

Desempenho ambiental e económico de blocos de terra compactada estabilizados com cimento reciclado

Fábio Leonel Do Nascimento Romão

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia Civil

Orientadores:

Professor Vítor Faria e Sousa

Professor José Alexandre De Brito Aleixo Bogas

Júri

Presidente: Professor Augusto Martins Gomes

Orientador: Professor Vítor Faria e Sousa

Vogal: Professor Manuel Guilherme Caras Altas Duarte
Pinheiro

Outubro de 2025

Desempenho Ambiental E Económico De Blocos De Terra Compactada Estabilizados Com Cimento Reciclado

Fábio Leonel Do Nascimento Romão

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Civil

Dissertação elaborada no âmbito do Projecto FCT Eco⁺RCEB

Eco-efficient recycled cement compressed earth blocks

Task 6 – Life-cycle cost and life-cycle assessment of CSEB

Projeto PTDC/ECI-CON/0704/2021



Fundação
para a Ciência
e a Tecnologia

Declaração

Declaro que o presente documento é trabalho original da minha autoria e que cumpre todos os requisitos do Código de Conduta e Boas Práticas da Universidade de Lisboa.

Agradecimentos

A elaboração desta dissertação representa o culminar de uma etapa marcante da minha vida académica no Instituto Superior Técnico. Ao longo do percurso, enfrentei desafios, celebrei conquistas e cresci não só como estudante, mas também como profissional em formação. Este trabalho, tal como o próprio mestrado, não teria sido possível sem o apoio, incentivo e contributo de diversas pessoas e instituições que me acompanharam ao longo do caminho.

Quero expressar a minha sincera gratidão a todos aqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a concretização desta dissertação. Um agradecimento especial para os meus orientadores professores Vítor Sousa e José Alexandre Bogas e às empresas que gentilmente colaboraram na disponibilização de dados essenciais para a realização do estudo: à SGR e à Vimajas, pelo fornecimento de informações detalhadas sobre o processo de produção de agregados reciclados, e à Secil Agregados, pelos dados relativos à produção de agregados naturais de calcário. A disponibilidade, confiança e cooperação demonstradas foram fundamentais para garantir a qualidade e o rigor técnico desta investigação.

A todos os colegas, amigos e familiares que me apoiaram, motivaram e acompanharam nesta jornada, deixo também o meu muito obrigado. Este trabalho é reflexo não apenas do meu esforço, mas também da generosidade e do contributo de todos os que caminharam comigo até aqui.

Resumo

A construção civil enfrenta desafios significativos de sustentabilidade devido ao elevado consumo de recursos naturais e às emissões de gases com efeito de estufa (GEE), sobretudo associadas ao betão e ao cimento. Esta dissertação avalia o desempenho ambiental e económico de blocos de terra compactada (BTC) estabilizados com cimento reciclado (CR), obtido a partir de resíduos de construção e demolição (RCD), comparando-os com soluções baseadas em cimento Portland comum (OPC) e cimento Portland de calcário (LPC).

A análise quantificou o consumo energético, as emissões de GEE e os custos de produção, promovendo a integração da economia circular no setor. A metodologia incluiu a modelação de um caso de estudo, recorrendo a analogias com a produção de cal para estimar o processo do CR, à lei de Bond para os cálculos energéticos e a dados fornecidos por empresas como SGR, Vimajas e Secil Agregados.

Os fatores de emissão de GEE evidenciam o impacto da substituição do clínquer por CR. BTC com OPC apresentam 108,9 kgCO₂eq/t, e com LPC 78,5 kgCO₂eq/t, enquanto BTC produzidos com CR reduzem este valor para 24,3 kgCO₂eq/t, eliminando as emissões de calcinação.

Do ponto de vista económico, os BTC com CR revelam custos cerca de 50% inferiores aos do OPC, com vantagens adicionais associadas ao EU ETS e ao Custo Social do Carbono (SCC). Conclui-se que o CR é uma alternativa tecnicamente viável e ambientalmente vantajosa, embora o transporte permaneça um fator crítico a otimizar.

Palavras-chave: Cimento reciclado, análise económica, sustentabilidade, bloco de terra comprimida (BTC), RCD.

Abstract

The construction sector faces significant sustainability challenges due to its high consumption of natural resources and the greenhouse gas (GHG) emissions associated with concrete and cement. This dissertation evaluates the environmental and economic performance of compressed earth blocks (CEB) stabilised with recycled cement (RC), obtained from construction and demolition waste (CDW), and compares them with solutions based on Ordinary Portland Cement (OPC) and Limestone Portland Cement (LPC).

The analysis quantified energy consumption, GHG emissions, and production costs, promoting the integration of circular economy principles in the sector. The methodology included modelling a case study, drawing analogies with lime production to estimate the RC process, applying Bond's law for energy calculations, and using operational data provided by companies such as SGR, Vimajas, and Secil Agregados.

The GHG emission factors highlight the impact of replacing clinker with RC. BTC produced with OPC generate 108.9 kgCO₂eq/t, and those with LPC 78.5 kgCO₂eq/t, whereas RC-stabilised BTC reduce this value to 24.3 kgCO₂eq/t, eliminating calcination-related emissions.

From an economic perspective, RC-stabilised BTC show costs approximately 50% lower than OPC-based solutions, with additional advantages linked to the EU ETS and the Social Cost of Carbon (SCC). It is concluded that RC is a technically viable and environmentally advantageous alternative, although transport remains a critical factor requiring optimisation.

Keywords: Recycled cement, economic analysis, sustainability, compressed earth block (CEB), CDW.

Índice

Agradecimentos	v
Resumo	vii
Abstract	ix
Índice de figuras	xiv
Índice de Tabelas	xvi
Lista de abreviaturas	xviii
1 Introdução	1
1.1 Contexto	1
1.2 Objetivos e metodologia	5
1.3 Organização do trabalho	5
2 Revisão da literatura	7
2.1 Contexto	7
2.2 Cimento Reciclado	9
2.3 Blocos de Terra Comprimida	12
3 Modelação do caso de estudo	15
3.1 Contexto	15
3.1.1 Cimento reciclado	15
3.1.2 Bloco de terra comprimida	19
3.2 Metodologia	21
3.3 Desempenho ambiental	22
3.3.1 Cimento reciclado	22
3.3.2 Blocos de terra comprimida	26
3.3.3 Conversão	29
3.4 Desempenho Económico	31
4 Resultados e discussão	37
4.1 Desempenho Ambiental	37
4.1.1 Consumo de energia	37
4.1.2 Emissão de GEE	46
4.1.3 Discussão	49

4.2	Desempenho económico	50
4.2.1	Referencial	50
4.2.2	Análise financeira.....	52
4.2.3	Análise económica.....	55
4.2.4	Discussão.....	58
5	Conclusão	61
6	Referências	63

Índice de figuras

Figura 1 - Área construída (IEA 2024)	1
Figura 2 - Tratamento dos resíduos de construção e demolição na União Europeia (EEA 2020).....	2
Figura 3 - Fases do ciclo de vida das construções e grupos de consumo de energia e emissões de gases com efeito de estufa (https://circularecology.com/)	3
Figura 4 - Repartição das emissões de carbono em edifícios residenciais e de escritórios (Rock et al. 2020)	4
Figura 5 - Exemplos de desenvolvimentos relacionados com o carbono incorporado. Lützkendorf e Balouktsi (2022)	4
Figura 6 - Britador de mandíbulas (à esquerda), britador (ao centro) e moinho de rolos (à direita) (Neves 2022)	16
Figura 7 - Moinho de bolas (à esquerda) e peneiradora (à direita) (Neves 2022; Miranda 2023)	16
Figura 8 - Separador magnético de rolo com ímanes permanentes de terras raras (Nabais 2023)	17
Figura 9 - Forno rotativo (Rodrigues 2024).....	18
Figura 10 - Triturador de solo e peneira (Nabais 2023).....	19
Figura 11 - Misturadora de blocos de terra comprimida (BTC) (Rodrigues 2024)	20
Figura 12 - Moldagem e compressão dos BTC (esquerda) e cura ao ar livre (direita) (Rodrigues 2024)	20
Figura 13 - Origem mensal da eletricidade em Portugal em 2024 (Ranessi et al. 2025).....	30
Figura 14 - Preços da eletricidade e do gás natural em 2024 (Ren data hub).....	33
Figura 15- Distribuição dos custos totais de produção médios (esquerda) e PFRK (direita) para a cal na Europa (Stork et al. 2014; EC 2018)	34
Figura 16 - Custos totais de produção detalhados de cal reportados por 11 empresas na Europa (CE 2018)	35
Figura 17 - Preço médio diário do gasóleo em Portugal Continental (DGEG)	36
Figura 18 - Custos totais de produção de cimento detalhados reportados por 15 empresas na Europa (CE 2018).....	50
Figura 19 - Evolução dos RCD gerados em Portugal (EUROSTAT 2025)	51
Figura 20 - Distribuição dos custos totais de produção de CR.....	54
Figura 21 - Preço médio anual das emissões de GEE (Banco Mundial - https://carbonpricingdashboard.worldbank.org/compliance/price).....	56
Figura 22 - Evolução da taxa de gestão de resíduos em Portugal (Decreto-Lei n.º 102-D/2020)	58
Figura 23 - Evolução do custo social do dióxido de carbono no Canadá em função da taxa de desconto (https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/climate-change/science-research-data/social-cost-ghg.html#toc15)	60

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Composição dos resíduos de construção e demolição na União Europeia (Caro et al., 2024) e EUA (EPA 2020)	7
Tabela 2 - Consumo energético e emissão de CO ₂ /t (Sousa et al - Cement production energy consumption optimization)	12
Tabela 3 - Fração mássica de cada produto obtido com a nova tecnologia de produção de cimento	18
Tabela 4 - Composição das misturas de BTC e principais propriedades físicas e mecânicas	21
Tabela 5 - Dados de referência para a produção de cal (Schorcht et al., 2013; Stork et al., 2014)	23
Tabela 6 - Entalpias das principais reações durante a reativação da pasta de cimento (Bentz e Prasad, 2007)	25
Tabela 7 - Consumo específico de energia e emissões para a produção de clínquer em fábricas de cimento cinzento no continente português (SECIL 2023,a,b; CIMPOR 2020, 2023a,b).....	28
Tabela 8 - Dados de projetos de fábricas de cal	32
Tabela 9 - Estimativas da lei de Bond para o consumo específico de energia elétrica na fase de libertação.....	37
Tabela 10 - Dados operacionais das centrais de agregados britados (SECIL) e reciclados (SGR)	38
Tabela 11 - Consumo de energia na fase de libertação por unidade de CR produzido	38
Tabela 12 - Consumo de energia na fase de libertação por unidade de HQRA produzido (NRA e NRF também em S3).....	39
Tabela 13 - Consumo de energia na etapa de separação por unidade de CR produzido	40
Tabela 14 - Consumo de energia na etapa de separação por unidade de HQRA produzido	40
Tabela 15 - Consumo de energia na etapa de reativação por unidade de CR produzido	41
Tabela 16 - Consumo total de energia por unidade de CR produzido	42
Tabela 17 - Consumo total de energia por unidade de HQRA produzido	42
Tabela 18 - Consumo específico de energia dos componentes e da produção de BTC	44
Tabela 19 - Consumo específico de energia dos diferentes BTC	45
Tabela 20 - Consumo específico de energia normalizado dos diferentes BTC	46
Tabela 21 - Fator específico de emissão de GEE dos componentes e produção de BTC	46
Tabela 22 - Fator específico de emissão de GEE dos diferentes BTC	47
Tabela 23 - Fator de emissão de GEE normalizado dos diferentes BTC.....	48
Tabela 24 - Custos de obtenção da pasta de cimento hidratada na unidade de CR	53
Tabela 25 - Custo de produção de CR através da reativação da pasta de cimento hidratada.....	53
Tabela 26 - Custo unitário e específico dos BTC	54
Tabela 27 - Custo económico unitário e específico do BTC.....	58

Lista de abreviaturas

BTC — Blocos de Terra Comprimida

CEB — Compressed Earth Block

RC — Recycled Cement

CR — Cimento Reciclado

CDW — Construction and Demolition Waste (equivalente a RCD em inglês)

RCD — Resíduos de Construção e Demolição

RDC — Resíduos de Demolição e Construção (variação de RCD)

CP — Cimento Portland (CEM I 42.5 R ou equivalente)

CPB — Cimento Portland Classe II/B-L 32.5N

CPW — Clay Powder Waste (pó de argila residual)

GEE — Gases com Efeito de Estufa

HCP — Hydrated Cement Paste (Pasta de Cimento Hidratada)

HQRA — High Quality Recycled Aggregates (Agregados reciclados de alta qualidade)

LRK — Long Rotary Kiln

MFSK — Mixed Feed Shaft Kiln

NRF — Normal Recycled Filler (Fíler de resíduos de construção)

NRA — Normal Recycled Aggregates (Agregado reciclado normal)

OPC — Ordinary Portland cement (Cimento Portland comum)

LPC — Limestone Portland cement (Cimento Portland de calcário)

PFRK — Parallel Flow Regenerative Kiln (Forno regenerativo de fluxo paralelo)

PRK — Preheater Rotary Kiln (Forno rotativo pré-aquecedor)

WM — Wet Method (método húmido ou método com lavagem)

AM — Air Method (método por ar)

DM — Dry Method (método seco)

1 Introdução

1.1 Contexto

O setor da construção é, simultaneamente, dos maiores consumidores de recursos naturais, dos maiores geradores de resíduos e dos maiores consumidores de energia e emissores de gases com efeito de estufa (GEE) a nível global (UNEP, 2021, 2023; Benachio et al., 2020).

Na década de 90 do século XX, Rees (1999) estimou que o setor da construção era responsável pelo consumo de cerca de 40% dos recursos naturais. Mais recentemente, Yeheyis et al. (2013) estimou uma redução em termos proporcionais para 32%. Contudo, tendo em consideração o aumento populacional, a crescente urbanização e o desenvolvimento do setor da construção (Figura 1), tal não implica necessariamente uma redução em termos absolutos. De facto, a UN (2024) estima que a pegada global de consumo de materiais de todas as atividades realizadas pelos seres humanos aumentou de 56 para 96 milhões de toneladas entre 2000 e 2022 e em UN (2019) foi projetado um aumento para 190 milhões de toneladas em 2060.

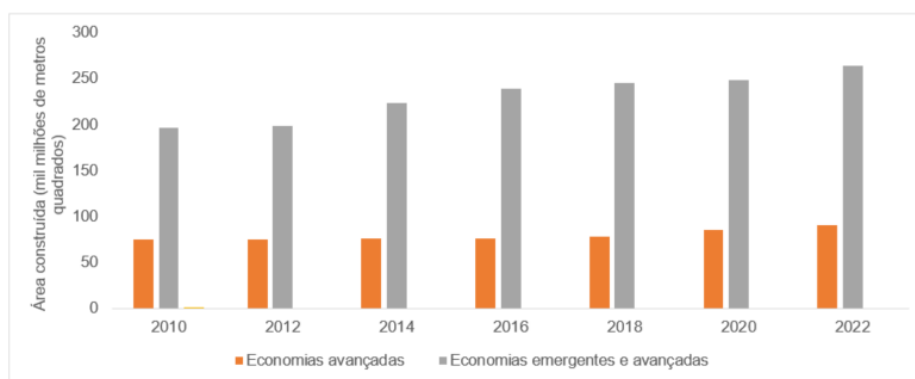


Figura 1 - Área construída (IEA 2024)

A nível global, Soto-paz et al. (2023) indicam que o setor da construção seja responsável por cerca de 30% dos 2,24 mil milhões de toneladas de resíduos sólidos gerados em 2020. No entanto, segundo Kabirifar et al. (2020) só a China e os EUA geram mais de 1.6 mil milhões de toneladas de resíduos de construção e demolição (RCD). Portanto, é provável que o valor esteja mais próximo dos 10 mil milhões de toneladas indicados por Wu et al. (2019) e Ali et al. (2019), mas na realidade não existem dados fidedignos da quantidade gerada a nível global. Na união Europeia, em 2022, os RCD perfizeram 38% de todos os resíduos gerados, correspondendo a 848 milhões de toneladas e evidenciando um aumento significativo face às 461 milhões de toneladas em 2015 (Eurostat 2025; VTT et al. 2016).

Nos EUA, em 2018 foram geradas 600 milhões de toneladas de RCD, um aumento substancial relativamente às 136 milhões de toneladas geradas em 2003. Citando Solís-Guzmán et al. (2009) e Ajayi et al. (2016) nível global, Soto-paz et al. (2023) indicam que cerca de 35% dos RCD são

depositados em aterro a nível global. No entanto, nenhum dos estudos faz um levantamento exaustivo, reportando apenas exemplos de alguns países e extrapolando. Na União Europeia, motivado pela meta de recuperação de 70%, em peso, dos RCD em 2020 estabelecida na diretiva dos resíduos (Directiva 2008/98/EC), a maioria dos países apresenta elevadas taxas de reciclagem e reutilização (Figura 2) resultando numa média a rondar os 90% (Caro et al. 2024). Um cenário semelhante observa-se nos EUA, onde proporção de resíduos reutilizados ou reciclados aumentou de 52% para 76% entre 2003 e 2020. Ainda assim, cerca de 145 milhões de toneladas de RCD foram depositados em aterro nos EUA em 2018 (EPA 2009, 2020).

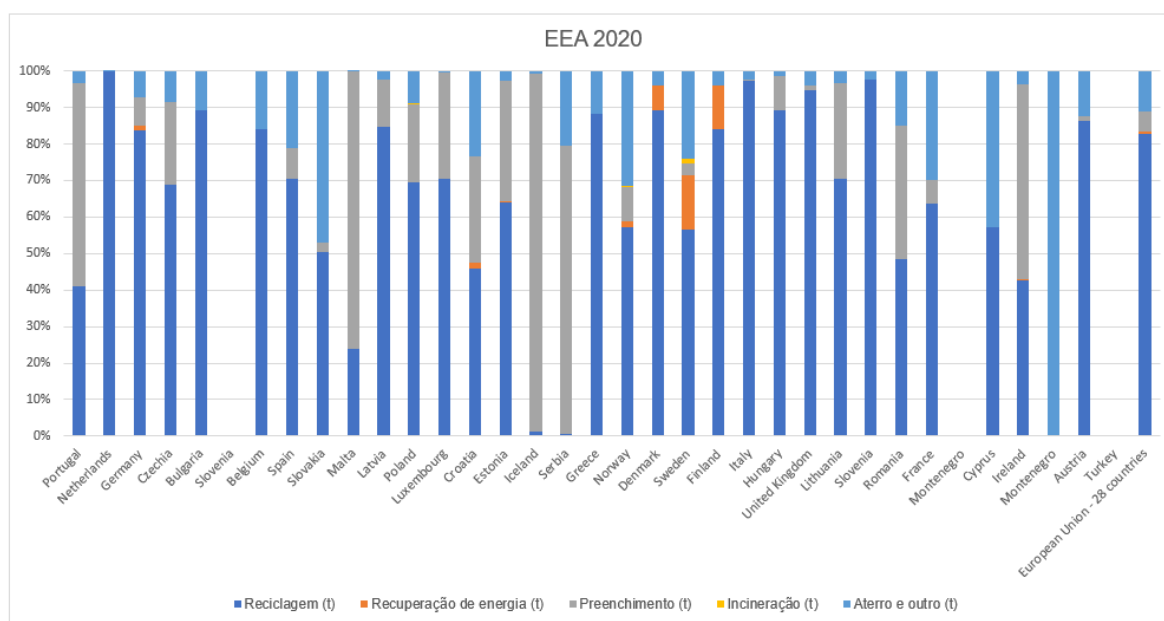


Figura 2 - Tratamento dos resíduos de construção e demolição na União Europeia (EEA 2020)

O setor da construção é responsável por 32% da energia consumida 34% das emissões de GEE a nível global (IEA 2024; UNEP e GABC, 2024). Este valor engloba todo o ciclo de vida das construções, que em termos de energia e emissões é usualmente organizado em dois grandes grupos (Figura 3): i) fase de operação; e ii) restantes fases do ciclo de vida das construções, usualmente designado por energia e carbono incorporado.

No âmbito da avaliação ambiental do ciclo de vida das construções, a norma EN 15804 estrutura os impactos associados aos produtos de construção em diferentes módulos, sendo os primeiros A1, A2 e A3 referentes à Fase de Produto. O módulo A1 engloba todos os processos de extração e processamento das matérias-primas, incluindo operações de mineração, beneficiamento e produção inicial dos componentes elementares utilizados nos materiais de construção. O módulo A2 corresponde ao transporte das matérias-primas e materiais intermédios até às unidades de produção, considerando distâncias, modos de transporte e consumos energéticos associados. Por fim, o módulo A3 abrange os processos industriais de fabrico, desde a transformação das matérias-primas em produtos de

construção até às etapas internas de consumo energético, emissões diretas, utilização de recursos auxiliares e gestão de resíduos dentro da fábrica. Em conjunto, estes módulos representam o chamado *cradle-to-gate*, constituindo a parcela inicial do carbono incorporado e permitindo quantificar os impactos ambientais antes da fase de construção propriamente dita.



Figura 3 - Fases do ciclo de vida das construções e grupos de consumo de energia e emissões de gases com efeito de estufa (<https://circularecology.com/>)

Historicamente, a parcela mais significativa do consumo de energia e emissões de GEE, especialmente em edifícios, ocorre durante a fase de operação. Esta situação resulta, em parte, da ineficiência energética dos edifícios, que na União Europeia se estima que afete 75% do parque edificado (EC 2020). No entanto, dado o investimento significativo na eficiência dos sistemas de climatização e iluminação, as projeções apontam para reduções de 50% a 75% das emissões durante esta fase (UNEP, 2023). Dilsiz et al. (2019) constataam que edifícios energeticamente mais eficientes acarretam um aumento da energia incorporada e uma redução da energia operacional, resultando numa redução de cerca de 50% da energia consumida no ciclo de vida.

Segundo Rock et al. (2020), as emissões de GEE durante a operação de edifícios residenciais e de escritórios concebidos segundo as mais recentes legislações de desempenho energético são da mesma ordem de grandeza do carbono incorporado (Figura 4). A crescente tendência para conceber edifícios com zero emissões levará a que o carbono incorporado venha a corresponder a 100% das emissões de GEE. Na Figura 4, a diferença entre as cores representa as duas principais componentes das emissões de carbono ao longo do ciclo de vida dos edifícios. A cor vermelha corresponde ao carbono incorporado, ou seja, às emissões associadas à produção dos materiais, transporte, construção e fim de vida. A cor azul representa o carbono operacional, relativo ao consumo energético durante a utilização do edifício (aquecimento, arrefecimento, iluminação, etc.). A figura evidencia que,

em edifícios recentes e energeticamente eficientes, o peso do carbono incorporado (vermelho) tende a aproximar-se ou mesmo igualar o do carbono operacional (azul), destacando a crescente importância de considerar o impacto dos materiais nas fases iniciais do ciclo de vida.

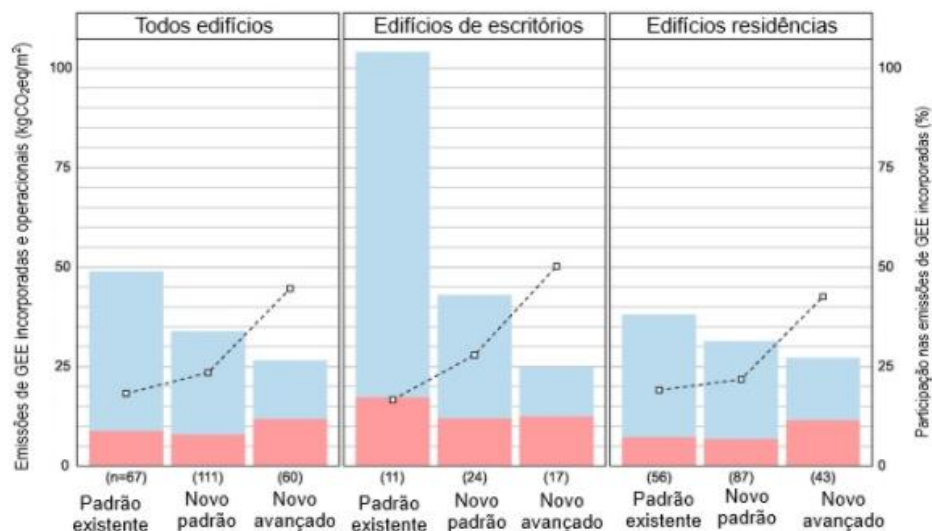


Figura 4 - Repartição das emissões de carbono em edifícios residenciais e de escritórios (Rock et al. 2020)

O aumento da relevância da energia e emissões associadas ao carbono incorporados levou ao desenvolvimento de diversas iniciativas específicas ou ao reforço do enfoque no carbono em todo o ciclo de vida (Figura 5). Emissões de GEE incorporadas e operacionais (kgCO₂eq/m²)

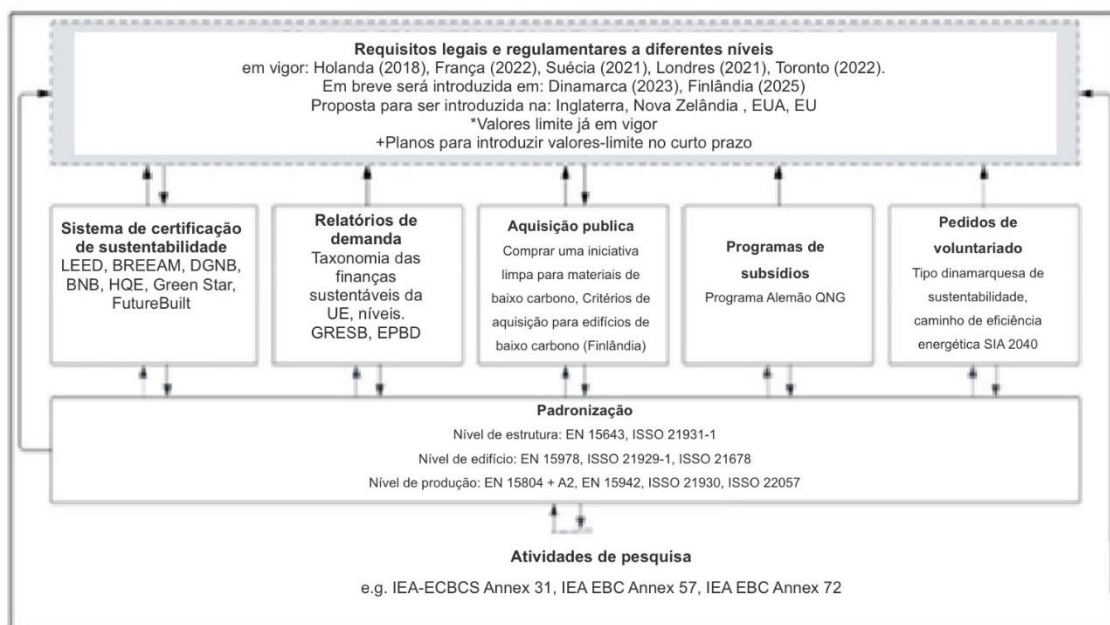


Figura 5 - Exemplos de desenvolvimentos relacionados com o carbono incorporado. Lützkendorf e Balouktsi (2022)

Neste contexto, na União Europeia importa ainda referir a adoção do “Green Deal” que, entre as mais diversas iniciativas, inclui: i) a inclusão dos edifícios no Sistema de Comércio de Licenças de Emissão; e ii) implementação de um modelo de economia circular. O Green Deal, em particular a transição para um modelo de economia circular, implicará uma redução simultânea da utilização de recursos naturais e da geração de resíduos através da promoção da reutilização e reciclagem e a adoção de soluções que minimizem o consumo de energia de fontes não renováveis e as consequentes emissões de GEE, pelo que a indústria da construção é das que enfrenta dos maiores desafios. Para alcançar estes objetivos é necessário atuar sobre a tecnologia construtiva e, fundamentalmente, sobre os materiais de construção. Neste sentido, o presente estudo aborda a utilização de cimento reciclado, um material alternativo ao cimento Portland ambientalmente mais sustentável, na produção de blocos de terra comprimida, uma evolução tecnológica do século XX à ancestral construção em terra.

1.2 Objetivos e metodologia

De entre os vários materiais de construção, o betão é um dos mais utilizados, sendo responsável por uma parcela significativa tanto do carbono incorporado como dos resíduos gerados. Neste âmbito, o presente estudo visa avaliar o desempenho ambiental e económico da utilização de cimento reciclado (CR) na produção de blocos de terra comprimida (BTC). No desempenho ambiental será dado apenas ênfase ao consumo de energia e às emissões de GEE.

Em termos metodológicos, o desempenho ambiental e económico será estimado por modelação sistémica, recorrendo a uma abordagem híbrida que envolve tanto simulação direta como simulação por analogia. A simulação direta envolve desenvolver um modelo teórico que simule os processos envolvidos, sendo a opção potencialmente mais rigorosa. Porém, nem sempre se dispõe de toda a informação para a implementação de um modelo de simulação direta, especialmente em processos novos para os quais apenas exista experiência à escala laboratorial que pode ser muito distinta da escala industrial. Nesses casos, a simulação por analogia recorre a fatores de conversão que permitam a extrapolação de resultados de processos conhecidos que possam considerados semelhantes ao que se pretende simular.

1.3 Organização do trabalho

Este trabalho encontra-se estruturado em cinco capítulos principais, para garantir uma apresentação lógica e sequencial do estudo desenvolvido:

- **Capítulo 1** – Introdução: apresenta o enquadramento do tema, os objetivos e a metodologia adotada, bem como a organização do trabalho.
- **Capítulo 2** – Estado da Arte: expõe o contexto e a revisão bibliográfica sobre o cimento reciclado e os blocos de terra comprimida, abordando a relevância da sua utilização no âmbito da sustentabilidade na construção.

- **Capítulo 3** – Modelação do caso de estudo: descreve a abordagem seguida, incluindo a contextualização da produção de cimento reciclado e blocos de terra comprimida, bem como a metodologia utilizada para avaliar o desempenho ambiental e económico.
- **Capítulo 4** – Resultados: apresenta e discute os resultados obtidos, com destaque para o consumo de energia, emissões de gases com efeito de estufa e desempenho financeiro e económico das soluções estudadas.
- **Capítulo 5** – Conclusão: sintetiza as principais conclusões retiradas do trabalho e aponta perspectivas para investigações futuras.

Por fim, é incluído um Capítulo de Referências (capítulo 6), onde se reúnem todas as fontes bibliográficas, normativas e documentais utilizadas ao longo da dissertação, garantindo a rastreabilidade e o rigor científico da informação apresentada.

2 Revisão da literatura

2.1 Contexto

Apesar da elevada taxa de reciclagem e reutilização dos RCD registada na maioria dos países da União Europeia, a EEA (2020) indica que a maioria corresponde à utilização dos resíduos como material de enchimento ou agregados reciclados em aplicações como sub-bases de pavimentos. Um cenário idêntico é reportado nos EUA (EPA 2009, 2020) e Krausmann et al. (2015) indicam que o nível de circularidade na construção é muito reduzido (<6%). Deste modo, o valor inerente dos materiais que compõem os RCD é perdido, os aspetos qualitativos da reciclagem não são tidos em consideração e a reciclagem não se processa num ciclo fechado. Entre os materiais mais utilizados na construção destaca-se o betão, que, com uma produção estimada em mais de 30 mil milhões de toneladas por ano, é o segundo material mais consumido no mundo, apenas superado pela água (WRI, 2022). Consequentemente, representa também uma parcela significativa dos RCD gerados, sendo a maior fração na União Europeia e nos EUA (Tabela 1).

Tabela 1 - Composição dos resíduos de construção e demolição na União Europeia (Caro et al., 2024) e EUA (EPA 2020)

Fração de material em RDC	Europeia (Caro et al., 2024)			EUA (EPA 2020)		
	Participação (% do RDC)	Fluxo anual de edifícios (Mt)	Fluxo anual de edifícios e infraestruturas (Mt)	Resíduos durante a construção	Entulho de Demolição	Total
Betão	56,2	74,1	223,4	24,2	381,0	405,2
Tijolos	6,50	8,6	25,8	0,3	12,0	12,3
Cerâmica e Azulejos	5,56	7,3	22,1	-	-	-
Aço	4,89	6,1	18,6	0	4,7	4,7
Vidro	4,04	5,3	16,0	-	-	-
Madeira	2,91	3,8	11,5	3,4	37,4	40,8
Alumínio	1,76	2,3	6,9	-	-	-
Poliestireno expandido	0,79	0,9	2,8	-	-	-
Cloreto de polivinila	0,79	0,9	2,8	-	-	-
Gesso	0,57	0,7	2,2	3,9	11,3	15,2
Lã de rocha	0,35	0,4	1,2	-	-	-
Lã de vidro	0,35	0,4	1,2	-	-	-
Telhas de asfalto	-	-	-	1,2	13,9	15,1
Betão Asfáltico	-	-	-	0	107,0	107,0
Outros	15,6	20,4	61,6	-	-	-
Total	100	131,9	397,5	33,0	567,3	600,3
Total (sem outros)	84,4	111,5	335,9	-	-	-

O betão é composto maioritariamente por agregados, cimento e água, podendo ainda incorporar uma vasta variedade de outros produtos usualmente designados por aditivos, que podem ser inertes ou ter

propriedades ligantes, ou adjuvantes, tipicamente substâncias químicas que permitem alterar propriedades específicas do betão (e.g., aumentar a trabalhabilidade). A sua composição pode variar substancialmente dependendo do tipo betão e a resistência mecânica, mas usualmente os agregados representam 60% a 80% do volume e entre 70% a 85% da massa do betão (Rao et al., 2016), podendo ser naturais (obtidos diretamente da natureza) ou artificiais (produzidos). Poderia ainda considerar-se uma terceira categoria referente aos agregados reciclados, mas assume-se no presente documento que são um tipo de agregados artificiais.

Por seu lado cimento representa, usualmente, os restantes 15% a 20% da massa total do betão e, considerando que a relação água-cimento varia usualmente entre os 0,4 e 0,6. A água representa entre 5% a 10% (Mehta e Monteiro, 1993). Contudo, uma parte significativa da água evapora, pelo que a sua proporção na massa do betão endurecido é inferior.

O betão como um todo apresenta fatores de energia e carbono incorporados reduzidos quando comparado com outros materiais de construção correntes, como o aço, o vidro, tijolos ou mesmo alguns derivados de madeira (Mynt e Shafique, 2024; Seyedabadi et al., 2024). No entanto, a contribuição dos principais componentes é muito distinta, com o cimento a representar mais de 80% da energia incorporada e mais de 90% das emissões de GEE, sendo os agregados responsáveis por apenas 4% e 2%, respetivamente. O restante resulta das operações de mistura e transporte dos componentes e do betão (Miller et al., 2018).

O peso relativo do cimento no consumo de energia e, especialmente, nas emissões de GEE decorre em parte dos agregados, que perfazem a maioria do volume do betão, serem materiais naturais com pouco ou nenhum processamento. Em contrapartida, o cimento exige temperaturas elevadas (1450°C) para ser produzido, o que explica o consumo energético e parte das emissões de GEE. Contudo, a maioria das emissões dos GEE do cimento decorrem da decomposição dos carbonatos que perfazem cerca de 60% da matéria-prima para produção do clínquer, o principal componente do cimento Portland. Os carbonatos, primordialmente na forma de calcário, são calcinados a temperaturas a rondar os 900°C, resultando na libertação do CO₂. Esta parcela das emissões de GEE por parte do cimento, designada por emissões de processo, representa 5% a 8% das emissões antropogénicas de CO₂ anualmente a nível global (Boden et al. 2017).

A combinação das emissões de processo com as de energia, que são entre 60% a 90% e do processo dependendo da tecnologia de fabrico do clínquer (IEA 2016), fazem com que a produção de cimento seja a terceira maior fonte antropogénica de emissões de CO₂, só excedida pelo uso de combustíveis fósseis e alterações de uso do solo (Andrew 2018, 2019).

Considerando que o cimento é maioritariamente utilizado na produção de betão, sendo as outras utilizações (e.g., argamassas, caldas) substancialmente menos representativas em termos quantitativos, os desafios da indústria do betão e cimento estão intimamente ligados. Neste contexto,

a utilização dos resíduos de betão como agregados para sub-bases de pavimentos implica desperdiçar todos os recursos investidos na produção do cimento. Mesmo a utilização dos resíduos de betão como agregados reciclados em novo cimento não valoriza o cimento contido nos resíduos em acarreta um conjunto de implicações adicionais na composição do betão (Martin-Morales et al. 2011; Badalola et al. 2020; Vo et al. 2021). Por esse motivo, as iniciativas tendo em vista a redução das emissões de GEE do cimento, em particular de CO₂, multiplicam-se, incluindo soluções como (Barcelo et al. 2014; Carriço et al. 2020):

- aumento da eficiência energética do processo de produção do clínquer;
- utilização de combustíveis alternativos e/ou biomassa;
- substituição do clínquer por outros produtos;
- capturar e armazenar o carbono.

Embora estas soluções possam contribuir para mitigar o problema, algumas incidem apenas sobre as emissões de energia e as outras exigem a existência de produtos alternativos com características e em quantidades compatíveis ou uma solução para o carbono capturado. Adicionalmente, não contribuem para resolver o problema dos RCD. Assim, a opção de reciclar o betão de forma a obter cimento (e agregados) afigura-se como a solução utópica ideal. A combinação CR com soluções construtivas ambientalmente amigáveis, como os BTC, contribui para reduzir as emissões incorporadas na construção.

2.2 Cimento Reciclado

Os estudos sobre o comportamento ao fogo de estruturas de betão constaram que era possível a rehidratação da pasta de cimento sujeita a temperaturas elevadas (Crook e Murray, 1970; Alonso e Fernandez, 2004). Esta constatação esteve na base dos primeiros estudos sobre o potencial de reciclar cimento (e.g., Splittgerber e Mueller 2003). No entanto, a definição de CR é mais abrangente e inclui as seguintes categorias (Shivaprasad et al. 2024):

- O CR de ativação mecânica e química consiste na simples moagem e peneiração dos resíduos de betão, eventualmente com a adição de químicos adjuvantes, para potenciar a utilização do cimento não hidratado contido no betão (Kulisch et al. (2023) indicam que a proporção de cimento não hidratado varia entre 36%, para betões com relação água-cimento de 0,2, e 6%, para betões com relações água-cimento superiores a 0,4);
- O CR de ativação térmica, em que, após o processamento mecânico de moagem e peneiração dos resíduos de betão, a pasta de cimento hidratada é submetida a um tratamento térmico que, por remoção a água de hidratação, volta a reativar as características de ligante hidráulico do material.

Contudo, só mais recentemente é que o tema mereceu um renovado e intenso interesse (Serpell e Zunino, 2017). Na última década os estudos sobre CR multiplicaram-se, tendo sido explorados diversos fatores que influenciam o seu desempenho, nomeadamente (Xu et al., 2022):

- As características dos resíduos utilizados para produzir o CR, que inclui aspetos como o grau de hidratação (Wang et al. 2018; Xuan e Shui 2011) e de carbonatação (Zhutovsky e Shishkin, 2021; Lu et al., 2018; Ouyang et al., 2020) e a existência de materiais cementícios suplementares (Vyšvařil et al., 2014; Baldusco et al., 2019), finos siliciosos inertes ((Florea et al., 2014; Serpell and Lopez, 2013) ou pó de agregados finos ((Florea et al., 2014; Kim et al., 2021; Algourdin et al., 2020);
- as condições da termoativação, que se dividem entre variáveis associadas ao processamento térmico, como a temperatura e tempo de processamento (Real et al., 2020; Shui et al., 2009) e a taxa de aquecimento e arrefecimento (Castellote et al., 2004), e as associadas à preparação do material previamente ao processamento térmico, em particular o método de moagem (Zhang et al., 2018; Florea and Brouwers, 2012) e a distribuição granulométrica da pasta de cimento hidratada (Letelier et al., 2017; Bogas et al., 2019);
- o processo de rehidratação, especificamente a relação água/ligante (Zhang et al., 2018; Baldusco et al., 2019; Shui et al., 2009; Xuan and Shui, 2011), a combinação do CR com materiais cementícios suplementares e outros aditivos minerais (Vyšvařil et al., 2014; Wang et al., 2018; Zhang et al., 2018) e o efeito de adjuvantes (Zhang et al., 2019).

Comparativamente ao cimento Portland, a diferença mais relevante do CR reportada nos mais diversos estudos é em termos da reologia, nomeadamente a maior necessidade de água para obter um betão de igual consistência (Shui et al. 2009). A água de mistura necessária está relacionada com a temperatura do tratamento térmico, aumentando até aos 800-1000°C e diminuindo para temperaturas superiores (Vysvaril et al. 2014). Do ponto de vista da utilização do CR, este aspeto é crítico porque a relação água/cimento governa a resistência mecânica e a porosidade (e consequentemente a durabilidade) do betão.

No entanto, recorrendo a superplastificantes e a substituições parciais de cimento Portland por CR, diversos estudos demonstram a viabilidade técnica do CR como substituto do cimento Portland (Zhang et al. 2015; Meng et al. 2021). Real et al. (2020) destacam a influência da temperatura de tratamento nas características mecânicas do CR, com as melhores características a serem observadas para CR produzido com um tratamento térmico a 650°C.

As diferenças entre o CR e o cimento Portland são mais abrangentes, indo desde a composição química (Zhang et al. 2022; Zhan et al. 2023) e características físicas (Wang et al. 2018; Zanovello et al. 2023) até à microestrutura (Bogas et al. 2020), o que afeta a hidratação (Carriço et al. 2020; Li et al. 2023) e as características do betão endurecido.

Até recentemente, a maioria dos estudos de CR com termoativação recorreram a pasta de cimento hidratada para simular o resíduo de betão (Balduco et al. 2019; Mao et al. 2024) ou resíduos de betão (Letelier et al. 2017; Kim et al. 2021). Nos estudos no segundo grupo, a pasta de cimento era obtida por processos mecânicos através da seleção das frações mais finas resultantes da moagem do betão. No entanto, as frações mais finas dos resíduos de betão são uma mistura de pasta de cimento hidratado e agregados de proporções variáveis, limitando a aplicação prática desta opção.

Recentemente, o grupo de investigação do IST liderado pelo Prof. José Bogas desenvolveu uma tecnologia que permite separar efetivamente a pasta de cimento dos agregados. A tecnologia tira partido das diferenças magnéticas entre a pasta de cimento e os agregados e recorre a ímanes para separar ambas as frações. A tecnologia encontra-se patenteada (PT116130A) e permite obter um fluxo de pasta de cimento com um nível de contaminação entre 10% a 20% (Carriço et al. 2021). Os vários estudos recorrendo a esta tecnologia demonstram não só a viabilidade técnica do CR produzido (Bogas et al. 2019; Real et al. 2020; Carriço et al. 2021) como os benefícios ambientais associados (Sousa e Bogas 2021; Sousa et al. 2023a,b). Esta tecnologia contribui efetivamente para uma economia circular nas indústrias do betão e do cimento, reduzindo o consumo de recursos naturais e de energia, as emissões GEE e aumentando as taxas de reciclagem dos RCD.

De acordo com o estudo Sousa et al. (2022), O consumo energético do CR varia entre 9054,9 MJ/t (SECIL Outão) e 9585,7 MJ/t (mundo), superando o clínquer (3893-4293 MJ/t) devido à secagem (5168,2 MJ/t). As emissões ajustadas situam-se entre 576,1-900,1 kg CO₂/t, inferiores ao clínquer (777-830 kg CO₂/t), exceto no cenário mundial. Num cenário otimizado (15% humidade, eletricidade renovável), as emissões caem para 376 kg CO₂/t na Europa (Sousa et al., 2022).

Em um segundo estudo desenvolvido por Sousa et al. (2023), foram analisadas três abordagens distintas para a produção de cimento reciclado termoativado a partir de resíduos de construção e demolição (RCD): o método seco (DM), o método com lavagem (WM) e o método por ar (AM). O objetivo principal foi identificar qual destes métodos permitiria uma maior eficiência energética na fase de ativação térmica, sem comprometer a qualidade do produto final.

Sousa et al. (2022) concluíram que AM e DM reduzem o consumo energético em 30-40% e as emissões em até 80% face ao clínquer, promovendo a reutilização de RCD e agregados finos de qualidade.

Sousa et al. (2022) apontam uma redução de até 53% nas emissões em um cenário otimizado, apesar do elevado consumo energético da secagem no WM. Real et al. (2022) destacam que DM e ACM superam o OPC em todas as categorias ambientais, com ACM como a melhor opção devido à pureza, enquanto o WM é inviável sem eletricidade renovável. A tabela 2 apresenta esses resultados.

Ao separar a pasta de cimento dos agregados, esta tecnologia permite também obter agregados reciclados com teores de pasta de cimento inferiores a 5%. Este é um aspeto crucial, tendo em conta

que a maior limitação para a utilização de agregados reciclados de resíduos de betão na produção de betão é exatamente o efeito prejudicial da pasta de cimento hidratada aderida, como evidenciado nas inúmeras revisões já efetuadas neste tema (e.g., Evangelista e Brito 2014; Shi et al. 2016; Silva et al. 2018; Verian et al. 2018; Nedeljković et al. 2021; Wang et al. 2021).

Tabela 2 - Consumo energético e emissão de CO₂/t (Sousa et al - Cement production energy consumption optimization)

	Consumo energético (MJ/t)			Emissão de CO ₂ (kg CO ₂ /t)		
	Europa	Média em Portugal	Secil	Europa	Média em Portugal	Secil
WM	10510,7	11109,6	10643,9	819,8	857,0	723,6
AM	2228,3	2704,1	2310,2	164,5	208,9	164,2
DM	2381,4	2882,8	2457,1	177,8	226,7	177,3

2.3 Blocos de Terra Comprimida

A tecnologia de construção em terra é uma das mais antigas utilizadas pelo Homem. A sua ancestralidade prende-se essencialmente com a disponibilidade de material, o reduzido nível tecnológico exigido e a facilidade de aplicação. Segundo Heathcote (1995), a mais antiga construção em adobe de que há registo situava-se na Mesopotâmia e remonta ao ano 10 000 A.C..

Também existem vestígios da sua utilização desde há 12 000 anos na cidade mais antiga do mundo (Jericó) e a própria Grande Muralha da China, que data do 3º século antes de Cristo, foi construída com terra compactada e rochas.

Na Alemanha e França, é possível encontrar diversos edifícios em terra com pelo menos 400 anos, mas possivelmente os edifícios mais antigos ainda em serviço encontram-se no povoado de Taos, no Novo México, com cerca de 900 anos (Doat et al. 1979; Burroughs 2001).

A utilização de terra como material de construção encontra-se disseminada um pouco por todas as regiões secas e temperadas do globo, com predominância para o hemisfério Sul. Além disso, as construções em terra são caracterizadas por apresentarem um leque significativo de variações de índole cultural, regional e temporal, constituindo assim um importante património da Humanidade que urge proteger e reabilitar, como se constata pelos seguintes dados (Balderraman 2001; Maini 2005):

- cerca de 10% dos sítios que figuram na lista do Património Mundial da UNESCO são exemplares de arquitetura em terra;
- 16 dos 100 locais patentes na World Monuments Watch 2000 List of 100 Most Endangered Sites são em terra;
- 57% dos locais identificados na World Heritage List in Danger dizem respeito a zonas de construção em terra.

Embora a construção em terra seja uma técnica de construção ancestral, ainda nos dias de hoje é possível observar a sua ampla utilização em países considerados subdesenvolvidos ou em vias de desenvolvimento com climas secos ou temperados, nomeadamente em diversas partes de África, da Ásia e da América Central e do Sul. Assim, verifica-se que (Balderraman 2001; Minke 2006; Pacheco-Torgal e Jalali 2012):

- cerca de 30 - 50% da população mundial habita em edifícios de terra, cifrando-se em mais de duzentos milhões de pessoas só na América Latina;
- embora na generalidade dos casos se trate de uma construção modesta, é possível encontrar exemplos de enorme complexidade, como é o caso de alguns dos edifícios em terra do Iémen, que chegam a atingir 10 pisos.

Nos países considerados desenvolvidos, nomeadamente em certas zonas secas (climas desérticos) da Austrália e dos Estados Unidos, assiste-se ao renascimento da construção em terra impulsionada. Efetivamente, nessas e noutras regiões do mundo, as vantagens da construção em terra, designadamente a inércia térmica, podem ser aproveitadas ao máximo e as desvantagens, nomeadamente o comportamento à humidade, encontram-se naturalmente minimizadas.

De acordo com a CSIRO (1987), nas regiões da Austrália onde os materiais de construção convencionais são escassos ou os custos de transporte são elevados, a construção em terra ainda constitui uma alternativa viável e praticada. Na Europa, a CRATerre, um grupo de técnicos franceses sediado em Grenoble (França), tem desenvolvido extensa investigação sobre a construção em terra. Esse grupo, associado com parceiros cada vez mais motivados, tem impulsionado o renascer da arquitetura em terra desde a década de 80 através do desenvolvimento de tecnologias eficientes e critérios, regras e especificações para o seu dimensionamento e construção.

Consequentemente, atualmente já há pelo menos 70 normas/regulamentos oficiais aplicáveis à construção em terra um pouco por todo o globo (Reddy et al. 2022).

Este renascimento da construção em terra está associado, fundamentalmente, a motivações ambientais (Arrigoni et al. 2017; Christoforou et al. 2016; Melià et al. 2014; Reddy et al. 2010; Reddy e Jagadish 2003; Serrano et al. 2013; Shukla et al. 2009), mas também acarreta vantagens sócio-económicas (Morel 2001; Ramesh 2012).

Nos países mais desenvolvidos, os métodos tradicionais são considerados, na sua generalidade, obsoletos, registando-se o recurso a técnicas de construção a terra compactada ou os BTC. Os BTC constituem uma evolução aos tradicionais blocos de adobe através do recurso a uma prensa de forma a aumentar a estabilidade da terra (Mansour et al. 2016). No entanto, a estabilização mecânica ainda deixa os BTC suscetíveis à ação da água, pelo que é usual a adição de estabilizadores químicos (na literatura são por vezes designados por blocos de terra comprimida estabilizados). Embora tenham sido

testados vários estabilizadores químicos (Losini et al. 2021), a cal (Danso et al. 2015; Arrigoni et al. 2017) e o cimento Portland (Alam et al. 2015; Burroughs 2010; Zak et al. 2016; são os mais usuais. A cal já é utilizada na estabilização de construções em terra (Parracha et al. 2020), enquanto o recurso ao cimento é mais recente e decorre da maior resistência mecânica e à água. As recomendações na literatura apontam para teores de 4% a 12% de cimento (Adam, 2001; Rigassi, 1985; Walker, 1995; Egenti e Khatib 2016).

Fernandes et al. (2019) constataram que a maioria dos impactos ambientais dos BTC decorre da adição do estabilizador químico. Considerando que estes autores utilizaram cal como estabilizador, estas conclusões ainda saem mais reforçadas com a utilização de cimento Portland. Ainda assim, o consumo de energia dos BTC estabilizados com cimento é cerca de 50% do consumo de energia de blocos de alvenaria cerâmica (Walker e Standards Australia 2002).

3 Modelação do caso de estudo

3.1 Contexto

A presente investigação tem como objetivo avaliar o desempenho ambiental e económico de blocos de terra comprimida estabilizados com cimento reciclado.

Em termos de abordagem, o presente estudo compreende duas etapas principais, que estão inter-relacionadas, mas ao mesmo tempo são independentes:

- i) A produção de cimento reciclado;
- ii) A produção de blocos de terra comprimida.

O trabalho experimental aqui reportado foi desenvolvido em outros estudos de investigação, nomeadamente as dissertações de mestrado de Neves (2022), Miranda (2023), Nabais (2023) e Rodrigues (2024), ou os artigos científicos de Cruz e Bogas (2024), Cruz et al. (2024), Real et al. (2024) e Bogas et al. (2023), entre outros, mas precisam ser retomados para enquadrar a modelação ambiental e económica realizada.

3.1.1 Cimento reciclado

O CR é uma alternativa ao cimento Portland (CP), baseada na reativação térmica da pasta de cimento hidratada. Apesar de não ser um conceito novo, o CR apresenta aplicabilidade limitada devido à virtual inexistência de pasta de cimento hidratada limpa em resíduos reais de construção e demolição (RCD).

A tecnologia inovadora desenvolvida no âmbito do projeto EcoHydb permite ultrapassar essa limitação recorrendo à separação magnética para extrair a pasta de cimento hidratada a partir de resíduos de betão. Essa tecnologia envolve três etapas:

- libertação;
- separação; e
- reativação.

A primeira etapa consiste em triturar e moer mecanicamente os resíduos de betão, de forma a promover a libertação da pasta de cimento dos agregados. A implementação foi definida para produzir material com partículas inferiores a 1 mm para a etapa de separação, o qual foi depois peneirado e dividido em quatro frações: i) 0,5 a 1 mm; ii) 0,25 a 0,5 mm; iii) 0,15 a 0,25 mm; e iv) inferior a 0,15 mm.

Essa calibração resultou num bom equilíbrio entre a quantidade de pasta de cimento que pode ser separada e a fração demasiado fina ou demasiado grossa para passar pelo separador magnético.

Em condições laboratoriais, foi utilizado um conjunto variado de equipamentos para realizar a etapa de libertação. Para obter material com tamanho de partícula inferior a 1 mm, foram usados um britador de maxilas, um britador e um moinho de rolos (Figura 6). Posteriormente, uma peneira automática combinada com um moinho de bolas foi utilizada para obter as quatro frações (Figura 7). Contudo, diferentes configurações podem ser mais adequadas num contexto industrial e/ou para resíduos de betão com características distintas.



Figura 6 - Britador de mandíbulas (à esquerda), britador (ao centro) e moinho de rolos (à direita) (Neves 2022)



Figura 7 - Moinho de bolas (à esquerda) e peneiradora (à direita) (Neves 2022; Miranda 2023)

As duas frações intermediárias, de 0,25 a 0,5 mm e de 0,15 a 0,25 mm, mostraram-se as mais adequadas para a obtenção da pasta de cimento hidratado. Isso se deve à combinação da granulometria adequada para a separação magnética com o elevado grau de pureza das partículas de pasta de cimento hidratado presentes nessas frações. A fração mais fina (menor que 0,15 mm) pode ser considerada equivalente a um fíler de resíduo de concreto reciclado (NRF – Normal Recycled Filler).

Já a fração mais grossa (0,5 a 1,0 mm) é semelhante a agregados miúdos reciclados de concreto convencionais (NRA – Normal Recycled Aggregates), embora possa conter uma menor quantidade de pasta de cimento hidratado. Em condições laboratoriais, a fração de partículas acima de 1 mm variou entre 5% e 10% (média de 8%), também se assemelhando a agregados miúdos reciclados típicos.

A etapa de separação é o núcleo da nova tecnologia utilizada. Tirando partido das diferenças dielétricas entre a pasta de cimento e os agregados que em Portugal são maioritariamente calcários nos agregados graúdos e areia siliciosa nos agregados miúdos, a separação da pasta de cimento hidratado é obtida com recurso a ímanes permanentes de terras raras de alta intensidade. Para aumentar a eficiência da separação magnética, o material necessita de ser limpo previamente. Métodos de limpeza húmida (com água) e a seco (com ar) mostraram resultados equivalentes quanto à quantidade e à pureza da pasta de cimento hidratado obtida, mas o método a seco requer significativamente menos energia (Sousa et al. 2023a,b). Como a superfície das partículas precisa estar seca para a separação magnética funcionar, o método húmido exige uma etapa adicional de secagem, que se revelou o principal gargalo ambiental da tecnologia (Sousa e Bogas 2021). O separador magnético de rolo com íman permanente de terras raras utilizado nos ensaios laboratoriais é apresentado na Figura 8.



Figura 8 - Separador magnético de rolo com ímanes permanentes de terras raras (Nabais 2023)

A etapa final consiste na reativação da pasta de cimento através da promoção da desidratação dos compostos do cimento. Para tal, o material é sujeito a um tratamento térmico a uma temperatura entre 600 °C e 700 °C, com um valor médio de 650 °C (Bogas et al. 2019; Real et al. 2020). Este intervalo de temperaturas está em consonância com o utilizado por outros autores na produção de CR (Wang et al. 2018; He et al. 2019).

O tratamento térmico provoca uma redução de cerca de 20% a 25% na massa do cimento residual, devido à libertação da água presente na pasta de cimento hidratada. Esta redução depende do grau de hidratação do betão antigo e da quantidade de impurezas presentes na pasta de cimento hidratada.

Em condições laboratoriais, a separação magnética permite obter pasta de cimento hidratada com uma pureza média entre 80% e 90%, ainda que os resultados sejam variáveis. A redução de massa pode igualmente ser influenciada pela dimensão das partículas da pasta de cimento hidratada e pela duração do tratamento térmico. A Figura 9 apresenta o forno rotativo utilizado em laboratório para a reativação do CR.



Figura 9 - Forno rotativo (Rodrigues 2024)

A Tabela 3 resume os fluxos de massa do processo implementado em laboratório para a produção de CR. A quantidade de CR corresponde à massa de HCP deduzida da água de hidratação libertada durante a fase de reativação, pelo que, para cada unidade de massa de resíduos de betão processada, apenas 5% é convertida em CR. Este é o principal inconveniente do processo, uma vez que é necessário processar uma grande quantidade de material para obter CR. No entanto, a tecnologia não produz apenas CR, mas também HQRA, NRA e NRF que são todos materiais de construção úteis.

Tabela 3 - Fração mássica de cada produto obtido com a nova tecnologia de produção de cimento

Produto	ALT1 [%]	ALT2 [%]
Libertação e Separação		
HCP - Pasta de Cimento Hidratada	6.1	6.1
HQRA – Agregados reciclados de alta qualidade	18.3	39.3
NRA – Agregados reciclados normais	47.9	26.9
NRF - Fíler de resíduo de concreto reciclado	22.7	22.7
Perda	5.0	5.0
Reativação		
CR – Cimento reciclado	5.0	5.0

A diferença entre a alternativa 1 (ALT1) e a alternativa 2 (ALT2) reside na quantidade de HQRA que é possível obter ao submeter também a fração grossa do material obtido na fase de libertação à separação magnética. A ALT2 mais do que duplica a quantidade de HQRA obtida.

3.1.2 Bloco de terra comprimida

Os BTC foram produzidos em Montemor-o-Novo, onde se encontra uma das poucas instalações industriais em funcionamento em Portugal. O processo de produção da unidade fabril compreende as seguintes etapas: i) preparação dos materiais; ii) mistura dos materiais; iii) moldagem e compressão dos BTC; e iv) cura dos BTC.

Tipicamente, o principal benefício da construção em terra reside na possibilidade de utilizar material disponível localmente. Na fase de preparação dos materiais, o solo é submetido a desagregação e peneiração para remoção de impurezas e obtenção de um material adequado para mistura (Figura 10).



Figura 10 - Triturador de solo e peneira (Nabais 2023)

Como nem todos os solos são adequados, pode ser necessário adicionar materiais para corrigir as suas propriedades. Neste estudo, o solo foi corrigido com pó de argila residual proveniente de uma fábrica de telhas. Foram também incluídos resíduos de construção e demolição (RCD) na mistura, de forma a avaliar a viabilidade da sua incorporação nos blocos de terra comprimida (BTC).

Cimento Portland (CP), nomeadamente CEM I 42.5R (CP) e Cimento CEM II/B-L 32.5N (CPB), bem como cimento reciclado (CR), foram utilizados como estabilizadores. Deve notar-se que, no trabalho experimental em particular, o solo provinha de um depósito fora da unidade de produção de BTC. Este aspeto foi desconsiderado na modelação, uma vez que não faria sentido construir uma unidade de BTC num local sem solo adequado. Os materiais selecionados foram dosados e misturados com água numa misturadora mecânica (Figura 11).

Finalmente, os blocos de terra comprimida (BTC) foram produzidos com uma prensa hidráulica e deixados a curar ao ar livre, apenas evitando a exposição direta à chuva e ao sol (Figura 12). A fase de cura requer apenas espaço, uma vez que todo o manuseamento é manual; contudo, numa instalação mais industrializada, seria necessário equipamento auxiliar de transporte.

A Tabela 4 detalha a composição das misturas dos diferentes tipos de BTC produzidos, bem como algumas das suas principais propriedades físicas (densidade aparente fresca e seca) e mecânicas (resistência à compressão simples em condições laboratoriais – $f_{c,un,LC}$). Foram produzidas duas misturas de BTC como referência, com (UBTC) e sem (UBTC_RCD0) adição de RCD.



Figura 11 - Misturadora de blocos de terra comprimida (BTC) (Rodrigues 2024)



Figura 12 - Moldagem e compressão dos BTC (esquerda) e cura ao ar livre (direita) (Rodrigues 2024)

Tabela 4 - Composição das misturas de BTC e principais propriedades físicas e mecânicas

Designação	Solo (kg/m ³)	CPW (kg/m ³)	PC (kg/m ³)	RCC (kg/m ³)	RCD (kg/m ³)	Água Tot (kg/m ³)	ρ_f (kg/m ³)	$\rho_{28,LC}$ (kg/m ³)	$f_{c,un,LC}$ (MPa)
OPC	1244	153	144	-	400	211	2155	2064	7.9
LPC	1244	153	144	-	400	211	2157	2070	6.4
CR	1139	138	-	197	367	256	2114	2018	5.5
OPC80_CR20	1235	151	114	43	398	211	2122	2038	7.2
OPC50_CR50	1222	149	71	105	394	211	2118	2047	6.4
UBTC	1253	272	-	-	438	216	2188	2001	2.1
UBTC_RCD0	1623	351	-	-	-	205	2195	2075	1.8

3.2 Metodologia

Existem duas abordagens principais para extrapolar os resultados laboratoriais para uma escala industrial: i) por simulação; e ii) por analogia. A simulação pode ser teórica ou sistémica. Para alguns processos, existem modelos teóricos que permitem modelar o desempenho do processo. A simulação sistémica consiste em reproduzir o equipamento experimental numa escala maior, através da seleção e montagem de uma linha de produção hipotética. Isto requer considerar que:

- a produtividade anunciada para o equipamento industrial, que pode não ter sido especificamente testada para a aplicação simulada, constitui uma boa estimativa do desempenho real;
- a eficiência medida nas várias fases em escala laboratorial não se altera à escala industrial.

A abordagem por analogia baseia-se em extrapolar a partir de um processo industrial semelhante ou idêntico. Esta alternativa é limitada pelo facto de algumas etapas simplesmente não existirem em qualquer dos processos usados para estabelecer a analogia, enquanto outras diferem até certo ponto. Existe, contudo, uma terceira opção que combina simulação e analogia numa abordagem híbrida, complementando com simulação as etapas para as quais não é possível estabelecer analogia.

Complementarmente, os resultados podem ser apresentados em termos absolutos ou relativos. Os valores absolutos exigem a estimativa detalhada de todos os passos e etapas do processo, fornecendo uma avaliação completa do desempenho.

Em alternativa, os resultados podem ser apresentados em termos relativos, permitindo estimar o desempenho de uma etapa específica como uma fração do total. Os resultados também podem ser mistos, com algumas etapas apresentadas em termos absolutos e outras em termos relativos.

No presente estudo de caso, existem dois componentes principais a avaliar: i) a produção de CR; e ii) a produção de BTC.

A produção de CR é um processo implementado apenas à escala laboratorial. Assim, foi adotada uma metodologia híbrida, apresentando e comparando, sempre que disponíveis, os resultados de várias

abordagens. Pesquisas anteriores (Sousa e Bogas 2021; Real et al. 2022; Sousa et al. 2023a,b) utilizaram a produção de cimento Portland como referência para estimar o desempenho do cimento reciclado, mas, neste trabalho, a analogia é estabelecida com a produção de cal. Na fase de libertação, realizam-se comparações complementares com a produção de agregados reciclados e naturais. A fase de separação só pode ser simulada, pois não existe na produção da cal viva. A estimativa por analogia da ativação térmica assume: i) tempos de reação iguais em ambos os processos; e ii) relação linear entre temperatura e energia. A estimativa teórica da reativação baseia-se na energia de desidratação dos principais compostos do cimento hidratado.

O processo de produção de CR permite também obter HQRA, NRA e NRF. Assim, os custos ambientais e económicos foram avaliados considerando os seguintes cenários de alocação:

- S1 – todos os custos atribuídos ao CR produzido;
- S2 – custos distribuídos entre CR e HQRA consoante a quantidade e etapas envolvidas na produção; e
- S3 – custos distribuídos por todos os produtos, conforme a quantidade e etapas envolvidas.

O CR é o único produto que requer a etapa de reativação; o HQRA requer as etapas de libertação e separação; e o NRA e NRF apenas a etapa de libertação.

Os BTC foram produzidos numa unidade tradicional existente em Montemor-o-Novo, Portugal. Assim, a avaliação ambiental e económica foi realizada simulando o processo com dados de produção recolhidos no local. Foram também utilizadas fontes complementares, nomeadamente fabricantes de equipamentos de BTC, para enquadrar e validar os dados observados, dado que a produção na fábrica não estava otimizada.

3.3 Desempenho ambiental

A avaliação do desempenho ambiental foca-se exclusivamente na análise das emissões de gases com efeito de estufa, em particular dióxido de carbono (CO₂), associadas à produção dos blocos de terra comprimida. Para tal, foi necessário estimar os diferentes tipos de energia consumida no processo, de forma a calcular as emissões resultantes.

3.3.1 Cimento reciclado

A base para a avaliação do desempenho ambiental do CR adotada neste trabalho foi a analogia com a produção de cal. Esta mudança em relação a estudos anteriores, que usavam a produção de cimento como referência, deve-se às maiores semelhanças do processo de produção, nomeadamente:

- semelhança das reações envolvidas (libertação de CO₂ no caso da cal e de água no caso do CR);
- necessidade de prevenir a reação inversa (com CO₂ na cal e com água no CR);

- faixa de temperatura mais próxima no tratamento térmico (900–1200°C na cal e 600–700°C no CR); e
- escala de produção, sendo os fornos verticais mais adequados para unidades pequenas, comuns na produção de cal, e os fornos rotativos, que permitem maior produção, dominantes na produção de cimento Portland.

A Tabela 5 apresenta a informação sobre consumo de energia e emissões diretas de combustão reportadas por Schorcht et al. (2013) e Stork et al. (2014) para a produção de cal na Europa. Informação complementar de outras fontes também é indicada na tabela.

Os valores reportados estão em linha com os valores médios do setor noutros países e regiões do mundo. Por exemplo, no Brasil, os consumos médios de energia elétrica e térmica na indústria da cal são de 15 kWh/t CaO e 4,3 kWh/t CaO, respetivamente (CNI et al. 2010).

Tabela 5 - Dados de referência para a produção de cal (Schorcht et al., 2013; Stork et al., 2014)

	Unidades	Min	Max	Referência
Energia térmica				
Forno				
Vertical				
Fornos regenerativos de fluxo paralelo (PFRK)	GJ/t CaO	3.2	4.2	
Fornos de fuso anular (ASK)	GJ/t CaO	3.3	4.9	
Fornos de fuso com alimentação mista (MFSK)	GJ/t CaO	3.4	4.7	
Horizontal				
Fornos rotativos longos (LRK)	GJ/t CaO	6.0	9.2	
Fornos rotativos com pré-aquecedor (PRK)	GJ/t CaO	5.1	7.8	
Energia elétrica				
Total	kWh/t CaO	15.0	60.0	
Britagem e peneiração	kWh/t CaO	1.9	2.4	Gutiérrez et al. (2012)
Forno	kWh/t CaO	26.2	49.3	Gutiérrez et al. (2012)
Vertical				
Fornos regenerativos de fluxo paralelo (PFRK)	kWh/t CaO	20.0	40.0	
Fornos de fuso anular (ASK)	kWh/t CaO	18.0	35.0	
Fornos de fuso com alimentação mista (MFSK)	kWh/t CaO	5.0	15.0	
Horizontal				
Fornos rotativos longos (LRK)	kWh/t CaO	18.0	25.0	
Fornos rotativos com pré-aquecedor (PRK)	kWh/t CaO	17.0	45.0	
Hidratação	kWh/t CaO	5.0	30.0	
Hidratação	kWh/t CaO	17.2	18.0	Gutiérrez et al. (2012)
Moagem	kWh/t CaO	4.0	40.0	
Combustível				
Pedreira	MJ/t CaO	37.0	151.0	Gutiérrez et al. (2012)
Emissões de combustão				
Vertical				

Fornos regenerativos de fluxo paralelo (PFRK)	t CO2/t CaO	0.202	0.425	
Fornos de fuso anular (ASK)	t CO2/t CaO	0.224	0.465	
Fornos de fuso com alimentação mista (MFSK)	t CO2/t CaO	0.224	0.708	
Horizontal				
Fornos rotativos longos (LRK)	t CO2/t CaO	0.365	1.062	
Fornos rotativos com pré-aquecedor (PRK)	t CO2/t CaO	0.269	0.617	

O trabalho experimental utilizou cubos de betão produzidos em laboratório como fonte de resíduos de betão, o que não é representativo do processo de produção de agregados reciclados de betão a partir de resíduos de construção e demolição. Nas condições laboratoriais, o processo de britagem e moagem foi extremamente manual, tornando os dados de consumo energético pouco fiáveis para uma escala industrial. Por isso, para além da analogia com o processo de produção de cal, a energia específica foi também estimada utilizando a lei de Bond (Bond 1952):

$$W = W_i \left(\frac{10}{\sqrt{P}} - \frac{10}{\sqrt{F}} \right)$$

Onde W_i é o índice de trabalho (work index) (kWh/t); F é a dimensão correspondente a 80% da fração passante do material de alimentação (10^{-3} mm); e P é a dimensão correspondente a 80% da fração passante do peneiro de fecho (10^{-3} mm). Autores como Morrel (2004) propuseram correções à lei de Bond utilizada neste estudo, mas a sua aplicação exige parâmetros experimentais que não estão disponíveis para os resíduos de betão. O índice de trabalho é determinado experimentalmente e tende a aumentar exponencialmente para peneiras de fecho inferiores a 0,25 mm (Menéndez et al. 2018). Este aumento exponencial ocorre na maioria dos tipos de materiais e o limiar varia entre 0,06 mm e 0,10 mm (Martins 2020). Não foram encontrados dados específicos para resíduos de betão, pelo que se assumiu que a energia necessária para a britagem e moagem dos resíduos de betão é determinada pela resistência do agregado graúdo.

Como o calcário é o agregado graúdo mais comum em Portugal, um valor de 12,7 kWh/t é indicado em Wills e Finch (2016), consistente com os valores de 12,6 kWh/t (para peneira de 0,074 mm) a 13,9 kWh/t (para peneira de 0,15 mm) obtidos por Todorovic et al. (2017), mas substancialmente superior aos 5,9 kWh/t a 9,5 kWh/t obtidos por Petrovic et al. (2016). Adoptou-se um intervalo entre 9 kWh/t e 14 kWh/t, com um valor médio de 12 kWh/t. Este valor é superior ao máximo reportado por Menéndez et al. (2018) para o calcário e, em argamassas de betão com resistência normal e agregados naturais, a resistência é relativamente independente do tipo de agregado (Vishalakshi et al. 2018) e inferior à resistência dos agregados. Assim, esta suposição é conservadora e sobrestima a energia necessária para a cominuição dos resíduos de betão.

Complementarmente à estimativa teórica do consumo energético para a britagem e moagem dos resíduos de betão, foram também obtidos dados operacionais de uma unidade de produção de agregados reciclados (SGR) e de uma unidade de produção de agregados britados naturais (SECIL).

Estes dados fornecem não apenas informação real para a britagem e moagem, mas incluem também a energia consumida no manuseamento do material.

A etapa de separação não existe em qualquer produção industrial associada à produção de cal ou cimento, pelo que o processo foi simulado extrapolando os dados laboratoriais e as especificações dos fabricantes. A energia para a limpeza dos resíduos de cimento foi estimada a partir do consumo específico de compressores de ar reportado por Mousavi et al. (2014), considerando uma necessidade de 10 m³ de ar por kg de resíduo de betão limpo. Os separadores magnéticos permanentes de terras raras são a opção mais eficiente em termos energéticos (Tripathy et al. 2017), uma vez que não é necessária eletricidade para gerar o campo magnético. Este tipo de separador consome eletricidade apenas para rodar o íman, que também aciona a correia transportadora. Segundo os fabricantes, o consumo energético é apenas de 1,5 kWh/t de material processado, o que, considerando os dois ciclos de separação magnética utilizados, corresponde a menos de 3,0 kWh/t. O material separado no primeiro ciclo não passa pelo segundo ciclo, pelo que a quantidade de material no segundo ciclo representa menos de 1,5 kWh/t.

A estimativa teórica da energia necessária na etapa de reativação baseia-se nas entalpias das principais reações envolvidas, nomeadamente a desidratação do gel C-H-S e do hidróxido de cálcio, considerando as seguintes suposições: i) a pasta de cimento está totalmente hidratada e não carbonatada; ii) a água de desidratação comporta-se como água livre; e iii) a humidade que possa existir na pasta de cimento é evaporada pelo calor residual do forno.

Tabela 6 - Entalpias das principais reações durante a reativação da pasta de cimento (Bentz e Prasad, 2007)

Reação	Unidades	Entalpia
Desidratação do gel C-H-S	kJ/kg de água	1440
Desidratação do hidróxido de cálcio	kJ/kg de água	5660
Vaporização da água livre	kJ/kg de água	2330

Para além da energia necessária para as reações, a reativação requer energia para aquecer o material até 650°C. A capacidade calorífica da pasta de cimento hidratada varia entre 0,9 kJ/kg·K e 2 kJ/kg·K (Wolterbeek e Hangx 2023), sendo adotado um valor de 1 kJ/kg·K, uma vez que a capacidade calorífica diminui com a hidratação (Qomi et al. 2015).

Estabelecendo uma analogia com a melhor tecnologia para produção de cal, adotou-se uma eficiência de 90% para o forno. A energia teórica mínima necessária para uma carbonatação completa é aproximadamente 3,2 GJ/t CaO (Bes 2006). Apesar de estar próxima do consumo energético reportado para os fornos PFRK, isto não significa uma eficiência energética de 100%, pois a cal comercial não é pura. Para o mesmo grau de pureza da cal comercial, a energia teórica mínima é cerca de 3,0 GJ/t CaO, o que ainda representa uma eficiência energética de 90% ou superior.

3.3.2 Blocos de terra comprimida

Na fábrica de BTC, o misturador mecânico de 3 kWh é capaz de produzir material para 21 BTC em 4 minutos. Assumindo operação contínua, isto corresponde a uma produtividade de 315 BTC/h e um consumo elétrico de 9,5 Wh/BTC. Os BTC foram produzidos com uma prensa semiautomática Oskam V/F de 7,5 kW (5–6 MPa). Com base em dados de produção efetivos, o equipamento consegue produzir 1 BTC em 10 s, correspondendo a uma produtividade de 360 BTC/h e um consumo de energia de 20,8 Wh/BTC. Globalmente, a produção de um BTC na unidade de Montemor-o-Novo requer 30,4 Wh, correspondendo a um consumo energético específico de 8,31 kWh/m³ ou 4,11 kWh/t, considerando o peso seco. Este valor é consistente com os 1 l/diesel necessários para produzir 145 BTC reportados pela OSKAM para uma fábrica de BTC movida a energia solar na Dinamarca, correspondendo a 72,4 Wh/BTC, 19,82 kWh/m³ ou 9,66 kWh/t, incluindo a preparação do solo.

Os fabricantes de equipamento Lontto e Oskam V/F indicam capacidades de produção de 240 a 360 BTC por hora para conjuntos móveis (misturador e prensa). Com base nas especificações e assumindo produção contínua, o consumo total de energia resultante varia entre 46,1 Wh/BTC e 63,8 Wh/BTC. Máquinas automáticas integradas e estacionárias que realizam todas as etapas de produção de BTC (mistura e compressão) dos mesmos fabricantes têm taxas de produção a partir de 1000 BTC/h. O consumo de energia é relativamente constante, cerca de 55 Wh, uma vez que a produtividade muda em função do número de blocos produzidos simultaneamente, com um ligeiro aumento de potência.

Para estas máquinas, o consumo energético específico é estimado em 42,5 Wh/BTC.

Considerando que os BTC produzidos têm um volume de $3,654 \times 10^{-6}$ a $5,800 \times 10^{-6}$ m³ e pesam aproximadamente 7,9–12,5 kg após secagem, o consumo energético específico situa-se entre 7,95–11,64 kWh/m³ ou 3,68–5,39 kWh/t.

Apesar das diferenças entre os valores observados e os estimados, o consumo direto de energia para produzir BTC é sempre reduzido. Contudo, o impacto ambiental dos BTC também deriva dos materiais utilizados na sua produção, nomeadamente solo, aditivos, estabilizadores e água. Quando apenas solos de escavação locais são utilizados, o correspondente impacto ambiental pode ser desprezado. Neste cenário, o consumo de combustível para a extração e manuseamento do solo é alocado às terraplanagens, e a sua utilização como material de construção pode até reduzir a necessidade de encontrar um local de deposição adequado. Numa fábrica de BTC, contudo, o consumo de combustível associado à obtenção do solo deve ser contabilizado. Diversos fatores afetam o desempenho ambiental das terraplanagens, incluindo (Roy et al. 2024):

- fatores do equipamento (e.g., motor, controlos, combustível);
- fatores operacionais (e.g., competência do operador, manutenção do equipamento, planeamento, configuração da frota); e

- fatores do local (e.g., profundidade de escavação, tipo de solo, inclinação do terreno, condições meteorológicas).

Devi et al. (2017) reportam um consumo médio de gasóleo para escavação variando entre 0,28 l/m³ para solo solto e 6,48 l/m³ para rocha dura. Trani et al. (2016) indicaram valores entre 0,189–0,194 l/m³ para escavação de areia siltosa num canteiro real, enquanto Li et al. (2010) reporta 0,883 l/m³ para escavação e transporte para aterro. Em condições otimizadas, uma escavadora CAT 330 pode ter um consumo tão baixo quanto 0,050 l/m³ (CAT 2018). Em condições reais, uma CAT 336 registou um consumo de 20,94 l/h com 25,6% do tempo em marcha lenta durante 656 horas de operação (CAT 2021). Assumindo um tempo médio de ciclo de 20s com base em CAT (2022), isto corresponde a um consumo de combustível de 0,083 l/m³.

Para além da escavação e manuseamento, o solo sofre pulverização mecânica e peneiramento. Nas fábricas de BTC, o consumo de energia elétrica destas operações é estimado em 4,03 kWh/t. Estes valores situam-se dentro do intervalo reportado pelos fabricantes Lontto e Oskam: 0,7–1,8 kWh/t para instalações estacionárias e 12 kWh/t para instalações móveis.

Relativamente aos aditivos considerados (Resíduos de produção de cimento e RDC), apenas o transporte foi contabilizado, uma vez que são resíduos e se assume que não é necessário qualquer processamento adicional. Foi assumida uma distância de 100 km, correspondendo a uma viagem de ida e volta de 200 km.

O desempenho ambiental do CEM I (OPC) e CEM II/B-L (PLC) foi estimado a partir dos relatórios ambientais dos dois produtores portugueses de cimento (Secil e Cimpor). As declarações ambientais oficiais de cada unidade de produção localizada no território continental foram obtidas, à exceção da fábrica Cibra-Pataias (Secil), uma vez que esta apenas produziu cimento branco nos últimos anos. Os dados mais recentes são de 2020 para a fábrica de Souselas (Cimpor) e de 2023 para as restantes quatro fábricas. Os dados de cada unidade são apresentados na Tabela 7, juntamente com a média ponderada com base na quantidade de clínquer produzida em cada fábrica.

Os valores reportados são consistentes com a declaração ambiental do produto para cimento cinzento português desenvolvida pela Associação Técnica Portuguesa de Cimento (DAPHabitat 2023), que estima um consumo de energia térmica de 3722,7 MJ/t de clínquer. O consumo total de eletricidade (147,5 kWh/t de cimento) é repartido entre as fases de clínquer (60%) e cimento (40%). Assumindo que o consumo elétrico na fase do cimento está associado à moagem do clínquer, corresponde a um consumo específico de 189,3 MJ/t de clínquer. Segundo a DAPHabitat (2023), consomem-se adicionalmente 12,0 MJ/t de combustível para a extração de matérias-primas naturais pelos equipamentos. Assumindo consumo específico idêntico nas pedreiras externas e desconsiderando a energia de transporte, o clínquer requer 20,1 MJ/t de combustível de motor.

Tabela 7 - Consumo específico de energia e emissões para a produção de clínquer em fábricas de cimento cinzento no continente português (SECIL 2023,a,b; CIMPOR 2020, 2023a,b)

Fábrica de Cimento	Unidades	Secil			Cimpor				Média PT
		A	B	Média	C	D	E	Média	
Consumo de Energia									
Energia Térmica	MJ/t	3790,0	3892,4	3825,7	3621.3	3778.4	3528.6	3600.7	36897
Energia Elétrica	kWh/t	145,4	169,9	153,9	139.2	153.0	123.0	134.0	141.9
Emissões de Processo									
Combustão + Calcinamento	kgCO2/t	799,5	786,4	794,9	817	810	819	817	808.3

As emissões do processo totalizam 821,6 kg CO₂/t de clínquer, com 296,5 kg CO₂/t resultantes da combustão de combustível e 525,1 kg CO₂/t provenientes da calcinação da matéria-prima (DAPHabitat 2023). Isto implica que a intensidade carbónica da mistura de combustíveis usada no forno é de 0,0797 kg CO₂/MJ, consistente com os 0,08 kg/MJ reportados pela GCCA (2020) para a Europa.

O gás de efeito estufa mais relevante emitido durante a produção de clínquer é o CO₂. No entanto, segundo Mosca et al. (2014), até 2% dos óxidos de azoto emitidos durante a produção de clínquer reduzem-se a óxido nitroso. As declarações ambientais oficiais das fábricas de cimento em Portugal indicam emissões de óxidos de azoto inferiores a 1 kg NO_x/t de clínquer.

Considerando que o potencial de aquecimento global do óxido nitroso é 273 vezes superior ao CO₂, as emissões reais de gases de efeito estufa na produção de clínquer são aproximadamente 5 kgCO₂eq/t superiores às estimativas baseadas apenas nas emissões de CO₂.

O consumo de energia para gesso e calcário utilizado como aditivo foi considerado igual ao da extração e preparação da matéria-prima para a produção de cimento. Nas fábricas portuguesas, gasta-se em média 12 MJ/t de matéria-prima com combustíveis fósseis em veículos e equipamentos utilizados para extração de matérias-primas na pedreira interna (DAPHabitat 2023). Segundo a literatura, o consumo elétrico para o processamento da matéria-prima corresponde a cerca de 30% do total necessário para a produção de cimento (Madloul et al. 2011; Afkhami et al. 2015; ECRA 2016).

Também foi contabilizado o transporte dos estabilizadores para a fábrica de BTC. Cinco das fábricas de cimento no continente português localizam-se numa faixa de aproximadamente 200 km na costa ocidental entre Setúbal e Souselas. A sexta fábrica situa-se no sul (Algarve), cerca de 250 km da mais próxima, localizada em Setúbal.

Sem considerar fornecedores em Espanha, a distância máxima entre as fábricas mais próximas e qualquer ponto do continente português seria de cerca de 250 km (de Souselas ao canto nordeste de Portugal). Contudo, considerando que os BTC são mais adequados para o clima seco e quente do sul de Portugal, as fábricas do Outão (Secil) e Loulé (Cimpor) são as mais próximas, e a distância máxima em linha reta até qualquer local desta região é, no máximo, 200 km. Assumiu-se que o CR seria também

produzido no sul, pelo que se considerou uma viagem de 400 km (ida completa e volta vazia) para todos os estabilizadores (CR, OPC e LPC).

Em Portugal, o abastecimento público de água apresenta um modelo misto e, em muitas regiões, existe separação entre fornecedores grossistas e retalhistas. Os grossistas são responsáveis pela captação, tratamento e transporte da água até aos fornecedores retalhistas, que distribuem aos consumidores finais. Na fábrica de BTC, a água fornecida pelo Município de Montemor-o-Novo provém da empresa Águas Públicas do Alentejo. As duas entidades declaram um consumo específico de energia de 0,346 kWh/m³ e 0,801 kWh/m³, respetivamente, totalizando 1,147 kWh/m³. As emissões correspondentes são de 52,3 gCO₂eq/m³ e 121,0 gCO₂eq/m³, respetivamente, perfazendo um total de 173,3 gCO₂eq/m³ (ERSAR 2024).

3.3.3 Conversão

Os consumos de energia foram convertidos em emissões de gases de efeito estufa (GEE), particularmente CO₂ quando não estavam disponíveis outras emissões, usando os fatores de emissão correspondentes à fonte de energia.

No continente português, entre 2005 e 2023, o fator de emissão de GEE da eletricidade diminuiu de 0,526 kg CO₂eq/kWh para 0,092 kg CO₂eq/kWh, com uma média de 0,156 kg CO₂eq/kWh entre 2019 e 2023 (APA 2025). Deve-se notar que os valores variam ligeiramente consoante a fonte, com a EEA (2025) reportando 0,115 kg CO₂eq/kWh para Portugal em 2023.

Para além da tendência decrescente ao longo do tempo, o fator de emissão da eletricidade apresenta elevada sazonalidade em Portugal. Segundo os relatórios do European Electricity Map, entre Setembro de 2024 e Agosto de 2025, as intensidades de carbono mínimas e máxima da eletricidade em Portugal foram 76 gCO₂eq/kWh (Abril) e 153 gCO₂eq/kWh (Dezembro), respetivamente. A Figura 13 mostra a origem da eletricidade em Portugal em 2024, com base em dados do operador nacional da rede elétrica, indicando a maior produção de energia verde em Abril e a menor em Dezembro, em concordância com os dados do European Electricity Map. Isto implica que a produção de BTC fora dos meses de verão beneficiaria o seu desempenho ambiental.

Assumiu-se que a energia térmica é produzida a partir de gás natural, que apresenta um fator de emissão de GEE baseado no Poder Calorífico Inferior de 0,0566 kg CO₂eq/MJ e um fator de oxidação de 0,995 (APA 2023).

O fator de emissão de GEE baseado no Poder Calorífico Inferior é relativamente constante entre diferentes fontes (por exemplo, 0,0561 kg CO₂eq/MJ em Krey et al. 2014; 0,0504 kg CO₂eq/MJ na EPA 2025). Este valor é ligeiramente inferior à intensidade de carbono do mix de combustíveis usados na produção de cal, que varia entre 0,063 kg CO₂/MJ e 0,101 kg CO₂/MJ quando se utiliza a tecnologia PFRK (ver Tabela 5).

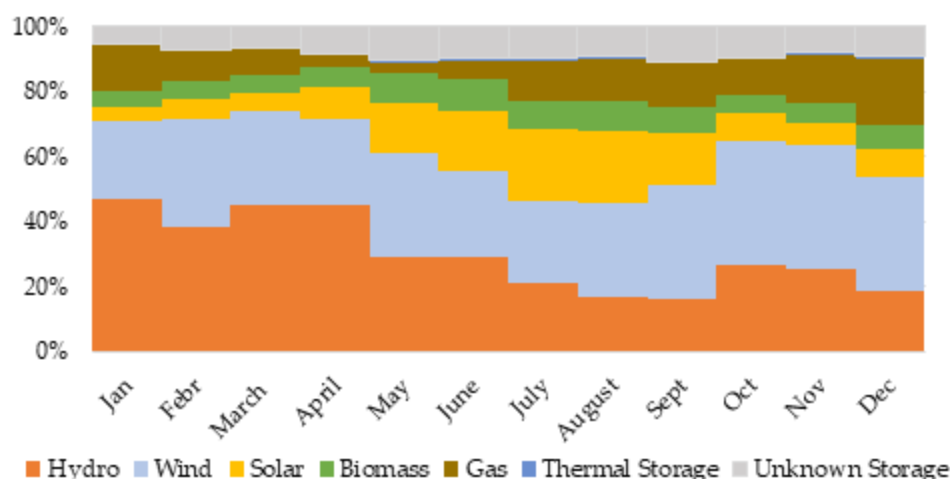


Figura 13 - Origem mensal da eletricidade em Portugal em 2024 (Ranessi et al. 2025)

O combustível utilizado nos equipamentos das instalações foi considerado diesel, uma vez que é o mais comum em veículos comerciais e maquinaria em Portugal. O conteúdo energético do combustível diesel varia ligeiramente consoante a referência, desde 38,3 MJ/l reportado pelo Bureau of Transportation Statistics (2025) até 39,3 MJ/l segundo o Department for Energy Security and Net Zero (2025). Schmied e Knörr (2012) estipulam um valor de 35,9 MJ/l baseado na abordagem ISO 16258. Neste estudo, adotou-se um valor médio de 37,8 MJ/l. Schmied e Knörr (2012) indicam um fator de emissão de GEE de 2,67 kg CO₂eq/l para o diesel, coincidindo com a ISO 16258, enquanto um fornecedor de combustível retalhista em Portugal reporta 2,30 kg CO₂eq/l (BP 2024).

A diferença deve-se à incorporação de biodiesel neste último caso, dado que 7% de biodiesel reduz o fator de emissão de GEE para 2,48 kg CO₂eq/l, o que também afeta o conteúdo energético, uma vez que o biodiesel apresenta menor energia específica (32,8 MJ/l). A intensidade energética e de emissões do diesel usada neste estudo contabiliza apenas o uso direto no motor de combustão. Segundo Schmied e Knörr (2012), considerando também o ciclo de produção do combustível, a intensidade energética e de emissões de GEE aumenta para 51,3 MJ/l e 3,24 kg CO₂eq/l, respetivamente.

O consumo de combustível e as emissões de GEE para transporte foram estimados com base nos dados de Mulholland et al. (2023). O veículo considerado para transporte foi um VECTO 5-RD, com configuração de eixos 4x2, peso bruto do veículo (GVWR) superior a 16 t e capacidade de carga de cerca de 10 t. Assumiu-se que o camião opera cerca de 90% em entregas regionais, resultando num consumo médio de 31,7 l/100 km e emissões de GEE de 853,7 g CO₂eq/km. O mesmo tipo de camião, mas operando em regime de transporte de longa distância (apenas 10% em entregas regionais), reduz o consumo de combustível para 28,3 l/100 km e as emissões de GEE para 773,5 g CO₂eq/km. Estes valores são consistentes com o intervalo de 23 l/100 km (vazio) a 36 l/100 km (carregado) e uma média de 33,1 l/100 km reportada pela ICCT (2018).

O camião de referência usado na ICCT (2018) foi desenvolvido em ICCT (2017) e representa um camião de 40 toneladas com capacidade de carga de 25,6 t. Assim, apesar de um consumo de combustível semelhante por distância, o consumo por unidade de peso e distância difere. O consumo específico de combustível do VECTO 5-RD é 0,0317 l/t.km, enquanto o camião de referência da ICCT (2017) apresenta 0,01715 l/t.km. Estes valores são ligeiramente inferiores aos reportados pela CLECAT (2012) para a respetiva categoria de carga. A CLECAT (2012) utilizou a metodologia EN 16258, recentemente substituída pela ISO 14083, havendo ainda outros frameworks para estimar as emissões de GEE no transporte, que influenciam os resultados obtidos (Wild 2021).

3.4 Desempenho Económico

A avaliação do desempenho económico desenvolvida tem como objetivo analisar os custos financeiros e parte dos custos económicos associados à produção de blocos de terra comprimida (BTC). Relativamente a estes últimos, é possível estimar os custos associados às emissões de GEE, uma vez que as indústrias do cimento e da cal são abrangidas pelo Sistema Europeu de Comércio de Licenças de Emissão (EU ETS). Em Portugal, existe igualmente uma taxa de carbono aplicável aos combustíveis, incluindo o gasóleo e o gás natural, já incorporada no preço final de venda destes produtos. A reciclagem de RCD representa também um benefício económico que pode ser quantificado diretamente, devido à existência de uma taxa de gestão de resíduos associados à deposição em aterro.

Na prática, as emissões de GEE não representam um custo para muitos produtores de cimento e cal. O EU ETS atribui licenças de emissão gratuitas a cada instalação com base em valores de referência (benchmarks) definidos para cada produto, sempre que possível.

Cada benchmark resulta da média das emissões de GEE dos 10% das instalações com melhor desempenho na produção desse produto na UE e nos Estados EFTA-EEE. Como resultado, apenas 1 dos 5 maiores produtores de cimento na Europa pagou pelas emissões de carbono (WWF 2025). Em Portugal, a Secil declarou uma receita superior a 112 milhões de euros provenientes de licenças de emissão gratuitas, num volume de negócios total de 821 milhões de euros (SECIL 2023). Isto significa que as emissões de carbono não constituíram um custo, mas, pelo contrário, representaram cerca de 14% da receita da empresa.

Tal como no desempenho ambiental, foi também adotada a analogia com a produção de cal como base para estimar o desempenho financeiro do CR (Cimento Reciclado), recorrendo a dados disponíveis de dois projetos recentes de unidades de produção de cal (Tabela 8).

O projeto da Mayur Resources consiste numa nova unidade de produção de cal na Papua-Nova Guiné, que implica o investimento em todas as infraestruturas, não apenas na pedreira e na fábrica, mas também na construção de um cais para o transporte marítimo da cal e dos agregados britados produzidos, bem como das infraestruturas terrestres complementares necessárias para o acesso e fornecimento de energia.

O projeto Microlime corresponde a uma nova unidade instalada numa pedreira existente na região de Fátima, em Portugal. O investimento exigiu a reativação das operações da pedreira, mas o núcleo do encargo financeiro ficou limitado à unidade de produção de cal, dado que a região dispõe de boas acessibilidades terrestres (rodoviárias e ferroviárias) e de infraestruturas energéticas (eletricidade e gás natural).

Tabela 8 - Dados de projetos de fábricas de cal

	Unidades	Mayur Resources (2022)	Microlime (2023)
Investimento			
Custo total	M€	86,70	14,19
Pedreira e calcário	M€	11,75	–
Fábrica de cal e infraestruturas	M€	74,92	–
Duração	Meses	18	18
Operação			
Produção de cal			
Diária	t/dia	1200	400
Anual	kt/ano	400	88
Produção de calcário			
	Anual (kt/ano)	500	–
Custos			
Cal	€/t	47,45	–
Calcário	€/t	4,24	–
Preço			
Cal	€/t	95,24	105,00
Calcário	€/t	10,48	7,73

Os custos unitários de capacidade são de 187 €/t e 161 €/t para os projetos da Mayur (apenas a unidade de produção de cal e infraestruturas) e da Microlime, respetivamente, valores que estão alinhados com o valor médio de 165 €/t para unidades de produção de cimento na Europa, reportado por Boyer e Ponssard (2013). Assim, os custos de capital são comparáveis utilizando a indústria do cimento ou da cal como referência.

Desconsiderando a influência do tempo e adotando uma taxa de desconto linear para um horizonte de projeto de 30 anos, o custo de produção associado ao projeto da Mayur Resources varia entre 54 €/t (apenas unidade de cal e infraestruturas) e 55 €/t (unidade, pedreira e infraestruturas). Estes valores são consistentes com os custos de produção de cal na UE, que Stork et al. (2014) estimam entre 55 €/t e 70 €/t, sendo que, segundo a EC (2018), os menores custos de produção estão associados à tecnologia PFRK (a tecnologia adotada em ambos os projetos) e os mais elevados à tecnologia LRK.

Os principais componentes de custo na produção de cal são:

- matéria-prima;

- energia;
- capital; e
- outros.

Os custos da matéria-prima dependem parcialmente da distância à ocorrência geológica do recurso. Apesar da relativa abundância de carbonato de cálcio na crosta terrestre, são raros os depósitos que contêm recursos com elevada pureza química e propriedades físicas e mecânicas adequadas (Schorcht et al. 2013).

A energia é não só o maior componente de custo, como também o mais suscetível a variações, devido às diferentes tecnologias de fornos e à variabilidade do tipo e preço dos combustíveis. A Figura 14 apresenta a evolução mensal dos preços da eletricidade e do gás natural em Portugal ao longo de 2024, com valores médios de 63,45 €/MWh e 34,63 €/MWh, respetivamente.

Apesar da tendência de aumento ao longo de 2024, à escala diária os preços do gás natural mantêm-se relativamente constantes, enquanto os preços da eletricidade variam significativamente em função da variabilidade do mix de fontes energéticas.

O custo da energia térmica na unidade da Microlime pode ser estimado entre 30,8 €/t e 40,4 €/t, considerando que: i) a maioria das unidades de cal com tecnologia PFRK na Europa utilizam gás natural (Schorcht et al. 2013; Stork et al. 2014); ii) em 2024, o preço médio de mercado do gás natural em Portugal foi de 34,63 €/MWh (<https://datahub.ren.pt/>); e iii) a tecnologia PFRK requer entre 3,2 e 4,2 GJ/t (Schorcht et al. 2013; Stork et al. 2014). Assumindo que os custos totais de produção estão alinhados com a média europeia, a energia térmica representa, por si só, cerca de 55%.

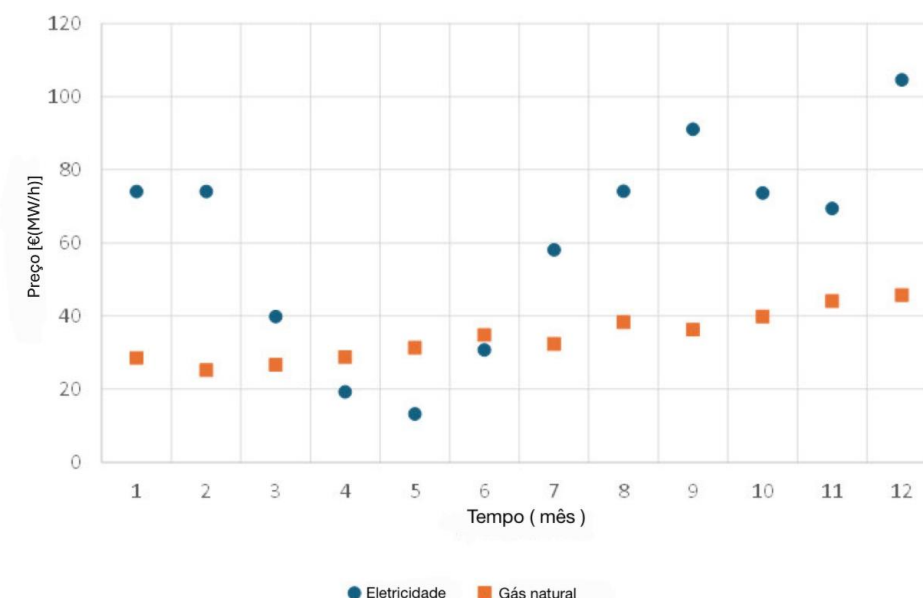


Figura 14 - Preços da eletricidade e do gás natural em 2024 (Ren data hub)

Na produção de cal, os custos de capital são geralmente reduzidos, situando-se em torno de 4 €/t. Desconsiderando o efeito do valor temporal do dinheiro, o custo de capital do projeto da Mayur pode ser estimado em 7,2 €/t, incluindo a pedreira, e 6,2 €/t, excluindo a pedreira, representando respetivamente 13% e 12% dos custos de produção. No projeto da Microlime, os custos de capital correspondem a 5,4 €/t. Apesar das diferenças, todas as estimativas são da mesma ordem de grandeza.

A EC (2021) recomenda a utilização de uma taxa de desconto social de 3% e a indexação da taxa de desconto financeira à taxa de juro dos apoios financeiros concedidos pelos Estados, que em 2024 era de 3,45% em Portugal.

Nestes termos, os custos anuais equivalentes de capital são: i) 11,05 €/t (financeiro) e 11,71 €/t (social) para o projeto da Mayur com pedreira; ii) 9,56 €/t (financeiro) e 10,12 €/t (social) para o projeto da Mayur sem pedreira; e iii) 8,23 €/t (financeiro) e 8,71 €/t (social) para o projeto da Microlime.

Como esperado, os custos descontados são substancialmente superiores, dado que o investimento ocorre no início do projeto. Considerando que os custos operacionais do projeto da Mayur são de 47,45 €/t, os custos de capital correspondem a 12-13% dos custos totais de produção. Este valor está mais próximo do observado na produção de clínquer, o que poderá ser justificado pelos investimentos em infraestruturas exigidos no projeto da Mayur. A discrepância entre as estimativas dos projetos reais e os valores reportados pela indústria poderá também resultar dos incentivos concedidos pelos Estados para atrair investimentos e assegurar o desenvolvimento económico e o emprego nas regiões.

A categoria “outros” inclui componentes como mão-de-obra, manutenção e custos gerais. A distribuição proporcional dos custos de produção de cal na Europa encontra-se ilustrada na Figura 15.

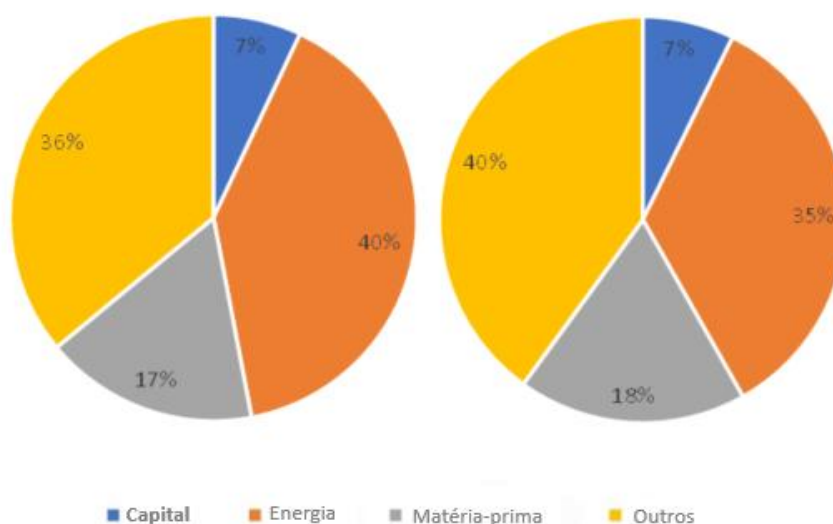


Figura 15- Distribuição dos custos totais de produção médios (esquerda) e PFRK (direita) para a cal na Europa (Stork et al. 2014; EC 2018)

Um inquérito realizado pela CE (2018) obteve uma distribuição mais detalhada (Figura 16), revelando que a manutenção e a mão-de-obra (salários) têm pesos relativamente semelhantes no custo total, identificando a energia e as matérias-primas como os itens de custo mais relevantes.

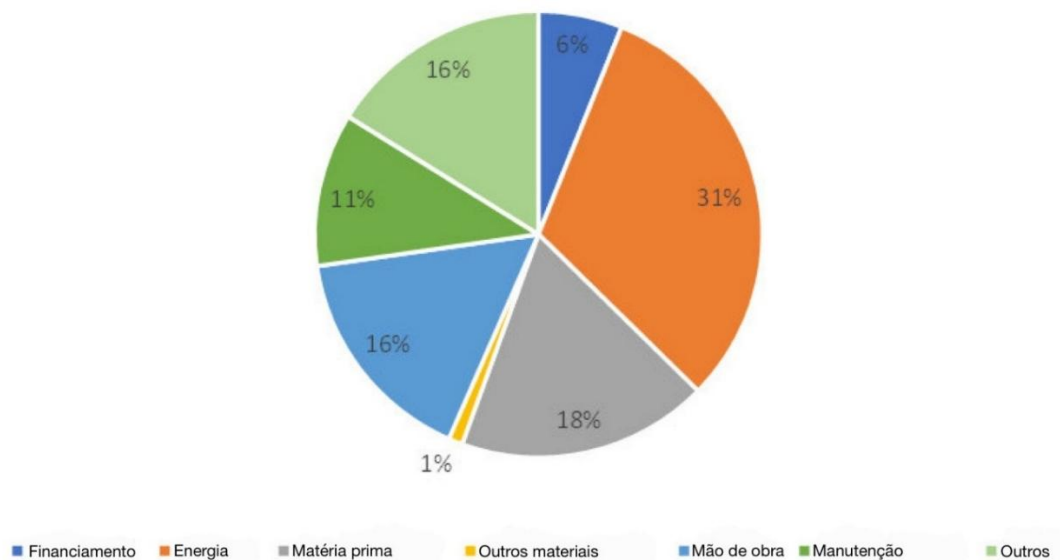


Figura 16 - Custos totais de produção detalhados de cal reportados por 11 empresas na Europa (CE 2018)

O preço dos agregados reciclados em Portugal apenas está disponível mediante consulta. No entanto, em Espanha, atualmente, os preços dos agregados reciclados de betão variam entre 6 €/t e 7 €/t (Femovert 2025; Novaprosa 2025). Segundo Linares et al. (2024), em 2021, os custos de produção dos agregados reciclados eram de 2,27 €/t e o preço de venda de 4,17 €/t, o que corresponde a uma margem bruta de 45,6%. Estes valores foram considerados representativos do preço dos agregados reciclados na Península Ibérica.

Neste contexto, importa ainda referir que a taxa de gestão de resíduos para deposição em aterro, em 2025, é de 35 €/t em Portugal, não incluindo os custos de capital e operacionais do próprio aterro. A partir de 2026, será definida pelo Governo uma taxa adicional (Decreto-Lei n.º 102-D/2020). Este valor representa o encargo financeiro associado à não gestão adequada dos RCD.

Em 2022, o CNR (2022) estimou os custos de transporte de longo curso em Portugal em 1,13 €/km para um camião pesado de mercadorias (HGV) de 40 toneladas. O estudo incide sobre o transporte internacional e 90% do combustível (gasóleo) foi adquirido em Espanha, onde o preço médio foi de 1,47 €/l, sem considerar o desconto do imposto sobre combustíveis (CNR 2022), enquanto em Portugal o preço médio foi de 1,80 €/l (Figura 17). O preço do transporte em Portugal pode ser estimado em 0,038 €/tkm considerando que: i) um HGV de 40 toneladas tem uma capacidade média de carga de 30 t; ii) o preço médio do gasóleo em 2024 foi de 1,58 €/l; e iii) o Estado concede um desconto de 0,30 €/l

até 35 t de gasóleo e de 0,20 €/l acima desse valor para transporte rodoviário de mercadorias, além de permitir a dedução de 120% das despesas com combustível nos lucros tributáveis.

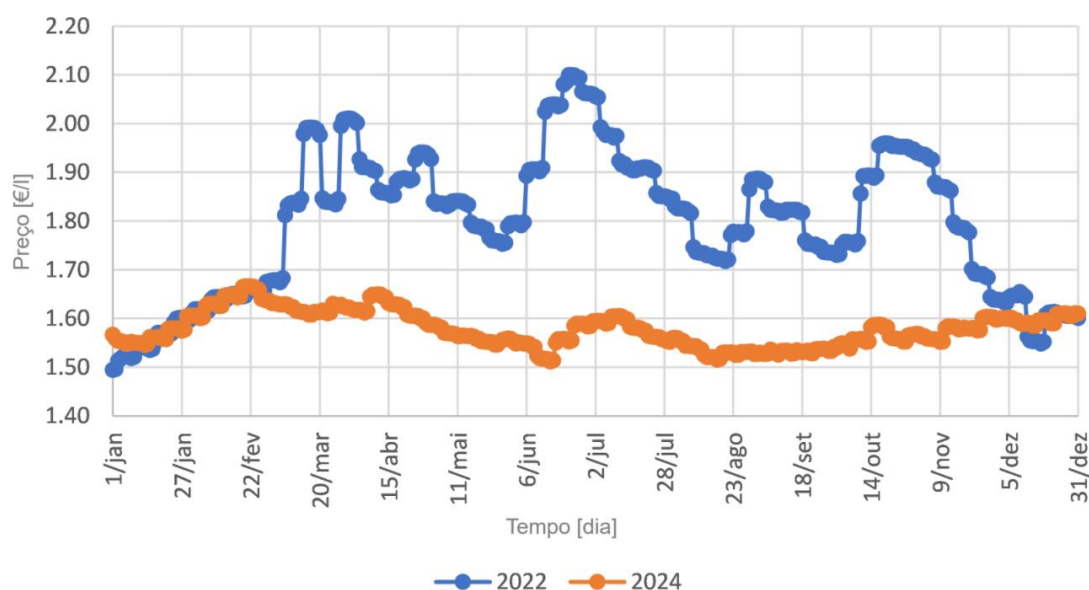


Figura 17 - Preço médio diário do gasóleo em Portugal Continental (DGEG)

A separação magnética é a única operação para a qual não existe equivalente nem na produção de cal nem na produção de agregados reciclados.

Contudo, a separação magnética é amplamente utilizada na indústria mineira (Xie et al. 2022) e já foi testada para separar outros RCD (por exemplo, tijolo de betão, Lipowsky et al. 2024).

Os ímãs permanentes de terras raras apresentam a vantagem de custos de operação muito reduzidos, dado que (Ibrahim et al. 2016; Tripathy et al. 2017): i) o consumo de energia é apenas necessário para rodar os rolos; ii) a manutenção é muito limitada, restringindo-se essencialmente ao motor que aciona os rolos; e iii) praticamente não requer mão-de-obra.

Com base nos dados de Drobe et al. (2021), um separador magnético com capacidade de 500 t/dia apresenta um custo de investimento de 0,48 €/t, sem considerar o efeito do tempo. Esta estimativa assumiu uma vida útil de 15 anos e 275 dias de produção por ano (valor médio entre os 330 dias do projeto Mayur e os 220 dias do projeto Microlime). Considerando taxas de desconto social e financeira de 3% e 3,45%, respetivamente, os custos de capitais estimados para a separação magnética são de 0,61 €/t e 0,63 €/t.

O preço de venda de BTC não estabilizados, produzidos exclusivamente com materiais da unidade de Montemor-o-Novo, Portugal, é de 1,2 €/BTC para blocos com 300×150×80 mm. Este valor é consistente com os 1,75 €/BTC a 2,20 €/BTC, para blocos com dimensões entre 295×100×70 mm e 295×140×105 mm, produzidos numa unidade localizada em Emmen, nos Países Baixos.

4 Resultados e discussão

4.1 Desempenho Ambiental

4.1.1 Consumo de energia

4.1.1.1 Cimento reciclado

Como fonte de matéria-prima para o cimento reciclado (RC), assume-se que estão disponíveis resíduos de betão provenientes das centrais de resíduos de construção e demolição (RCD) na forma de agregados reciclados. Estabelecendo a analogia com a produção de cal e considerando uma pureza de 95 % da cal, o consumo de eletricidade na fase de libertação situa-se entre 1,1 e 1,4 kWh/t (média de 1,2 kWh/t) e o consumo de combustível varia entre 21,5 e 87,9 MJ/t (média de 54,7 MJ/t).

Estabelecendo a analogia com a produção de clínquer e utilizando a declaração ambiental do produto para cimento cinzento português desenvolvida pela Associação Portuguesa de Cimento Técnico (DAPHabitat 2023), o consumo de eletricidade é de 56 kWh/t e o consumo de combustível de 15,4 MJ/t.

Globalmente, estas estimativas são semelhantes, apresentando, contudo, um consumo de eletricidade mais elevado quando se utiliza a analogia com o betão, enquanto a analogia com a cal conduz a estimativas de consumo de combustível mais elevadas.

A estimativa da eletricidade consumida na cominuição dos resíduos de betão durante a fase de libertação, utilizando a lei de Bond, é apresentada na Tabela 9. Em média, assumiu-se que os resíduos de betão disponíveis sob a forma de agregados reciclados das instalações de tratamento de resíduos de construção e demolição possuem 80 % das partículas com dimensões inferiores a 30 mm.

Tabela 9 - Estimativas da lei de Bond para o consumo específico de energia elétrica na fase de libertação

Parâmetro	Unidades	Mín.	Máx.	Média
Índice de trabalho	kWh/t	9	14	12
Dimensão passante (alimentação)	mm	20	40	30
Dimensão passante (produto)	mm	0,8	0,5	0,7
Energia específica	kWh/t	2,55	5,56	3,84

Os valores estimados estão alinhados com a eletricidade reportada por Hossain et al. (2016) para a produção de agregados em instalações industriais: i) 3 kWh para agregados reciclados finos e 4 kWh para agregados reciclados grossos; e ii) 6 kWh e 7,5 kWh para agregados naturais finos e grossos, respetivamente. Por outro lado, são ligeiramente inferiores aos 5 kWh/t obtidos em condições laboratoriais por Figueiredo et al. (2024).

A Tabela 10 apresenta dados operacionais médios da SECIL e SGR, evidenciando: i) as diferenças entre a cominuição de calcário e resíduos de betão; e ii) a importância relativa da movimentação em comparação com a britagem e moagem.

Os dados incluem todas as atividades e todos os tipos de agregados produzidos nas instalações, pelo que podem existir variações ao longo do tempo e entre os diferentes tipos de agregados produzidos.

Tabela 10 - Dados operacionais das centrais de agregados britados (SECIL) e reciclados (SGR)

Parâmetro	Unidades	SECIL	SGR
Combustível			
Manuseamento	MJ/t	131,3	36,8
Britagem/Moagem	MJ/t	–	4,4
Elettricidade			
Manuseamento	kWh/t	–	–
Britagem/Moagem	kWh/t	14,4	–
Total	MJ/t	182,9	41,1
	kWh/t	50,8	11,4

Para além da eletricidade, Hossain et al. (2016) relatam que a produção de agregados reciclados grossos requer adicionalmente 35 MJ/t de gasóleo para triagem, mais 21 MJ/t de gasóleo para processamento (britagem, peneiração, transporte e manuseamento). Este valor aproxima-se do obtido a partir da SGR.

Existem diferenças substanciais nas estimativas provenientes das várias abordagens, sendo os dados da produção de agregados substancialmente superiores às outras opções. Comparando com as estimativas teóricas baseadas na lei de Bond, o baixo consumo elétrico da analogia com a produção de cal deve-se provavelmente ao tamanho mais grosseiro do calcário usado como matéria-prima. No entanto, a elevada eficiência energética do setor da cal na Europa pode também ser um fator, considerando que na China, por exemplo, o consumo médio de eletricidade para preparação da matéria-prima nas fábricas de cal diminuiu de 30 kWh/t de calcário, em 2014, para 16 kWh/t de calcário, em 2019 (Meng et al. 2021).

As Tabelas 11 e 12 reportam o consumo médio de energia na fase de libertação para o CR e HQRA, respetivamente, para os vários cenários de alocação considerados. A energia alocada aos NRA e NRF não é reportada porque corresponde à energia que seria necessária para processar os resíduos de betão caso este processo não fosse implementado.

Tabela 11 - Consumo de energia na fase de libertação por unidade de CR produzido

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Elettricidade					
Analogia com cal	kWh/t	25,0	6,2	3,3	1,6
Lei de Bond	kWh/t	77,1	19,2	10,3	4,9
Analogia com agregados	kWh/t	288,1	71,9	38,6	18,4
SGR	kWh/t	–	–	–	–
Combustível					

Analogia com cal	MJ/t	1098,3	274,0	147,1	70,2
Lei de Bond	–	–	–	–	–
Analogia com agregados	MJ/t	2635,4	657,4	352,8	168,5
SGR	MJ/t	825,8	206,0	110,6	52,8

Tabela 12 - Consumo de energia na fase de libertação por unidade de HQRA produzido (NRA e NRF também em S3)

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Eletricidade					
Analogia com cal	kWh/t	–	5,1	2,7	1,3
Lei de Bond	kWh/t	–	15,8	8,5	4,0
Analogia com agregados	kWh/t	–	58,9	31,6	15,1
SGR	kWh/t	–	–	–	–
Combustível					
Analogia com cal	MJ/t	–	224,7	120,6	57,6
Lei de Bond	–	–	–	–	–
Analogia com agregados	MJ/t	–	539,1	289,3	138,2
SGR	MJ/t	–	168,9	90,7	43,3

O consumo de energia na fase de libertação dependerá também do equipamento utilizado, como demonstrado por Lindqvist (2008) ao comparar um britador cônico com um britador de impacto de eixo vertical. O equipamento utilizado influenciará igualmente a distribuição granulométrica do produto final, pelo que uma instalação industrial exigirá uma avaliação do equipamento (ou da combinação de equipamentos) que otimize o equilíbrio entre o consumo energético e a quantidade de produto obtido na faixa de 0,15 mm a 0,5 mm.

A fase de separação não existe em qualquer produção industrial, pelo que o processo foi simulado extrapolando os dados laboratoriais e as especificações dos fabricantes.

A energia necessária para a limpeza dos resíduos de cimento do betão foi estimada com base no consumo específico de energia de compressores de ar reportado por Mousavi et al. (2014), considerando uma necessidade de ar de 10 m³ por kg de matéria-prima. O separador magnético consome 1,5 kWh/t de material processado, o que, considerando dois rolos por linha de produção, corresponde a 3,0 kWh/t.

As Tabelas 13 e 14 apresentam os resultados da fase de separação. Em ALT2, a energia relativa à limpeza e separação da fração mais grossa foi alocada apenas ao HQRA, pelo que os valores para o CR permanecem constantes entre S1 e S2. Nenhuma energia é alocada aos NRA e NRF, pelo que S3 é omitido das tabelas, sendo idêntico a S2.

Tabela 13 - Consumo de energia na etapa de separação por unidade de CR produzido

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2
Eletricidade				
Limpeza	kWh/t	8,4	2,1	2,1
Separação magnética	kWh/t	20,5	5,1	5,1

Tabela 14 - Consumo de energia na etapa de separação por unidade de HQRA produzido

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2
Eletricidade				
Limpeza	kWh/t	–	1,7	3,7
Separação magnética	kWh/t	–	4,2	9,1

O consumo de energia dos sistemas de ar comprimido é altamente variável, com consumos específicos típicos na indústria a variar de menos de 0,1 kWh/m³ a mais de 0,5 kWh/m³. Diversos autores discutem os fatores que influenciam a eficiência energética destes sistemas (por exemplo, Uyan 2023; Nehler 2018; Saidur et al. 2010), sendo alguns dos mais relevantes: i) projeto do sistema; ii) tipo de compressor; iii) fugas; iv) queda de pressão; e v) manutenção inadequada (por exemplo, filtros sujos).

Por outro lado, os separadores magnéticos permanentes de terras raras tendem a apresentar um desempenho energético mais consistente. Contudo, o desempenho da separação é sensível às características (por exemplo, distribuição granulométrica, natureza dos agregados) e ao estado (por exemplo, humidade, presença de poeiras) do material processado. Como resultado, numa instalação industrial poderá ser necessário recorrer a mais imãs ou à recirculação do material para melhorar a separação.

Durante a fase de reativação, apenas a pasta de cimento hidratada é processada e o único produto obtido é o CR, pelo que os cenários S2 e S3 não são aplicáveis. O consumo de energia nesta fase está, portanto, apenas ligado à produção de CR.

O hidróxido de cálcio na matriz da pasta de cimento carbonatará naturalmente quando exposto ao dióxido de carbono. A profundidade de carbonatação dependerá de vários fatores, tanto relacionados com as propriedades do betão (por exemplo, porosidade, composição) como com as características do ambiente (por exemplo, humidade, temperatura, poluição). A reação de carbonatação converte o hidróxido de cálcio em carbonato de cálcio e liberta água. Uma vez que esta é a reação de desidratação com maior entalpia e que requer a maior temperatura (400°C a 600°C) (Bentz e Prasad 2007), as estimativas aqui apresentadas assumem que o resíduo de betão é constituído por pasta de cimento totalmente hidratada e não carbonatada. Esta suposição é conservadora, pois corresponde a: i) máximo teor de água de hidratação; e ii) máxima energia necessária para a desidratação.

Com base em Sisomphon e Franke (2011) e Zhang et al. (2016), assumiu-se que o hidróxido de cálcio representa 18 % da massa da pasta de cimento. Considerando a fração molar de água no hidróxido de cálcio, estimou-se que 24 % da perda de massa da pasta de cimento se origina da desidratação do hidróxido de cálcio e os 76 % restantes da desidratação do gel C-H-S. A energia necessária para a reativação equivale a quase 2 GJ/t de CR, representando aproximadamente dois terços da energia requerida para a produção de cal ou clínquer (Tabela 15).

No balanço energético desenvolvido, as perdas de calor não foram consideradas. No entanto, este desempenho poderá ser alcançável na prática ou até mesmo melhorado, particularmente com a recuperação de energia dos gases de escape. A recuperação de energia da condensação do vapor de água no forno não é viável, uma vez que o cimento reativado voltaria a hidratar-se. Contudo, a recuperação de calor latente fora do forno é possível e poderia gerar parte da eletricidade usada no processo. Parte do calor sensível também pode ser recuperada injetando o ar de arrefecimento do CR no forno (Chen et al. 2022). O cenário hipotético de recuperação total do calor sensível e latente resultaria num consumo energético para reativação inferior a 600 kJ/t. Este valor é puramente teórico, mas considerando a eficiência térmica atualmente alcançada na produção de cal e clínquer, é plausível que um sistema otimizado e eficiente em termos energéticos necessite apenas entre 1000 kJ/t e 1500 kJ/t.

Tabela 15 - Consumo de energia na etapa de reativação por unidade de CR produzido

Reação	Unidades	Energia
Aquecimento até 650 °C	kJ/t	792,7
Evaporação	kJ/t	511,5
Desidratação		
– Gel C-H-S	kJ/t	239,3
– Hidróxido de cálcio	kJ/t	301,8
Total		
– Teórico	kJ/t	1845,3
– Prático	kJ/t	1968,3

A reatividade da cal diminui com a temperatura de calcinação e depende da natureza do calcário utilizado (Moropoulou et al. 2001). A variação dos consumos específicos de energia pode estar parcialmente associada à necessidade de assegurar tanto um elevado grau de decarbonatação como um tempo de residência adequado. As temperaturas típicas de calcinação variam entre 900 °C e 1200 °C (Schorcht et al. 2013). Estabelecendo uma analogia com a produção de cal utilizando os fornos mais energeticamente eficientes (PFRK) e assumindo simplesmente uma relação linear entre temperatura e energia, obtém-se um consumo estimado de energia de 1,6 GJ/t de tonelada de cal, consistente com as estimativas que incluem tecnologias de recuperação de energia.

Para efeitos de comparação, a tecnologia mais eficiente para a produção de cimento Portland (processo seco com pré-aquecedores ciclônicos de seis estágios e fornos de pré-calcinação) requer apenas 3,0 GJ/t de clínquer (Schorcht et al. 2013). Este valor é inferior ao necessário para a produção de cal, apesar da temperatura mais elevada exigida para a reação de sinterização e da necessidade de calcinar os carbonatos de cálcio na matéria-prima do clínquer. Tal explicação prende-se com: i) diferenças na perda de massa (para cada tonelada de clínquer são consumidas cerca de 1,55 t de matéria-prima, enquanto para 1 t de cal são necessárias 1,78 t de matéria-prima); ii) utilização eficiente do calor de escape do forno rotativo para calcinar a maior parte da matéria-prima nos pré-aquecedores ciclônicos e fornos de precalcinação; e iii) a natureza das reações, sendo que algumas das reações de sinterização são exotérmicas, enquanto a calcinação é fortemente endotérmica.

Para além da energia térmica, a reativação requer também eletricidade para operar o forno. Utilizando a analogia com a produção de cal e ajustando com base na temperatura e energia térmica necessária, estimam-se valores de 8,9 kWh/t e 11,6 kWh/t, respetivamente.

A Tabela 16 resume as estimativas, adotando como referência as estimativas da analogia com a cal, exceto para a energia térmica necessária à reativação e a energia elétrica para a separação.

Tabela 16 - Consumo total de energia por unidade de CR produzido

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Térmica					
Reativação	MJ/t	1968,3	1968,3	1968,3	1968,3
Eletricidade					
Libertação	kWh/t	25,0	6,2	3,3	1,6
Separação	kWh/t	28,9	7,2	7,2	7,2
Reativação	kWh/t	8,9	8,9	8,9	8,9
Combustível					
Libertação	MJ/t	1098,3	274,0	147,1	70,2

Tabela 17 - Consumo total de energia por unidade de HQRA produzido

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Eletricidade					
Libertação	kWh/t	–	5,1	2,7	1,3
Separação	kWh/t	–	5,9	12,8	–
Combustível					
Libertação	MJ/t	–	224,7	120,6	57,6

Assume-se que a produção de CR ocorra em dois locais distintos:

- as fases de libertação e separação realizam-se nas diversas estações de tratamento de RCD; e
- a reativação ocorre numa unidade centralizada, seja recorrendo a instalações existentes de produção de cal ou cimento e ajustando o processo, ou numa instalação dedicada.

Produzir CR em cada estação de tratamento de RCD é altamente ineficiente, exigindo investimento em vários fornos pequenos, de difícil operação contínua. Concentrar as fases de libertação e separação num único local aumenta a distância de transporte do RCD. Neste contexto, assume-se um percurso médio de 150 km para transportar a pasta de cimento hidratado separada até ao local de reativação, correspondente a uma distância média de 75 km entre a planta de reativação de CR e as estações de tratamento de RCD.

Na prática, a produção de CR gera uma variedade de produtos com uso prático e valor de mercado, incluindo HQRA, NRA e NRF. De facto, NRA e NRF já são produzidos nas estações de RCD, e esta tecnologia permitirá obter produtos de maior valor. Assim, o cenário mais plausível é o S3, que requer 1968,3 MJ/t de energia térmica, 17,7 kWh/t de eletricidade e 70,2 MJ/t de combustível para produzir CR.

4.1.1.2 Blocos de terra comprimida

A produção de BTC requer muito pouca energia, estimando-se um consumo de 30,4 kWh/BTC ou 4,11 kWh/t (considerando que um BTC seco pesa aproximadamente 7,5 kg). Assim, a maior parte da energia está associada à extração/produção e transporte dos seus constituintes, nomeadamente:

- solo e aditivos;
- água;
- estabilizadores.

Este valor está em linha com a estimativa de Fernandes et al. (2019), que indica um consumo de 36,2 kWh de eletricidade e 0,327 MJ de combustível para produzir um bloco de terra comprimida com 6,1 kg.

Assumiu-se que o solo está disponível na própria unidade de produção de BTC, sendo apenas contabilizadas as operações de extração, manuseamento e preparação. A densidade típica do solo situa-se entre 1,0 e 1,5 t/m³ (Turco et al. 2021), pelo que se adotou um valor médio de 1,25 t/m³ para o depósito natural. A escavação e manuseamento do solo foram estimados com base num consumo de combustível de 0,35 L/m³, um valor bastante conservador face à literatura, resultando num consumo energético de 10,6 MJ/t.

Para a água, adotou-se um consumo energético específico de 1,147 kWh/m³, estimado com base na energia total requerida e nos volumes de água autorizada reportados pelas entidades gestoras. A estimativa baseada na água medida seria ligeiramente superior (1,152 kWh/m³). Estes valores dependem não só da energia necessária para a captação, tratamento, adução e distribuição, mas também das perdas de água, que rondam 5% para os sistemas em alta e 25% para os sistemas em baixa.

Relativamente à produção dos estabilizadores, para o CR foram utilizadas as estimativas do capítulo anterior. Para o OPC e o LPC, os teores típicos de clínquer são de 93% e 67%, respetivamente.

De acordo com o DAPHabitat (2023), o teor médio de gesso no cimento cinzento português é de cerca de 5%, pelo que o fíler calcário representa 2% no OPC e 28% no OPC e no LPC, respetivamente.

O consumo específico de energia dos componentes e da produção do BTC estão listados na Tabela 18. Considerando as composições dos BTC, os consumos energéticos correspondentes estão detalhados na Tabela 19. Os BTC não estabilizados apresentam, de longe, o menor consumo energético. Os BTC produzidos com CR têm o maior consumo energético se toda a energia for alocada ao CR. Distribuindo o consumo energético das fases de libertação e separação pelos diferentes produtos obtidos, o consumo energético dos BTC estabilizados com CR situa-se entre os blocos OPC e LPC.

Tabela 18 - Consumo específico de energia dos componentes e da produção de BTC

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Térmica					
OPC	MJ/t	3431.4			
LPC	MJ/t	2472.1			
CR	MJ/t	1968.3			
Eletricidade					
OPC	kWh/t	133.7			
LPC	kWh/t	103.5			
CR	kWh/t	62.8	22.3	19.4	17.7
Solo	kWh/t	4.03			
Água	kWh/m3	1.15			
Produção de BTC	kWh/t	4.11			
Combustível					
OPC	MJ/t	19.5			
LPC	MJ/t	17.1			
CR	MJ/t	1098.3	274.0	147.1	70.2
Solo	MJ/t	10.6			
Transporte					
OPC	MJ/t	337.4			
LPC	MJ/t				
CR	MJ/t	495.6			
PAR	MJ/t	168.7			
RCD	MJ/t				

Tabela 19 - Consumo específico de energia dos diferentes BTC

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Térmica					
OPC	MJ/m³	494.1			
LPC	MJ/m³	356.0			
CR	MJ/m³	387.8			
OPC80_CR20	MJ/m³	475.8			
OPC50_CR50	MJ/m³	450.3			
UBTC	MJ/m³	-			
UBTC_RCD0	MJ/m³	-			
Eletricidade					
OPC	kWh/m³	28.6			
LPC	kWh/m³	24.3			
CR	kWh/m³	21.4	13.4	12.8	12.5
OPC80_CR20	kWh/m³	27.3	25.5	25.4	25.3
OPC50_CR50	kWh/m³	25.4	21.1	20.8	20.6
UBTC	kWh/m³	9.4			
UBTC_RCD0	kWh/m³	10.9			
Combustível					
OPC	MJ/m³	16.0			
LPC	MJ/m³	15.6			
CR	MJ/m³	228.4	66.0	41.0	25.9
OPC80_CR20	MJ/m³	62.5	27.1	21.6	18.3
OPC50_CR50	MJ/m³	129.6	43.1	29.8	21.7
UBTC	MJ/m³	13.3			
UBTC_RCD0	MJ/m³	17.2			
Transporte					
OPC	MJ/m³	141.9			
LPC	MJ/m³	141.9			
CR	MJ/m³	182.8			
OPC80_CR20	MJ/m³	152.4			
OPC50_CR50	MJ/m³	167.6			
UBTC	MJ/m³	119.8			
UBTC_RCD0	MJ/m³	59.2			
Total					
OPC	MJ/m³	755.0			
LPC	MJ/m³	600.9			
CR	MJ/m³	875.9	684.8	657.7	641.4
OPC80_CR20	MJ/m³	731.3	689.6	683.7	680.1
OPC50_CR50	MJ/m³	791.5	689.7	675.2	666.5
UBTC	MJ/m³	166.9			
UBTC_RCD0	MJ/m³	115.6			

Apesar das diferenças nos consumos, os BTC têm desempenhos distintos. A inclusão de estabilizadores impacta negativamente a performance ambiental em relação aos UBTC, mas aumenta as propriedades mecânicas e durabilidade. A Tabela 20 apresenta o consumo de energia normalizado pela resistência à compressão dos BTC.

Tabela 20 - Consumo específico de energia normalizado dos diferentes BTC

Energia	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
OPC	MJ/m ³ ·MPa	95.6			
LPC	MJ/m ³ ·MPa	93.9			
CR	MJ/m ³ ·MPa	159.3	124.5	119.6	116.6
OPC80_CR20	MJ/m ³ ·MPa	101.6	95.8	95.0	94.5
OPC50_CR50	MJ/m ³ ·MPa	123.7	107.8	105.5	104.1
UBTC	MJ/m ³ ·MPa	79.5			
UBTC_RCD0	MJ/m ³ ·MPa	64.2			

UBTC e UBTC_RCD0 ainda superam todos os BTC estabilizados, mas são sensíveis à água, limitando o uso a ambientes internos secos.

4.1.2 Emissão de GEE

Para a produção de CR, assumiu-se que o combustível é 100 % gás natural com eficiência do forno de 90 %, resultando numa intensidade de emissão de 0,0626 kgCO₂eq/MJ, valor inferior à média das emissões térmicas da produção de cal e ligeiramente inferior à do clínquer. Para OPC e LPC, adicionam-se 5 kgCO₂eq/t de clínquer para contabilizar outros GEE emitidos.

A média anual do GEE da eletricidade em Portugal (2019–2023) é usada para o consumo elétrico, exceto para a água pública, onde se usa o valor reportado pelas entidades gestoras (0,173 kgCO₂eq/kWh, ligeiramente superior ao valor da rede, 0,156 kgCO₂eq/kWh, possivelmente devido à sazonalidade). O fator de emissão do diesel adotado foi 2,485 kgCO₂eq/l, equivalente a 0,0657 kgCO₂eq/MJ, refletindo a incorporação de biodiesel em muitos casos.

Tabela 21 - Fator específico de emissão de GEE dos componentes e produção de BTC

Emissões	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Térmica					
OPC	kgCO2eq/t	751.72			
LPC	kgCO2eq/t	541.56			
CR	kgCO2eq/t	123.17			
Eletricidade					
OPC	kgCO2eq/t	20.86			
LPC	kgCO2eq/t	16.15			
CR	kgCO2eq/t	9.80	3.48	3.03	2.76
Solo	kgCO2eq/t	0.63			

Água	kgCO2eq/m3	0.20			
Produção de BTC	kgCO2eq/t	0.64			
Combustível					
OPC	kgCO2eq/t	1.28			
LPC	kgCO2eq/t	1.12			
CR	kgCO2eq/t	72.20	18.01	9.67	4.62
Solo	kgCO2eq/t	0.70			
Transporte					
OPC	kgCO2eq/t	22.18			
LPC	kgCO2eq/t				
CR	kgCO2eq/t	32.58			
PAR	kgCO2eq/t	11.1			
RCD	kgCO2eq/t				

O fator de emissão de GEE dos diferentes BTC é apresentado na Tabela 22. Os CR estabilizados reduzem significativamente as emissões, eliminando as emissões de calcinação associadas ao clínquer.

Tabela 22 - Fator específico de emissão de GEE dos diferentes BTC

Emissões	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
Térmica					
OPC	kgCO2eq/t	108.9			
LPC	kgCO2eq/t	78.5			
CR	kgCO2eq/t	24.3			
OPC80_CR20	kgCO2eq/t	91.5			
OPC50_CR50	kgCO2eq/t	66.6			
UBTC	kgCO2eq/t	-			
UBTC_RCD0	kgCO2eq/t	-			
Eletricidade					
OPC	kgCO2eq/t	4.5			
LPC	kgCO2eq/t	3.8			
CR	kgCO2eq/t	3.3	2.1	2.0	2.0
OPC80_CR20	kgCO2eq/t	4.3	4.0	4.0	4.0
OPC50_CR50	kgCO2eq/t	4.0	3.3	3.2	3.2
UBTC	kgCO2eq/t	1.47			
UBTC_RCD0	kgCO2eq/t	1.70			
Combustível					
OPC	kgCO2eq/t	1.1			
LPC	kgCO2eq/t	1.0			
CR	kgCO2eq/t	15.0	4.3	2.7	1.7
OPC80_CR20	kgCO2eq/t	4.1	1.8	1.4	1.2
OPC50_CR50	kgCO2eq/t	1.0	1.0	1.0	1.0

UBTC	kgCO2eq/t	0.9			
UBTC_RCD0	kgCO2eq/t	1.1			
Transporte					
OPC	kgCO2eq/t	9.3			
LPC	kgCO2eq/t	9.3			
CR	kgCO2eq/t	10.0			
OPC80_CR20	kgCO2eq/t	9.6			
OPC50_CR50	kgCO2eq/t	9.9			
UBTC	kgCO2eq/t	7.9			
UBTC_RCD0	kgCO2eq/t	3.9			
TOTAL					
OPC	kgCO2eq/t	123.8			
LPC	kgCO2eq/t	92.6			
CR	kgCO2eq/t	52.6	46.1	44.1	43.0
OPC80_CR20	kgCO2eq/t	42.6	50.4	49.9	49.7
OPC50_CR50	kgCO2eq/t	39.2	47.1	46.9	46.8
UBTC	kgCO2eq/t	10.2			
UBTC_RCD0	kgCO2eq/t	6.7			

Al-Sakkaf et al. (2025) reportam emissões de carbono de 50 kg CO₂/m³ de BTC, valor que, considerando a densidade do BTC produzido, situa-se entre os estimados para BTC estabilizados e não estabilizados. Os autores simularam o processo sem dados reais, sem referência à composição, produtividade ou fatores de energia e emissão para comparação.

De forma semelhante ao consumo de energia, o fator de emissão de GEE dos diferentes BTC também foi normalizado pela respetiva resistência à compressão, apresentado na Tabela 23.

Tabela 23 - Fator de emissão de GEE normalizado dos diferentes BTC

Emissões	Unidades	S1	S2 - ALT1	S2 - ALT2	S3
OPC	kgCO ₂ eq/t·MPa	15.7			
LPC	kgCO ₂ eq/t·MPa	14.5			
CR	kgCO ₂ eq/t·MPa	9.6	8.4	8.0	7.8
OPC80_CR20	kgCO ₂ eq/t·MPa	5.9	7.0	6.9	6.9
OPC50_CR50	kgCO ₂ eq/t·MPa	6.1	7.4	7.3	7.3
UBTC	kgCO ₂ eq/t·MPa	4.9			
UBTC_RCD0	kgCO ₂ eq/t·MPa	3.7			

Os resultados revelam que, apesar do maior consumo energético do CR, há benefícios substanciais em termos de emissões de GEE. Em termos normalizados, os BTC estabilizados com CR apresentam emissões mais próximas dos BTC não estabilizados do que dos BTC estabilizados à base de cimento Portland.

4.1.3 Discussão

Os diferentes métodos utilizados para as estimativas, assim como a informação disponível, evidenciam a grande variabilidade do consumo de energia e das consequentes emissões de GEE associadas à implementação industrial da tecnologia inovadora de CR estudada neste trabalho. Em particular, o transporte desempenha um papel relevante no desempenho ambiental dos BTC estabilizados, devido ao seu peso relativo e à dificuldade de substituir combustíveis por opções mais limpas. O consumo de energia e as emissões podem variar significativamente, não apenas pela localização relativa do sítio de produção do BTC e dos fornecedores dos componentes, mas também pelas condições do próprio transporte.

Além das características dos veículos (por exemplo, tamanho e tipo do motor, peso do veículo, manutenção), outros fatores que podem impactar significativamente o desempenho ambiental do transporte rodoviário incluem:

- **Ambiente:** declividade e tipo da estrada, rugosidade, altitude, condições climáticas.
- **Tráfego:** congestionamentos, sinais de trânsito.
- **Operação:** distância percorrida, carga transportada, quilometragem a vazio.
- **Condutor:** velocidade, trocas de marcha, aceleração e desaceleração, tempo em marcha lenta.

Zhang et al. (2023) observaram consumos reais de combustível entre 30 e 40 l/100 km em 83 veículos pesados diferentes, para velocidades médias acima de 40 km/h. Abaixo desse limiar, até 20 km/h, o consumo pode aumentar até 60 l/100 km.

Seguindo a analogia com a produção de cal, a reativação recorre a combustíveis fósseis para a geração da energia térmica necessária. No entanto, a menor temperatura exigida para que ocorra a reação de desidratação permite a utilização de fornos elétricos. Projetos como o DE|CARBONATE (Katajisto 2020) já demonstraram a viabilidade da eletrificação da calcinação tanto na indústria da cal como na do cimento, e Parra e Romano (2023) estimam um aumento de 30% no consumo de energia numa fábrica de cimento totalmente eletrificada.

Apesar do potencial aumento do consumo energético, que precisaria ser avaliado para esta aplicação específica, o uso de fornos elétricos permitiria a utilização de energia cada vez mais limpa e potencializaria a recuperação de calor latente. Em Portugal, o fator médio anual de emissão de GEE da eletricidade ainda é ligeiramente superior ao do gás natural ou à produção de cal e cimento, mas tem diminuído consistentemente nas últimas décadas e espera-se que continue a reduzir-se no futuro. Além disso, parte da energia poderia ser gerada localmente (por exemplo, através de energia eólica ou solar, em conjunto com a recuperação de calor latente), diminuindo ainda mais as emissões do processo.

Um dos principais desafios práticos da recuperação de calor latente é a presença de compostos da combustão (por exemplo, óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio ou óxidos de cloro) que condensam juntamente com a água e são potencialmente corrosivos (Zheng et al., 2022). Num forno elétrico, o gás de exaustão seria simplesmente ar com maior conteúdo de vapor de água, o que permitiria superar este problema.

4.2 Desempenho económico

4.2.1 Referencial

Dado que as matérias-primas e as tecnologias de produção da cal e do cimento são semelhantes, é realizada uma comparação de custos com este último para validar a linha de base adotada. De acordo com a CEMBUREAU (2021), o custo de produção do cimento varia entre 46 €/t e 58 €/t para cimentos com um fator clínquer/cimento médio de 74%. Estes valores são semelhantes às estimativas de 2012, entre 48 €/t e 72 €/t (Moya e Boulamanti 2016). As estimativas de custo excluem os custos de capital, abrangendo apenas os custos operacionais fixos e variáveis. Moya e Boulamanti (2016) referem ainda que os custos de capital representam aproximadamente 12% do custo total de produção, o que significa que o custo médio total de produção de cimento é de 54,5 €/t. Este valor é consistente com a estimativa de Rootzén e Johnsson (2016) de 58,4 €/t para o custo total de produção do cimento, sendo que os custos de capital contribuem com 5 €/t. A estrutura de custos do cimento encontra-se representada na Figura 18.

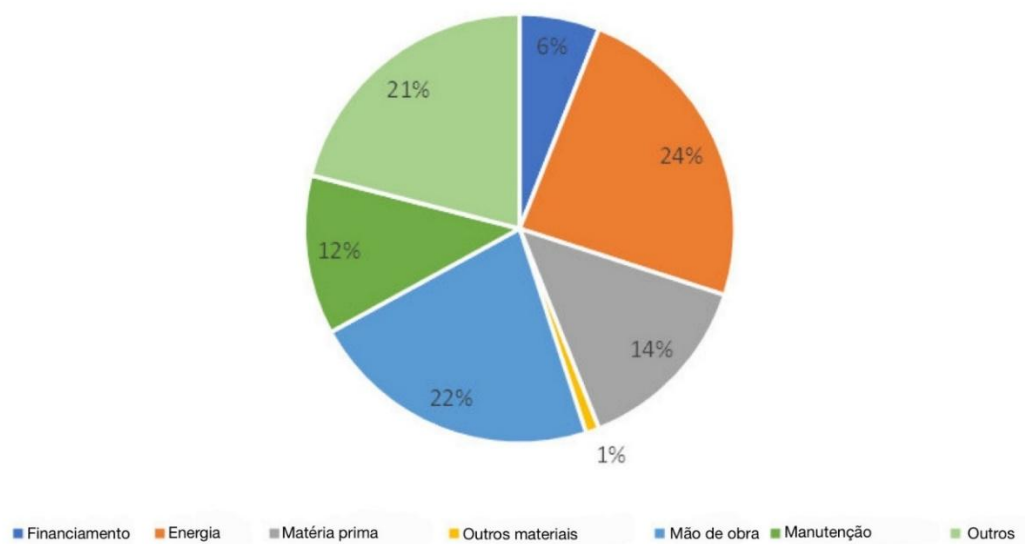


Figura 18 - Custos totais de produção de cimento detalhados reportados por 15 empresas na Europa (CE 2018)

A distribuição é ligeiramente diferente da cal, o que pode ser parcialmente explicado pelo facto de representar cimento com teor de clínquer variável.

Além disso, o calcário é entre 4 a 15 vezes mais barato do que as matérias-primas adicionais necessárias para a produção de cimento (Moya e Boulamanti 2016). Desconsiderando a influência do custo dos adjuvantes do cimento, o custo de produção de clínquer pode ser estimado em cerca de 69-85 €/t, aproximadamente 20% superior ao da cal.

Dividindo os custos médios totais de produção de cal (60 €/t) e de clínquer (77 €/t) pelas respectivas temperaturas médias de fabrico (1050 °C, para a cal, e 1500 °C, para o cimento), os valores obtidos são bastante semelhantes (57×10^3 €/t.°C, para a cal, e 51×10^3 €/t.°C, para o clínquer). Apesar da simplificação resultante da extrapolação do custo de produção do cimento para o do clínquer com base no fator clínquer/cimento, a comparação indica que a temperatura máxima necessária em cada caso explica parte das diferenças nos custos totais de produção entre cal e clínquer.

As comparações revelam que a cal e o cimento apresentam custos totais de produção semelhantes, apesar de algumas diferenças na respetiva estrutura de custos. Considerando que o CR é produzido apenas com uma matéria-prima, tal como a cal, e que o teor de clínquer associado aos custos do cimento reportados não é divulgado, a cal é considerada, neste trabalho, uma linha de base mais adequada para estimar o custo do CR.

Um aspeto relevante da avaliação financeira é a dimensão da instalação. O lado da procura não constitui uma limitação, uma vez que a quantidade de recursos consumidos em projetos de construção excede largamente os RCD gerados. Assim, a dimensão da unidade de produção de CR será condicionada pela quantidade de resíduos de betão disponível para processamento. A Figura 19 apresenta a evolução dos RCD gerados em Portugal na última década.

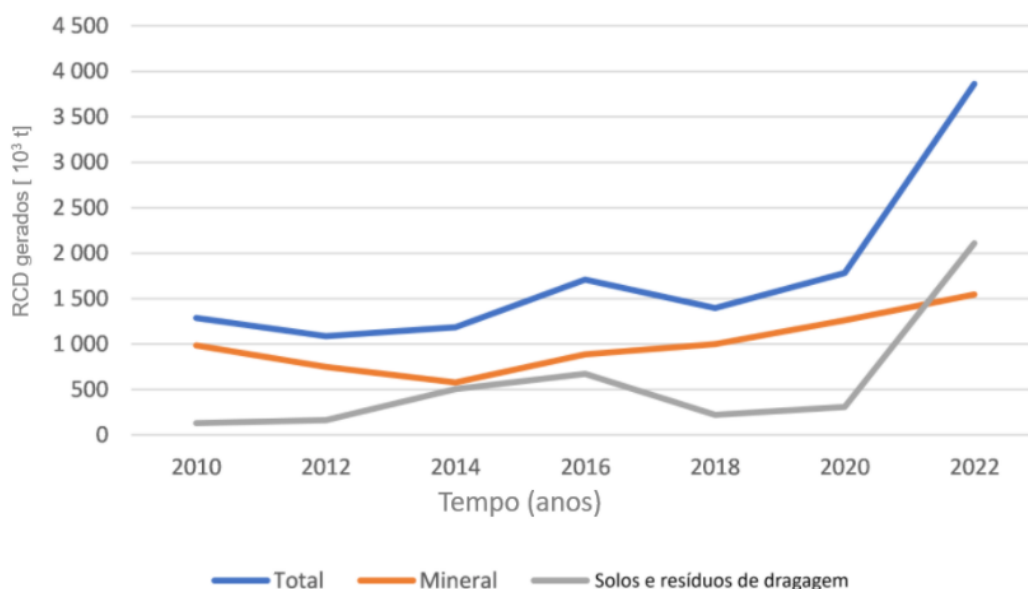


Figura 19 - Evolução dos RCD gerados em Portugal (EUROSTAT 2025)

Coelho e Brito (2013) estimaram uma produção superior a 4 Mt/ano de RCD, excluindo solos não contaminados e dragados, valor que excede largamente os dados oficiais. Ainda assim, assumindo a mesma proporção regional (13% gerados na área metropolitana de Lisboa e Setúbal) e composicional (os resíduos de betão representam 11,6%), o fluxo anual de resíduos de betão varia entre 10 e 27 kt/ano. Isto implica que a unidade de produção de CR necessitará de uma capacidade entre 500 t/ano e 1500 t/ano, substancialmente inferior aos projetos de referência de fábricas de cal reais, pelo que poderão existir efeitos de escala.

4.2.2 Análise financeira

Prevê-se que as etapas de libertação e separação decorram nas centrais de tratamento de RCD, uma vez que a maioria dos produtos resultantes assumirá a forma de agregados reciclados e é possível recorrer ao equipamento existente para manuseamento e cominuição. Assim, o custo é considerado equivalente ao preço de venda dos agregados de betão, corrigido pelo consumo adicional de energia e pelo custo de capital associado à separação magnética. Esta aproximação desconsidera o custo do sistema de ar comprimido, mas a referência de custos de separação magnética disponível na literatura incluía outras operações. O custo dos agregados reciclados foi estimado considerando que a margem bruta de comercialização de 45,6% em Espanha, reportada por Linares et al. (2024) para 2021, se mantém válida. Linares et al. (2024) estimam ainda custos de produção de 3,40€/t para agregados naturais calcários.

Tal implica que a produção de agregados naturais é aproximadamente 50% mais cara do que a produção de agregados reciclados (2,27€/t), sendo parte da diferença associada ao consumo energético dos processos.

Com exceção da pasta de cimento hidratado, todos os produtos obtidos nas etapas de libertação e separação são idênticos ou de qualidade superior aos que as atuais instalações de tratamento de RCD já produzem e comercializam, diferenciando-se apenas na granulometria. Consequentemente, apenas o cenário S3, em que todos os custos são igualmente distribuídos por todos os produtos, é modelado para a análise financeira.

A Tabela 24 apresenta o detalhe dos custos associados à obtenção da pasta de cimento hidratado, incluindo o transporte até à unidade de reativação térmica de CR. O consumo energético da etapa de libertação foi considerado como apenas 30% da estimativa total, uma vez que parte dos custos já se encontra incluída no preço dos agregados reciclados. O custo de transporte (0,038€/tkm) foi corrigido pelo facto de ser necessário transportar 1,22 t de pasta de cimento hidratado para produzir 1 t de CR. Os resultados evidenciam a relevância da localização da unidade de CR, dado que o transporte entre a central de tratamento de RCD e a unidade de reativação térmica representa mais de 50% dos custos associados à obtenção da pasta de cimento hidratado. Na prática, é apenas atribuído um custo marginal ao processamento adicional e à separação magnética do resíduo de betão.

Tabela 24 - Custos de obtenção da pasta de cimento hidratada na unidade de CR

Recurso	Consumo	Unidades	Custo	Unidades	Custo	Unidades
Agregados reciclados	1,22	t/t	3,54	€/t	4,31	€/t
Libertação						
Eletricidade	0,48	kWh/t	63,45	€/MWh	0,03	€/t
Combustível	0,56	l/t	1,58	€/l	0,88	€/t
Separação						
Eletricidade	7,20	kWh/t	63,45	€/MWh	0,46	€/t
Capital	1	-	0,48	€/t	0,48	€/t
Transporte	150	km	0,046	€/tkm	6,95	€/t
Total					13,11	€/t

Considerando a tendência para a existência de efeitos de escala, estimam-se custos de capital de 10€/t, sem apoio estatal, e de 6€/t, com incentivos públicos, para a unidade de produção de CR onde terão lugar o tratamento térmico e as operações complementares (e.g., embalagem). Estas estimativas baseiam-se no projeto Mayur, que apresenta os custos de capital mais elevados, e na diferença entre o projeto Microlime e os custos médios de capital na Europa. Dado que a instalação será de menor dimensão do que os projetos de referência de fábricas de cal, assume-se um custo de capital de 8€/t.

Este valor é bastante conservador, considerando que o custo médio de capital de uma unidade de cal PRFK na Europa é de apenas 4€/t e, normalmente, inclui também o investimento na maquinaria de processamento da matéria-prima (pedreira e equipamentos de cominuição), o que não será necessário neste caso. Os custos operacionais com mão-de-obra, manutenção, embalagem e outros, excluindo a energia, são assumidos em 22€/t, conforme indicado para unidades de cal PRFK em EC (2018a).

Tabela 25 - Custo de produção de CR através da reativação da pasta de cimento hidratada

Recurso	Consumo	Unidade	Custo	Unidade	Custo (€/t)	Unidades
Tratamento térmico	546.75	kWh/t	34.63	€/MWh	18.93	€/t
Eletricidade	8.90	kWh/t	63.45	€/MWh	0.56	€/t
Capital	1.00	-	8	€/t	8.00	€/t
Outros	1.00	-	22.00	€/t	22.00	€/t
Total					49.50	€/t

No total, o custo de produção de CR ascende a 62.61 €/t, com a distribuição apresentada na Figura 20. A componente de matéria-prima inclui o custo dos agregados reciclados sujeitos às fases de libertação e separação, bem como o transporte da pasta de cimento hidratada desde as instalações de tratamento de RCD até à unidade de produção de CR. Este transporte representa quase 70 % do custo associado às matérias-primas.

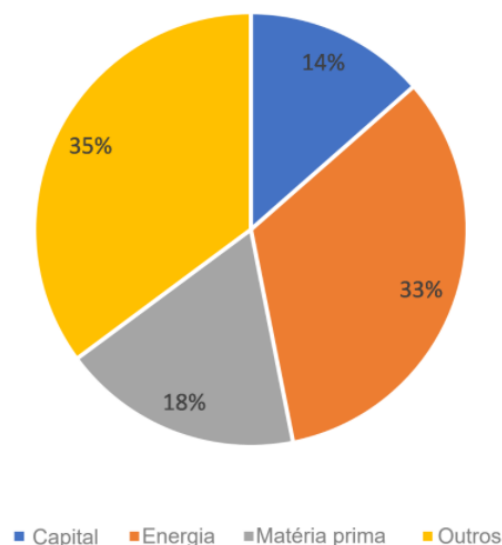


Figura 20 - Distribuição dos custos totais de produção de CR

No que respeita aos BTC, o custo é estimado corrigindo o preço de venda do BTC não estabilizado com o custo dos componentes adicionais, incluindo os correspondentes custos de transporte. Como não existe informação sobre a distribuição dos custos de produção do BTC, desconsidera-se o menor teor de solo do BTC estabilizado. Com base na análise de referência, assume-se que o OPC tem um custo médio de produção de 75 €/t e o LPC de 60 €/t. Neste contexto, o custo total por BTC é apresentado na Tabela 26. Dado que o desempenho mecânico é variável, apresenta-se também um custo específico, correspondente ao custo unitário dividido pela respetiva resistência à compressão.

Tabela 26 - Custo unitário e específico dos BTC

BTC	Custo [€/BTC]							Custo específico [€/BTC·MPa]
	Base	OPC	LPC	CR	RCD	PAR	TOTAL	
OPC	1.2	0.39	0.00	0.00	0.11	0.04	1.74	0.22
LPC		0.00	0.31	0.00	0.11	0.04	1.66	0.26
CR		0.00	0.00	0.44	0.10	0.04	1.78	0.32
OPC80_CR20		0.31	0.00	0.10	0.11	0.04	1.75	0.24
OPC50_CR50		0.19	0.00	0.24	0.11	0.04	1.78	0.28
UBTC		0.00	0.00	0.00	0.12	0.07	1.39	0.66
UBTC_RCD0		0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	1.30	0.72

Para a construção de BTC estabilizados com cimento nos EUA, Kumar et al. (2018) estimaram um custo entre 0,96 e 1,01 USD/BTC para blocos de 356×254×90 mm com e sem furos, respetivamente. Segundo essas estimativas, a mão de obra representa 39–40%, o equipamento 23–24% e o material

(cimento) 37–35%. O Auroville Earth Institute indica que um BTC estabilizado com 5% de cimento apresenta a seguinte distribuição de custos:

- 45% para mão de obra (peneiração do solo e moldagem dos blocos);
- 27% para matérias-primas (extração de solo e areia e água);
- 25% para cimento; e
- 3% para equipamento.

Os valores obtidos estão mais alinhados com esta última referência, com a soma de OPC, LPC e CR a representar entre 19% e 25% do custo total do BTC. Mesmo desconsiderando os custos de transporte do RCD e dos resíduos do processo de construção/produção, que aumentam o custo total do BTC e, por conseguinte, reduzem a fração atribuída ao ligante, o intervalo permanece semelhante (20% a 27%).

Importa, no entanto, salientar que, enquanto o valor base do BTC corresponde a um preço (inclui margem de lucro), os restantes componentes incluem apenas custos.

Extrapolando os custos de Kumar et al. (2018) para um BTC não estabilizado, obter-se-ia aproximadamente uma repartição de 62–38% entre mão de obra e equipamento, consistente com a divisão de 77–23% estimada por Mohamed e Mahmoud (2023) para a construção de BTC no Egito. Tal indica que poderão existir poupanças com uma instalação mais industrializada.

4.2.3 Análise económica

Em Portugal, existem atualmente duas taxas de carbono em vigor:

- O EU ETS, com cobertura à escala da União Europeia; e
- a taxa de carbono portuguesa, com aplicação a nível nacional.

O EU ETS é um sistema de comércio de licenças de emissão (cap-and-trade), implementado na União Europeia desde 2005, que define tetos de emissões decrescentes para setores específicos (por exemplo, produção de eletricidade e calor; indústrias intensivas em energia, como as indústrias do cimento e da cal, entre outras; aviação; transporte marítimo) e cria um mercado que permite a aquisição de licenças de emissão. Alguns setores recebem uma parcela de licenças gratuitas, que podem também ser transacionadas (EU 2015), mas enfrentam uma penalização (100 €/t em 2013) por quaisquer emissões excedentárias para as quais não tenham licenças (gratuitas ou adquiridas) (EU 2016, 2025).

A taxa de carbono portuguesa foi implementada em 2015 como parte de um pacote mais amplo de Reforma Fiscal Verde e abrange todos os combustíveis fósseis, aplicando-se às emissões de CO₂ principalmente dos setores da indústria, edifícios e transportes (EEB 2021). Para evitar dupla tributação, os operadores abrangidos pelo EU ETS estão isentos da taxa de carbono portuguesa, tal como certos processos industriais, modos de transporte e consumidores vulneráveis.

A Figura 21 apresenta os preços do carbono em vigor em Portugal, sendo evidente o aumento substancial nos últimos anos. Em 2021, o EU ETS ultrapassou pela primeira vez o limiar dos 40 €/t CO₂eq. Tal é explicado pelos ajustamentos promovidos pela União Europeia, nomeadamente ao nível da gestão das licenças gratuitas (IEEFA 2024). Desde então, o preço das emissões de carbono tem-se mantido, em média, acima dos 60 €/t. Por sua vez, a taxa de carbono portuguesa apenas em 2025 ultrapassou os 40 €/t CO₂eq, chegando inclusivamente a superar o valor do EU ETS.

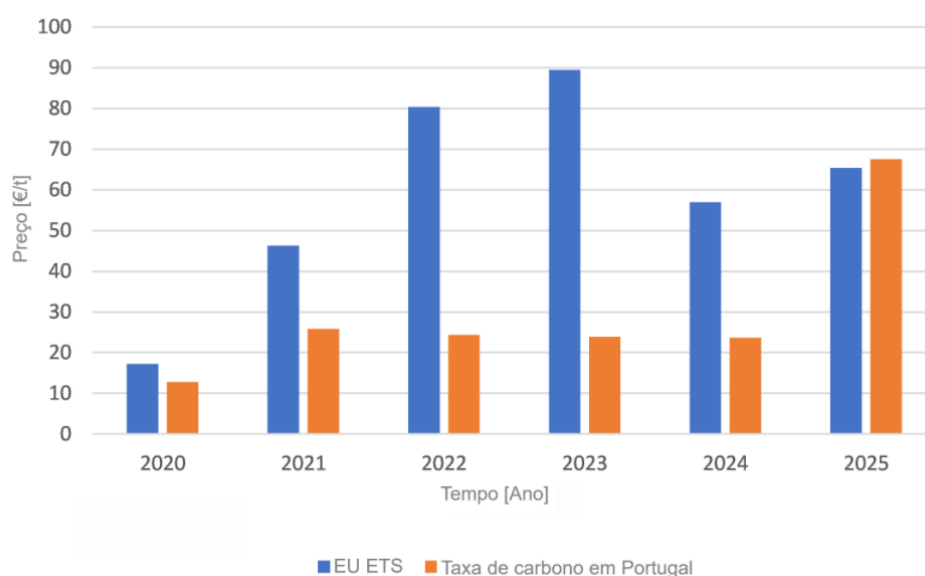


Figura 21 - Preço médio anual das emissões de GEE (Banco Mundial - <https://carbonpricingdashboard.worldbank.org/compliance/price>)

Assumindo que a produção de CR receberia o mesmo volume de licenças gratuitas que a produção de clínquer e considerando um preço médio de longo prazo de 70 €/t para o EU ETS, cada tonelada de CR permitiria uma receita adicional de 44 €/t face ao OPC e de 29 €/t face ao LPC. Esta estimativa apenas contempla as emissões diretas do tratamento térmico, por forma a evitar dupla contabilização, dado que: i) os preços da eletricidade já incorporam o custo do carbono associado ao EU ETS; e ii) os preços dos combustíveis em Portugal já incluem a Taxa de Carbono nacional.

Os benefícios associados à redução das emissões de GEE compensam uma parte substancial dos custos de produção de CR, reduzindo-os para 26 €/t. Esta estimativa pode ser considerada conservadora, dado que: i) as licenças gratuitas tenderão a diminuir no futuro (EC 2025b); e ii) o preço das emissões no EU ETS já ultrapassa os 70 €/t e prevê-se que aumente ainda mais (IEEFA 2024).

Os dados de gestão de RCD estão longe de ser consistentes. Uma fonte primária de variabilidade é a inclusão (ou exclusão) de solos de escavação e lamas de dragagem. Uma referência comum, tanto na literatura científica (e.g., Jin et al. 2018; Ruiz et al. 2020; Moschen-Schimek et al. 2023) como em fontes oficiais (e.g., EC 2011, 2021; Garcia et al. 2024), indica que os RCD representam entre 35% e 40% dos resíduos gerados na União Europeia. O total de RCD gerados na UE é frequentemente reportado entre

820 e 862 milhões de toneladas (e.g., Gálvez-Martó et al. 2018; Saéz e Ormandi 2019; Eurostat 2025), num universo de cerca de 2 226 milhões de toneladas de resíduos (Eurostat 2025). Contudo, os solos de escavação e as lamas de dragagem representam mais de 50% dos RCD (EC 2017). Tal gera confusão, com outras fontes a apontarem para valores na ordem dos 300 a 350 milhões de toneladas (e.g., Gálvez-Martó et al. 2018), algumas sem clarificar que excluem esses fluxos (e.g., Zhang et al. 2022). Adicionalmente, algumas estatísticas oficiais apresentam ainda outra categoria, os RCD excluindo a fração mineral correspondente a um valor inferior (39,8 milhões de toneladas, segundo Eurostat 2025).

Uma segunda fonte de variabilidade decorre da classificação das opções de gestão de RCD, nomeadamente se o uso em backfilling deve ser contabilizado como valorização e reutilização. Uma proporção substancial dos RCD é utilizada sobretudo em operações de backfilling ou recuperação de baixo valor (EC 2024; Garcia et al. 2024), e vários trabalhos académicos (e.g., Zhang et al. 2022) não clarificam essa distinção, ao contrário da maioria dos relatórios oficiais (e.g., EC 2019). Além disso, os resultados de desempenho da gestão de RCD estão fortemente associados à natureza dos resíduos gerados, que pode ser altamente variável. Em Portugal, os resíduos de betão, tijolo, telha e cerâmica representam cerca de 70% dos RCD, constituindo a maior proporção entre os países analisados pela EC (2017). No extremo oposto, na Estónia, apenas pouco mais de 20% dos RCD correspondem a essas frações (EC 2017). Por fim, existem também diferenças substanciais na recolha e reporte da informação sobre gestão de RCD, dificultando uma avaliação e comparação rigorosa dos dados disponíveis (Moschen-Schimek et al. 2023).

Em Portugal, os RCD de betão, tijolo, telha e cerâmica são maioritariamente utilizados em operações de backfilling, e apenas pouco mais de 20% desta fração é efetivamente valorizada e reutilizada (EC 2017). Segundo a EC (2017), o custo de deposição em aterro em Portugal ultrapassava os 70 €/t. Desconsiderando a inflação, só o aumento da taxa de aterro na última década (Figura 22) faz com que o custo de deposição se aproxime dos 100 €/t. Considerando que a Comissão Europeia pretende que o backfilling seja reportado autonomamente, dado que, na prática, se aproxima de uma deposição descentralizada, não será surpreendente que políticas futuras estabeleçam essa ligação e imponham taxas sobre a utilização de RCD em operações de backfilling. Neste enquadramento, a EC (2018b) simula um cenário em que a meta de 70% de valorização da Diretiva-Quadro dos Resíduos exclui o backfilling. Outra possibilidade é impor taxas sobre a extração de matérias-primas virgens, ou aumentar as já existentes em vários países da União Europeia, atualmente entre 0,5 e 3,5 €/t (Luciano et al. 2022).

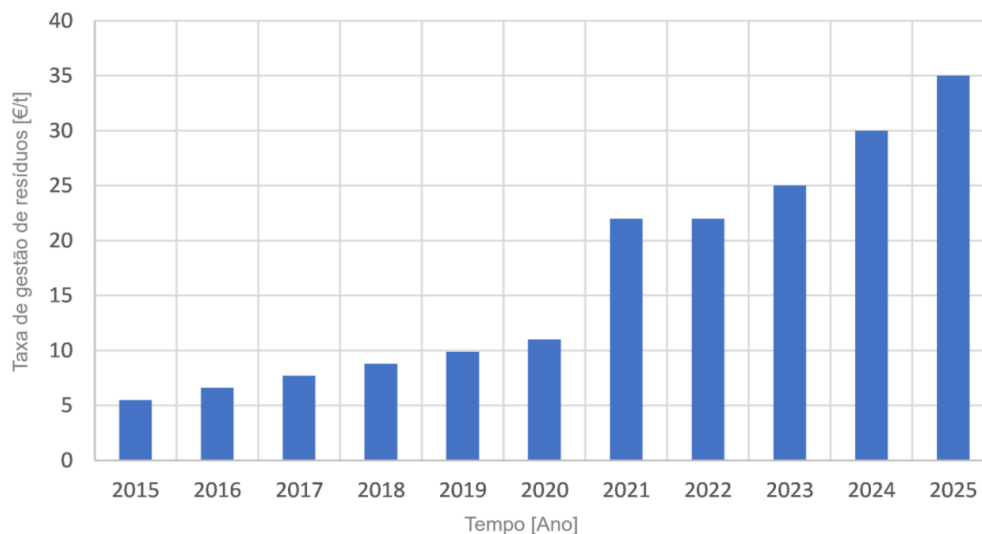


Figura 22 - Evolução da taxa de gestão de resíduos em Portugal (Decreto-Lei n.º 102-D/2020)

Assumindo a aplicação de uma taxa sobre o consumo de matérias-primas naturais no cimento Portland, com um valor correspondente à média entre o custo de deposição em aterro em Portugal e o custo das matérias-primas naturais noutros países europeus (50 €/t), os custos de produção de OPC e LPC aumentariam em 75 €/t e 60 €/t, respetivamente, dado que 1 tonelada de clínquer implica o consumo de mais de 1,5 toneladas de matérias-primas naturais. A Tabela 27 apresenta o custo do BTC numa perspetiva económica, incorporando simultaneamente o desconto associado ao carbono no CR e a taxa sobre matérias-primas naturais aplicada ao OPC e ao LPC.

Tabela 27 - Custo económico unitário e específico do BTC

BTC	Custo [€/BTC]							Custo específico [€/BTC·MPa]
	Base	OPC	LPC	CR	RCD	PAR	TOTAL	
OPC	1.2	0.78	0.00	0.00	0.11	0.04	2.13	0.27
LPC		0.00	0.62	0.00	0.11	0.04	1.97	0.31
CR		0.00	0.00	0.19	0.10	0.04	1.52	0.28
OPC80_CR20		0.62	0.00	0.04	0.11	0.04	2.01	0.28
OPC50_CR50		0.38	0.00	0.10	0.11	0.04	1.83	0.29
UBTC		0.00	0.00	0.00	0.12	0.07	1.39	0.66
UBTC_RCD0		0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	1.30	0.72

4.2.4 Discussão

Em termos absolutos, os BTC não estabilizados são a opção mais económica, mas essa conclusão altera-se quando os resultados são normalizados pela resistência mecânica. O desempenho superior dos BTC estabilizados com OPC torna-os os mais eficazes em termos de custo, tanto do ponto de vista financeiro como económico.

Contudo, numa perspetiva económica, a diferença no custo específico é mínima (0,01 €/BTC.MPa) e, em termos absolutos, estes blocos são quase 50% mais caros do que os BTC estabilizados com CR.

Os resultados demonstram que o CR é uma alternativa economicamente viável ao OPC e ao LPC para a produção de BTC. Esta conclusão é ainda reforçada pelo facto de o EU ETS ser um mecanismo de mercado que combina metas setoriais decrescentes de emissões com a possibilidade de transacionar licenças de emissão (EU 2003, 2024). Assente em valores de referência setoriais e objetivos de redução de emissões para definir os tetos e em mecanismos de mercado para determinar o preço (EU 2007), o EU ETS não tem uma ligação direta ao custo social das emissões de GEE, estando mais próximo do custo das tecnologias de mitigação. Na prática, reflete o balanço custo-benefício das empresas entre adquirir licenças de emissão ou investir na redução das emissões. Funciona, portanto, como um incentivo financeiro à investigação e inovação na redução das emissões de GEE, sendo progressivamente alargado a mais setores e tornando-se mais exigente (EU 2023).

O custo social do carbono (SCC) tem um âmbito mais ambicioso, procurando captar os impactos económicos futuros das emissões de GEE no presente. Trata-se de um indicador económico que procura refletir o verdadeiro custo da poluição e das alterações climáticas, estimando o valor presente dos danos futuros causados por uma unidade adicional de emissões num determinado ano (Newbold et al. 2011; Gössling e Humpe 2024). Esta abrangência coloca desafios significativos, dada a diversidade de áreas afetadas, as interações existentes e o horizonte temporal envolvido.

Por exemplo, Chen-Xu et al. (2024) avaliaram o impacto na saúde e os custos associados à pegada de carbono do setor da saúde na União Europeia, utilizando os DALY (disability-adjusted life years) como métrica. Em Portugal, as emissões do setor da saúde atingem 6.298 kt e são responsáveis por 9.447 DALY no cenário de referência. Considerando um valor de 70.000 €/DALY (com uma amplitude entre 50.000 €/DALY e 110.000 €/DALY, de acordo com De Bruyn et al. 2018), isto representa um custo de 661.290.000,00 €. Uma extrapolação baseada nas emissões reportadas pela indústria cimenteira em Portugal (3.238 kt, excluindo cimento branco) resulta num SCC de 340.054.785,00 €, equivalente a aproximadamente 105 €/tCO₂eq.

A EPA (2023) estima custos de emissão de carbono entre 110 USD e 370 USD em 2020, dependendo da taxa de juro e da abordagem de modelação utilizada. Em 2030, os custos projetados aumentam para 140 USD a 420 USD, em consequência da intensificação das pressões sobre os sistemas naturais.

A Figura 23 apresenta a evolução prevista dos custos sociais do dióxido de carbono (em dólares canadianos de 2021 CAD). Outros GEE, como o metano e o óxido nitroso, apresentam custos sociais muito superiores, iniciando-se em 1.607 CAD e 45.053 CAD, respetivamente, em 2020, para uma taxa de desconto Ramsey de curto prazo de 2,5%.

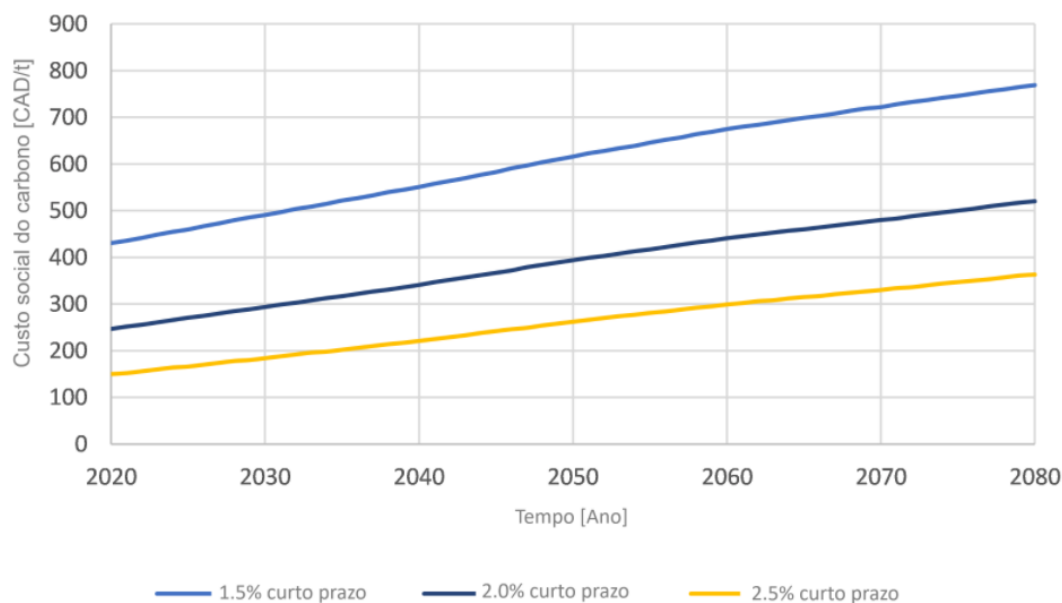


Figura 23 - Evolução do custo social do dióxido de carbono no Canadá em função da taxa de desconto (<https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/climate-change/science-research-data/social-cost-ghg.html#toc15>)

A variabilidade das estimativas do SCC entre diferentes estudos é ainda maior, como evidenciado na revisão recente e abrangente de Moore et al. (2024). Estes autores propõem uma distribuição sintética do SCC para 2020 com uma mediana de 185 USD, uma média de 283 USD e um intervalo interquartil entre 97 USD e 369 USD.

O EU ETS subestima claramente o custo total das emissões de GEE, já que as estimativas do SCC são, no mínimo, 30% superiores e podem exceder esse valor em mais de 400%. Consequentemente, quando se consideram os benefícios ambientais e sociais associados à redução das emissões de GEE proporcionada pelo CR, as suas vantagens económicas face ao PC tornam-se inegáveis.

5 Conclusão

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar o desempenho ambiental e económico de blocos de terra compactada estabilizados com cimento reciclado, no contexto da promoção de práticas sustentáveis na construção civil. Através da modelação de um caso de estudo, foram analisados os impactos associados ao consumo de energia, emissões de gases com efeito de estufa (GEE) e custos financeiros e económicos, comparando soluções com cimento reciclado (CR) a alternativas convencionais baseadas em cimento Portland comum (OPC) e cimento Portland de calcário (LPC).

Os resultados obtidos revelam que, apesar de um maior consumo energético associado ao BTC com o CR em alguns cenários, este material oferece benefícios substanciais em termos de redução de emissões de GEE, ao eliminar as emissões de calcinação inerentes ao clínquer. Quando normalizados pela resistência à compressão, os blocos estabilizados com CR apresentam emissões próximas das soluções não estabilizadas, superando as baseadas em OPC e LPC. O transporte emerge como um fator crítico no desempenho ambiental, influenciado por variáveis como localização, características dos veículos e condições operacionais, o que sublinha a necessidade de otimização logística para minimizar impactos.

Do ponto de vista económico, os blocos não estabilizados são a opção mais acessível em termos absolutos, mas a normalização pela resistência mecânica destaca os blocos com OPC como os mais eficazes em custo. No entanto, a diferença é mínima (0,01 €/BTC·MPa), e os blocos com CR demonstram ser uma alternativa viável, com custos absolutos cerca de 50% inferiores aos com OPC. Esta viabilidade é reforçada pelo mecanismo do EU ETS, que incentiva a inovação na redução de emissões, e pelo conceito de custo social do carbono (SCC), que captura os impactos de longo prazo das emissões de GEE, estimados em valores significativos para o setor cimenteiro.

Em suma, o cimento reciclado representa uma solução promissora para a produção de blocos de terra compactada, conciliando sustentabilidade ambiental com competitividade económica, contribuindo para a gestão eficiente de resíduos de construção e demolição (RCD) e para os objetivos de descarbonização da indústria da construção. Não obstante, a variabilidade nos dados e a dependência do transporte destacam limitações que merecem atenção em estudos futuros.

Como perspetivas de trabalho futuro, sugere-se a realização de análises experimentais para validar os modelos teóricos, a inclusão de cenários de ciclo de vida completo (ACV) mais abrangentes e a avaliação de impactos em contextos regionais específicos, considerando variações no mix energético e nas políticas de incentivos à reciclagem. Adicionalmente, investigações sobre a durabilidade e o desempenho mecânico dos blocos estabilizados com cimento reciclado poderão acelerar a sua adoção no mercado.

Em suma, esta dissertação demonstra que os blocos de terra compactada estabilizados com cimento reciclado representam uma solução promissora para a engenharia civil sustentável, alinhando benefícios ambientais e económicos com as exigências da transição ecológica.

6 Referências

- Adam, E. A. (2001). *Compressed stabilized earth block manufacturing in Sudan* (UNESCO Technical Note No. 12). UNESCO.
- Afkhami, B., Akbarian, B., Beheshti, N., Kakaee, A. H., & Shabani, B. (2015). Energy consumption assessment in a cement production plant. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 10, 84–89.
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2013). *Poder calorífico inferior, fator de emissão e fator de oxidação*. https://apambiente.pt/sites/default/files/_Clima/CELE/Tabelas_Fatores_Calculo/tabela_PCI_FE_FO_2013_0.pdf
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2024, 26 de março). *Valor da TGR*. <https://apambiente.pt/residuos/valor-da-tgr>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2025). *Fator de emissão da eletricidade – 2025*. https://apambiente.pt/sites/default/files/_Clima/Inventarios/20250808/fe_gee_eletricidade_2025_final_apc.pdf
- Ajayi et al. (2016), Waste effectiveness of the construction industry: Understanding the impediments and requisites for improvements, *Resources, Conservation and Recycling*, 102, 101–112, <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2015.12.007>
- Alam et al. (2015), Economical stabilization of clay for earth buildings construction in rainy and flood prone areas, *Construction and Building Materials*, 77, 154–159, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.12.046>
- Algourdin, N., Sy Hung, B., Mesticou, Z., & Si Larbi, A. (2020). Effects of high temperature on mechanical behaviour and physicochemical properties of recycled mortars and its components. *Construction and Building Materials*, 248, 118554. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.118554>
- Ali, T. H., Akhund, M. A., Memon, N. A., Memon, A. H., Imad, H. U., & Khahro, S. H. (2019). Application of artificial intelligence in construction waste management. In *2019 8th International Conference on Industrial Technology and Management (ICITM)* (pp. 50-55). IEEE.
- Ali, T.H., Akhund, M.A., Memon, N.A., Memon, A.H., Imad, H. U., Khahro, S.H., 2019. Application of Artificial Intelligence in Construction Waste Management. In 2019 8th International Conference on Industrial Technology and Management (ICITM) (pp. 50-55). IEEE.

- Alonso e Fernandez (2004). Dehydration and rehydration processes of cement paste exposed to high-temperature environments. *Journal of Materials Science*, 39(9), 3015-3024. <https://doi.org/10.1023/B:JMSC.0000025827.65956.18>
- Al-Sakkaf, A., & et al. (2025). Advancing sustainable compressed earth blocks practices: A critical application of simulation and optimization in reducing energy consumption and greenhouse emissions in green building. *Energy Science & Engineering*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1002/ese3.2053>
- Andrew (2018), Global CO2 emissions from cement production, 1928–2017, *Earth System Science Data*, 10(1), 195–217, <https://doi.org/10.5194/essd-10-195-2018>
- Andrew (2019), Global CO2 emissions from cement production, 1928–2018, *Earth System Science Data*, 11(4), 1675–1710, <https://doi.org/10.5194/essd-11-1675-2019>
- ANTRAM. (2022). *The Portuguese road freight transport sector – 2022*. Comité National Routier. <https://antram.pt/attachments/upload/internacional/CNR%20-%20The%20Portuguese%20road%20freight%20transport%20sector%20-%202022.pdf>
- Arrigoni et al. (2017), Life cycle assessment of natural and recycled aggregates for road pavements, *Construction and Building Materials*, 142, 124–135, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.03.066>
- Auroville Earth Institute. (2025). *Compressed stabilised earth block*. <https://dev.earth-auroville.com/compressed-stabilised-earth-block/>
- Badalola et al. (2020), Mechanical and durability properties of concrete produced with treated recycled concrete aggregate, *Journal of Materials Research and Technology*, 9(5), 10927–10938, <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2020.04.038>
- Bajay, S. V., & Sant’Ana, P. H. de M. (2010). *Relatório setorial cal e gesso: Oportunidades de eficiência energética para a indústria*. Portal da Indústria. https://static.portaldaindustria.com.br/media/filer_public/9d/2b/9d2bb1bd-3835-4361-98b6-86dd7d0e73e0/20121127135747236198i.pdf
- Balderrama, A. (2001). The conservation of earthen architecture. *The Getty Conservation Institute Newsletter*, 16(1).
- Balderraman (2001), The conservation of earthen architecture, *The Getty Conservation Institute Newsletter*, 16(1),

- Barcelo et al. (2014), Rheological properties of fresh cement pastes containing recycled concrete aggregate fines, *Materials and Structures*, 47(5), 879–890, <https://doi.org/10.1617/s11527-013-0114-5>
- Barth, M., & Boriboonsomsin, K. (2009). Energy and emissions impacts of a freeway-based dynamic eco-driving system. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 14(6), 400–410. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2009.01.004>
- Benachio, G. L. F., do Freitas, M. C. D., Tavares, S. F., Circular economy in the construction industry: a systematic literature review, *Journal of Cleaner Production*, 260, 121046, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121046>
- Bentz, D. P., & Prasad, K. R. (2007). *Thermal performance of fire resistive materials I. Characterization with respect to thermal performance models* (NISTIR 7401). National Institute of Standards and Technology. https://tsapps.nist.gov/publication/get_pdf.cfm?pub_id=860705
- Bes, A. (2006). *Dynamic process simulation of limestone calcination in normal shaft kilns* [Tese de doutoramento, Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg]. <https://d-nb.info/981987214/34>
- BIO Intelligence Service. (2011). *Service contract on management of construction and demolition waste – SR1 final report task 2*. European Commission DG ENV. https://environment.ec.europa.eu/document/download/22239ead-82d4-42fb-86dc-d202d5f40507_en?filename=2011_CDW_Report_0.pdf
- Boden et al. (2017), Global, Regional, and National Fossil-Fuel CO2 Emissions, http://cdiac.ess-dive.lbl.gov/trends/emis/meth_reg.html
- Boyer, M., & Ponssard, J.-P. (2013). *Economic analysis of the European cement industry*. HAL Open Science. <https://hal.science/hal-00915646/document>
- BP Portugal. (2024, March 18). *Dever de informação Madeira*. https://www.bp.com/content/dam/bp/country-sites/pt_pt/portugal/home/products-and-services/informa%C3%A7%C3%A3o-sobre-produtos-comercializados/Dever%20de%20Informa%C3%A7%C3%A3o%20Madeira%20-%202018%20mar%C3%A7o%202024.pdf
- Bureau of Transportation Statistics. (2025). *Energy consumption by mode of transportation (metric)*. U.S. Department of Transportation. <https://www.bts.gov/content/energy-consumption-mode-transportation-0>

- Burroughs, V. (2001). *Quantitative criteria for the selection and stabilization of soils for rammed earth wall construction* [PhD Thesis, University of New South Wales].
- Caro, D., Lodato, C., Damgaard, A., Cristóbal, J., Forster, G., Flachenecker, F., & Tonini, D. (2024). *Environmental and socio-economic effects of building construction and demolition waste recycling in the European Union*. Publications Office of the European Union.
- Carrese, S., Gemma, A., & La Spada, S. (2013). Impacts of driving behaviours, slope and vehicle load factor on bus fuel consumption and emissions: A real case study in the city of Rome. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 87, 211–221. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.10.605>
- Castellote, M., Alonso, C., Andrade, C., Turrillas, X., & Campo, J. (2004). Composition and microstructural changes of cement pastes upon heating, as studied by neutron diffraction. *Cement and Concrete Research*, 34(9), 1633–1644. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(03\)00229-1](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(03)00229-1)
- Caterpillar. (2018). 330 hydraulic excavator [Ficha técnica]. https://www.teknoxgroup.com/fileadmin/user_upload/330_HRC.pdf
- Caterpillar. (2022). *Caterpillar performance handbook* (50th ed.). Caterpillar Inc.
- Chen-Xu, J., Corda, M., Varga, O., & Viegas, S. (2024). Health burden and costs attributable to the carbon footprint of the health sector in the European Union. *Environment International*, 190, 108828. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108828>
- Christoforou et al. (2016), A life cycle assessment of construction and demolition waste management: The case of Cyprus, *Journal of Cleaner Production*, 112, 264–274, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.016>
- Cimpor. (2020). *Declaração ambiental atualizada 2020: Centro de produção de Souselas*. Cimpor – Indústria de Cimentos, S.A. https://www.cimpor.com/documents/20124/343251/DA_Atualizada_2020_CPS_Final_site.pdf/baa89b15-1842-3e38-e2d4-1f3a34a1b822?t=1634228932616
- Cimpor. (2023a). *Declaração ambiental atualizada 2023: Centro de produção de Alhandra*. Cimpor – Indústria de Cimentos, S.A. https://www.cimpor.com/documents/20124/1130338/Declara%C3%A7%C3%A3o_Atualizada_Alhandra_2023.pdf/63b40724-9c4d-a6bb-988a-29020f57dad9?t=1726475575898
- Cimpor. (2023b). *Declaração ambiental atualizada 2023: Centro de produção de Loulé*. Cimpor – Indústria de Cimentos, S.A.

https://www.cimpor.com/documents/20124/1130341/Declara%C3%A7%C3%A3o_Atualizada_Loal%C3%A9_2023.pdf/3fedc123-5530-169b-2616-dce0610f2a12?t=1726475607718

Circular Ecology. (2025). *Embodied carbon footprint database*. Retrieved October 12, 2025, from <https://circularecology.com/embodied-carbon-footprint-database.html>

Comité National Routier. (2022, 28 de fevereiro). *Excise duties and mechanisms for partial refunds on diesel in Europe*. <https://www.cnr.fr/download/file/publications/CNR%20-%20Excise%20duties%20and%20mechanisms%20for%20partial%20refunds%20on%20diesel%20in%20Europe%20-%2028%20February%202022.pdf>

Cristóbal García, J., Caro, D., Foster, G., Pristerà, G., Gallo, F., & Tonini, D. (2024). *Techno-economic and environmental assessment of construction and demolition waste management in the European Union: Status quo and prospective potential*. Publications Office of the European Union. https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/2024-01/JRC135470_01_1.pdf

Crook e Murray (1970), Compressive strength of carbonated concrete, *Magazine of Concrete Research*, 22(72), 149–154, <https://doi.org/10.1680/mac.1970.22.72.149>

Cruz, R., Bogas, J. A., Balboa, A., & Faria, P. (2024). Water resistance of compressed earth blocks stabilised with thermoactivated recycled cement. *Materials*, 17(22), Article 5617. <https://doi.org/10.3390/ma17225617>

CSIRO. (1987). *Earth wall construction* (Bulletin 5). Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Division of Building, Construction and Engineering.

Danso et al. (2015), Performance characteristics of enhanced soil blocks, 253-262, <https://doi.org/10.1080/09613218.2014.933293>

DAPHabitat. (2023). *Environmental product declaration: Portuguese “Grey” cement* [Declaração de produto ambiental]. ATIC – Associação Técnica da Indústria de Cimento. <https://www.ati.pt/wp-content/uploads/2024/01/Environmental-Product-Declaration-Portugue-Grey-Cement-ATIC-2023-EN.pdf>

de Bruyn, S., Bijleveld, M., de Graaff, L., Schep, E., Schroten, A., Vergeer, R., & Ahdour, S. (2018). *Environmental prices handbook*. CE Delft. https://cedelft.eu/wp-content/uploads/sites/2/2021/04/CE_Delft_7N54_Environmental_Prices_Handbook_EU28_version_Def_VS2020.pdf?

Decarbonate Finland. (n.d.). *Decarbonate Finland*. <https://www.decarbonate.fi/>

- Demir, E., Bektaş, T., & Laporte, G. (2011). A comparative analysis of several vehicle emission models for road freight transportation. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 16(5), 347–357. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2011.01.011>
- Demir, E., Bektaş, T., & Laporte, G. (2014). A review of recent research on green road freight transportation. *European Journal of Operational Research*, 237(3), 775–793. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2013.12.033>
- Devi, P. S., Raju, A. V., & Rao, T. V. (2017). Fuel consumption in excavation: A case study on earthmoving operations. *International Journal of Civil Engineering and Technology*, 8(5), 1234–1245.
- DGEG. (2025). *Preço médio diário*. <https://precoscombustiveis.dgeg.gov.pt/estatistica/preco-medio-diario/#download>
- Dietz, S., Rising, J., Stoerk, T., & Wagner, G. (2024). Synthesis of evidence yields high social cost of carbon due to structural model variation and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(52), Article e2410733121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2410733121>
- Dilsiz et al. (2019), Recycling of cement – The creation of a new eco-system, *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1343(1), 012178, <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1343/1/012178>
- Diretiva 2003/87/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de outubro de 2003. (2003). Estabelece um sistema de comércio de licenças de emissão de gases com efeito de estufa na Comunidade e altera a Diretiva 96/61/CE do Conselho. *Jornal Oficial da União Europeia*, L 275, 32–46. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003L0087>
- Diretiva 2003/87/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 13 de outubro de 2003 (versão consolidada de 01/03/2024). (2003/2024). Estabelece um sistema de comércio de licenças de emissão de gases com efeito de estufa na União e altera a Diretiva 96/61/CE do Conselho. *Jornal Oficial da União Europeia*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02003L0087-20240301>
- Doat, P., Hays, A., Houben, H., Matuk, S., & Vitoux, F. (1979). *Construire en terre*. Editions Alternative et Parallèles.
- EC (2025). *EU construction and demolition waste management protocol*. Retrieved October 12, 2025, from <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/24562/>

- EC (2025). *Focus: Energy efficiency in buildings*. Retrieved October 12, 2025, from https://commission.europa.eu/news/focus-energy-efficiency-buildings-2020-02-17_en
- EC (2025). *Waste statistics*. Retrieved October 12, 2025, from <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/SEPDF/cache/1183.pdf>
- EC. (2021). *Economic appraisal vademecum 2021-2027: General principles and sector applications*. European Commission (EC), Directorate-General for Regional and Urban Policy. Publications Office of the European Union. ISBN 978-92-76-40462-0
- Ecofys. (2013). *Competitive and efficient lime industry – Cornerstone for a sustainable Europe*. https://www.eula.eu/wp-content/uploads/2019/02/A-Competitive-and-Efficient-Lime-Industry-Technical-report-by-Ecofys_0.pdf
- EEB. (2021). *A carbon pricing blueprint for the EU*. European Environmental Bureau. <https://eeb.org/wp-content/uploads/2021/03/A-Carbon-Pricing-Blueprint-for-the-EU2.pdf>
- Egenti e Khatib (2016), Sustainability of compressed earth as a construction material, *Sustainability of Construction Materials*, 309–341, <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-100370-1.00013-5>
- Egenti, C., & Khatib, J. M. (2016). Sustainability of compressed earth as a construction material. In *Sustainability of construction materials* (pp. 309–341). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100370-1.00013-5>
- Electricity Maps. (2025). *Live 24/7 CO2 emissions of electricity consumption*. Electricity Maps ApS. <https://app.electricitymaps.com/zone/PT/24h>
- European Cement Research Academy. (2017). *Evaluation of the energy performance of cement kilns in the context of co-processing* (Technical Report A-2016/1039). <https://cembureau.eu/media/oyahklqk/12042-ecra-energy-performance-cement-kilns-2017-10-15.pdf>
- European Commission, Focus: Energy efficiency in buildings, https://commission.europa.eu/news/focus-energy-efficiency-buildings-2020-02-17_en
- European Commission. (2013). *Best available techniques (BAT) reference document for the production of cement, lime and magnesium oxide*. European IPPC Bureau; Joint Research Centre. Publications Office of the European Union. Report No. EUR 26129 EN. <https://doi.org/10.2788/12850>

European Commission. (2015). *EU ETS handbook*. Directorate-General for Climate Action. https://climate.ec.europa.eu/system/files/2017-03/ets_handbook_en.pdf

European Commission. (2016). *EU ETS factsheet*. https://climate.ec.europa.eu/document/download/5dee0b48-a38f-4d10-bf1a-14d0c1d6febd_en?filename=factsheet_ets_en.pdf

European Commission. (2018). *Competitiveness of the European cement and lime sectors*. Publications Office of the European Union. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/07d18924-07ce-11e8-b8f5-01aa75ed71a1/language-en>

European Commission. (2019). *EU construction sector: In transition towards a circular economy*. European Construction Sector Observatory. https://single-market-economy.ec.europa.eu/document/download/3878daaa-d17a-40b8-b3e2-3ce085368be8_en

European Commission. (2021). *3rd raw materials scoreboard*. Publications Office of the European Union. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/eb052a18-c1f3-11eb-a925-01aa75ed71a1/language-en>

European Commission. (2024). *EU construction & demolition waste management protocol including guidelines for pre-demolition and pre-renovation audits of construction works: Updated edition 2024*. Directorate-General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs. <https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/282093452165183/CDW%20Protocol%202024.pdf>

European Commission. (2025). *EU ETS emissions cap*. https://climate.ec.europa.eu/eu-action/carbon-markets/eu-emissions-trading-system-eu-ets/eu-ets-emissions-cap_en

European Commission. (2025). *Monitoring, reporting and verification*. https://climate.ec.europa.eu/eu-action/carbon-markets/eu-emissions-trading-system-eu-ets/monitoring-reporting-and-verification_en

European Committee for Standardization. (2012). *EN 16258:2012. Methodology for calculation and declaration of energy consumption and GHG emissions of transport services (freight and passengers)*. CEN.

European Committee for Standardization. (2019). *EN 15804:2012+A2:2019. Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products*. CEN.

- European Environment Agency. (2025). *Greenhouse gas emission intensity of electricity generation in Europe*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/greenhouse-gas-emission-intensity-of-1>
- European Environmental Bureau. (2021). *A carbon pricing blueprint for the EU*. <https://eeb.org/wp-content/uploads/2021/03/A-Carbon-Pricing-Blueprint-for-the-EU2.pdf>
- European Regulator for Water and Waste Services. (2025). *Edições anuais do RASARP*. ERSAR. <https://www.ersar.pt/pt/site-publicacoes/Paginas/edicoes-anuais-do-RASARP.aspx>
- Eurostat. (2025). *Waste generation by waste category, hazardousness and NACE Rev. 2 activity (env_wasgen)*. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wasgen_custom_18230239/default/table
- Evangelista, M., de Brito, J., Pontes, J., & Bravo, L. (2015). *Durability performance of concrete with recycled aggregates from construction and demolition waste plants*. Lisboa: IST, Universidade de Lisboa. https://excstconcrete.tecnico.ulisboa.pt/uploads/6/4/2/0/64209325/27_durability_performance_of_concrete_with_recycled_aggregates_from_construction_and_demolition_waste_plants.pdf
- EN 15804:2012+A2:2019, Sustainability of construction works: Environmental product declarations, Core rules for the product category of construction products.
- F. Splittgerber & A. Mueller (2003). Inversion of the Cement Hydration as a New Method for Identification and/or Recycling. 11th International Congress on the Chemistry of Cement, Durban, 1282-1291.
- Fermovert. (2025). *Lista de preços para áridos reciclados*. <https://www.fermovert.es/static/pdf/Lista%20de%20precios%20para%20a%CC%81ridos%20reciclad.pdf>
- Figueiredo et al. (2024). Produção de agregados finos reciclados de alta qualidade utilizando moagem de baixa energia. *Ambiente Construído*, 24(4).
- Florea, M. V. A., & Brouwers, H. J. H. (2012). Coarse recycling of concrete: An inventory of influencing factors and a method for quantification. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 24(11), 1441–1449.
- Florea, M. V. A., Ning, Z., & Brouwers, H. J. H. (2014). Activation of liberated concrete fines and their application in mortars. *Construction and Building Materials*, 50, 1–12. <https://josbrouwers.bwk.tue.nl/publications/Journal102.pdf>

- Fontaras, G., & Samaras, Z. (2010). On the way to 130 g CO₂/km—estimating the future characteristics of the average European passenger car. *Energy Policy*, 38(4), 1826–1833. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.11.059>
- Fontaras, G., Zacharof, N. G., & Ciuffo, B. (2017). Fuel consumption and CO₂ emissions from passenger cars in Europe—Laboratory versus real-world emissions. *Progress in Energy and Combustion Science*, 60, 97–131. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2016.12.004>
- Gálvez-Martos, J. L., Styles, D., Schoenberger, H., & Zeschmar-Lahl, B. (2018). Construction and demolition waste best management practice in Europe. *Resources, Conservation and Recycling*, 136, 166–178. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.04.016>
- GCCA (2020) - Global Cement and Concrete Association. <https://gccassociation.org/sustainability-innovation/gnr-gcca-in-numbers/>
- Gössling, S., & Humpe, A. (2024). The social cost of carbon falling on the wealthy. *Cleaner Production Letters*, 7(1), 100068. <https://doi.org/10.1016/j.clpl.2024.100068>
- Government Digital Service. (2025). *Greenhouse gas reporting: conversion factors 2025*. UK Government. <https://www.gov.uk/government/publications/greenhouse-gas-reporting-conversion-factors-2025>
- Gutiérrez, A., Van Caneghem, J., Cogollos Martínez, J. B., & Vandecasteele, C. (2012). Evaluation of the environmental performance of lime production in Cuba. *Journal of Cleaner Production*, 31, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.02.035>
- Haas, W., Krausmann, F., Wiedenhofer, D., & et al. (2015). How circular is the global economy?: An assessment of material flows, waste production, and recycling in the European Union and the world in 2005. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 765–777. <https://doi.org/10.1111/jiec.12244>
- Heathcote, A. (1995). Durability of earth wall buildings. *Construction and Building Materials*, 9(3), 185–189. [https://doi.org/10.1016/0950-0618\(95\)00007-E](https://doi.org/10.1016/0950-0618(95)00007-E)
- Hossain, M. U., Ng, S. T., Antwi-Afari, M. F., Darko, A., Circular economy and the construction industry: Existing trends, challenges and prospects, *Buildings and Cities*, 3(1), 1–15, <https://doi.org/10.5334/bc.257>
- IDEA Consult. (2018). *Development and implementation of initiatives fostering investment and innovation in construction and demolition waste recycling infrastructure*. Publications Office of the European Union.

- IEA. (2016). *Energy technology perspectives 2016: Towards sustainable urban energy systems*. International Energy Agency. <https://www.iea.org/etp2016> (ISBN: 978-92-64-25233-2)
- IEA. (2024). *World energy outlook 2024*. International Energy Agency. <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2024> (Licence: CC BY 4.0 [report]; CC BY NC SA 4.0 [Annex A])
- IEEFA. (2024, maio). *Carbon pricing: Governments increasingly make polluters pay for climate change*. Institute for Energy Economics and Financial Analysis. <https://ieefa.org/sites/default/files/2024-05/Carbon%20Pricing%20Govts%20Make%20Polluters%20Pay%20for%20Climate%20Change%20May%202024.pdf>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). *Climate change 2014: Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Annex II: Metrics and methodology*. Cambridge University Press. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_annex-ii.pdf
- International Council on Clean Transportation. (2017). *Fuel efficiency technology in European heavy-duty vehicles: Baseline and potential for the 2020–2030 time frame* [White paper]. https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/EU-HDV-Tech-Potential_ICCT-white-paper_14072017_vF.pdf
- International Council on Clean Transportation. (2018). *CO2 emissions and fuel consumption standards for heavy-duty vehicles in the European Union* [Briefing]. <https://theicct.org/publications/co2-emissions-and-fuel-consumption-standards-heavy-duty-vehicles-european-union>
- International Organization for Standardization. (2017). *ISO 21930:2017. Sustainability in buildings and civil engineering works — Core rules for environmental product declarations of construction products and services*. ISO.
- International Organization for Standardization. (2023). *ISO 14083:2023. Greenhouse gases — Quantification and reporting of greenhouse gas emissions arising from transport chain operations*. ISO.
- Kabirifar, K., Mojtahedi, M., Sepasgozar, S. M. E., Wang, C.-M., Construction and demolition waste management contributing factors coupled with reduce, reuse, and recycle strategies for effective policy reforms, *Journal of Cleaner Production*, 263, 121265, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121265>

- Kamal, M. A. S., Mukai, M., Murata, J., & Kawabe, T. (2011). Ecological vehicle control on roads with up-down slopes. *IEEE Transactions on Intelligent Transportation Systems*, 12(3), 783–794. <https://doi.org/10.1109/TITS.2011.2112648>
- Katajisto, O. (2020). Calcination of calcium carbonate based materials in electric furnaces. TREPO. <https://trepo.tuni.fi/bitstream/handle/10024/123811/KatajistoOona.pdf?sequence=2>
- Kim et al. (2021), Utilization of recycled cement powder as a solidifying agent for radioactive waste immobilization, *Construction and Building Materials*, 285, 123126, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.123126>
- Kulisch et al. (2023), Sustainability assessment of construction and demolition waste management: A review, *Sustainability*, 15(1), 263, <https://doi.org/10.3390/su15010263>
- Kumar, N., Barbato, M., & Holton, R. (2018). Feasibility study of affordable earth masonry housing in the U.S. Gulf Coast region. *Journal of Architectural Engineering*, 24(2), Article 04018009. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)AE.1943-5568.0000311](https://doi.org/10.1061/(ASCE)AE.1943-5568.0000311)
- Leng, Z., Padhan, R. K., Sreeram, A., Production of a sustainable paving material through chemical recycling of waste PET into crumb rubber modified asphalt, *Journal of Cleaner Production*, 180, 125–131, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.171>
- Letelier et al. (2017), Combined effects of recycled hydrated cement and recycled aggregates on the mechanical properties of concrete, *Construction and Building Materials*, 133, 365–375, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.12.010>
- Li et al. (2023), Effects of recycled concrete powders on the rheology, setting and early age strength of cement paste, *Construction and Building Materials*, 400, 132899, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2023.132899>
- Li, Z., Shen, G. Q., & Xue, X. (2010). Energy consumption in construction site excavation and disposal: A lifecycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 18(16-17), 1662–1670.
- Linares, R., López-Uceda, A., Piccinali, A., et al. (2024). LCA applied to comparative environmental evaluation of aggregate production from recycled waste materials and virgin sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 44023–44035. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33868-9>
- Lipowsky et al (2024). Separation of brick particles from the sand fraction of masonry construction and demolition waste on the basis of their magnetic susceptibility. Research gate

- Lontto Group. Block Machine & Brick Making Machine Manufacturer. Lontto Group. <https://www.block-machine.net/>
- Losini et al. (2021), Natural additives and biopolymers for raw earth construction stabilization, *Construction and Building Materials*, 304, 124507, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.124507>
- Luciano, A., Cutaia, L., Altamura, P., & Penalvo, E. (2022). Critical issues hindering a widespread construction and demolition waste (CDW) recycling practice in EU countries and actions to undertake: The stakeholder's perspective. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 29, 100745. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2022.100745>
- Lützkendorf e Balouktsi (2022), Assessing the environmental performance of buildings: Trends, lessons and tensions, *Buildings and Cities*, 3(1), 1–15, <https://doi.org/10.5334/bc.257>
- Madloul, N. A., Saidur, R., Hossain, M. S., & Rahim, N. A. (2011). A critical review on energy use and savings in the cement industries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(4), 2042-2060. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.01.005>
- Maini (2005), Earthen architecture for sustainable habitat and compressed stabilized earth block technology,
- Maini, S. (2005). *Earthen architecture for sustainable habitat and compressed stabilized earth block technology*. Auroville Earth Institute, Auroville Building Centre.
- Mansour et al. (2016), Optimizing thermal and mechanical performance of compressed earth blocks (CEB), *Construction and Building Materials*, 104, 44–51, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.12.024>
- Mao et al. (2024), Quantifying the effects of wet carbonated recycled cement paste powder on the properties of cement paste, *Cement and Concrete Research*, 176, 107381, <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2023.107381>
- Martin-Morales et al. (2011), Properties of masonry mortars manufactured with fine recycled concrete aggregates, *Construction and Building Materials*, 25(6), 2667–2673, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.07.012>
- Mayur Resources Limited. (2022). Central Cement & Lime Project: <https://api.investi.com.au/api/announcements/mrl/7b3a0f90-68d.pdf>

- Mehta, P. K., & Monteiro, P. J. M. (1993). *Concrete structure, properties, and materials*. Prentice-Hall.
- Melià et al. (2014), Environmental impacts of construction and demolition waste management alternatives in Europe, *Journal of Cleaner Production*, 71, 61–68, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.073>
- Meng et al. (2021), Mechanical and durability properties of concrete with recycled aggregates: A review, *Cement and Concrete Composites*, 123, 104065, <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2021.104065>
- Microlime – Produtos de Cal e Derivados S.A.. (2025). https://www.microlime.pt/wp-content/uploads/2025/01/ficha_de_projeto2030_microlime.pdf
- Minke, G. (2006). *Building with earth: Design and technology of a sustainable architecture*. Birkhäuser.
- Miranda (2023). *Durabilidade de betões produzidos com agregados e cimento reciclado* [Master's thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa].
- Mohamed e Mahmoud. (2023). Cost-effectiveness and affordability evaluation of a residential prototype built with compressed earth bricks, hybrid roofs and palm midribs. *Frontiers in Built Environment*, 9, Article 1058782. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2023.1058782>
- Monier, V., Mudgal, S., Hestin, M., Trarieux, M., Mimid, S., Hobbs, G. & Wahlström, M. (2017). *Resource efficient use of mixed wastes: Improving management of construction and demolition waste*. European Commission DG ENV. https://environment.ec.europa.eu/system/files/2021-01/resource_efficient_uses_mixed_waste_Final_Report.pdf
- Moore, F. C., Drupp, M. A., Rising, J., Dietz, S., Rudik, I., & Wagner, G. (2024). Synthesis of evidence yields high social cost of carbon due to structural model variation and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 121(52), e2410733121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2410733121>
- Moropoulou, A., Bakolas, A., & Aggelakopoulou, E. (2001). The effects of limestone characteristics and calcination temperature to the reactivity of the quicklime. *Cement and Concrete Research*, 31(4), 633–639. [https://doi.org/10.1016/S0008-8846\(00\)00490-7](https://doi.org/10.1016/S0008-8846(00)00490-7)
- Mosca, S., Benedetti, P., Guerriero, E., & Rotatori, M. (2014). Assessment of nitrous oxide emission from cement plants: Real data measured with both Fourier transform infrared and nondispersive infrared techniques. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64(11), 1270-1278. <https://doi.org/10.1080/10962247.2014.936986>

- Moschen-Schimek, J., Kasper, T., & Huber-Humer, M. (2023). Critical review of the recovery rates of construction and demolition waste in the European Union – An analysis of influencing factors in selected EU countries. *Waste Management*, 167, 150–164. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.05.020>
- Mulholland, E., Ragon, P.-L., & Rodríguez, F. (2023). *CO2 emissions from trucks in the European Union: An analysis of the 2020*. International Council on Clean Transportation. <https://theicct.org/publication/hdv-co2-emissions-eu-2020-reporting-jul23/>
- Mynt e Shafique (2024), Sustainable construction materials: A review on the potential of geopolymer concrete, *Case Studies in Construction Materials*, 20, e03024, <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2024.e03024>
- Nabais (2023). *Caraterização mecânica de blocos de terra comprimida com incorporação de agregado e cimento reciclado* [Master's thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa]. <https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/cursos/mec21/dissertacao/283828618790834>
- Nedeljković et al. (2021), Use of fine recycled concrete aggregates in concrete: A critical review, *Journal of Building Engineering*, 35, 102196, <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2021.102196>
- Nehler, T. (2018). Implementation of energy efficiency measures in compressed air systems: Barriers, drivers and non-energy benefits. *Energy Efficiency*, 11(6), 1551–1569. <https://doi.org/10.1007/s12053-018-9647-3>
- Neves (2022). *Caracterização mecânica de argamassas produzidas com clínquer reciclado* [Master's thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa]. <https://cdwvalue.eu/wp-content/uploads/2022/11/Tese-Final Teresa.pdf>
- Newbold, S. C., Griffiths, C., Moore, C., Wolverton, A., & Kopits, E. (2010). The social cost of carbon made simple (NCEE Working Paper No. 10-07). U.S. Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-12/documents/the_social_cost_of_carbon_made_simple.pdf
- Nova Prosa. (2025). *Tarifas de áridos reciclados Salamanca*. <https://www.novaprosa.com/tarifas-aridos-recicladossalamanca>
- Oficinas da Cerâmica e da Terra. (2024). *Preçário geral 2024*. https://oficinasdoconvento.com/wp-content/uploads/2024/12/OC_OCT.pdf
- Oskam V.F. Clay Blocks Brown Ochre – Compressed Earth Blocks. Oskam V.F. <https://oskam-vf.com/en/clay-products/compressed-earth-blocks/clay-blocks-brown-ocher>

- Oskam. (2025). *Clay blocks brown/ocher*. <https://oskam-vf.com/en/clay-products/compressed-earth-blocks/clay-blocks-brown-ocher>
- Ouyang, X., Wang, L., Xu, S., Ma, Y., & Ye, G. (2020). Surface characterization of carbonated recycled concrete fines and its effect on the rheology, hydration and strength development of cement paste. *Cement and Concrete Composites*, 114, 103809. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2020.103809>
- Parracha et al. (2020), Mineralogical and microstructural characterisation of rammed earth and earthen mortars from 12th century Paderne Castle, *Journal of Cultural Heritage*, 42, 226–239, <https://doi.org/10.1016/j.culher.2019.07.021>
- Petrović, S., Jovanović, I., Bugarin, D., & Magdalinović, S. (2016). Laboratory testing the grindability of carbonate mineral raw material of the site Spasina Brdjani: Limestone samples. *Mining & Metallurgy Engineering Bor*, 16(2), 41–46. <https://doi.org/10.5937/MMEB1602041P>
- Qomi, M. J. A., Ulm, F.-J., & Pellenq, R. J.-M. (2015). Physical origins of thermal properties of cement paste. *Physical Review Applied*, 3(6), Article 064010. <https://doi.org/10.1103/PhysRevApplied.3.064010>
- Ramesh (2012), Appraisal of Vernacular Building Materials and Alternative Technologies for Roofing and Terracing Options of Embodied Energy in Buildings, *Energy Procedia*, 14, 1843–1848, <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.12.1177>
- Ranesi, A., Cruz, R., Sousa, V., & Bogas, J. A. (2025). Energy consumption and carbon emissions of compressed earth blocks stabilized with recycled cement. *Materials*, 18(17), 4194. <https://doi.org/10.3390/ma18174194>
- Rao et al. (2016), Use of aggregates from recycled construction and demolition waste in concrete, *Resources, Conservation and Recycling*, 50(1), 71–81, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.03.172>
- Real, S., Sousa, V., Meireles, I., Bogas, J. A., & Carriço, A. (2022). Life cycle assessment of thermoactivated recycled cement production. *Materials*, 15(19), Article 6766. <https://doi.org/10.3390/ma15196766>
- Reddy e Jagadish (2003), Embodied energy of common and alternative building materials and technologies, *Energy and Buildings*, 35(2), 129–137, [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(01\)00141-4](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(01)00141-4)

- Reddy et al. (2022), Codes and Standards on Earth Construction, *Testing and Characterisation of Earth-based Building Materials and Elements*, 159–190, https://doi.org/10.1007/978-3-030-83297-1_7
- Reddy, B. V. V., Fabbri, A., Morel, J. C., Aubert, J. E., Bui, Q. B., Gallipoli, D., & et al. (2022). Codes and standards on earth construction. In A. Fabbri, J. C. Morel, J. E. Aubert, Q. B. Bui, D. Gallipoli, & B. V. V. Reddy (Eds.), *Testing and characterisation of earth-based building materials and elements* (RILEM State-of-the-Art Reports, Vol. 35, pp. 159–190). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-83297-1_7
- Rees, W. E. (1999). The built environment and the ecosphere: A global perspective. *Building Research & Information*, 27(4/5), 206-220.
- Reid, A. (2024). *Carbon pricing: Governments increasingly make polluters pay for climate change*. Institute for Energy Economics and Financial Analysis. <https://ieefa.org/sites/default/files/2024-05/Carbon%20Pricing%20Govts%20Make%20Polluters%20Pay%20for%20Climate%20Change%20May%202024.pdf>
- REN Data Hub. (2024). *Mercado*. <https://datahub.ren.pt/pt/gas-natural/mercado/?date=2024-08-31>
- REN Data Hub. (2025). *Electricity—Monthly Balance*. <https://datahub.ren.pt/en/electricity/monthly-balance/>
- REN Data Hub. (2025). *Mercado*. <https://datahub.ren.pt/pt/gas-natural/mercado/>
- Rigassi, V. (1985). *Compressed earth blocks: Manual of production* (Vol. I). CRAterre-EAG, GATE.
- Rock et al., Embodied GHG emissions of buildings – The hidden challenge for effective climate change mitigation, *Applied Energy*, 258, 114107, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.114107>
- Rodrigues (2024). Estabilização de blocos de terra com ligantes recuperados a partir da fração cimentícia de resíduos de betão - Durabilidade [MSc, Instituto Superior Técnico], https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/6431238/1_Tese_Jose_Rodrigues.pdf
- Roy, A., McCabe, B. Y., Saxe, S., & Posen, I. D. (2024). Review of factors affecting earthworks greenhouse gas emissions and fuel use. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 194, 114290. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2024.114290>
- Schmied, M., & Knörr, W. (2012). *Calculating GHG emissions for freight forwarding and logistics services in accordance with EN 16258 – Terms, methods, examples*. European Association for Forwarding, Transport, Logistics and Customs Services (CLECAT).

https://www.clecat.org/media/CLECAT_Guide_on_Calculating_GHG_emissions_for_freight_forwarding_and_logistics_services.pdf

Schorcht, F., Gediga, J., & Wählander, S. (2013). Best available techniques (BAT) reference document for the production of cement, lime and magnesium oxide. European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau (EIPPCB).

Secil Agregados. (2023). *Annual report 2023*. https://www.secil-group.com/content/dam/secilInstitucional/documentos/en/documents/sustainability-reports/Annual_Report-2023.pdf

Secil. (2023a). *Declaração ambiental 2023: Secil - Outão*. https://emas.apambiente.pt/sites/default/files/files/emas/declaracoes/DA%20EMAS%20Outao%202023%20vs01_signed.pdf

Secil. (2023b). *Declaração ambiental 2023*. https://emas.apambiente.pt/sites/default/files/files/emas/declaracoes/DA%20EMAS%20Maceira%20Liz%202023%20vs01_signed.pdf

Serpell e Zunino (2017), Construction waste management in Chile: An exploratory study, *Cement and Concrete Research*, 100, 1–10, <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2017.08.001>

Serrano et al. (2013), Optimization of three new compositions of stabilized rammed earth incorporating PCM: Thermal properties characterization and LCA, *Construction and Building Materials*, 47, 872–879, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.05.018>

Seyedabadi et al. (2024), Life cycle assessment of construction and demolition waste management: A case study, *Energy and Buildings*, 305, 113875, <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2023.113875>

Shivaprasad et al. (2024), Carbon capture and utilization in cement and concrete: A review, *Journal of CO2 Utilization*, 85, 102816, <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2024.102816>

Shui et al. (2009), Properties of cement-based materials containing melting incinerator bottom ash, *Construction and Building Materials*, 23(2), 799–803, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2007.10.016>

Silva et al. (2018), Fresh-state performance of recycled aggregate concrete: A review, *Construction and Building Materials*, 178, 19–31, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.05.149>

- Sisomphon, K., & Franke, L. (2011). Evaluation of calcium hydroxide contents in pozzolanic cement pastes by a chemical extraction method. *Construction and Building Materials*, 25(1), 190–194. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.06.039>
- Solís-Guzmán et al. (2009), A Spanish model for quantification and management of construction waste, *Waste Management*, 29(9), 2542–2548, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.05.009>
- Soto-Paz et al. (2023), The circular economy in the construction and demolition waste management: A comparative analysis in emerging and developed countries, *Journal of Building Engineering*, 76, 107724, <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2023.107724>
- Sousa, V., & Bogas, J. A. (2021). Comparison of energy consumption and carbon emissions from clinker and recycled cement production. *Journal of Cleaner Production*, 306, 127277. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127277>
- Sousa, V., Bogas, J. A., Real, S., & Meireles, I. (2023). Industrial production of recycled cement: Energy consumption and carbon dioxide emission estimation. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(4), 8778–8789. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20887-7>
- Tamellini, L., & Maury, C. (2025, fevereiro). *A clean industrial revolution in Europe: How the EU carbon market can accelerate decarbonisation by making polluters pay*. Carbon Market Watch & WWF. European Policy Office. https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/cmw_wwf_a-clean-industrial-revolution-cor.pdf
- Todorović, D., Bartulović, Z., Jovanović, V., & Ivošević, B. (2017). The Bond work index of limestone and andesite mixtures. *Mining & Metallurgy Engineering Bor*, (3-4), 21–28. <https://doi.org/10.5937/mmeb1704021T>
- Torgal e Jalali (2012), Earth construction: Lessons from the past for future eco-efficient construction, *Construction and Building Materials*, 29, 512–519, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.10.054>
- Tractors Singapore. (2021, 20 de dezembro). *Fuel efficiency of Cat 336GC*. <https://www.tractors.com.sg/blog/360-fuelefficiency-336gc>
- Trani, S., Moretti, L., & Caro, S. (2016). Fuel consumption in earthmoving operations: A real-site analysis. *Construction Management and Economics*, 34(7-8), 499–512.
- Tripathy, S. K., Singh, V., Rama Murthy, Y., Banerjee, P. K., & Suresh, N. (2017). Influence of process parameters of dry high intensity magnetic separators on separation of hematite. *International Journal of Mineral Processing*, 160, 16–31. <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2017.01.007>

- Turco, M., Dal Cin, F., Dal Cin, A., & Campi, F. (2021). Geotechnical characterization of soils for earth construction: A case study in the Veneto region (Italy). *Construction and Building Materials*, 272, 121932.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2010). *The “social cost of carbon” made simple*. National Center for Environmental Economics. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-12/documents/the_social_cost_of_carbon_made_simple.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency. (2023). *Social cost of greenhouse gases: Technical support document*. https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-12/epa_scghg_2023_report_final.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency. (2025). *Emission factors for greenhouse gas inventories*. <https://www.epa.gov/system/files/documents/2025-01/ghg-emission-factors-hub-2025.pdf>
- U.S. EPA (2003). *Estimating 2003 building-related construction and demolition materials amounts*. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-09/documents/estimating2003buildingrelatedcanddmaterialsamounts.pdf>
- U.S. EPA (2020). *Facts and figures about materials, waste and recycling*. https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/2018_ff_fact_sheet_dec_2020_fnl_508.pdf
- UN (2019). *The sustainable development goals report 2019: Goal 12 – Responsible consumption and production*. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/goal-12/>
- UN (2024). *The sustainable development goals report 2024: Goal 12 – Responsible consumption and production*. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2024/Goal-12/>
- United Nations Environment Programme, & Global Alliance for Buildings and Construction. (2025). *Global status report for buildings and construction 2024/2025*. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/47214>
- United Nations Environment Programme, & Yale Center for Ecosystems + Architecture. (2023). *Building materials and the climate: Constructing a new future*. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/43293>
- United Nations Environment Programme, Yale Center for Ecosystems + Architecture, Building Materials and the Climate: Constructing a New Future, <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/43293>
- United Nations Statistics Division, The sustainable development goals report 2024: Goal 12, <https://unstats.un.org/sdgs/report/2024/Goal-12/>

- Utlü, Z., Sogut, Z., Hepbasli, A., & Oktay, Z. (2015). Energy consumption assessment in a cement production plant. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 10, 12-19. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2015.03.003>
- Verian, K. P., Ashraf, W., & Cao, Y. (2018). Properties of recycled concrete aggregate and their influence in new concrete production. *Resources, Conservation and Recycling*, 133, 30-49. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.02.005>
- Vysvaril et al. (2014), Properties of lime mortars with incorporation of wood ash, *Construction and Building Materials*, 54, 591–598, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.12.021>
- Walker, P. (1995). Strength, durability and shrinkage characteristics of cement stabilised soil blocks. *Cement and Concrete Composites*, 17(4), 301–310. [https://doi.org/10.1016/0958-9465\(95\)00019-9](https://doi.org/10.1016/0958-9465(95)00019-9)
- Walker, P. (2002). *The Australian earth building handbook* (HB195). Standards Australia International.
- Wang et al. (2018), Recycled cement, *Construction and Building Materials*, 190, 1124–1132, <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.09.181>
- Wills, B. A., & Finch, J. A. (2015). *Wills' mineral processing technology: An introduction to the practical aspects of ore treatment and mineral recovery* (8th ed.). Butterworth-Heinemann. ISBN 978-0-08-097053-0
- Wolterbeek, T. K. T., & Hangx, S. J. T. (2023). The thermal properties of set Portland cements – a literature review in the context of CO₂ injection well integrity. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 126, 103909. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2023.103909>
- Wu, H., Zuo, J., Zillante, G., Wang, J., Yuan, H., Status quo and future directions of construction and demolition waste research: A critical review, *Journal of Cleaner Production*, 240, 118163, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118163>
- Yang, Y., Gong, N., Xie, K., & Liu, Q. (2022). Predicting gasoline vehicle fuel consumption in energy and environmental impact based on machine learning and multidimensional big data. *Energies*, 15(5), 1602. <https://doi.org/10.3390/en15051602>
- Yeheyis, M., Hewage, K., Alam, M. S., Eskioglu, C., Sadiq, R., An overview of construction and demolition waste management in Canada: a lifecycle analysis approach to sustainability, *Clean Technologies and Environmental Policy*, 15(1), 81–91, <https://doi.org/10.1007/s10098-012-0481-6>

- Zanovello et al. (2023), Strength-porosity correlation and environmental analysis of recycled Portland cement, *Resources, Conservation and Recycling*, 188, 106763, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106763>
- Zarkadoula, M., Zoidis, G., & Tritopoulou, E. (2007). Training urban bus drivers to promote smart driving: A note on a Greek eco-driving pilot program. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(6), 449–451. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.05.002>
- Zhang et al. (2022), Comparison of mechanical, chemical, and thermal activation methods on the utilisation of recycled concrete powder from construction and demolition waste, *Journal of Building Engineering*, 61, 105295, <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2022.105295>
- Zhang et al. (2023), Mechanical Properties and Durability of Geopolymer Recycled Aggregate Concrete: A Review, *Polymers*, 15(3), 615, <https://doi.org/10.3390/polym15030615>
- Zhou, M., Jin, H., & Wang, W. (2016). A review of vehicle fuel consumption models to evaluate eco-driving and eco-routing. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 49, 203–218. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.09.008>