. Disponível em: <http://www.sindusconsp.com.br/downloads/prodserv/publicacoes/guia_gee_i_pad_e_web.pdf>. Acesso em: 5/6/2014.

SNIC, Sindicato Nacional da Indústria do Cimento. **Relatório sobre produção anual de cimento Portland**. 2010.

SNIC, Sindicato Nacional da Indústria do Cimento. **Relatório Anual**. 2012.

SNIC, Sindicato Nacional da Indústria do Cimento. **Relatório Anual**. 2013.

SOIBELMAN, L. **As perdas de materiais na construção de edificações : sua incidência e seu controle** Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/1701>>. Acesso em: 23/8/2011.

SOUZA, A. DE; SALES, A. Inventário do ciclo de vida da areia extraída em leito de rio. **VIII Congresso Nacional de Excelência em Gestão**, p. 19, 2012.

SOUZA, M. P. R. **Avaliação das emissões de CO₂ antrópico associadas ao processo de produção e concreto, durante a construção de um edifício comercial, na Região Metropolitana de São Paulo**. Dissertação de Mestrado – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo, 2012.

SOUZA, U. E. L. DE; PALIARI, J. C.; ANDRADE, A. C. DE; AGOPYAN, V. Perdas de materiais nos canteiro de obras: a quebra do mito. 1998. Disponível em:

<<http://www2.sorocaba.unesp.br/professor/mancini/arquivos/rsu/Perdas%20na%20Constru%C3%A7%C3%A3o%20Civil.pdf>>. Acesso em: 10/9/2014.

STACHERA, T.; CASAGRANDE, E. F. Avaliação de emissões de CO₂ na construção civil: um estudo de caso da habitação de interesse social no Paraná. **IX Encontro Nacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente**, p. 13, 2007.

STARCK, A. VON; MÜHLBAUER, A.; KRAMER, C. **Handbook of Thermoprocessing Technologies: Fundamentals, Processes, Components, Safety**. Vulkan-Verlag GmbH, 2005.

THE CONCRETE CENTRE. **The Concrete Industry Sustainability Performance Report**. 2009.

UN, U. N.-F. C. ON C. C. **Kyoto Protocol** Disponível em: <http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php>. Acesso em: 23/7/2015.

USGS, U. S. G. S. **Cement**. United States, 2015.

VAN DEN HEEDÉ, P.; BELIE, N. D. Strength related global warming potential of fly ash (+ silica fume) concrete with(out) mass/economic allocation of the by-products' impact. **International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction – Civil engineering and buildings**. Nantes, France: RILEM Publications SARL, 2012. p.336–343.

VARES, S.; HÄKKINEN, T. Environmental burdens of concrete and concrete products. 1998. Technical Research Centre of Finland. Disponível em: <<https://www.tekna.no/ikbViewer/Content/739021/doc-21-10.pdf>>.

VOTORANTIM INDUSTRIAL. **Relatório de Sustentabilidade 2010**. 2011.

WASSERMANN, R.; KATZ, A.; BENTUR, A. Minimum cement content requirements: a must or a myth? **Materials and Structures**, v. 42, n. 7, p. 973–982, 2009. Acesso em: 13/2/2014.

WBCSD, World Business Council for Sustainable Development. **Reporting CO₂ - Getting the Numbers Right Project**. Global Cement Database on CO₂ and Energy Information, 2012. Disponível em: <http://www.wbcsdcement.org/GNR-2012/index.html>. Acesso em: 12/9/2014.

WORRELL, E.; PRICE, L.; MARTIN, N.; HENDRIKS, C.; MEIDA, L. O. CARBON DIOXIDE EMISSIONS FROM THE GLOBAL CEMENT INDUSTRY. **Annual Review of Energy and the Environment**, v. 26, n. 1, p. 303–329, 2001. Acesso em: 13/5/2011.

Apêndice A - Estimativa do impacto das estratégias estudadas no concreto considerando as emissões dos agregados além das emissões dos cimentos

Há na literatura nacional e internacional variações nas emissões tanto de areia quanto de brita (HAMMOND; JONES,; STACHERA; CASAGRANDE, 2007; MARCOS, 2009; LIMA, 2010; COSTA, 2012; SOUZA, 2012; SOUZA; SALES, 2012; SINDUSCON/SP, 2013). Foi considerada uma faixa de variação considerando dados brasileiros tanto para areia quanto para brita:

- Areia: 2 kgCO₂/t a 10 kgCO₂/t.
- Brita: 1 kgCO₂/t a 17 kgCO₂/t.

Para o cimento, a faixa considerada para a emissão mínima e máxima inclui os teores de clínquer mínimos e máximos permitidos em norma. Não será considerado para estes cálculos as reduções de emissão da troca da matriz energética do Capítulo 4. A faixa de emissão do cimento considerada é, portanto:

- Cimento: 180 kgCO₂/t a 821 kgCO₂/t.

A estimativa foi feita para um concreto de resistência de 20MPa. Para a estimativa do traço do concreto são utilizados dados de Índice de Ligante (IL) do Capítulo 5, com dados de Damineli et al. (2010a).

- IL_{20MPa}: 10,35 kg·m⁻³·MPa⁻¹ a 17,50 kg·m⁻³·MPa⁻¹.

Para o consumo de cimento, portanto, multiplica-se o IL pela resistência requerida de 20 MPa, resultando em uma faixa de consumo C:

- Consumo de cimento (C): 207 kg·m⁻³ a 350 kg·m⁻³.

Estes dados são originários de concreteiras, e utilizam um desvio padrão de 3MPa. Como visto no Capítulo 6, para um desvio máximo de 7MPa, haverá um incremento de 13% do consumo de cimento, sendo então a faixa de consumo C:

- Consumo de cimento (C): 207 kg·m⁻³ a 395 kg·m⁻³.

A estimativa do traço do concreto é baseada no método de cálculo de consumo de cimento do IPT/EPUSP (HELENE; TERZIAN, 1992). Foi considerado o

desvio padrão mínimo de 3MPa e máximo de 7MPa. A relação água/cimento (a/c) foi fixada em 0,5 e a massa específica do concreto considerada é de 2.200kg/m³. Para o cálculo da faixa de emissão do concreto, o valor mínimo considera os valores mínimos de emissão de cimento, areia e brita, o valor mínimo de IL e desvio padrão de 3MPa. O valor máximo da faixa considera os valores máximos de emissão para cimento, areia e brita, o valor máximo de IL e desvio padrão de 7MPa.

A equação utilizada pelo método IPT/EPUSP estabelece que é possível estimar o consumo de cimento a partir da massa específica do concreto (γ_{conc}), e do traço do concreto (Equação 10) (HELENE; TERZIAN, 1992).

$$C = 1000 \cdot \gamma_{conc} / (1 + m + a/c) \quad \text{Equação 9}$$

Sendo C = consumo de cimento [kg/m³], γ_{conc} = massa específica do concreto [kg/m³], m = proporção de agregados (areia + brita) e a/c = relação água/cimento. Como os valores do consumo de cimento, da densidade aparente do concreto e a relação a/c foram definidos é possível estimar a quantidade necessária de areia e brita pela Equação 10. Desta forma, tem-se que o m da equação será 9,13, ou seja, o traço do concreto será 1:9,13. Estabelecendo uma proporção de 0,33 para areia e 0,67 para brita, calcula-se a quantidade de areia e brita necessários para o concreto máximo e mínimo, conforme a Tabela 10.

Tabela 10 - Valores de consumo de cimento, areia e brita

	Cimento	Areia	Brita
Considerando consumo mínimo de cimento	207 kg/m ³	630 kg/m ³	1.260 kg/m ³
Considerando consumo máximo de cimento	396 kg/m ³	536 kg/m ³	1.071 kg/m ³

A partir dos consumos de cada material, calcula-se a faixa de emissão de um metro cúbico de concreto. A faixa resultante de emissão de CO₂ do concreto considerando as emissões de areia e brita é de 40 a 348 kgCO₂/m³.

As emissões apresentadas nas Figuras 22 a 24 consideram somente a parcela de emissões do cimento no concreto. No caso dos concretos de 20MPa, estes

valores variam entre 39 e 320 kg CO₂/m³ de concreto, considerando somente a matriz energética mista. Somando as emissões dos agregados do item 7.2.1 tem-se uma emissão entre 40 a 348 kg CO₂/m³, ou seja, há um incremento de menos de 10% nas emissões considerando os agregados neste exemplo.