



Avaliação do Impacte Ambiental de 1 kWh em Centrais de Valorização Energética

BRUNO FILIPE SANTOS SOARES DIAS

Novembro de 2017

Avaliação do Impacte Ambiental de 1 kWh_{el} em Centrais de Valorização Energética

Bruno Filipe Santos Soares Dias

Dissertação submetida para a obtenção do grau de
Mestre em Energias Sustentáveis

Instituto Superior de Engenharia do Porto
Departamento de Engenharia Mecânica

novembro de 2017

Relatório da Unidade Curricular de Dissertação/Projeto/Estágio do 2º ano do
Mestrado em Energias Sustentáveis

Candidato: Bruno Filipe Santos Soares Dias, N° 1151498, 1151498@isep.ipp.pt

Empresa: Instituto de Ciência e Inovação em Engenharia Mecânica e Engenharia Industrial



Orientação Científica: Doutora Nídia Sá Caetano, nsc@isep.ipp.pt

Coorientação Científica: Doutor António Augusto Areosa Martins, amartins@fe.up.pt

Supervisão: Engenheira Daniela Tavares Silva, dsilva@inegi.up.pt

Mestrado em Energias Sustentáveis
Departamento de Engenharia Mecânica



novembro de 2017

*“Se a sorte protege os audazes e o sonho comanda a vida, eu vou ter a audácia de
sonhar”*

Agradecimentos

Nesta dissertação culmina a minha mais recente aventura no ensino superior, 6 anos de aprendizagem e experiências que, se colocadas por escrito, não poderiam ser contidas nesta secção. Por este motivo deixo aqui um agradecimento geral a todos os docentes que me acompanharam e com quem tive o prazer de aprender.

Apesar do agradecimento geral anteriormente referido, agradeço à Doutora Nídia Sá Caetano que, enquanto Diretora do Mestrado em Energias Sustentáveis, sempre demonstrou imensa disponibilidade e preocupação com o melhor interesse dos alunos e, sendo orientadora desta dissertação, me deu a oportunidade de trabalhar numa temática interessante e com grandes perspectivas futuras. Agradeço igualmente ao Doutor António Augusto Areosa Martins, coorientador desta dissertação, pela incrível disponibilidade sempre demonstrada para o acompanhamento ao longo deste percurso.

Para a minha supervisora do INEGI, Eng.^a Daniela Silva, deixo um agradecimento pela disponibilidade permanente, por todo o acompanhamento e por todos os conselhos dados.

Agradeço ao INEGI e todos os colaboradores, em especial do laboratório de Combustão onde estive inserido, pela oportunidade disponibilizada e pela simpatia com que fui sempre recebido.

Agradeço também, à minha família por todo o apoio, em particular aos meus pais, pois sempre quiseram o melhor para mim e sempre fizeram todos os possíveis para que não me faltassem os recursos necessários ao meu sucesso académico. Muito obrigado por serem o meu maior exemplo de vida.

Aos meus companheiros de viagem, agradeço todas as aventuras, gargalhadas e vivências, foi sem dúvida uma jornada memorável.

Finalmente, deixando o melhor para o fim, agradeço à Maria João por estar sempre presente quando necessito, pelo apoio incondicional, por fazer de mim melhor pessoa e por me acompanhar em mais uma etapa da minha vida.

Resumo

Neste trabalho é efetuada a avaliação do impacto ambiental da produção de 1 kWh de energia elétrica em Centrais de Valorização Energética (CVE), usando uma perspectiva de ciclo de vida. O âmbito geográfico é Portugal continental, e o ciclo de vida toma em conta as etapas compreendidas desde a obtenção de matéria-prima até à produção da eletricidade. Nesta dissertação é analisado o potencial energético da fração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) destinada a incineração, comprovando a perceção observada na literatura de que corresponde a uma fonte de energia renovável. A fonte RSU é comparada a fontes renováveis: Eólica e Hídrica, essencialmente endógenas; e fontes energéticas não renováveis: carvão, gás natural e gás natural em cogeração, que são recursos importados. Para efetuar os cálculos necessários para a execução deste estudo foi estendida a ferramenta *LCA4Power*, em particular através da inclusão de informação relacionada com os impactos ambientais da conversão energética de RSU. As categorias de impacto ambiental consideradas neste estudo foram: potencial de alterações climáticas, potencial de acidificação, potencial de eutrofização, potencial de depleção da camada de ozono e, por fim, o potencial de formação de nevoeiro fotoquímico, tendo sido usada a metodologia CML 2001 na sua quantificação. Os resultados obtidos indicam que a valorização energética de RSU é ambientalmente mais próxima das fontes energéticas renováveis em comparação com as fontes de energia fóssil. O interesse do estabelecimento de comparações entre categorias de impacto levou ao prolongamento da extensão da *LCA4Power* anteriormente referido, através da introdução de um mecanismo de normalização. Com este novo mecanismo, observou-se que o principal impacto ambiental gerado pela conversão energética de RSU é o potencial de acidificação, verificando-se por sua vez, com menor intensidade, o potencial de depleção da camada de ozono. De modo a verificar a viabilidade dos resultados obtidos, procedeu-se à análise de um caso prático, através da realização de um estudo ACV a duas das maiores centrais de valorização energéticas de RSU em Portugal continental, abrangendo os anos de 2014, 2015 e 2016. Os resultados demonstraram que ambas as centrais possuem sistemas com rendimento energético semelhante ($0,47 \text{ MWh.ton}^{-1}_{\text{RSU}}$ e $0,55 \text{ MWh.ton}^{-1}_{\text{RSU}}$; média dos três anos), ao qual correspondem impactos ambientais igualmente idênticos, sendo a acidificação

a categoria mais relevante e a depleção da camada de ozono a categoria menos relevante, resultados concordantes com os anteriormente obtidos.

Palavras-Chave

Avaliação de Ciclo de Vida, Centrais de Valorização Energética, Energia de Fontes Fósseis, Energia Renovável, Impactes Ambientais, Resíduos Sólidos Urbanos

Abstract

In this study, the environmental impact assessment of the production of 1 kWh of electric energy from Waste-to-Energy (WTE) plants follows a Life Cycle perspective. The geographical barrier was Portugal mainland, and the Life Cycle Assessment (LCA) was framed from the feedstock gathering to the energy production moment. The energy potential of Municipal Solid Waste (MSW) incineration was analyzed, proving its classification as renewable source that has been recognized in literature. The MSW source was compared against endogenous sources: Wind and Hydropower sources, essentially endogenous; and non-renewable sources: coal, natural gas and natural gas in cogeneration, which are imported resources. The necessary calculations to the execution of this study were accomplished using a LCA tool, LCA4Power, which was extended through the inclusion of MSW energy conversion environmental impact data. The impact categories evaluated in this study were global warming potential, acidification potential, eutrophication potential, ozone layer depletion potential and, at last, photochemical ozone formation potential, all according with the CML 2001 methodology. The interest in establishing comparisons between impact categories led to the continuation of the previously referred extension in LCA4Power, with the introduction of a normalization mechanism. The results show that MSW energetic valorization is environmentally closest to other renewable energy sources, the main impact is the acidification potential and the ozone layer depletion being the less intense impact. To verify these results, a practical case was evaluated through the accomplishment of a LCA study targeted to the major WTE plants in Portugal mainland, in the years 2014, 2015 and 2016. The results showed that both power plants possess systems with identical energy efficiency ($0.47 \text{ MWh}\cdot\text{ton}^{-1}_{\text{MSW}}$ e $0.55 \text{ MWh}\cdot\text{ton}^{-1}_{\text{MSW}}$; three-year average), to which corresponding impacts were also identical, being acidification the most impactant category and ozone layer depletion the least impactant. These results give credit to the previously obtained results.

Keywords

Environnemental Impacts, Fossil Energy, Life Cycle Assessment, Municipal Solid Waste, Renewable Energy, Waste-To-Energy

Declaração

Bruno Filipe Santos Soares Dias declara, sob compromisso de honra, que este trabalho é original e que todas as contribuições não originais foram devidamente referenciadas, com identificação da fonte.

5 de novembro de 2017

Bruno Filipe Santos Soares Dias

Assinatura

Índice

ÍNDICE	XV
ÍNDICE DE FIGURAS	XVII
ÍNDICE DE TABELAS	XIX
NOMENCLATURA	XXI
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. CONTEXTUALIZAÇÃO	1
1.2. OBJETIVOS	4
1.3. CALENDARIZAÇÃO	5
1.4. ORGANIZAÇÃO DO RELATÓRIO	8
2. ESTADO DA ARTE	11
2.1. PRODUÇÃO DE ELETRICIDADE A PARTIR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	11
2.2. AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA NA PRODUÇÃO DE ELETRICIDADE	19
2.3. <i>SOFTWARE</i> E PLATAFORMAS DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	27
3. RENOVÁVEIS EM PORTUGAL	29
3.1. PANORAMA ENERGÉTICO NACIONAL.....	29
3.2. CENTRAIS DE VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA EM PORTUGAL CONTINENTAL.....	37
4. AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA	41
4.1. METODOLOGIA ACV UTILIZADA	43
5. CENÁRIOS E TESTES	55
5.1. <i>MIX</i> ENERGÉTICO NACIONAL NA FERRAMENTA LCA4POWER.....	55
5.2. COMPARAÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS DE FER EM PORTUGAL.....	55
5.3. COMPARAÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS ENTRE VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA DE RSU E FENR 60	
5.4. AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DAS CVE'S EM PORTUGAL CONTINENTAL	65
6. CONCLUSÕES E TRABALHO FUTURO	71
6.1. CONCLUSÕES	71
6.2. TRABALHOS FUTUROS	73
REFERÊNCIAS DOCUMENTAIS	75
DECRETOS-LEI (LEGISLAÇÃO)	79

Índice de Figuras

Figura 1 – Panorama europeu (EU 28 + Suíça, Noruega e Islândia) das principais estratégias de tratamento de resíduos urbanos (CEWEP, 2013).....	4
Figura 2 – Sistema de combustão em grelha. 1: Zona de secagem; 2: Zona de gasificação; 3: Zona de combustão (Oberberger, 1998).....	15
Figura 3 – Esquema de fornalha <i>Bubling Fluidized Bed</i> , (Oberberger, 1998).....	16
Figura 4 – Esquema de fornalha <i>Circulating Fluidized Bed</i> , (Oberberger, 1998).....	16
Figura 5 – Síntese dos principais processos de conversão termoquímica de biomassa, (adaptado de McKendry, 2002).....	18
Figura 6 – Principais estratégias de valorização material e energética de Resíduos Sólidos Urbanos, (Consonni <i>et al.</i> , 2005).....	26
Figura 7 - Evolução na meta de incorporação de FER no consumo final bruto de energia em concordância com a Diretiva 28/2009/CE (DGEG, 2016b).....	30
Figura 8 - Evolução dos objetivos setoriais de incorporação de FER no consumo de energia de acordo com a Diretiva 28/2009/CE (DGEG, 2016b).....	30
Figura 9 - Produção de eletricidade em Portugal por fonte entre 1999 e 2016 (APREN, 2017a)....	31
Figura 10 - Evolução das principais FER em Portugal no período de 1999 a 2016 (APREN, 2017b).....	32
Figura 11 - Municípios integrantes da LIPOR e localização das principais unidades operacionais do sistema (LIPOR, 2017).....	38
Figura 12 - Localização das principais unidades operacionais do sistema de gestão de resíduos Valorsul (VALORSUL, 2016).....	39
Figura 13 - Sistema de opção por tecnologia de valorização de RSU na ferramenta <i>LCA4Power</i> ..	48
Figura 14 - Exemplo da subdivisão desenvolvida na base de dados “RSU” da ferramenta <i>LCA4Power</i>	49
Figura 15 - Exemplo do sistema de normalização implementado para uma energia anual produzida de $1,93 \times 10^8$ kWh (energia produzida pela CVE_{LIPOR} em 2015).....	51
Figura 16 - Exemplo da aparência da folha de cálculo “Inventário ACV” para o indicador ambiental AC.....	52
Figura 17 – Contribuição por categoria de impacte das FER analisadas (considerando constituição do <i>mix</i> nacional apenas por FER).....	60
Figura 18 - Contribuição por categoria de impacte das FENR analisadas (considerando constituição do <i>mix</i> nacional apenas por FENR e valorização energética de RSU).....	65

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Período de execução do projeto por etapas (perspetiva global)	6
Tabela 2 - Período de execução do projeto por etapas (perspetiva semanal)	7
Tabela 3 – Valores Limite de Emissão (VLE) para instalações de incineração de resíduos, adaptado de (Decreto-Lei n.º 85/2005, 2005).....	35
Tabela 4 – Parâmetros operacionais do processo de incineração de RSU com monitorização contínua (Associação Portuguesa do Ambiente, 2015).....	37
Tabela 5 – Comparação de indicadores energéticos e ambientais das principais CVE's a operar em Portugal Continental (INEGI, 2015; LIPOR, 2015, 2016; VALORSUL, 2016)	40
Tabela 6 – <i>Mix</i> energético nacional para 2014, 2015 e 2016 (adaptado de DGEG, 2016a, 2016b, 2017)	42
Tabela 7 – Tecnologias de produção de energia elétrica abrangidas pela ferramenta LCA4Power (adaptado de Barbosa, 2016).....	47
Tabela 8 – Fatores de normalização utilizados na ferramenta LCA4Power (Huijbregts <i>et al.</i> , 2003)	51
Tabela 9 – Resumo das particularidades metodológicas do estudo ACV	54
Tabela 10 – <i>Mix</i> energético nacional no período 2014-2016 (DGEG, 2016a, 2016b, 2017).....	56
Tabela 11 – Indicadores ambientais calculados na ferramenta LCA4Power para FER.....	57
Tabela 12 – Resultados da etapa de normalização para FER relativa ao ano de 2016.....	57
Tabela 13 - Resultados da etapa de normalização para FER relativa ao ano de 2015	58
Tabela 14 - Resultados da etapa de normalização para FER relativa ao ano de 2014	59
Tabela 15 - Indicadores ambientais calculados na ferramenta LCA4Power.....	61
Tabela 16 - Resultados da etapa de normalização para FENR relativa ao ano de 2016	62
Tabela 17 - Resultados da etapa de normalização para FENR relativa ao ano de 2015	63
Tabela 18 - Resultados da etapa de normalização para FENR relativa ao ano de 2014	64
Tabela 19 – Dados operacionais das CVE's dos sistemas LIPOR e VALORSUL (adaptado de Associação Portuguesa do Ambiente, 2015; Herva <i>et al.</i> , 2014; INEGI, 2015)	66
Tabela 20 – Dados referentes às emissões atmosféricas das CVE's dos sistemas LIPOR e VALORSUL (adaptado de Associação Portuguesa do Ambiente, 2015; Herva <i>et al.</i> , 2014; INEGI, 2015).....	67
Tabela 21 – Estimativa de energia e produtos consumidos na CVE da LIPOR (2015-2016) e VALORSUL (Herva <i>et al.</i> , 2014; INEGI, 2015)	68
Tabela 22 – Impactes ambientais provocados pelas atividades das CVE's da LIPOR e VALORSUL por categoria de impacte	69
Tabela 23 - Impactes ambientais provocados pelas atividades das CVE's da LIPOR e VALORSUL normalizados	70

Nomenclatura

Abreviaturas

AC	–	Potencial de Acidificação
ACV	–	Avaliação do Ciclo de Vida
AIA	–	Avaliação de Impacte Ambiental
APA	–	Agência Portuguesa do Ambiente
APREN	–	Associação Portuguesa de Energias Renováveis
CC	–	Central de Compostagem
CDR	–	Combustível Derivado de Resíduos
CELE	–	Comércio Europeu de Licenças de Emissão
CHP	–	<i>Combined Heat and Power</i>
COV	–	Compostos Orgânicos Voláteis
CFC	–	Clorofluorcarboneto
CS	–	Central de Separação
CVE	–	Central de Valorização Energética
DGEG	–	Direção-Geral de Energia e Geologia
E-FER	–	Energia proveniente de Fontes de Energia Renovável
ENAAAC	–	Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas
ERSE	–	Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos
ET	–	Potencial de Eutrofização
FER	–	Fontes de Energia Renovável
FER A&A	–	Fontes de Energia Renovável no setor do aquecimento/arrefecimento
FER-E	–	Fontes de Energia Renovável no setor da Eletricidade
FER-T	–	Fontes de Energia Renovável no setor do Transporte

FENR	– Fontes de Energia Não Renovável
GEE	– Gases com Efeito de Estufa
GWP	– Potencial de Aquecimento Global (<i>Global Warming Potential</i>)
HFC	– Hidrofluorcarboneto
ICV	– Inventário de Ciclo de Vida
INEGI	– Instituto de Ciência e Inovação em Engenharia Mecânica e Engenharia Industrial
IPCC	– <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
LA	– Licenciamento Ambiental
LNEG	– Laboratório Nacional de Energia e Geologia
LUA	– Regime de Licenciamento Único de Ambiente
MSW	– <i>Municipal Solid Waste</i>
ODP	– Potencial de Depleção da Camada de Ozono (<i>Ozone Depletion Potential</i>)
PCH	– Pequenas Centrais Hídricas
PFC	– Perfluorcarboneto
PERSU	– Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos
PRE	– Produção em Regime Especial
PNAC	– Programa Nacional para as Alterações Climáticas
PNAER	– Plano Nacional de Ação para as Energias Renováveis
PO	– Potencial Fotoquímico
PRE	– Produção em Regime Especial
PRTR	– Registo Europeu de Emissões e Transferência de Poluentes e Resíduos
QEPiC	– Quadro Estratégico para a Política Climática
REI	– Regime de Emissões Industriais
RSU	– Resíduos Sólidos Urbanos

- SNIERPA – Sistema Nacional de Inventário de Emissões por Fontes e Remoções por Sumidouros de Poluentes Atmosféricos
- WTE – *Waste-To-Energy*
- UE – União Europeia
- UV-B – Radiação Ultravioleta-B
- UNFCCC – Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas
- VLE – Valor Limite de Emissão

1. Introdução

1.1. Contextualização

A crescente necessidade de recursos e energia resultante do contínuo crescimento económico exigem a máxima eficiência na sua utilização, de modo a reduzir o seu consumo e minimizar os impactes ambientais. Assim, de modo a maximizar os recursos disponíveis essenciais à manutenção e mesmo melhoria da qualidade de vida, torna-se também indispensável a criação e utilização de mecanismos de aproveitamento dos resíduos gerados na produção e consumo dos produtos/serviços usados no nosso dia-a-dia.

Apesar da situação ideal ser a não geração de resíduos, a eficiência dos processos de produção e/ou consumo nunca são perfeitas. Deste modo, a geração de resíduos é uma situação inerente a qualquer atividade. Por definição, designa-se por resíduo qualquer substância ou objeto de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou a obrigação de se desfazer, nomeadamente os identificados na Lista Europeia de Resíduos (Decreto-Lei n.º 178/2006). Vários tipos de resíduos podem ser definidos, dependendo da sua origem e da sua natureza: industriais, agrícolas, perigosos, entre outros. Neste trabalho vamos focar a nossa atenção nos resíduos sólidos urbanos (RSU, que são definidos de acordo com o Decreto-Lei n.º 239/97 como sendo “os resíduos domésticos ou outros resíduos semelhantes, em razão da sua natureza ou composição, nomeadamente os provenientes do sector de serviços ou de estabelecimentos comerciais ou industriais e de unidades prestadoras de

cuidados de saúde, desde que, em qualquer dos casos, a produção diária não exceda 1100 l por produtor” (Agência Portuguesa do Ambiente, 2017)).

Como consequência da necessidade do seu tratamento surgiram as primeiras políticas ambientais de gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), sendo fundamentais para responder às necessidades do presente sem, no entanto, comprometer gerações futuras de suprirem as suas próprias necessidades, ou seja, integradas dentro do conceito que hoje se entende como representando o Desenvolvimento Sustentável (United Nations, 1987).

Em 1997 surge o Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU), ferramenta que é vista como um marco na forma como passaram a ser tratados os resíduos urbanos, na medida em que as ações nele contempladas se revelaram fundamentais para a constituição das políticas de resíduos urbanos em vigor. Algumas das principais consequências deste plano foram o encerramento de mais de 300 lixeiras, a construção de infraestruturas para o tratamento de resíduos sólidos urbanos, e o investimento na implementação da recolha seletiva e reciclagem multimaterial.

Em 2007 efetuou-se uma revisão do PERSU que resultou no PERSU II. Este plano promoveu a análise de desempenho dos 23 sistemas de gestão de resíduos urbanos do continente em termos de eficácia, eficiência e implementação efetiva. Esta análise culminou num plano em que, pela primeira vez, foi possível definir metas para cada sistema de gestão de resíduos urbanos, assegurando simultaneamente o cumprimento nacional das metas comunitárias (Decreto-Lei n.º 92/2006, 2006). Numa perspetiva futura, foram impostas no âmbito do PERSU II metas para 2020, como a preparação para reutilização e a reciclagem mínima de 50% dos resíduos urbanos (Decreto-Lei n.º 73/2011, 2011), e a valorização de resíduos de embalagem mais concretamente a valorização ou incineração com recuperação energética de no mínimo, 60% em peso dos resíduos de embalagens, e a reciclagem entre 55% e 80% em peso dos resíduos de embalagens (Decreto-Lei n.º 92/2006, 2006).

Atualmente qualquer estratégia para o tratamento de resíduos deve basear-se na hierarquia de tratamento de resíduos. Esta consiste numa classificação das várias formas existentes para tratar resíduos, tendo como base a prevenção da produção de resíduos. Quando este primeiro pressuposto não é concretizável a opção seguinte é a reutilização e/ou reciclagem, dependendo das características dos resíduos e eventuais utilização, seguindo-se a valorização energética, e em último caso a eliminação controlada dos resíduos em aterro.

Um ciclo de vida completo de um produto/processo engloba a obtenção de tudo o que é necessário para o realizar, a sua produção, utilização, e posterior decisão acerca do seu destino final quando este alcança o final da sua de vida útil (Matthews *et al.*, 2015). Considerando o conceito anteriormente referido, quando finaliza o seu ciclo de vida, o produto/processo torna-se um resíduo, ao qual é necessário dar o devido encaminhamento através de processos de tratamento de resíduos. Na sua aplicação à gestão de resíduos a perspectiva de ciclo de vida toma em conta a geração, tratamento e eventual disposição final dos resíduos que não é possível tratar e/ou dar outra finalidade.

No gráfico da Figura 1 pode-se verificar que, apesar de em Portugal já se encontrar em vigor a política de gestão de resíduos anteriormente referida, ainda se verifica que relativamente à média dos países da União Europeia a fração de resíduos cujo destino é a deposição em aterro é bastante elevada (21% de diferença). A fração destinada a incineração é idêntica, no entanto, a fração correspondente à reciclagem é 14% inferior à média europeia. Porém, ao comparar Portugal com países como por exemplo a Alemanha, a Bélgica, a Suécia, a Dinamarca, a Holanda e a Suíça verifica-se uma discrepância acentuada quanto às políticas de gestão de resíduos municipais. Mais concretamente, a deposição em aterro é minimizada (inexistente no caso da Suíça), havendo uma preferência clara por outras formas de valorização de resíduos urbanos, conforme é observável na Figura 1.

Apesar de serem necessárias soluções para o problema da crescente e preocupante acumulação de resíduos, os processos de tratamento de resíduos urbanos provocam também impactes no meio ambiente decorrentes dos processos que lhe são inerentes. Deste modo, com o objetivo de qualificar e quantificar os impactes causados por um determinado processo, deve ser feita uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) do mesmo. Esta, quando associada a um processo, analisa-o desde a sua criação até ao seu destino final, sendo por esse motivo muitas vezes designada por “análise do berço ao túmulo” (Matthews *et al.*, 2015).

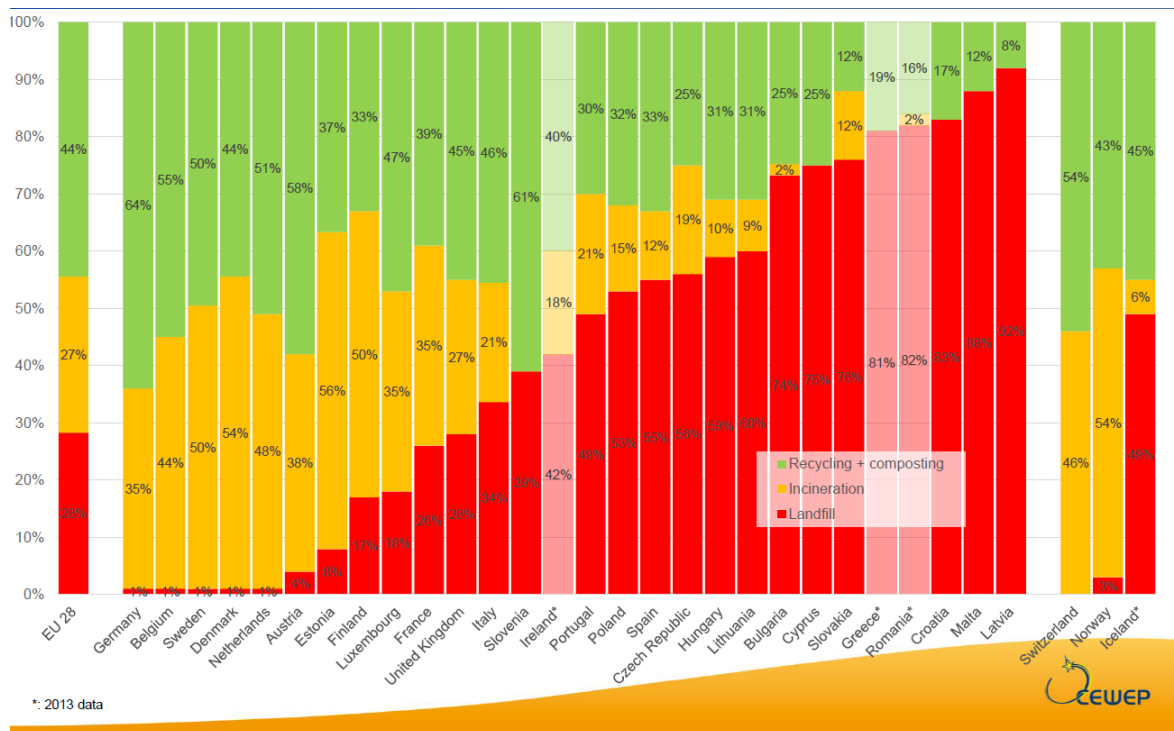


Figura 1 – Panorama europeu (EU 28 + Suíça, Noruega e Islândia) das principais estratégias de tratamento de resíduos urbanos (CEWEP, 2013)

A ACV de uma determinada tecnologia permite uma tomada de decisão mais consciente sobre o rumo que as futuras políticas ambientais e consequentes investimentos devem seguir, permitindo identificar possíveis vantagens ou inconvenientes entre soluções tecnológicas disponíveis.

1.2. Objetivos

Tendo em consideração o referido anteriormente, este projeto tem como finalidade a elaboração de um estudo de ACV da produção de 1 kWh de energia elétrica proveniente de incineração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Este objetivo resulta, em parte, dar continuidade a um projeto anterior em que foi concebida uma ferramenta baseada na metodologia da ACV, a *LCA4Power* (Martins *et al.*, 2017) para avaliação do impacto ambiental da produção de eletricidade em Portugal continental. Deste modo, faz parte deste trabalho a sua atualização com os valores necessários à execução da ACV pretendida. Outro motivo para a realização do estudo deve-se ao interesse por parte da Lipor na construção de uma segunda central de valorização energética (Lipor III), existindo a possibilidade de este estudo contribuir para uma tomada de decisão mais consciente por parte das entidades responsáveis pelo projeto da nova Central de Valorização Energética (CVE).

Dada a complexidade inerente a este objetivo, sentiu-se a necessidade de o subdividir em diversas tarefas, tais como:

- Complementar a base de dados da ferramenta eletrónica *LCA4Power* com informação relativa a indicadores de impacto ambiental associados às fases do ciclo de vida da produção de energia elétrica por incineração de RSU;
- Analisar o impacto ambiental do ciclo de vida decorrente da obtenção de eletricidade via valorização energética de RSU;
- Comparar os indicadores de impacto da produção de eletricidade por valorização energética de RSU com os de outras fontes de energia renovável.

1.3. Calendarização

De modo a conseguir executar este projeto com o rigor organizacional necessário, foi elaborada uma calendarização com datas de início e limite previstas para a execução das várias etapas.

Na Tabela 1 encontram-se as etapas definidas para este projeto e respetivos períodos de execução.

A Tabela 2 ilustra a calendarização detalhada do projeto por etapas, incluindo os seus limites, numa perspetiva semanal.

Tabela 1 – Período de execução do projeto por etapas (perspetiva global)

Etapa	Período de execução
1. Definição do plano de trabalho	19 a 28 de Fevereiro
1.1. Pré-relatório	Até 30 de Março
2. Revisão bibliográfica	Março a Maio
2.1. Conclusão de etapa	19 de Maio
3. Atualização da base de dados <i>LCA4Power</i>	Abril a Julho
3.1. Conclusão de etapa	31 de Julho
4. Escrita da dissertação	Março a Outubro
4.1. Conclusão de etapa	5 de Outubro
5. Data limite para prestação de provas	23 de Novembro

Tabela 2 - Período de execução do projeto por etapas (perspetiva semanal)

Atividade \ Semana	19/02	26/02	05/03	12/03	19/03	26/03	02/04	09/04	16/04	23/04	30/04	07/05	14/05	28/05	04/06	11/06	18/06	25/06	02/07	09/07	16/07	23/07	30/07	06/08	13/08	20/08	27/08	03/09	10/09	24/09	01/10	08/10	15/10	22/10	29/10	05/11	12/11	12/11	26/11				
1. Definição do plano de trabalho	Execução	Execução										Paragem												Paragem	Paragem	Paragem																	
2. Rev. Bibliográfica			Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Paragem	Execução																														
3. Atualização da base de dados LCA4Power							Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Paragem	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução																				
4. Escrita da dissertação			Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Paragem	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução	Execução					Execução	Execução	Execução													
5. Apresentação												Paragem																													Execução		



30 Março
Pré-relatório
(introdução; estado da arte; calendarização)

19 Maio
Revisão bibliográfica

31 de Julho
Atualização da base de dados LCA4Power

5 de Outubro
Fim de escrita da dissertação

23 de Novembro
Limite para prestação de provas

 Execução da atividade
 Paragem programada

1.4. Organização do relatório

A estrutura desta dissertação é composta por 6 capítulos, nomeadamente: Introdução, Estado da Arte, Renováveis em Portugal, Atualização/Otimização da *LCA4Power*, Cenários e, por último, Conclusões e Trabalho Futuro.

No capítulo introdutório pretende-se contextualizar o projeto a desenvolver, partindo-se de um panorama geral sobre a problemática em análise, seguindo-se uma retrospectiva histórica das primeiras políticas ambientais no nosso país e das suas consequências. Neste capítulo encontram-se ainda mencionadas algumas das principais políticas ambientais atuais, assim como uma comparação a nível europeu das estratégias de tratamento de RSU utilizadas e reflexão sobre o contexto português nesta análise. Por fim, ainda neste capítulo são elencados os objetivos deste projeto, a calendarização do plano de trabalhos e a descrição sumária da estrutura da dissertação.

No capítulo 2 é apresentado o levantamento bibliográfico da informação de índole teórica necessária à compreensão de toda a temática associada à metodologia de ACV, produção de eletricidade a partir de RSU, e software/plataformas disponíveis para a realização de ACV.

No capítulo 3 é apresentado o panorama das energias renováveis em Portugal, mais concretamente, é efetuada uma descrição pormenorizada do *mix* energético nacional renovável e das suas perspetivas futuras. É ainda elaborada uma listagem das centrais de valorização energética existentes no país e do seu modo de funcionamento.

O quarto capítulo inicia-se com uma introdução à ferramenta de ACV, *LCA4power*, contextualização da sua criação e cenário atual, seguindo-se o processo de atualização/otimização dessa ferramenta com parâmetros que permitam a realização de uma ACV de um processo de incineração de RSU, e respetiva apresentação dos resultados da atualização efetuada.

No capítulo seguinte estão descritos com rigor os cenários traçados neste projeto. É neste capítulo que, tendo em conta a metodologia utilizada, se apresentam os resultados da ACV realizada.

Por último, no capítulo 6, são apresentadas as conclusões obtidas com a realização do projeto, assim como possíveis temas de interesse para explorar futuramente. São ainda mencionados aspetos relevantes ocorridos no decorrer deste projeto.

2. Estado da arte

2.1. Produção de eletricidade a partir de Resíduos Sólidos Urbanos

A prevenção da gênese de resíduos assenta na criação de sistemas de produção industrial mais eficientes que os atuais, e na otimização dos sistemas já existentes. Esses objetivos podem se alcançados, do ponto de vista energético quer através da execução de auditorias energéticas e das conseqüentes medidas de redução da quantidade de energia embebida no produto/processo (conceito de Intensidade Energética) (ERSE, 2007), quer através da implementação de novas políticas energéticas. Por sua vez, a reutilização procura, em primeiro lugar, estender o ciclo de vida de um produto/processo através do aumento da sua vida útil, mais concretamente através da sua transformação. Quando isto não é possível, a reciclagem procura voltar a inserir estes resíduos no início do ciclo de vida, através de processos de transformação que culmina na obtenção de matérias-primas, iniciando-se assim, o ciclo de vida de um novo produto/processo, que pode até ser bastante diferente do original (Buttol *et al.*, 2007).

Quando o processo de reciclagem não é aplicável, os resíduos seguem para valorização, em que se procura encontrar soluções para que as matérias-primas embebidas nos resíduos não sejam desperdiçadas. A valorização pode ir desde processos de desmantelamento dos resíduos em frações para obtenção de componentes de novos produtos (como acontece com pneus ou componentes eletrónicos), ou processos de valorização, tanto energética

(exemplificando, incineração de RSU), como orgânica (processo de compostagem a título de exemplo) (Giugliano *et al.*, 2011; Moberg *et al.*, 2005).

A produção de eletricidade através da valorização energética de RSU por incineração é vista como um processo promissor na Europa, e é já uma das principais estratégias de tratamento de RSU utilizada pelos países considerados mais avançados em políticas ambientais (Figura 1). Isto deve-se essencialmente à elevada eficiência de recuperação energética inerente a estes sistemas (Fruergaard & Astrup, 2011).

Um estudo levado a cabo por McKendry (2002) referente a processos de conversão de biomassa em energia concluiu que esta conversão pode ser feita através de processos termoquímicos ou bioquímicos, sendo que a escolha da tecnologia depende do estado físico em que a energia é pretendida e das características da matéria prima. Ainda neste estudo são analisadas as tecnologias de conversão de biomassa em energia inerentes aos dois tipos de processos anteriormente distintas. Como técnicas de conversão termoquímica pode-se referir: combustão, pirólise, gasificação e liquefação; enquanto que a digestão anaeróbia e a fermentação são descritos como processos bioquímicos de conversão de biomassa em energia (McKendry, 2002).

As alternativas de utilização de resíduos para a produção de energia tornam-se interessantes quando observadas segundo duas perspetivas: gestão de resíduos e sistema de energia. O trabalho de Münster & Meibom (2011) apresentou os resultados de um inquérito sobre a aplicação de resíduos num futuro sistema energético. A análise foi realizada utilizando o modelo de análise de sistemas energéticos Balmorel. Este estudo focou-se na Alemanha e nos países Nórdicos, e demonstrou a otimização de investimentos e produção nos sistemas energéticos. Os resultados apresentam uma otimização dos custos, excluindo taxas referentes ao uso de resíduos para produção energética na Dinamarca (num cenário para 2025 com 48% de energia renovável). Os investimentos num conjunto de tecnologias de conversão de resíduos são considerados, incluindo incineração de resíduos, co-combustão com carvão, digestão anaeróbia e gasificação. As soluções mais viáveis do ponto de vista económico são a incineração de mistura de resíduos, a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, e a gasificação de parte de CDR (Combustíveis Derivados de Resíduos) para cogeração (*Combined Heat and Power* - CHP), devendo o restante ser sujeito a co-combustão com carvão. A co-combustão ocorre principalmente em unidades novas e dedicadas, permitindo

que os investimentos aumentem em comparação com situações onde apenas investimentos em incineração de resíduos são permitidos (Münster & Meibom, 2011).

Iakovou *et al.*, 2010, apresentaram uma síntese crítica do estado da arte da literatura aplicável aos *stakeholders* (partes interessadas) envolvidos no projeto e gestão da cadeia de abastecimento de biomassa residual. A equipa começou por apresentar os componentes genéricos de sistemas e das características únicas que os diferenciam das cadeias de abastecimento tradicionais. O estudo prosseguiu com a discussão do estado da arte das tecnologias de conversão energéticas e a classificação da literatura relevante. Por último, estabeleceram a hierarquia do processo de tomada de decisão para o projeto e planeamento das cadeias de abastecimento de biomassa residual, e forneceram a taxonomia de todos os esforços de investigação como mapeados aos níveis estratégico, técnico e operacional. Esta síntese comprovou que a produção de “biomassa em energia” é um tema de investigação em franco crescimento, que se foca, maioritariamente, nas tecnologias de conversão termoquímica (Iakovou *et al.*, 2010).

Karagiannidis *et al.*, 2009, desenvolveram uma metodologia integrada para a preparação de estudos de viabilidade para o setor das energias renováveis, considerando aspetos técnicos, ambientais, económicos, socioculturais, legais e institucionais, com aplicação particular em países em vias de desenvolvimento. Esta metodologia envolve a definição de âmbito, reflete os objetivos dos grupos-alvo, as metodologias e as ferramentas. Todos os aspetos relevantes foram analisados: recolha de dados, seleção de locais e opções de avaliação. A metodologia foi aplicada a uma área do Vietnam (Karagiannidis *et al.*, 2009).

2.1.1. Processos Termoquímicos

2.1.1.1. Incineração de resíduos indiferenciados

A queima de biomassa é utilizada como forma de conversão da energia química armazenada sob a forma de calor em energia mecânica ou elétrica, podendo esta transformação ser assegurada por diversos tipos de equipamentos, tais como fornaças, turbinas de vapor ou caldeiras, entre outros (McKendry, 2002).

A combustão de biomassa em excesso de oxigénio produz gases quentes com uma temperatura entre 800–1000 °C. Para uma utilização adequada deste processo, é necessário um tratamento de pré-secagem da biomassa, caso o teor de humidade seja superior a 50%,

visto que para teores de humidade superiores torna-se mais adequada a utilização de processos bioquímicos (McKendry, 2002).

Num estudo elaborado por McKendry (2002) é indicada a normal amplitude de capacidade de produção de centrais de combustão de biomassa tradicionais, sendo esta na ordem de 100–3000 MW, devendo-se a diferença de capacidade produtora à finalidade do sistema de produção (produção de eletricidade vs aquecimento doméstico vs instalações industriais). É ainda referido nesse estudo a potencial utilização de biomassa em sistemas de co-combustão para centrais elétricas a carvão, devido à elevada eficiência deste tipo de instalações quando comparada com a eficiência das tradicionais centrais de combustão de biomassa (20–40%), sendo que a uma maior capacidade de produção, >100 MWe, encontra-se normalmente associada uma maior eficiência no processo de conversão (McKendry, 2002).

2.1.1.1.1. Tecnologias disponíveis

Atualmente as principais tecnologias de incineração de combustíveis sólidos utilizadas variam essencialmente quanto à tecnologia da fornalha presente do sistema. A afirmação anterior é baseada num estudo realizado por Obernberger (1998), em que são identificadas como principais tecnologias para a incineração de combustíveis sólidos: sistemas de fornalha automática com alimentação pela parte inferior, sistemas de combustão através de grelha simples, fornalhas de Leito Fluidizado Borbulhante (*Bubbling Fluidized Bed* (BFB)), e fornalhas de Leito Fluidizado Circulante (*Circulating Fluidized Bed* (CFB)) (Obernberger, 1998).

Sistemas de fornalha automática com alimentação inferior são identificados como sendo mais apropriados para sistemas de pequena escala (capacidade nominal máxima da caldeira até 6 MW), ainda com a condicionante de os combustíveis sólidos utilizados terem de possuir um teor reduzido de cinzas devido às limitações dos sistemas de remoção de cinzas inerentes a este tipo de sistemas (Obernberger, 1998).

A tecnologia de combustão em grelha (Figura 2) encontra-se dividida em sistemas de grelha fixa (para sistemas de pequena capacidade < 1 MW) e sistemas com grelha móvel, com possibilidade de avançar, ascender ou descender a grelha. A utilização desta tecnologia é adequada para combustíveis sólidos com teores elevados de humidade, diâmetros de partículas variáveis, e elevados conteúdos de cinzas. A facilidade de movimentação da grelha permitida por esta tecnologia possibilita uma distribuição mais homogênea do

combustível, permitindo um maior controle da combustão no leito de reação. Em conjunto com a divisão do sistema por zonas (zona de secagem, zona de gasificação e zona de combustão), proporciona um maior controle de emissões do sistema (nomeadamente de NO_x) através do controle da temperatura da combustão (não deve ultrapassar os $900\text{ }^\circ\text{C}$), e assegurando que os níveis de oxigénio na câmara se mantêm constantes ao longo do processo (Oberberger, 1998).

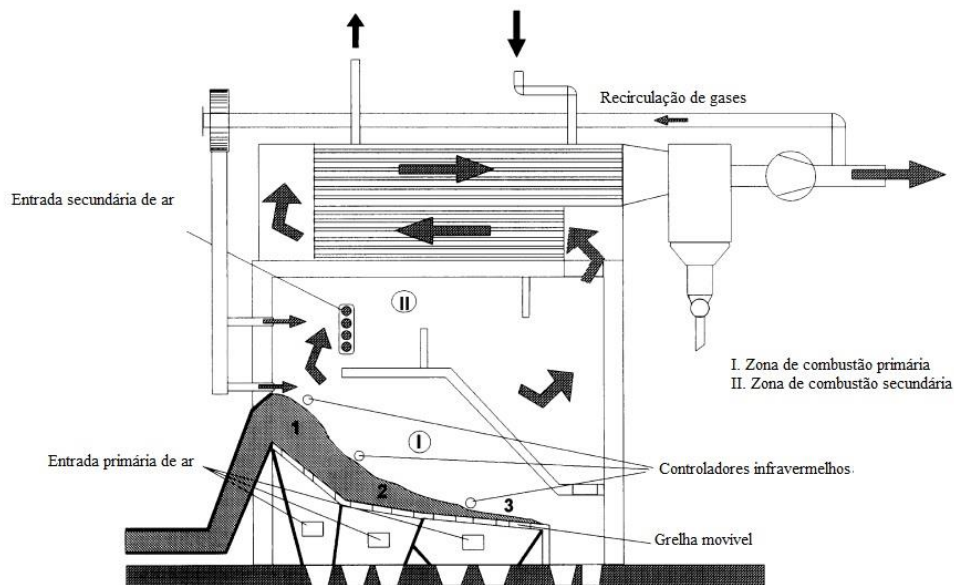


Figura 2 – Sistema de combustão em grelha. 1: Zona de secagem; 2: Zona de gasificação; 3: Zona de combustão (Oberberger, 1998)

A tecnologia de BFB (Figura 3) torna-se uma opção em sistemas com uma capacidade nominal a partir dos 10 MW. Nestes sistemas é normalmente utilizada uma camada de sílica (aproximadamente 1 mm de diâmetro) como material de leito, a velocidade de circulação do ar varia entre 1 e $2,5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ e a temperatura da reação varia entre 800 e $900\text{ }^\circ\text{C}$, sendo esta controlada por um permutador de calor interno. Existem ainda duas entradas de ar no sistema, o ar primário é inserido na parte inferior do sistema, e o ar secundário no início da parte superior do sistema, de modo a permitir uma entrada de ar faseada o que reduz os níveis de NO_x nas emissões (Oberberger, 1998).

Aumentando a velocidade de circulação de um sistema BFB e utilizando partículas de diâmetro mais reduzido obtém-se um CFB (Figura 4). As partículas reduzidas são transportadas no fluido gasoso, separadas num ciclone, e realimentadas à câmara de

combustão. A temperatura do leito (800 a 900 °C) é controlada por permutadores de calor externos que arrefecem as partículas recicladas, ou então por um sistema de parede de água (Obernberger, 1998).

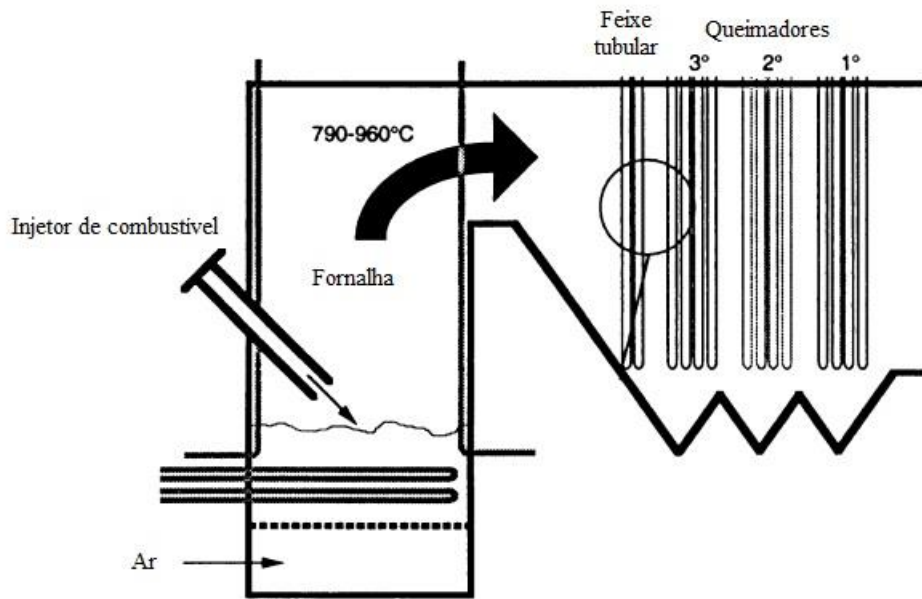


Figura 3 – Esquema de fornalha *Bubling Fluidized Bed*, (Obernberger, 1998)

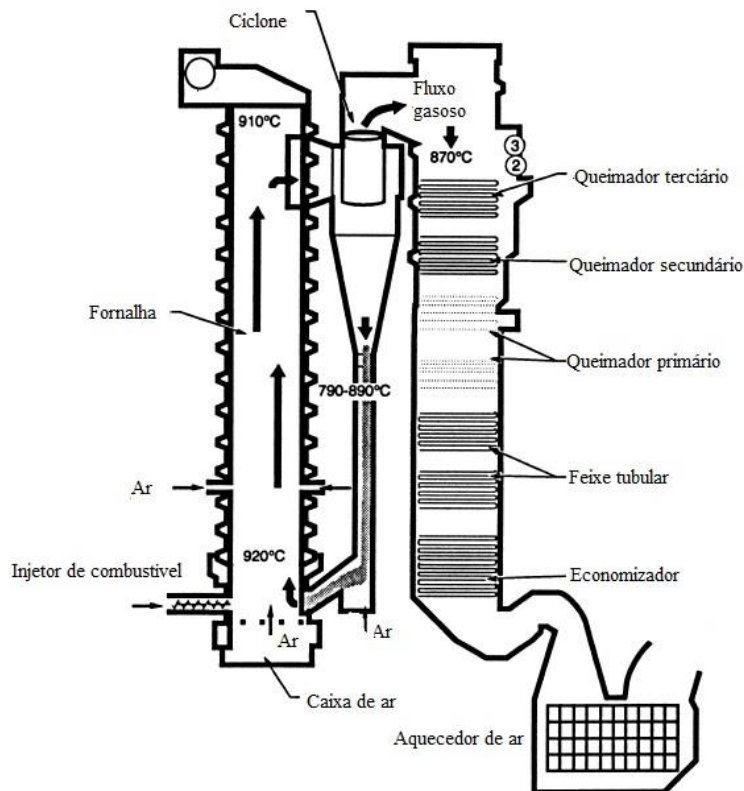


Figura 4 – Esquema de fornalha *Circulating Fluidized Bed*, (Obernberger, 1998)

2.1.1.2. Gasificação de combustíveis derivados de resíduos

O processo de gasificação de biomassa consiste atualmente num conjunto de processos de alta complexidade, compostos essencialmente por três etapas. Na primeira a humidade na grelha é evaporada à temperatura constante de cerca de 100 °C. De seguida a temperatura do combustível sobe aos 260 °C, onde se atinge o ponto de desvolatilização. Durante esta etapa a mistura libertada do leito de reação é transportada por trocas de massa entre a fração sólida húmida e o ar pré-aquecido alimentado pela parte inferior da grelha, estando a taxa de secagem relacionada com a quantidade de calor fornecida (Strzalka *et al.*, 2013).

Sendo a biomassa composta por cerca de 85% de matéria volátil, a principal fração do combustível será libertada durante a segunda fase do processo, a desvolatilização. Durante a combustão primária o combustível é termicamente decomposto, o que resulta na formação de partículas voláteis de composição variável, e uma mistura de gases composta principalmente por CO, CO₂, H₂, hidrocarbonetos, e outros compostos vestigiais (Strzalka *et al.*, 2013).

Os compostos gasosos libertados durante a desvolatilização devem ser posteriormente queimados na câmara de combustão secundária. No caso da queima de combustíveis de menor qualidade, as cinzas resultantes contêm bastantes impurezas, provocando um decréscimo considerável da sua temperatura de fusão, motivo pelo qual a temperatura na zona da grelha não deverá exceder os 900 °C. Um eficiente controlo de temperatura é conseguido através da recirculação de fluxo de gás, onde gases de exaustão com temperatura relativamente baixa regressam à câmara de combustão quente arrefecendo a grelha, respetiva câmara e a controlando a altura da chama no seu interior (Strzalka *et al.*, 2013).

Depois de toda a humidade e matéria volátil deixarem o leito de reação obtém-se uma espécie de carvão. A fase final consiste na queima deste produto, com libertação de cerca de 30% do poder calorífico global da biomassa. A biomassa tem uma composição aproximada de 15% de carvão, sendo que a quantidade de carvão queimada na etapa final da decomposição térmica varia entre 20% a 85% do total. A oxidação de carvão acontece a uma taxa muito lenta quando comparada com a primeira etapa de queima, e representa cerca de 20% do tempo da combustão (Strzalka *et al.*, 2013).

O sistema a três etapas, acima descrito, é o mais utilizado atualmente, existindo também variantes, como por exemplo sistemas bifásicos e de fase única (Strzalka *et al.*, 2013).

Na Figura 5 é possível observar de forma esquematizada os principais processos de conversão termoquímica de biomassa.

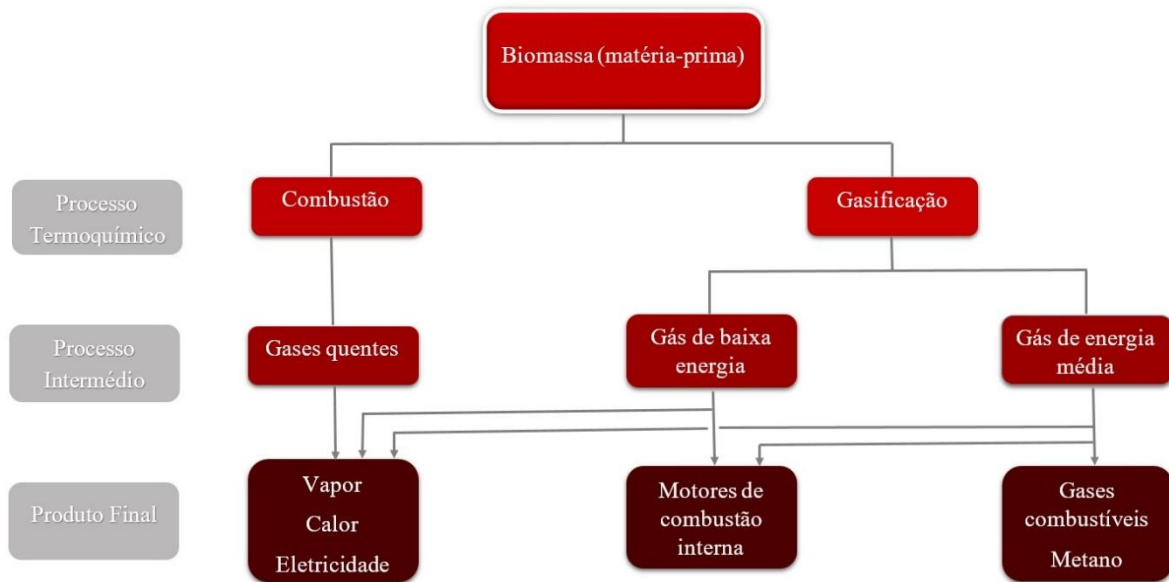


Figura 5 – Síntese dos principais processos de conversão termoquímica de biomassa, (adaptado de McKendry, 2002)

2.1.2. Processos de conversão Bioquímicos

2.1.2.1. Digestão Anaeróbia de resíduos orgânicos

A Digestão Anaeróbia (DA) é um processo de valorização energética de material orgânico através da sua conversão em biogás num meio anaeróbio (sem oxigénio), sendo que para o funcionamento ideal deste processo o teor de humidade deve estar compreendido entre 80–90%. A matéria orgânica sofre uma transformação provocada por bactérias anaeróbia, permitindo a formação de um gás biológico correspondente a um aproveitamento de 20–40% do potencial calorífico da matéria orgânica inicial. O produto gerado pode ser utilizado diretamente aproveitado para turbinas a gás ou, em alternativa, remover a fração de CO₂ e de H₂S de modo a melhorar a qualidade do biogás produzido, resultando numa qualidade praticamente equivalente à do gás natural disponível na rede de gás natural (McKendry, 2002).

Se for considerado apenas o aproveitamento do biogás gerado através de DA para produção de eletricidade a eficiência geral do processo situa-se aproximadamente entre 10–16%. Uma situação ideal que permitiria um aproveitamento superior do produto gerado implicaria a utilização de um sistema com um motor combustão interna articulado com um sistema de recuperação de calor, resultando num sistema combinado de calor e energia (McKendry, 2002), elevando no entanto os custos de equipamento e de operação.

2.2. Avaliação de Ciclo de Vida na produção de eletricidade

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de análise ambiental de um produto/serviço ou processo do “berço à cova”. A metodologia consiste em quatro passos essenciais: definição de objetivos e sistema, inventário de consumos e emissões, quantificação de potenciais impactes ambientais, interpretação/síntese e suporte à tomada de decisão. A ACV de um sistema considera o impacte da extração das matérias primas, do processamento e do transporte de combustíveis e materiais e outros produtos necessários, a construção do próprio sistema, a sua operação, e o desmantelamento final (Perilhon *et al.*, 2012).

A aplicação da ACV na produção de energia elétrica encontra-se em franca expansão. Esta ferramenta permite suportar a tomada de decisões aquando da escolha das opções que permitam um maior aproveitamento do potencial energético tomando em conta os aspetos ambientais, e não somente parâmetros económicos. Deste modo a ACV pode ser igualmente aplicada na valorização energética de RSU (Buttol *et al.*, 2007). A ACV é atualmente uma ferramenta muito popular para a análise do desempenho ambiental de sistemas de gestão de RSU (Cleary, 2009).

Com a finalidade de encontrar a melhor solução, do ponto de vista ambiental, para os RSU gerados, inúmeros estudos têm sido realizados nesta área utilizando uma perspetiva de ACV, garantindo que, para além de valores globais de energia produzida no processo e os aspetos económicos, são também considerados os impactes ambientais do processo em análise. Os resultados destes estudos demonstram que, se o modelo de ACV for suficientemente detalhado, é possível identificar não só o melhor cenário como também a contribuição individual de uma única operação para o resultado geral do processo (Buttol *et al.*, 2007).

No entanto, apesar de a ACV se revelar uma abordagem interessante enquanto ferramenta de análise de impacte ambiental de um produto/serviço, recentemente têm vindo a ser

identificadas algumas limitações desta metodologia. Em particular, a qualidade e a capacidade de obtenção de dados, a definição do sistema, os limites temporais, e a modelação do processo são as principais restrições desta abordagem, uma vez que a qualidade e disponibilidade dos resultados é fortemente dependente da qualidade e profundidade da informação obtida. Em vários processos a limitação temporal é bastante importante, uma vez que um estudo de ACV deve considerar uma janela temporal tão alargada quanto possível, mas ainda assim finita, potencialmente excluindo impactos que somente se tornam significativos num prazo superior à janela temporal imposta. Por outro lado, a evolução tecnológica pode levar a tornar os resultados de um estudo de ACV obsoletos, visto que é necessário definir o tipo de tecnologias na definição do sistema (De Benedetto & Klemeš, 2009).

De modo a comprovar os entraves acima referidos, Turconi *et al.* (2011), levaram a cabo um estudo sobre a aplicação da ACV a sistemas de produção de eletricidade. Estes autores concluíram que as diferenças regionais e específicas dos locais de geração, assim como a própria escolha do modelo de ACV na comparação de processos semelhantes é de elevada importância. Também foram tendo encontradas diferenças significativas relacionadas com bases de dados de inventário usadas e os modos de abordagem utilizados, tendo-se concluído que o uso de dados específicos da situação em análise é essencial para fazer um estudo de ACV adequado e credível (Turconi *et al.*, 2011).

Também Cleary (2009) ao realizar uma revisão da ACV a sistemas de gestão de RSU verificou que, embora frequentemente aplicada para validar a “hierarquia” do tratamento dos resíduos, ficam por comparar os âmbitos, objetivos e resultados de ACV de sistemas de gestão de RSU multimaterial. Na sua análise, Cleary (2009) procedeu a um estudo comparativo que incidiu em 20 publicações de ACV de sistemas de gestão de RSU publicadas entre 2002 e 2008. Foi quantificada a transparência metodológica desses estudos e a frequência da aplicação de determinadas fronteiras de sistema, tipos de fontes de dados, categorias de impacto ambiental, peso dos impactos, avaliações económicas, análises de sensibilidade, e modelos de computador. Os valores de energia líquida, de potencial de alterações climáticas e de potencial de acidificação para variados sistemas de gestão de RSU são também comparados recorrendo a indicadores estatísticos. Verificou-se que existia uma grande variabilidade entre as fronteiras do sistema definidas para os vários estudos. Mais de metade dos estudos ou não referem, ou não deixam claro, se as emissões oriundas do

consumo de energia ou equipamento estão incluídas nos cálculos. Apenas quatro categorias de impacto são comuns a mais de 50% dos estudos revistos. As categorias de impacto associadas à toxicidade humana e ecológica são muito menos comuns que as de alterações climáticas, acidificação e eutrofização. Em 8 dos artigos revistos a perspectiva financeira do custo ao longo do ciclo de vida está presente, enquanto uma avaliação económica dos impactes ambientais é observada em cinco. Análises de sensibilidade estão presentes de forma explícita em 4 dos 20 estudos, ainda que muitos outros avaliam os efeitos de variações nos parâmetros do modelo pela inclusão de um maior número de cenários de gestão de resíduos. Um quarto dos artigos apresenta uma comparação entre os resultados para o desempenho ambiental dos cenários de sistemas de gestão de RSU. Todos, exceto um, concordam que o desempenho ambiental do envio de resíduos para aterro é menor que qualquer outro método de tratamento, e que os métodos de tratamento térmico têm um desempenho inferior ao da reciclagem.

O estudo de Cleary (2009) conclui que existem muitas variações entre os estudos de ACV disponíveis na literatura para sistemas de gestão de resíduos. Falta de transparência e variabilidade entre estudos resulta em dificuldades de interpretação e prejudica comparações significativas entre resultados de ACV. A convergência na adoção de pressupostos particulares mais representativos dos sistemas de gestão de RSU facilitaria a comparação de resultados (Cleary, 2009).

A metodologia ACV tem sido também extensivamente usada para determinar o desempenho ambiental de tecnologias de valorização energética de resíduos (*Waste To Energy* (WTE)): incineração, co-combustão, pirólise e gasificação. Uma revisão crítica foi realizada por Astrup *et al.*, (2015) envolvendo 250 casos de estudo publicados em 136 artigos, entre 1995 e 2013. Tais estudos foram avaliados considerando os seguintes aspetos:

- (i) Definições de objetivo e âmbito (por exemplo, unidades funcionais, fronteiras do sistema, âmbitos temporais e geográficos);
- (ii) Parâmetros tecnológicos detalhados, tais como: composição dos resíduos, tecnologias, limpeza de efluente gasoso, recuperação de energia, gestão de resíduo, dados de inventário, etc.;
- (iii) Modelação de princípios (princípios de cálculo energia/massa, substituição de energia, inclusão de bens ou avaliação de incertezas).

Poucos estudos fornecem descrições totais e transparentes de todos os aspetos referidos, impedindo, em muitas situações, a validação dos resultados, a comparação entre estudos, e limitando a aplicabilidade dos dados e resultados noutros contextos. A revisão sugere, claramente, que a qualidade dos estudos de ACV sobre tecnologias e sistemas de valorização energética de resíduos pode ser significativamente melhorada, o que está de acordo com previamente concluído por Cleary (2009) (Astrup *et al.*, 2015).

Apesar das limitações inerentes à metodologia de ACV (Astrup *et al.*, 2015; Cleary, 2009; De Benedetto & Klemeš, 2009), esta é atualmente utilizada como ferramenta de tomada de decisão para a seleção de uma determinada tecnologia em detrimento de outras. Assim, atualmente são consideradas como ambientalmente benéficas estratégias que possibilitem o aumento da reciclagem e incineração com recuperação energética se, tendo em conta as limitações da ACV, forem previamente realizadas avaliações de impacto ambiental e implementadas medidas de monitorização, permitindo a minimização de impactos ambientais relacionados com a localização específica do projeto (Buttol *et al.*, 2007).

Existindo concordância acerca das estratégias de gestão de RSU com menor impacto ambiental, foram ainda estudadas formas de minimizar estes impactos. Conclui-se que um maior aproveitamento energético dos RSU é conseguido se estes forem separados na origem consoante as suas características, principalmente no caso das embalagens (Giugliano *et al.*, 2011). Neste pressuposto, as diferentes frações de RSU obtidas podem diferir também no tratamento a que são sujeitas, uma vez que possuem características bastante diferentes. Geralmente após a separação na fonte obtém-se uma fração de mistura com potencial calorífico adequado para produção de combustível recuperado sólido, e uma fração de resíduos orgânicos, tendo-se concluído que para ambas as frações a solução que causava menor impacto ambiental seria a incineração em massa com eficiente recuperação energética (Fruergaard & Astrup, 2011). Tendo em conta o seu potencial comprovado, a incineração tem vindo a afirmar-se globalmente como uma solução ambientalmente competitiva, pelo que esta tecnologia tem vindo a sofrer um rápido desenvolvimento e evolução de simples instalações de eliminação de resíduos para a construção de complexas unidades de valorização energética de RSU (Tabasová *et al.*, 2012).

A produção de energia a partir de dois tipos de RSU foi avaliada usando a metodologia ACV por Fruergaard & Astrup (2011): mistura de resíduos com elevado poder calorífico apropriados à produção de Combustíveis Sólidos Recuperados (CSR), e resíduos orgânicos

separados na fonte. Para o primeiro tipo, a co-ombustão foi comparada com a incineração. Nos casos da incineração modelou-se com e sem recuperação de calor. O biogás gerado na digestão anaeróbia foi analisado como combustível para transportes e para a produção de eletricidade e calor. Todos os consequentes consumos de energia e de recursos, emissões para o ar, para a água e para o solo, processos a montante ou a jusante foram incluídos na ACV. Os autores concluíram que a co-combustão de CRS tem benefícios relativamente à incineração de resíduos com recuperação de energia, no que concerne aos impactes ambientais não-tóxicos (GW – alterações climáticas, PO – formação de ozono fotoquímico, AC – acidificação e NE – enriquecimento de nutrientes). Porém, no caso de a incineração poder utilizar todo o calor produzido as tecnologias são comparáveis. Relativamente às categorias de impacto de toxicidade (HTa – toxicidade humana via ar, HTw – toxicidade humana via água, HTs – toxicidade humana via solo e ETw – ecotoxicidade na água) o resultado é oposto. A incineração de resíduos apresenta poupanças em todas as categorias, ao passo que a co-combustão gera, em duas das categorias de impacte ambiental, cargas primárias significativas, resultado das emissões de mercúrio para o ar, enfatizando a importância de sistemas de limpeza de efluentes gasosos em instalações de co-combustão. Para tratar resíduos orgânicos, a incineração mostrou-se uma alternativa melhor que a digestão anaeróbia na maioria das categorias de impacto avaliadas, independentemente do fim dado ao biogás – transporte ou cogeração (Fruergaard & Astrup, 2011).

Também em Tunesi (2011) aplicou a metodologia ACV para a recuperação de energia de resíduos, em Inglaterra, onde atualmente está a ocorrer uma intensa atividade de modificação da gestão de resíduos com o intuito de construir a infraestrutura necessária para tratar resíduos remanescentes, aumentar níveis de reciclagem e de recuperação de energia a partir de resíduos. Foi identificado a emergência de três estratégias de recuperação de energia distintas: combustão dos resíduos remanescentes, pré-tratamento dos resíduos remanescentes e recuperação de energia de CRS numa central dedicada (normalmente, gasificador), e pré-tratamento de resíduos remanescentes e confiança que o mercado aceitará o combustível derivado de resíduos. De forma a apoiar a avaliação e a comparação entre as três estratégias em termos de impactes ambientais, possibilidades de recuperação de energia e desempenho na alteração das condições de mercado de “combustível de resíduo”, a ACV comparou oito cenários alternativos. Os resultados obtidos comprovaram que todos os cenários contribuem para a poupança de recursos abióticos e para a redução do potencial de

alterações climáticas. A contribuição e importância relativa da reciclagem e processos de tratamento/recuperação dependem da categoria de impacto considerada (Tunesi, 2011).

Uma revisão dos sistemas de análise técnicos aplicados na gestão de resíduos sólidos foi publicada por Pires *et al.*, 2011. O estudo incidiu sobre modelos e ferramentas ilustrando possíveis sobreposições nas práticas de gestão de resíduos europeias, salientando as suas vantagens e desvantagens. A equipa concluiu que os países do Sul da UE precisam desenvolver medidas adicionais para implementar uma gestão de resíduos sólidos mais integrada de modo a alcançar os objetivos da União Europeia, e os países da Europa central carecem de modelos e ferramentas para racionalizar as suas escolhas tecnológicas e estratégicas de gestão (Pires, Martinho, & Chang, 2011).

Zhao *et al.*, 2009, avaliaram os padrões de gestão de RSU possíveis e implementados (à data) visando as emissões de Gases com Efeito de Estufa (GEE), recorrendo à metodologia de ACV e aplicando-a ao caso de Tianjin. Estabeleceram como cenário base o sistema de gestão de RSU existente na altura do estudo, e definiram como cenários alternativos cinco tecnologias inovadoras de tratamento de resíduos e um de gestão integrada de RSU. Para todos os cenários tentou-se prever o potencial de mitigação de GEE em Tianjin. Paralelamente, uma análise de sensibilidade foi feita para investigar a influência da eficiência na recolha de gás de aterro e da taxa de reciclagem nos resultados. Os resultados alcançados mostram que, anualmente o sistema de gestão de RSU de Tianjin emite 467,34 mg CO_{2, eq} (resultados estes baseados nos RSU recolhidos nos distritos centrais em 2006), sendo o gás de aterro libertado o fator chave. O cenário de gestão de RSU integrado, combinando diferentes opções de melhoria, mostra-se como sendo o que tem um potencial de mitigação mais elevado. Tendo em consideração o reduzido apoio financeiro e as práticas de gestão de resíduos aplicadas em Tianjin, o cenário de utilização do gás de aterro deverá ser a melhor escolha. A análise de sensibilidade da taxa de reciclagem comprovava a existência de uma relação aproximadamente linear de proporcionalidade inversa entre a taxa de reciclagem e as emissões de GEE totais. A compostagem de resíduos orgânicos contribui, de forma significativa, para a redução da emissão de GEE totais. As escolhas analisadas traduzem-se em resultados quantitativos totais distintos, porém a hierarquia para escolha é robusta, sugerindo que a metodologia ACV é adequada para apoiar processos de decisão (Zhao *et al.*, 2009).

Chaya & Gheewala, (2007), avaliaram os impactos ambientais usando a metodologia de ACV, de duas formas de converter RSU em energia, na Tailândia: incineração e digestão anaeróbia. Impactes potenciais como alterações climáticas, acidificação, depleção da camada de ozono e criação de ozono fotoquímico eram evitados pela produção de eletricidade, quando com fontes fósseis, e também pela produção de um fertilizante como produto secundário da digestão anaeróbia. Adicionalmente, a digestão anaeróbia revelou-se uma fonte de energia mais adequada quando comparada com a incineração. Contudo, esta técnica demonstrou um menor potencial de impacto para o enriquecimento de nutrientes nos solos. Os resultados desta ACV possibilitaram, igualmente, determinar que melhorias deveriam ser aplicadas em ambas as técnicas. Permitir sistemas de gestão de resíduos mais sustentáveis noutros pontos do país os decisores deverão combinar as técnicas ou métodos de gestão integrada, sendo que a ACV pode ser uma ferramenta de valor incalculável para essa análise (Chaya & Gheewala, 2007).

Consonni *et al.* (2005) comparou quatro estratégias para a recuperação de energia de RSU através de unidades WTE dedicadas. Na primeira estratégia os resíduos da recuperação seletiva de material são diretamente alimentados à grelha da câmara de combustão, ao passo que na estratégia “2” os resíduos alimentados ao combustor sofrem um pré-tratamento mecânico. Nas estratégias “3” e “4” os resíduos da recuperação seletiva são previamente convertidos em Combustível Derivado de Resíduos (CDR) num leito fluidizado (Figura 6).

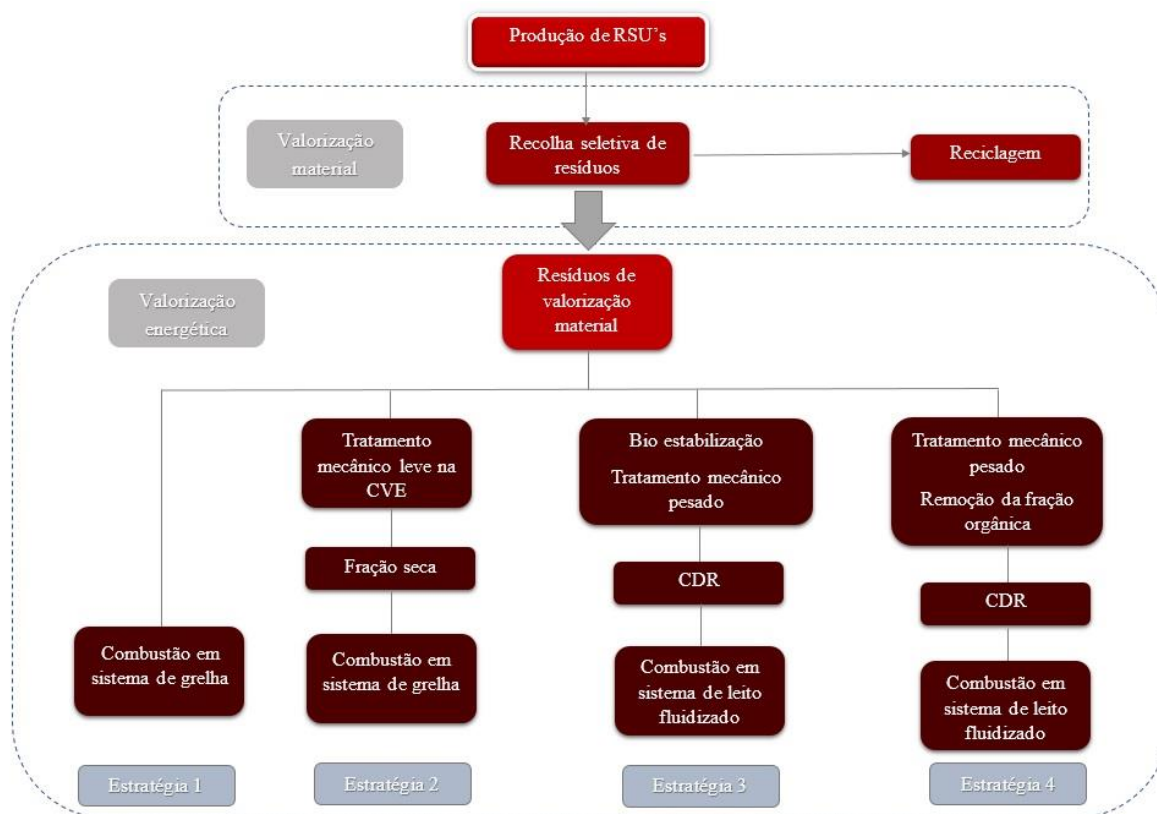


Figura 6 – Principais estratégias de valorização material e energética de Resíduos Sólidos Urbanos, (Consonni *et al.*, 2005)

O estudo teve duas fases. A primeira foi dedicada a balanços de massa e de energia, tendo demonstrado de forma inequívoca que o pré-tratamento do resíduo, apesar de aumentar o seu poder calorífico, tem um reduzido efeito na eficiência energética da unidade de tratamento. Ao considerar a eficiência de toda a estratégia de gestão dos resíduos os balanços energéticos demonstram que quanto mais extensivo é o pré-tratamento menor a recuperação energética conseguida por unidade de massa de resíduos.

De seguida, e partindo dos resultados da primeira fase, na segunda parte examinaram-se os impactos ambientais e económicos das diferentes estratégias, recorrendo à metodologia ACV. Os resultados mostraram que tratando os resíduos antes da conversão WTE isso não se traduz em benefícios ambientais ou económicos. A produção de CDR piora a maioria das categorias de impacto avaliadas, pois reduz a produção de eletricidade e, conseqüentemente, a transferência das emissões da unidade de conversão. Por outro lado também aumenta os custos dado que as vantagens conseguidas pela melhoria da qualidade do material alimentada à unidade WTE, não compensando os custos de tal melhoria (Consonni *et al.*, 2005).

O tratamento térmico de resíduos com recuperação de calor fornece energia limpa e segura, nas formas de calor e eletricidade, aspeto que tem contribuído para a redução do consumo de energia primária em sistemas convencionais de geração das utilidades. O trabalho desenvolvido por Pavlas *et al.* (2010) quantificou o impacto desta tecnologia no meio ambiente. A avaliação foca a determinação de poupanças de energia primária e propõe uma nova metodologia. É efetuada uma avaliação da taxa de emissão e os resultados são discutidos (Pavlas *et al.*, 2010).

2.3. Software e plataformas de Avaliação de Ciclo de Vida

Um estudo de ACV é um procedimento que abrange uma enorme quantidade de processos com uma relação de elevada complexidade entre eles. De modo a que o estudo possa decorrer torna-se essencial, durante a fase de inventário, recolher a maior quantidade de informação possível, utilizando o maior número de fontes disponíveis, se possível diretamente ligados ao processo (dados primários). Assim, tendo em conta a elevada quantidade de informação necessária para a condução de um estudo de ACV de qualidade, foram criadas plataformas de armazenamento de informação previamente documentada e verificada, de modo a facilitar os estudos, correspondentes às bases de dados de inventário de ACV.

Mesmo com a criação de bases de dados ACV muitas vezes verificavam-se dificuldades inerentes ao processo de escolha de informação ou da delimitação de fronteiras, o que pode influenciar drasticamente as conclusões do estudo. De modo a superar estas dificuldades existem ferramentas de apoio à tomada de decisão com base nos resultados de estudos de ACV (Baumann & Tillman, 2004).

Um estudo elaborado por Rice *et al.* (1997) consistiu em analisar 12 dos principais softwares de ACV disponíveis no mercado, considerados os mais apropriados para a ACV de processos industriais. Estas ferramentas foram analisadas em termos de funcionalidades disponíveis, qualidade de informação, facilidade de manuseamento e qualidade da versão de teste. A conclusão deste estudo é que atualmente existem 4 ferramentas que podem oferecer vantagens relativamente às restantes, nomeadamente as ferramentas *The Boustread Model*, *Ecobalance UK's TEAMTM*, *PEMS 3.0* e *SimaPro 3.1*. Ainda de acordo com este estudo, estes softwares diferem sobretudo no método, velocidade, flexibilidade e informação que cada ferramenta possui (Rice *et al.*, 1997).

Apesar de existirem várias ferramentas disponíveis no mercado todas são de elevado custo, o que torna a aquisição de licenças atrativa somente para entidades profissionais que realizem estudos de ACV com alguma periodicidade. De modo a ultrapassar esta barreira, Mitchell *et al.* (1995) desenvolveram uma ferramenta de suporte à tomada de decisão para avaliar sistemas integrados de conversão de biomassa em eletricidade. O modelo foi criado para permitir uma análise técnico-económica, sendo aplicável a um conjunto alargado de matérias-primas, tecnologias de conversão e ciclos de geração. A solução utilizada possibilita a expansão do modelo. Novas opções podem ser consideradas através da adição de novas folhas de cálculo e/ou pela realização de pequenos ajustes ao programa que relaciona as diferentes folhas. Esta ferramenta inclui um modelo que pode ser utilizado para avaliar a recolha, queima e geração de eletricidade a partir de RSU (Mitchell, *et al.*, 1995).

Pinsonnault *et al.* (2014) conduziram um estudo com o objetivo de analisar se a inserção de uma perspetiva temporal nos dados já existentes em bases de dados resultaria em estudos ACV com resultados mais fiáveis, mais concretamente no potencial de Aquecimento Global (GW). A inclusão destes novos dados resultou na alteração de aproximadamente 22% dos processos contidos na base de dados, e para 8,6% dos sistemas de produção referenciados verificou-se uma alteração na ordem de 10% nos valores de GW, sendo que a maioria dos processos afetados pela inclusão desta perspetiva estão relacionados com a utilização de madeira e biocombustíveis. Este estudo possibilitou assim uma forma de minimizar uma das principais limitações apontadas à metodologia de ACV (Pinsonnault *et al.*, 2014).

Mais recentemente, de modo a constituir uma alternativa viável para ACV, um artigo de Martins *et al.* (2017) apresenta uma nova ferramenta de ACV, a *LCA4Power*. Esta ferramenta surgiu com o objetivo de avaliar o potencial impacte ambiental da produção de eletricidade em Portugal usando uma perspetiva de ACV. A versão atual da ferramenta consiste na avaliação do potencial impacte ambiental por fonte de energia, incluindo energia térmica e produção combinada de energia e calor como fontes fósseis, e energia eólica e hídrica como fontes renováveis, que são as principais fontes energéticas da eletricidade gerada em Portugal. Está ainda prevista uma atualização desta ferramenta abrangendo outras tecnologias de produção de eletricidade e análise de cenários futuros para a produção de energia elétrica em Portugal (Martins *et al.*, 2017).

3. Renováveis em Portugal

3.1. Panorama energético nacional

Tendo em conta a importância do setor energético na economia, em particular os fatores económicos ligados à procura de oferta de energia e a necessidade de minimizar as alterações climáticas, é necessário uma reflexão e ações urgentes para diminuir as emissões de Gases com Efeito de Estufa (GEE). Deste modo, a Diretiva europeia 28/2009/CE do Parlamento Europeu definiu compromissos energéticos para os países membros da União Europeia (UE). Em Portugal esta Diretiva foi transposta por meio do Plano Nacional de Ação para as Energias Renováveis (PNAER), no qual foram fixados os objetivos nacionais a alcançar em 2020 divididos pelos setores dos Transportes (FER-T), Eletricidade (FER-E) e Aquecimento/Arrefecimento (FER-A&A), relativamente à quota de energia proveniente de fontes renováveis consumida (DGEG, 2016b).

No panorama europeu Portugal encontra-se bem posicionado em matéria de energias renováveis, tendo-se alcançado resultados bastante positivos nos últimos anos. Em particular ocorreu um aumento significativo da produção doméstica de energia, assegurando um maior nível de segurança de abastecimento (24% do consumo total de energia primária em 2015 contra 16,5% em 2016), e uma redução significativa das emissões de GEE (-26,7% em 2014 em comparação com 2005) (DGEG, 2016b).

O primeiro PNAER foi implementado em 2010, no qual Portugal se comprometeu a atingir uma incorporação de 31% de energia proveniente de fontes renováveis no consumo final bruto de energia e 10% no setor FER-T. Em 2015, verificou-se uma integração de FER no

consumo final bruto de energia de 28%, isto é, foi alcançado cerca de 90% da meta proposta para 2020 (DGEG, 2016b), como se pode observar na Figura 7

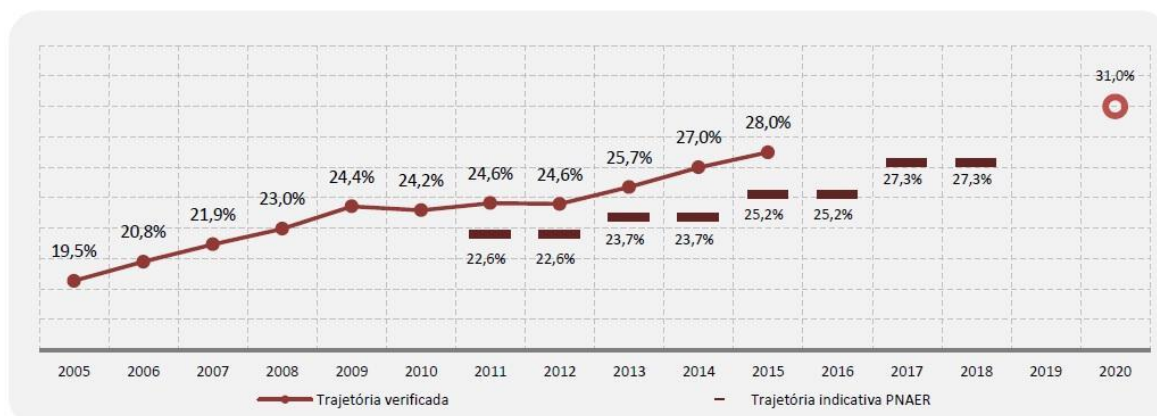


Figura 7 - Evolução na meta de incorporação de FER no consumo final bruto de energia em concordância com a Diretiva 28/2009/CE (DGEG, 2016b)

Numa perspetiva setorial, em 2015, verificou-se que a parcela de FER no setor elétrico atingiu 52,6%, no setor dos transportes alcançou 6,7% e no setor aquecimento e arrefecimento igual os 33,4% (DGEG, 2016b), como se pode observar na Figura 8.

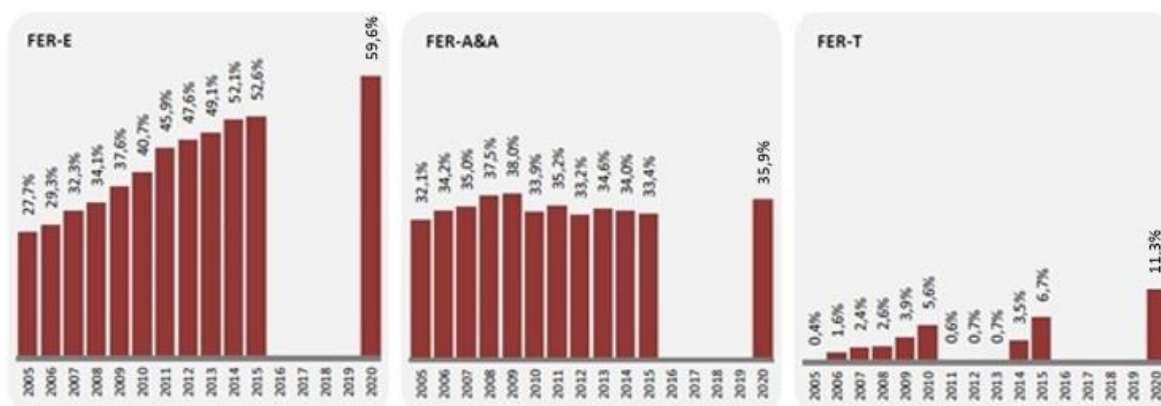


Figura 8 - Evolução dos objetivos setoriais de incorporação de FER no consumo de energia de acordo com a Diretiva 28/2009/CE (DGEG, 2016b).

3.1.1. Mix energético nacional

O *mix* energético de Portugal tem vindo a refletir as já internacionalmente reconhecidas características propícias à produção de energia elétrica através de FER, tendo esta tendência vindo a acentuar-se ao longo dos últimos anos (APREN, 2017a), sendo esta evolução visível na Figura 9.

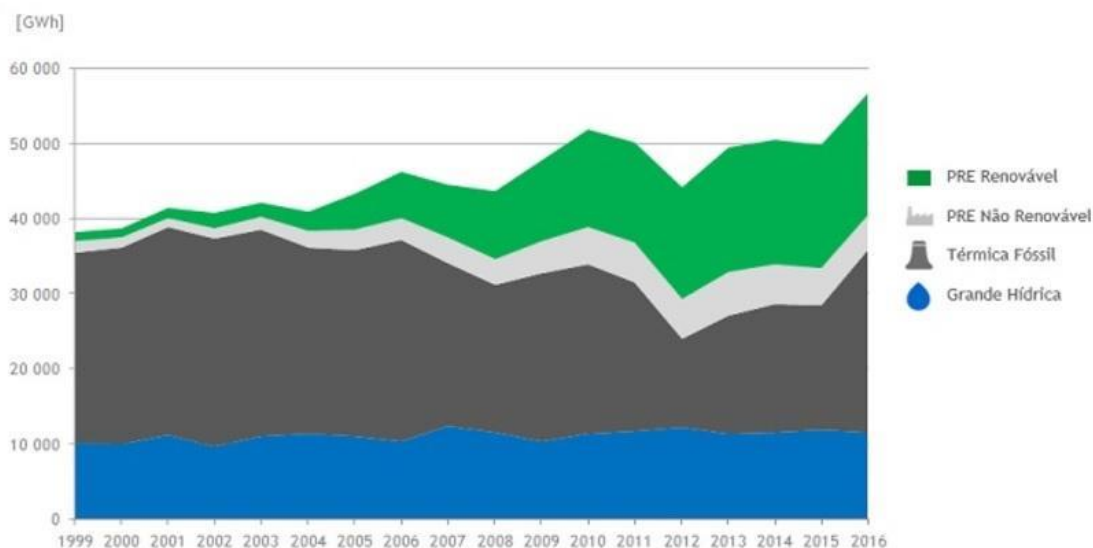


Figura 9 - Produção de eletricidade em Portugal por fonte entre 1999 e 2016 (APREN, 2017a)

Atualmente, as necessidades energéticas nacionais são satisfeitas maioritariamente por FER (58%), sendo que a Produção em Regime Especial (PRE) engloba tanto FER como FENR. Por PRE entende-se a produção de eletricidade usando recursos endógenos, renováveis e não renováveis, de tecnologias de produção combinada de calor e eletricidade (cogeração) e de produção distribuída. Em conjunto com os grandes aproveitamentos hidroelétricos estas fontes de produção de energia elétrica satisfizeram, em 2014, cerca de 75% da necessidade de consumo nacional de eletricidade em 2014 (ERSE, 2017).

Uma vez evidenciada a maioritária utilização de FER para produção de energia elétrica em Portugal, torna-se interessante observar como a PRE de FER evoluiu num passado recente, passando de pouco mais de 1 000 GWh anuais em 1999 para os atuais 17 000 GWh anuais registados em 2016 (Figura 10).

Numa análise mais cuidada da Figura 10 é notória a influência das políticas nacionais na promoção da utilização de outras FER para produção de energia elétrica para além das tradicionais Pequenas Centrais Hídricas (PCH), cuja capacidade de produção praticamente se manteve idêntica no intervalo temporal em análise. É possível ainda observar que a produção de eletricidade por fonte eólica é a maior contribuinte para o aumento da capacidade produtiva das FER nacionais (somente considerando pequenas centrais hídricas na análise em questão), seguida da produção de eletricidade através do aproveitamento de biomassa. De notar ainda o progresso do aproveitamento de fontes de energia solar, cujo

gradual crescimento tem vindo a confirmar as potencialidades inerentes a esta FER (APREN, 2017b), ainda claramente subaproveitada em Portugal.

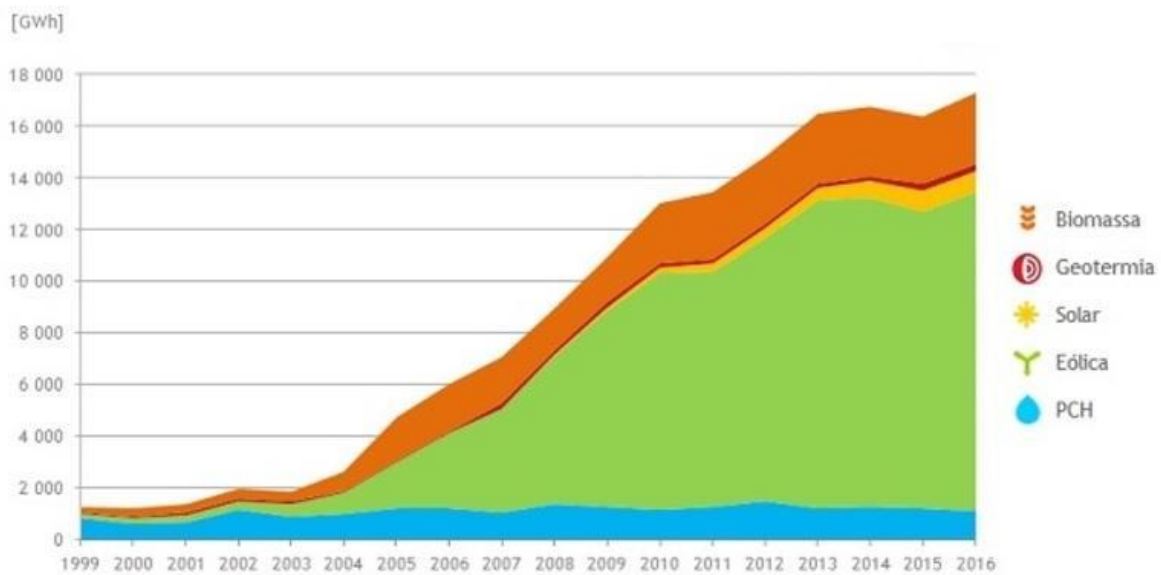


Figura 10 - Evolução das principais FER em Portugal no período de 1999 a 2016 (APREN, 2017b)

3.1.2. Perspetiva histórica do controlo de emissões gasosas

A atividade humana influencia com cada vez maior intensidade o clima e a temperatura média do planeta. Atividades como a queima de combustíveis fósseis, desflorestação e indústria pecuária são alguns dos maiores contribuintes de Gases com Efeito de Estufa (GEE), resultando no aumento da concentração de gases com efeito de estufa na atmosfera, em particular o dióxido de carbono, e aumentando o efeito de estufa que resulta no aquecimento global. Os principais gases responsáveis pelo fenómeno anteriormente descrito são: o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), dióxido de azoto (NO_2), o hexafluoreto de enxofre (SF_6), o trifluoreto de enxofre (SF_3) e os gases fluorados, que têm como maiores representantes os hidrofluorcarbonetos (HFC's) mas onde também se incluem os perfluorcarbonetos (PFC's). São ainda incluídos nos GEE outros gases como o monóxido de carbono (CO), o dióxido de enxofre (SO_2), os óxidos de azoto (NO_x), e os compostos orgânicos voláteis não metálicos (COVNM's). Foi a partir desta identificação que foi possível a tomada de ações por parte das organizações nacionais e internacionais para minimizar o aquecimento global e as consequentes alterações climáticas (United Nations, 2017a).

As alterações climáticas já há muito têm vindo a ser presenciadas e debatidas no plano internacional, sendo apontadas como principais responsáveis destas alterações as emissões

de gases para a atmosfera, os GEE. Assim, tendo como finalidade o abrandamento da degradação ambiental, foram estabelecidas convenções entre chefes de estado, organizadas pelas Nações Unidas, sendo que a primeira destas grandes conferências foi a conferência de Estocolmo, em 1972 (United Nations, 2017b). Como resultado da conferência do Rio de Janeiro em 1992, a Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas (UNFCCC), um tratado firmado pela grande maioria dos países participantes que tinha como grande objetivo finalizar os aumentos de temperatura globais e consequentes alterações climáticas. Porém, em 1995, os estados integrantes chegaram à conclusão de que as previsões para diminuição de emissões de GEE eram inadequadas, o que resultou em novas negociações de modo a permitir uma resposta global às alterações climáticas mais efetiva que culminou, em 1997, com a adoção do Protocolo de Kyoto. Esta nova meta no combate às emissões foi composta por dois períodos de compromisso, inicialmente entre 2008 e 2012 e posteriormente de 2013 até 2020, sendo que, mesmo durante estes períodos, as metas propostas e medidas foram sendo adequadas à evolução do panorama mundial (United Nations, 2017b).

Mais recentemente, dada a importância desta matéria, a União Europeia criou um sistema de Comércio Europeu de Licenças de Emissão (CELE), visando a concretização da sua estratégia de redução de emissões de GEE através do cumprimento dos compromissos celebrados que se encontra em vigor desde 1 de janeiro de 2005. Os setores abrangidos pelo CELE devem, a nível europeu, reduzir as suas emissões em 21% até 2020 comparativamente aos níveis de 2005, estando abrangidas por este regime instalações de diversas áreas, desde setores energéticos a industriais (Agência Portuguesa do Ambiente, 2016).

A nível interno, foi criado a partir do UNFCCC um sistema nacional designado por Sistema Nacional de Inventário de Emissões por Fontes e Remoções por Sumidouros de Poluentes Atmosféricos (SNIERPA), tendo este sido reestruturado e atualizado em 2015. Neste ano foi também adotado o Quadro Estratégico para a Política Climática (QEPiC), que visa sumarizar e relacionar os instrumentos de política climática disponíveis no horizonte 2020/2030, destacando-se entre estes o Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC 2020/2030) e a Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas (ENAAC 2020/2030) (Agência Portuguesa do Ambiente, 2016).

Numa perspetiva de médio-longo prazo, o PNAC visa a continuidade da execução das medidas de mitigação de alterações climáticas previstas, assentando em princípios que visem

a transição contínua para uma economia competitiva de baixo carbono. Estão ainda previstas, segundo o acordo de Paris adotado em 2015, a limitação das temperaturas globais até 2°C acima dos valores registados na época pré-industrial, mantendo os esforços para que este aumento não ultrapasse os 1,5°C (Agência Portuguesa do Ambiente, 2016), e a evolução para emissões líquidas de GEE iguais a zero numa perspetiva de longo prazo.

3.1.3. Enquadramento legal

Qualquer atividade económica à qual se encontram associadas potenciais emissões com impactes ambientais está sujeito a, segundo o Decreto-Lei n.º 127/2013, a um Regime de Emissões Industriais (REI). Este instrumento visa proporcionar um melhor controlo e eficaz prevenção das emissões, assim como instituir regras definidas para evitar ou pelo menos reduzir dentro do possível as emissões para o ar, água, solo e produção de resíduos. Na sequência da criação do REI surge o Decreto-Lei n.º 75/2015, que obriga a uma submissão das atividades ao abrigo do Decreto-Lei n.º 127/2013 a um Regime de Licenciamento Único de Ambiente (LUA), em que se inclui o Licenciamento Ambiental (LA), composto maioritariamente por um processo de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) ao abrigo do Decreto-Lei n.º 151-B/2013 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2016).

A prevenção e controlo de atividades geradoras de emissões atmosféricas obedece a um regime legal estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 78/2004, no qual se encontram explícitos os princípios, instrumentos e objetivos que devem ser seguidos pelas entidades que operam instalações ao abrigo desta norma legislativa. Assim, o regime legal visa garantir a proteção do recurso natural ar, e, conseqüentemente, da população numa forma geral. O Decreto-Lei n.º 78/2004 estabelece Valores Limites de Emissão (VLE) que, em função do caudal mássico dos poluentes, permitem estabelecer programas de monitorização de emissões. No seguimento deste Decreto-Lei, surgem as Portaria n.º 263/2005, que estabelece normas para o cálculo de altura de chaminés, a Portaria n.º 80/2006 e a Portaria n.º 676/2009, que estabelecem para os limiares mássicos (máximo e mínimo) de poluentes atmosféricos, e a Portaria n.º 675/2009 cuja finalidade é fixar VLE's gerais adequáveis às instalações abrangidas no Decreto-Lei n.º 78/2004 e na Portaria n.º 677/2009, que confere VLE para as instalações de combustão compreendidas no Decreto-Lei n.º 78/2004. A criação de um sistema de Registo Europeu de Emissões e Transferência de Poluentes e Resíduos (PRTR) no âmbito do Decreto-Lei n.º 127/2008 obriga as entidades responsáveis pela exploração de instalações com génese de emissões ao preenchimento de um formulário único de modo a

aferir a dimensão das emissões geradas, sendo os resultados da monitorização referida posteriormente comunicados, de acordo com o estipulado no Decreto-Lei n.º 78/2004 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2016).

Para além da legislação geral anteriormente referida, existem ainda regimes especiais legislados pelos Decreto-Lei n.º 102/2010, que estabelece as normas gerais para a manutenção da qualidade do ar ambiente e transpõe as imposições das Diretivas Europeias n.º 2008/50/CE e n. 2004/107/CE do Parlamento Europeu; o Decreto-Lei n.º 178/2003 que limita as emissões atmosféricas de certos poluentes provenientes Grandes Instalações de Combustão (GIC), implementando a Diretiva n.º 2001/80/CE do Parlamento Europeu; o Decreto-Lei n.º 85/2005 que estabelece o regime legal da incineração e co-incineração de resíduos, em concordância com a Diretiva n.º 2000/76/CE do Parlamento Europeu; o Decreto-Lei n.º 226-A/2007 que toma em conta o regime de utilização dos recursos hídricos e devidos pedidos de autorização; e o Decreto-Lei n.º 147/2008 relativo à constituição do conceito de responsabilidade ambiental e à constituição de garantia financeira por parte da entidade exploradora.

Considerando o tema em estudo neste documento – análise a instalações de incineração de resíduos – a legislação aplicável será a prevista no Decreto-Lei n.º 85/2005, mais precisamente no Anexo V, tal como estabelece o artigo 25.º do Decreto-Lei referido (Agência Portuguesa do Ambiente, 2016), sendo os VLE os apresentados na Tabela 3

Tabela 3 – Valores Limite de Emissão (VLE) para instalações de incineração de resíduos, adaptado de (Decreto-Lei n.º 85/2005, 2005)

	Substâncias orgânicas em forma gasosa e vapor (C orgânico total)	HCl	HF	SO ₂	NO _x		CO	PTS	Dioxinas e Furanos
					Capacidade Nominal				
					> 6 t.h ⁻¹	≤ 6 t.h ⁻¹			
VLE médios diários	10	10	1	50	200	400	50	10	0,1

Valores de concentrações expressos em mg.m⁻³ para Cloreto de Hidrogénio (HCL), Fluoreto de Hidrogénio (HF), Dióxido de Enxofre (SO₂), Óxidos de Azoto (NO_x), Monóxido de Carbono (CO), Partículas Totais (PTS). Concentração de Dioxinas e Furanos expressa em ng.m⁻³

No que diz respeito aos requisitos de operação da instalação de combustão, estes devem assegurar condições adequadas à incineração de RSU's, de acordo com os artigos 86.º e 87.º do REI (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015):

- a) Uma temperatura de combustão ≥ 850 °C, após a última injeção de ar de combustão;
- b) Estabelecer um tempo de residência de pelo menos 2 segundos a uma temperatura ≥ 850 °C, para os gases resultantes da combustão de resíduos, mesmo em condições desfavoráveis;
- c) Ativação automática dos queimadores auxiliares:
 - a. Durante operações de arranque e paragem, de modo a assegurar constantemente as condições nos dois pontos anteriores
 - b. Sempre que a temperatura seja inferior a 850 °C, quer de combustão como dos gases de combustão após a última injeção de ar.
- d) Ação do sistema de encravamento de alimentação de resíduos nas seguintes situações:
 - a. No arranque, quando a temperatura na câmara não for ≥ 850 °C;
 - b. Sempre que não seja mantida a temperatura de 850 °C;
 - c. Sempre que o sistema de monitorização contínua indicar que foi excedido qualquer VLE de poluentes atmosféricos estabelecidos.

O operador tem ainda como função averiguar o funcionamento ideal do sistema de monitorização contínua de emissões gasosas inerentes ao sistema (Tabela 4) (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015).

Tabela 4 – Parâmetros operacionais do processo de incineração de RSU com monitorização contínua (Associação Portuguesa do Ambiente, 2015)

Parâmetro operacionais		Frequência de monitorização
No efluente gasoso	Temperatura próximo da parede interna ou de outro ponto representativo da câmara de combustão	Contínua
	Teor de O₂	
	Temperatura	
	Pressão	
	Teor de vapor de água (exceto em gás previamente seco)	
	Caudal dos gases de exaustão	

3.2. Centrais de Valorização Energética em Portugal continental

3.2.1. LIPOR – Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto

O sistema integrado de gestão de RSU designado por LIPOR é designação dada ao sistema de gestão de resíduos na região do grande Porto, com exceção do concelho de Vila Nova de Gaia (Figura 11). É composto por um conjunto de instalações, entre as quais se destacam a Central de Separação (CS), a Central de Compostagem (CC) e a Central de Valorização Energética (CVE). A LIPOR recebe na sua CS elevadas quantidades de resíduos proveniente do sistema de recolha associado, maioritariamente composto por contentores de recolha diferenciada, o que conduz a uma receção por parte da CS de materiais de embalagens (plásticos e metálicos), vidro, papel e cartão. Nestas instalações são submetidos a um novo procedimento de seriação antes dos materiais serem enviados para centrais de reciclagem específica. Na CC são recebidos resíduos da fração orgânica, maioritariamente provenientes de hipermercados, restaurantes, jardins, e mercados, diariamente recolhidos através de um circuito de recolha próprio implementado pela LIPOR. Na CVE os RSU inadequados para valorização orgânica (compostagem), ou para reciclagem, ou provenientes de recolha indiferenciada, são sujeitos a um processo térmico que visa aproveitar a sua energia endógena inerente, sob condições controladas e em excesso de oxigénio, para a produção de

eletricidade. A CVE é autossuficiente, sendo que aproximadamente 90% da eletricidade produzida é fornecida à rede energética nacional (Herva *et al.*, 2014).

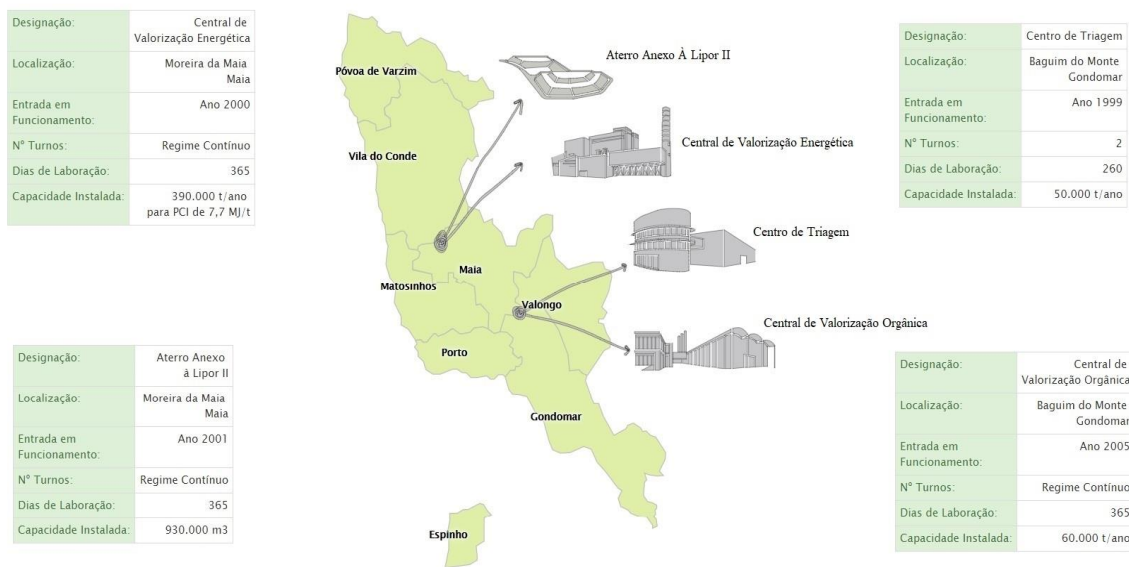


Figura 11 - Municípios integrantes da LIPOR e localização das principais unidades operacionais do sistema (LIPOR, 2017)

3.2.2. VALORSUL – Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos das Regiões de Lisboa e do Oeste, S.A.

VALORSUL é a designação dada ao sistema integrado de gestão de RSU das regiões de Lisboa e do Oeste (Figura 12), da qual fazem parte dois centros de triagem: o centro de triagem do Lumiar e o centro de triagem do Oeste; uma estação de tratamento e valorização orgânica, uma central de valorização orgânica (Leira), uma central de tratamento de RSU, uma instalação de tratamento e valorização de escórias, dois aterros sanitários: o aterro sanitário do Oeste e o aterro sanitário de Mato da Cruz; seis estações de transferência, e uma central de valorização energética (VALORSUL, 2016).

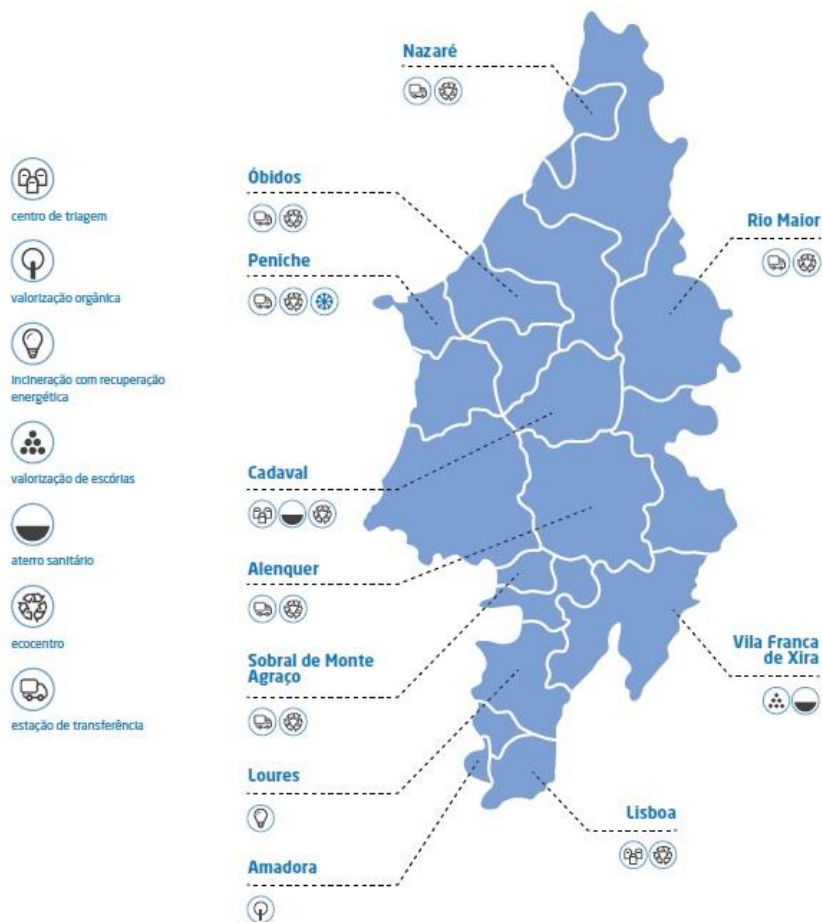


Figura 12 - Localização das principais unidades operacionais do sistema de gestão de resíduos Valorsul (VALORSUL, 2016)

3.2.3. Comparação de dados, CVE_{LIPOR} vs CVE_{VALORSUL}

Após a identificação das duas entidades principais nacionais relevantes para o caso em estudo, foram igualmente selecionados os indicadores mais pertinentes para o período entre 2014-2016 (últimos três anos de atividade).

- Energia elétrica produzida;
- Quantidade de resíduos processados;
- Relação entre energia produzida e quantidade de resíduos processados;
- Emissões de GEE geradas Ana geração da eletricidade produzida.

Os resultados desta análise encontram-se resumidos na Tabela 5.

Tabela 5 – Comparação de indicadores energéticos e ambientais das principais CVE's a operar em Portugal Continental (INEGI, 2015; LIPOR, 2015, 2016; VALORSUL, 2016)

Indicador	LIPOR			VALORSUL		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Ano	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Energia elétrica produzida (GWh)	156,9	193,1	181,8	288,4	345,9	379,5
Resíduos processados (ton)	343 173	407 053	387 692	562 366	619 671	664 456
Energia elétrica por tonelada de resíduos (MWh.ton⁻¹RSU)	0,457	0,474	0,468	0,512	0,558	0,571
Emissões GEE (ton CO_{2eq})	203 561	204 393	211 523	432 000	566 000	567 000
Emissões GEE por tonelada de resíduos (ton CO_{2eq}.ton⁻¹RSU)	0,593	0,502	0,545	0,768	0,913	0,853
Potência instalada (MW)	26,5			50		

Após uma análise aos dados recolhidos evidencia-se o decréscimo na produção de energia elétrica na CVE da LIPOR de 2015 para 2016 (-5,8 %), consistente com o decréscimo observado na quantidade de resíduos processado no mesmo período de tempo (-4,7 %).

Comparando os dois sistemas, verifica-se uma maior quantidade de resíduos processados pela CVE da VALORSUL, à qual corresponde consequentemente uma produção superior de eletricidade, e naturalmente de emissões de GEE, relativamente à CVE da LIPOR apesar de se verificar que a CVE da VALORSUL produz mais GEE do que a CVE da LIPOR por tonelada de RSU tratada. Todavia, as suas taxas de geração de eletricidade são muito similares (0,47 MWh.ton⁻¹RSU, na LIPOR vs 0,55 MWh.ton⁻¹RSU, na VALORSUL – média dos três anos).

Da mesma forma, o rendimento elétrico inferido a partir dos dados para as duas centrais é idêntico ($\eta_{el,LIPOR} = 76\%$ e $\eta_{el,VALORSUL} = 77\%$, média dos três anos), sendo que para termos de comparação se assumiu uma laboração contínua, ou seja, 24h por dia, 365 dias por ano.

4. Avaliação de Ciclo de Vida

O desenvolvimento da ferramenta *LCA4Power* esteve integrado num projeto europeu – *LCiP – Life Cycle in Practice* – que tinha como membros do consórcio o Laboratório Nacional de Energia e Geologia (LNEG) e a Associação Portuguesa de Energias Renováveis (APREN) como parceiros portugueses. Um dos seus objetivos consistiu em analisar casos de estudo para Re(desenhar) métodos e ferramentas, de forma a adaptá-los às necessidades de três setores industriais: reciclagem, construção e energia. Os parceiros nacionais debruçaram-se sobre a análise dos setores da construção e da energia. Neste último, pretendia-se avaliar o ciclo de vida de 1 kWh de eletricidade, utilizando o *mix* energético nacional, em períodos de um ano.

Foi neste âmbito que surgiu um contacto com o INEGI para o desenvolvimento de uma nova ferramenta computacional capaz de analisar o impacto ambiental decorrente da produção elétrica nacional, recorrendo a ACV, para um 1 kWh de eletricidade gerada.

Tendo este propósito foram desenvolvidos dois estudos em paralelo (Barbosa, J., 2017, Simaria, M., 2016) que partilharam um conjunto de objetivos – construção da ferramenta computacional baseada numa perspetiva de ciclo para análise da produção de eletricidade em Portugal continental, mas que diferiram nas fontes energéticas em análise: fósseis (Barbosa, J., 2016) e eólica e grande hídrica (Simaria, M., 2016). O trabalho conjunto dos dois autores deu origem à ferramenta *LCA4Power*.

A ferramenta *LCA4Power* surge com um novo paradigma para plataformas ACV, na medida em que procura ser independente (dentro do possível) dos tradicionais *softwares* utilizados para este tipo de estudos. Assim, neste instrumento encontra-se presente uma base de dados de criação própria, utilizando valores de categorias de impacto ambiental disponíveis na literatura (fatores de emissão), e uma formatação simples e de fácil utilização, mantendo características rigorosas e profissionais adequadas à exigência de um estudo ACV (Martins *et al.*, 2017).

Todavia, a limitação temporal imposta aos estudos antecedentes, deixou um conjunto de fontes de energias cada vez mais relevantes para o *mix* energético nacional por avaliar, em particular a biomassa, os resíduos e a energia solar) – ver Tabela 6.

Tabela 6 – Mix energético nacional para 2014, 2015 e 2016 (adaptado de DGEG, 2016a, 2016b, 2017)

FONTE		ANO	2014	2015	2016
Não renovável	Centrais dedicadas	Carvão	22,1%	27,9%	25,3%
		Fuel-oil	2,8%	2,4%	1,4%
		Gás natural	1,9%	9,7%	9,7%
Não renovável	Cogeração	Gás natural	10,8%	10,4%	9,4%
Renovável		Biomassa	5,7%	5,8%	3,9%
		RSU	1,1%	0,9%	1,2%
		Eólica	22,4%	22,0%	20,6%
		Geotérmica	0,4%	0,4%	
		Grande Hídrica	31,1%	18,7%	28,5%
		Solar CSP	1,7%	1,8%	Não disponível

Deste modo este estudo pretende complementar a ferramenta computacional incorporando na mesma a vertente dos resíduos sólidos urbanos tratados no país. A introdução desta fonte energética na ferramenta permitirá, posteriormente, compará-la diretamente com as fontes previamente incorporadas e com maior expressão no *mix*, ao mesmo tempo que permitirá analisar as diferentes tecnologias de tratamento de RSU empregues no país.

4.1. Metodologia ACV utilizada

A ferramenta *LCA4Power* utiliza como unidade funcional a produção de 1 kWh de energia elétrica, valor representativo da função e da performance dos sistemas de geração de eletricidade.

Os dados inseridos na *LCA4Power* relativos à conversão energética de RSU foram recolhidos de várias fontes científicas e, em alguns casos, foram contabilizados resultados de estudos literários através de uma fase prévia de Inventário de Ciclo de Vida (ICV). Deste modo, existiu a possibilidade de associar os valores recolhidos pelas diferentes fases do ciclo de vida do processo em estudo, desde a construção da CVE, seguida da etapa de recolha de matéria-prima (RSU), passando pelo seu transporte para a CVE e operação da central. Salienta-se ainda, que os dados utilizados para a etapa de transporte foram calculados no *software SimaPro 3.1*, utilizando a base de dados *Ecoinvent*, considerando uma distância média de 20 km e uma capacidade de ocupação dos camiões de recolha e transporte de RSU na ordem das 7,5 toneladas.

Como já foi anteriormente referido, na ferramenta *LCA4Power* optou-se pela utilização da metodologia CML 2001 para quantificar os valores dos indicadores de impacte ambiental considerados na ferramenta. Esta opção justifica-se pelas particularidades distintas desta metodologia, como por exemplo o seu rigor científico, uma vez que todas as decisões relativas à estrutura desta metodologia são efetuadas baseando-se em sólidas fundações científicas (as categorias de impacte sugeridas são as mais mencionadas na literatura. Também tomada em conta o desenvolvimento de princípios para elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV), ao mesmo tempo que se estabelecem princípios para outros elementos da metodologia de ACV (como unidade funcional, a título de exemplo) de forma consistente e com respeito pelas variáveis tempo, espaço, não-linearidades e mecanismos económicos, sociais e tecnológicos (*European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability*, 2010).

4.1.1. Indicadores de Impacte Ambiental selecionados

4.1.1.1. Potencial de Alterações Climáticas (GW)

Ao longo do último século têm-se verificado sucessivos aumentos da temperatura média da Terra, fruto do desenvolvimento e crescimento da atividade humana através do aumento da

concentração de GEE na atmosfera terrestre. A principal atividade humana geradora de GEE é sem dúvida a queima de combustíveis fósseis. No entanto outras atividades têm vindo a ser apontadas como grandes produtoras de GEE, tais como a agricultura, criação de gado, alterações do solo (incluindo desflorestação), e a deposição de RSU em aterro (Santos *et al.*, 2001).

As mudanças climáticas podem ter diversas consequências negativas tais como:

- Aumento do nível do mar e possível inundação de zonas baixas;
- Fusão dos glaciares e gelo marítimo;
- Mudanças nos padrões pluviométricos, com implicações em termos de cheias e secas;
- Variações na incidência de extremos climáticos, especialmente extremos de temperaturas elevadas (Santos *et al.*, 2001).

Atendendo ao anteriormente referido, novas soluções têm sido procuradas, entre as quais se destaca a incineração de RSU com recuperação energética como alternativa à sua deposição em aterro, tendo sido verificado nos últimos anos um aumento da fração de RSU destinada à incineração nos principais países europeus (Figura 1).

4.1.1.2. Potencial de Acidificação (AC) e Eutrofização (ET)

As emissões antropogénicas de dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de azoto (NO_x), amónia (NH₃) e a sua respetiva deposição (incluindo produtos de reação secundários) nos solos e cursos de água originam fenómenos de acidificação (deposição de enxofre e azoto) e eutrofização (deposição de azoto e fosfatos).

A acidificação provoca danos nos ecossistemas de água doce, solos florestais e ecossistemas naturais. Os seus efeitos tornam-se evidentes de diversos modos, incluindo a desflorestação e reduzida vitalidade das árvores, declínio nos *stocks* de peixe e diminuição da diversidade em lagos e rios sensíveis à acidez, verificam-se ainda mudanças na química dos solos. O contributo das emissões dos diversos compostos para o problema da acidificação pode ser integrado através da consideração dos correspondentes potenciais de acidificação, traduzindo estes o contributo de cada substância em relação a um composto de referência –

o dióxido de enxofre (SO₂) – considerando a sua capacidade em libertar catiões de hidrogénio (H⁺) para o ambiente e a relação entre o seu peso molecular e o do SO₂.

Com a finalidade de controlar e reduzir as concentrações emitidas por este tipo de compostos a União Europeia tem vindo a desenvolver uma estratégia de controlo da acidificação e eutrofização, que inclui o estabelecimento de metas intercalares e objetivos de redução de emissões, mas também a identificação/investigação de melhores técnicas disponíveis e qual o seu custo/benefício (Santos *et al.*, 2001).

4.1.1.3. Potencial de Depleção da Camada de Ozono (OD)

Nos últimos anos tem-se vindo a verificar uma diminuição gradual dos níveis de concentração de ozono (O₃), sendo esta diminuição principalmente acentuada nas regiões do Ártico e do Antártico. A depleção verificada tem como origem as emissões de compostos prejudiciais, tais como clorofluorcarbonetos (CFC's) e bromofluorcarbonetos (*halons*). A diminuição referida traduz-se em consequências diretas para o Homem, uma vez que fica possibilitada a propagação de maiores quantidades de radiação ultravioleta-B (UV-B) para a superfície terrestre, destacando-se as seguintes consequências associadas:

- Maior incidência de cancro de pele nas populações;
- Cataratas nos olhos;
- Envelhecimento cutâneo;
- Diminuição do sistema imunitário nos humanos (Santos *et al.*, 2001).

4.1.1.4. Potencial de formação de nevoeiro fotoquímico (PO)

Este indicador ambiental traduz-se na prática pela incidência de “nevoeiro fotoquímico”, o tradicionalmente denominado *smog*, fenómeno bastante presente em grandes cidades, onde o tráfego automóvel é bastante intenso. O *smog* deve-se à oxidação de COV's e monóxido de carbono na troposfera, na presença de óxidos de azoto e radiação ultravioleta.

Os valores limite de proteção da saúde humana, vegetação e ecossistemas são frequentemente excedidos em muitos países europeus. Os efeitos do ozono na saúde humana são agravados pela ocorrência de outros poluentes na atmosfera. Por outro lado, uma vez

que os oxidantes fotoquímicos são transportados a longas distâncias, o desenvolvimento de estratégias de controlo tem que envolver a cooperação internacional.

As principais consequências da exposição a concentrações elevadas de ozono traduzem-se em dificuldades respiratórias em pessoas sensíveis e danos na vegetação e nos ecossistemas. Os efeitos na saúde humana incluem redução na função pulmonar, aumento da incidência de sintomas respiratórios e respostas inflamatórias nos pulmões. Estes sintomas traduzem-se na utilização de medicação e no aumento das admissões hospitalares com consequências, por exemplo, em termos de perda de produtividade. Os danos na vegetação traduzem-se em lesões foliares e reduções no crescimento e na produção de sementes (Santos *et al.*, 2001).

4.1.2. Estruturação inicial da ferramenta

A ferramenta foi implementada no software *MS ExcelTM*, e usa uma estrutura simples, composto por tabelas e folhas de cálculo de fácil compreensão e visualização, devido a uma utilização criteriosa de cores. As folhas de cálculo que compõe a ferramenta encontram-se organizadas individualmente de acordo com uma certa lógica, tomando em conta a perspectiva de ciclo de vida e a facilidade de utilização:

- “Caraterísticas da ferramenta”: Nesta secção é possível identificar uma descrição sumária da ferramenta *LCA4Power*, mais concretamente a sua versão, objetivos, a fronteira do sistema, metodologia utilizada, autores e data da última atualização;
- “*Mix* Energético”: Aqui apresentam-se os valores calculados dos vários indicadores ambientais em funções das percentagens respetivas a cada tecnologia de produção de energia no total do *mix* energético, que são definidos pelo utilizador;
- “Fases de ACV”: Neste passo efetua-se uma seleção por parte do utilizador das etapas a considerar no estudo ACV, de acordo com a metodologia de análise aplicada;
- “Indicadores e Fontes”: Esta folha de cálculo permite ao utilizador comparar (em função dos dados inseridos na tabela respeitante ao *mix* energético) tecnologias de produção de energia em função dos indicadores ambientais selecionados e, mais especificamente, verificar o impacte gerado por determinado *mix* energético;

- “Referências Bibliográficas”: Tendo como finalidade apresentar as fontes dos dados usados na ferramenta. Em particular, esta secção consiste uma base de dados bibliográfica conectada às bases de dados de indicadores ambientais criadas na ferramenta, que permitem ao utilizador observar de onde foram retiradas todas as informações e valores utilizados na ferramenta;
- “Registo”: A ferramenta LCA4Power possui também um sistema de controlo informação inserida. Nesta folha de cálculo são automaticamente identificadas todas as informações adicionadas ou atualizadas (como folha de cálculo e célula, a título de exemplo), e o utilizador responsável por essas alterações.

Para além das funcionalidades anteriormente descritas, a ferramenta *LCA4Power* na sua versão inicial poderia ser aplicada a tecnologias de produção de energia elétrica com uma representatividade superior a 80 % do *mix* energético nacional (Tabela 7) (Martins *et al.*, 2017).

Tabela 7 – Tecnologias de produção de energia elétrica abrangidas pela ferramenta LCA4Power (adaptado de Barbosa, 2016)

Tecnologias			
Renováveis	Eólica		
	Hídrica	Pequena Hídrica Grande Hídrica	
Não Renováveis	Centrais Térmicas	Combustíveis	Carvão
			Gás Natural
	Cogeração		Fuelóleo
			Gás Natural
		Fuelóleo	

4.1.3. Novos desenvolvimentos, *LCA4Power* versão 4.2

Dando continuidade a projetos anteriores, foi desenvolvida uma nova versão da ferramenta *LCA4Power*, composta pelas seguintes atualizações:

- Adição de uma nova folha de cálculo denominada “RSU”, com opções específicas por parte do utilizador e uma estruturação diferente das demais, nomeadamente devido à particularidade de se encontrar dividida por tecnologias de valorização energética de RSU;

- Nova funcionalidade de normalização dos indicadores ambientais, possibilitando uma comparação direta entre categorias de impacto;
- Desenvolvimento de uma nova folha de cálculo designada por “Inventário ACV”, que acrescenta à ferramenta a possibilidade de calcular categorias de impacto a partir dos compostos emitidos, independentemente da fonte de energia de origem, e, dessa forma facilitar a construção das bases de dados para as diferentes tecnologias, uma vez que na maior parte dos casos a bibliografia publicada não é expressa em termos de categorias de impacto por unidade de energia.

4.1.3.1. Folha de cálculo “RSU”

A nova folha de cálculo correspondente à avaliação das categorias de impacto ambiental resultantes das várias estratégias de valorização energética de RSU. Ao contrário do que acontece nas outras folhas de cálculo, na “folha RSU” é proporcionado ao utilizador a possibilidade de seleccionar a(s) tecnologia(s) de valorização de RSU (Figura 13). Para tal, a base de dados da nova folha encontra-se subdividida em cinco tabelas, fornecendo individualmente dados de literatura relativos a indicadores ambientais associados a tecnologias de valorização energética de RSU. Uma vez completadas as bases de dados, o utilizador poderá fazer estudos específicos e/ou comparativos tendo em conta as variadas tecnologias aplicáveis ao tratamento de resíduos sólidos urbanos nomeadamente tratamentos térmicos – combustão, gasificação e pirólise ou biológicos – digestão anaeróbia e compostagem (Figura 14).

	A	B	C	D
1		Tecnologia	x	Combustão
2				Gasificação
3				Pirólise
4				Digestão anaeróbia
5				Compostagem

Figura 13 - Sistema de opção por tecnologia de valorização de RSU na ferramenta *LCA4Power*

Ainda que a nova folha de cálculo esteja preparada para analisar a valorização energética de RSU através de cinco possíveis tecnologias de valorização, na versão atual apenas está construída a base de dados correspondente à incineração de RSU. A opção por esta tipologia de tratamento deveu-se ao facto de esta ser apontada como estratégia de valorização

energética de RSU com maior aproveitamento energético, e por ser simultaneamente o objetivo principal deste estudo ACV a produção de energia elétrica em CVE (que utilizam um processo de incineração de RSU como fonte de produção energética).

Tecnologia		Extração / Processamento de recursos				
		AC	PO	OD	ET	GW
Base de dados COMBUSTÃO	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Combustão					
	Média	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,80E+01
	Máximo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,80E+01
	Mínimo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,80E+01

Tecnologia		Extração / Processamento de recursos				
		AC	PO	OD	ET	GW
Base de dados GASIFICAÇÃO	Gasificação					
	Gasificação					
	Média	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	Máximo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

Figura 14 - Exemplo da subdivisão desenvolvida na base de dados “RSU” da ferramenta *LCA4Power*.

4.1.3.2. Normalização de indicadores ambientais

Na versão anterior a ferramenta não permitia a possibilidade de comparar diretamente as categorias de impacto, ou seja, não era possível aferir para um *mix* energético estabelecido, qual era a categoria mais impactante. Sabendo da importância de tal conhecimento para tomadas de decisão e para a definição de proposta de ações de mitigação, optou-se por incluir nesta versão um mecanismo de cálculo capaz de proporcionar uma normalização das diferentes categorias, permitindo desse modo, fazer comparações entre diferentes indicadores de impacto ambiental.

A metodologia de normalização utilizada segue o estudo desenvolvido por Huijbregts *et al.* (2003) para a realidade da Europa Ocidental. Neste estudo encontram-se previstos vários fatores de normalização, com diferentes especificidades, tendo-se, para a *LCA4Power* considerado os fatores constantes na Tabela 8.

A metodologia proposta por Huijbregts *et al.* (2003) sugere ainda um método de cálculo para a operação de normalização através da equação seguinte:

$$N = \frac{S}{A} \quad (1)$$

onde,

- N , indicador ambiental normalizado;
- S , valor determinado pela ferramenta para o indicador ambiental em análise ($\text{g}_{\text{eq composto}}$);
- A , fator de normalização para o indicador ambiental analisado ($\text{g}_{\text{eq composto}} \cdot \text{ano}^{-1}$).

No caso particular deste estudo tiveram ainda de ser feitos alguns ajustes à metodologia sugerida por Huijbregts *et al.* (2003) devido à unidade funcional do sistema ser $1 \text{ kWh}_{\text{el}}$. Assim obteve-se a seguinte expressão:

$$N = \frac{S/E}{A} \quad (2)$$

onde E corresponde à energia elétrica anualmente produzida pelo sistema em análise ($\text{kWh} \cdot \text{ano}^{-1}$).

Na nova versão da ferramenta *LCA4Power* foi inserida uma nova funcionalidade que possibilita normalizar as categorias de impacto ambiental calculadas pela ferramenta em função da energia anual produzida, obtendo-se dessa forma os impactos normalizados para uma determinada produção energética (Tabela 8).

Este sistema permite uma comparação da contribuição relativa de cada categoria no impacto global da atividade em estudo, como se pode observar na Figura 15.

Tabela 8 – Fatores de normalização utilizados na ferramenta LCA4Power (Huijbregts *et al.*, 2003)

Indicador	Fator de Normalização (g composto eq. ano ⁻¹)	Critério considerado
AC	$7,30 \times 10^{12}$	Valor para pior cenário possível
PO	$8,20 \times 10^{12}$	Cenário de elevada concentração de NO _x
OD	$1,30 \times 10^{11}$	Horizonte temporal de 20 anos
ET	$4,30 \times 10^{12}$	Único valor disponibilizado
GW	$5,80 \times 10^{15}$	Horizonte temporal de 20 anos

	Energia anual produzida (kWh)	1,93E+08
Normalização		
Indicador	Fator de Normalização (g Composto eq. Y ⁻¹)	Indicador Normalizado
AC	7,30E+12	3,89E-05
PO	8,20E+12	1,32E-05
OD	1,30E+11	3,69E-08
ET	4,30E+12	5,59E-05
GW	5,80E+15	1,32E-05

Figura 15 - Exemplo do sistema de normalização implementado para uma energia anual produzida de $1,93 \times 10^8$ kWh (energia produzida pela CVE_{LIPOR} em 2015)

4.1.3.3. Folha de cálculo “Inventário ACV”

Para construir esta folha de cálculo foi feita uma pesquisa bibliográfica dos Fatores de Potência (FP) disponíveis na literatura. Foram escolhidos os fatores sugeridos pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), verificando-se a sua concordância

com os sugeridos por Huijbregts *et al.* (2003) e pela IChemE-The Institution of Chemical Engineers (2002), sendo estes apresentados na Figura 16.

Acidificação Atmosférica (ton SO ₂ eq/ano)			
Substância	Fator de potência (FP)	Emissões	
		Toneladas (W)	Valor IA = W*FP
SO ₂	1		0
Amoníaco	1,88		0
HCL	0,88		0
HF	1,6		0
NO ₂	0,7		0
H ₂ SO ₄	0,65		0
Total			0,00E+00

Figura 16 - Exemplo da aparência da folha de cálculo “Inventário ACV” para o indicador ambiental AC

Para o cálculo de cada Indicador Ambiental (IA) a nova folha de cálculo utiliza o FP específico de uma determinada substância, multiplica-o pela carga de emissão (expressa em toneladas). Este procedimento é efetuado para cada composto, sendo o valor do valor do indicador ambiental o somatório de todos os valores parciais, de acordo com a seguinte equação:

$$IA = \sum(FP \times W), \quad (3)$$

onde,

IA, Indicador Ambiental calculado;

- FP, fator de potência utilizado;
- W, carga de poluente emitida em toneladas.

4.1.4. Especificações do estudo ACV

No caso específico deste estudo ACV foi apenas considerada uma abordagem atribucional, fundamentada na recolha de dados e cálculo dos parâmetros adequados, optando pela não inclusão de uma perspetiva a longo prazo e de possíveis alterações nos sistemas de produção/tecnologias. (Brander *et al.*, 2008).

Foi também tomada a decisão de limitar geograficamente o sistema em análise a Portugal

Continental (excluindo, deste modo, os arquipélagos dos Açores e da Madeira e a eletricidade importada da Europa). Por sua vez, a abordagem ACV utilizada foi a perspectiva “*from cradle to gate*”, o que inclui as fases de construção e operação, correspondentes aos processos e atividades necessárias para que se efetue a produção de energia elétrica e a sua injeção na rede de distribuição energética. Por exclusão, optou-se por não integrar as fases de utilização final e de desmantelamento das centrais. Em relação à primeira opção esta deveu-se ao fato de neste estudo o impacto gerado pela utilização da energia estar fora do ser considerado posterior à fase de produção. As mesmas razões são válidas para a segunda opção. Deste modo, as etapas do ciclo de vida avaliadas neste estudo contemplam a construção e operação da central, divididas nas seguintes etapas: extração, processamento, transporte das matérias-primas para construção das centrais, assim como dos combustíveis para queima e por fim a respetiva produção energética, onde se inclui a operação e manutenção das centrais (Tabela 9).

Tabela 9 – Resumo das particularidades metodológicas do estudo ACV

Metodologia ACV	Atribucional	Particularidades
Fronteira Geográfica	Portugal continental	Excluindo os arquipélagos da Madeira e Açores, e energia elétrica importada da Europa.
Intervalo Temporal	2014 - 2016	Período correspondente aos 3 últimos anos de atividade das CVE's.
Tecnologias Analisadas	Centrais de Valorização Energética de RSU	<ul style="list-style-type: none"> • Representatividade crescente no <i>mix</i> energético nacional para a produção de eletricidade; • Estratégia de gestão de RSU de crescente interesse internacional comparativamente a outras.
Indicadores Ambientais	GW; ET; PO; OD; AC	Indicadores ambientais de referência na literatura científica e sugeridos pela metodologia CML 2001.
Fases de ACV estudadas	Construção, operação da central	<p>Construção: extração, processamento, transporte das matérias-primas, construção</p> <p>Operação: extração, processamento, transporte dos combustíveis para queima, operação e manutenção.</p>
Abordagem	“ <i>from cradle to gate</i> ”,	-
Unidade Funcional	1 kWh	-

5. Cenários e Testes

5.1. *Mix* energético nacional na ferramenta LCA4Power

Sendo um dos propósitos da ferramenta *LCA4Power* a avaliação do impacto ambiental proveniente da produção de energia elétrica nacional, importa conhecer o *mix*, ou seja, a fração relativa de cada fonte/vetor energético, em cada ano do estudo. Na Tabela 10 é compilada a informação referente aos últimos três anos (2014, 2015 e 2016).

5.2. Comparação de indicadores ambientais de FER em Portugal

Tendo-se este trabalho debruçado sobre transformação de resíduos sólidos urbanos em eletricidade por combustão, e considerando a informação já constante da ferramenta, começou-se por se comparar os dois indicadores de impacto ambiental com os valores obtidos para as duas principais fontes renováveis de produção de energia elétrica em Portugal continental – eólica e grande hídrica – que se encontram resumidas na Tabela 11.

É possível concluir-se que a valorização energética de RSU tem maiores valores nas categorias de impacto selecionadas, uma vez que aquando da transformação dos resíduos em eletricidade ocorrem emissões nocivas para o meio ambiente – não decorrentes apenas da sua queima, como também do transporte dos RSU até às centrais de valorização energética – por oposição ao que sucede no caso da geração de energia elétrica por fonte energética hídrica (grande hídrica) ou eólica.

Tabela 10 – Mix energético nacional no período 2014-2016 (DGEG, 2016a, 2016b, 2017)

Fonte	Energia bruta produzida (GWh)					
	2014		2015		2016 ¹	
	GWh	% mix	GWh	% mix	GWh	% mix
Carvão	11 952	22,1	14 727	27,9	14 709	25,3
Petróleo	1 484	2,8	1 312	2,4	1 311	1,4
Gás Natural	1 002	1,9	5 124	9,7	5 124	9,7
Em cogeração	5 706	10,8	5 439	9,4	5 439	9,4
Hídrica	16 412	31,1	9 800	19,7	16 867	28,5
Eólica	12 111	22,4	11 608	22,0	12 480	20,6
Geotérmica	204	0,4	205	0,4	171	0,32
Biomassa	3 049	5,7	3 104	5,8	2 418	3,9
Solar Térmica	896	1,7	934	1,8	n.d.	n.d.
RSU	584	1,1	481	0,9	620	1,2

¹ – Valores baseados nas previsões de DGEG (2015) para fontes fósseis; “n.d.” – Valor não disponível

No passo seguinte da fase de testes os resultados obtidos para as FER anteriormente analisadas foram submetidos ao novo processo de normalização adicionado à ferramenta *LCA4Power*, encontrando-se os resultados obtidos na Tabela 12.

Após a observação global dos valores calculados, é possível aferir que a categoria de impacto mais afetada pela produção de energia elétrica através de FER é a AC ($1,38 \times 10^{-4}$) e a categoria de impacto menos afetada é a OD ($3,81 \times 10^{-7}$).

Tabela 11 – Indicadores ambientais calculados na ferramenta LCA4Power para FER

	RSU	Eólica	Hídrica
AC (mg SO _{2, eq} . kWh ⁻¹)	2,11×10 ²	5,09×10 ¹	1,36×10 ¹
PO (mg C ₂ H _{4, eq} . kWh ⁻¹)	3,03×10 ¹	5,99×10 ¹	2,42×10 ¹
OD (mg CFC11, eq . kWh ⁻¹)	1,56×10 ⁻²	7,70×10 ⁻⁴	1,79×10 ⁻³
ET (mg PO ₄ ³⁻ , eq . kWh ⁻¹)	8,09×10 ¹	4,76×10 ¹	7,50×10 ¹
GW (mg CO _{2, eq} . kWh ⁻¹)	1,17×10 ⁵	1,55×10 ⁴	4,89×10 ³

Tabela 12 – Resultados da etapa de normalização para FER relativa ao ano de 2016

	RSU	Eólica	Hídrica	Total
Produção energética (GWh)	620	12 480	16 867	29 787
AC	1,79×10 ⁻⁵	8,70×10 ⁻⁵	3,13×10 ⁻⁵	1,38×10 ⁻⁴
PO	2,29×10 ⁻⁶	9,11×10 ⁻⁶	4,97×10 ⁻⁶	1,64×10 ⁻⁵
OD	7,46×10 ⁻⁸	7,39×10 ⁻⁸	2,32×10 ⁻⁷	3,81×10 ⁻⁷
ET	1,17×10 ⁻⁶	1,38×10 ⁻⁵	2,94×10 ⁻⁵	4,44×10 ⁻⁵
GW	1,25×10 ⁻⁵	3,33×10 ⁻⁵	1,42×10 ⁻⁵	6,00×10 ⁻⁵

Particularizando a análise de acordo com a fonte energética é possível observar que, para a produção de energia elétrica através de RSU, a categoria de impacto mais prejudicada com a atividade é a AC ($1,79 \times 10^{-5}$), sendo, por sua vez, a mesma sujeita a categoria OD ($7,46 \times 10^{-8}$). No caso da fonte Hídrica, a categoria de impacto mais lesada pela atividade produtora é a AC ($3,13 \times 10^{-5}$), surgindo como categoria de impacto menos lesada a OD ($2,32 \times 10^{-7}$), tal como se verificou para a fonte RSU e o mesmo sucedendo para a fonte Eólica. Nesta última

a categoria de impacte mais afetada pela atividade é a AC ($8,70 \times 10^{-5}$) e a menos prejudicada é a OD ($7,39 \times 10^{-8}$). Isto pressupõe que, qualquer uma destas fontes renováveis terá um maior contributo para a acidificação do meio ambiente, ou seja, potenciará a ocorrência de fenómenos como chuvas ácidas.

Os resultados normalizados obtidos para 2015 encontram-se resumidos na Tabela 13. Particularizando, para a fonte RSU a categoria ambiental mais lesada é a AC ($1,39 \times 10^{-5}$) e a categoria menos prejudicada pela atividade é OD ($5,78 \times 10^{-8}$), no caso da fonte Eólica a categoria de impacte mais afetada pela atividade é a AC ($8,70 \times 10^{-5}$) e a menos prejudicada é a OD ($7,39 \times 10^{-8}$). Da mesma forma para a fonte Hídrica, apesar das alterações verificadas a nível da produção elétrica, a AC ($1,82 \times 10^{-5}$), mantém-se como a categoria de impacte mais lesada pela atividade produtora, ao passo que a OD ($1,35 \times 10^{-7}$) surge como a com menor impacte.

Tabela 13 - Resultados da etapa de normalização para FER relativa ao ano de 2015

	RSU	Eólica	Hídrica	Total
Produção energética (GWh)	481	11 608	9 800	21 889
AC	$1,39 \times 10^{-5}$	$8,09 \times 10^{-5}$	$1,82 \times 10^{-5}$	$1,13 \times 10^{-4}$
PO	$1,78 \times 10^{-6}$	$8,48 \times 10^{-6}$	$2,89 \times 10^{-6}$	$1,32 \times 10^{-5}$
OD	$5,78 \times 10^{-8}$	$6,88 \times 10^{-8}$	$1,35 \times 10^{-7}$	$2,62 \times 10^{-7}$
ET	$9,04 \times 10^{-7}$	$1,28 \times 10^{-5}$	$1,71 \times 10^{-5}$	$3,08 \times 10^{-5}$
GW	$9,71 \times 10^{-6}$	$3,09 \times 10^{-5}$	$8,26 \times 10^{-6}$	$4,89 \times 10^{-5}$

Os resultados para 2015 são concordantes com os resultados dos outros anos considerados. Em particular, para 2016 mantem-se como categoria ambiental mais afetada a AC ($1,13 \times 10^{-4}$) e como menos afetada a categoria OD ($2,62 \times 10^{-7}$). Todavia, denota-se uma redução nos resultados associados à fonte hídrica comparativamente com 2016, decréscimo esse que tem a sua origem na acentuada quebra ocorrida em 2015 na produção energética por fonte Hídrica, possivelmente por motivos climáticos, em particular a redução da pluviosidade.

Para o ano de 2014, os resultados obtidos são concordantes com os outros dois períodos em análise, sendo novamente a categoria de impacte mais afetada a AC ($1,32 \times 10^{-4}$) e a OD ($3,68 \times 10^{-7}$) a categoria menos impactada, como de pode observar na Tabela 14. A nível particular das fontes de energia, os valores obtidos para o ano de 2014 são concordantes com os valores calculados para os restantes anos. Para a fonte RSU a categoria AC ($1,68 \times 10^{-5}$) é a mais lesada e a categoria OD ($7,02 \times 10^{-8}$) a menos impactada. Na fonte Eólica verifica-se que a categoria ambiental mais prejudicada continua a ser a AC ($8,44 \times 10^{-5}$) e a menos prejudicada é a categoria OD ($7,18 \times 10^{-8}$). Para a última FER analisada neste estudo, a fonte Hídrica, os resultados obtidos também se mantêm, sendo a categoria mais afetada pela atividade a AC ($3,05 \times 10^{-5}$) e a menos afetada a OD ($2,26 \times 10^{-7}$).

Tabela 14 - Resultados da etapa de normalização para FER relativa ao ano de 2014

	RSU	Eólica	Hídrica	Total
Produção energética (GWh)	584	12 111	16 412	29 007
AC	$1,68 \times 10^{-5}$	$8,44 \times 10^{-5}$	$3,05 \times 10^{-5}$	$1,32 \times 10^{-4}$
PO	$2,16 \times 10^{-6}$	$8,84 \times 10^{-6}$	$4,84 \times 10^{-6}$	$1,58 \times 10^{-5}$
OD	$7,02 \times 10^{-8}$	$7,18 \times 10^{-8}$	$2,26 \times 10^{-7}$	$3,68 \times 10^{-7}$
ET	$1,10 \times 10^{-6}$	$1,34 \times 10^{-5}$	$2,86 \times 10^{-5}$	$4,31 \times 10^{-5}$
GW	$1,18 \times 10^{-5}$	$3,23 \times 10^{-5}$	$1,38 \times 10^{-5}$	$5,79 \times 10^{-5}$

A comparação entre anos permite concluir que os fatores de normalização escolhidos e a forma de cálculo são os adequados apesar da sua dependência matemática pela quantidade de energia produzida.

Tendo em conta os resultados obtidos, é possível afirmar que, comparativamente às outras FER analisadas neste cenário, a fonte RSU está na origem de um impacte superior em qualquer das categorias estudadas, o que já era expectável, tendo em conta a literatura anteriormente compilada no capítulo Estado da arte.

Na Figura 17 é possível comparar o impacto gerado por cada FER analisada por categoria (supondo um *mix* energético constituído somente pelas fontes renováveis analisadas, em igualdade de produção elétrica, isto é, 33,3%). Observando o gráfico é rapidamente possível aferir que a fonte RSU é bastante mais superior em quatro das cinco categorias de impacto em relação às restantes formas. A exceção é a eutrofização, para a qual a fonte Hídrica tem um impacto superior.

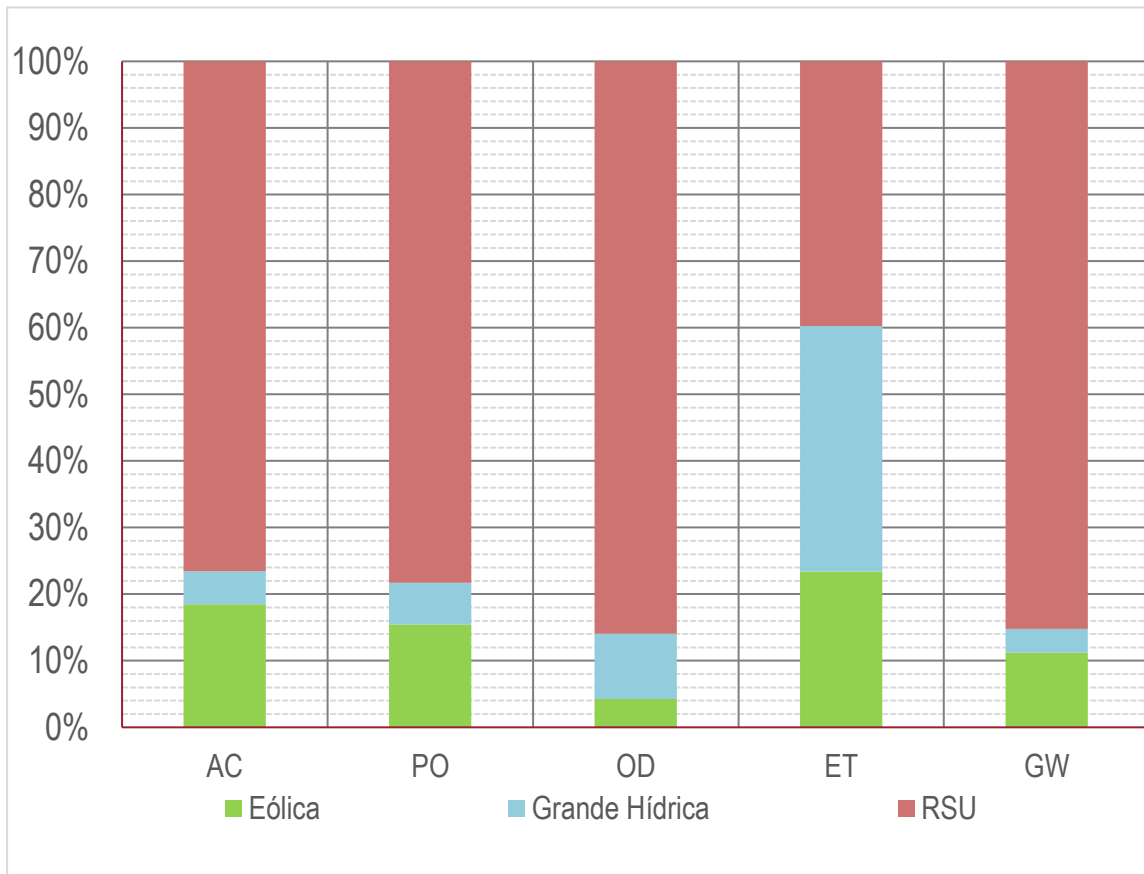


Figura 17 – Contribuição por categoria de impacto das FER analisadas (considerando constituição do *mix* nacional apenas por FER)

5.3. Comparação de indicadores ambientais entre valorização energética de RSU e FENR

Tendo-se finalizado a comparação da produção de eletricidade por via de RSU com a proveniente de centrais hídricas e eólicas, e concluído sobre o seu maior impacto ambiental, importa compará-la, igualmente, com a produção de energia elétrica oriunda de fontes de energia não renováveis (no caso específico da *LCA4Power*, fósseis).

Por essa razão, e através da ferramenta, analisou-se, para um *mix* energético composto por: 25% RSU (centrais de valorização energética), 25% carvão (transformado em centrais térmicas), 25% gás natural (transformado em centrais térmicas) e 25% de gás natural em cogeração; as cinco categorias de impacto usadas no *LCA4Power*, sendo os resultados apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 - Indicadores ambientais calculados na ferramenta LCA4Power

	RSU	Carvão	Gás Natural	Gás Natural (Cogeração)
AC (mg SO _{2, eq.} . kWh ⁻¹)	2,11×10 ²	7,19×10 ³	1,87×10 ³	6,43×10 ²
PO (mg C ₂ H _{4, eq.} . kWh ⁻¹)	3,03×10 ¹	2,87×10 ²	1,66×10 ²	4,90×10 ¹
OD (mg CFC11, eq. . kWh ⁻¹)	1,56×10 ⁻²	7,11×10 ⁻³	1,43×10 ⁻¹	5,18×10 ⁻²
ET (mg PO ₄ ³⁻ , eq. . kWh ⁻¹)	8,09×10 ¹	9,37×10 ²	1,88×10 ²	9,00×10 ¹
GW (mg CO _{2, eq.} . kWh ⁻¹)	1,17×10 ⁵	1,06×10 ⁶	6,43×10 ⁵	5,5×10 ⁵

Analisando os resultados obtidos é possível verificar que, para a fonte RSU, os impactos gerados são inferiores aos gerados pelas FENR analisadas, independentemente da categoria de impacto, sendo a única exceção a OD para carvão queimado em centrais térmicas.

Na Tabela 15 é também observável que a produção de energia elétrica a partir de carvão (transformado em centrais térmicas) é a mais prejudicial para o ambiente (exceto para a categoria OD); e que existe uma melhoria significativa nos indicadores ambientais estudados para a produção elétrica a partir de gás natural quando é utilizada tecnologia de cogeração, relativamente à tradicional produção em centrais térmicas dedicadas.

Detalhando o mesmo estudo para o ano 2016 obtiveram-se os resultados constantes da Tabela 16.

Tabela 16 - Resultados da etapa de normalização para FENR relativa ao ano de 2016

	RSU	Carvão	Gás Natural	Gás Natural (cogeração)	Total
Produção energética (GWh)	620	14 709	5 124	5 439	25 892
AC	$1,79 \times 10^{-5}$	$1,42 \times 10^{-2}$	$1,31 \times 10^{-3}$	$4,79 \times 10^{-4}$	$1,60 \times 10^{-2}$
PO	$2,29 \times 10^{-6}$	$5,15 \times 10^{-4}$	$1,04 \times 10^{-4}$	$3,25 \times 10^{-5}$	$6,54 \times 10^{-4}$
OD	$7,46 \times 10^{-8}$	$8,04 \times 10^{-7}$	$5,65 \times 10^{-6}$	$2,17 \times 10^{-6}$	$6,53 \times 10^{-6}$
ET	$1,17 \times 10^{-6}$	$3,20 \times 10^{-3}$	$2,24 \times 10^{-4}$	$1,14 \times 10^{-4}$	$3,54 \times 10^{-3}$
GW	$1,25 \times 10^{-5}$	$2,69 \times 10^{-3}$	$5,68 \times 10^{-4}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$3,38 \times 10^{-3}$

Comparando os valores calculados é possível aferir que a categoria de impacto mais afetada é a AC (total do *mix* $1,60 \times 10^{-4}$), sendo que a categoria de impacto menos afetada é a OD (total do *mix* $6,53 \times 10^{-6}$).

Particularizando a análise por fonte energética é possível observar que, para a produção de energia elétrica através de RSU, a categoria de impacto mais prejudicada com a atividade é a AC ($1,79 \times 10^{-5}$), sendo, por sua vez, sujeita ao menor impacto a categoria OD ($7,46 \times 10^{-8}$). Nas situações restantes, é possível concluir que a categoria de impacto mais afetada é a AC, para as fontes Carvão e Gás Natural, e a GW para a fonte Gás Natural em cogeração; em contrapartida. A categoria menos afetada é a OD, resultado comum às três FENR estudadas. Desta forma, é possível concluir que os resultados particulares para as fontes Carvão e Gás Natural estão de acordo com os globalmente obtidos, ao passo que, se utilizada a tecnologia de cogeração, a produção de eletricidade através de Gás Natural produz um maior impacto na categoria GW e menor na categoria PO.

Numa perspetiva global dos resultados para 2015, apresentados na Tabela 18, estes são concordantes com os de 2016, mantendo-se como categoria ambiental mais afetada a AC ($1,57 \times 10^{-2}$), sendo a categoria OD ($6,48 \times 10^{-6}$) a menos afetada.

Tabela 17 - Resultados da etapa de normalização para FENR relativa ao ano de 2015

	RSU	Carvão	Gás Natural	Gás Natural (cogeração)	Total
Produção energética (GWh)	481	14 727	5 124	5 439	25 771
AC	$1,39 \times 10^{-5}$	$1,39 \times 10^{-2}$	$1,31 \times 10^{-3}$	$4,79 \times 10^{-4}$	$1,57 \times 10^{-2}$
PO	$1,78 \times 10^{-6}$	$4,94 \times 10^{-4}$	$1,04 \times 10^{-4}$	$3,25 \times 10^{-5}$	$6,32 \times 10^{-4}$
OD	$5,78 \times 10^{-8}$	$7,73 \times 10^{-7}$	$5,65 \times 10^{-6}$	$2,17 \times 10^{-6}$	$6,48 \times 10^{-6}$
ET	$9,04 \times 10^{-7}$	$3,08 \times 10^{-3}$	$2,24 \times 10^{-4}$	$1,14 \times 10^{-4}$	$3,42 \times 10^{-3}$
GW	$9,71 \times 10^{-6}$	$2,58 \times 10^{-3}$	$5,68 \times 10^{-4}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$3,67 \times 10^{-3}$

A nível individual, para a fonte RSU a categoria ambiental mais lesada é a AC ($1,39 \times 10^{-5}$) e a categoria menos prejudicada pela atividade é OD ($5,78 \times 10^{-8}$). No caso da produção elétrica a carvão, a categoria de impacto mais afetada pela atividade é a AC ($1,39 \times 10^{-2}$) e a menos prejudicada é a OD ($7,73 \times 10^{-7}$). Para a produção elétrica a gás natural, a categoria de impacto mais lesada pela atividade produtora é a AC ($1,31 \times 10^{-3}$), surgindo como categoria de impacto menos lesada a OD ($5,65 \times 10^{-6}$). No caso da produção elétrica com recurso a gás natural utilizando um sistema de cogeração, a categoria de impacto mais afetada é a GW ($5,16 \times 10^{-4}$) e a menos afetada é a OD ($2,17 \times 10^{-6}$).

Por último, para o ano de 2014, os resultados obtidos são idênticos (Tabela 19) aos dos restantes anos em análise, sendo a categoria de impacto mais prejudicada a AC ($1,26 \times 10^{-2}$) e a categoria ambiental menos lesada a OD ($1,82 \times 10^{-6}$).

A nível particular das fontes de energia, os valores obtidos para o ano de 2014 são concordantes com os valores calculados para os restantes anos. Para a fonte RSU a categoria AC ($1,68 \times 10^{-5}$) é a mais lesada e a categoria OD ($7,02 \times 10^{-8}$) a menos impactada. Na fonte Carvão verifica-se que a categoria ambiental mais prejudicada continua a ser a AC ($1,18 \times 10^{-2}$) e a menos prejudicada é a categoria OD ($6,54 \times 10^{-7}$). Na fonte Gás Natural, os resultados obtidos também se mantêm, sendo a categoria mais afetada pela atividade a AC

($2,57 \times 10^{-4}$) e a menos afetada a OD ($1,10 \times 10^{-6}$). Quando a produção de eletricidade a partir de gás natural se efetua segundo um processo de cogeração, a categoria de impacte mais afetada é a GW ($5,41 \times 10^{-4}$) sendo, por sua vez, menos afetada por este tipo de produção a categoria OD ($2,27 \times 10^{-6}$).

Tabela 18 - Resultados da etapa de normalização para FENR relativa ao ano de 2014

	RSU	Carvão	Gás Natural	Gás Natural (cogeração)	Total
Produção energética (GWh)	584	11 952	1 002	5 706	19 244
AC	$1,68 \times 10^{-5}$	$1,18 \times 10^{-2}$	$2,57 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-2}$
PO	$2,16 \times 10^{-6}$	$4,18 \times 10^{-4}$	$2,03 \times 10^{-5}$	$3,41 \times 10^{-5}$	$4,75 \times 10^{-4}$
OD	$7,02 \times 10^{-8}$	$6,54 \times 10^{-7}$	$1,10 \times 10^{-6}$	$2,27 \times 10^{-6}$	$1,82 \times 10^{-6}$
ET	$1,10 \times 10^{-6}$	$2,60 \times 10^{-3}$	$4,38 \times 10^{-5}$	$1,19 \times 10^{-4}$	$2,76 \times 10^{-3}$
GW	$1,18 \times 10^{-5}$	$2,19 \times 10^{-3}$	$1,11 \times 10^{-4}$	$5,41 \times 10^{-4}$	$2,85 \times 10^{-3}$

Na Figura 18 é possível comparar o impacte gerado por cada FER analisada por categoria, supondo uma constituição do *mix* energético igualmente repartido pelas fontes não renováveis analisadas e RSU. Observando o gráfico é facilmente verificável que a fonte RSU é bastante menos impactante em quatro das cinco categorias de impacte, com exceção da OD, onde a sua contribuição é ligeiramente superior à das centrais térmicas de produção elétrica a partir de carvão.

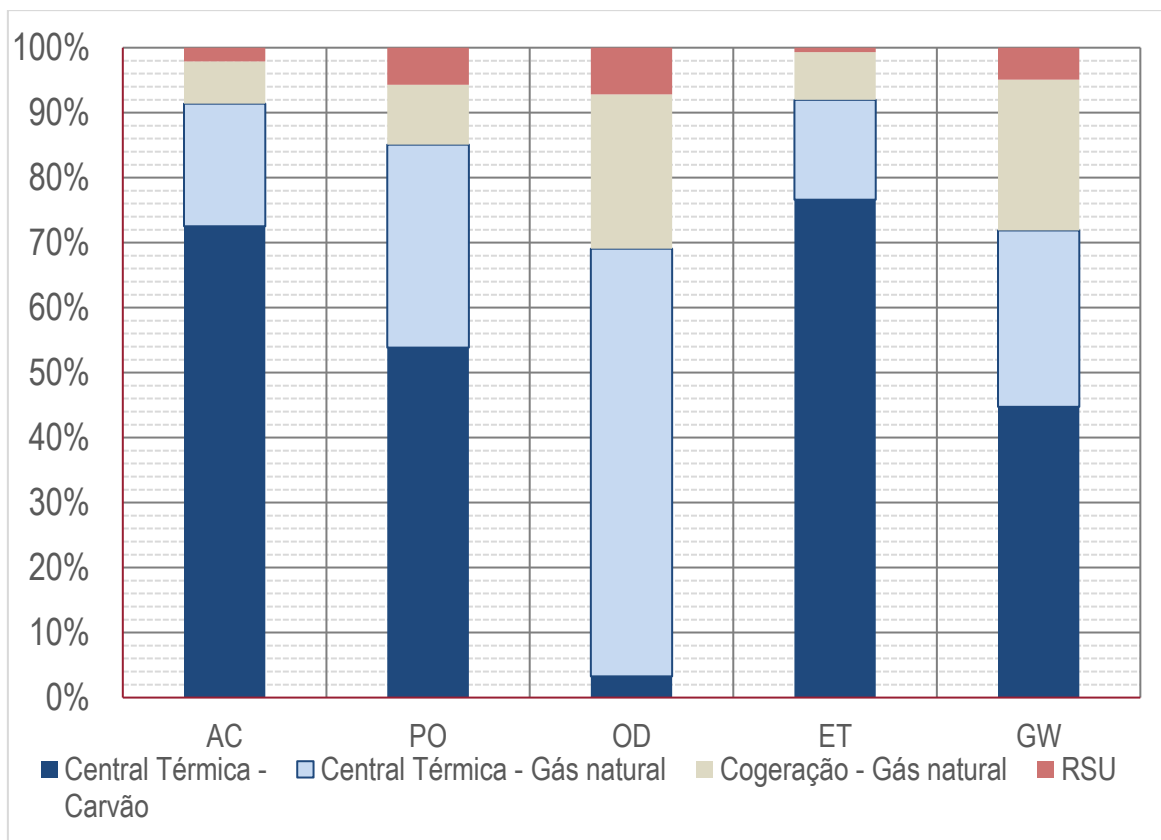


Figura 18 - Contribuição por categoria de impacto das FENR analisadas (considerando constituição do *mix* nacional apenas por FENR e valorização energética de RSU)

5.4. Avaliação de Ciclo de Vida das CVE's em Portugal Continental

5.4.1. Inventário de Ciclo de Vida

Tendo em conta o objetivo global de avaliar o impacto ambiental provocado pela produção de 1 kWh_{el} utilizando a metodologia ACV, procedeu-se à elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) das CVE's em análise. Foram, deste modo, reunidas todas os dados das CVE_{LIPOR} e CVE_{VALORSUL} consideradas relevantes para este estudo. Porém, quando não foi possível a obtenção de dados primários estes foram estimados de acordo com a literatura e a prática existente, em particular a legislação e/ou regulamentação existente. Na Tabela 19 apresenta-se o resultado do ICV efetuado.

Tabela 19 – Dados operacionais das CVE's dos sistemas LIPOR e VALORSUL (adaptado de Associação Portuguesa do Ambiente, 2015; Herva *et al.*, 2014; INEGI, 2015)

Indicador	LIPOR			VALORSUL		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Ano	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Energia elétrica produzida (GWh)	156,9	193,1	181,8	288,4	345,9	379,5
Resíduos processados (ton)	343 173	407 053	387 692	562 366	619 671	664 456
Energia elétrica por tonelada de resíduos (MWh.ton⁻¹_{RSU})	0,457	0,474	0,468	0,512	0,558	0,571
Emissões GEE (ton CO_{2eq})	203 561	204 393	211 523	432 000	566 000	567 000
Potência instalada (MW)	26,5			50		
Consumos energéticos						
Gás Natural (MWh)	1,015	1,204	1,148	1,665	1,834	1,967
Eletricidade (GWh)	830,64	985,07	938,21	1 360,93	1 499,60	1 607,98
Produtos utilizados						
Água corrente (m³)	5 886,8	7 001,31	6 668,30	9 672,70	10 658,34	11 428,64
Cal hidratada (ton)	3 710,2	4 703,6	4 258,1	5 623,7	7 436,1	7 309,0
Ureia (ton)	948,5	1 412,3	1 338,6	1 518,4	2 168,8	2 259,2
Carvão ativado (ton)	199,1	202,2	165,9	326,2	308,0	284,4
Soda caustica (ton)	17,7	16,8	20,0	29,0	25,6	34,3

Na Tabela 20, de modo a efetuar-se o cálculo das emissões atmosféricas produzidas pelas CVE's em estudo, foram utilizados os VLE previstos no REI (Tabela 3) para o caso da LIPOR e os VLE estipulados na licença de emissão no caso da VALORSUL. Apesar de existirem pequenas diferenças entre os VLE impostos pelo REI e pela licença ambiental da

CVE_{VALORSUL}, pretendeu-se desta forma estudar se existem disparidades significativas nos impactes ambientais gerados que justifiquem os critérios mais rigorosos da licença ambiental (esta é possível devido ao rendimento energético bastante semelhante das duas centrais anteriormente registado).

Tabela 20 – Dados referentes às emissões atmosféricas das CVE's dos sistemas LIPOR e VALORSUL (adaptado de Associação Portuguesa do Ambiente, 2015; Herva *et al.*, 2014; INEGI, 2015)

Emissões gasosas		
HCl (ton)	3 408,1	2 726,5
NO _x (ton)	68 161,5	61 345,4
SO ₂ (ton)	17 040,4	13 632,3
CO (ton)	17 040,4	10 224,2
NH ₃ (ton)	3 408,1	3 408,1
HF (ton)	340,8	340,8
Partículas Totais (ton)	3 408,1	1 704
C Orgânico Total (COT) (ton)	3 408,1	3 408,1
Dioxinas e Furanos (ton)	3,4×10 ⁻⁵	3,4×10 ⁻⁵

Para completar a tabela, foram assumidas as seguintes hipóteses: funcionamento anual de 344 dias para as duas centrais; média de 21 dias anuais para paragens programadas; e contabilização de água da rede consumida pelo funcionamento das centrais equivalente ao valor médio para a CVE_{LIPOR}, presente no estudo realizado por Herva *et al.*, (2014) para o período entre 2007 e 2011. Os consumos energéticos (gás natural e energia elétrica da rede consumida) de 2015 e 2016 da CVE_{LIPOR} foram obtidos através da relação MWh produzido por tonelada de RSU tratada em 2014, calculada a partir de uma auditoria energética efetuada pelo INEGI (2015).

Através dos dados oficiais da LIPOR foi possível obter as quantidades de produtos utilizados para o tratamento dos RSU recebidos na CVE_{LIPOR}, não sendo possível a aquisição dos mesmos dados para a CVE_{VALORSUL}. De modo a contrariar esta adversidade, procedeu-se ao cálculo da quantidade de produto utilizada por tonelada de RSU tratada na CVE da LIPOR, e assumiu-se a mesma proporção para a determinação dos valores utilizados pela CVE da VALORSUL. Na Tabela 21 encontram-se com maior detalhe os valores utilizados na Tabela 19 relativos ao campo referido.

Tabela 21 – Estimativa de energia e produtos consumidos na CVE da LIPOR (2015-2016) e VALORSUL (Herva *et al.*, 2014; INEGI, 2015)

Indicador	LIPOR			VALORSUL		
	Ano	2014	2015	2016	2014	2015
Resíduos processados (ton)	343 173	407 053	387 692	562 366	619 671	664 456
Consumos Energéticos						
Gás Natural (MWh.ton ⁻¹ _{RSU})	2,96×10 ⁻⁶					
Eletricidade (MWh.ton ⁻¹ _{RSU})	2,42×10 ⁻³					
Produtos utilizados						
Cal hidratada (ton.ton ⁻¹ _{RSU})	1,00×10 ⁻²					
Ureia (ton.ton ⁻¹ _{RSU})	2,70×10 ⁻³					
Carvão ativado (ton.ton ⁻¹ _{RSU})	5,80×10 ⁻⁴					
Soda caustica (ton.ton ⁻¹ _{RSU})	5,16×10 ⁻⁵					

Uma vez reunidos todos os dados necessários, foi utilizada a ferramenta *LCA4Power* para o cálculo do impacto ambiental provocados pela atividade das CVE's em estudo, expresso por categorias de impacto, sendo os resultados obtidos apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 – Impactes ambientais provocados pelas atividades das CVE's da LIPOR e VALORSUL por categoria de impacte

Indicador	LIPOR			VALORSUL			
	Ano	2014	2015	2016	2014	2015	2016
AC (mg SO _{2,eq} · kWh ⁻¹)		4,57×10 ⁵	4,62×10 ⁵	4,60×10 ⁵	4,12×10 ⁵	4,22×10 ⁵	4,21×10 ⁵
PO (mg C ₂ H _{4,eq} · kWh ⁻¹)		2,04×10 ⁴	2,04×10 ⁴	2,04×10 ⁴	1,71×10 ⁴	1,71×10 ⁴	1,71×10 ⁴
OD (mg CFC11,eq · kWh ⁻¹)		1,63×10 ⁻¹	1,94×10 ⁻¹	1,85×10 ⁻¹	2,67×10 ⁻¹	2,95×10 ⁻¹	3,16×10 ⁻¹
ET (mg PO ₄ ³⁻ ,eq · kWh ⁻¹)		5,75×10 ⁴	5,77×10 ⁴	5,77×10 ⁴	5,77×10 ⁴	5,84×10 ⁴	5,84×10 ⁴
GW (mg CO _{2,eq} · kWh ⁻¹)		1,97×10 ⁷	2,01×10 ⁷	2,00×10 ⁷	1,90×10 ⁷	1,93×10 ⁷	1,95×10 ⁷

Uma observação geral aos resultados obtidos permite constatar que os impactes decorrentes da operação das duas centrais são semelhantes; situação que era expectável tendo em consideração a proximidade no rendimento energético, e o facto de se tratar de duas centrais nacionais cujos processos de operação são similares. Acrescendo o facto de os valores assumidos relativamente aos produtos e consumos energéticos serem comuns a ambas as CVE's (com a mesma proporção ton.ton⁻¹_{RSU}), compreende-se a semelhança nos resultados obtidos com este estudo.

Na Tabela 23 apresentam-se os resultados da etapa de normalização, possibilitando a comparação entre as distintas categorias de impacto. A comparação entre resultados permite, concluir que, para o caso em estudo, os valores são concordantes com os resultados anteriormente obtidos. Assim, verifica-se que para o período em estudo (entre 2014 e 2016) a categoria de impacte mais relevante da atividade das CVE's em Portugal continental é a acidificação, o está de acordo com resultados anteriores, e a categoria de impacte menos relevante pela atividade mencionada é a depleção da camada de ozono, observação igualmente concordante com os resultados anteriores.

Tabela 23 - Impactes ambientais provocados pelas atividades das CVE's da LIPOR e VALORSUL normalizados

Indicador	LIPOR			VALORSUL		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016
AC	9,82×10 ⁰	9,93×10 ⁰	9,89×10 ⁰	8,86×10 ⁰	9,07×10 ⁰	9,05×10 ⁰
PO	3,90×10 ¹	3,90×10 ⁻¹	3,90×10 ⁻¹	3,27×10 ⁻¹	3,27×10 ⁻¹	3,27×10 ⁻¹
OD	1,97×10 ⁻⁴	2,34×10 ⁻⁴	2,23×10 ⁻⁴	3,22×10 ⁻⁴	3,56×10 ⁻⁴	3,81×10 ⁻⁴
ET	2,10×10 ⁰	2,11×10 ⁰	2,11×10 ⁰	2,11×10 ⁰	2,13×10 ⁰	2,13×10 ⁰
GW	5,33×10 ⁻¹	5,44×10 ⁻¹	5,41×10 ⁻¹	5,14×10 ⁻¹	5,22×10 ⁻¹	5,28×10 ⁻¹

6. Conclusões e Trabalho Futuro

6.1. Conclusões

O estudo realizado no âmbito desta dissertação focou-se na avaliação do ciclo de vida de 1kWh de energia elétrica produzida por centrais de valorização energética de RSU em Portugal continental. Este objetivo principal surge no seguimento de dois trabalhos anteriormente realizados que originaram a *LCA4Power*, ferramenta de ACV para o cálculo dos impactes ambientais associados à produção de eletricidade em Portugal Continental, que permitiu o cálculo dos impactes ambientais considerados relevantes para este estudo. Para além do objetivo principal, decidiu-se também comparar os impactes ambientais resultantes da sua conversão energética com outras fontes de produção de eletricidade (renováveis e não renováveis). Por último, foi igualmente analisado o desempenho ambiental das principais centrais de valorização energética em Portugal continental.

Com os resultados obtidos para o período temporal compreendido entre 2014 e 2016 é possível concluir que as instalações atualmente presentes em Portugal continental para a conversão de RSU em energia se encontram, do ponto de vista do impacto ambiental gerado, mais próximas das fontes energéticas renováveis do que das fontes energéticas não renováveis. No estudo realizado observou-se que a conversão energética de RSU provoca

impactes ambientais mais significativos na maioria das categorias de impacto ambiental analisadas quando comparada com as outras fontes de energia renovável incluídas no *LCA4Power*, (eólica e grande hídrica), sendo exceção a eutrofização, onde se conclui que a fonte Hídrica é a mais impactante. Por outro lado, quando realizada a análise comparativa da fonte energética em estudo com fontes energéticas não renováveis, conclui-se que os impactes ambientais gerados são bastante inferiores aos destas, sendo a única exceção o impacto na depleção da camada de ozono, onde os resultados obtidos apontam a produção energética a partir de centrais térmicas dedicadas a carvão como a menos importante na categoria ambiental referida.

Uma observação geral aos resultados obtidos permite constatar que os impactes decorrentes da operação das duas centrais são relativamente semelhantes; situação que era expectável, tendo em conta a proximidade no rendimento energético ($0,47 \text{ MWh.ton}^{-1}_{\text{RSU}}$, na LIPOR vs $0,55 \text{ MWh.ton}^{-1}_{\text{RSU}}$, na VALORSUL – média dos três anos) e o facto de se tratar de duas centrais nacionais cujos processos de operação são muito similares. Acrescendo o facto de os valores assumidos relativamente aos produtos e consumos energéticos serem comuns a ambas as CVE's (com a mesma proporção $\text{ton.ton}^{-1}_{\text{RSU}}$), compreende-se a semelhança nos resultados obtidos com este estudo. Assim, verifica-se que, para o período em estudo (entre 2014 e 2016), a categoria de impacto mais importante pela atividade das CVE's em Portugal continental é a acidificação, o está de acordo com resultados anteriores, e a categoria de impacto menos importante é a depleção da camada de ozono, observação, igualmente, concordante com os resultados anteriores.

Finalizado o trabalho, ficou evidenciada a dificuldade existente na coleta de informação relevante para realizar um estudo de avaliação de ciclo de vida. Mais concretamente, a dificuldade maior deveu-se ao número reduzido de estudos de avaliação de impacto ambiental utilizando uma perspetiva de avaliação do ciclo de vida para a geração de eletricidade a partir de RSU. Por isso mesmo, optou-se no decorrer deste trabalho pela instalação de uma folha de cálculo na ferramenta *LCA4Power* que permite o cálculo do impacto ambiental por categorias baseando-se no inventário de ciclo de vida de um determinado produto/processo. Esta nova funcionalidade permitiu consolidar inventários de ciclo de vida disponíveis na literatura científica, seguindo a metodologia interna da ferramenta, fornecendo novas funcionalidades à ferramenta.

6.2. Trabalhos Futuros

Como novos trabalhos no seguimento desta temática propõe-se o estudo do impacte ambiental da conversão energética de RSU para categorias relacionadas com impactes no ser humano, como por exemplo na saúde, o que implicaria a recolha de informação e respetiva inserção na base de dados da ferramenta *LCA4Power*.

Uma vez que a base de dados RSU da *LCA4Power* já se encontra preparada para a inclusão de valores relativos a outras tecnologias de conversão energética de RSU (digestão anaeróbia, gasificação, pirólise e compostagem), seria interessante comparar o impacte ambiental produzido pelas tecnologias referidas e, conseqüentemente, completar a base de dados com a respetiva informação.

O período temporal abrangido por este estudo situa-se entre os anos de 2014 a 2016, pelo que seria apelativa uma abordagem do impacte ambiental da combustão de RSU em cenários mais longos e tomando em perspetivas futuras de evolução da geração de RSU e/ou tecnologias de geração de energia. Este tipo de análise implicaria o estudo de previsões do *mix* energético no futuro, a adequação dos parâmetros de normalização para o horizonte temporal desejado, e a análise do impacte de mudanças da tecnologia, o que implicaria a potencial realização de estudos de impacte ambiental consequencial.

Referências Documentais

- Agência Portuguesa do Ambiente. (2016). Relatório de Estado do Ambiente 2016.
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2017). No Title. Retrieved from <https://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=84&sub2ref=933>
- APREN. (2017a). No Title. Retrieved from <http://www.apren.pt/pt/dados-tecnicos-3/dados-nacionais-2/producao-2/a-producao-de-eletricidade-em-portugal-3/producao-de-eletricidade-pre-renovavel/>
- APREN. (2017b). No Title. Retrieved from <http://www.apren.pt/pt/dados-tecnicos-3/dadosnacionais-2/producao-2/a-producao-de-eletricidade-em-portugal-3/producao-de-eletricidade-porfonte-em-2016/>
- Associação Portuguesa do Ambiente. (2015). Valorsul licenciamento.pdf.
- Astrup, T. F., Tonini, D., Turconi, R., & Boldrin, A. (2015). Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations. *Waste Management*, 37, 104–115. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.011>
- Barbosa, J. (2016). *Desenvolvimento de uma Ferramenta MS Excel™ para Avaliação do Impacte Ambiental da Produção de 1 kWh de Eletricidade Produzida por Fontes Fósseis*. Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP).
- Baumann, H., & Tillman, A.-M. (2004). *The Hitch Hiker's Guide to LCA*. *Studentlitteratur Lund*. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.008>
- Brander, M., Tipper, R., Hutchison, C., & Davis, G. (2008). Consequential and attributional approaches to LCA: a Guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels. *Econometrica Press*, 44(April), 1–14. Retrieved from http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cbdv.200490137/abstract%5Cnhttp://www.glob-albioenergy.org/uploads/media/0804_Ecometrica_-_Consequential_and_attributional_approaches_to_LCA.pdf%5Cnhttp://d3u3pjcknor73l.cloudfront.net/assets/media/pdf/approachest
- Buttol, P., Masoni, P., Bonoli, A., Goldoni, S., Belladonna, V., & Cavazzuti, C. (2007). LCA of integrated MSW management systems: Case study of the Bologna District. *Waste Management*, 27(8), 1059–1070. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.010>
- CEWEP. (2013). Municipal Waste Treatment in 2013, 2016. Retrieved from http://www.cewep.eu/information/data/graphs/m_1415
- Chaya, W., & Gheewala, S. H. (2007). Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 15(15), 1463–1468. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.03.008>
- Cleary, J. (2009). Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: a comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment International*, 35(8), 1256–1266. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.009>
- Consonni, S., Giugliano, M., & Grosso, M. (2005). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part B: Emission and cost estimates. In *Waste Management* (Vol. 25, pp. 137–148). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.09.006>
- De Benedetto, L., & Klemeš, J. (2009). The Environmental Performance Strategy Map: an integrated LCA approach to support the strategic decision-making process. *Journal of Cleaner Production*, 17(10), 900–906. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.02.012>
- DGEG. (2016a). DGEG.
- DGEG. (2016b). Energia em Portugal 2014, 1–106.
- DGEG. (2017). Energia em Portugal 2015.

- Diário da República. (2005). Decreto de Lei nº85/2005, 3214–3235.
- ERSE. (2007). Ministério da economia e da inovação. *Economia*, 0–2.
- ERSE. (2017). No Title. Retrieved from <http://www.erse.pt/pt/desempenhoambiental/prodregesp/Paginas/default.aspx?master=ErsePrint.master>
- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. (2010). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook : Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. *European Commission*, 115. <https://doi.org/10.2788/38479>
- Fruergaard, T., & Astrup, T. (2011). Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management*, 31(3), 572–582. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.009>
- Giugliano, M., Cernuschi, S., Grosso, M., & Rigamonti, L. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management systems. An evaluation based on life cycle assessment. *Waste Management*, 31(9–10), 2092–2101. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.029>
- Herva, M., Neto, B., & Roca, E. (2014). Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal). *Journal of Cleaner Production*, 70, 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.007>
- Huijbregts, M. A. J., Breedveld, L., Huppes, G., De Koning, A., Van Oers, L., & Suh, S. (2003). Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the world (1990 and 1995). *Journal of Cleaner Production*, 11(7), 737–748. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00132-4)
- Iakovou, E., Karagiannidis, A., Vlachos, D., Toka, A., & Malamakis, A. (2010). Waste biomass-to-energy supply chain management: A critical synthesis. *Waste Management*, 30(10), 1860–1870. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.030>
- IChemE. (2002). The Sustainability Metrics, 1–28.
- INEGI. (2015). Auditoria energética às instalações da Central de Valorização Energética (LIPOR II) Fevereiro - 2015, (Lipor II).
- Karagiannidis, A., Wittmaier, M., Langer, S., Bilitewski, B., & Malamakis, A. (2009). Thermal processing of waste organic substrates: Developing and applying an integrated framework for feasibility assessment in developing countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(8), 2156–2162. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.09.035>
- Lipor. (2015). Relatório de Análise Estatística.
- Lipor. (2016). Relatório de Sustentabilidade Lipor 2016.
- Lipor, O. dos R. (2017). Esquema localização das unidades operacionais integrantes da Lipor. Retrieved from <http://portal.lipor.pt:7777/pls/apex/f?p=2020:25:0>
- Martins, A. A., Simaria, M., Barbosa, J., Tavares, D. S., Rocha, C. S., Nídia, S., & Mata, T. M. (2017). LCA tool to evaluate the potential environmental impact of Electricity generation in Portugal.
- Matthews, H. S., Hendrickson, C. T., & Matthews, D. H. (2015). Life cycle assessment: quantitative approaches for decisions that matter, 394. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- McKendry, P. (2002, May). Energy production from biomass (part 2): Conversion technologies. *Bioresource Technology*. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00119-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00119-5)
- Mitchell, C. P., Bridgwater, A. V., Stevens, D. J., Toft, A. J., & Watters, M. P. (1995). Technoeconomic assessment of biomass to energy. *Biomass and Bioenergy*, 9(1–5), 205–226. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00092-5](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00092-5)
- Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J., & Lind, P. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste—part 2: landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.025>
- Münster, M., & Meibom, P. (2011). Optimization of use of waste in the future energy system. *Energy*, 36(3), 1612–1622. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.12.070>

- Obernberger, I. (1998). Decentralized biomass combustion: state of the art and future development. Paper to the keynote lecture of the session "Processes for decentralized heat and power production based on combustion" at the 9th European Bioenergy Conference, June 1996, Copenhagen, Denmark. *Biomass and Bioenergy*, 14(1), 33–56. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)00034-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00034-2)
- Pavlas, M., Touš, M., Bébar, L., & Stehlík, P. (2010). Waste to energy – An evaluation of the environmental impact. *Applied Thermal Engineering*, 30(16), 2326–2332. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2009.10.019>
- Perilhon, C., Alkadee, D., Descombes, G., & Lacour, S. (2012). Life cycle assessment applied to electricity generation from renewable biomass. In *Energy Procedia* (Vol. 18, pp. 165–176). <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.028>
- Pinsonnault, A., Lesage, P., Levasseur, A., & Samson, R. (2014). Temporal differentiation of background systems in LCA: relevance of adding temporal information in LCI databases. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(11), 1843–1853. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0783-5>
- Pires, A., Martinho, G., & Chang, N.-B. (2011). Solid waste management in European countries: a review of systems analysis techniques. *Journal of Environmental Management*, 92(4), 1033–1050. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.024>
- Rice, G., Clift, R., & Burns, R. (1997). Comparison of currently available European LCA software. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2(1), 53–59. <https://doi.org/10.1007/BF02978725>
- Santos, R., Martinho, S., & Antunes, P. (2001). Estudo sobre Sector Eléctrico e Ambiente, 2º Relatório-Avaliação Económica dos Impactes Ambientais do Sector Eléctrico. *Ecoman, DCEAFCT/UNL, Monte de Caparica*. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Estudo+sobre+sector+el+éctrico+e+ambiente#0>
- Strzalka, R., Erhart, T. G., & Eicker, U. (2013). Analysis and optimization of a cogeneration system based on biomass combustion. *Applied Thermal Engineering*, 50(2), 1418–1426. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2011.12.039>
- Tabasová, A., Kropáč, J., Kermes, V., Nemet, A., & Stehlík, P. (2012). Waste-to-energy technologies: Impact on environment. *Energy*, 44(1), 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.01.014>
- Tunesi, S. (2011). LCA of local strategies for energy recovery from waste in England, applied to a large municipal flow. *Waste Management*, 31(3), 561–571. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.023>
- Turconi, R., Butera, S., Boldrin, a., Grosso, M., Rigamonti, L., & Astrup, T. (2011). Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models. *Waste Management & Research*, 29(10 Suppl), S78–S90. <https://doi.org/10.1177/0734242X11417489>
- United Nations. (1987). Brundtland report - Our Common Future.pdf. <https://doi.org/10.2307/2621529>
- United Nations. (2017a). No Title. Retrieved from https://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/progress/kyoto_1_en#tab-0-0
- United Nations. (2017b). No Title. Retrieved from https://ec.europa.eu/clima/change/causes_en#tab-0-0
- Valorsul. (2016). Relatório e contas Valorsul 2016.
- Zhao, W., der Voet, E. van, Zhang, Y., & Huppel, G. (2009). Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions: Case study of Tianjin, China. *Science of the Total Environment*, 407(5), 1517–1526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.007>

Decretos-Lei (Legislação)

Diretiva n.º 2000/76/CE do Parlamento Europeu;

Diretiva n.º 2001/80/CE do Parlamento Europeu;

Decreto de Lei n.º 85/2005;

Decreto-Lei n.º 92/2006;

Decreto-Lei n.º 147/2008;

Decreto-Lei n.º 73/2011;

Portaria n.º 263/2005;

Portaria n.º 80/2006;

Portaria n.º 675/2009;

Portaria n.º 676/2009;

Portaria n.º 677/2009.