



Carla Dias Santos Rei

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Desenvolvimento de critérios para a
localização ótima de uma central de
valorização energética de lamas de
ETAR**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia
do Ambiente, Perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Ana Isabel Espinha da Silveira, Professora
Auxiliar, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Maria da Graça Madeira Martinho
Arguente: Prof. Doutor Nuno Miguel Ribeiro Videira Costa
Vogal: Prof. Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira

LOMBADA



Desenvolvimento de critérios para a localização ótima de uma central de valorização energética de lamas de ETAR
Carla Rei

2013



Carla Dias Santos Rei

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Desenvolvimento de critérios para a
localização ótima de uma central de
valorização energética de lamas de
ETAR**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia
do Ambiente, Perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Ana Isabel Espinha da Silveira, Professora
Auxiliar, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Maria da Graça Madeira Martinho
Arguente: Prof. Doutor Nuno Miguel Ribeiro Videira Costa
Vogal: Prof. Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira

Desenvolvimento de critérios para a localização ótima de uma central de valorização energética de lamas de ETAR

© Copyright em nome de Carla Dias Santos Rei, da FCT/UNL e da UNL

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, em primeiro lugar, à Professora Doutora Ana Silveira por ter aceitado ser minha orientadora, e pelos conselhos dados ao longo da elaboração desta dissertação.

Ao Engenheiro Marcos Nogueira, da empresa IrRadiare, que teve um papel preponderante na escolha do tema desta dissertação, e pelas sugestões dadas.

Um agradecimento à ERSAR e à APA pela informação disponibilizada.

Ao Doutor Pedro Abelha por amavelmente me ter recebido no LNEG a fim de dar esclarecimentos em diversas matérias.

Ao Sr. Fernando Araújo e ao Engenheiro Luís Esteves por possibilitarem a minha visita ao complexo industrial de Setúbal da Portucel/Soporcel.

Ao Engenheiro Pedro Béraud, do Grupo Águas de Portugal, por me ter recebido e fornecido informação.

A todos aqueles que me ajudaram, amigos e professores, direta ou indiretamente na elaboração desta dissertação, expresso a minha sincera gratidão.

Às amigas de sempre, à Gina-Lee Moreira e ao David Silva por me acompanharem nesta caminhada académica.

Aos meus pais e às minhas irmãs por todo o apoio, paciência e carinho demonstrados na elaboração desta dissertação.

Ao Pedro Campos, por tudo.

RESUMO

Na dissertação desenvolvem-se critérios de avaliação de localização ótima de centrais de valorização energética (CVE) de lamas das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). As lamas de ETAR são um resíduo permanente que necessita de ser encaminhado para soluções de tratamento adequadas. A valorização energética por incineração em leito fluidizado apresenta-se como uma solução testada a nível industrial.

Procedeu-se à identificação da localização ótima de uma CVE de lamas de ETAR em Portugal Continental segundo um número limitado de critérios, que retratam diferentes dimensões, como a económica, ambiental e social. Primeiro estabeleceram-se as alternativas, que resultaram nas NUTS III, devido ao raio de influência da central e da disponibilidade da informação. Foi escolhida a metodologia de análise multicritério PROMETHEE II, já utilizada previamente em artigos científicos para objetivos semelhantes, que permite uma análise realista aos diversos critérios em causa. Foi estabelecida uma ponderação para cada critério e foram estabelecidos limiares de preferência e de indiferença, de modo a que a distinção entre alternativas pudesse ser realizada. A região do Ave foi aquela que obteve melhor avaliação global, sendo validada pela análise de sensibilidade.

Foi também avaliada a rentabilidade da central na localização escolhida. Foram considerados vários esquemas de funcionamento, nomeadamente central termoelétrica, cogeração, ciclo combinado e uma alternativa zero (digestão mais compostagem). Foram considerados dois cenários de funcionamento, um com lamas de ETAR e outro com recurso a combustível derivado de resíduo (CDR), enquanto combustível secundário. Concluiu-se que seria possível implementar tanto um como o outro. Foram debatidas as vantagens e desvantagens dos diversos esquemas.

Termos chave: Lamas de ETAR, CDR, Valorização Energética, Análise Multicritério, Leito Fluidizado, PROMETHEE

ABSTRACT

This dissertation aimed to develop criteria for evaluating optimal location of a wastewater sludge treatment facility. Wastewater sludge is a residue that needs appropriate treatment. Energy recovery by incineration in a fluidized bed was presented as a solution.

The optimal location of a wastewater sludge treatment facility was identified according to a limited number of criteria, which are according to different dimensions, such as economic, environmental and social. Alternatives were established, which resulted in the NUTS III, due to the facility influence radius and information availability. PROMETHEE II was the multicriteria analysis methodology chosen, as previously used in scientific articles to similar goals, which allows a realistic analysis to the various criteria. Weights were established to each criteria and preference and indifference thresholds have been established, so that the distinction could be made between alternatives. Ave region was the one that had the best overall assessment, being validated by sensitivity analysis.

It was also evaluated the profitability of the location chosen. Multiple schemes of operation were considered including thermal power plant, cogeneration, combined cycle and a zero alternative (digestion plus composting). Two scenarios were considered: one with sludge and another using refused derived fuel (RDF) as secondary fuel. It was concluded that it would be possible to implement either one or the other. Advantages and disadvantages of the various schemes were discussed.

Keywords: Sewage Sludge, RDF, Waste to Energy, Multicriteria Analysis, Fluidized Bed, PROMETHEE

ÍNDICE

1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento Geral.....	1
1.2. Objetivos e organização da dissertação	3
2. Lamas de ETAR.....	5
2.1. Enquadramento Legislativo.....	5
2.2. Produção, Tratamento e Transporte.....	7
2.3. Opções de Valorização e Eliminação	12
2.3.1. Caracterização Europeia.....	12
2.3.2. Tratamento Térmico.....	13
2.3.3. Aterro.....	14
2.3.4. Valorização Agrícola	14
3. Valorização Energética	19
3.1. Enquadramento Legislativo.....	19
3.2. Pré-Tratamento	20
3.2.1. Secagem Térmica.....	20
3.3. Processos Termoquímicos.....	23
3.3.1. Combustão	23
3.3.2. Gaseificação	25
3.3.3. Pirólise.....	25
3.3.4. Oxidação por Via Húmida.....	26
3.4. Tecnologias de Combustão.....	26
3.4.1. Leito Fluidizado.....	26
3.4.2. Outras Tecnologias	30
3.5. Sistemas de Recuperação de Energia	32
3.5.1. Sistemas de Recuperação de Calor	32
3.5.2. Produção de Energia Elétrica e Vapor.....	33
3.6. Sistemas de Tratamento dos Gases	35
3.6.1. Produção de Cinzas.....	37
3.7. Análise de custos / Exemplos de Centrais.....	37

3.8.	Coincinação.....	40
3.9.	Valorização energética de lamas de ETAR com CDR	42
3.10.	Digestão Anaeróbia	44
3.10.1.	Produção de energia elétrica – Turbina a Gás.....	45
3.11.	Centrais Ciclo Combinado: Digestão e Incineração	46
4.	Análise de Localização.....	49
4.1.	Avaliação Multicritério.....	49
4.1.1.	Métodos Elementares: Análise de Dominância e Eficiência	51
4.1.2.	Métodos de Agregação Total ou Compensatórios	52
4.1.3.	Métodos de agregação parcial (<i>Outranking</i>) ou não-compensatórios.....	53
4.1.4.	PROMETHEE	55
5.	Metodologia	61
5.1.	Análise Multicritério.....	61
5.1.1.	Definição de Alternativas.....	61
5.1.2.	Dados Base	64
5.1.3.	Ponderação dos Critérios.....	70
5.1.4.	Função Preferência.....	71
5.2.	Modelo de Rentabilidade	73
5.2.1.	Esquemas de Funcionamento	75
5.2.2.	Pressupostos	75
5.2.3.	Capacidade Mínima Técnica	81
5.2.4.	Validação.....	83
6.	Resultados e Discussão	89
6.1.	Análise Unicritério.....	89
6.2.	Análise Multicritério.....	90
6.2.1.	Análise de Sensibilidade	92
6.3.	Análise de Rentabilidade	94
7.	Conclusão e Trabalhos Subsequentes	103
8.	Referências Bibliográficas	107

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Esquema de linha de tratamento de uma ETAR com valorização energética.	8
Figura 3.1 - Distribuição da água na lama.	20
Figura 3.2- Evolução da taxa de evaporação com o teor de humidade.	21
Figura 3.3 - Desenho de tambor rotativo.	22
Figura 3.4 - Perda de massa (em peso total) em função da temperatura na lama húmida, carvão castanho (lenhite) e carvão betuminoso.	24
Figura 3.5 - Perfil de secagem, desvolatilização e aumento de temperatura do centro da partícula da lama ao longo da combustão.	24
Figura 3.6 - Leito Fluidizado Circulante (a) e Borbulhante (b)	27
Figura 3.7 - Mecanismos de aglomeração.	29
Figura 3.8- Esquema de funcionamento de incinerador de fornalhas múltiplas com leito fluidizado.	30
Figura 3.9 - Sistema genérico de recuperação de vapor.	33
Figura 3.10 - Esquema de turbina de contrapressão.	34
Figura 3.11 - Esquema de turbina de extração.	34
Figura 3.12 - Diagrama de fluxo da incineradora de lamas Roundhill	39
Figura 3.13 - Composição química das cinzas de lama e do clínquer num diagrama terciário CaO–SiO ₂ –R ₂ O ₃	41
Figura 3.14 - Esquema de Funcionamento de linha de produção de CDR.	43
Figura 3.15 - População servida por UTMB.	43
Figura 3.16 - Desenvolvimento expectável das UTMB	43
Figura 3.17 - Componentes de uma turbina a gás simples.	46
Figura 3.18- Recuperação de calor numa central de ciclo combinado.	47
Figura 4.1- Exemplo de uma hierarquia no método PAH.	52
Figura 4.2- Tipos básicos de funções de preferência no método PROMETHEE.	56
Figura 5.1- Resultado das estimativas de produção de lamas (t seca/ano).	65
Figura 5.2- Distribuição espacial do quantitativo de lamas (t/ano) em Portugal Continental.	66
Figura 5.3- <i>Layout</i> do assistente de atribuição de pesos do Visual Promethee ®.	70

Figura 5.4- <i>Layout</i> do assistente de escolha de função de preferência: Resumo estatístico para critério Quantidade de lamas (t/ano).....	71
Figura 5.5- <i>Layout</i> do assistente de escolha de função de preferência – Sugestão do tipo de função.....	72
Figura 5.6- <i>Layout</i> do assistente de escolha de função de preferência – Sugestão do tipo de limiar.....	72
Figura 5.7- <i>Layout</i> do assistente de escolha de função de preferência – Sugestão dos limiares.	73
Figura 5.8- Possíveis esquemas de funcionamento de unidades de valorização.....	74
Figura 5.9 - PCI de Lamas de ETAR segundo fórmula de Franjo <i>et al.</i> , 1992.....	77
Figura 5.10 - Custo de transporte e de secagem.	81
Figura 5.11- Balanço de Massa da ETAR de Hamburgo e da Central Vera.....	83
Figura 5.12- Fluxo de Energia da ETAR de Hamburgo e da Central VERA.....	84
Figura 6.1- Resultados da análise do PROMETHEE II.	90
Figura 6.2- Resultados da análise PROMETHEE II (análise de sensibilidade função de preferência).....	94

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Operações de eliminação e valorização.....	6
Tabela 2.2 - Composição química e características físicas de lamas de ETAR.	8
Tabela 2.3 - Conteúdo em metais nas lamas.....	9
Tabela 2.4 - Teores de sólidos obtidos no espessamento e na desidratação.	9
Tabela 2.5 - Produção de lamas e respetiva solução de tratamento ou destino final).....	12
Tabela 2.6 - Vantagens e desvantagens do tratamento térmico.....	14
Tabela 3.1 - Comparação entre as MTD de incineração de lamas.	32
Tabela 3.2 - Componentes do custo de investimento de centrais de leito fluidizado borbulhante.	37
Tabela 3.3 - Características de unidades de valorização de lamas com leito fluidizado borbulhante.....	39
Tabela 4.1 - Aplicação de métodos de análise multicritério em análise de localização de instalações de resíduos.....	58
Tabela 5.1 - Nomenclatura Comum das Unidades Territoriais Estatísticas (NUTS).....	62
Tabela 5.2 – Definição de critérios para análise multicritério.....	63
Tabela 5.3 - Valores de produção de lamas disponibilizados pela ERSAR e pelo grupo AdP...67	
Tabela 5.4 - Produção de CDR mínima estimada, capitação de CDR determinada e instalações previstas para cada região NUTS II 1989.	68
Tabela 5.5 - Instalações competidoras.	69
Tabela 5.6 - Atribuição de pontos e pesos pelos critérios.	71
Tabela 5.7 - Função e limiares de preferência.	73
Tabela 5.8 – Poder calorífico de lamas digeridas, primárias + secundárias (mistura) e estabilizadas quimicamente, por fonte bibliográfica.	76
Tabela 5.9 - Análise elementar de lamas de ETAR (%).	77
Tabela 5.10- Eficiências parcelares nos diversos equipamentos da unidade de valorização. ...	78
Tabela 5.11- Preços de venda de energia à rede de 2012 para Produtores em Regime Especial.....	78
Tabela 5.12- Parâmetros para cálculo de potenciais receitas.	79
Tabela 5.13- Parâmetros para o cálculo de custos da central.....	79
Tabela 5.14 - Custo de Investimento e de operação de digester.....	80

Tabela 5.15 - Critérios considerados para transporte e secagem.....	80
Tabela 5.16- Teores de humidade de lamas com poder calorífico de 4600 kJ/kg.....	82
Tabela 5.17 - Teores de humidade para lamas com poder calorífico de 6285 kJ/kg.....	82
Tabela 5.18- Caudal mássico de lamas para capacidade térmica de 1 MW térmico.....	82
Tabela 5.19- Caudal mássico de lamas para capacidade elétrica de 1 MW elétrico.....	83
Tabela 5.20 - Cargas de lama anuais e diária em peso seco e húmido.....	84
Tabela 5.21- Comparação dos resultados do modelo com os resultados da Central VERA.	84
Tabela 5.22 - Características das CVE.....	85
Tabela 5.23 - Eficiência elétrica e de consumo elétrico, e entalpia do vapor produzido na CVE Sul e Norte.....	86
Tabela 5.24- <i>Output</i> do Modelo para CVE Norte e Sul.....	86
Tabela 6.1- Identificação das alternativas com melhor avaliação em cada critério considerado.	89
Tabela 6.2 - Valores dos critérios para a região do Ave.....	91
Tabela 6.3- Intervalo de estabilidade de pesos para todos os critérios.....	93
Tabela 6.4 - Dados de entrada no modelo.....	95
Tabela 6.5- Caudais anuais de entrada ao digestor e incinerador para o cenário Lamas.	95
Tabela 6.6 – Caudais anuais de entrada ao digestor e incinerador para o cenário Lamas mais CDR.....	96
Tabela 6.7- <i>Output</i> energético do cenário Lamas.	96
Tabela 6.8- <i>Output</i> económico do cenário Lamas.....	98
Tabela 6.9 – Critérios económicos do cenário Lamas.....	98
Tabela 6.10 - Análise económica ao esquema de funcionamento cogeração.....	100
Tabela 6.11- <i>Output</i> energético do modelo para o cenário Lamas mais CDR.....	101
Tabela 6.12- <i>Output</i> económico do modelo para cenário Lamas mais CDR.....	101
Tabela 6.13 - Critérios económicos para o cenário Lamas mais CDR.....	102

LISTA DE ABREVIATURAS

ACV – Análise Ciclo de Vida

AdP - Águas de Portugal

AHP - *Analytic Hierarchy Process*

AIA- Avaliação de Impacte Ambiental

ANP - *Analytic Network Process*

ANR- Autoridade Nacional de Resíduos

APA- Agência Portuguesa do Ambiente

APDA – Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas Residuais

BANANA -Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anything.

BOCR- *Benefits, Opportunities, Costs and Risks*

CAE- Classificação Portuguesa das Atividades Económicas

CBO – Carência Bioquímica de Oxigénio

CDR- Combustível Derivado de Resíduo

CEAR – Comissão Especializada de Águas Residuais

CELE – Comércio Europeu e Licenças de Emissão

COT – Carbono Orgânico Total

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

CSR- Combustível Sólido Recuperado

CVE - Centrais de Valorização Energética

DGEG – Direção Geral de Energia e Geologia

DGOTDU – Direção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano

DRAP – Direção Geral de Agricultura e Pescas

e-GAR- Guia de Acompanhamento de Resíduos: Plataforma digital

EGF - Empresa Geral de Fomento

ELECTRE - *Elimination and Choice Expressing Reality*

EP – Estradas de Portugal

ERSAR- Entidade Reguladora de Sistemas de Águas e Resíduos

ERSE – Entidade Reguladora de Serviços Energéticos

ETA- Estação de Tratamento de Água para Abastecimento

ETAR- Estação de Tratamento de Águas Residuais

HHV – *High Heating Value*

HRSR – *Heat Recovery System Generator*

GEE – Gases de Efeito de Estufa

ICNB - Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade

INAG – Instituto da Água

INE – Instituto Nacional de Estatística

INSAAR- Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais

LER – Lista Europeia de Resíduos

LHV – *Low Heating Value*

LNEC- Laboratório Nacional de Engenharia Civil

MAOTDR- Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional

MTD – Melhores Técnicas Disponíveis

MWelec – MW elétrico

MWth – MW térmico

NIMBY - *Not In My BackYard*

NOTE - *Not Over There Either*

NUTS – Nomenclatura Comum de Unidades Territoriais

ONG – Organização Não Governamental

PAH – Processo Analítico Hierárquico

PAH's – Compostos policíclicos aromáticos

PAR – Processo Analítico em Rede

PCB- *Polychlorinated Biphenyl*

PCI – Poder Calorífico Inferior

PCIP- Prevenção e Controlo Integrado de Poluição

PCS- Poder Calorífico Superior

PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento

PERSU II – Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos

PGL – Plano de Gestão de Lamas

PMOT- Planos Municipais de Ordenamento do Território

PRE- Produção em Regime Especial

PROMETHEE - *Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation*

P.h. - Peso húmido

P. s – Peso seco

RASARP- Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos

RCD- Resíduos de Construção e Demolição

REA – Relatório de Estado do Ambiente

REAADTAR - Relatório do Estado do Abastecimento de Água e da Drenagem de Tratamento de Águas Residuais

REEE – Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrónicos

RIB - Resíduos Industriais Banais

RDF – Refused Derived Fuel

RTN – Rede de Transporte Nacional

RU – Resíduos Urbanos

RUB- Resíduos Urbanos Biodegradáveis

SIC - Sítios de Interesse Comunitário

SIMARSUL - Sistema Multimunicipal de Saneamento de Águas Residuais da Península de Setúbal

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

TIR – Taxa Interna de Rendibilidade

UTMB – Unidades de Tratamento Mecânico e Biológico

VAB – Valor Acrescentado Bruto

VAL – Valor atual líquido

WTE- *Waste to Energy*

ZPE – Zona de Protecção Especial

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento Geral

As lamas constituem um resíduo constante das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) que necessita de ser submetido a soluções de tratamento adequadas. É considerado um dos principais problemas por resolver do século XXI (Béraud e Duarte, 2010).

No PEAASAR II (Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento 2007-2013) (MAOTDR, 2006) a gestão das lamas é encarada como uma questão complexa, pois envolve questões de índole técnica, económica, ambiental, energética e legal, ultrapassando os limites do próprio sistema multimunicipal. A crescente consciencialização por parte das entidades gestoras desta realidade tem fomentado a realização de investimentos em infraestruturas de tratamento de lamas, com vista ao aproveitamento do seu potencial energético, nomeadamente em tecnologias que permitam reduzir a humidade presente nas lamas. Estava previsto um Plano Estratégico para a gestão de lamas em ETA (Estações de Tratamento de Água) e ETAR, mas não se materializou.

Foi estabelecido no PEAASAR II (MAOTDR, 2006) o seguinte objetivo operacional: servir cerca de 90% da população total do país com sistemas públicos, nomeadamente com rede de drenagem e de tratamento de águas residuais até 2013. Porém, este objetivo não foi ainda cumprido como referido no Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal de 2012 (RASARP) (ERSAR, 2012), visto que a cobertura nacional do serviço em 2011 de drenagem e de tratamento de águas residuais ainda era respetivamente de 81 e 78%. Tal deve-se ao fato de persistirem dificuldades diversas no cumprimento das obrigações legais e comunitárias neste setor, nomeadamente do Decreto-Lei nº 152/97, alterado posteriormente pelo Decreto-Lei nº198/2008 de 8 de Outubro (ERSAR, 2012). Pode-se assim aferir que pelo menos 2 milhões de habitantes não são ainda servidos por sistemas de tratamento de águas residuais, prevendo-se um aumento a médio e longo prazo das lamas produzidas atualmente.

O destino das lamas é um dos principais problemas com que as entidades gestoras se deparam atualmente, devido à aplicação do Decreto-Lei nº 276/2009 de 2 de Outubro, que estabelece o regime jurídico da utilização agrícola das lamas de depuração. Este obriga a cumprir requisitos de higienização e armazenamento das lamas. A valorização agrícola direta tem sido o destino tradicional para as lamas de ETAR, escolhido pela maioria das entidades gestoras por ser mais económico. Porém, para cumprirem os requisitos estipulados, as entidades gestoras terão que aumentar os custos.

Com o aumento expectável da produção de lamas a médio prazo e o aumento de custos das soluções ditas tradicionais, outras opções de tratamento e de destino final devem ser consideradas. Assim, a valorização térmica das lamas torna-se numa abordagem promissora que deve ser estudada, principalmente quando as características físicas e químicas da lama

não cumprem os limites exigidos na legislação de utilização para agricultura (Stasta *et al.*, 2006). O tratamento térmico apresenta diversas vantagens: permite uma redução do volume e simultaneamente a destruição, captura e concentração de substâncias tóxicas, permitindo ainda a valorização energética (Caneghem *et al.*, 2012).

As centrais que utilizam o tratamento térmico são designadas por centrais *Waste to Energy* (WTE), onde está prevista a recuperação do calor, proveniente da destruição dos resíduos. Apesar de existirem preocupações ambientais, as novas centrais WTE estão entre os sistemas mais limpos e fiáveis de produção de energia, tanto na forma de calor como de eletricidade (Stehlík, 2009). A principal preocupação é sem dúvida a rentabilidade. A incineração de lamas, quando convenientemente preparada, pode ser uma solução económica, sendo possível a valorização energética.

A valorização energética de lamas permite ir ao encontro de outras políticas governamentais, para além do tratamento de resíduos. Na Resolução do Conselho de Ministros nº29/2010 de 10 de Setembro foi aprovada a Estratégia Nacional da Energia com os seguintes objetivos: “Garantir o cumprimento dos compromissos assumidos por Portugal no contexto das políticas europeias de combate às alterações climáticas, permitindo que em 2020 60 % da eletricidade produzida e 31 % do consumo de energia final tenham origem em fontes renováveis e uma redução do 20 % do consumo de energia final nos termos do Pacote Energia - Clima 20 - 20 - 20”. Está também especificada a aposta em aproveitamento da energia proveniente da valorização do biogás e de outros resíduos. É garantido que serão agilizados os procedimentos para a atribuição de potência a estes projetos.

Foi previsto no Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016 (PERSU II) (MAOTDR, 2007) a entrada em funcionamento de duas Centrais de Valorização Energética (CVE) do tipo WTE em 2015. Estas seriam unidades de tratamento de lamas de ETAR, mas com recurso a combustível derivado de resíduo (CDR) como combustível principal. Este seria um projeto do grupo Águas de Portugal (AdP), em colaboração com a empresa Reciclamas e a sub-holding Empresa Geral de Fomento (EGF).

As duas CVE iriam valorizar as lamas dos grandes centros populacionais, sendo que cada uma teria a capacidade aproximada de 160 000 toneladas. Esta seria uma solução adequada para receber lamas contaminadas. Dado que o grupo AdP é responsável tanto pelo tratamento de lamas de ETAR como de CDR, a valorização conjunta destes foi vista como uma oportunidade. As localizações previstas seriam em Aveiro (Estarreja) e a sul do Tejo, na Península de Setúbal. A tecnologia escolhida é a de leito fluidizado, que faz parte da lista das Melhores Técnicas Disponíveis (MTD), definida pelo painel de especialistas europeu, no âmbito do cumprimento do diploma Prevenção e Controlo Integrado de Poluição (Decreto-Lei nº 173/2008 de 26 de Agosto) (Comissão Europeia, 2006). Porém, dada a atual situação económica prevê-se a construção de apenas uma, sendo que neste momento o projeto ainda não avançou.

Contudo, estas instalações são caracterizadas frequentemente como indesejáveis, sendo que a população e as Organizações Não Governamentais (ONG) apresentam-se muitas vezes

contra a construção destas instalações. Portugal tem um historial de conflitos contra instalações de incineração ou de co-incineração, destacando-se o caso de Estarreja (1995-1997), Maceira (1997-2000), Souselas (1998-2002) e Outão (2000-2002) (Nunes e Matias, 2002).

Assim, são necessárias abordagens que suportem o decisor na sua escolha, como por exemplo a análise multicritério. Esta é considerada uma ferramenta importante para a análise de temáticas como esta (Erkut *et al.*, 2006). Os métodos de análise multicritério têm sido amplamente aceites pela comunidade científica para a análise de múltiplas variáveis, tanto qualitativas como quantitativas (Banias *et al.*, 2010). Porém, a análise de localização não pode ser independente da tecnologia escolhida (Korocu e Erdagi, 2012).

1.2. Objetivos e organização da dissertação

Foram estabelecidos os seguintes objetivos para o presente trabalho:

- Identificar a localização ótima de uma CVE de lamas de ETAR em Portugal Continental segundo uma análise multicritério; A disponibilidade de CDR será também considerada, não como combustível principal, mas sim como auxiliar, tendo um papel secundário;
- Avaliar a rentabilidade da central nessa mesma localização, considerando a tecnologia de leito fluidizado borbulhante.

Para isso serão especificados na revisão bibliográfica os processos que levam à produção de lamas de ETAR, as outras opções de tratamento e o enquadramento legal associado a esta problemática. Depois serão descritos os fundamentos teóricos relativos à avaliação multicritério e à valorização energética, dando maior ênfase à solução prevista no PERSU II (MAOTDR, 2007). Seguidamente será explicitada a metodologia utilizada para proceder à avaliação multicritério e à análise de rentabilidade. Por fim serão debatidos os resultados alcançados e as conclusões obtidas.

2. LAMAS DE ETAR

2.1. Enquadramento Legislativo

As lamas enquanto resíduo estão caracterizadas na legislação portuguesa, nomeadamente no Decreto-Lei nº 73/2011 de 17 de Junho, na medida em que se tratam de substâncias que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer. Este decreto delega ao produtor ou detentor de resíduos, neste caso as entidades gestoras das ETAR, a responsabilidade de assegurar o tratamento dos resíduos através de entidades licenciadas. Porém, esta responsabilidade extingue-se aquando da entrega dos resíduos a um operador/entidade licenciada.

Enquanto resíduo, as lamas estão sujeitas a várias opções de tratamento, sendo que o tratamento pode ser qualquer operação de valorização ou de eliminação, incluindo a preparação prévia. As operações de eliminação e de valorização que estão referidas no presente decreto são as representadas na Tabela 2.1. Neste decreto é reforçado o princípio de hierarquia dos resíduos em que é estabelecida a seguinte ordem de prioridades: prevenção e redução, preparação para a reutilização, reciclagem, outros tipos de valorização e eliminação.

A valorização energética apresenta-se como a operação R1, tendo restrições para a incineração de resíduos urbanos, sendo necessário que a eficiência seja superior a 65% caso a instalação seja licenciada após Dezembro de 2008. Neste decreto está também regulamentado o transporte, sendo obrigatório o registo eletrónico a efetuar pelos produtores, detentores, transportadores e destinatários dos resíduos, através de uma e-GAR disponível no sítio da Agência Portuguesa do Ambiente (APA). Este artigo tem por base a Portaria 335/97 de 16 de Maio, que especifica que o transporte rodoviário pode apenas ser efetuado pelo produtor de resíduos, eliminador, ou empresas licenciadas.

As lamas também estão definidas no Decreto-Lei nº 152/97, alterado posteriormente pelo Decreto-Lei nº198/2008 de 8 de Outubro, como as lamas residuais, tratadas ou não, originadas pelo funcionamento das ETAR. Neste decreto está também estipulada a meta temporal e o nível de tratamento adequado para todos os sistemas de drenagem pública de águas residuais. É referido que a eliminação das lamas provenientes das ETAR está sujeita à autorização da entidade licenciadora, e que é proibida a descarga de lamas em águas de superfície, nomeadamente nos oceanos. Esta opção era comum em Portugal até à sua proibição (SEDE e ANDERSEN, 2002).

As lamas estão também presentes na Lista Europeia de Resíduos (LER) nomeadamente na Portaria nº209/2004 de 3 de Março. Este documento identifica e classifica os resíduos quanto à sua fonte e perigosidade. As lamas de ETAR estão mencionadas no capítulo 19, sendo o código 19 08 05, referente a lamas residuais urbanas, que não são consideradas resíduos perigosos.

Tabela 2.1 - Operações de eliminação e valorização (Decreto-Lei nº 73/2011).

Eliminação	Valorização
D1 – Depósito no solo, em profundidade ou à superfície	R1-Utilização principal como combustível ou outro meio de produção de energia
D2 – Tratamento no solo	R2 – Recuperação e Regeneração de Solventes
D3 – Injeção em profundidade	R3 – Reciclagem/recuperação de substâncias orgânicas não utilizadas como solventes
D 4- Lagunagem	R4 – Reciclagem/recuperação de metais e compostos metálicos
D5 – Depósitos subterrâneos especialmente concebidos	R5 –Reciclagem/recuperação de outros compostos inorgânicos
D 6 – Descarga para massas de água, com exceção de mares e oceanos	R6 – Regeneração de ácidos ou bases
D7 – Descarga para mares e oceanos, incluindo inserção nos fundos marinhos	R7 – Valorização de componentes utilizados na redução da poluição
D 8 – Tratamento biológico não especificado	R8 – Valorização de componentes de catalisadores
D9 – Tratamento Físico-químico	R 9 –Refinação de óleos e outras reutilizações de óleos
D10 – Incineração em Terra	R 10 – Tratamento do solo para benefício agrícola ou melhoramento ambiental
D11 – Incineração no mar	R11- Utilização de resíduos obtidos a partir de qualquer uma das operações enumeradas de R1 a R10
D12 – Armazenamento Permanente	R12 – Troca de Resíduos com vista a submete-los a uma das operações enumeradas de R1 a R11
D13 – Mistura anterior à execução de uma das operações enumeradas de D1 a D12	R 13 – Armazenamento de resíduos destinados a a uma das operações enumeradas de R1 a R12
D14 – Reembalagem anterior a uma das operações enumeradas de D1 a D13	
D 15 – Armazenamento antes de uma das operações enumeradas de D1 a D14	

No Decreto-Lei nº 276/2009 de 2 de Outubro é estabelecido o regime jurídico da utilização agrícola das lamas de depuração, sendo estas as lamas provenientes de ETAR urbanas e outras de composição similar. Nas apresentações da Comissão Especializada de Águas Residuais (CEAR) (Béraud *et al.*, 2011; Béraud e Duarte, 2010), são apresentados os artigos deste decreto-lei que têm gerado mais controvérsia no seio das entidades gestoras, sendo enumerados de seguida:

- Artigo 5º, ponto 1: “Os produtores de lamas devem dispor de uma capacidade mínima de armazenagem de lamas equivalente à produção média de três meses; ponto 6: “Os locais de armazenamento devem ser impermeabilizados e cobertos de forma a evitar infiltrações”;
- Artigo 10º, ponto 1:” É obrigatória a realização de análises às lamas e aos solos, nos termos do anexo II do presente decreto-lei, do qual faz parte integrante, devendo os respetivos resultados ser expressos nas unidades nele indicadas; “
- Artigo 9º, ponto 1: “Apenas é permitida a utilização em solos agrícolas de lamas que cumpram os valores limite constantes dos parâmetros fixados no anexo I (limites estabelecidos para microrganismos patogénicos) ”;
- Artigo 14º, ponto 1: “A utilização de lamas em solos agrícolas, num determinado perímetro de intervenção está sujeito a um plano de gestão de lamas (PGL) aprovado pela Direção Geral de Agricultura e Pescas (DRAP) territorialmente competente”;
- Artigo 13º, ponto 1, alínea b): “As lamas com matéria seca superior ou igual a 20% devem ser imediatamente espalhadas no terreno e incorporadas no solo no prazo máximo de 48 horas”.

As razões de contestação são as seguintes: a maioria das ETAR não têm as infraestruturas necessárias para aplicar estes requisitos; a aprovação do PGL adiciona maiores demoras ao processo; é difícil a implementação do último artigo para baixas produções de lamas, pois o transporte de reduzidas quantidades é caro, tornando-se inviável economicamente (Béraud *et al.*, 2011).

2.2. Produção, Tratamento e Transporte

O processo de tratamento da água residual nas ETAR dá origem a um resíduo que é designado por lamas, mas que também pode ser denominado por biosólidos. Estes resultam da acumulação de matéria suspensa na água, mas também dos produtos da ação microbiana durante o tratamento.

As fontes de lamas numa ETAR variam consoante o tipo de tratamento e o seu método de operação. As principais operações/processos que geram lamas são a decantação primária, na qual é retirada a maioria da matéria suspensa e o tratamento biológico, que transforma sólidos dissolvidos (CBO) em sólidos suspensos. As lamas provenientes da primeira operação são lamas primárias, que são geralmente cinzentas e têm um odor ofensivo. As lamas resultantes

do segundo processo são lamas ativadas ou secundárias, que têm uma aparência floculenta. Também pode existir lamas resultantes de precipitação química (de fósforo por exemplo). Os processos/operações de tratamento da linha sólida, nomeadamente a digestão, também podem gerar lamas. Algumas destas operações e processos estão representadas na Figura 2.1. As diferenças na sua composição estão representadas na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Composição química e características físicas de lamas de ETAR (adaptado de Metcalf and Eddy, 2004; Qazim, 1999).

	Lama primária	Lama secundária	Lama digerida
Sólidos Totais (% ST)	5-9	0,8 -1,2	2-5
Sólidos Voláteis (% ST)	60- 80	59 -88	30-60
Azoto (%ST)	1,5-4	2,4-5	1,6-3
Fósforo (%P₂O₅ ST)	0,8-2,8	2,8-11	1,5-4
Peso específico (kg/m³)	1020	1005	1030-1040

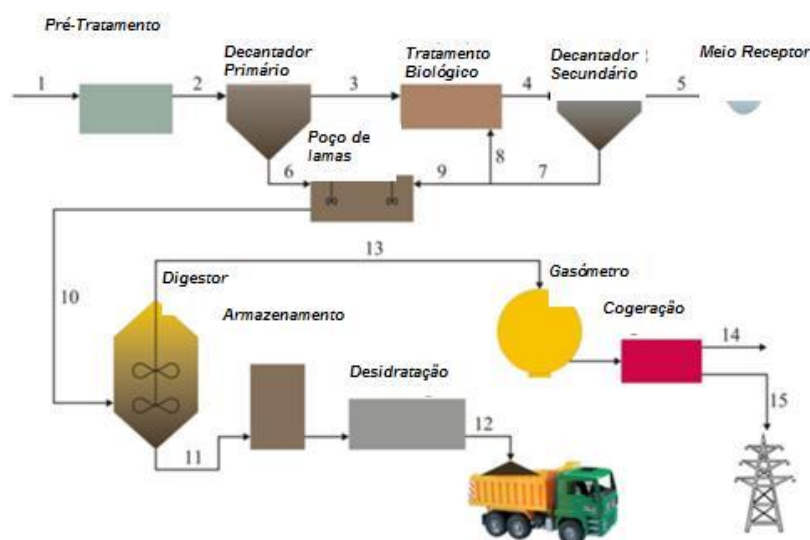


Figura 2.1 - Esquema de linha de tratamento de uma ETAR com valorização energética (adaptado de Houdková *et al.*, 2008).

Porém, as lamas também podem possuir metais na sua composição, dependendo do tipo de água residual que lhe deu origem. A sua presença é na maioria dos casos desvantajosa, podendo ocorrer contaminação dos solos. Na Tabela 2.3 estão representadas gamas de concentrações de metais pesados que podem ser encontradas nas lamas. Verifica-se que o teor em metais varia significativamente, dependendo da água residual que lhe dá origem. Porém, os valores mais observados são dados pela média. Caso as lamas tenham um conteúdo elevado em metais, deve-se considerar outras soluções de tratamento como a incineração (Lopes *et al.*, 2003). Todavia, é necessário que o sistema de tratamento de gases seja desenhado de modo a que os valores limites de emissão de poluentes estipulados no Decreto-Lei nº85/2005 de 28 de Abril sejam cumpridos.

Tabela 2.3 - Conteúdo em metais nas lamas (adaptado de Metcalf and Eddy, 2004).

Metais	Concentração (mg/kg peso seco)	
	Intervalo	Média
Arsénio	1,1-230	10
Cádmio	1-3 410	10
Crómio	10-99 000	500
Cobalto	11,3-2 490	30
Cobre	84-17 000	800
Ferro	1000-154 000	17 000
Chumbo	13-26 000	500
Manganésio	32-9 870	260
Mercúrio	0,6-56	6
Molibdénio	0,1-214	4
Níquel	2-5 300	80
Selénio	1,7-17,2	5
Zinco	101-49 000	1 700

As principais operações a lamas de ETAR são o espessamento, desidratação e secagem. Estas são utilizadas primariamente para reduzir o teor de humidade das lamas. A digestão, compostagem são soluções para estabilizar a matéria orgânica das lamas.

As lamas são estabilizadas para reduzir patogénicos, eliminar odores ofensivos, e reduzir o potencial de putrefação. A estabilização é também utilizada para redução do volume sendo que contribui para uma mais fácil desidratação da lama. Os principais métodos de estabilização são: estabilização alcalina com adição de cal, digestão anaeróbia, digestão aeróbia e compostagem (Metcalf and Eddy, 2004).

O espessamento tem como principal objetivo aumentar o teor de sólidos da lama, removendo uma parte da fração líquida. O espessamento pode ser gravítico, por flotação, centrífuga e filtro banda. Os teores de sólidos atingidos variam entre 2 a 12% consoante o tipo de lama e a tecnologia escolhida, como se pode observar na Tabela 2.4

Tal como o espessamento, a desidratação tem como principal objetivo reduzir o teor de humidade, de modo a diminuir o volume. Existe uma variedade de operações de desidratação, podendo estas ser por leitos de secagem, centrífugas, filtros banda, filtros prensa. Pode ser atingido um teor de sólidos desde 10 a 40% dependendo do tipo de tecnologia e do tipo de lama, como se pode também observar na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 - Teores de sólidos obtidos no espessamento e na desidratação (adaptado de Qazim 1999; Turovskiy e Mathai, 2006).

	Lama Primária	Lama Secundária	Lama Composta	Lama Digerida
Espessamento				
		Teor de Sólidos (%)		
Gravítico	4-10	2-4	2-8	-
Flotação	-	4-6	-	-
Centrífuga	-	-	4-8	-
Filtro Banda	8-12	4-6	4-8	-
Desidratação				
Leitos de Secagem	20-40	-	-	-
Centrífuga	25-36	8 -20	12-25	15 -27
Filtro Banda	26-32	12-20	20-28	20 -25
Filtro Prensa	35-42	25-30	-	32-40

Relativamente à produção atual de lamas em Portugal, os dados disponibilizados pelas entidades oficiais têm um elevado grau de variabilidade. O PEAASAR II (MAOTDR, 2006) estimava que a quantidade de lamas de ETA e de ETAR produzida em Portugal ascendesse a 200 000 toneladas. Este valor continuaria a aumentar à medida que entrassem em funcionamento os sistemas em construção. Porém, o PEAASAR II (MAOTDR, 2006) não identifica a que percentagem corresponde as lamas de ETA e de ETAR, respetivamente.

Nas estatísticas de ambiente do EUROSTAT (Comissão Europeia, 2010), nomeadamente as referentes à geração de resíduos, é mencionada uma produção de 907 543 toneladas de lamas comuns no ano de 2010. Deve-se ter especial atenção que esta classificação não se refere apenas às lamas de ETAR, mas também às originadas por outros tratamentos (Comissão Europeia, 2004). Esta informação é análoga à encontrada nas Estatísticas do Ambiente 2010 (INE, 2011a), sendo que 64% das lamas comuns sofreram operações de valorização (excluindo energética), 14% outras operações, 12% eliminação por deposição no solo e 4% valorização energética. Esta informação foi recolhida conjuntamente com a APA. Nas Estatísticas do Ambiente de 2011 já não estavam incluídas estas estatísticas (INE, 2012a).

Relativamente à produção de lamas provenientes de ETAR, existe um indicador no EUROSTAT (Comissão Europeia, 2008) “Produção de lamas de ETAR e respetivos destinos” que não possui informação para o nosso país. Para o indicador “Produção total de lamas de ETAR”, o último valor disponível é de 2007, sendo cerca de 189 000 toneladas (Comissão Europeia, 2007).

O antigo Instituto da Água (INAG) era responsável pelo Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (INSAAR), que pretendia centralizar a informação relativa ao ciclo urbano da água, numa base de dados acessível a todos os cidadãos. Com a extinção desta instituição, o instrumento foi delegado para a APA. Neste momento o preenchimento do INSAAR encontra-se suspenso, sendo que os últimos dados disponíveis estão referidos no Relatório do Estado do Abastecimento de Água e da Drenagem de Tratamento de Águas Residuais 2010 (REAADTAR) (INAG, 2010), não estando mencionados valores de produção de lamas. O Relatório de Estado do Ambiente 2012 (REA) também não contém nenhum tipo de dado relativo à gestão de lamas (Vilão *et al.*, 2012).

Em 2010, a Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas Residuais (APDA) organizou o seminário “O mercado das lamas de ETAR e as Entidades Gestoras” realizado no Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC). A CEAR efetuou uma comunicação em que admite a incerteza do quantitativo real de lamas produzido em Portugal, estimando um valor entre 400 000 e 500 000 toneladas/ano (Béraud e Duarte, 2010).

Em 2012, no Relatório de Sustentabilidade do grupo AdP é referida a produção de 328 692 toneladas de lamas, sendo que 96% foram valorizadas enquanto corretivo agrícola e 4% foram para eliminação (AdP, 2012). O grupo AdP corresponde a cerca de 80% da população servida ao nível do saneamento, sendo a sua análise importante (AdP, 2012).

Em 2012, de acordo com o RASARP (ERSAR, 2012) os sistemas de tratamento em alta produziram cerca de 293 766 toneladas de lama, enquanto os sistemas em baixa produziram cerca de 97 170 toneladas. Estes são os dados de produção de lamas mais recentes. Atualmente existem 793 ETAR em sistemas em alta e 113 em baixa que tratam cerca de 467 354 e 85 663 m³ água residual/ano respetivamente.

Relativamente a documentos internacionais, num estudo desenvolvido pelas Nações Unidas, foi estimada uma produção de 236 703 toneladas de matéria seca em 2006 (Le Blanc *et al.*, 2008). Num estudo encomendado pela Comissão Europeia é referido um valor de 401 000 toneladas de matéria seca em 2006 (Milieu Ltd. *et al.*, 2010).

Com valores tão díspares e por vezes desatualizados é difícil ter uma noção do universo das lamas em questão, nomeadamente das provenientes de ETAR. Também contribui o facto de em Portugal as estatísticas de lamas serem referidas em peso húmido, enquanto a nível internacional, as estimativas de lamas são referidas em matéria seca. Porém, tal se verifica em outros países da Europa, em que os dados de tratamento de lamas e respetivo destino final são por vezes incompletos e não coerentes (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

Quanto ao meio de transporte, as lamas podem ser transportadas por bombagem, camiões, barco, comboio ou uma combinação. O método de transporte depende da consistência e da quantidade de lamas a serem transportadas da origem ao destino. O transporte por bombagem é adequado para elevados volumes, mas as lamas devem possuir teores de sólidos inferiores a 10%. Para além disso, acarreta elevados custos de instalação e de manutenção que se refletem no custo de transporte global (Metcalf and Eddy, 2004).

O transporte ferroviário ou por barco é adequado para transportar elevadas quantidades de lama para longas distâncias, sendo que o custo de transporte por unidade de lama é mais reduzido comparativamente com outros métodos. Porém, o custo de investimento é maior, a flexibilidade das rotas é reduzida, sendo necessária a existência de linhas ferroviárias entre as ETAR de origem e destino (Metcalf and Eddy, 2004).

As pequenas e médias ETAR usam camiões como meio de transporte principal, sendo o que se verifica em Portugal. Este meio de transporte permite baixos custos de investimento e flexibilidade elevada. Todavia, existe a possibilidade de fuga, de emissão de odores e de disseminação de patogénicos. Por isso, as lamas mais líquidas e não estabilizadas devem ser transportadas em camiões com recipientes herméticos. As lamas desidratadas ou estabilizadas podem ser transportadas em camiões com recipientes cobertos com lonas, sendo que a zona das fechaduras deve estar coberta com borracha de modo a evitar perdas. Devem ser escolhidas rotas que evitem zonas populosas, de modo a que, caso haja alguma contingência, um menor número de pessoas seja afetado (Turovsky e Mathai, 2006).

O conhecimento das características químicas e físicas das lamas é importante para determinar a solução de tratamento e o destino mais adequado. As diversas opções disponíveis serão referidas de seguida.

2.3. Opções de Valorização e Eliminação

2.3.1. Caracterização Europeia

De modo a entender as principais opções de valorização e de eliminação adotadas na Europa, está representado na Tabela 2.5 a produção de lamas e o respetivo tratamento nos países europeus, estando estas disponíveis no portal de estatística europeu EUROSTAT (Comissão Europeia, 2008). O ano de 2008 era o que continha maior quantidade de informação disponível.

Tabela 2.5 - Produção de lamas e respetiva solução de tratamento ou destino final (adaptado de Comissão Europeia, 2008).

Países Europa	Produção de Lamas (10 ³ t)	Soluções de tratamento ou destino final (%)				
		Agricultura	Compostagem	Aterro	Incineração	Outros
Bélgica	140	13,57	-	-	51,43	35
Bulgária	43	25,58	-	41,86	0	32,56
República Checa	220	46,82	31,36	12,27	1,36	8,18
Dinamarca	108	39,81	0	0,93	33,33	25,93
Alemanha	2054	28,63	18,79	0,1	52,48	-
Estónia	22	9,09	86,36	4,55	-	-
Grécia	136	-	-	52,94	17,65	29,41
Espanha	1156	80,19	-	-	-	19,81
França	1087	47,1	25,67	8,28	18,95	0
Lituânia	54	44,44	14,81	1,85	0	38,89
Luxemburgo	13	38,46	23,08	0	7,69	30,77
Holanda	353	-	-	-	95,18	4,82
Áustria	254	15,75	22,44	8,27	35,83	17,72
Polónia	568	19,72	4,93	16,2	1,06	58,1
Portugal	:	:	:	:	:	:
Roménia	79	0	2,53	45,57	0	51,9
Eslovénia	20	0	10	40	35	15
Suécia	214	26,17	0	0	0,47	73,36
Inglaterra + País de Gales (RU)	1661	81,04	0,72	2,77	9,93	5,54
Irlanda do Norte (RU)	38	23,68	-	13,16	47,37	15,79
Noruega	100	13,57	-	-	51,43	35

Pela observação da Tabela 2.5 verifica-se que o país que produz maior quantitativo de lamas é a Alemanha, sendo superior a dois milhões de toneladas. A solução de tratamento preferida é a incineração, que é responsável pelo tratamento de metade das lamas produzidas, seguida da utilização na agricultura e da compostagem. É de referir que na Alemanha é proibida a deposição de lamas nos aterros (Le Blanc *et al.*, 2008). Tal se verifica também nos Países Baixos (Kelessidis e Stasinakis, 2012). Para além disso, este país possui áreas densamente povoadas onde a implementação desta tecnologia é viável.

A Bélgica, a Noruega e a Irlanda do Norte também valorizam energeticamente cerca de 50% da sua produção. Porém, o país que mais utiliza esta opção de tratamento é a Holanda, que valoriza energeticamente 95,18% das lamas produzidas.

Inglaterra e o País de Gales valorizam 9,93% da sua produção energeticamente, através da incineração. Até meados dos anos 90, as principais opções eram a deposição em aterro valorização orgânica direta, e descarga nos oceanos. Com a proibição desta última opção, pela Diretiva 91/271/CE (Decreto-Lei nº 152/97) outras opções foram consideradas, nomeadamente a incineração (Andersen, 2002).

Na França e na Estónia a valorização agrícola e a compostagem assumem especial importância, sendo estas soluções adotadas para mais de metade das lamas produzidas. Na França apenas 18,95% das lamas são encaminhadas para incineração.

Existem países em que a solução de aterro se apresenta como a principal solução de encaminhamento das lamas, nomeadamente na Bulgária, na Grécia, na Eslovénia, e na Roménia, sendo a opção escolhida para 41,86%, 52,94%, 40% e 45,57% das lamas produzidas. É de notar que dentro deste grupo estão os países que mais recentemente aderiram à União Europeia, estando menos desenvolvidos no setor da valorização das lamas (Milieu Ltd. *et al.*, 2010).

Países como Eslovénia, Suécia, Polónia, Áustria, Luxemburgo, Grécia, Dinamarca, República Checa e França também utilizam a incineração, mas para menores quantidades, sendo privilegiadas as outras opções de tratamento ou destino final. Relativamente aos restantes países, a informação não estava disponibilizada.

A tendência nos países da União Europeia até 2020 para a evolução das opções de tratamento envolvem principalmente a valorização agrícola e a incineração (Kelessidis e Stasinakis, 2012). Nos países nórdicos a valorização agrícola não tem tanta dimensão, pois os limites legais de metais pesados para a utilização na agricultura são mais restritivos, nomeadamente na Finlândia, Suécia, Dinamarca, e Países Baixos (Kelessidis e Stasinakis, 2012), sendo a área disponível para agricultura mais reduzida (Milieu Ltd. *et al.*, 2010).

2.3.2. Tratamento Térmico

O tratamento térmico pode ser uma opção de valorização ou eliminação consoante esteja contemplada a recuperação de energia. As soluções de valorização energética vão ser apresentadas em pormenor no capítulo seguinte. Porém, apresentam-se desde já as principais vantagens e desvantagens na Tabela 2.6 (WEF, 2003).

Tabela 2.6 - Vantagens e desvantagens do tratamento térmico (WEF, 2003).

Vantagens	Desvantagens
Estabilização completa dos sólidos voláteis e dos patogénicos	Elevado capital inicial
Redução do volume e de massa	Perceção pública desfavorável
Custos reduzidos quando comparado com instalações de maiores dimensões	Crítérios de aceitabilidade por vezes mais apertados
Potencial baixo de emissão de odores	Não é caracterizado com um processo “Amigo do Ambiente”
Necessidade de espaço reduzida	Programas de encaminhamento de cinzas ainda não estão bem desenvolvidos
Monitorização apertada permite operação adequada	
Não é necessário pré-estabilização	
Redução dos custos de transporte	

2.3.3. Aterro

As lamas de ETAR podem ser depositadas nos aterros para resíduos não perigosos de acordo com a sua classificação no LER, desde que cumpram os critérios de admissibilidade definidos no Decreto-Lei nº183/2009 de 10 de Agosto nomeadamente os valores de carbono orgânico total e dissolvido (COT) e (COD).

Porém, tendo em consideração o princípio da hierarquia de resíduos estabelecido no Decreto-Lei nº 73/2011, as soluções de eliminação devem ser as menos adotadas, privilegiando soluções de valorização. Na União Europeia a percentagem de lamas encaminhadas para aterro diminuiu de 33% para 15% de 1992 para 2005 (Kelessidis e Stasinakis, 2012). Isto se deve a critérios mais rígidos de admissibilidade em aterro, tendo sido esta opção banida em alguns países da Europa, nomeadamente Alemanha e Países Baixos (Le Blanc *et al.*, 2008).

Porém no Grupo AdP a percentagem de lamas encaminhadas para eliminação aumentou de 2 para 4% entre 2011 e 2012 (AdP, 2012), apesar de ser considerada pelas entidades gestoras uma das opções mais caras existentes no mercado (Béraud *et al.*, 2009), pois é sujeita a taxas que têm vindo a encarecer (Barbosa, 2008). É considerada como uma das opções mais caras na Europa (Milieu Ltd. *et al.*, 2010, Stasta *et al.*, 2006; SEDE e ANDERSEN, 2002) sendo o seu custo comparado ao da incineração. Para além disso, os aterros exigem uma elevada disponibilidade de área para a sua implementação (Fytili e Zabaniotou, 2008), sendo necessário a utilização desta opção conscientemente.

2.3.4. Valorização Agrícola

Pela observação dos valores do grupo AdP (96%) (AdP, 2012), do INE (64%) (INE, 2011a), e pelas apresentações da CEAR (Béraud *et al.*, 2011; Béraud e Duarte, 2010), a valorização agrícola tem sido o destino preferido pelas entidades gestoras. Porém, inseridas no âmbito da valorização agrícola existem duas opções diferentes, que vão ser explicitadas de seguida.

Valorização agrícola direta

Este é o destino tradicional das lamas em Portugal (Béraud e Duarte, 2010), sendo considerado o mais económico na União Europeia (Milieu Ltd. *et al.*, 2010; SEDE e ANDERSEN, 2002). As lamas podem ser utilizadas como corretivo orgânico, dado o seu conteúdo em matéria orgânica, em azoto e fósforo, como se pode observar na Tabela 2.2. A aplicação de lamas nos solos contribui para a melhoria de propriedades como o pH, matéria orgânica, porosidade, capacidade de troca iónica, capacidade de retenção da água (Lederer *et al.*, 2010).

A valorização agrícola também é uma opção de tratamento que contraria a tendência da diminuição das reservas globais de fósforo no solo. Apesar de ser um elemento essencial para todos os seres vivos, é um recurso não renovável. Neste momento desenvolvem-se tecnologias, como a *SUSAN-technology*, que permitem a diminuição do volume através de um estágio de incineração, em que as cinzas volantes são tratadas posteriormente tendo em vista a recuperação do fósforo (Lederer *et al.*, 2010).

Contudo, para que a lama seja adequada para valorização orgânica é necessário verificar o seu conteúdo em patogénicos, metais, e compostos orgânicos. Como é possível observar pela Tabela 2.3, a concentração de metais é muito variada nas lamas, dependendo da água residual que lhe dá origem. Estes compostos podem ser nocivos para o meio ambiente tornando-se mesmo um problema de saúde pública, caso sejam aplicados em solos destinados para agricultura, ou atinjam os meios hídricos. Apesar de existirem vários métodos de extração de metais, estes ainda não foram aceites sem reserva na comunidade científica (Fytili e Zabaniotou, 2008). Também devem ser tidos em atenção os compostos bifenilos policlorados (PCB) que são tóxicos, persistentes, e têm tendência para a bioacumulação, assim como os hidrocarbonetos policlínicos aromáticos (PAH's), que também inviabilizam a valorização agrícola. Para além disso, a aplicação das lamas de ETAR nos terrenos agrícolas deve ser realizada em alturas próprias do ano, sendo necessária capacidade de armazenamento nas ETAR (Fytili e Zabaniotou, 2008).

A aplicação do Decreto-Lei nº 276/2009 vai obrigar as entidades gestoras a aumentar os custos de tratamento de modo a cumprir as exigências de higienização e armazenamento. Assim os investimentos a realizar abrirão o leque de opções de tratamento.

Compostagem

A compostagem é um processo de tratamento que consiste na degradação microbiana das lamas, sendo um método de estabilização como referido anteriormente, pois são atingidas temperaturas superiores a 55°C. A compostagem pode ser efetuada em condições aeróbias ou anaeróbias, sendo o primeiro o mais frequente (apesar de poderem ocorrer condições anaeróbias ao longo do processo) (Metcalf and Eddy, 2004). No primeiro caso é necessário adicionar material estruturante, como cascas de madeira, de modo a melhorar a porosidade da mistura e a aumentar a eficiência do arejamento. Este processo requer maiores exigências a

nível técnico do que a simples valorização agrícola direta, sendo assim o seu custo superior. O custo é variável mas ainda assim inferior ao de deposição em aterro (SEDE e ANDERSEN, 2002).

A vantagem da produção de composto é que existe a garantia de que ocorre a destruição dos agentes patogénicos e dos odores, sendo que se apresenta como uma alternativa de qualidade à utilização de um fertilizante agrícola (Milieu *et al.*, 2010). Para além disso, considera-se que o composto tem forte viabilidade comercial (SEDE e ANDERSEN, 2002). Em sùmula, a compostagem oferece melhores condições físico-mecânicas, químicas e sanitárias que a valorização agrícola direta (Le Blanc *et al.*, 2008). Na República Checa tem-se verificado uma tendência de substituição da valorização agrícola pela compostagem (Kelessidis e Stasinakis, 2012). Porém, ainda existe alguma relutância por parte dos produtores alimentares a optarem pela utilização de composto (Fytili e Zabaniotou, 2008).

Um dos problemas desta solução é a competição de composto de lamas com composto de resíduos urbanos (RU) diminuindo o seu valor económico. Também poderá existir competição para matérias-primas, nomeadamente para matéria estruturante. Outro problema transversal à valorização agrícola é a disponibilidade de terreno próprio para atividades agrícolas nas imediações das ETAR (Werle e Wilk, 2008). Caso não estejam disponíveis, o transporte até terrenos propícios pode acarretar custos elevados (Lundin *et al.*, 2004).

2.3.5. Planos Estratégicos de Gestão de Lamas/Abordagens integradas

Estava previsto no PEAASAR II (MAOTDR, 2006) a implementação de um plano estratégico de gestão de lamas, que não se chegou a concretizar. Todavia, a criação deste teria sido vantajosa, pois permite uma abordagem integrada ao sistema. A região de Waterloo, no Canadá, criou uma estratégia de gestão de lamas que tinha o objetivo de cumprir os seguintes requisitos: fosse ambientalmente aceitável, economicamente eficiente, e que se pudesse adaptar a alterações legislativas nos 20 anos seguintes (CH2MHILL, 2011). Este foi um processo aberto à participação pública, utilizando um modelo de auxílio à decisão que incluía as seguintes fases: definição do problema; avaliação das condições existentes; previsão de necessidades futuras; desenvolvimento de alternativas; recomendação de alternativas; criação do plano. Efetuou-se uma Análise Ciclo de Vida (ACV) às várias opções consideradas, contemplando critérios naturais, económicos e sociais. A estratégia recomendada consistia no seguinte:

- Instalação de uma nova central de digestão aeróbia termofílica para processamento das lamas das ETAR de Ayr, New Hamburg e Hespeler, para composto classe A, de modo a que pudesse ser comercializado enquanto fertilizante;
- Instalação de infraestrutura de secagem centralizada para processamento de sólidos desidratados das ETAR Kitchener, Galt, e Waterloo; Esta tem de ser colocada na região, de modo a que possa ser aproveitado calor de indústrias locais ou cogeração, estabelecendo sinergias;

- Implementação de uma central de cogeração centralizada.

No plano de gestão de lamas de Sydney também se aplicou a ferramenta ACV para comparar os diversos cenários de gestão: digestão anaeróbia procedida de valorização agrícola e tratamento centralizado com secagem procedida de valorização agrícola. Verificou-se que a escolha entre os dois cenários seria o segundo, caso o combustível utilizado na secagem fosse renovável (Peters e Lundie, 2002).

Esta poderia ser uma metodologia a considerar caso se cumpra as pretensões do PEAASAR II (MAOTDR, 2006). Para além de conferir transparência ao processo, uma visão integrada permitiria poupar custos significativos

Spinosa *et al.*, (2011) também defendem a adoção de estratégias integradas, de modo a diminuir os custos de gestão das lamas, que podem atingir 50% dos custos operacionais totais de uma ETAR. Defende que se deve optar por estratégias conjugadas que levem à maximização de energia e à aposta em processos inovadores, e o desenvolvimento de soluções que se adequem e que tirem partido das condições locais, nomeadamente económicas, geográficas, e climáticas. Sugere-se a conjugação de processos como a digestão anaeróbia, secagem térmica, e o tratamento térmico, dependendo do local em questão.

3. VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA

3.1. Enquadramento Legislativo

Relativamente à legislação aplicável a uma CVE de lamas de ETAR, o Decreto-Lei nº85/2005 de 28 de Abril (Diretiva Incineração) define o procedimento referente ao pedido de licenciamento, exigindo que todas as instalações de incineração e co-incineração sejam licenciadas pela autoridade competente (APA). Este é mais complexo caso a central esteja também sujeita ao regime jurídico da Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) e do Licenciamento Ambiental relativo à Prevenção e Controlo Integrado de Poluição (PCIP).

Neste decreto é considerada uma instalação de incineração qualquer unidade e equipamento técnico dedicado ao tratamento térmico de resíduos, com ou sem recuperação de energia, incluindo a incineração de resíduos por oxidação e outros processos de tratamento térmico. São também estabelecidos os requisitos técnicos de exploração, valores limite de emissão e condições de monitorização, sendo estabelecidas as regras para o acesso público à informação. De modo a garantir a combustão total dos resíduos, o decreto obriga à temperatura mínima de 850°C durante pelo menos 2 segundos.

Quanto ao Decreto-Lei Nº173/2008 de 26 de Agosto, que estabelece o licenciamento Ambiental PCIP, estão contempladas apenas instalações de eliminação de resíduos não perigosos que realizem as operações de eliminação D8 e D9 (tratamento biológico e físico-químico), e instalações de incineração de resíduos urbanos com uma capacidade superior a 3 t/hora. Porém, é aconselhado que sejam utilizadas as Melhores Técnicas Disponíveis (MTD), que são definidas pelas “técnicas (procedimentos ou tecnologias) mais eficazes para alcançar um nível elevado de proteção do ambiente no seu todo”, mas que seja possível “a sua aplicação no contexto do setor económico”.

Relativamente ao regime jurídico de AIA do Decreto-Lei nº 197/2005 de 8 de Novembro estão contempladas as instalações destinadas à incineração de resíduos não perigosos com capacidade superior a 100 t/dia.

Esta solução de tratamento também produz resíduos que estão mencionados no LER, nomeadamente resíduos da incineração ou pirólise de resíduos, no subcapítulo 19 01, englobando as cinzas e escórias, cinzas volantes, cinzas de caldeira, resíduos líquidos, podendo estes ser perigosos ou não, consoante a sua constituição. As areias de leito fluidizado possuem o código 19 01 19, não sendo um resíduo perigoso.

3.2. Pré-Tratamento

3.2.1. Secagem Térmica

Uma das características mais preponderantes para a valorização energética das lamas de ETAR é o seu teor de humidade. O poder calorífico diminui com uma humidade elevada, podendo provocar problemas de ignição, reduzir a temperatura de combustão, e afetar a sua qualidade, podendo levar a uma maior produção de gases de exaustão (Khan *et al.*, 2009). A água pode estar retida na lama em diversas formas: água livre, intersticial, de superfície ou por ligação química/intracelular. Os tipos de água presentes na lama estão representados na Figura 3.1.

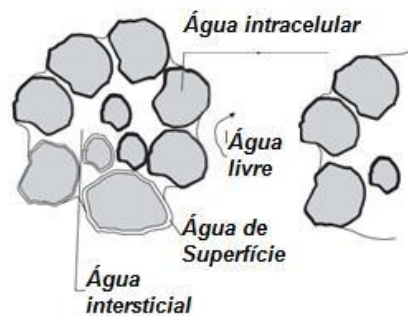


Figura 3.1 - Distribuição da água na lama (adaptado de Chen *et al.*, 2002).

A água livre não está fixa às partículas da lama, e pode ser removida pela força da gravidade, como ocorre no espessamento. A água intersticial está encurralada entre os sólidos, e só pode ser removida por forças mecânicas fortes, como ocorre na desidratação.

A água de superfície, que está ligada à superfície das partículas de lama por forças de adsorção e adesão, e a água ligada quimicamente não podem ser removidas por processos de espessamento e desidratação, sendo necessária a secagem térmica. Esta permite atingir teores de sólidos que possibilitam uma incineração mais eficiente.

Na secagem térmica a água é removida através da evaporação. A taxa de evaporação (ou secagem) depende do teor de humidade da lama, e segue a evolução que está representada na Figura 3.2.

Quando o teor de humidade é máximo, a taxa de evaporação é também máxima e constante, sendo a água livre removida. Após esta ter sido totalmente removida, a taxa de evaporação decresce, sendo removida a água intersticial, e posteriormente a de superfície. Quando o teor de humidade atinge os 50%, a lama altera o seu estado físico, tornando-se numa pasta mais viscosa, com tendência a quebrar. Esta fase é denominada por *sticky zone*, sendo mais difícil manobrá-la na operação de secagem. Logo, é comum misturá-la novamente com lama primária para facilitar a operação (Chen *et al.*, 2002).

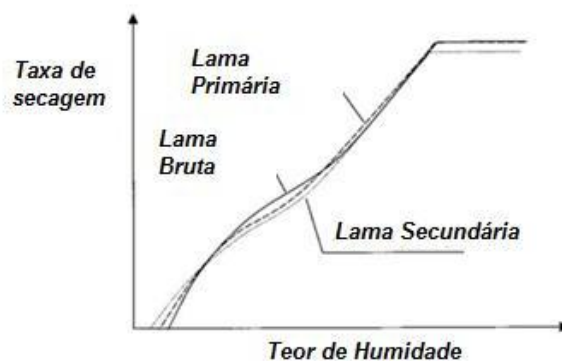


Figura 3.2- Evolução da taxa de evaporação com o teor de humidade (adaptado de Chen *et al.*, 2002).

Já existem tecnologias que permitem aproveitar a energia solar para secagem de lamas, tendo sido utilizadas em países como a França e a Grécia (Kelessidis e Stasinakis, 2012). As lamas são colocadas na parte de baixo de uma estufa em camadas. Pode existir um sistema de revolvimento e de ventilação de modo a assegurar a distribuição de ar, e que o ar saturado possa ser substituído por ar seco, facilitando a difusão de vapor de água. Este tipo de tecnologia permite obter lamas com elevado teor de matéria sólida, até 90%, o que permite reduzir o volume produzido e consequentemente os custos com armazenamento e transporte (Bennamoun, 2012). Porém, esta solução exige disponibilidade de espaço e pode provocar a libertação de odores (Chen *et al.*, 2002). A taxa de secagem depende também da origem da lama e das condições climáticas existentes (Bennamoun, 2012). Este método é ainda adotado por poucos países (Kelessidis e Stasinakis, 2012). Todavia, tem havido um maior interesse, devido a uma menor emissão de gases de efeito de estufa associada e a uma maior eficiência energética (Milieu *et al.*, 2010; Le Blanc *et al.*, 2008).

As tecnologias que utilizam outras fontes de energia para obter lamas secas e higienizadas, designam-se por tecnologias de secagem térmica. Uma das desvantagens relativamente ao tipo anterior são os seus superiores custos de investimento e de exploração (Chen *et al.*, 2002). Da mesma forma obtém-se um resíduo com um elevado teor de sólidos e com um maior poder calorífico, podendo assim ser utilizado para outros fins como indústria ou valorização agrícola. É possível a sua incorporação no processo de fabrico de tijolos (Weng *et al.*, 2003), ou como combustível nas cimenteiras. Na União Europeia tem-se verificado um aumento do número de centrais de secagem térmica, aumentando de 110 em 1995 para 450 em 2012 (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

Considerando o modo de transferência de calor e de massa, as tecnologias de secagem térmica podem-se classificar em três tipos: direta (por convecção), indireta (por condução) ou combinado.

Sistemas por Secagem Direta ou por Convexão

As lamas contactam diretamente com o mecanismo de transferência de calor, normalmente gases quentes. A taxa de evaporação é proporcional à área exposta e ao gradiente de água estabelecido na interface ar-água. Estes sistemas têm geralmente um desenho mais simples, mas os vapores libertados têm de ser separados do meio de secagem, de modo a poupar energia. Os sistemas mais conhecidos são os tambores rotativos, secadores de banda móvel, *flash dryers* e *centridryers* (Chen *et al.*, 2002). Este tipo de tecnologia está representado na Figura 3.3

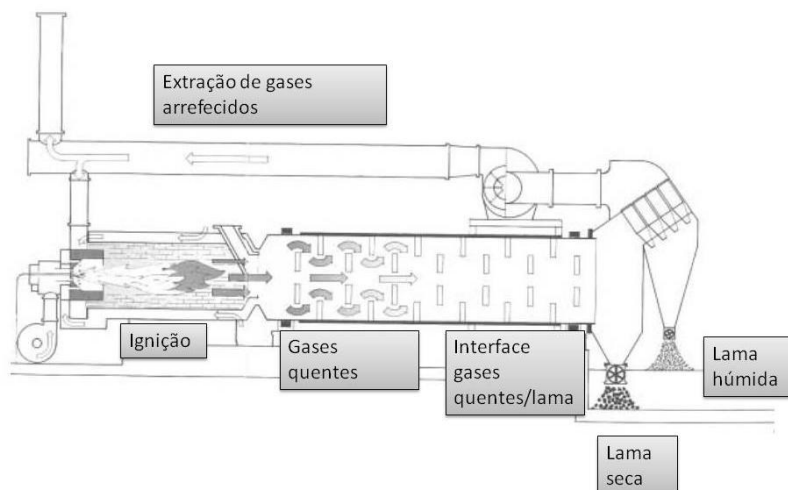


Figura 3.3 – Esquema de tambor rotativo (adaptado de Chen *et al.* 2002).

Sistemas de Secagem indireta

Estes sistemas funcionam através de fenómenos de condução, em que o calor é transferido primeiro para uma superfície que posteriormente contacta com a lama. Esta pode conter valores de humidade altos, nomeadamente de 85%. Dependendo do teor de humidade final necessário (que está relacionado com o destino que se segue), podem existir um ou dois estágios. Se for para melhorar a capacidade da lama para incineração, um estágio é suficiente, sendo atingido um teor de sólidos de 65% (Chen *et al.*, 2002). Com este teor de sólidos a lama é designada por semi-seca (Sanger *et al.*, 2001). Os sistemas mais utilizados são os *thin film*, *rotary disc*, *rotary tray dryers*. Estes sistemas são mais fáceis de gerir, pois produzem menos vapores (Chen *et al.*, 2002).

Combinar a incineração com a secagem é o que permite alcançar maior eficiência energética, pois o vapor produzido na combustão das lamas permite a secagem das mesmas. A secagem precedida de incineração pode levar a uma poupança de 60% do custo quando comparado com a incineração direta, em centrais de maiores dimensões (Chen *et al.* 2002). Este procedimento está incluído na lista de MTD referente à incineração de lamas (Comissão Europeia, 2006).

Para além disso, o armazenamento de partículas de lama muito secas pode levar ao perigo de explosão. A poeira orgânica suspensa no ar pode tornar-se combustível se estiver em contacto com uma fonte de ignição (Metcalf and Eddy, 2004).

3.3. Processos Termoquímicos

3.3.1. Combustão

A combustão é a ciência das reações químicas exotérmicas em escoamentos com transmissão de calor e massa (Coelho e Costa, 2007). O processo de combustão ocorre em três fases distintas: Aquecimento/secagem, pirólise/desvolatilização e combustão/oxidação.

Na primeira fase é evaporada a humidade presente no combustível. Na segunda fase dá-se a pirólise, que consiste numa série de reações químicas complexas que levam à decomposição e quebra da matéria orgânica, e à separação dos seus diferentes componentes em gases. Esta fase é caracterizada por uma perda de massa acentuada num curto período de tempo. Os produtos desta fase são os voláteis e o carbonizado. Os voláteis são constituídos por dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), hidrogénio (H_2) e hidrocarbonetos, enquanto o carbonizado é o resíduo sólido remanescente rico em carbono. Na terceira fase ocorre a oxidação do resíduo carbonoso e dos voláteis, formando-se CO_2 , compostos de azoto (N_2 , NO_x), vapor de água (H_2O), óxidos de enxofre (SO_2) e partículas.

Um dos objetivos da engenharia de projeto é de aplicar os conhecimentos dos processos físicos e químicos de modo a prever quantitativamente a *performance* (Niessen, 2002). As lamas de ETAR, enquanto combustível, estão sujeitas a mecanismos de combustão ligeiramente diferentes dos do carvão, que é um dos combustíveis mais utilizados e estudados, como se pode verificar pela observação da Figura 3.4. Tal deve-se ao fato da sua composição em humidade, massa seca, voláteis e carbono fixo diferir significativamente (Werther e Ogada, 1999). A humidade pode atingir os 80%, sendo que a percentagem de cinzas e de voláteis pode atingir os 50 e os 90%, respetivamente. O carbono fixo normalmente não excede os 10% (Werther e Ogada, 1999). Porém, o seu poder calorífico não difere significativamente do carvão castanho (lenhite) (Fytili e Zabaniotou, 2008).

Pela observação da Figura 3.4, verifica-se que a lama perde mais de metade da sua massa em peso na fase inicial, contrariamente à lenhite e ao carvão betuminoso. Isso deve-se ao facto da lama ter um teor de humidade elevado.

É importante perceber a que temperatura ocorre cada fase, para uma melhor eficiência da tecnologia de conversão, como leito fluidizado. Tal pode verificar-se pela observação da Figura 3.5.

Como se pode observar na Figura 3.5, a lama aquece lentamente até atingir uma temperatura por volta dos 100°C . A partir desta temperatura, a lama começa a aquecer mais rapidamente, pois o seu teor de humidade é mais reduzido (indicando assim o final da fase de secagem). A desvolatilização começa a ocorrer por volta dos 150°C , podendo o seu início ser simultâneo

com o processo de secagem. Nesta fase pode ocorrer segregação das lamas no topo do leito, caso se trate da tecnologia de leito fluidizado (Urciuolo *et al.*, 2012). Normalmente a desvolatilização do carvão ocorre a temperaturas mais elevadas, sendo que no caso da lenhite ocorre por volta dos 200°C e no betuminoso dos 300 aos 400°C, como se pode verificar pela observação da Figura 3.4.

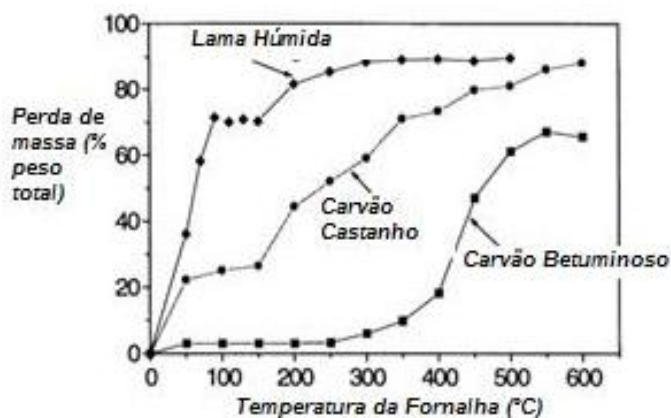


Figura 3.4 - Perda de massa (em peso total) em função da temperatura na lama húmida, carvão castanho (lenhite) e carvão betuminoso (adaptado de Werther e Ogada, 1999).

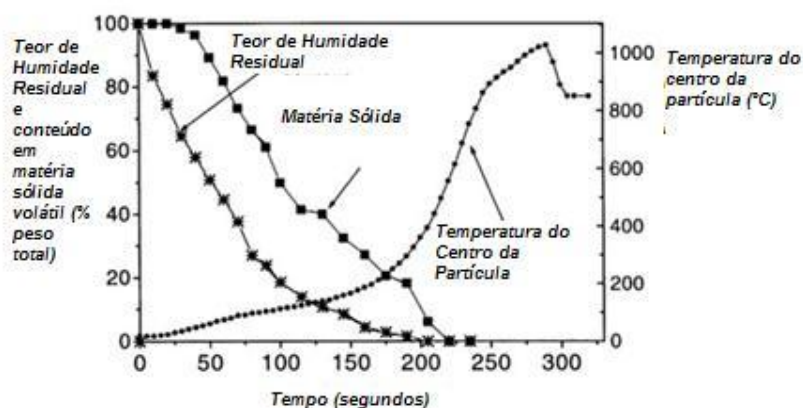


Figura 3.5 - Perfil de secagem, desvolatilização e aumento de temperatura do centro da partícula da lama ao longo da combustão (adaptado de Werther e Ogada, 1999).

De seguida ocorre a combustão. Nesta fase é importante a oxidação dos voláteis pois cerca de 80% do carbono das lamas de ETAR é libertado nesta forma. Na tecnologia de leito fluidizado, esta ocorre principalmente na zona do *freeboard* (acima do leito) (Urciuolo *et al.*, 2012), semelhante á combustão de um gás. A combustão do carbonizado tem um papel mais secundário, demorando menos tempo do que no caso do carvão (Werther e Ogada, 1999).

A combustão das lamas pode ter outros processos associados, de modo a cumprir múltiplos objetivos. No processo *BIO-Con*, desenvolvido na Dinamarca pela *Bio-Con A/S*, é combinado a combustão com a recuperação de fósforo e a precipitação de metais. Outro processo utilizado na Suécia, *Cambi-KREPRO*, a combustão é precedida pela hidrólise da lama desidratada, de modo a dissolver fosfatos, metais e fração orgânica (Lundin *et al.*, 2004).

A combustão de lamas de ETAR tem algumas desvantagens, nomeadamente a elevada quantidade de gás de combustão e de cinzas, que acarreta custos de tratamento mais avultados (Werther e Ogada, 1999). O nível de tratamento destas substâncias exigido pela legislação (Decreto-Lei nº85/2005) é elevado, sendo que o tamanho do sistema de tratamento de gases é crucial para a determinação do custo de investimento e de operação. Para além disso, as cinzas são depositadas em aterro, operação que também tem custo. Assim, tem existido um esforço para a procura de processos termoquímicos alternativos, nomeadamente a gaseificação, a pirólise e a oxidação por via húmida.

3.3.2.Gaseificação

A gaseificação pode ser definida como a cadeia de reações químicas a uma temperatura de 800-900°C que converte um combustível sólido em um gás combustível. As componentes do gás dependem da composição da lama e do tipo de gaseificação. É um processo endotérmico que necessita de um *input* de calor ou de ar enriquecido (Hamilton, 2000). Este processo é considerado mais eficiente do que a produção de vapor, pois o gás pode ser usado como combustível (Gross *et al.*, 2008). Este gás possui um poder calorífico de cerca de 4 MJ/m³ (Werle e Wilk, 2008). A desvantagem da utilização deste processo é a produção elevada de hidrocarbonetos, não podendo ser valorizado diretamente numa turbinas a gás. Tal revela que o processo ainda não está bem estabelecido (Gross *et al.*, 2008).

O hidrogénio pode ser um subproduto da gaseificação, dependendo do processo. O aproveitamento deste gás apresenta-se como uma alternativa atrativa à utilização de combustíveis fósseis, sendo a lama uma das maiores fontes que permitem a sua produção (Fytli e Zabaniotou, 2008).

3.3.3.Pirólise

A decomposição térmica ocorre na ausência de oxigénio e as temperaturas variam entre os 300 e os 900°C. Deste processo geralmente resultam a produção de uma fração gasosa, sólida e líquida (Fytli e Zabaniotou, 2008). O gás é constituído por hidrogénio, metano e dióxido de carbono e outros gases em menores concentrações. O gás pirolítico tem um poder calorífico de cerca de 15MJ/m³ (Werle e Wilk, 2008). A fração sólida é constituída essencialmente por resíduo carbonoso e por substâncias inertes. A fração líquida é constituída essencialmente por óleos que contêm substâncias como ácido acético, acetona e metanol. A proporção destas três frações depende da pressão, temperatura, tempo de permanência, e da turbulência (Fytli e Zabaniotou, 2008). Estes produtos podem ser utilizados como combustível na indústria química, sendo mais fáceis de transportar e de armazenar (Van de Velden *et al.*, 2007).

Este processo tem sido utilizado para a valorização de lamas de ETAR, nomeadamente através da produção de óleo que se denomina por óleo de lama (*oil from sludge*) (Kelly, 2006). A lama é sujeita a condições de pressão específicas, reagindo posteriormente com catalisadores de modo a produzir um óleo leve com a viscosidade desejada. Este produto possui um poder calorífico elevado, que pode variar entre 28 a 29 MJ/kg (Werle e Wilk, 2008).

3.3.4.Oxidação por Via Húmida

Processo térmico que ocorre em fase aquosa a temperaturas e pressões que variam entre os 150 e os 330°C e os 1 a 22 MPa, respetivamente. Esta ocorre em duas fases: primeiro estabelecem-se condições subcríticas abaixo dos 374°C, com uma pressão de 10 MPa. De seguida fixam-se condições supercríticas com uma pressão de 21,8 MPa (Fytili e Zabaniotou, 2008). A pressão elevada é requerida para evitar a ebulição da água (Werther e Ogada, 1999). A lama é termicamente degradada sendo posteriormente hidrolisada e oxidada. A matéria orgânica é convertida em dióxido de carbono, água e azoto. Esta tecnologia já foi aplicada em larga escala na Holanda (Fytili e Zabaniotou, 2008).

As tecnologias de conversão destes processos termoquímicos foram inseridas no mercado recentemente, sendo consideradas tecnologias emergentes, apesar das vantagens associadas (Caneghem *et al.*, 2012).

3.4. Tecnologias de Combustão

3.4.1.Leito Fluidizado

A tecnologia de leito fluidizado é geralmente indicada como a melhor escolha para a valorização de combustíveis alternativos de reduzida qualidade, devido à flexibilidade e à capacidade de assegurar uma combustão eficiente e uma operação limpa (Scala e Chirone, 2004). Esta afirmação é válida tanto para a combustão de lamas de ETAR como de CDR. O primeiro leito fluidizado para combustão de lamas foi instalado nos anos 60 nos Estados Unidos (Koornneef *et al.*, 2007). Desde então, a sua aplicação difundiu-se para outros países como China, Finlândia, Suécia e Índia. A tecnologia é considerada madura para aplicações industriais e cogeração (Koornneef *et al.*, 2007), sendo também considerada para centrais de pequena dimensão (Khan *et al.*, 2004).

A tecnologia é adequada para a queima de combustíveis com elevados valores de humidade (Caneghem *et al.*, 2012), podendo tratar termicamente tanto lama desidratada como pré-seca. Geralmente a lama desidratada não tem um poder calorífico suficiente para a autocombustão, sendo necessária a utilização de combustível auxiliar (Werther e Ogada, 1999), ou de aquecimento do ar de fluidização (Caneghem *et al.*, 2012). Caso se trate de uma central por cogeração, esta questão é contornável através da utilização do vapor gerado para secar a própria lama (Werther e Ogada, 1999).

Esta tecnologia assenta no fenómeno de fluidização do leito, através da injeção de um fluxo de ar vertical. Este fluxo gera uma elevada turbulência, que permite que haja uma mistura eficiente entre o combustível e o ar. A elevada superfície específica do material do leito permite uma mais eficiente transferência de calor. Estas características permitem que a combustão seja praticamente completa (eficiência 99%), necessitando de um menor excesso de ar (Coelho e Costa, 2007). A temperatura é mantida próxima de 800 a 900°C, para prevenir a fusão das cinzas no leito.

O leito pode ser constituído por areia, cinzas, ou outro material inerte. O tamanho médio das partículas varia entre os 0,5 e 3 mm. É importante a distribuição homogénea do combustível no leito, de modo a evitar segregação radial e alterações no ambiente de reação, nomeadamente ao nível das concentrações de oxigénio. Normalmente a alimentação ocorre perto do nível do distribuidor (Caneghem *et al.*, 2012).

Existem três tipos de leito fluidizado: borbulhante, circulante e rotacional (Caneghem *et al.*, 2012). No leito fluidizado borbulhante existe um leito estacionário, localizado na parte de baixo da caldeira, que é levado para um estado fluidizado através do fornecimento de ar primário. Este é fornecido por um distribuidor, de modo a garantir uma fluidização homogénea das partículas. Também é necessário que o combustível tenha uma granulometria inferior a 10 mm. A velocidade de fluidização deve variar entre os 0,5 e 3 m/s. A velocidade do ar é o principal parâmetro operacional.

No leito fluidizado circulante, a velocidade do ar é superior, pois o material do leito e o combustível estão continuamente a ser transferidos para fora da caldeira, nomeadamente para um ciclone, o que permite uma maior eficiência da combustão. O fluxo de circulação de sólidos é geralmente de 40-90 kg/m².s. A altura da fornalha é maior devido a uma maior velocidade do ar. Contudo, a distribuição da temperatura é mais homogénea ao longo da fornalha (Koornneef *et al.*, 2007). As diferenças entre a tecnologia de leito fluidizado borbulhante e circulante estão representadas na Figura 3.6. Porém, o leito fluidizado borbulhante tem uma posição forte no mercado, apesar do circulante se apresentar como uma solução competitiva (Koornneef *et al.*, 2007).

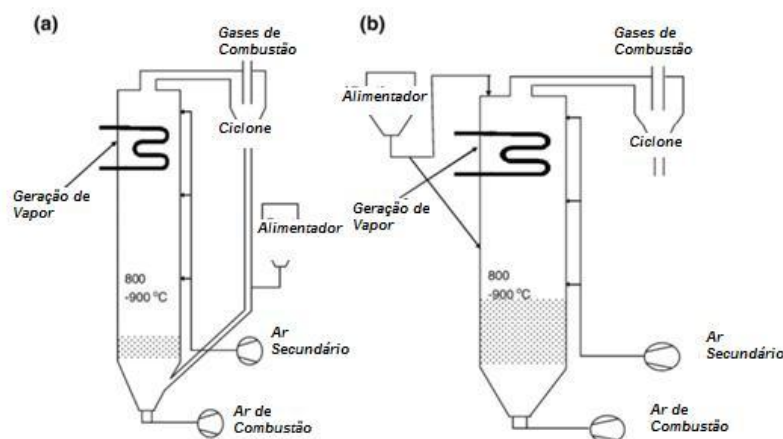


Figura 3.6 - Leito Fluidizado Circulante (a) e Borbulhante (b) (adaptado de Khan *et al.*, 2009).

No leito fluidizado rotacional a distribuição do ar primário é desigual, o que provoca a circulação do material no leito. Cria um fluxo ascendente de partículas nas zonas de maior arejamento, e um fluxo descendente nas zonas de menor arejamento, o que permite que haja mistura e turbulência. A vantagem deste tipo é que é possível utilizar combustíveis de diversos tamanhos e tipos, necessitando de um menor nível de pré-tratamento. A granulometria do combustível pode ser superior a 30mm.

O tempo de residência depende da cinética de combustão, mas no caso do leito fluidizado borbulhante a combustão do resíduo carbonoso é o principal fator determinante. Este parâmetro fixa a altura do leito, que é normalmente entre os 0,5 e os 0,6 metros (Caneghem *et al.*, 2012). Na central de *North West Water Ltd*, o tempo de residência no leito é de 4 a 5 segundos (Andersen, 2002).

Outra consideração do desenho da instalação é a altura do *freeboard*, que depende da determinação da altura mínima necessária para a combustão dos gases voláteis. É necessário que se atinjam temperaturas elevadas de modo a que a combustão seja completa, e a emissões de monóxido de carbono e de compostos aromáticos sejam evitadas (Khan *et al.*, 2009). Os gases voláteis devem ter um tempo de residência de pelo menos 2 segundos, para a sua destruição a 750°C. Dado que a velocidades dos gases é de 0,7 a 1 m/s, normalmente este tempo é sempre excedido. As temperaturas no *freeboard* (800-950°C) são geralmente superiores à do leito (600-850°C) (Caneghem *et al.*, 2012).

A utilização da tecnologia de leito fluidizado oferece as seguintes vantagens:

- É adaptável a diversos tipos de resíduos (Lopes *et al.*, 2003);
- Pode ser operada em centrais de pequena ou grande dimensão, devido à possibilidade de adaptação das condições de fluidização (Lopes *et al.*, 2003);
- A evolução desta tecnologia tem reduzido a necessidade de pré-tratamento (Caneghem *et al.*, 2012);
- A utilização de material inerte previne alterações bruscas de temperatura, mesmo com alteração da composição do combustível (Werther e Ogada, 1999), o que permite uma incineração controlada e uniforme (Caneghem *et al.*, 2012);
- O menor excesso de ar e a menor temperatura de operação reduz a formação de óxidos de azoto, sendo que a combustão eficiente reduz os valores de monóxido de carbono (Caneghem *et al.*, 2012);
- Dada a eficiência de combustão, a quantidade de escórias é reduzida (Khan *et al.*, 2009);
- É a única tecnologia que permite a utilização de adsorventes no leito (dolomite e cal) para remoção de óxidos de enxofre (Khan *et al.*, 2009).

Porém, a utilização desta tecnologia enfrenta alguns desafios (Caneghem *et al.*, 2012):

- É necessária uma boa mistura caso o poder calorífico do combustível varie significativamente;
- Para combustíveis com valores elevados de cinzas, tem de existir um sistema de remoção adequado;
- Arranque demorado (15 horas);
- Perda de material do leito (adição periódica).

A desfluidização do leito é o principal problema operacional desta tecnologia, podendo levar ao encerramento da central (Khan *et al.*, 2009). Os mecanismos responsáveis são a aglomeração, a sinterização e a fusão parcial de partículas no leito (Caneghem *et al.*, 2012).

A aglomeração é o aumento do tamanho médio das partículas devido aos seguintes fenômenos:

- forças químicas e físicas que se estabelecem entre partículas individuais;
- alterações químicas e físicas dos sólidos, desencadeadas por condições específicas do processo;
- presença de substâncias que promovem a ligação química ou adesão aos sólidos, formando pontes inter-partículas.

Os vários mecanismos de aglomeração estão representados na Figura 3.7.

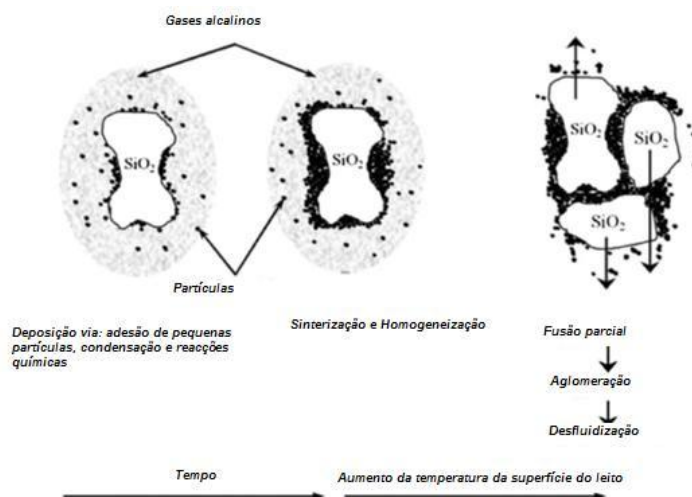


Figura 3.7 - Mecanismos de aglomeração (adaptado de Caneghem *et al.*, 2012).

Apesar dos leitos fluidizados gerarem reduzidas quantidades de escórias de fundo, as cinzas libertadas durante a combustão envolvem as partículas de areia (Khant *et al.*, 2009). Tal promove fenômenos de sinterização, isto é união por coalescência a temperaturas elevadas, produzindo estruturas de elevada densidade (Khant *et al.*, 2009).

A aglomeração é também resultado de misturas eutéticas, ou seja, misturas de compostos em que o seu ponto de fusão é mais baixo do que o dos elementos que o constituem. Estas ocorrem devido à absorção ou reação química entre a sílica do leito e metais alcalinos presentes nas cinzas, como o potássio (K) e o sódio (Na). O cloro é também uma substância importante, pois aumenta a volatilidade dos metais alcalinos, promovendo estas reações, para além de provocar problemas de corrosão (Khan *et al.*, 2009). O cálcio é um agente inibidor, sendo o rácio Ca/(K+Na) um bom indicador para calcular o risco de aglomeração (Caneghem *et al.*, 2012).

Para prevenir a desfluidização pode-se utilizar uma velocidade de fluidização superior, ou aumentar o tamanho inicial das partículas do leito (Caneghem *et al.*, 2012). Para prevenir o

risco de aglomeração e sinterização deve-se detetar atempadamente os mecanismos que levam à ocorrência destes fenómenos (Koornneef *et al.*, 2007), através do controlo de parâmetros operacionais, podendo ser necessária a adição de aditivos (Caneghem *et al.*, 2012), como caulinite ou cal (Khan *et al.*, 2009), ou a remoção prévia dos metais alcalinos (Koornneef *et al.*, 2007). Para além disso, pode ser necessário diminuir a temperatura do processo, o que contribui para uma diminuição da eficiência da combustão (Khan *et al.*, 2009).

Outro problema operacional são os depósitos nas superfícies do sistema de recuperação de calor, que não só diminuem a eficiência da transferência de calor, como podem provocar corrosão e diminuir a vida útil do equipamento. Estes depósitos são gerados pela fração inorgânica do combustível, tendo os metais alcalinos também um papel preponderante (Khan *et al.*, 2009).

3.4.2.Outras Tecnologias

Incinerador com fornalhas múltiplas – Multiple Hearth Furnace

Esta é a tecnologia mais comum nos Estados Unidos para o tratamento de lamas de ETAR (Niessen, 2002). A lama é alimentada no topo sendo transportada de fornalha para fornalha por raspadores que estão acoplados a um eixo rotativo. Nas fornalhas superiores dá-se a desidratação/secagem, seguida da pirólise, da combustão e do arrefecimento das cinzas. A sua maior vantagem é o bom uso de energia interna, uma vez que os gases de exaustão contactam diretamente com a lama. A maior desvantagem é a necessidade de combustível adicional para sustentar o processo de incineração, nomeadamente de gás natural ou gasóleo (Niessen, 2002).

Incinerador com fornalhas múltiplas com leito fluidizado

Esta tecnologia é uma combinação entre a anterior e o leito fluidizado, estando representada na Figura 3.8.

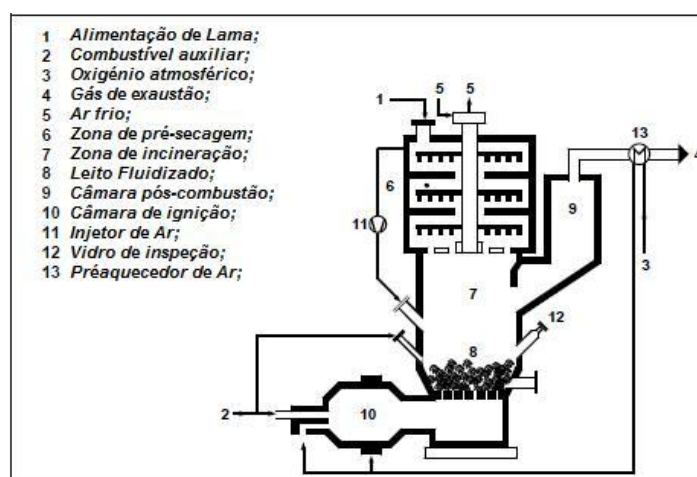


Figura 3.8- Esquema de funcionamento de incinerador de fornalhas múltiplas com leito fluidizado (adaptado de Comissão Europeia, 2006).

O incinerador de fornalha múltipla é colocado em cima do leito fluidizado, que serve para pré-secar as lamas, eliminando assim a necessidade de combustível adicional (Werther e Ogada, 1999). Permite também que o tamanho da fornalha superior seja inferior, devido a um menor conteúdo de água do combustível. A incineração uniforme promovida pelo incinerador de fornalhas múltiplas permite a otimização de fornecimento de ar, podendo o sistema operar a uma temperatura inferior, reduzindo assim as emissões de NO_x.

Forno de Ciclone

Esta tecnologia tem sido utilizada para pequenas instalações com capacidade para 300 a 1200 kg/h de lama seca, adequada para populações de 50 000 a 200 000 habitantes equivalentes. A componente fundamental do sistema é o forno de ciclone onde é fornecido ar primário e secundário. A lama tem de ser previamente seca, sendo alimentada no forno de forma tangencial. Isto permite que haja um fluxo de gás rotacional que permite um tempo de residência mais longo e a combustão completa (Werther e Ogada, 1999).

As tecnologias anteriores estão presentes na lista das Melhores Técnicas Disponíveis (Comissão Europeia, 2006) para a incineração de lamas, lista definida por um painel de especialistas europeu no âmbito do diploma PCIP (Decreto-Lei nº 173/2008), que inclui tanto tecnologias como procedimentos. A comparação entre estas tecnologias está representada na Tabela 3.1.

É concluído que a incineração em leito fluidizado é a melhor deste grupo, devido à melhor eficiência de combustão e ao menor volume de gases de exaustão produzidos (Comissão Europeia, 2006).

As tecnologias que se apresentam de seguida não estão incluídas nesta lista, apesar de também serem aplicadas à combustão de lamas.

Forno Rotativo

Estes fornos são comuns para a combustão de resíduos perigosos, apesar de ser possível a sua aplicação para a combustão de lamas (Niessen, 2002). O forno contém um tambor de aço, resistente ao calor. Este é inclinado, e roda a uma velocidade baixa, sendo estabelecido um gradiente de temperaturas (800 a 1650°C) ao longo de diferentes zonas do tambor. O estabelecimento do gradiente depende do modo de operação do forno. Caso seja em cocorrente, a direção do fluxo de gases e da lama é a mesma, sendo difícil a autoignição, e necessário um segundo forno. No regime de contracorrente, os gases e a lama têm direções opostas, sendo possível o aumento de temperatura, ocorrendo sucessivamente a secagem, pirólise e combustão, e por fim o arrefecimento das cinzas. A eficiência é superior neste esquema de funcionamento. Uma das desvantagens é que durante o arrefecimento há libertação de odores, necessitando de maior investimento em sistemas de desodorização (Niessen, 2002)

Fornalha de fundição

Esta tecnologia funciona a temperaturas mais elevadas do que as restantes, superior à temperatura de fusão das cinzas. As substâncias orgânicas são completamente destruídas, e as cinzas possuem uma densidade duas a três vezes superior, permitindo a diminuição do seu volume. As cinzas são convertidas num material cristalino. Porém, a maior desvantagem é uma maior formação de óxidos de azoto devido às elevadas temperaturas praticadas (Werther e Ogada, 1999).

Tabela 3.1 - Comparação entre as MTD de incineração de lamas (adaptado de Comissão Europeia, 2006).

	Leito Fluidizado	Incinerador de Fornalhas Múltiplas	Incinerador de Fornalhas Múltiplas com Leito Fluidizado	Ciclone
Principais características da técnica	Baixo Desgaste; Não existem partes removíveis.	Fornalha com estruturas extensas e partes removíveis.	Não é necessário pré-secagem; Eixo removível.	Baixo Desgaste; Não existem partes removíveis.
Aspetos Operacionais	<i>Start-up e shut-down</i> rápido; Operação intermitente possível.	Período de aquecimento longo, operação contínua.	Período de aquecimento e de arrefecimento médio.	Apropriado a uma variedade de resíduos.
Potenciais problemas	Aglomeração; Desfluidização.	-	Emissão possível de substâncias orgânicas; partes removíveis.	Manutenção da temperatura na fornalha.
Principais características da combustão	Baixo excesso de ar; Combustão completa na zona superior.	Controlo da incineração difícil; Imune a flutuações de combustível; Resistente a materiais grosseiros.	Baixo excesso de ar; Bom controlo de incineração; Incineração completa; Imune à flutuação da qualidade das lamas.	Tempos de residência curtos; Variação de ar primário e secundário a vários níveis.
Conteúdo de cinzas nos gases de exaustão	Alto	Baixo	Alto	Alto
Remoção de cinzas	Remoção de areia; Sistemas de tratamento de gases.	A partir do nível inferior.	Sistemas de tratamento de gases e remoção de areia.	Sistemas de tratamento de gases; No nível inferior.
Resíduos	Cinzas; Areias.	Cinzas	Cinzas; Areias.	Cinzas; Escórias.

3.5. Sistemas de Recuperação de Energia

3.5.1. Sistemas de Recuperação de Calor

De modo a ser possível a valorização energética das lamas, é necessário desenvolver sistemas de recuperação da energia libertada na combustão. Esta é considerada uma das

unidades chave numa instalação de valorização energética de resíduos (Stehlík, 2009). Existem dois tipos de sistema (Cabeças e Levy, 2006):

- Recuperação por convecção/radiação da energia gerada na câmara de combustão através das paredes tubulares dispostas no forno cheias de água;
- Recuperação através de uma caldeira independente que utiliza a energia contida nos gases de combustão. Para isso é necessário que o forno esteja coberto de paredes refratárias.

Graças às suas propriedades mecânicas, o vapor pode ser transformado em energia elétrica, por intermédio de uma turbina e gerador (Cabeças e Levy, 2006). O vapor produzido é encaminhado para um barrilete, onde é separado da água, seguindo para o sobreaquecedor, onde é aquecido até ultrapassar a temperatura de saturação, sendo encaminhado posteriormente para a turbina (Koorneef *et al.*, 2007). Após o vapor ser expandido na turbina é encaminhado para o condensador, onde se recupera a água que entra novamente no circuito, como se pode observar pela Figura 3.9. O vapor também pode ser convertido para água quente, podendo ser utilizada para aquecimento.

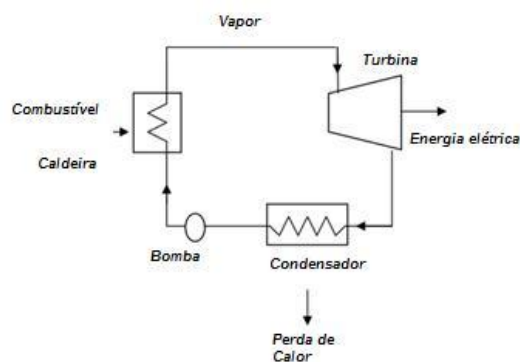


Figura 3.9 - Sistema genérico de recuperação de vapor (adaptado de ICF International, 2008a).

A seleção do sistema mais adequado depende das condições de operação e da capacidade do incinerador (Stehlík, 2009). No caso do leito fluidizado, tubos estão imersos na areia do leito para recuperar parte do calor (Caneghem *et al.*, 2012). Esta é uma maneira de controlar a temperatura do leito. Porém para combustíveis de baixo poder calorífico, a recuperação do calor é efetuada no *freeboard* (Koorneef *et al.*, 2007).

3.5.2. Produção de Energia Elétrica e Vapor

Nas turbinas a vapor os gases resultantes da queima do combustível não entram em contato com o fluido de trabalho (água), o que confere grande flexibilidade em relação ao combustível a ser utilizado. Estas operam no ciclo termodinâmico de *Rankine*.

Existem três tipos de turbina:

- Turbina de condensação: o vapor é completamente expandido, sendo depois recuperado por um condensador; Maximiza a produção de energia elétrica, sendo utilizada nas centrais termoeletricas (*ICF International, 2008a*).
- Turbina de Contrapressão: Expansão do vapor até pressão superior à atmosférica, que pode ser utilizado como vapor de processo (Figura 3.10).

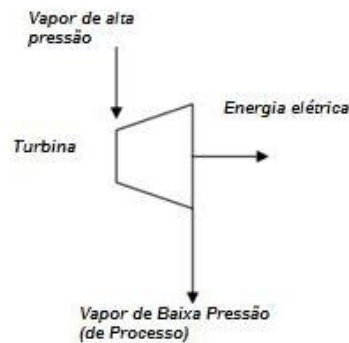


Figura 3.10 - Esquema de turbina de contrapressão (adaptado de *ICF International, 2008a*).

- Turbina de extração: nem todo o vapor é expandido, sendo uma parte do vapor extraída a uma pressão intermédia; Podem existir vários pontos de extração, podendo esta variar consoante uma maior necessidade de vapor ou de eletricidade (Figura 3.11) (*ICF International, 2008a*).

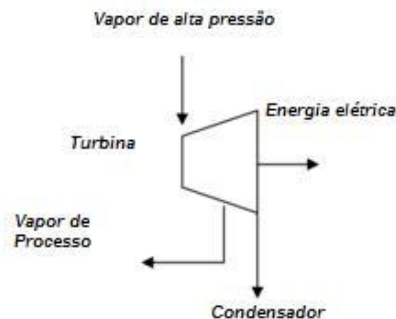


Figura 3.11 - Esquema de turbina de extração (adaptado de *ICF International, 2008a*).

O primeiro tipo de turbina é utilizado nas centrais termoeletricas, enquanto os dois últimos são utilizados nas centrais de cogeração. As centrais de cogeração são consideradas uma das melhores opções para centrais de valorização energética de resíduos, devido à produção simultânea de vapor e de eletricidade (Stehlík, 2009). O leito fluidizado é adaptável aos dois esquemas de funcionamento (Koornneef *et al.*, 2007).

A eficiência elétrica pode variar desde 36% do Poder Calorífico Superior (PCS) do combustível em centrais termoeletricas de elevada capacidade até menos de 10% do PCS para pequenas centrais de cogeração, considerando uma caldeira com uma eficiência de cerca 80% (*ICF International, 2008a*).

A capacidade das turbinas pode variar entre os 50 kW até às centenas de MW para centrais termoelétricas de elevada dimensão. Porém, devido ao baixo rendimento de produção de energia elétrica o custo do sistema só é vantajoso para turbinas com sistemas de média e elevada capacidade (*ICF International, 2008a*).

Uma das vantagens desta tecnologia é a sua robustez. As turbinas podem trabalhar continuamente desde 7500 a 8000 horas, sendo que o tempo de vida útil é também elevado, podendo atingir os 50 anos. Para além disso, permite produzir vapor a diferentes pressões, sendo uma tecnologia versátil para diversas indústrias (*ICF International, 2008a*).

Uma das desvantagens é o facto de ser muito sensível a variações de carga. As turbinas são dimensionadas para operar com vapor com características específicas de temperatura e pressão, que determinam a sua entalpia. Caso as características deste vapor se alterem, a turbina diminui a sua eficiência ou pode mesmo deixar de operar. Assim, é necessário que existam equipamentos na fornalha/caldeira que atuem no caso de o combustível ser muito heterogéneo ao nível de poder calorífico. Um desses equipamentos é o sistema de alimentação, que varia o caudal mássico consoante o poder calorífico do combustível. Outra opção é a utilização de combustível auxiliar.

3.6. Sistemas de Tratamento dos Gases

Os gases resultantes dos processos de combustão de resíduos (assim como de lamas) são constituídos por compostos que podem ser de elevada toxicidade (*Lopes et al., 2003*), tendo a sua emissão riscos para o ambiente e para a saúde pública. Os principais poluentes presentes nas emissões atmosféricas são os óxidos de azoto, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, partículas, gases ácidos, metais, dioxinas e furanos.

A concentração destes depende do teor de substâncias precursoras existentes no combustível. Por exemplo, o teor de metais pesados numa lama de ETAR depende do caudal de água residual industrial tratado, do tipo de indústrias em questão e do tipo de tratamento (*Lopes et al., 2003*). O teor de enxofre existente na lama é similar ao do carvão, sendo todo este libertado sobre a forma de dióxido de enxofre. O teor de azoto nas lamas geralmente é superior ao do carvão, sendo assim expectável haver emissões mais elevadas de óxidos de azoto (*Werther e Ogada, 1999*).

As emissões dos poluentes também dependem das condições operacionais. Por exemplo para minimizar a emissão de monóxido de carbono é essencial manter um excesso de ar ótimo e temperaturas altas tempo suficiente. Existem valores limite exigidos pela legislação (Decreto-Lei nº85/2005), que não devem ser excedidos durante os períodos de tempo neles estabelecidos, e que se aplicam também para a incineração de lamas.

As tecnologias de tratamento dependem das substâncias. As partículas podem ser removidas por separação mecânica (ciclones), filtragem (filtro de mangas), e por precipitação electrostática (*Khan et al., 2009*). As cinzas removidas são consideradas resíduos perigosos,

necessitando de ser inertizadas e colocadas em aterros específicos, sendo o seu custo de deposição elevado.

Os metais pesados presentes no combustível podem permanecer nas cinzas de fundo, ou nas cinzas volantes, ou nos vaporizados que estão contidos no gás de exaustão. Este fenómeno é designado por particionamento, que depende não só das características físicas e químicas do metal mas também da presença de outros poluentes como ácido clorídrico (HCl) e partículas. O desenho da instalação também é importante, nomeadamente a injeção de ar secundário e a temperatura no tratamento dos gases. As cinzas volantes contêm a maioria dos metais pesados, podendo ser removidos pelo precipitador electrostático. Podem também ser utilizados outros métodos como troca iónica, ou estágios de carvão ativado. A co combustão de lamas com carvão em ensaios laboratoriais mostra que é possível cumprir os parâmetros da legislação (Lopes *et al.*, 2003).

As lamas de ETAR podem conter 1 a 4 mg de mercúrio por quilograma de matéria seca (Werther e Ogada, 1999). A sua remoção depende da espécie química em que se encontra. Caso esteja na forma iónica é normalmente removido por lavagem de gases ou *scrubber* por via húmida. Caso o mercúrio esteja na forma elementar, poderá ter que ser necessário adicionar um estágio de carvão ativado.

A formação de ácido clorídrico (HCl) pode levar à corrosão da fornalha e do sistema de recuperação de calor. Tanto esta substância como os óxidos de enxofre podem ser removidos por adsorventes colocados no leito, nomeadamente calcário ou dolomite, característica única no leito fluidizado. Também podem ser adicionados injetores de cal e de bicarbonato de sódio no sistema de tratamento de gases (Caneghem *et al.*, 2012).

Os óxidos de azoto podem ser formados ou através da oxidação de azoto do ar (N_2), ou através da oxidação do azoto presente no combustível. No caso do leito fluidizado, os óxidos de azoto formados através da primeira via são reduzidos, devido a temperaturas de operação mais reduzidas, de uma boa partição do fornecimento de ar, de um baixo excesso de ar, sendo o principal responsável o azoto presente no combustível. Assim, caso seja necessário, deve ser adicionado um estágio de redução catalítica seletiva ou redução não catalítica seletiva após a combustão. A formação de óxido nitroso (N_2O) é significativa em combustão em leito fluidizado, devido a uma baixa temperatura de operação. A sua redução pode ser feita aumentando a temperatura dos gases de combustão por queima suplementar de combustível após a câmara de combustão principal (Khan *et al.*, 2009). As emissões de óxidos de azoto e de óxido nitroso têm sido estudadas para o caso específico da combustão de lamas (Sanger *et al.*, 2001).

A formação de PAH (hidrocarbonetos poliaromáticos) e de dioxinas e furanos é favorecida pela presença de produtos da combustão incompleta. A destruição de dioxinas e furanos é assegurada através do controlo do processo de combustão, em que tem de ocorrer uma temperatura mínima de 850°C para destruição destes compostos. Posteriormente tem de ser

assegurado um arrefecimento brusco dos gases de combustão de modo a evitar o rearranjo molecular, fenómeno conhecido por “formação de novo” (Khan *et al.*, 2009).

3.6.1. Produção de Cinzas

As cinzas são o principal resíduo resultante do processo da incineração, podendo representar cerca de 30% da lama que lhe deu origem (Fytili e Zabaniotou, 2008). Estas possuem elevados conteúdos de metais pesados e um baixo peso específico, podendo provocar impactes ambientais sérios, caso não sejam encaminhadas para destino correto. No Reino Unido são produzidos anualmente 90 000 toneladas de cinzas provenientes da combustão de lamas, cujo principal destino é o aterro. Porém, têm sido desenvolvidos estudos no sentido de reaproveitar estas cinzas e incorporá-las no processo de fabrico de materiais cerâmicos para construção (tijolos, tubos, azulejos). Os resultados apontam que uma substituição de 5% da matéria-prima permite a manutenção das propriedades dos materiais cerâmicos (Andersen, 2002). Contudo, as cinzas têm de cumprir as especificações do Comité Europeu de Standardização CEN/TS, como estabelecido no Regulamento (UE) Nº 305/2011, de 4 de Abril.

3.7. Análise de custos / Exemplos de Centrais

Uma das desvantagens do tratamento térmico é o seu elevado custo de investimento e a sua reduzida flexibilidade (SEDE e ANDERSEN, 2002). Na Tabela 3.2 é exibida uma análise do custo das várias componentes da central, desde à alimentação, caldeira, turbina e controlo de gases. Como se pode verificar a caldeira constitui a maior parcela do investimento, podendo atingir os 80% do custo de investimento total, seguindo-se da zona de alimentação e de receção, que pode atingir os 23%. A turbina corresponde a 7 a 15%, sendo o controlo de emissões 2 a 6% (Koornneef *et al.*, 2007).

Tabela 3.2 - Componentes do custo de investimento de centrais de leito fluidizado borbulhante (adaptado de Koornneef *et al.*, 2007).

		Custo de Investimento (% custo total)	Central leito fluidizado Custo (dólar/kWelec instalado)	
			13 MWelec	40 MWelec
Custo de Engenharia, Construção e Aquisição	Caldeira	28 a 82		
	Zona de Receção e Alimentação	4 a 23		
	Turbina	7 a 15		
	Instrumentação e Controlo	2 a 5		
	Controlo de Emissões	2 a 6		
	Balanço da Central	21 a 23		
	Outros equipamentos e instalações	10 a 15		
	Subtotal	70 a 94		
Outros Custos	Custo de Capital, Financiamento, Impostos	6 a 30		
Custo Total	Total	100	1 760	1 300

É possível aumentar a capacidade destas centrais, através da adição de mais caldeiras, em que a capacidade de cada uma permanece igual. Outra via é o aumento da capacidade da caldeira (Koornneef *et al.*, 2007).

As centrais de leito fluidizado estão sujeitas ao efeito de escala. Isto significa que ocorre uma redução de preço com o aumento da capacidade, como representado na equação (3.1).

$$\frac{Custo\ 2}{Custo\ 1} = \left(\frac{Tamanho\ 2}{Tamanho\ 1} \right)^{Fator\ de\ escala} \quad (3.1)$$

Koornneef *et al.*, (2007) afirmam que o fator de escala decresce quando a caldeira representa uma maior parte do custo de investimento total. Fatores de escala foram determinados para centrais de leito fluidizado borbulhante, concluindo-se que variam entre 0,62 a 0,81, o que significa que o fator específico de investimento decresce de 25 a 12% com o duplicar da capacidade da central (Koornneef *et al.*, 2007).

Podem ser rentabilizadas outras substâncias da central para além da eletricidade produzida e do vapor. As cinzas não perigosas podem ser utilizadas na indústria cimenteira ou na construção civil (Anderson, 2002). A produção de gesso no sistema de tratamento de gases (*scrubber*) também pode ser rentabilizada (Koornneef *et al.*, 2007), sendo que o gesso tem um valor comercial elevado (150 €/t) (USA *Gypsum*, 2013). Pode-se aproveitar as areias do leito fluidizado para argamassas, depois de efetuado o tratamento necessário (Silva *et al.*, 2010).

A incineração de lamas pode ter um custo elevado, mas quando comparado com outras soluções apresenta vantagens económicas. Caputo *et al.*, (2005) compararam duas tecnologias de valorização energética, sendo estas combustão e gaseificação por leito fluidizado, com valorização através de turbina de vapor e de gás respetivamente. Considerou que a capacidade das centrais poderia ir desde 5 até 50 MW. A análise desenvolvida mostrou que a escala da central contribui significativamente para a sua rentabilidade, e que os constrangimentos logísticos diminuem em instalações de maior dimensão. A comparação entre os dois revela que o custo de investimento é menor na tecnologia de combustão, verificando-se o oposto relativamente a custos operacionais. Como a aplicação da gaseificação é considerada uma tecnologia emergente, essa poupança não é suficiente para que seja mais económica.

Comparando a tecnologia de leito fluidizado com outras de combustão, nomeadamente a incineradora de fornalhas múltiplas, também se apresenta como mais barata tanto ao nível de investimento inicial como de operação (Fytili e Zabaniotou, 2008)

São apresentadas na Tabela 3.3 alguns exemplos de centrais de leito fluidizado de valorização de lamas, e a as suas respetivas características. Verifica-se que apenas num único caso é necessário adicionar combustível adicional. Na Figura 3.12 está apresentado o esquema de uma central.

Tabela 3.3 - Características de unidades de valorização de lamas com leito fluidizado borbulhante.

Central	Comb. Princip. ^a	Caudal	N ^b	Teor de sólidos (%)	Comb. Sup. ^c	Energia ^d	Limpeza dos gases
<i>VERA</i> (Alemanha) (Thierbach e Hanssen, 2002)	Lamas de ETAR	185 t P.s./dia	3	42	N	S	Precipitador eletroestático; <i>Scrubber</i> por via húmida; Adsorvente
<i>Ruhleben</i> (Alemanha) (Wherther e Ogada, 1999)	Lamas de ETAR	5 000 m ³ /dia	3	24 a 28	Gasóleo	S	Precipitador eletroestático; <i>Scrubber</i> por via húmida;
<i>Roundhill</i> (Reino Unido) (Wherther e Ogada, 1999)	Lamas de ETAR+ Gradados	16 000 t P.s./ano	1	34	-	S	Filtro de mangas, <i>Scrubber</i> por via húmida
<i>North West Water Ltd</i> (Andersen, 2002)	Lamas digeridas	150 000 t/P.h. ano	1	33	Aquecimento ar de fluidização (gás natural)	S (3,5 MWelec)	-
<i>Belfast Sludge Incinerator</i> (Ninwater, 2012)	Lamas de ETAR	24 000 t P.s./ano	2	25-30	N	S	Precipitador electroestático, <i>Scrubber</i> por via húmida. Carvão ativado
<i>Westfiel Plant</i> (Escócia) (Tschanun e Mineur, 2003)	Lamas Suiniculturas	10,7 a 18, 1 t/h	1	20 a 45	N	S	Filtro mangas, Injeção de cal
<i>Niklasdorf Plant</i> (Tschanun e Mineur, 2003)	Lamas de ETAR, Lamas de pasta de papel, RCD, RU	8 a 16 t/h	1	10 a 40	N	S	Filtro Banda, Cal hidratada, Injeção de carvão ativado, <i>Scrubber</i> por via húmida. Redução catalítica seletiva

^a Combustível Principal ^b N° de caldeiras ^c Combustível suplementar ^d Recuperação de Energia

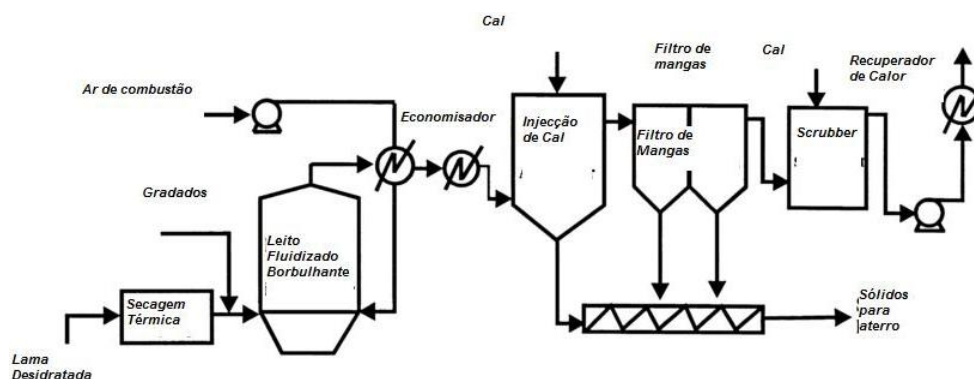


Figura 3.12 - Diagrama de fluxo da incineradora de lamas Roundhill (adaptado de Werther e Ogada, 1999).

3.8. Coincineração

A incineração dedicada de lamas não é a única opção de valorização energética, sendo também possível a coincineração. No Decreto-Lei nº85/2005 de 28 de Abril as instalações de coincineração são definidas como as instalações fixas ou móveis que têm como principal objetivo a produção de energia ou de materiais, e que utilizam resíduos como combustível regular ou adicional. Também estão incluídas as instalações nas quais os resíduos são sujeitos a tratamento térmico com vista à respetiva eliminação. Na maioria dos casos em que esta opção é tomada, a lama consiste numa pequena fração do combustível, de modo a que o processo e o produto não sejam alterados e prejudicados (Werle e Wilk, 2008). Esta opção é viável em centrais de pequena dimensão (1-5 MWth) (Khan *et al.*, 2009). As vantagens desta opção são as seguintes (Werther e Ogada, 1999):

- Utilização de capacidade disponível que não está a ser aproveitada;
- Tecnologias de tratamento de gases já existentes;
- Mão-de-obra qualificada disponível;
- Menor burocracia envolvida;
- Queima de lama desidratada, com PCI insuficiente para autocombustão.

Para além disso, esta solução é vantajosa para as indústrias, uma vez que lhes dá a possibilidade de venderem licenças de carbono no CELE (comércio europeu de licenças de emissão), dado que, segundo a Decisão da Comissão de 18 de Julho de 2007, as lamas são consideradas biomassa neutra, isto é, a sua combustão não contribui para o balanço de emissões de GEE.

Normalmente as indústrias passíveis de adicionar este resíduo no seu processo, nomeadamente as cimenteiras, centrais de biomassa, centrais termoelétricas, e indústria cerâmica, preferem as lamas secas (Béraud *et al.*, 2011). Também existem casos de lamas coincineradas com carvão e resíduos urbanos. Nas centrais termoelétricas a carvão, a tecnologia mais comum é a de combustível pulverizado ou leito fluidizado, sendo que no caso dos resíduos urbanos a tecnologia escolhida é a de leito fluidizado borbulhante ou incineradores de fornalha múltipla (Werther e Ogada, 1999).

As cimenteiras em Portugal, nomeadamente a Secil e a Cimpor, estão interessadas em estabelecer parcerias com o grupo Águas de Portugal no sentido de incorporar lamas de ETAR no seu processo (Béraud e Rodrigues, 2010). Esta é considerada uma das soluções tecnológicas mais adequadas para a valorização das lamas (Stasta *et al.*, 2006). Para avaliar esta opção é necessário compreender primeiro as fases de produção do cimento:

1. Trituração da matéria-prima (argila, cal) até obtenção de um pó com a granulometria adequada (inferior a 90 mm); Em Portugal este produto tem a designação de “cru” (Barbosa, 2008).

2. Pré-aquecimento nos ciclones a 800-850°C;
3. Cozedura em fornos rotativos em temperaturas que podem atingir os 1800-2000°C, obtendo-se o produto intermédio clínquer;
4. Moagem do clínquer com adição de aditivos.

As lamas são adicionadas durante a preparação do “cru” (Barbosa, 2008). As lamas secas podem substituir até 1/3 da matéria-prima (Stasta *et al.*, 2004). Uma das maiores vantagens da coíncineração em cimenteiras é que devido às elevadas temperaturas e aos tempos de retenção praticados, a decomposição de substâncias orgânicas, como dioxinas e furanos, é assegurada. O calor gerado pelo processo poderia ser utilizado para secar as próprias lamas (Stehlík, 2009; Stasta *et al.*, 2006). Para além disso, tem-se verificado que a queima de lama desidratada não resulta num aumento de emissões, devido às altas temperaturas alcançadas (Werle e Wilk, 2008). É uma boa solução para lamas com conteúdos de metais pesados elevados (Stasta *et al.*, 2006). Esta opção produz menos resíduos, pois as cinzas provenientes da combustão de lamas ligam-se ao clínquer, por terem composição semelhante, como representado na Figura 3.13

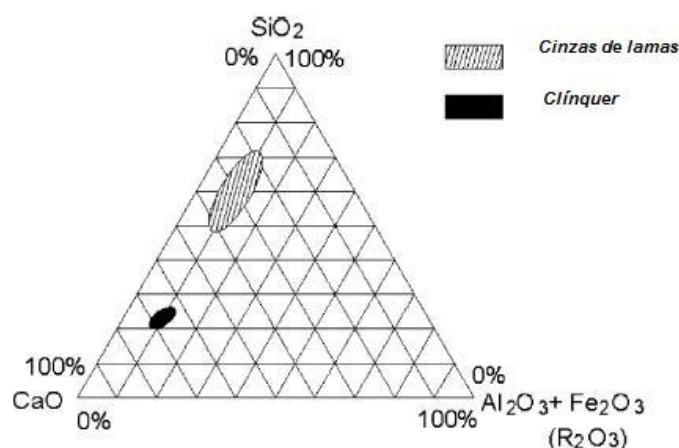


Figura 3.13 - Composição química das cinzas de lama e do clínquer num diagrama terciário CaO-SiO₂-R₂O₃ (adaptado de Stasta *et al.*, 2006).

A quantidade de cinzas deve corresponder no máximo a 5% da produção de clínquer da cimenteira. A qualidade do clínquer não piora com a combustão de lamas (Werther e Ogada, 1999). Esta apresenta-se como uma das soluções de valorização energética mais económicas (Stasta *et al.*, 2006).

Mesmo assim, em Portugal, as principais empresas cimenteiras exigem que as lamas possuam determinadas especificações. No caso da Cimpor é exigido um PCI mínimo de 1500 Kcal/kg e uma humidade inferior a 15% (Barbosa, 2008). Verifica-se que mesmo tratando-se de coíncineração, o valor de humidade máximo admissível exige uma secagem prévia. Seria vantajoso se as cimenteiras ponderassem a utilização da tecnologia mencionada por Stehlík (2009), de modo a diminuir a exigência de tratamento por parte das entidades gestoras.

A limitação de quantidade de lama que pode ser tratada em co-incineração, e as necessidades do mercado que podem flutuar dada a existência de outros resíduos valorizáveis (lamas de ETA, CDR, entre outros) fazem com que a incineração continue a ter um papel importante no tratamento de lamas de ETAR.

3.9. Valorização energética de lamas de ETAR com CDR

O CDR provém da designação em inglês RFD (*refused derived fuel*) que é uma designação genérica dos combustíveis obtidos a partir de resíduos. Pode ter origem em resíduos urbanos, industriais banais (RIB), resíduos de construção e demolição (RCD) e até mesmo lamas, provenientes de ETAR e de ETA. Este combustível tem sido largamente utilizado como combustível de substituição em diversas instalações de co-incineração (Dias *et al.*, 2006).

Este combustível pode ser designado por Combustível Sólido Recuperado (CSR), caso cumpra os requisitos e especificações estabelecidos na norma Europeia (CEN/TS 15357: 2006). Para obter esta designação deve ser um combustível sólido preparado a partir de resíduos não perigosos. Este exclui os biocombustíveis sólidos e os resíduos urbanos não tratados (Carvalho, 2011).

O CDR resulta da separação das frações dos resíduos que apresentam um maior potencial calorífico, de modo a poder ser valorizado energeticamente. As operações de separação de resíduos urbanos para obtenção de CDR estão representadas na Figura 3.14.

Após o primeiro destroçamento, os resíduos sofrem uma crivagem onde se separam a fração rica em material orgânico (<60 mm), a fração rica em metais (60 a 120 mm), e a rica em combustíveis (>120 mm). Os moinhos de martelos reduzem posteriormente a fração rica em combustíveis para uma granulometria de 90 mm. Esta separação pode ser realizada na fonte, ou em instalações específicas como as Unidades de Tratamento Mecânico e Biológico (UTMB) (Dias *et al.*, 2006). A população servida em 2005 por estas instalações na União Europeia está representada na Figura 3.15.

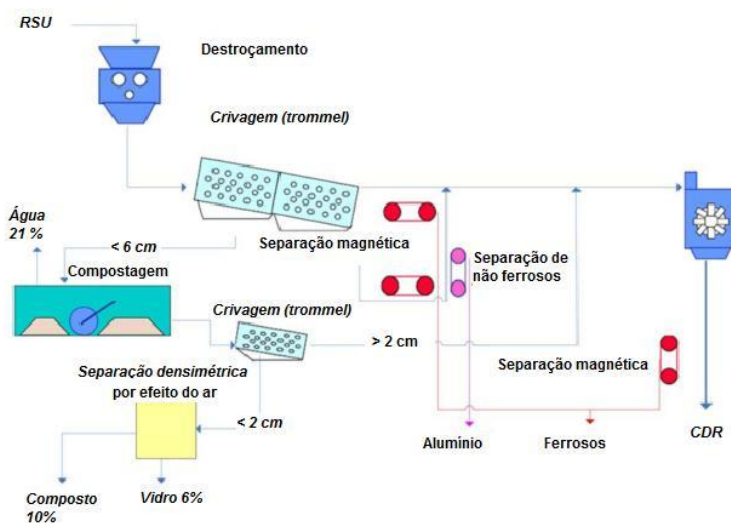


Figura 3.14 - Esquema de funcionamento de linha de produção de CDR (Dias *et al.*, 2006).

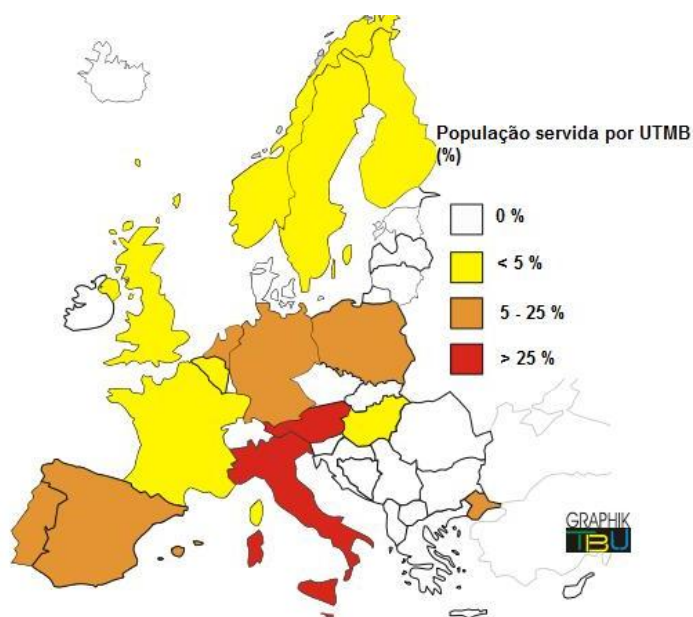


Figura 3.15 – População (%) servida por UTMB (adaptado de Steiner, 2005).

A Áustria e a Itália são os países com maior percentagem da população servida por este tipo de tratamento, sendo que em Portugal 5 a 25% da população era servida por UTMB em 2005. Porém, no nosso país estava prevista a transformação das instalações existentes com vista a promover a produção de CDR a partir de resíduos urbanos, como se pode observar na Figura 3.16 (Steiner, 2005).

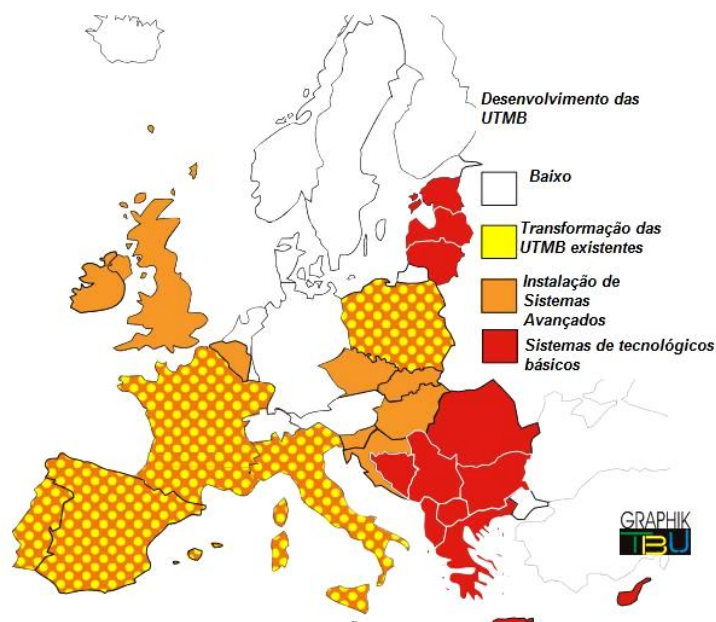


Figura 3.16 - Desenvolvimento expectável das UTMB (adaptado de Steiner, 2005).

Contudo, são realizados outros processos nas unidades produtoras de CDR para além da separação de fluxos, nomeadamente a redução do tamanho das partículas, secagem, homogeneização e densificação, o embalamento e o armazenamento.

Pode existir diversas tipologias de CDR, podendo denominar-se por *fluff*, *pellets* ou *briquete*. A diferença está na forma e na tipologia do resíduo. A qualidade do CDR é avaliada segundo a especificação técnica CN/TS 15359:2006, através de três parâmetros (PCI, teores de cloro e mercúrio) (Dias *et al.*, 2006). Estes parâmetros condicionam a maximização do rendimento térmico, o baixo efeito de corrosão dos órgãos da caldeira e os níveis de emissão.

Na Estratégia para os Combustíveis Derivados de Resíduos, aprovado pelo Despacho n.º 21295/2009 está previsto o desenvolvimento de estudos com vista à execução das duas CVE de lamas de ETAR/ETA e CDR previstas no PERSU II (MAOTDR, 2007). Considera-se que as duas CVE seriam um importante contributo para o aproveitamento do potencial de utilização de CDR em Portugal Continental. Porém outros sectores são considerados aptos para a utilização de CDR, nomeadamente os sectores do cimento, pasta de papel, e eventualmente o termoelétrico.

A proposta da valorização conjunta de lamas com CDR não é despropositada. Para além de serem dois resíduos que necessitam de ser encaminhados para destino adequado, as tecnologias que possibilitam a sua valorização são idênticas ou semelhantes.

Um dos problemas do CDR é que a sua qualidade depende muito do material que lhe dá origem. No caso dos resíduos urbanos, estes variam a sua composição consoante as características do aglomerado, o clima e as estações do ano e o nível das populações (Cabeças e Levy, 2006). Para além disso, a produção de CDR está dependente do encaminhamento de resíduos para as UTMB.

Contudo, a valorização conjunta de lamas com CDR é mais vantajosa do que com outro tipo de resíduos, nomeadamente com RU, visto que o CDR possui maior poder calorífico, uma maior homogeneidade da sua composição química, uma maior facilidade de armazenamento e transporte, assim como uma menor emissão de poluentes associados à sua combustão (Chang *et al.*, 1998). Deste modo parece mais favorável a valorização conjunta de lamas com CDR em detrimento de RU.

3.10. Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um dos métodos mais antigos para estabilizar as lamas e reduzir o seu volume. Este processo envolve a degradação de matéria orgânica e inorgânica na ausência de oxigénio. As principais reações químicas e bioquímicas envolvidas são normalmente descritas por quatro fases: hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese, sendo nesta fase que é finalizada a conversão de compostos orgânicos para dióxido de carbono e metano. A maioria dos sistemas opera na gama mesofílica (30 a 38°C), porém é também possível operar na gama termofílica, em que as temperaturas de operação variam entre 50 e 57°C. A temperatura

influencia a população microbiana em questão e a taxa de produção de biogás (Metcalf and Eddy, 2004).

Um dos subprodutos gerados neste processo é o biogás. Este é constituído em cerca de 65% por metano, que tem um elevado poder calorífico, sendo assim possível de ser rentabilizado energeticamente. Devido ao facto do biogás possuir ácido sulfídrico (H₂S), azoto, partículas e vapor, o biogás tem de ser limpo, por exemplo através da passagem por um *scrubber*, antes de ser utilizado numa turbina a gás.

As vantagens deste processo são as seguintes (Metcalf and Eddy, 2004):

- Baixa produção de lamas em excesso;
- Produção de biogás;
- Necessidade reduzida de nutrientes;
- Reduzidas necessidades energéticas;
- Operação para elevadas cargas orgânicas;
- As lamas de processos anaeróbios podem ser armazenadas durante longos períodos, sendo mais fáceis de manusear.

Contudo, existem algumas desvantagens (Metcalf and Eddy, 2004):

- Os processos anaeróbios consistem em processo de pré-tratamento e não de destino final *per se*;
- Mais suscetível à presença de gases tóxicos;
- Arranque lento;
- Potencial para produção de maus cheiros e de gases corrosivos;
- A taxa de reação é sensível a variações de temperatura;
- Necessidade de adição de substâncias alcalinas para controlar o pH.

A digestão anaeróbia é um dos métodos mais utilizados na União Europeia para estabilizar as lamas, sendo utilizado em 24 países dos 27. É mais comum na Espanha, Reino Unido, Itália, Finlândia e Eslováquia. Na República Checa a digestão anaeróbia é aplicada em aproximadamente 97% das lamas.

Abusoglu *et al.* (2012) realizaram uma análise termoeconómica a uma ETAR, e concluíram que a digestão anaeróbia contribuía significativamente para diminuir a energia desperdiçada e colmatar gastos elevados exigidos pelo tratamento secundário, devido ao arejamento.

3.10.1. Produção de energia elétrica – Turbina a Gás

As turbinas a gás são equipamentos utilizados para produção de energia elétrica e operam no ciclo termodinâmico de *Brayton* (Coelho e Costa, 2007). São constituídas por um compressor

que eleva a pressão do ar atmosférico antes deste ser introduzido na câmara de combustão, onde se dá a queima do combustível. Na turbina os produtos de combustão são expandidos antes de serem devolvidos à atmosfera. A energia libertada na turbina é parcialmente transmitida por um veio a um gerador elétrico. O esquema de uma turbina de gás está representado na Figura 3.17.

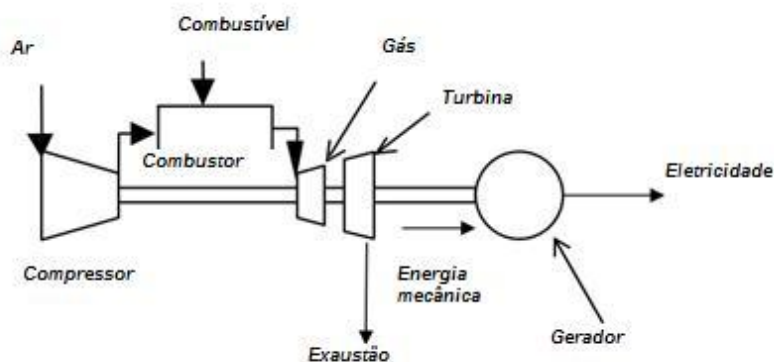


Figura 3.17 - Componentes de uma turbina a gás simples (adaptado de ICF International, 2008b).

A eficiência elétrica pode atingir os 40% em centrais de maiores dimensões, sendo superior à da turbina a vapor. Estas turbinas estão disponíveis em tamanhos desde os 500 kW até os 250 MW. Com a adequada manutenção uma turbina a gás tem uma vida útil entre as 25 000 e as 50 000 horas, sendo inferior à de uma turbina a vapor (ICF International, 2008b).

Já se verifica casos de valorização de lamas de ETAR em digestores com recurso a turbinas de gás, paralelamente à valorização das lamas digeridas em incineradores com turbinas a vapor. Esta opção foi avaliada por Houdková *et al.* (2008), sendo comparadas as seguintes alternativas: digestão com cogeração, incineração com aproveitamento energético de lama bruta (primária e secundária) e incineração de lama digerida. Ao nível do balanço energético, a segunda alternativa foi a que se apresentou como mais eficiente, sendo produzida maior quantidade de energia excedentária. Porém, a última alternativa foi a que se considerou economicamente mais rentável, devido à tarifa favorável do biogás.

3.11. Centrais Ciclo Combinado: Digestão e Incineração

Uma das tendências do desenho de centrais para produção de energia são as centrais de ciclo combinado (Coelho e Costa, 2007). Deste modo é possível aproveitar a energia dos gases de escape da turbina a gás num sistema de recuperação de calor a vapor. Assim, é produzido vapor de média pressão que é novamente turbinado. A representação deste esquema está na Figura 3.18. Deste modo, aproveitando duas tecnologias já estabilizadas pode se atingir eficiências elétricas superiores em cerca de 50% (Watson, 2004). Porém, há que ter em consideração que quanto maior a temperatura dos gases de exaustão, maior a eficiência do sistema de recuperação de calor, mas menor a eficiência da produção de eletricidade.

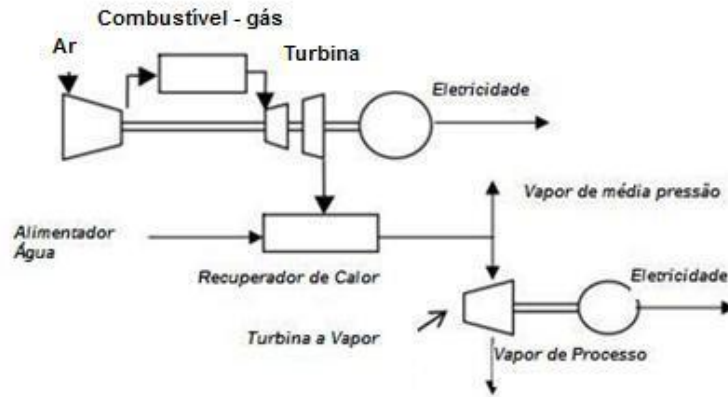


Figura 3.18- Recuperação de calor numa central de ciclo combinado (adaptado de *ICF International*, 2008b).

Um exemplo da aplicação deste esquema de funcionamento é a central VERA. Esta é uma central que procede à digestão/incineração das lamas produzidas em Hamburgo. Foi adoptado este esquema de funcionamento pelas seguintes razões (Thierbach e Hanssen, 2002):

- Os estágios de desidratação, secagem e incineração são menores;
- É produzida maior quantidade de energia da queima de gás do que de lama;
- Combustão do gás é mais limpa;
- A lama digerida é mais fácil de manipular em caso de falha.

4. ANÁLISE DE LOCALIZAÇÃO

4.1. Avaliação Multicritério

A localização ótima de uma central de valorização energética de lamas de ETAR deve responder a diversos objetivos que podem ser conflitantes. Para além disso, estas instalações são caracterizadas frequentemente como indesejáveis, sendo necessárias abordagens que suportem o decisor na justificação da sua escolha (Bottero e Ferreti, 2011). A escolha da localização apresenta dois principais problemas: oposição social e um elevado número de dados de diferentes dimensões (económica e ambiental) que devem ser considerados. Logo, a localização de uma instalação deste tipo deve ser economicamente acessível, ambientalmente eficaz e socialmente aceite (Bottero e Ferreti, 2011). Relativamente a aspetos sociais concretamente, a população envolvida normalmente apresenta-se contra a construção destas instalações. Este fenómeno é conhecido por NIMBY (Not In My BackYard), NOTE (Not Over There Either), e BANANA (Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anything).

Nas décadas anteriores à de 90, os problemas relativos à instalação de infraestruturas de tratamento de resíduos eram assentes no uso do terreno e na otimização das rotas de recolha. Todavia, estes estavam assentes em problemas económicos, com o principal objetivo de minimização de custos. Um destes exemplos é o estabelecimento da rede de aterros e de estações de transferência no centro de Portugal, através de um modelo de otimização linear de custos (Antunes, 1999).

Do ponto de vista económico, o estudo de localização tem como principal objetivo determinar os locais onde se torna viável e de menor custo global implantar a unidade produtiva (Abecassis e Cabral, 2000). O estudo é feito através da análise das forças locais, isto é, da determinação do custo mínimo associado a essas forças, e a sua relação com a dimensão do mercado e da unidade produtiva. Estas podem ser agrupadas em três tipos de forças:

- disponibilidade e custo de fatores, nomeadamente de matéria-prima, mão-de-obra, energia, água, combustível e assistência técnica;
- custos de transporte (de fatores e produtos);
- fatores de condicionamento (clima, rede de comunicações, regime fiscal).

Genericamente tende-se a localizar as instalações junto da origem das matérias-primas, caso estas tenham elevado volume/peso e o transporte seja difícil ou perigoso, que é o que ocorre no caso das lamas de ETAR, que tem risco de fugas e de libertação de odores associado.

Dada a complexidade que é intrínseca à gestão de resíduos, surgiu a necessidade de outro tipo de métodos de análise. Assim, a análise multicritério é considerada uma ferramenta importante para a análise de temáticas como esta (Erkut *et al.*, 2006). Os modelos de análise multicritério têm sido amplamente aceites pela comunidade científica para a análise de múltiplas variáveis, tanto qualitativas como quantitativas (Queiruga *et al.*, 2008).

Um problema multicritério típico lida com um conjunto discreto de alternativas em que cada uma é avaliada e comparada segundo um conjunto de critérios. Os critérios servem para avaliar as alternativas segundo diferentes pontos de vista de diversos atores-chave. O critério é o que permite medir a contribuição de cada ação para um objetivo específico (De Brucker *et al.*, 2004). Estes devem ser mensuráveis, significativos, relevantes, sensíveis e apropriados na escala.

Os critérios podem ser gerados numa abordagem *top-down* (Mannheim *et al.*, 1968), ou numa abordagem *bottom-up* (Humphreys e Humphreys, 1975). Na abordagem *top-down* o objetivo geral é dividido em sub-objetivos para os quais os critérios são associados. Na abordagem *bottom-up* os critérios são gerados com base nos efeitos relevantes da ação ou da alternativa. Estas duas abordagens podem ser aplicadas em paralelo.

Os critérios podem estar organizados em grupos e *clusters*. Um grupo é constituído por um conjunto de critérios que têm algo em comum (unidade, ponto de vista) podendo estes ser agrupados posteriormente em *clusters*. Existem modelos em que só é possível a agregação em *clusters*, sendo que nesses casos têm o mesmo significado que a agregação em grupos. As alternativas também podem ser organizadas em categorias.

A avaliação de cada critério para cada alternativa é estruturada numa tabela ou matriz de avaliação. A informação pode estar expressa em diversas unidades, não podendo ser ainda comparável. Existem modelos de análise multicritério em que pode ser necessário proceder a uma normalização através da aplicação de funções lineares ou vetores.

Nem todos os objetivos no processo de tomada de decisão têm a mesma importância. Assim, os diversos critérios devem ser ponderados. Normalmente este procedimento depende do método de análise multicritério aplicado. Porém, destacam-se os seguintes métodos de ponderação: *trade-off*, *swing*, *rating*, *ranking*, *pairwise comparison* e cenarização (De Brucker *et al.*, 2004).

No método *trade-off*, o analista é confrontado com a necessidade de diminuir a importância num critério para poder aumentá-la noutra. No *swing*, primeiro é estipulado os piores resultados para as avaliações das alternativas em todos os critérios. De seguida é dada a oportunidade ao analista de alterar a avaliação em apenas um critério para um melhor resultado. Este critério é considerado o mais importante. Posteriormente procede-se de forma semelhante relativamente aos restantes critérios.

Pelo método *rating*, deve-se distribuir pontos pelos diferentes critérios, sendo que a quantidade de pontos atribuída varia consoante a importância. Com este método, as avaliações parciais têm de ser normalizadas. Através do método *ranking* estabelece-se uma ordenação dos critérios consoante a sua importância. Depois deve ser definida uma condição, como a soma dos pesos ser igual a 1. Assim, a quantidade de conjuntos de pesos possíveis é reduzida.

No método *pairwise comparison*, os critérios são comparados em pares. Para cada par o analista tem de escolher qual é o mais importante, e se a dominância em termos de importância é moderada, forte ou completa. Esta informação é transformada em informação quantitativa. As prioridades relativas são calculadas utilizando o método do vetor próprio. Como o número de comparações par a par é redundante, a consistência tem de ser determinada de modo a que não existam incongruências.

Pela cenarização, são considerados vários cenários de atribuição de pesos, correspondendo à aplicação duma determinada política ou à visão de um ator-chave. Em cada cenário são privilegiados determinados valores (ambientais, económicos, sociais). No final os diversos cenários devem ser integrados.

Na análise multicritério é necessária a agregação de critérios, pois na maioria dos casos a avaliação de cada alternativa nos diversos critérios é conflituosa, não apresentando assim uma única solução ótima que seja superior em todos os critérios. Assim, é necessária a agregação para sintetizar a informação conflituosa.

Existem vários métodos de agregação na análise multicritério, podendo estes ser métodos elementares, métodos de agregação total ou compensatórios, ou métodos de agregação parcial ou não compensatórios. Nos métodos elementares utilizam-se regras de decisão simples como análise de dominância, regras conjuntivas ou disjuntivas e ordenação lexicográfica.

Existem ainda métodos de agregação local ou iterativa, onde o leque de variáveis corresponde a uma função contínua, em que o número de alternativas é ilimitado. Utilizam-se métodos de programação linear para múltiplos objetivos. Porém, estes são mais utilizados para a implementação de múltiplas estruturas, nomeadamente para a determinação da localização de várias infraestruturas de tratamento de resíduos no norte da Grécia (Erkut *et al.*, 2008). Neste caso foram considerados como principais critérios a minimização dos custos e a minimização da emissão de gases de efeito de estufa, sendo utilizada a abordagem do lexicográfico mínimo.

4.1.1.Métodos Elementares: Análise de Dominância e Eficiência

Os conceitos subjacentes à análise de dominância são importantes para compreender os restantes métodos. É importante distinguir alternativas que são dominadas, eficientes, incomparáveis e indiferentes (Roy, 1990a).

Considere-se as alternativas a e b que estão a ser avaliadas segundo dois critérios. A alternativa a é considerada eficiente caso tenha uma melhor avaliação em pelo menos um critério. A alternativa a é dominante caso seja melhor nos dois critérios. Caso tanto a alternativa a e b sejam melhores em pelo menos um critério então estas soluções são ambas eficientes, sendo assim incomparáveis. Caso as alternativas tenham avaliação igual para ambos os critérios são consideradas indiferentes.

4.1.2. Métodos de Agregação Total ou Compensatórios

Nos métodos de agregação total, o decisor tenta maximizar todos os pontos de vista através de uma função de utilidade. Esta função é escolhida consoante os critérios e as relações entre estes. Estes métodos também se designam por métodos compensatórios, pois um mau desempenho num critério pode ser compensado por bons desempenhos noutros critérios. Neste método, os pesos têm um significado de *trade-off*, ou seja, representam a quantidade de um critério que estamos dispostos a sacrificar para obter uma melhoria marginal noutro critério (Saaty, 2008). Destes métodos destacam-se funções de utilidade como a soma linear (na qual se inclui a soma ponderada) (Roy, 1990a), o produto ponderado e o ponto de referência. O Processo Analítico Hierárquico e o Processo Analítico em Rede também pertencem a esta família de métodos, sendo considerados característicos da escola americana (Herva e Roca, 2013).

O Processo Analítico Hierárquico (PAH) (*Analytic Hierarchy Process – AHP – em inglês*) foi desenvolvido por Thomas Saaty e é um dos métodos mais utilizados na análise multicritério (Herva e Roca, 2013; Guiqin *et al.*, 2009). Através deste método é possível decompor o problema nos seus elementos constituintes através da construção de uma hierarquia (Saaty, 2008). No topo identifica-se o objetivo global, sendo que no nível intermédio estão os sub-objetivos operacionalizados por critérios. O nível mais baixo é constituído pelas alternativas.

A atribuição de relativas prioridades ou pesos é realizada através do método *pairwise comparison*. São estabelecidas matrizes de comparações emparelhadas para todos os níveis de hierarquia. De seguida, determina-se o vetor próprio associado ao maior valor próprio de cada matriz, sendo este o vetor dos pesos e prioridades. A prioridade de cada alternativa é calculada através da combinação linear dos pesos dos critérios ao longo da hierarquia. Um exemplo de hierarquia está representado na Figura 4.1.

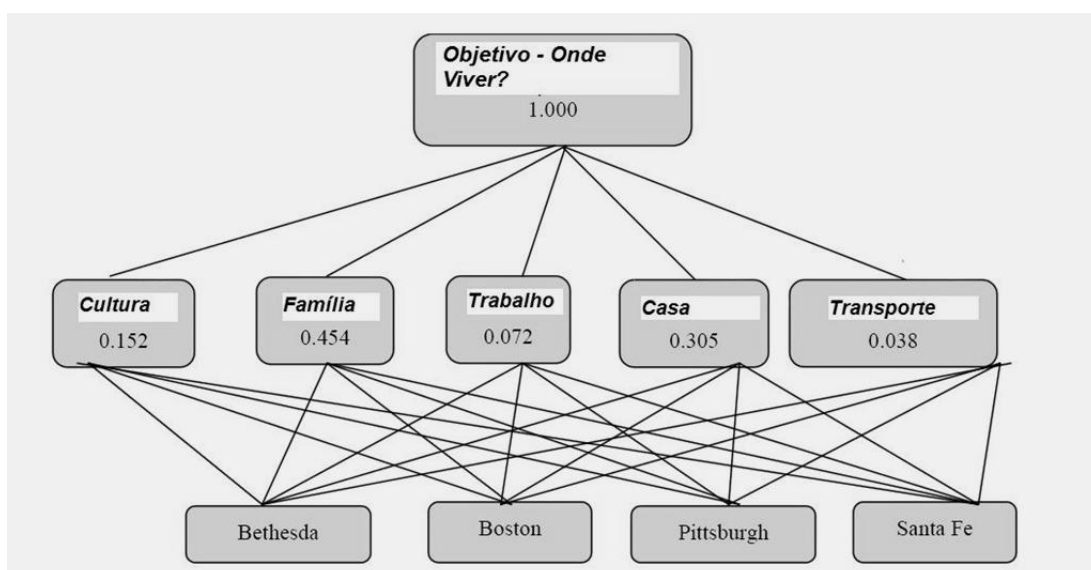


Figura 4.1- Exemplo de uma hierarquia no método PAH (adaptado de Saaty *et al.*, 2004).

O Processo Analítico em Rede (PAR) (*Analytic Network Process* – ANP – em inglês) é outra ferramenta de análise multicritério desenvolvida por Saaty. A diferença entre este método e o anterior é que o último incorpora as influências e interações entre os elementos do sistema (critérios e alternativas) (Saaty, 2004). Muitos problemas não podem ser estruturados hierarquicamente, pois dependem das interações entre elementos de níveis superiores e de níveis inferiores. Através deste método é possível que as alternativas influenciem a importância dos critérios. Tal não acontece no PAH, em que apenas a importância dos critérios determina posteriormente a importância das alternativas.

Neste método é necessário definir o principal objetivo e identificar grupos ou *clusters* constituídos por vários elementos que influenciam o sistema. A rede pode incorporar sub-redes, desde que estejam estabelecidas relações entre estas. Podem também ser incorporadas estruturas de organização previamente existentes como a BOCR (*Benefits, Opportunities, Costs and Risks*) (Saaty, 2004).

4.1.3. Métodos de agregação parcial (*Outranking*) ou não-compensatórios

Estes métodos foram criados por especialistas que não consideraram os métodos de agregação total suficientemente realistas (Roy, 1990b). Consideram que a agregação parcial reflete melhor as preferências do decisor (Brans e Mareschal, 1990). Enquanto nos métodos de agregação total a síntese é realizada diretamente a partir da informação contida na matriz de avaliação, nos métodos de agregação parcial a informação é analisada previamente par a par através de índices de concordância e discordância, que pretendem avaliar a premissa de que uma alternativa é melhor que outra (Roy, 1990b).

Este tipo de análise é baseado no princípio antigo formulado pelo filósofo Condorcet (1743-1794). Este princípio era aplicado originalmente para o funcionamento do regime democrático, sendo adaptado para a análise multicritério. Este princípio afirma que uma alternativa deve vencer todas as outras nas comparações par-a-par para todos os critérios. Caso tal não seja possível, deve-se escolher a alternativa que venceu maior número de vezes (critério de Copeland).

Estes métodos também são conhecidos por serem métodos não compensatórios, pois o mau desempenho num critério não pode ser compensado por bons desempenhos noutros critérios. Nestes métodos os pesos traduzem a importância dos critérios, mas não significam taxas marginais de substituição.

Enquanto nos métodos anteriores só é permitida preferência ou indiferença, nestes métodos é possível fraca preferência e incomparabilidade (Brans e Mareschal, 1990). Tal deve-se ao facto de serem atribuídos aos critérios limiares de indiferença (q) e de preferência (p). Quando a diferença da avaliação entre duas alternativas é inferior a q , as alternativas são consideradas indiferentes relativamente àquele critério. Para que a preferência seja considerada estrita, a

diferença tem de ser superior a p. Caso a diferença esteja entre q e p, considera-se que existe uma preferência fraca (Roy, 1990a).

Entre estes métodos destacam-se a família de métodos PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation*) criado por Brans e Mareschal (Brans e Mareschal, 1990), e o ELECTRE (*Elimination and Choice Expressing Reality*) desenvolvido por Bernard Roy (Roy, 1990a). Estes métodos materializam-se em duas fases. Em primeiro lugar comparam-se as alternativas par-a-par através de índices de concordância e discordância para cada critério. Posteriormente é estabelecida uma comparação relativa entre as alternativas, podendo estas ser melhores, não tão boas, pelo menos tão más ou piores que as restantes (Roy, 1990a). Estes métodos são associados à escola europeia (Herva e Roca, 2013).

Existem várias versões do método ELECTRE, sendo que o ELECTRE III é o mais utilizado para modelos de decisão na área da gestão de resíduos (Morissey e Browne, 2004).

No método ELECTRE III, o índice de concordância $C_j(A_1, A_2)$ entre as alternativas A_1 e A_2 para o critério G_j é calculado segundo as equações (4.1), (4.2) e (4.3) (Roy, 1990b).

$$G_j(A_1) - G_j(A_2) \leq q_j \Leftrightarrow C_j(A_1, A_2) = 0 \quad (4.1)$$

$$q_j < G_j(A_1) - G_j(A_2) < p_j \Leftrightarrow c_j(A_1, A_2) = \frac{G_j(A_1) - G_j(A_2) + p_j}{p_j - q_j} \quad (4.2)$$

$$G_j(A_1) - G_j(A_2) \geq p_j \Leftrightarrow c_j(A_1, A_2) = 1 \quad (4.3)$$

Em que $G_j(A_1)$ é a avaliação da alternativa A_1 para o critério G_j , e $G_j(A_2)$ é a avaliação da alternativa A_2 . q e p são os limiares de preferência e indiferença, respetivamente.

A equação (4.1) refere-se ao valor do índice para quando existe indiferença entre as duas alternativas para aquele critério, sendo que a equação (4.2) refere-se à preferência intermédia e a equação (4.3) à estrita preferência. Posteriormente é calculado um índice global de concordância para as diversas alternativas em que é efetuada uma soma dos diversos índices de concordância ponderada pelos pesos dos critérios.

Neste método é também considerado um limiar de veto (v). Caso a diferença das avaliações para um determinado critério seja superior a (v), é porque existe discordância entre as alternativas, ou seja, não se pode afirmar que uma alternativa é melhor que outra.

O índice de discordância $d_j(A_1, A_2)$ é calculado pelas equações (4.4), (4.5) e (4.6) (Roy, 1990b).

$$G_j(A_2) - G_j(A_1) \leq p_j \Leftrightarrow d_j(A_1, A_2) = 0 \quad (4.4)$$

$$p_j < G_j(A_2) - G_j(A_1) \leq v_j \Leftrightarrow d_j(A_1, A_2) = \frac{G_j(A_2) - G_j(A_1) - p_j}{v_j - p_j} \quad (4.5)$$

$$G_j(A_2) - G_j(A_1) \geq v_j \Leftrightarrow d_j(A_1, A_2) = 1 \quad (4.6)$$

A primeira expressão refere-se ao valor do índice para quando não existe discordância entre as duas alternativas para aquele critério, sendo que a segunda refere-se à discordância

intermédia e a terceira à estrita discordância. É também calculado um índice global de discordância para as diversas alternativas.

Por fim é determinado um índice de credibilidade para todos os pares de alternativas relativo à afirmação que uma dada alternativa é melhor que outra. Este índice não é mais do que a conjugação dos índices de concordância e discordância como se pode observar na equação 4.7 (Figueira e Roy, 2005; Roy, 1990b).

$$\delta_{A_1,A_2} = \Pi \frac{1-d_j(A_1,A_2)}{1-c_j(A_1,A_2)} \quad (4.7)$$

4.1.4.PROMETHEE

PROMETHEE é um método de agregação parcial (*outranking*) para um conjunto delimitado de alternativas/ações que são comparadas em pares de modo a melhor aproveitar toda a informação disponível. Para além disso, este método é popular para resolver problemas de localização (Queiruga *et al.*, 2008).

O método foi proposto por Jean Pierre Brans em 1982, e foi desenvolvido tendo em atenção os seguintes requisitos da análise multicritério (Brans e Marechal, 2005; Brans e Marechal, 1990):

- A amplitude dos desvios entre as avaliações das alternativas para um determinado critério deve ser considerada;
- O efeito de escala deve ser eliminado completamente;
- A incomparabilidade não deve ser excluída no caso de comparações emparelhadas; Tal permite que mais informação possa ser considerada;
- Um problema multicritério não é um problema matemático bem estabelecido; Geralmente não existe nenhuma solução que otimize todos os critérios; Assim o método deve ser fácil de entender e simples, e não um método “caixa-preta”, no qual não se percebe o que levou à opção daquela decisão;
- O método deve incluir informação que não seja de natureza económica;
- O método deve permitir a análise dos conflitos entre os critérios.

Assim, este método enriquece a simples análise de dominância, pois quanto maior a diferença na avaliação das alternativas para um determinado critério, maior a intensidade de preferência de uma alternativa sobre a outra. Para além disso, pode ser pré-estabelecida a preferência por avaliações que sejam maximizadas ou minimizadas em determinados critérios. Por exemplo, o custo do terreno é um critério que se pretende que seja minimizado, enquanto a subsidiação é um critério que se pretende maximizado.

O PROMETHEE II é a versão geralmente escolhida pela sua simplicidade e clareza (Queiruga *et al.*, 2008; Vaillancourt e Waaub, 2002).

Para comparar as alternativas relativamente a um critério é utilizada uma função de preferência, que estabelece um valor $P(a, b)$ que significa intensidade da preferência da alternativa a em relação à alternativa b . Esta função depende do tipo de escala dos dados que se está a tratar, variando se se trata de uma escala quantitativa ou qualitativa por exemplo. O PROMETHEE II considera os seguintes tipos de função (Brans e Marechal, 2005; Brans e Marechal, 1990) que estão mencionados abaixo e representados na Figura 4.2:

Tipo I) Usual - Existe preferência estrita assim que o desvio das avaliações entre alternativas é superior a 0; Este é o utilizado na análise de dominância, mas raramente utilizado neste método;

Tipo II) Forma em U - É considerada uma área de indiferença; Desvios inferiores ao limiar de indiferença (q) implicam que não existe preferência; Desvios superiores a (q) implicam estrita preferência;

Tipo III) Forma em V - É considerada uma intensidade de preferência que aumenta linearmente com o aumento do desvio; Se o desvio for superior a p , a preferência é estrita;

Tipo IV) Em níveis - Têm de ser estabelecidos os dois limiares, tanto o de indiferença (q) como o de preferência (p); Se o valor estiver entre p e q , um valor intermédio é considerado;

Tipo V) Linear - Os dois limiares têm de ser fixos, porém, caso o desvio esteja entre p e q , a intensidade de preferência é maior quando maior é o desvio;

Tipo VI) Gaussiana - A intensidade de preferência segue uma curva gaussiana, sem discontinuidades, que aumenta com o aumento do valor do desvio; É necessário definir o valor s , que deve ser estabelecido entre q e p .

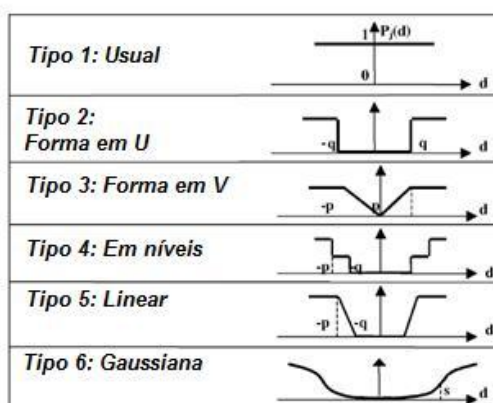


Figura 4.2- Tipos básicos de funções de preferência no método PROMETHEE (adaptado de Brans e Marechal, 2005; Brans e Mareschal, 1990)

Com a aplicação desta função é atribuído um valor da função de preferência para cada par de alternativas $P(a,b)$, que varia entre 0 e 1, sendo que a e b pertencem ao grupo de alternativas A . Posteriormente é estabelecido um índice de preferência global $\Pi(a,b)$ que é definido pela

soma dos valores de $P(a,b)$ ponderada pelos pesos de cada critério (w_j) como expressa a equação (4.8).

$$\pi(a, b) = \sum_{j=1}^k P_j(a, b)w_j \quad (4.8)$$

De modo a construir uma relação de agregação parcial é necessário que não só $\Pi(a,b)$ seja calculado mas também $\Pi(b,a)$, como retrata a equação (4.9). Com esta informação são calculados dois fluxos de agregação parcial, um positivo (ϕ^+) e outro negativo (ϕ^-), através das equações (4.10) e (4.11).

$$\pi(b, a) = \sum_{j=1}^k P_j(b, a)w_j \quad (4.9)$$

$$\phi^+(a) = \frac{1}{n-1} \sum \pi(a, x), x \in A \quad (4.10)$$

$$\phi^-(a) = \frac{1}{n-1} \sum \pi(x, a), x \in A \quad (4.11)$$

O fluxo positivo ϕ^+ expressa como cada alternativa supera todas as outras. O fluxo negativo ϕ^- expressa como cada alternativa foi superada por todas as outras. Por fim é calculado o fluxo de agregação completa ϕ , que corresponde á diferença entre (ϕ^+) e (ϕ^-).

Assim o método ordena as alternativas consoante as performances em todos os critérios, estabelecendo um *ranking*, podendo este ser parcial caso considere (ϕ^+) e (ϕ^-) ou completo se considerar ϕ .

Uma das vantagens do PROMETHEE em relação ao ELECTRE é que neste último os limiares de indiferença e de preferência não têm real significado (Queiruga *et al.*, 2008). Isso deve-se ao facto de ser o próprio decisor que insere os valores dos limiares de preferência e de indiferença.

4.1.5. Aplicação de métodos de Análise Multicritério na análise de localização

Na Tabela 4.1 é apresentada uma tabela resumo com a aplicação dos diversos métodos de análise multicritério em problemas de escolha de localização. Verificam-se que nos diferentes métodos utilizam-se critérios de diferentes domínios (ambiental, social e económico) na avaliação da melhor localização. Nestes casos a consulta de peritos de cada área é vantajosa para escolher critérios ou definir pesos (Herva e Roca, 2013). Em dois artigos esta opção se verificou (Banias *et al.*, 2010, Queiruga *et al.*, 2008).

Verifica-se que em dois artigos foram utilizados sistemas de informação geográfica (Yahaya *et al.*, 2010; Guiquin, 2009). Nestes artigos, este método foi utilizado pois permite manipular volumes elevados de informação espacial de uma variedade de fontes (Guiquin, 2009). Para além disso, conseguem armazenar, recuperar, analisar e mostrar informação consoante as especificações do utilizador (Yahaya *et al.*, 2010). Porém, também foram utilizados outros critérios que não possuíam influência espacial, como o preço do terreno (Guiquin, 2009).

Tabela 4.1 - Aplicação de métodos de análise multicritério em análise de localização de instalações de resíduos.

Fonte	Objeto de estudo	Método utilizado	Número e tipo de critérios	Nº e tipo de alternativa	SIG ^a	Sensibilidade ^b
Guiquin et al., 2009	Escolha de localização para aterro sanitário	PAH	13 critérios classificados em dois tipos: económico (preço do terreno, zonas residenciais; zonas de aeroporto, estradas, proximidade a centros produtores) e ambiente (massas de água, aquíferos, usos do solo, topografia); Utilização de várias hierarquias.	10	S	N
Yahaya et al., 2010	Escolha de localização para aterro sanitário	PAH	Uso do solo; Altimetria, Estradas, Ruas; Identificação prévia de alternativas com recurso a GIS.	2	S	N
Bottero e Ferreti, 2011	Escolha de localização para Incineradora	PAR	17 critérios organizados em duas redes: Aspectos ambientais e socioeconómicos. 4 clusters (ambientais): Solo e água; Ecossistemas e paisagem, Ruído e campo eletromagnético; Ar; 3 clusters (socioeconómicos): Ordenamento do território, Sistema demográfico, Aspectos infraestruturas; Aplicação do modelo BOCR.	3	N	S
Banias et al. 2010	Localização ótima de instalação de RCD	ELECTRE III	19 critérios económicos (preço do terreno, subsídios, infraestruturas), ambientais (uso do solo, transformação da paisagem, poluição acústica), e sociais (taxa de desemprego). Consulta de peritos.	7	N	S
Queiruga et al., 2008	Avaliação de localização de centrais de reciclagem REEE	PROMETHEE	10 classificados em económico, infraestrutura, e legal; Consulta de peritos; Top 20	242 municípios	S	S

^aUtiliza SIG? Sim ou Não; Realiza análise de sensibilidade ^b Sim ou Não

O número de alternativas nos casos observados é reduzido, exceto no último (Queiruga et al., 2008), sendo que os métodos de agregação parcial podem ser aplicados em situações com um

número de alternativas variáveis, desde que finito (Herva e Roca, 2013). Porém, só apresentado o top 20 nas conclusões (Queiruga *et al.*, 2008).

É de notar que não existem melhores ou piores métodos de análise multicritério, mas sim métodos mais ou menos apropriados para o problema em estudo. Porém, estes métodos têm geralmente em comum as seguintes fases: identificação de alternativas; clarificação dos critérios de decisão (económicos, ambientais, sociais); definição de pesos; recolha de dados, processamento e comparação; análise de sensibilidade. Assim a análise multicritério não se restringe apenas à resolução de um problema em que existem várias alternativas avaliadas em diversos critérios. A identificação das alternativas, a construção dos critérios, a escolha do modelo são todos aspetos fundamentais e por vezes difíceis (Costa e Vincke, 1990).

Para além disso, a incerteza associada aos dados e a agregação de informação podem assentar em pressupostos que levem à negligência de aspetos importantes (Singh *et al.*, 2009). Assim é vantajoso realizar sempre uma análise de sensibilidade, independentemente do método de análise multicritério em causa, de modo a que os resultados obtidos sejam robustos e fiáveis (Herva e Roca, 2012). Tal se verificou em três casos (Bottero e Ferreti, 2011; Baniias *et al.*, 2010; Queiruga *et al.*, 2008).

Existem críticas relativamente à aplicação de modelos de análise multicritério para a seleção de locais para infraestruturas de tratamento de resíduos. A principal crítica é a subjetividade inerente à atribuição de pesos/prioridades aos diferentes critérios, que é afetada pelas convicções dos que executam o modelo. Verificam-se entre artigos diferenças significativas na importância atribuída a critérios económicos, ambientais e sociais apesar do problema ser idêntico: localizar uma infraestrutura de tratamento de resíduos. Outra crítica é a utilização de critérios de veto (*buffer*), muito utilizados nas análises que usam GIS, para delimitar áreas favoráveis. Estes são muito restritivos, recusando opções de partida que poderiam ser viáveis (Korocu e Erdagi, 2012).

Porém, os métodos de análise multicritério podem ser uma oportunidade para a participação pública no processo de tomada de decisão (De Brucker *et al.*, 2013; Antunes, 2011). Para além de proporcionar transparência ao processo e responsabilidade aos participantes, melhora a qualidade e legitimidade da decisão, reduz a oposição e aumenta o compromisso com as decisões. Neste caso é importante definir os atores-chave, que são todos aqueles que tenham interesse numa determinada decisão, enquanto representantes individuais ou de um grupo. Esta definição inclui pessoas que influenciam a decisão, ou que podem influenciar, assim como as afetadas por ela.

5. METODOLOGIA

5.1. Análise Multicritério

O modelo de análise multicritério escolhido para proceder à análise de localização foi o modelo PROMETHEE II. Tal deveu-se aos seguintes fatores: é um modelo de agregação parcial, que é considerado por vários autores como sendo mais realista (Roy, 1990a), os limiares de indiferença e preferência têm real significado pois não são inseridos pelo utilizador, mas sim contemplados na função de preferência (Queiruga *et al.*, 2008). Os métodos de agregação parcial são os mais utilizados em problemas de escolha de localização (Herva e Roca, 2013), sendo que o PROMETHEE II já foi aplicado em pelo menos 47 trabalhos de investigação científica no ramo da gestão ambiental (Behzadian *et al.*, 2010), nomeadamente para avaliação de sistemas de aquecimento distritais (Ghafghazi *et al.*, 2010), de sistemas de gestão de REEE (Rousis *et al.*, 2008), estratégias de gestão de resíduos (Vego *et al.*, 2008), e projetos de ETAR (Yan *et al.*, 2008).

O *software* que materializa a aplicação do modelo de análise PROMETHEE II é o *software Visual Promethee* ® elaborado pelo Decision Lab, que veio substituir a versão anterior *PromCalc*. Este é um *software* gratuito para estudantes, com utilização ilimitada, sendo também outra vantagem relativamente a outros *software* como o ELECTRE, *Super Decision* ou *Expert Choice* (PAH e PAR).

5.1.1. Definição de Alternativas

Como foi referido anteriormente na revisão bibliográfica o primeiro passo para a aplicação de um modelo de análise multicritério é a identificação das alternativas de localização. Para isso consideraram-se dois critérios: raio de influência de uma central de valorização energética e disponibilidade da informação.

Relativamente ao primeiro critério, aferiu-se que a distância máxima geralmente percorrida pelos camiões de transporte de lamas é de 80 km (Stasta *et al.*, 2006; Lundin *et al.*, 2004). Esta distância foi confirmada para o panorama português por José Sardinha (comunicação pessoal, Maio de 2013), antigo membro do conselho de administração da SIMARSUL - Sistema Multimunicipal de Saneamento de Águas Residuais da Península de Setúbal. Contudo, os camiões podem percorrer distâncias até 120 km, caso compense ao nível de custo de deposição (José Sardinha, comunicação pessoal, Maio de 2013). Normalmente esta distância não é excedida devido aos elevados custos de transporte e ao perigo de derrame. É possível assim afirmar que a central irá servir uma determinada região de Portugal.

Uma das maiores fontes de informação em Portugal é o Instituto Nacional de Estatística, que colabora com diversas instituições para obter informação fiável. Esta informação está tratada e agregada de forma específica, nomeadamente em regiões estatísticas, como obriga o Regulamento (CE) Nº 1059/2003 do Parlamento Europeu e do Conselho de 26 de Maio de

2003, que institui a Nomenclatura Comum das Unidades Territoriais Estatísticas (NUTS). De acordo com este regulamento as estatísticas regionais devem ser recolhidas, compiladas e divulgadas por NUTS, sempre que aplicável. Existem três níveis de hierarquia nas NUTS, que estão representados pela Tabela 5.1. Tendo em consideração o raio de influência de uma central, verificou-se que esta não poderia servir uma região do tipo II, pela sua dimensão. Assim escolheram-se como alternativas as 28 regiões NUTS III de Portugal Continental.

Tabela 5.1 - Nomenclatura Comum das Unidades Territoriais Estatísticas (NUTS) (Regulamento Nº 1059/2003).

NUTS I	NUTS II	NUTS III
Continente	Norte	Minho-Lima Cávado Ave Grande Porto Tâmega Entre Douro e Vouga Douro Alto Trás-os-Montes
	Centro	Baixo Vouga Baixo Mondego Pinhal Litoral Pinhal Interior Norte Dão-Lafões Pinhal Interior Sul Serra da Estrela Beira Interior Norte Beira Interior Sul Cova da Beira Oeste Médio Tejo
	Lisboa	Grande Lisboa Península de Setúbal Alentejo Litoral Alto Alentejo Alentejo Central Baixo Alentejo Lezíria do Tejo
	Algarve	Algarve
Região Autónoma Açores	Região Autónoma Açores	Região Autónoma Açores
Região Autónoma Madeira	Região Autónoma Madeira	Região Autónoma Madeira

5.1.1. Definição dos Critérios

A definição dos critérios é um dos passos essenciais para a análise multicritério (Banias *et al.*, 2010), estando representada na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Definição de critérios para análise multicritério.

Objetivo Geral	Sub – Objetivos (Clusters)	Critérios Gerais	Critérios escolhidos	Código	Fonte
Qual a melhor região NUTS III para a localização de uma CVE de lamas de ETAR?	Viabilidade Técnico-Económica	Existência de matéria-prima	Quantidade de lamas produzida (t/ano)	C1	
			Quantidade de CDR produzido (t/ano)	C2	
		Existência de mercado de saída para substâncias da central – Importância da indústria na região	Proporção do valor acrescentado bruto (VAB) pela Indústria (%)	C3	(INE, 2011b)
		Minimização do custo de aquisição do terreno	Valores médios de avaliação bancária de alojamentos (€/m ²)	C4	(INE, 2013)
		Mão-de-obra qualificada	Proporção da população residente com ensino superior completo (%)	C5	(INE, 2012b)
		Incentivos económicos	Subsídios à exploração por empresa e por CAE (€)	C6	(INE, 2012c)
			Impostos por empresa e por CAE (€)	C7	(INE, 2012c)
		Existência de infraestruturas (energia, telecomunicações, saneamento)	Nº de pontos de ligação à RTN previstos	C8	
			População servida por sistemas de drenagem de águas residuais (%)	C9	(INAG, 2010)
			Nº de Acessos Telefónicos por 100 habitantes	C10	(INE, 2012d)
			Densidade da Rodovia (km/km ²)	C11	(INE e EP, 2012)
		Existência de instalações competidoras	Nº de instalações competidoras na região	C12	
	Evitar impacte ambiental em zonas sensíveis		Proporção de superfície de Áreas Protegidas (%)	C13	(INE e ICNB, 2010)
			Proporção de superfície dos SIC (Sítios de Interesse Comunitário) (%)	C14	(INE e INCB 2010)
			Proporção de superfície da Zona de Proteção Especial (ZPE) (%)	C15	(INE e ICNB, 2010)
	Componente Social		Superfície prevista nos PMOT para uso industrial (ha)	C16	(INE e DGOTDU, 2011)
			Índice Sintético de Desenvolvimento Regional	C17	(INE, 2010)
			Densidade Populacional (Nº/km ²)	C18	(INE, 2012b)

Para a escolha dos critérios, optou-se uma abordagem *top-down*, em que se definiu primeiro um objetivo geral, sub-objetivos e se associou critérios para operacionalizar esses mesmos objetivos (Tabela 5.2). Os critérios foram definidos tendo em conta os utilizados na bibliografia consultada, parte referida na Tabela 4.1 (Bottero e Ferreti, 2011; Baniás *et al.*, 2010; Guiquin *et al.*, 2010, Yahaya *et al.*, 2010; Queiruga *et al.*, 2008; Abecassis e Cabral, 2000). Observou-se quais eram os mais frequentemente referidos na bibliografia consultada, que permitiam responder aos objetivos estabelecidos, e cuja informação estava disponível nas bases de dados nacionais.

5.1.2.Dados Base

Os dados base utilizados na maioria dos critérios foram retirados do Instituto Nacional de Estatística (INE). Na Tabela 5.2 existem critérios que referem o CAE, que corresponde à Classificação Portuguesa das Atividades Económicas que estão enquadradas no Decreto-Lei nº381/2007 de 14 de Novembro. A secção E é referente às atividades de captação, tratamento, distribuição de água; saneamento, gestão de resíduos e despoluição. A divisão referente à recolha, tratamento e eliminação de resíduos e valorização de materiais é a 38.

Porém, existem critérios cujos dados base não foram retirados do INE. A recolha dos dados base referentes a estes critérios será explicitada de seguida.

C1) Quantidade de lamas de ETAR produzida (t/ano)

De modo a aferir a quantidade de lamas de ETAR produzida em cada região NUTS III foi pedida informação à ERSAR e à APA.

A ERSAR facultou um documento síntese com a produção de lamas por ETAR no país no ano de 2010. A informação foi recolhida segundo as indicações estabelecidas no guia de avaliação da qualidade dos serviços de águas e resíduos para cálculo do indicador AR16: Destino de lamas de tratamento % (ERSAR, 2013). A ERSAR também disponibilizou a população equivalente efetivamente servida por ETAR. A metodologia de recolha assenta nos seguintes passos: fornecimento dos dados pela entidade gestora; validação dos dados pela ERSAR, que pode envolver procedimentos como realização de auditorias; processamento dos dados e publicação do relatório.

À APA foi requerido o acesso à base de dados dos últimos resultados do INSAAR. A gestão, tratamento e análise era da responsabilidade do INAG. Nos trabalhos de validação consideraram-se os dados fornecidos pelas entidades no ano da campanha, os dados estimados pela equipa técnica do INSAAR e os dados importados (no ano anterior). A equipa do INSAAR verificava a consistência e coerência dos dados e caso existissem dúvidas contactavam as entidades gestoras ou formulavam as suas próprias estatísticas. Este inventário de momento está suspenso, e os últimos dados desagregados por ETAR disponíveis eram referentes ao INSAAR de 2008. Este inventário para além da produção de lamas, também tinha informação relativa ao volume de água residual tratado anual.

É de referir que no REAADTAR 2009 (INAG, 2009), relatório referente aos dados de 2008, revela que o indicador “peso total de lamas produzidas” teve uma taxa de preenchimento de 43%. Tal é justificado por este campo não ser considerado um campo prioritário. Porém, é de salientar a importância da disponibilidade desta informação de modo a que possam ser estabelecidas políticas de gestão de lamas, como previsto no PEAASAR II (MAOTDR, 2006). O indicador referente ao volume anual tratado teve uma percentagem de preenchimento ligeiramente superior, 54% (INAG, 2009).

A produção total anual de lamas em peso húmido aferida pelo INAG (INAG, 2009) e pela ERSAR (ERSAR, 2010) foi respetivamente de 1 268 035 e 393 030 toneladas, sendo o segundo valor apenas referente a Portugal Continental. Como se pode verificar estes valores são significativamente diferentes.

Assim decidiu-se realizar estimativas da produção de lamas de acordo com duas metodologias. A primeira através da população equivalente servida por ETAR fornecida pela ERSAR, assumindo uma capitação de 49,31 g/hab.dia (18 kg/ano) (Comissão Europeia, 2008), que doravante será designada por estimativa ERSAR. A segunda estimativa foi através do volume de água residual tratado anual e do tipo de tratamento mencionado no INSAAR 2008 (INAG, 2008) e uma capitação de produção de sólidos. Esta capitação é de 150 kg/10³ m³ para o tratamento primário, 80 kg/10³ m³ para secundário e 800 kg/10³ m³ para terciário (Metcalf and Eddy, 2004). Estas estimativas foram calculadas para cada ETAR, sendo os dados aglomerados por região NUTS II, a fim de poder ser estabelecida uma comparação.

Estas metodologias têm desvantagens. A primeira considera uma capitação global independente do nível de tratamento que condiciona de forma relevante a produção de lamas. A segunda considera um volume de água residual tratada de 2008 que foi na maioria dos casos estimado dada a baixa percentagem de resposta. Para além disso, o nível de tratamento não especifica se é em baixa carga ou média carga, o que pode influenciar também a quantidade de lamas produzida. O resultado das estimativas está representado na Figura 5.1 tendo sido comparado com os dados reais disponibilizados pela ERSAR (ERSAR, 2010).

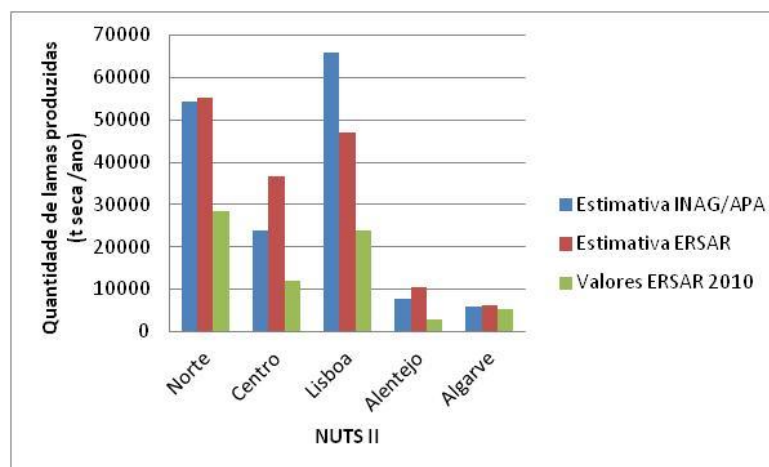


Figura 5.1- Resultado das estimativas de produção de lamas (t seca/ano).

Verifica-se que as estimativas apresentam valores superiores aos dados disponibilizados pela ERSAR. A estimativa que majora mais os resultados é a baseada nos valores da APA/INAG, com o valor de produção anual total de lamas de 157 825 toneladas (peso seco) que corresponde a 789 124 toneladas em peso húmido (considerado 20% de teor de sólidos). A estimativa baseada nos valores da população equivalente (ERSAR, 2010) apresenta um valor ligeiramente inferior de 155 579 toneladas em peso seco, que corresponde a 777 892 toneladas em peso húmido.

Ao comparar-se estes valores com os apresentados pela CEAR em vários seminários (Béraud *et al.*, 2011; Béraud e Duarte, 2010), organizados pela APDA, verifica-se que são estimativas sobrevalorizadas, dado que a gama estimada é entre 400 a 500 000 toneladas por ano. O grupo AdP representa cerca de 80% da população servida (AdP, 2012). Este revela uma produção de lamas de 328 692 toneladas em 2012, o que corresponderia a cerca de 410 865 toneladas de lamas produzidas, aproximando-se mais do total de 393 030 toneladas apresentado pela ERSAR (ERSAR, 2010).

Assim os dados reais da ERSAR de 2010 apresentam-se mais verosímeis do que as estatísticas apresentadas. Foi elaborada uma representação visual no *software* ArcGis® da produção de lamas de ETAR em Portugal Continental por NUTS III, estando representada na Figura 5.2, de modo a identificar as discrepâncias regionais. Verifica-se que as regiões com maior produção de lamas localizam-se no litoral do país, destacando-se as regiões do Ave, Grande Lisboa e Grande Porto.

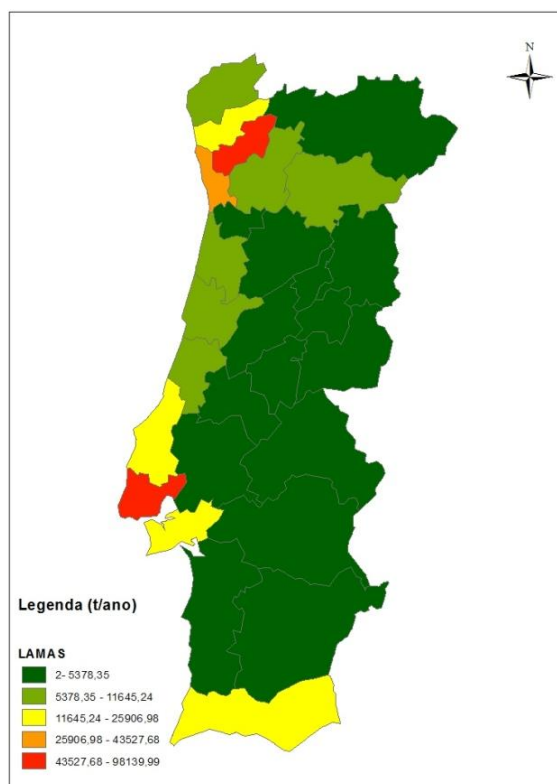


Figura 5.2- Distribuição espacial do quantitativo de lamas (t/ano) em Portugal Continental.

Ainda assim, é efetuada uma comparação com os dados disponibilizados pelas diversas entidades gestoras pertencentes ao grupo Águas de Portugal nos seus relatórios de sustentabilidade e de contas, sendo consultadas as versões mais recentes. A comparação está representada na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Valores de produção de lamas disponibilizados pela ERSAR e pelo grupo AdP.

Produção lamas (t/ano peso húmido)				
	ERSAR (2010)	AdP	Diferença (valor absoluto)	Fonte AdP
Águas do Centro	6 422	Não disponível	-	Não disponível
Águas do Noroeste	65 309	21 486	43 823	(Águas do Noroeste, 2011)
Simlis	11 015	7 979	3 036	(Simlis, 2012)
Simtejo	79 683	87 596	7 913	(Simtejo, 2012)
Simarsul	13 653	9 279	4 374	(Simarsul, 2011)
Águas do Norte Alentejano	4 803	Não disponível	-	Não disponível
Águas do Oeste	15 484	21 400	5 916	(Águas do Oeste, 2012)
Águas do Zêzere e do Côa	3 556	2 406	1 150	(Águas do Zêzere e Côa, 2011)
Águas do Centro Alentejo	4 695	Não disponível	-	Não disponível
Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro	12 271	14 894	2 623	(Águas de Trás os Montes e Alto Douro, 2012)
Sanest	13 797	13 797	0	(Sanest, 2011)
Simria	14 274	14 997	723	(Simria, 2012)
Simdouro	17 669	15 983	1 686	(Simdouro, 2012)
Águas do Algarve	25 749	12 808	12 941	(Águas do Algarve, 2008)
Águas Públicas do Alentejo	362	435,14	73,14	(Águas Públicas do Alentejo, 2011)
Águas do Mondego	5 927	Não disponível	-	Não disponível
Águas da Região de Aveiro	5 182	Não disponível	-	
Total	299 851	223 060		
Variação média			7 660	
Variação média s/ Águas do Noroeste + Águas do Algarve			3 055	

Verifica-se que os valores são similares, sendo que diferem mais no caso da Águas do Algarve e da Águas do Noroeste, em que a diferença neste último é superior. Tal pode conduzir a dois cenários: ou os dados da ERSAR (ERSAR, 2010) referentes a este sistema estão sobrevalorizados ou os dados da Águas do Noroeste estão subvalorizados. Porém, veja-se o seguinte: o total de lamas contabilizado apresentado na Tabela 5.3 para os sistemas do grupo AdP é de 223 060 toneladas por ano. Adicionando os dados da ERSAR (ERSAR, 2010) das Águas do Centro, Águas do Norte Alentejano, Águas do Centro Alentejo, Águas do Mondego, Águas da Região de Aveiro, (admitindo que correspondem aos dados de produção de lamas, que não foram disponibilizados pelas entidades gestoras nos respetivos relatórios), contabiliza-se um total de 250 089 toneladas. A produção de lamas total apresentada pelo Grupo AdP no seu último relatório de sustentabilidade é de 328 692 toneladas (AdP, 2012). Assim, existe um défice entre o que foi apresentado pelos vários sistemas e pelo grupo AdP de -78 603

toneladas. Relativamente ao caso da Águas do Algarve, a informação dada pela entidade é de 2008, podendo já estar desatualizada. Logo considera-se que não ocorreu sobrevalorização por parte da ERSAR. A variação média da diferença entre os valores, caso se retire a Águas do Noroeste e Águas do Algarve, é de 3 055 toneladas.

Deste modo, considerou-se que os dados disponibilizados pela ERSAR eram os mais adequados, pois são concordantes com outras fontes de informação. Apesar desta informação ter já três anos, o total de lamas apresentado está concordante com o mencionado no RASARP 2012 (ERSAR, 2012) de 390 936 toneladas. Para além disso, a informação está desagregada por ETAR, o que permite aferir as discrepâncias ao nível regional.

C2) Quantidade de CDR produzido (t/ano)

Este critério foi considerado dado que a combustão de CDR estava incluída na solução inicial apresentada pelo PERSU II (MAOTDR, 2007). Porém, é considerado combustível secundário.

Na Estratégia para os Combustíveis Derivados de Resíduos aprovada pelo Despacho n.º 21295/2009 foram identificados potenciais de produção de CDR mínimos e máximos (kt/ano) para a região Norte, Centro, Lisboa e Vale do Tejo, Alentejo e Algarve (NUTS II 1989). Dado que a produção de CDR está intimamente relacionada com a população, determinou-se a capitação para cada região NUTS II, de modo a poder determinar o potencial de produção para cada região NUTS III. Para além disso, aferiu-se as instalações produtoras deste combustível previstas no PERSU II (MAOTDR, 2007) e no respetivo Relatório de Acompanhamento 2010 (ERSAR e APA, 2012), de modo a identificar as regiões NUTS II e III que seriam servidas, como está representado na Tabela 5.4

Tabela 5.4 - Produção de CDR mínima estimada, capitação de CDR determinada e instalações previstas para cada região NUTS II 1989.

Região NUTS II 1989	Produção CDR mínima (kt/ano)	Capitação CDR (kg /hab.ano)	Instalações Previstas TMB
Norte	187	50,71	1. Braval- Valorminho-Resulima 2. Resinorte 3. Resíduos Nordeste 4. Ambisousa 5. Suldouro
Centro	248	142	6. Ersuc 7. Ersuc 8. Ecobeirão
Lisboa e Vale do Tejo	389	106	9. Valorlis + Resioeste (Valorsul) 10. TratoLixo 11. Amarsul
Alentejo	62	82	12. Valnor 13. Ambilital
Algarve	64	143	14. Algar

Tendo conhecimento da área de influência de cada uma das instalações UTMB previstas, aferiu-se que as seguintes regiões NUTS III não iriam ser servidas: Grande Porto, Serra da Estrela, Beira Interior Norte, Cova da Beira, Médio Tejo, Baixo Alentejo e Lezíria do Tejo.

Assim, a produção de CDR é considerada inexistente para estas regiões. É de notar que esta estimativa de produção só se refere a CDR proveniente de resíduos urbanos e não industriais.

C8) Contagem dos pontos de ligação previstos com capacidade para receção de energia

Para aferir os dados base deste critério foi consultado o seguinte documento disponibilizado pela REN: “Caracterização da Rede Nacional de Transporte para efeitos de acesso à rede em 31 de Dezembro de 2011”, nomeadamente o anexo N, denominado por “Estimativa da capacidade disponível para a receção de nova geração na RNT - Valores Indicativos para os períodos 2012-2014 e 2015-2016” (REN, 2011). Estes valores vão para além da potência atribuída pela DGEG (Direção Geral de Energia e Geologia) até o final de 2011. Foram identificados os locais com capacidade disponível, sendo contabilizados ao nível das NUTS III.

C12) Nº de instalações competidoras na região

Por instalações competidoras denominam-se as instalações que competem pela matéria-prima, nomeadamente por CDR e por lamas de ETAR, podendo também competir ao nível de acesso a infraestruturas como pontos de ligação de energia. Estas instalações estão designadas na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 - Instalações competidoras.

Tipo de instalações	Empresa Gestora	Localização
Incineradoras de RU	Valorsul e Lipor	Lisboa (Valorsul) Porto (Lipor)
Cimenteiras	Cimpor	Souselas Alhandra Loulé
	Secil	Alcobaça Maceira-Liz Outão
Centrais de Biomassa	Em concurso (15)	Viana do Castelo Braga Bragança (3) Vila Real Guarda Viseu (2) Castelo Branco (3) Santarém Portalegre Faro
	EDP- Altri	Mortágua Ródão Constância
	Portucel-Soporcel	Cacia Setúbal

Relativamente aos CDR destacam-se as cimenteiras, as centrais de biomassa, as incineradoras de RU (Dias *et al.*, 2006). Ao nível das lamas de ETAR, os tipos de instalações competidoras em causa são idênticas às de CDR. As cimenteiras em Portugal têm tido interesse em aceitar lamas de ETAR desde que obedeçam a especificações impostas (Béraud e Rodrigues, 2010). Relativamente às centrais de biomassa, foi lançado em Fevereiro de 2006 o concurso a 15 centrais de biomassa no âmbito da Resolução do Conselho de Ministros n.º 29/2010 de 10 de Setembro, que estabelece a Estratégia Nacional para a Energia 2020, e a

Resolução do Conselho de Ministros n.º114/2006 de 15 de Setembro, que estabelece Estratégia Nacional para as Florestas. A implementação destas centrais tem sofrido alguns atrasos (Machado, 2012), sendo aprovado posteriormente o Decreto-Lei nº5/2011 de 10 de Janeiro de 2011, que refere que devem diversificar as fontes de biomassa, e contemplar também a oriunda de resíduos. Também está prevista a incineração conjunta de resíduos e lamas de ETAR na bibliografia (Werther e Ogada, 1999).

5.1.3. Ponderação dos Critérios

A ponderação dos critérios foi realizada através do assistente de atribuição de pesos do programa Visual PROMETHEE ®. Este tem por base o método *ranking*, pois é atribuído um peso superior quanto maior for a sua importância tendo a soma de pesos de ser igual a 100. Foi estabelecida de forma hierárquica, pois foram estabelecidos pesos aos clusters, e posteriormente foram atribuídos pesos relativos aos critérios de cada cluster, como representado na Figura 5.3.

Cluster/Critério	Importância (Estrelas)	Pontuação	Peso
none	0	0,00	0%
Económico	5	78,26	78%
Económico	5	78,26	78%
Ambiente	2	11,85	12%
Ambiente	2	11,85	12%
Social	3	9,89	10%
Social	3	9,89	10%
Superfície de Uso	1	3,30	3%
Índice de	1	3,30	3%
Densidade Populacional	1	3,30	3%

Figura 5.3- Layout do assistente de atribuição de pesos do Visual Promethee ®.

Para facilitar este processo, atribuiu-se primeiro uma pontuação de 1 a 6 aos critérios do *cluster* Viabilidade Técnico-Económica, sendo que nos restantes clusters considerou-se que os critérios tinham importância igual. Entre *clusters* considerou-se que a viabilidade técnico-económica teria importância superior aos restantes. Primeiro, porque pretende-se salvaguardar a rentabilidade económica da solução. Segundo, a nível nacional é difícil identificar impactes ambientais, pois estes são característicos de determinada região, tanto que os critérios escolhidos neste domínio apenas indicam uma maior probabilidade de encontrar áreas ambientalmente sensíveis. A atribuição de pontos e de pesos está referida na Tabela 5.6

Tabela 5.6 - Atribuição de pontos e pesos pelos critérios.

Clusters	Critérios (Código)	Importância relativa dos critérios no Cluster (1 a 6)	Pesos (%)
Viabilidade Técnico – Económica	C1	6	12,69
	C2	5	10,58
	C3	3	6,35
	C4	4	8,46
	C5	1	2,12
	C6	4	8,46
	C7	4	8,46
	C8	3	6,35
	C9	1	2,12
	C10	1	2,12
	C11	2	4,23
	C12	3	6,35
Ambiente	C13	=	3,95
	C14	=	3,95
	C15	=	3,95
Componente Social	C16	=	3,30
	C17	=	3,30
	C18	=	3,30

5.1.4. Função Preferência

Antes de ser atribuída uma função preferência o programa faz um resumo estatístico de todos os critérios, determinando o tipo de escala, o valor máximo e mínimo, a média, o desvio padrão e se o critério deve ser minimizado ou maximizado, como se pode verificar na Figura 5.4. Para além disso, faz uma análise a nível das comparações par-a-par em que analisa o valor máximo e mínimo, a média, o desvio padrão das diferenças entre as alternativas e a diversidade das avaliações, ou seja, se existem alternativas iguais.

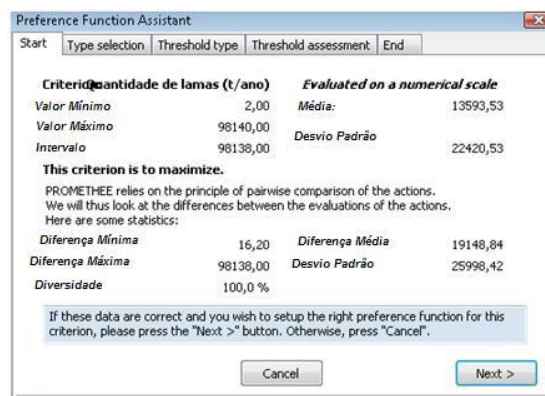


Figura 5.4-Layout do assistente de escolha de função de preferência: Resumo estatístico para critério Quantidade de lamas (t/ano).

Após esta análise, a função de preferência é atribuída através de um assistente. É efetuada uma primeira pergunta: “Considera negligenciável esta diferença?”. Consoante a resposta, o assistente sugere a função adequada. A diferença apresentada é resultado da análise estatística, como representado na Figura 5.5.

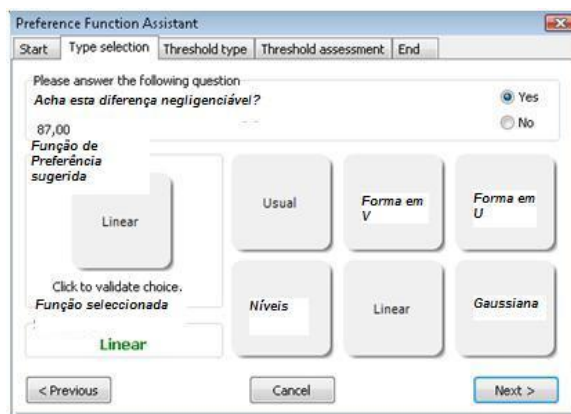


Figura 5.5- Layout do assistente de escolha de função de preferência – Sugestão do tipo de função.

De seguida é perguntado o tipo de limiar que pretende utilizar: se este deve ser percentual ou absoluto. Tal depende da resposta que der à pergunta “Qual destes casos acha a diferença mais importante”, como está representado na Figura 5.6

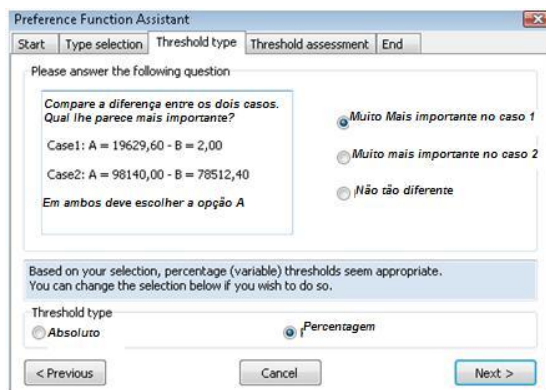


Figura 5.6- Layout do assistente de escolha de função de preferência – Sugestão do tipo de limiar.

Neste caso foi escolhido o percentual devido ao facto de quando os valores de lamas são reduzidos é muito mais importante escolher uma opção superior devido à capacidade mínima técnica das instalações.

No caso dos limiares serem absolutos, são sugeridos valores consoante a análise dos dados, como representado na Figura 5.7. Como se pode verificar na Tabela 5.7, a função mais comum é a linear, dado que é a mais adequada para a maioria dos critérios quantitativos (Brans and Mareschal, 1990). Porém, existe duas exceções, nos critérios C8 e C12, que se referem ao número de pontos de ligação à RNT e o número de instalações competidoras. Tal deve-se ao fato do intervalo de valores ser muito reduzido, (0 a 3 e 0 a 4 respetivamente) não sendo a função linear a mais adequada, mas sim a em forma em V, que não considera nenhuma diferença negligenciável.

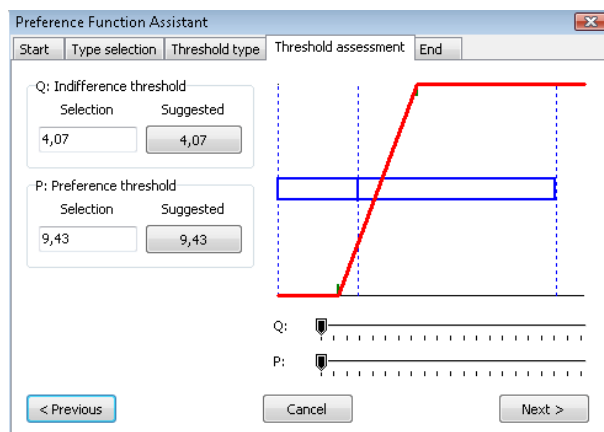


Figura 5.7- Layout do assistente de escolha de função de preferência – Sugestão dos limiares.

Tabela 5.7 - Função e limiares de preferência.

Clusters	Critérios	Preferência Minimizar ou Maximizar	Função de Preferência	Tipo de limiar	Unidade	Limiares de preferência	
						p	q
Viabilidade Técnico - Económica	C1	Max	Linear	Percentagem	t/ano	0,25	0,03
	C2	Max	Linear	Percentagem	t/ano	0,25	0,03
	C3	Max	Linear	Absoluto	%	18,43	7,67
	C4	Min	Linear	Absoluto	€/m ²	301,13	130,83
	C5	Max	Linear	Absoluto	%	7,37	3,48
	C6	Max	Linear	Percentagem	€	0,25	0,03
	C7	Min	Linear	Percentagem	€	0,25	0,03
	C8	Max	Forma em V	Absoluto	Nº	1,99	
	C9	Max	Linear	Absoluto	%	28,33	12,32
	C10	Max	Linear	Absoluto	Nº	9,43	4,07
	C11	Max	Linear	Absoluto	km/km ²	1,60	0,72
	C12	Min	Forma em V	Absoluto	Nº	1,66	
Ambiente	C13	Min	Linear	Absoluto	%	18,60	9,44
	C14	Min	Linear	Absoluto	%	23,32	9,68
	C15	Min	Linear	Absoluto	%	17,43	8,31
Componente Social	C16	Max	Linear	Absoluto	ha	2973,27	1226,24
	C17	Min	Linear	Absoluto	-	6,35	3,07
	C18	Min	Linear	Percentagem	Nº/km ²	0,25	0,03

5.2. Modelo de Rentabilidade

Após avaliar a localização ótima da central, é necessário compreender os fatores que influenciam o funcionamento de uma unidade de valorização de lamas nessa mesma localização. Nesse sentido, a análise do balanço energético e de critérios económicos é relevante para avaliar a rentabilidade da solução (Houdková *et al.*, 2008; Stasta *et al.*, 2006). Para isso elaborou-se um modelo no Microsoft Excel®, cujo principal objetivo é estimar as principais saídas do processo, tanto a nível de energia e materiais como de receitas e custos, a partir da quantidade de matéria-prima disponível nessa localização. Consideraram-se dois cenários de funcionamento, um apenas com lamas, outro com lamas mais CDR. Este é flexível a vários esquemas de funcionamento, que possuirá os elementos representados na Figura 5.8.

O modelo possuirá interruptores, que serão células preenchidas com 0 ou 1, que irão afetar as células relativas a cada esquema

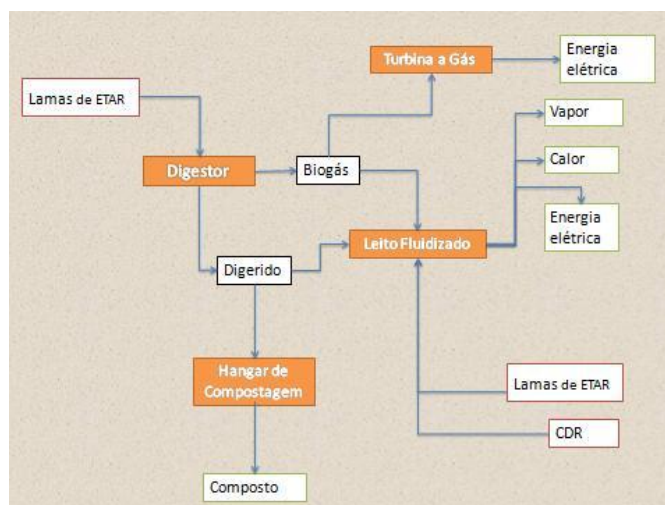


Figura 5.8- Possíveis esquemas de funcionamento de unidades de valorização.

Efetuuou-se também uma análise económica a cada esquema de funcionamento, sendo estimado o montante de investimento global e os custos e receitas ligados ao projeto. O período de referência considerado para a análise económica é de 11 anos (Comissão Europeia, 2003), sendo o investimento todo efetuado no ano 1. Em cada ano a central está em funcionamento cerca de 7500 horas. A taxa de atualização financeira é de 5%, tendo sido a recomendada pela Comissão Europeia para o financiamento de projetos no âmbito dos quadros comunitários de apoio (Comissão Europeia, 2003). Esta é a taxa à qual os valores futuros são descontados de forma a calcular o valor atual, e pretende refletir o custo de oportunidade do capital, isto é, a perda de rendimentos que outro projeto geraria.

Os critérios que permitem comparar os diversos esquemas de funcionamento são o Valor Atual Líquido (VAL), a Taxa Interna de Rendibilidade (TIR) e o rácio benefício-custo. O VAL mede o benefício adicional que o projeto de investimento oferece sobre o benefício normal medido pelo custo de oportunidade do capital, sendo o seu cálculo expresso pela equação (5.1).

$$VAL = \sum_{t=0}^n \frac{R_t - D_t}{(1+i)^t} - \sum_{t=0}^n \frac{I_t}{(1+i)^t} \quad (5.1)$$

Em que:

I – Investimento no ano t; R – Receitas brutas de exploração no ano t; D – Despesas brutas de exploração no ano t; i – taxa de atualização, n – tempo de vida útil do projeto.

Em termos algébricos corresponde ao somatório dos *cash-flows* líquidos atualizados ou dos fluxos líquidos de tesouraria anuais. Entre dois projetos alternativos, deve-se selecionar aquele que possui um VAL superior. O projeto para ser rentável deve ter um VAL superior a zero.

A TIR é a taxa de atualização para a qual o VAL de um projeto é nulo, sendo que o seu significado em termos algébricos é expresso pela equação (5.2).

$$\sum_{t=0}^n \frac{R_t - D_t}{(1+TIR)^t} - \sum_{t=0}^n \frac{I_t}{(1+TIR)^t} = 0 \quad (5.2)$$

A TIR não deve ser inferior à taxa de atualização. Entre dois projetos deve-se escolher o que possui uma TIR superior.

O rácio benefício-custo permite determinar o número de unidades de receitas líquidas geradas pelo projeto por cada unidade de capital investido, à taxa de custo de oportunidade do capital.

$$\frac{B}{C} = \sum_{t=0}^n \frac{R_t - D_t}{(1+i)^t} / \sum_{t=0}^n \frac{I_t}{(1+i)^t} \quad (5.3)$$

O rácio benefício-custo não deve ser inferior a 1. Face a projetos alternativos, opta-se por aquele que apresenta um rácio superior.

Assim pode-se concluir que para uma dada taxa de atualização, um rácio benefício-custo superior a 1 corresponde necessariamente a um VAL superior a 0 e a uma TIR superior ao custo de oportunidade de capital.

Considera-se que o valor residual líquido (valor potencial de revenda) após 10 anos de vida da instalação é de 50 % do custo inicial de investimento (Comissão Europeia, 2003).

De seguida apresentam-se os diversos esquemas de funcionamento.

5.2.1. Esquemas de Funcionamento

Incineração: Central Termoelétrica ou Cogeração

A tecnologia escolhida para a incineração de lamas é a caldeira de leito fluidizado borbulhante. A central de valorização pode funcionar em cogeração, produzindo energia na forma de vapor e eletricidade, ou em esquema de central termoelétrica, produzindo apenas eletricidade.

Ciclo Combinado Cogeração: Digestão + Incineração

Verifica-se uma tendência no mercado energético de uma maior aposta nas centrais de valorização de ciclo combinado (Khatib, 2012) que incorporam uma turbina de vapor e outra de gás. Estas centrais podem ser aplicadas para produção de energia elétrica dedicada ou para cogeração. Assim, a digestão acoplada à incineração permite aplicar este esquema de funcionamento devido à produção de biogás, aumentando a eficiência global do processo. Este esquema é principalmente útil em cogeração, pois o vapor pode ser aproveitado para aquecimento dos digestores, para além de secagem das lamas, sendo o considerado na análise.

Alternativa 0: Digestão+ Compostagem

Na análise de um projeto de tratamento de resíduos, deve-se considerar soluções alternativas à opção que se está a estudar. Neste caso considerou-se a digestão anaeróbia seguida de compostagem. A valorização do biogás pode ser efetuada através da sua queima numa câmara de combustão de uma turbina a gás.

5.2.2. Pressupostos

Para avaliar o processo de incineração, é necessário determinar o poder calorífico da matéria-prima. O poder calorífico superior (PCS) é a energia calorífica total que se liberta da combustão de uma unidade de massa, em condições normais. Inclui o calor de condensação extraído do vapor de água que se gera na combustão. O poder calorífico inferior (PCI) é a energia calorífica útil libertada na combustão, excluindo o calor de condensação da água que usualmente se perde pela chaminé. Dada o elevado teor de humidade das lamas e da sua influência no poder calorífico inferior (PCI), aferiu-se primeiro na literatura o poder calorífico superior (PCS) das lamas secas, estando representado na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Poder calorífico de lamas digeridas, primárias + secundárias (mistura) e estabilizadas quimicamente, por fonte bibliográfica.

	Lamas Digeridas	Lamas Primárias + Secundárias (mistura)	Lamas estabilizadas quimicamente	Fonte
PCS (KJ/kg peso seco)	12 779,5	23 254,5	16 341	(Niessen, 2002)
	12 800	23 300	16 300	(Corbit, 1989)
	12 793	19 500	-	(WEF, 1990)
Poder Calorífico (não especificam se superior ou inferior) (KJ/kg peso seco)	10 500	-	17 500	(Werther e Ogada, 1999)
	11 000	-	17 000	(Werle e Wilk, 2010)
	12 000	-	15 000	(Houdková <i>et al.</i> , 2008)
	12 000	23 000	-	(Metcalf and Eddy, 2004)
	12 000	23 260	16 282	(Qazim, 1999)
Valor PCS escolhido (kJ/kg)	12 800	23 000	16 428	

A análise elementar da lama também é importante para aferir o seu poder calorífico. Esta depende do tipo de lama, da água residual que lhe deu origem e do tipo de tratamento. Na Tabela 5.9 está o intervalo de valores para cada elemento (Caneghem *et al.*, 2012). Considerou-se que as lamas digeridas possuíam 5% de hidrogénio e que as lamas mistura e estabilizadas possuíam 6,1% (Stasta *et al.*, 2006).

Para calcular o PCI podem-se utilizar diversas fórmulas (Pires e Martinho, 2006). Porém, utilizou-se a equação (5.1) (de acordo com Franjo *et al.*, 1992 citado por Pires e Martinho, 2006).

$$PCI = PCS \text{ seco } (1 - H_2O) - 2440 * (H_2O + 9H) \quad (5.4)$$

Sendo que a humidade (H_2O) e o hidrogénio (H) estão em percentagem e o calor latente de vaporização em (kJ/kg).

Esta fórmula apresentou valores semelhantes à fórmula proposta por Faaij e pela norma do Comité Europeu de Standardização de Bruxelas prCEN/TS 15400 (2005) (Pires e Martinho, 2006). Deste modo foi calculado o PCI para vários teores de humidade, como representado na Figura 5.9.

Tabela 5.9 - Análise elementar de lamas de ETAR (%) (adaptado de Caneghem *et al.*, 2012).

Elementos químicos	(% peso seco)
C (carbono)	30-35
H (hidrogénio)	1-20
O (oxigénio)	10-25
N (azoto)	1-4
S (enxofre)	0,2-1,5

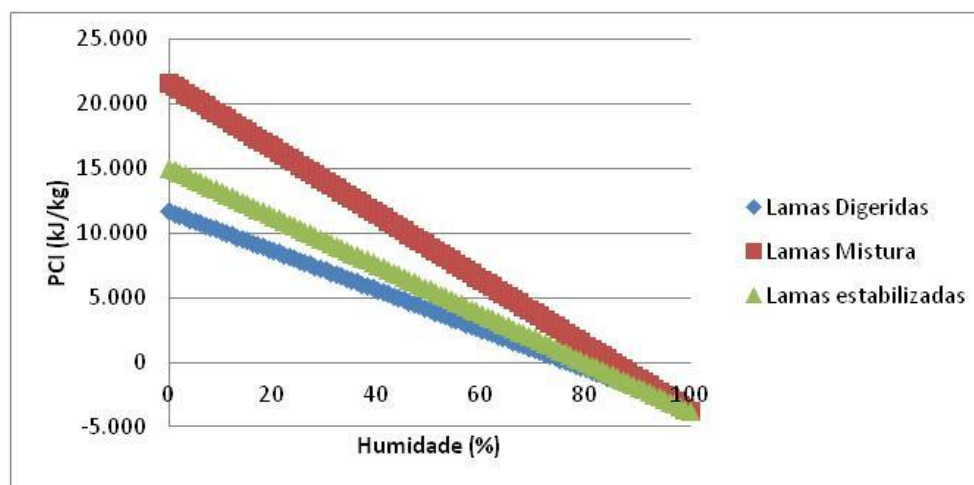


Figura 5.9 - PCI de Lamas de ETAR segundo fórmula de Franjo *et al.*, 1992.

Pela observação da Tabela 5.8 e da Figura 5.9 verifica-se que as lamas que possuem maior poder calorífico são as lamas mistura (primárias e secundárias), seguidas das estabilizadas quimicamente e das digeridas. Ao sofrerem estabilização, o conteúdo em matéria orgânica é convertido em matéria mineral, diminuindo o seu potencial de putrefação, mas também a matéria orgânica disponível para ser degradada termoquimicamente.

Dada a menor variabilidade da humidade nos CDR, considera-se apenas o PCI mencionado na literatura, que é de 15 000 kJ/kg (Dias *et al.*, 2006).

De modo a avaliar a eficiência global da central de incineração, consideraram-se as seguintes eficiências parcelares, que estão representadas na Tabela 5.10:

- Eficiência da caldeira - Quantidade de energia absorvida pelo fluido de trabalho (água/vapor) dividido pela quantidade de energia contida no combustível (Koornneef *et al.*, 2007); A eficiência da caldeira pode aumentar com a escala da central;
- Eficiência elétrica da turbina de vapor - é a eficiência da transformação da energia calorífica do vapor para energia mecânica da turbina; Também engloba a eficiência do gerador; Esta é inferior numa central de cogeração, pois há extração de vapor na turbina, não expandindo na sua totalidade (ICF International, 2008a);
- Vapor de processo - Eficiência da extração de vapor às condições pretendidas de pressão e temperatura.

No caso de Ciclo Combinado considera-se ainda:

- Eficiência elétrica da turbina de gás - é a eficiência da transformação da energia calorífica do biogás para energia mecânica da turbina; Também engloba a eficiência do gerador;
- Eficiência do recuperador de calor - No caso do ciclo combinado, a combustão do biogás vai gerar gases cuja temperatura leva ao aquecimento do vapor no sistema de recuperação.

Tabela 5.10- Eficiências parcelares nos diversos equipamentos da unidade de valorização.

Equipamentos	Eficiência (%)
Caldeira	80 (Koornneef <i>et al.</i> , 2007)
Turbina a gás	
Elétrica (digestão)	35 (<i>ICF International</i> , 2008b)
Elétrica (ciclo combinado)	25 (<i>ICF International</i> , 2008b)
Vapor (recuperador de calor/ciclo combinado)	44,9 (<i>ICF International</i> , 2008b)
Turbina a vapor	
Elétrica (central termoelétrica)	30 (Caneghem <i>et al.</i> , 2012; <i>ICF International</i> , 2008a; Cabeças e Levy, 2006; Pehnt, 2006)
Elétrica (cogeração)	10 (<i>ICF International</i> , 2008a)
Vapor de processo (cogeração)	70 (Caneghem <i>et al.</i> , 2012 ; <i>ICF International</i> , 2008a ;)
Consumo energéticos	13 (calculada a partir da energia elétrica produzida) (Caneghem <i>et al.</i> , 2012)

Relativamente à produção de cinzas teve-se em consideração a fração de material inerte das lamas que varia com o facto de estas serem digeridas ou não. Assim, considerou-se que 50% das lamas digeridas em peso seco é convertido para cinzas, sendo esta percentagem inferior para lamas não digeridas, cerca de 35% (Metcalf and Eddy, 2004).

Quanto à estimativa de receitas, a venda de eletricidade por unidades de valorização está abrangida pelo estatuto de produção em regime especial (PRE). Este estatuto abarca todas as atividades licenciadas ao abrigo de regimes jurídicos especiais, no âmbito da adoção de políticas destinadas a incentivar a produção de eletricidade, nomeadamente através da utilização de recursos endógenos renováveis, ou de tecnologias de produção combinada de calor e eletricidade (ERSE, 2009) A evolução dos preços é monitorizada pela Entidade Reguladora de Serviços Energéticos (ERSE), estando a informação de 2012 representada na Tabela 5.11. Como a combustão de lamas de ETAR não é mencionada neste regime, considerou-se que o preço de venda para a produção de energia elétrica seria uma média entre o regime da biomassa e do RU. Dado que os valores entre a cogeração variam considerou-se a média entre eles.

Tabela 5.11- Preços de venda de energia à rede de 2012 para Produtores em Regime Especial (ERSE, 2012).

	Cogeração Renovável	Outra cogeração	Biomassa	RU	Biogás
Preço de venda (€/MWh/ano)	101,2	132,7	114,4	85	111,4

Para calcular a receita proveniente da venda de vapor, considerou-se o investimento necessário numa caldeira e em combustível para produzir uma unidade de vapor com as

seguintes características padrão: 31 bar e 110°C (AMO, 2012). Foi determinado o valor de 20,8 €/MWh.

Considera-se que a central possuirá receitas provenientes de uma taxa devido ao serviço de valorização que está a prestar. Foi estipulado o valor de 25 € por tonelada (Comissão Europeia, 2003). Os parâmetros para o cálculo das receitas estão estipulados na Tabela 5.12.

Tabela 5.12- Parâmetros para cálculo de potenciais receitas.

Receitas	
Preço eletricidade cogeração (€/MWh)	116,95
Preço eletricidade (lamas) (€/MWh)	99,7
Preço eletricidade biogás (€/MWh)	111,4
Vapor (€/MWh)	20,8
Receitas de serviços (€/t tratada ano)	25

Considera-se que para ser economicamente viável ($VAL > 0$; $TIR > 5\%$; $B/C > 1$), o projeto pode receber financiamento externo (nomeadamente subsídios europeus), sendo estabelecido um valor monetário por tonelada.

A fim de avaliar a contribuição da CVE para o balanço nacional de emissões de GEE, contabilizou-se a quantidade de emissões de CO₂ evitadas em centrais de combustíveis fósseis. Considera-se assim o fator de emissão do gás natural de 53,02 kg/mmBtu (EPA, 2011) e o fator de emissão do CDR de 38,54 kg/GJ (Despacho n.º 21295/2009).

Relativamente aos custos, analisaram-se os custos de investimento e os de operação e manutenção. Os custos de investimento pretendem refletir os custos associados às seguintes fases: engenharia, construção e aquisição (Koornneef *et al.*, 2007). Para uma análise preliminar considerou-se um custo de investimento específico por unidade de potência instalada, visto que este valor não varia ao longo do período de funcionamento da central. O fator de escala é aplicado apenas para o cenário lamas mais CDR. Os custos de operação e manutenção referem-se à componente de mão-de-obra, energia, resíduos. Estes serão estimados através de um custo específico por tonelada tratada. Estes custos estão representados na Tabela 5.13.

Tabela 5.13- Parâmetros para o cálculo de custos da central.

Custos	
Investimento (€/MWelec)	2 496 000 (Koornneef <i>et al.</i> , 2007)
Factor de escala (Lamas mais CDR)	0,7 (Koornneef <i>et al.</i> , 2007)
Operação e Manutenção (€/t)	50 (AMES e OEINERGE, 2012)

Digestão e Compostagem

No processo da digestão pretende-se calcular a quantidade de lama digerida e a produção de biogás. Para isso considerou-se uma taxa de produção de biogás de 0,75 m³ por quilograma de sólidos voláteis destruídos (Metcalf and Eddy, 2004). A percentagem de sólidos destruídos depende do tempo de retenção no digestor, que se considerou de 15 dias (Metcalf and Eddy, 2004). As lamas digeridas vão constituir os sólidos não destruídos mais a matéria inerte (sólidos não voláteis). Considera-se que as lamas digeridas possuem cerca de 50% de sólidos

não voláteis, enquanto as restantes lamas possuem 35%. O teor de sólidos das lamas digeridas é cerca de 2,75% (Metcalf and Eddy, 2004).

Para analisar os custos da digestão, considerou-se um custo unitário por digestor (que já inclui instalações acessórias), com uma determinada capacidade referido na bibliografia (Nielsen e Hjort-Gregersen, 2002). Para além disso, considerou-se o custo de investimento realizado na Central da Abrunheira da TratoLixo (TratoLixo, 2013). Estes estão representados na Tabela 5.14.

Tabela 5.14 - Custo de Investimento e de operação de digestor.

	(Nielsen e Hjort-Gregersen, 2002)	(TratoLixo, 2013)
Capacidade anual (m³/digestor)	109 500	66 667
Custo por digestor (€)	5 948 914	19 538 472
Custo operação/manutenção (€/m³)	7	-

Verifica-se que o custo de investimento referido na bibliografia é mais baixo, provavelmente por não considerar os equipamentos necessários para a recuperação de energia. Assim, considerou-se a média dos custos de investimento (12 743 693 €), e o custo de operação/manutenção de 10 €/t.

Secagem Térmica

A secagem pode ser feita no local da Unidade de Valorização ou em estações intermédias. O custo de secagem depende das tecnologias. Quanto maior for a taxa de evaporação (tonelada água evaporada/hora), maior é o seu custo. Porém, numa unidade de cogeração, o vapor produzido poderia ser utilizado para secar as lamas, diminuindo o seu custo. Todavia, as lamas são transportadas com elevados teores de humidade, necessitando de um maior número de viagens para obter a mesma quantidade de peso seco.

De modo a criar um critério que estabelecesse a maior necessidade de secagem centralizada ou intermédia, elaborou-se uma função que relaciona o custo de transporte com o custo de secagem e o teor de sólidos. Para isso calculou-se o número de voltas necessário para transportar 100 toneladas de lama em peso seco com diversos teores de humidade e o respetivo custo de transporte e de secagem térmica. Os critérios considerados estão representados na Tabela 5.15.

Tabela 5.15 - Critérios considerados para transporte e secagem.

Critérios	
Capacidade de camião (m³)	20 (José Sardinha, comunicação pessoal, Maio de 2013)
Custo unitário de transporte (€/ t transportada)	7 a 8 (José Sardinha, comunicação pessoal, Maio de 2013)
Custo unitário de secagem (inclui investimento e operação) (€/t seca)	62,4 (Chen <i>et al.</i> , 2002)
Peso específico lama (kg/m³)	1000

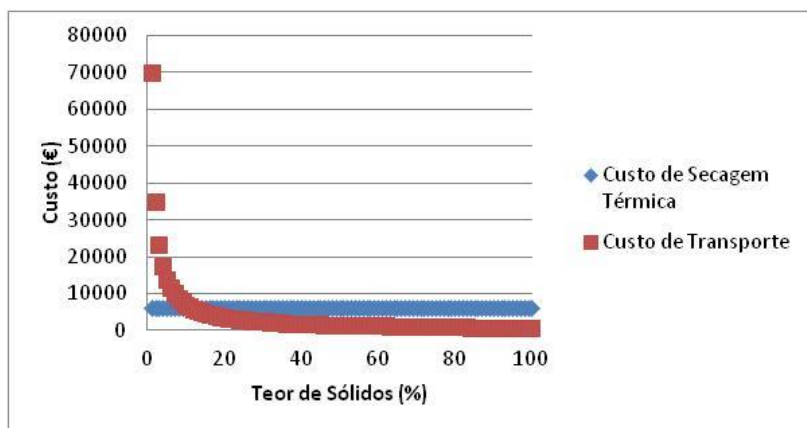


Figura 5.10 - Custo de transporte e de secagem.

Pela análise da Figura 5.10 verifica-se que, para um teor de sólidos inferior a 11%, é mais vantajoso a secagem intermédia. Porém, a maioria dos equipamentos de desidratação atinge teores de sólidos superiores a 11%. Assim, considera-se que a secagem é feita no local. Caso se opte pela cogeração, o valor de venda do vapor é retirado ao custo de secagem. Considera-se que a secagem é efetuada por sistemas indiretos, em que são atingidos teores de sólidos de 65%.

Como alternativa à incineração, as lamas digeridas podem ser convertidas em composto agrícola. Assim, considerou-se que 20% da matéria-prima é transformado em composto (Vaz, 2009; Bolzonella *et al.*, 2006).

Considera-se que as receitas provenientes do composto são cerca de 10€/t (Ana Silveira, comunicação pessoal, Maio de 2013) e que o custo de investimento para compostagem e afinação é de 120€ por tonelada seca produzida, sendo o custo de operação de 124€ (SEDE e ANDERSEN, 2002).

5.2.3.Capacidade Mínima Técnica

Antes de proceder à validação do modelo é necessário aferir qual é a capacidade mínima de uma central de incineração por leito fluidizado. Mas primeiro é necessário determinar o poder calorífico mínimo para que as lamas entrem em autocombustão, não necessitando assim de combustível auxiliar.

Sanger *et al.* (2001) afirmam que em lamas com teores de sólidos superiores a 35% (65% humidade) é possível a autocombustão. Werther e Ogada (1999) afirmam que lamas com teores de humidade com 70 a 80% não possuem poder calorífico suficiente para permitirem a autocombustão, necessitando de adição de combustível auxiliar. Porém, como verificado no ponto anterior, o poder calorífico varia significativamente caso se trate de lamas digeridas, estabilizadas quimicamente ou mistura. Assim, consultou-se o guia técnico 15 da ERSAR (Piedade e Aguiar, 2010) que afirma que para os resíduos sólidos urbanos terem a capacidade de autocombustão é necessário:

- Poder Calorífico Inferior (PCI) superior a cerca de 4600 kJ/kg (1097,85 kcal/kg);

- matéria combustível superior a 25% em peso;
- humidade inferior a 50% peso.

Assim, verificou-se com a aplicação da fórmula utilizada anteriormente para a determinação do PCI das lamas a que teor de humidade corresponderia um PCI de aproximadamente 4600 kJ/kg. Os resultados obtidos estão representados na Tabela 5.16.

Tabela 5.16- Teores de humidade de lamas com poder calorífico de 4600 kJ/kg.

	PCI (kJ/kg)	Humidade (%)
Lama digerida	4 692	46
Lama mistura	4 616	67
Lama estabilizada quimicamente	4 711	55

No caso das lamas mistura e estabilizadas, a humidade seria superior ao estipulado no terceiro critério, o que poderia comprometer a autocombustão. Assim, considerou-se um poder calorífico superior de 1500 kcal/kg (6285 kJ/kg). Os resultados estão referidos na Tabela 5.17.

Tabela 5.17 - Teores de humidade para lamas com poder calorífico de 6285 kJ/kg.

	PCI (kJ/kg)	Humidade (%)
Lama digerida	6 368	35
Lama mistura	6 396	60
Lama estabilizada quimicamente	6 409	46

Assim, verifica-se pela observação da Tabela 5.17 que apenas na lama mistura a humidade é superior a 50%, mas dado que o poder calorífico é superior ao indicado por Piedade e Aguiar e que o teor de humidade é inferior ao mencionado por Werther e Ogada, considera-se que este deve ser o PCI tido em consideração que permite a autocombustão.

É necessário analisar também a capacidade mínima das componentes da unidade valorização. Segundo Koornneef *et al.* (2007), a capacidade térmica mínima das caldeiras de leito fluidizado borbulhante é de 1 MWth, sendo também confirmado por Scala e Chirone (2004). Assim, calculou-se o caudal mássico necessário para alimentar esta caldeira, e a potência elétrica produzida, considerando uma eficiência de turbina de 20% (dada a pequena escala) e uma eficiência da caldeira de 80%. O caudal mássico obtido está representado na Tabela 5.18.

Tabela 5.18- Caudal mássico de lamas para capacidade térmica de 1 MW térmico.

Unidade	Caudal (Q)				PCI kJ/kg	Humidade %	Potência			
	t/ano P.s.	t/ano P.h.	t/dia	t/h			kJ/s	MWth	kW elec	
Lama Digerida	3 457	5 319	14,57	0,71	0,2	6 368	35	1 254	1	200
Lama Mistura	2 117	5 292	14,50	0,71	0,2	6 396	60	1 254	1	200
Lama Estabilizada	2 843	5 265	14,42	0,70	0,2	6 409	46	1 250	1	200
Média	2 805									

Porém, como mencionado anteriormente, o custo do sistema de recuperação de energia só compensa para centrais de média e maior dimensão (ICF International, 2008a). Assim considerou-se que a turbina no mínimo deveria ter uma potência elétrica instalada de 1 MW elétrico. O caudal mássico obtido está retratado na Tabela 5.19.

Tabela 5.19- Caudal mássico de lamas para capacidade elétrica de 1 MW elétrico.

Unidade	Caudal (Q)				PCI	H ₂ O	Potência			
	t/ano P.s.	t/ano P.h.	t/dia	t/h			kg/s	kJ/kg	%	kJ/s
Lama Digerida	17 234	26 514	72,64	3,54	0,98	6 368	35	6 253	5	1
Lama Mistura	10 552	26 379	72,27	3,52	0,98	6 396	60	6 249	5	1
Lama Estabilizada	14 216	26 325	72,12	3,51	0,98	6 409	46	6 249	5	1
Média	13 995									

Assim, considera-se o seguinte: caso o caudal mássico anual disponível seja inferior a 2 805 t/ano em peso seco, considera-se inviável a implementação de uma central. Caso seja superior a 2 805, mas inferior a 13 995, considera-se a sua viabilidade incerta. Caso seja superior a 13 995 considera-se viável a implementação de uma central. Esta informação é concordante com os caudais anuais de Roundhill (15 000 t P.s./ano) e Belfast (24 000 t P.s./ano)

5.2.4. Validação

Central Vera

De modo a validar o modelo, compararam-se os resultados com uma central de referência, a VERA.

A central de incineração VERA recebe as lamas da ETAR de Hamburgo. As lamas resultantes do tratamento primário e secundário são espessadas até 5% de teor de sólidos, sendo posteriormente encaminhadas para digestão anaeróbia, permanecendo um conteúdo de sólidos de 3,3% (Thierbach e Hanssen, 2002).

A lama digerida é desidratada em centrífugas até 22%, sendo posteriormente seca através de *rotary disc* até obter-se um teor de sólidos de 42%. As lamas secas são incineradas no leito fluidizado borbulhante. O gás digerido é utilizado num processo combinado de produção de vapor e eletricidade (Thierbach e Hanssen, 2002). Na Figura 5.11 é apresentado o balanço de massas do processo, em matéria seca.

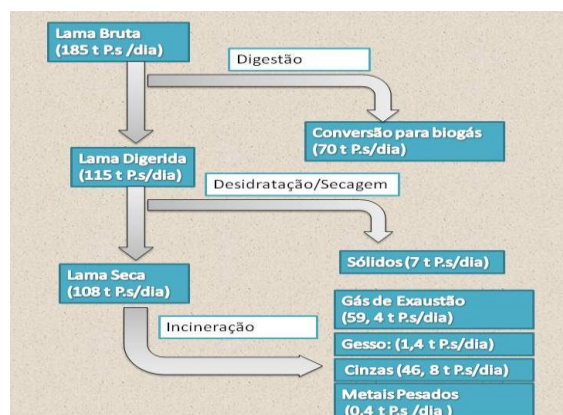


Figura 5.11- Balanço de Massa da ETAR de Hamburgo e da Central Vera (adaptado de Thierbach e Hanssen, 2002).

A partir das cargas diárias de lamas em peso seco, e do seu teor de sólidos, foi possível determinar as cargas de lama em peso húmido, como está representado na Tabela 5.20

Tabela 5.20 - Cargas de lama anuais e diária em peso seco e húmido.

Unidade	Lama bruta		Lama digerida		Lama desidratada		Lama seca	
	t/dia	t/ano	t/dia	t/ano	t/dia	t/ano	t/dia	t/ano
Peso seco	185	67 525	115	41 975	115	41 975	108	39 420
Peso húmido	3 700	1 350 500	3 485	1 271 970	523	190 796	257	93 857
Teor de sólidos (%)	5		3,3		22		42	

Assim, os valores de entrada do modelo vão ser a quantidade de lama bruta em toneladas por ano e o valor de teor de sólidos, isto é 1 350 500 t/ano e 5% de teor de sólidos respetivamente.

Para a validação é necessário comparar o *output* do modelo com o esquema de funcionamento da central, que corresponde ao ciclo combinado. Para isso foi necessário analisar também o fluxo de energia da central Vera, que está representado na Figura 5.12.

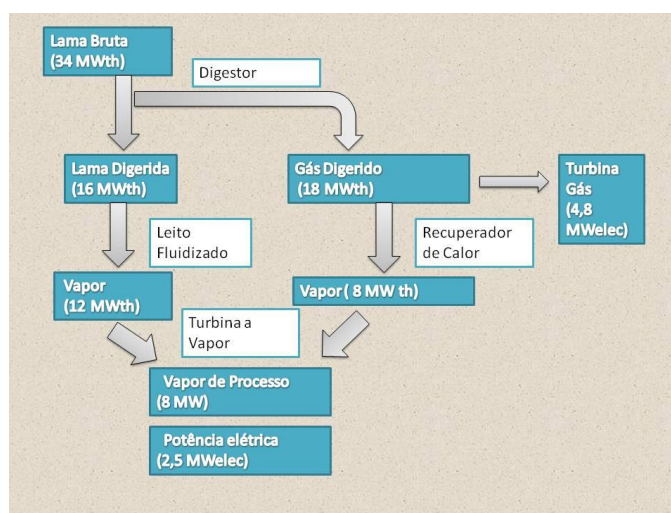


Figura 5.12- Fluxo de Energia da ETAR de Hamburgo e da Central VERA (adaptado de Thierbach e Hanssen, 2002).

De seguida apresenta-se na Tabela 5.21 o *output* do modelo e os dados da central e a sua comparação.

Tabela 5.21- Comparação dos resultados do modelo com os resultados da Central VERA.

	Modelo	Central VERA
Produção de biogás (m3/ano)	24 579 226	25 000 000
Lama digerida (t P.h. /ano)	1 561 664	1 271 970
Lama seca (t/ano)	102 252	93 857
PCI (kJ/kg)	2 863	4 200
Potência recuperador de calor (MW)	8,83	8,8
Potência térmica leito fluidizado (MW)	8,67	12
Vapor de processo (MW)	12,85	8
Potência elétrica turbina gás (MW)	4,92	4,8
Potência elétrica turbina vapor (MW)	1,84	2,5
Cinzas (t/ano)	21 473	17 082

Verificam-se as seguintes incongruências:

- na lama digerida, o valor obtido no modelo é superior , dado que o teor de sólidos considerado no modelo (2,75%) é inferior ao considerado na central (3,3%), resultando numa lama mais húmida;
- na lama seca, o valor obtido no modelo é superior ao verificado na central, dado que não se considera perda de sólidos na desidratação/secagem;
- o PCI obtido pelo modelo é inferior ao tido como referência pela central; tal reflete-se na potência térmica do leite fluidizado que é inferior ao verificado na central;
- o vapor de processo é superior ao verificado da central; tal deve-se ao facto de se considerar nos pressupostos no modelo uma eficiência de produção de vapor de 70%, enquanto na central se verifica uma eficiência de 38%;
- a energia elétrica produzida também é inferior, devido a uma discrepância de eficiências de 10 para 12%.

Assim, decidiu-se proceder às seguintes alterações:

- alterar a eficiência do vapor de processo de 70 para 55% (média).

CVE– Águas de Portugal

Estava previsto no PERSU II (MAOTDR, 2007) a construção de duas CVE em Portugal, com as seguintes características (Béraud e Rodrigues, 2010) que estão mencionadas na Tabela 5.22.

Tabela 5.22 - Características das CVE (Béraud e Rodrigues, 2010).

	CVE Sul termoelétrica	CVE Norte Cogeração
Potência térmica (MW)	140	140
Potência elétrica (MWelec)	44,3	28,4
Energia produzida (MWh)	332 250	213 000
Energia exportada (MWh/ano)	309 841	181 332
Quantidade lamas (t/ano)	160 420	160 420
CDR – RU (t/ano)	186 080	186 080
CDR- RSI (t/ano)	132 650	132 650
Produção de vapor		
Vapor 24 bar (t/ano)		473 040
Vapor 10 bar (t/ano)		197 100
Água quente 3 bar (t/ano)		236 520
Custo de Investimento (€)	395 680 000	395 680 000
Custo de operação e manutenção (€/ano)	11 614 424	11 614 424

De modo a poderem ser estabelecidas algumas comparações foram determinados os seguintes parâmetros na Tabela 5.23.

Tabela 5.23 - Eficiência elétrica e de consumo elétrico, e entalpia do vapor produzido na CVE Sul e Norte.

	CVE Sul termoelétrica	CVE Norte Cogeração
Eficiência elétrica (%)	32	20
Consumo (MWh/ano)	22 409	31 668
Eficiência consumo elétrico (%)	6,7	14,9
Produção de vapor		
Entalpia vapor 24 bar (kJ/kg)		2799
Entalpia vapor 10 bar (kJ/kg)		2774,9
Entalpia água quente (kJ/kg)		521,6
Potência (MW) (vapor + água quente)		73,86

Para efeitos de poder calorífico considerou-se que as lamas continham um teor de sólidos de 20% e que o CDR-RSI e CDR-RU possuíam o mesmo poder calorífico.

Apresenta-se o *output* energético do modelo para a CVE Norte e Sul na Tabela 5.24.

Tabela 5.24- Output do Modelo para CVE Norte e Sul.

	Modelo CVE Sul Termoelétrica	Modelo CVE Norte Cogeração
Potência Térmica (MW)	142,95	142,95
Vapor de processo (MW)	-	77,19
Potência elétrica (MW)	44	14,29
Energia elétrica produzida (MWh/ano)	332 347	107 209
Energia elétrica exportada (MWh/ano)	289 142	93 272
Consumo eletricidade (MWh/ano)	43 205	13 937
Custo de Investimento (€)	110 605 224	110 605 224
Custo de operação e manutenção (€/ano)	23 957 500	23 957 500

Verificam-se as seguintes incongruências:

- a potência elétrica obtida pelo modelo para a central de cogeração está abaixo do valor real, pois a eficiência real é de 20% enquanto no modelo é de 10%;
- o consumo de eletricidade na central termoelétrica está acima do real, pois a eficiência do consumo na realidade é de 6,7 %, enquanto se considerou a mesma eficiência para os dois esquemas de funcionamento de 13% da energia elétrica produzida;
- o custo de investimento estimado foi muito baixo relativamente ao indicado pelo grupo AdP, provavelmente por se tratar de uma instalação de valorização de resíduos;
- o custo de operação e manutenção foi sobrevalorizado, provavelmente pelo facto de o coeficiente estar adequado para instalações de menor dimensão;

Assim, realizaram-se as seguintes alterações:

- o valor da eficiência da turbina no caso de cogeração foi alterado para 15%;

- o valor da eficiência de consumo elétrico no caso da central termoelétrica foi alterado para 9,85 (média);
- para aferir o custo de investimento considera-se um custo por tonelada tratada de 826 € (adaptado de Béraud e Rodrigues, 2010);
- para determinar o custo de operação e manutenção, considera-se o custo de 32,26 € quando se trata de centrais maiores (que tratem lamas mais CDR) (adaptado de Béraud e Rodrigues, 2010).

Apesar de na legislação só estar especificado eficiências mínimas para a valorização de resíduos urbanos, decidiu-se aplicar a equação (5.2) para as centrais de valorização energética consideradas Decreto-lei n.º 73/2011.

$$\eta = \frac{Ep - (Ef + Ei)}{(0,97 * (Ew + Ef))} \quad (5.5)$$

Legenda:

Ep representa a energia anual produzida sobre a forma de calor ou eletricidade; É calculada multiplicando por 2,6 a energia sob a forma de eletricidade e por 1,1 o calor produzido para uso comercial (GJ/ano);

Ef representa a entrada anual de energia no sistema a partir de combustíveis que contribuem para a produção de vapor (GJ/ano);

Ew representa a energia anual contida nos resíduos tratados calculada utilizando o valor calorífico dos resíduos (GJ/ano);

Ei representa a energia anual importada com exclusão de Ew e Ef (GJ/ano);

0,97 é um fator que representa as perdas de energia nas cinzas de fundo e por radiação.

Consideraram-se os termos Ef, Ei nulos, pois não foi contemplada a utilização de combustível auxiliar. Com os resultados do modelo para as centrais de valorização, obtiveram-se valores de eficiência de 0,64 para a central termoelétrica e de 0,81 para a unidade de cogeração. Para ser considerada uma unidade de valorização, o valor de eficiência deve ser superior a 0,65, logo, procedeu-se à seguinte alteração:

- no esquema de funcionamento central termoelétrica, a eficiência da turbina elétrica foi alterada para 31%, possibilitando a eficiência de 0,65.

Dado que as eficiências parcelares não se alteram dentro do mesmo esquema de funcionamento, as eficiências globais, calculadas segundo a legislação, também não se vão alterar, independentemente da quantidade de matéria-prima a adicionar.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Análise Unicritério

O *software* Visual PROMETHEE ® analisou as avaliações de cada alternativa relativamente a cada critério, o que se designa por análise unicritério. Esta análise pretende apenas observar as alternativas que obtiveram maior e menor pontuação em cada critério, como está representado na Tabela 6.1.

Tabela 6.1- Identificação das alternativas com melhor avaliação em cada critério considerado.

Critérios (Código)	Alternativas com melhor avaliação	Alternativas com pior avaliação
C1	Grande Lisboa	Entre Douro e Vouga
C2	Grande Lisboa	Baixo Alentejo; Beira Interior Norte; Cova da Beira Grande Porto; Lezíria do Tejo; Médio Tejo; Serra da Estrela
C3	Entre Douro e Vouga	Algarve
C4	Serra da Estrela; Pinhal Interior Sul; Pinhal Interior Norte; Alentejo Litoral	Grande Lisboa
C5	Grande Lisboa	Pinhal Interior Sul
C6	Baixo Mondego	Douro
C7	Alto Trás-os-Montes	Beira Interior Sul
C8	Algarve	Alto Alentejo; Baixo Mondego; Oeste; Serra da Estrela
C9	Grande Lisboa	Entre Douro e Vouga
C10	Beira Interior Sul	Tâmega
C11	Grande Porto; Tâmega Entre Douro e Vouga	Baixo Alentejo
C12	Tâmega; Serra da Estrela; Pinhal Litoral; Entre Douro e Vouga; Ave; Baixo Alentejo; Alentejo Central; Alentejo Litoral	Alto Trás-os-Montes
C13	Pinhal Interior Sul; Entre Douro e Vouga; Dão-Lafões; Alentejo Central	Serra da Estrela
C14	Pinhal Interior Sul	Serra da Estrela
C15	Ave; Grande Porto Tâmega; Entre Douro e Vouga; Pinhal Litoral; Pinhal Interior Sul; Pinhal Interior Norte; Dão-Lafões; Serra da Estrela; Cova da Beira	Baixo Alentejo
C16	Península de Setúbal	Pinhal Interior Sul
C17	Tâmega	Grande Lisboa
C18	Baixo Alentejo	Grande Lisboa Grande Porto

Como se pode verificar na Tabela 6.1, a análise unicritério revela que para cada critério existem diversas alternativas que têm avaliação máxima e mínima. Para além disso, as alternativas com melhor avaliação variam consoante o tipo de critério em causa. Assim, é mais difícil neste tipo de análise extrair conclusões ou um *ranking* de regiões mais favoráveis.

Veja-se, por exemplo, o caso de Grande Lisboa, que é a melhor alternativa ao nível da disponibilidade das matérias-primas, mão-de-obra qualificada, e que possui uma maior percentagem de população servida por redes de drenagem de águas residuais. Todavia, tem a avaliação mínima para outros critérios como o valor do terreno, o índice de desenvolvimento regional, a densidade populacional. Deste modo, é fundamental estabelecer preferências entre

os critérios mais ou menos importantes, sendo que a análise multicritério resolve esse mesmo problema.

Todavia, esta análise permite verificar relações entre determinados critérios, nomeadamente a quantidade de lamas produzida e a população servida por sistemas de drenagem de águas residuais, sendo que a pior alternativa é coincidente, nomeadamente a região Entre Douro e Vouga.

6.2. Análise Multicritério

Na Figura 6.1 apresentam-se os resultados da análise multicritério pelo método de agregação parcial PROMETHEE II, através da utilização do *software* Visual Promethee ®.

PROMETHEE Flow Table				
	action	Phi	Phi+	Phi-
1	Ave	0,2898	0,4310	0,1412
2	Pinhal Litoral	0,2061	0,3493	0,1432
3	Tâmega	0,1793	0,3665	0,1872
4	Baixo Vouga	0,1654	0,3394	0,1740
5	Península de Setúbal	0,1381	0,3418	0,2037
6	Cávado	0,1086	0,3083	0,1996
7	Grande Lisboa	0,0998	0,4035	0,3037
8	Algarve	0,0767	0,3603	0,2835
9	Grande Porto	0,0675	0,3161	0,2486
10	Oeste	0,0570	0,2744	0,2173
11	Alentejo Central	0,0375	0,2109	0,1734
12	Alto Trás os Montes	0,0209	0,2998	0,2789
13	Minho-Lima	0,0160	0,2636	0,2476
14	Baixo Mondego	0,0032	0,2869	0,2837
15	Pinhal Interior Norte	-0,0173	0,1890	0,2063
16	Pinhal Interior Sul	-0,0327	0,2679	0,3007
17	Dão-Lafões	-0,0397	0,2310	0,2707
18	Alentejo Litoral	-0,0411	0,1944	0,2355
19	Entre Douro e Vouga	-0,0593	0,2560	0,3153
20	Douro	-0,0631	0,2118	0,2750
21	Cova da Beira	-0,0780	0,1890	0,2670
22	Baixo Alentejo	-0,0843	0,1531	0,2373
23	Médio Tejo	-0,0923	0,1783	0,2705
24	Alto Alentejo	-0,0923	0,1519	0,2443
25	Lezíria do Tejo	-0,1494	0,0994	0,2488
26	Beira Interior Sul	-0,2049	0,1528	0,3577
27	Serra da Estrela	-0,2325	0,1200	0,3526
28	Beira Interior Norte	-0,2791	0,0965	0,3756

Figura 6.1- Resultados da análise PROMETHEE II.

Como se pode verificar na Figura 6.1, a região NUTS III com melhor avaliação foi a região do AVE ($\phi=0,2898$), no Norte. Tal significa que, nas comparações emparelhadas, a região do Ave foi a alternativa que superou mais vezes as outras e nos critérios mais importantes, tendo sido superada o menor número de vezes. Isto é confirmado pelo facto do ϕ^+ ser o mais elevado da

Tabela 6.1 e ϕ ser o mais baixo, sendo que ϕ representa o somatório dos dois fluxos de informação. Este valor de ϕ está no intervalo de valores encontrado na bibliografia. Porém quando comparado com as alternativas com melhor avaliação, o valor ϕ determinado é mais baixo do que na maioria dos casos consultados (Turcksin *et al.*, 2011; Ghafghazi *et al.*, 2010; Rousis *et al.*, 2008; Vego *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2007). Tal significa que os valores da função de preferência não foram tão elevados.

Os valores dos critérios para a região do Ave estão apresentados na Tabela 6.2.

Tabela 6.2 - Valores dos critérios para a região do Ave.

Código Critério	Descrição sintética do critério	Valores
C1	Lamas de ETAR (t/ano)	73 645,8
C2	CDR (t/ano)	25 966
C3	Proporção VAB indústria (%)	46,9
C4	Avaliação bancária de alojamentos (€/m ²)	825
C5	População com ensino superior completo (%)	9,84
C6	Subsídios (€)	45 401
C7	Impostos (€)	11 964
C8	Pontos de ligação à RTN (Nº)	1
C9	População servida por sistemas de drenagem de águas residuais (%)	58
C10	Acessos Telefónicos (Nº)	18,77
C11	Densidade da Rodovia (km/km ²)	3,11
C12	Instalações competidoras (Nº)	0
C13	Proporção Áreas Protegidas (%)	0,1
C14	Proporção SIC (%)	0,1
C15	Proporção ZPE (%)	0
C16	Superfície para uso industrial (ha)	2733,6
C17	Índice Sintético de Desenvolvimento Regional	99,76
C18	Densidade Populacional (Nº/km ²)	410,7

Na região do Ave verifica-se uma elevada produção de lamas, como se tinha verificado anteriormente na Figura 5.2. É de salientar a baixa conexão da população aos sistemas de drenagem de águas residuais, sendo esta apenas de 58%. Este dado pode não estar atualizado, visto que são dados de 2009, e o sistema multimunicipal Águas do Noroeste ainda não tinha sido criado. Para além disso, nesta região é também possível utilizar outras matérias-primas enquanto combustível secundário, nomeadamente o CDR. Ao nível de infraestruturas, está disponível um ponto de ligação à RTN, para além de existir uma densidade de rodovia elevada, critério importante dado que o transporte de lamas em Portugal ocorre exclusivamente por camião. Pela observação da Tabela 6.2, verifica-se que os valores dos critérios ambientais são baixos, o que significa que a probabilidade da instalação provocar impactes ambientais em zonas sensíveis é mais baixa.

Na Figura 5.2 Pinhal Litoral apresenta-se como a segunda melhor pontuação (Centro), sendo procedida de Tâmega (Norte). É de salientar que as regiões que foram selecionadas para a implementação das CVE previstas pelo PERSU II (MAOTDR, 2007) estão na 4ª e 5ª posição, tendo também ϕ positivos.

As regiões com piores avaliações foram as regiões da Beira Interior Sul, Serra da Estrela e Beira Interior Norte. Estes territórios têm a pior classificação em critérios como a produção de

CDR (C2), impostos coletados (C7), proporção de superfície de áreas protegidas e de ZPE (C13 e C14), como se pode observar na Tabela 6.1. As áreas metropolitanas, Grande Lisboa e Grande Porto, ficaram em 7º e 9º lugar, respetivamente. Apesar da maior concentração de matéria-prima, estes territórios têm a pior classificação em outros critérios, como é visível na Tabela 6.1.

De seguida foi efetuada uma análise de sensibilidade de modo a perceber a influência dos pesos e a força da preferência de umas alternativas em relação às outras.

6.2.1. Análise de Sensibilidade

O *Visual PROMETHEE*® tem opções que facilitam a análise de sensibilidade, nomeadamente o *Visual Stability Intervals*, ferramenta também utilizada por outros analistas (Turcksin *et al.* 2011; Queiruga *et al.*, 2008; Rousis *et al.*, 2008; Vego *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2007). Este avalia as alterações a ϕ quando os pesos são modificados, determinando um intervalo de estabilidade. Este é o intervalo de pesos que não resulta em modificação do *ranking*. Pode-se avaliar este intervalo apenas para a opção mais cotada (*top ranking*), isto é, o intervalo de pesos em que se mantém inalterada a avaliação superior desta alternativa num determinado critério. Também se pode efetuar esta análise para um conjunto de alternativas, ou para a totalidade, sendo que neste caso é estipulado o intervalo de pesos em que o *ranking* total é inalterado.

Foi realizada então esta análise para cada critério, tendo em consideração apenas a *top ranking*, as 5 mais cotadas e o *ranking* total. A informação está sintetizada na Tabela 6.3. Verifica-se que a estabilidade dos pesos diminui consoante o número de alternativas consideradas, isto é o intervalo de pesos em que o *ranking* mantém-se inalterado é mais estreito para todos os critérios. O intervalo de pesos altera-se também consoante os critérios, dependendo se as alternativas consideradas tiveram melhor ou pior desempenho no critério em questão.

A região do Ave apresenta assim um intervalo médio de variação do peso de 50,18% em todos os critérios, sendo que no critério com maior peso (quantidade de lamas), o intervalo é de [0-75%]. Salienta-se também que esta região tem intervalos de pesos alargados nos seguintes critérios: “Proporção do VAB pela Indústria (%)”, “Densidade da Rodovia (km/km²)”, “Nº de instalações competidoras na região”, “Proporção de Superfície de Áreas Protegidas (%)”, “Proporção de Superfície dos SIC (%)”, “Proporção da superfície da ZPE (%)”, obtendo, respetivamente, os intervalos de [0-82,14%], [0-57,9%], [0-100%], [0-98,78%], [0-97,48%] e [0-99,12%]. Relativamente ao critério “Quantidade de CDR produzido (t/ano)”, o intervalo de estabilidade do peso é de [0 – 28,99%], o que significa que caso este critério não fosse considerado, a região do Ave continuaria a ser a localização ótima.

Assim, a região do Ave é uma solução que é pouco sensível a variações do peso na maioria dos critérios. A variação média do intervalo de pesos do *top 5* é menor, sendo de 12,88%. Porém, o intervalo de pesos é de [1,58-20,35%] para o critério “Quantidade de lamas”. O

ranking total em si é muito sensível, tendo uma variação média do intervalo de pesos de apenas 1,06%.

Tabela 6.3- Intervalo de estabilidade de pesos para todos os critérios.

Critérios (descrição sintética)	Intervalo de pesos (%)		
	Melhor alternativa	Top 5	28 Alternativas
Lamas de ETAR (t/ano)	[0,00-75,5]	[1,58 -20,35]	[11,60-12,83%]
CDR (t/ano)	[0,00 -28,99]	[6,87-13,54]	[10,41-10,58]
Proporção VAB indústria (%)	[0,00-82,14]	[0,59-13,36]	[6,34-6,56]
Avaliação bancária de alojamentos (€/m ²)	[0,00-41,28]	[4,81-19,98]	[8,42-8,71]
População com ensino superior completo (%)	[0,00-16,57]	[0,00-4,75]	[2,04-3,12]
Subsídios (€)	[0,00-54,55]	[6,13-11,47]	[8,29-8,71]
Impostos (€)	[0,00-28,57]	[3,91-13,13]	[8,35-10,33]
Pontos de ligação à RTN (Nº)	[0,00-19,31]	[3,34-8,98]	[6,33-6,73]
População servida por sistemas de drenagem de águas residuais (%)	[0,00,15,28]	[0,00-3,82]	[1,55-2,13]
Acessos Telefónicos (Nº)	[0,00-11,16]	[0,00-4,33]	[0,93-2,24]
Densidade da Rodovia (km/km ²)	[0,00-57,90]	[2,76-6,90]	[3,66-5,10]
Instalações competidoras (Nº)	[0,00-100]	[3,96-11,05]	[5,69-6,47]
Proporção Áreas Protegidas (%)	[0,00 - 98,48]	[0,00-20,08]	[3,81-6,70]
Proporção SIC (%)	[0,00-97,48]	[0,00-6,97]	[3,94-4,78]
Proporção ZPE (%)	[0,00-99,12]	[0,00-5,83]	[3,24-4,05]
Superfície para uso industrial (ha)	[0,00-21,48]	[0,00-5,89]	[0,22-3,31]
Índice Sintético de Desenvolvimento Regional	[0,00-15,07]	[1,68-6,45]	[3,19-4,43]
Densidade Populacional (Nº/km ²)	[0,00-41,28]	[0,00-18,98]	[2,47-4,26]
Varição Média	50,18	12,88	1,06

Outra opção de análise de sensibilidade é alterar a função de preferência escolhida, tendo sido realizada em casos da bibliografia consultada (Queiruga *et al.*, 2008; Rousis *et al.*, 2008). A função de preferência linear foi alterada para gaussiana, sendo ambas adequadas para critérios quantitativos (Brans e Mareschal, 1990). Manteve-se a função em forma de V nos critérios C8 e C12 devido ao fato do intervalo de valores ser muito reduzido, (0 a 3 e 0 a 4, respetivamente) sendo esta a função mais adequada.

Os resultados da nova análise apresentam-se na Figura 6.2. Verifica-se que a solução Ave apresenta-se na mesma como a mais cotada, assim como as soluções presentes no top 5, apesar de alterada a ordem entre Tâmega e Pinhal Litoral. Grande Lisboa troca de posições com Cávado, passando este de 6ª para 9º lugar. Grande Porto subiu de 9º para 7º. As piores opções (Beira Interior Norte, Sul e Serra da Estrela) mantêm-se inalteradas. Os valores de ϕ mantêm-se na mesma gama de valores.

Realizada a análise de sensibilidade verifica-se que os resultados são robustos, nomeadamente, a região do Ave e o top 5, e não variando significativamente relativamente à opinião dos decisores/autores do modelo relativamente a pesos e à escolha da função de preferência, o que permite ter mais confiança nos resultados obtidos. Conclusões similares foram obtidas em outros artigos (Turcksin *et al.* 2011; Queiruga *et al.* 2008; Rousis *et al.*, 2008; Vego *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2007), o que sustenta a robustez do método PROMETHEE II.

PROMETHEE Flow Table				
	action	Phi	Phi+	Phi-
1	Ave	0,2890	0,4672	0,1782
2	Tâmega	0,1941	0,4190	0,2249
3	Pinhal Litoral	0,1662	0,3744	0,2082
4	Baixo Vouga	0,1142	0,3633	0,2491
5	Península de Setúbal	0,0977	0,3688	0,2710
6	Grande Lisboa	0,0865	0,4158	0,3293
7	Grande Porto	0,0807	0,3439	0,2632
8	Cávado	0,0793	0,3431	0,2638
9	Alentejo Central	0,0620	0,2680	0,2060
10	Pinhal Interior Norte	0,0613	0,2748	0,2135
11	Oeste	0,0441	0,3097	0,2656
12	Pinhal Interior Sul	0,0214	0,3333	0,3119
13	Baixo Mondego	0,0200	0,3354	0,3153
14	Dão-Lafões	0,0033	0,2985	0,2953
15	Algarve	0,0015	0,3559	0,3544
16	Alentejo Litoral	-0,0173	0,2491	0,2664
17	Minho-Lima	-0,0288	0,2861	0,3149
18	Alto Trás-os-Montes	-0,0327	0,3173	0,3500
19	Douro	-0,0599	0,2618	0,3217
20	Alto Alentejo	-0,0627	0,2112	0,2739
21	Cova da Beira	-0,0636	0,2412	0,3049
22	Entre Douro e Vouga	-0,0679	0,2886	0,3566
23	Médio tejo	-0,0850	0,2250	0,3100
24	Baixo Alentejo	-0,1227	0,1728	0,2955
25	Lezíria do Tejo	-0,1346	0,1449	0,2795
26	Beira Interior Sul	-0,1758	0,2128	0,3886
27	Serra da Estrela	-0,2084	0,1619	0,3704
28	Beira Interior Norte	-0,2618	0,1503	0,4121

Figura 6.2- Resultados da análise PROMETHEE II (análise de sensibilidade função de preferência).

A utilização de limiares de preferência e indiferença permitem lidar com possíveis imprecisões nos dados de base (como no caso da quantidade de lamas, CDR, dados do INSAAR), e com interpretação ambígua da informação, dado que não dá relevância a diferenças marginais nas avaliações.

Ao utilizar o *software* Visual PROMETHEE, a qualidade e fiabilidade dos resultados é superior devido ao procedimento estruturado, à ajuda computacional, e ao apoio na análise (Gelderman e Zhang, 2001).

6.3. Análise de Rentabilidade

A localização ótima segundo os critérios escolhidos foi da região do Ave. Porém, esta região tem uma dimensão geográfica reduzida: Este-Oeste 55 km; Norte-Sul: 51 km (INE, 2011c), inferior à distância percorrida pelos camiões (80 a 120 km). Assim, de modo a maximizar o potencial da central, alargou-se o âmbito não só para a região do Ave, mas também para as regiões anexas do Cávado (a Norte), Tâmega (a sul) e Grande Porto (a oeste). Todavia, com o

aumento expectável da produção de lamas, considera-se que o raio de ação desta central iria sucessivamente diminuindo, assim como os custos de transporte associados.

Na análise de rentabilidade da CVE consideraram-se quatro esquemas de funcionamento: central termoelétrica, cogeração, ciclo combinado e uma alternativa zero, digestão seguida de compostagem. Foram analisados dois cenários, em que num se prevê a valorização exclusiva de lamas, sendo designado por cenário Lamas, e noutra prevê-se a valorização de Lamas mais CDR. Os dados que serviram de *input* do modelo foram os aferidos anteriormente para estas regiões, estando representados na Tabela 6.4. Considera-se que no esquema de funcionamento central termoelétrica e cogeração a quantidade de lamas misturada, digerida e estabilizada é a mesma (49 266 t/ano), para que a variabilidade do poder calorífico seja retratada. Para os esquemas de funcionamento ciclo combinado e digestão mais compostagem considera-se que a totalidade das lamas (147 797 t/ano) é do tipo mistura, dado que as lamas sofrem digestão primeiro.

Tabela 6.4 - Dados de entrada no modelo.

	Quantidade (t/ano)			
	Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado	Digestão + Compostagem
Lamas Mistura	49 266	49 266	147 797	147 797
Lamas Digeridas	49 266	49 266	-	-
Lamas Estabilizadas	49 266	49 266	-	-
Total Lamas P.h.	147 797	147 797	147 797	147 797
CDR ^a	74 897	74 897	74 897	

^a Apenas válido no cenário Lamas + CDR

No caso do cenário Lamas considera-se que as lamas foram transportadas com um teor de sólidos de 20%, e que são incineradas com um teor de sólidos de 65% (humidade de 35%), sendo pré-secas. No cenário Lamas mais CDR é considerado que as lamas são incineradas tal e qual chegam à unidade de valorização (20% sólidos), juntamente com CDR. Quanto às lamas que são digeridas na unidade de valorização, considera-se que estas são adicionadas com o mesmo teor de sólidos que nos restantes esquemas de funcionamento. No modelo foi calculado a quantidade de lamas fornecida ao digestor e ao incinerador com os teores de sólidos mencionados anteriormente para cada cenário, estando representados na Tabela 6.5 e Tabela 6.6.

Tabela 6.5- Caudais anuais de entrada ao digestor e incinerador para o cenário Lamas.

		Cenário Lamas			
Total Lamas em peso seco (t/ano)		29 559			
		Teor de Sólidos 65%			
		Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado	Digestão + Compostagem
Input Digestor (m³/ano)				145 972	145 972
Nº de Digestores				2	2
Input Incineração (t/ano)	Mistura	15 159	15 159		
	Digerida	15 159	15 159	28 923	
	Estabilizada	15 159	15 159		
	Total	45 476	45 476	28 923	

Tabela 6.6 – Caudais anuais de entrada ao digestor e incinerador para o cenário Lamas mais CDR.

Cenário Lamas mais CDR				
Total Lamas em peso seco (t/ano)		29 559		
		Teor de sólidos 20%		
		Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado
Input Digestor (m³/ano)		145 972		
Nº de Digestores		2		
Input Incineração (t/ano)	Mistura	49 266	49 266	
	Digerida	49 266	49 266	93 999
	Estabilizada	49 266	49 266	
	Subtotal Lamas	147 797	147 797	
	CDR	74 897	74 897	74 897
Total		222 694	222 694	168 896

Observando a Tabela 6.5 verifica-se que as lamas em peso seco excedem os 13 995 t/ano, o que torna possível a incineração. Pode-se também desde já concluir que as instalações de digestão serão de tamanho idêntico tanto num cenário como noutro, dado que o volume de entrada é o mesmo, 145 972 m³/ano. Tal já não ocorre na incineração, em que as instalações serão de maior dimensão no segundo cenário, pois o caudal anual de entrada é superior (222 694 vs. 45 476 para o esquema central termoelétrica e cogeração e 168 896 vs. 28 923 t/ano para o esquema ciclo combinado). Assim, verifica-se que o custo de investimento das instalações de incineração, no primeiro cenário, deverá ser mais reduzido, apesar de ser aplicado um fator de escala em benefício para o segundo cenário.

O *output* energético do modelo para o cenário Lamas está representado na Tabela 6.7.

Tabela 6.7- *Output* energético do cenário Lamas.

		Lamas			
		Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado	Digestão+ Compostagem
PCI lamas	Mistura (kJ/kg)	12 756	12 756	-	-
	Digeridas (kJ/kg)	6 368	6 368	6 368	-
	Estabilizadas (kJ/kg)	8 485	8 485	-	-
Potência	Térmica (MWth)	12,40	12,40	3,87 (HRSG) + 5,46 (FBB)	-
	Elétrica (MWelec)	3,84	1,86	2,15 (TG)+1,40(TV)	3,41
Energia	Elétrica exportada (MWh/ano)	25 991	12 137	23 167	20 370
	Vapor + água quente (MWh/ano)	-	50 222	37 761	-
Materiais	Cinzas (t/ano)	11 824	11 824	9 400	-
	Biogás (m ³ /ano)	-	-	10 759 684	10 759 684
	Digerido (t/ano P.s.)	-	-	18 800	18 800
	Composto (t/ano P.h.)	-	-	-	29 559
	Emissões de CO ₂ (t CO ₂)	20 459	20 459	20 364	11 361

Verifica-se que lama mistura apresenta um poder calorífico superior às restantes, de 12 756 kJ/kg, seguindo-se a lama estabilizada e por fim a digerida, o que já era expectável tendo em consideração os PCS encontrados na bibliografia e referidos na Tabela 5.8. Assim, pode-se afirmar que as lamas que se pretendem encaminhar para valorização energética não devem ser sujeitas a estabilização, pois diminui consideravelmente o seu potencial energético.

Observa-se que lamas produzidas nas regiões consideradas possibilitam a instalação de uma incineradora com uma potência térmica de 12,40 MWth, exceto no caso do ciclo combinado, em que a potência térmica está repartida pelo recuperador de calor do motor de combustão do biogás e a fornalha de leito fluidizado (3,87 e 5,46 MW respetivamente).

No caso de ser uma central termoelétrica, toda a energia gerada é convertida em eletricidade, resultando numa potência elétrica de 3,84 MW, que permite a exportação de 25 991 MWh/ano de energia elétrica. No esquema de funcionamento em cogeração, a energia é repartida entre eletricidade e vapor (ou água quente consoante a temperatura e pressão desejada), não sendo assim produzida tanta energia elétrica (12 137 MWh/ano). Ainda assim, a segunda solução apresenta vantagens relativamente à primeira pois é energeticamente mais eficiente (0,81 vs. 0,65 como determinado anteriormente), sendo possível a utilização do vapor para outros fins, nomeadamente a secagem das lamas.

Como se pode observar no esquema ciclo combinado, verifica-se uma menor produção de energia elétrica comparativamente ao esquema de central termoelétrica e uma menor produção de vapor em comparação com a cogeração. A produção de cinzas neste esquema de funcionamento é menor, pois é incinerada uma menor quantidade de lamas, apesar destas possuírem uma maior percentagem de sólidos não voláteis. Tal resulta em maiores custos associados à deposição deste resíduo nos restantes esquemas de funcionamento onde ocorre incineração.

Na alternativa zero, a turbina a gás tem uma maior potência elétrica instalada em comparação à de ciclo combinado, devido à maior eficiência da turbina, resultante da ausência do aproveitamento do calor dos gases de combustão. Porém, a energia elétrica exportada é inferior, pois não existe a valorização energética do digerido.

Relativamente às emissões de CO₂, a combustão de lamas permitiria evitar a contribuição para o balanço de emissões nacional de 20 450 t CO₂ no esquema de central termoelétrica e cogeração, sendo de 20 364 t CO₂ no esquema de ciclo combinado e 11 361 t CO₂ no de digestão.

O *output* económico do modelo para o cenário Lamas está representado na Tabela 6.8. Verifica-se que obtém-se mais receitas provenientes da venda de eletricidade do esquema ciclo combinado, apesar de no esquema central termoelétrica ser exportada maior quantidade de energia. Tal é possível devido à diferença de tarifa entre estes dois esquemas, sendo o de ciclo combinado abrangido pela tarifa da cogeração e do biogás, e a central termoelétrica abrangida pela tarifa dos resíduos e biomassa.

Quanto às receitas de vapor, estas são superiores no caso de cogeração (1 044 624 €) em detrimento do ciclo combinado (785 427 €). Porém, este valor não consiste numa receita real, pois o vapor vai ser alocado para a secagem das lamas, sendo o seu valor económico descontado no custo desta operação.

Um dos problemas das soluções centralizadas são os elevados custos de transporte. Neste cenário corresponde a uma fração significativa dos custos de exploração totais (em média 23%). Todavia, já existem tecnologias de desidratação que permitem o transporte de lamas com teores de sólidos superiores, como referido na Tabela 2.4, podendo este valor ser reduzido.

Tabela 6.8- Output económico do cenário Lamas.

	Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado	Digestão + Compostagem
Receitas				
Eletricidade (€/ano)	2 591 346	1 419 428	2 709 374	2 269 184
Vapor (€/ano)	0	1 044 624 € *	785 427 *	-
Taxa de serviço (€/t tratada ano)	3 694 928	3 694 928	3 694 928	3 694 928
Composto (€/t)				295 594
Custos				
Investimento €	37 563 201	37 563 201	49 377 511	25 487 386
Operação (€/ano)	2 273 802	2 273 802	2 924 105	1 477 971
Transporte (€/ano)	1 034 580	1 034 580	1 034 580	1 034 580
Secagem (Inv + Op amortizado) (€/ano)	1 844 508	799 884	387 677	-
Compostagem (Inv + Op) (€/ano)	-	-	-	2 331 166

* Valor abatido no custo de secagem

De seguida apresentam-se na Tabela 6.9 os critérios de seleção de projetos, resultantes da análise económica, para o cenário Lamas. A título de exemplo, está representada na Tabela 6.10 a análise económica ao esquema de funcionamento cogeração. Procedeu-se de forma análoga para os restantes esquemas. Para este cenário, considerou-se um subsídio de 18€/t, de modo a que o projeto seja economicamente viável ($VAL > 0$; $TIR > 5\%$; $B/C > 1$), independentemente do esquema em questão.

Tabela 6.9 – Critérios económicos do cenário Lamas.

Critérios económicos	Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado	Digestão + Compostagem
VAL (10^3 €)	3 106	2 170	2 107	13 155
TIR (%)	6,372	5,96	5,7103	13,321
Rácio B/C	1,09	1,06	1,04	1,54

Verifica-se que o esquema de funcionamento que possui VAL, TIR e rácio B/C superior é o da digestão + compostagem, seguindo-se da central termoelétrica, cogeração e por fim ciclo combinado.

Observa-se assim que mesmo com as despesas de secagem minimizadas, e conseqüentemente inferiores despesas anuais, o esquema de cogeração não é economicamente mais vantajoso do que o esquema central termoelétrica. A tarifa de cogeração não é suficientemente alta para compensar o fato de não se produzir tanta energia elétrica como na central termoelétrica. Todavia, o esquema central termoelétrica é mais suscetível a variações do custo do combustível.

Relativamente ao esquema de ciclo combinado, o custo de investimento é superior comparativamente aos restantes esquemas, como se pode observar na Tabela 6.8, devido à necessidade de dois digestores para além do custo da central da incineração. As receitas

provenientes da eletricidade e a minimização do custo de secagem não são suficientes para aumentar o *cash-flow* anual.

A alternativa de digestão mais compostagem apresenta-se mais económica do que as restantes, pois possui valores superiores em todos os critérios económicos. Porém, devem ser tidos em consideração os seguintes pontos, sendo que alguns também são válidos para o esquema de funcionamento ciclo combinado:

- A digestão e a compostagem são processos biológicos, ao invés da incineração que é um processo termoquímico; Os primeiros dependem de um maior número de variáveis
- (temperatura, pH, alcalinidade, população microbiana, presença de micronutrientes, presença de substâncias inibidoras, biodisponibilidade de nutrientes) que têm maior probabilidade de falhar quando se trata de maior escala; No segundo processo, normalmente quanto maior a escala, maior a estabilidade e rentabilidade do processo;
- As lamas são uma matéria-prima mais difícil de digerir em comparação com a fração orgânica recolhida seletivamente dos RU, por exemplo (Bolzonella *et al.*, 2006); Assim a produção de biogás é menos estável, estando a produção de energia comprometida;
- A produção de composto tem um maior número de competidores (composto de RU por exemplo) que diminuem o seu valor de mercado, tornando as receitas provenientes deste subproduto praticamente nulas;
- As turbinas a gás tem uma menor durabilidade do que as turbinas a vapor e exigem maior manutenção (ICF *International*, 2008b) acrescentando custos a médio prazo;
- Existem ETAR nessa região que já possuem digestores, logo essas lamas não poderiam ser novamente digeridas;
- A taxa de serviço de tratamento aplicada foi a mesma (3 694 928 €); Poderiam existir taxas diferenciadas consoante o tipo de tratamento.

De seguida apresentam-se os resultados do modelo para o cenário Lamas mais CDR, estando o *output* energético representado na Tabela 6.11. Observa-se que o poder calorífico das lamas alterou-se significativamente, dado a inexistência de pré-secagem. As lamas mistura continuam a possuir maior poder calorífico, sendo que as lamas digeridas e estabilizadas contribuem para uma diminuição do poder calorífico global. Mesmo assim a potência térmica é mais do que o dobro do cenário anterior (34,47 vs. 12,40 MWth), o que resulta do facto do CDR ter poder calorífico suficiente para colmatar a presença de humidade elevada nas lamas.

Tabela 6.10 - Análise económica ao esquema de funcionamento cogeração.

	Anos										
10 ³ Euros (€)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Taxa de serviço		3695	3695	3695	3695	3695	3695	3695	3695	3695	3695
Subsídios		2660	2660	2660	2660	2660	2660	2660	2660	2660	2660
Vapor											
Eletricidade		1419	1419	1419	1419	1419	1419	1419	1419	1419	1419
Receitas	0	7775	7775	7775	7775	7775	7775	7775	7775	7775	7775
Valor residual											18782
Receitas Totais	0	7775	7775	7775	7775	7775	7775	7775	7775	7775	26556
Transporte		1035	1035	1035	1035	1035	1035	1035	1035	1035	1035
Operação		2274	2274	2274	2274	2274	2274	2274	2274	2274	2274
Secagem		800	800	800	800	800	800	800	800	800	800
Custos de exploração totais		4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108
Custos de investimento totais	37563	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Despesas Totais	37563	4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108	4108
<i>Cash-flow</i> líquido	-37563	3666	3666	3666	3666	3666	3666	3666	3666	3666	22448
<i>Cash-flow</i> atualizado	-35774	3326	3167	3016	2873	2736	2606	2482	2363	2251	13125
<i>Cash-flow</i> acumulado	-35774	-32449	-29282	-26265	-23393	-20657	-18051	-15569	-13206	-10955	2170
<i>Cash-flow</i> atualizado TIR	-35450	3266	3082	2909	2745	2591	2445	2307	2178	2055	11875

O esquema central termoelétrica continua a ser o esquema que mais exporta energia elétrica, seguido de ciclo combinado e de cogeração. Contudo, neste cenário, a produção de vapor é superior no ciclo combinado do que na cogeração, devido à menor quantidade de lamas presente, não diminuindo assim tanto o poder calorífico global. Pode-se também observar que a potência térmica associada ao recuperador de calor e a potência elétrica da turbina a gás não se altera, pois a quantidade de biogás valorizada é a mesma.

Tabela 6.11- Output energético do modelo para o cenário Lamas mais CDR.

		Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado
PCI Lamas	Mistura (kJ/kg)	1 308	1 308	0
	Digeridas (kJ/kg)	-490	-490	-490
	Estabilizadas (kJ/kg)	-6	-6	0
Potência	Térmica (MW)	34,47	34,47	3,87 (HRSG) + 31,92 (FBB)
	Elétrica (MW _{elec})	10,69	5,17	2,15 (TG) + 5,37(TV)
Energia	Elétrica exportada (MWh/ano)	72 256	33 741	49 070
	Vapor + água quente) (MWh/ano)	-	139 618	144 947
Materiais	Biogás (m ³ /ano)			10 759 684
	Emissões de CO ₂ evitadas (t CO ₂)	13 578	13 578	20 730

Relativamente às emissões de CO₂, a combustão de lamas e de CDR permitiria evitar a contribuição para o balanço nacional de emissões de 13 578 t CO₂ no esquema central termoelétrica e cogeração, sendo de 20 730 t CO₂ no esquema de ciclo combinado.

De seguida apresentam-se os resultados do *output* económico do cenário Lamas mais CDR estando representados na Tabela 6.12. Verifica-se que já não é necessário alocar recursos para a secagem, sendo o vapor rentabilizado através de venda a potenciais utilizadores. Esta opção mais favorável caso a central esteja localizada num parque industrial. Contudo, a venda de eletricidade é mais vantajosa em detrimento da venda de vapor.

Apesar do custo de transporte ser superior neste cenário (devido ao transporte de CDR), representa uma percentagem dos custos de exploração totais inferior, mas que ainda ronda os 18%. Em ambos os cenários o valor da taxa de serviço é 3 694 928 € (pois é apenas aplicada às lamas).

Tabela 6.12- Output económico do modelo para cenário Lamas mais CDR.

	Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado
Receitas			
Eletricidade (€/ano)	7 203 949	3 946 015	5 738 761
Vapor (€/ano)	-	2 904 057	3 014 894
Taxa de serviço (€/t tratada ano)	3 694 928	3 694 928	3 694 928
Custos			
Investimento (€)	114 211 783	114 211 783	107 651 947
Operação (€/ano)	7 184 112	7 184 112	6 908 299
Transporte (€/ano)	1 558 859	1 558 859	1 558 859

De seguida apresentam-se na Tabela 6.13 os critérios económicos. Para este cenário, considerou-se um subsídio de 40€/t, sendo superior ao do cenário anterior.

Tabela 6.13 - Critérios económicos para o cenário Lamas mais CDR.

Critérios económicos	Central Termoelétrica	Cogeração	Ciclo Combinado
VAL (10 ³ €)	5 978	3 376	23 733
TIR (%)	5,8705	5,4924	8,6222
Rácio B/C	1,05	1,03	1,23

Verifica-se que o esquema de funcionamento que possui VAL, TIR e rácio B/C superior é o de ciclo combinado, seguindo-se a central termoelétrica e cogeração. No cenário Lamas, o esquema ciclo combinado era dos mais desfavoráveis devido ao maior custo de investimento. Neste cenário, é um dos mais favoráveis, pois a redução de volume de lamas na digestão leva a uma redução do tamanho da instalação de incineração que compensa o investimento nos digestores. Tal não se verificava no cenário Lamas devido ao menor teor de humidade das lamas. Porém, no cenário Lamas mais CDR, as receitas provenientes da venda de eletricidade no esquema ciclo combinado não são superiores à do esquema central termoelétrica, pois a diferença na energia elétrica exportada é superior.

Para além disso, os custos de operação são mais baixos em comparação com os outros esquemas de funcionamento. A seleção do esquema ciclo combinado como mais favorável economicamente e energeticamente está concordante com casos descritos na bibliografia (Houdková *et al.*, 2008). Apesar desta solução apresentar as limitações apresentadas anteriormente relativas à digestão é de notar que com a combustão de CDR, o processo não fica tão dependente da boa operação do digestor.

O fator de escala foi aplicado no custo de investimento da central do segundo cenário, beneficiando o fato destas serem de maior dimensão, tendo assim um menor custo de investimento por tonelada tratada. Porém, o fator de escala não é suficiente, pois neste cenário há uma maior necessidade de subsídio para que o projeto seja viável economicamente.

Com os resultados provenientes deste modelo, verifica-se que tanto a incineração de lamas dedicada como conjuntamente com CDR são soluções possíveis de implementar nesta região, sendo que no primeiro cenário há menor necessidade de financiamento externo. Porém a análise económica apresenta algumas limitações, pois considera-se que as receitas e as despesas não variam ao longo do período de referência, o que pode não corresponder à realidade. A central pode ter que aumentar a sua capacidade devido a um aumento da população na área de abrangência, as tarifas remuneratórias da energia podem-se alterar, os custos de exploração podem aumentar.

7. CONCLUSÃO E TRABALHOS SUBSEQUENTES

O encaminhamento de lamas de ETAR para soluções de tratamento apropriadas é uma necessidade de saúde pública e de segurança ambiental. As alterações exigidas ao Decreto-Lei nº276/2009, e o aumento da produção de lamas previsto irão exigir que novas soluções sejam contempladas para além da valorização agrícola. A tendência é que, até 2020, a valorização agrícola e a incineração sejam as principais práticas a adotar na União Europeia. No caso de Portugal, a tendência é para que a incineração aumente (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

Porém, para serem estudadas as várias soluções, é necessário que as entidades oficiais disponibilizem dados coerentes e fiáveis da produção de lamas. Tal aumenta a transparência do processo e a aceitabilidade das decisões tomadas. A concretização do Plano Estratégico de Gestão de Lamas previsto no PEAASAR (MAOTDR, 2006) seria um primeiro passo.

A valorização energética de lamas é uma solução praticada em diversos países da Europa, existindo no mercado tecnologias consolidadas ao nível da rentabilidade e da mitigação do impacte ambiental. Destaca-se a incineração através da tecnologia de leito fluidizado, que é considerada como a mais adequada para o tratamento térmico de combustíveis pobres como as lamas. As tecnologias assentes em outros processos termoquímicos, como gaseificação e a pirólise, são consideradas tecnologias emergentes, não existindo ainda centrais com ciclo de funcionamento longo. Porém, a combustão de lamas exhibe algumas particularidades, que foram referidas na revisão bibliográfica, e que devem ser tidas em consideração no desenho do projeto. Os sistemas de tratamento de gases variam consoante as emissões resultantes da queima da lamas, existindo uma variedade de equipamentos que permitem cumprir as obrigações do Decreto-Lei nº 85/2005. É possível a exploração da tecnologia de leito fluidizado em diversos esquemas de funcionamento, como cogeração, ciclo combinado e central termoelétrica, existindo diversos equipamentos, nomeadamente turbinas a gás e vapor que podem ser aplicadas.

Porém, a execução destas centrais é por vezes acompanhada de fenómenos de contestação social, que por vezes impossibilitam a sua implementação. Assim, é necessário que a escolha da localização seja consensual, isto é, que assegure os interesses económicos da central mas que se apresente como uma solução justa, que promova a equidade territorial. Nesse sentido, foram apresentadas ferramentas como a análise multicritério, que auxilia os decisores a compararem soluções através de diversos pontos de vista.

Na aplicação do método de avaliação multicritério PROMETHEE II a região do Ave foi aquela que obteve melhor avaliação global. Verificou-se que caso se procedesse apenas a uma análise unicritério, ou seja, se se observasse apenas a alternativa vencedora em cada critério, a região Ave apenas se destacaria em dois de 18 critérios, não aparentando ser a localização ótima. Contudo, a análise multicritério permite estabelecer uma escala de preferência em todos

os critérios, sendo mais forte consoante a sua ponderação, o que permite agregar a informação de forma mais completa.

Foi efetuada uma análise de sensibilidade de modo a perceber a influência da atribuição de pesos no *ranking* final e a escolha da função de preferência. Concluiu-se que a solução da região do Ave é pouco influenciável pela variação destes parâmetros.

Na análise de rentabilidade da central na localização escolhida, considerou-se não apenas a região do Ave, mas também as regiões anexas, nomeadamente Tâmega, Cávado e Grande Porto. Contudo, está previsto um aumento de produção de lamas a médio prazo, com o aumento do nível de cobertura do sistema de drenagem de águas residuais. Assim, é verossímil que o raio de influência da central diminua à medida que a disponibilidade de matéria – prima aumente.

Foi considerado o cenário de funcionamento apenas com lamas e também com CDR. Concluiu-se que tanto um como o outro seriam possíveis de serem implementados, sendo que no cenário Lamas há menor necessidade de financiamento externo. O cenário Lamas mais CDR apresenta a vantagem de não ser necessária secagem prévia das lamas. Dentro dos vários esquemas de funcionamento considerados, nomeadamente central termoelétrica, cogeração, ciclo combinado e uma alternativa zero (digestão mais compostagem), foram debatidas as vantagens e desvantagens de cada esquema. Concluiu-se que a adequabilidade dos esquemas de funcionamento também depende do cenário considerado.

A rentabilidade da central e dos diversos esquemas de funcionamento está muito dependente do preço da energia vendida, que é abrangido pelo regime de produção especial. Todavia, existem outras fontes de receitas que não foram consideradas no modelo de rentabilidade, nomeadamente a venda de outras substâncias produzidas na central como gesso, cinzas e areias do leito.

Conclui-se assim que a valorização energética de lamas é uma solução que deve ser integrada no conjunto de soluções a considerar. Esta contribui para a resolução da problemática do tratamento de lamas de ETAR, mas também contribui para a execução dos objetivos energéticos estabelecidos na União Europeia no pacote Energia-Clima, e materializados na Estratégia Nacional para a Energia 2020.

Relativamente a trabalhos subsequentes, esta foi apenas uma análise preliminar e global da possível localização e rentabilidade de uma CVE de lamas de ETAR em Portugal Continental. Após escolhidas as regiões de interesse, seria relevante fazer um estudo de localização mais aprofundado e circunscrito, com SIG, através de um modelo de apoio à decisão que vise a participação pública, e uma abordagem integrada, de modo a maximizar a viabilidade económica, social e ambiental da solução.

A participação pública seria mais vantajosa caso se inserisse na fase inicial do projeto, de modo a que os atores-chave contribuíssem para a definição da ponderação dos diversos

critérios, de modo a diminuir a subjetividade inerente e a aumentar a aceitação da solução adotada.

A análise de rentabilidade também pode ser mais aprofundada, fazendo um levantamento mais pormenorizado do custo de todas as componentes e de todas as potenciais receitas, e realizando uma análise custo-benefício para determinados esquemas de funcionamento que sejam de maior interesse, sendo mais realista caso seja referente a uma determinada região. Poder-se-ia optar também por realizar uma ACV a um determinado sistema multimunicipal de interesse, de modo a definir modelos de gestão de lamas, que avaliassem diversas soluções de tratamento de modo a avaliar as soluções que geram menores impactes ambientais e que acarretem menores custos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abecassis, F., Cabral, N., (2000), *Análise Económica e Financeira de Projectos*, 4ª edição, Fundação Calouste Gulbenkian.
- Abusoglu, A., Demir, S., Kanoglu, M., (2012), Thermo-economic assessment of a sustainable municipal wastewater treatment system, *Renewable Energy*, Volume 48: 424-435.
- AdP, (2012), *Relatório de Sustentabilidade 2012*, disponível em <http://www.adp.pt/files/1244.pdf>, Grupo Águas de Portugal (consultado a Junho de 2013).
- Águas de Trás-os-Montes e Alto Douro, (2012), *Relatório de Sustentabilidade do biénio 2011-2012*, disponível em <http://www.aguas-tmad.pt/pt/conteudo/empresa/relatorios-de-sustentabilidade/> (consultado a Junho de 2013).
- Águas do Algarve (2008), *Relatório de Sustentabilidade 2008*, disponível em <http://www.aguasdoalgarve.pt/noticia.php?id=192> (consultado a Junho de 2013).
- Águas do Noroeste, (2011), *Relatório de Sustentabilidade 2011*, disponível em <http://www.adnoroeste.pt/actividade/responsabilidade-empresarial>, (consultado a Junho de 2013).
- Águas do Oeste, (2011), *Relatório e Contas 2012*, disponível em <http://www.aguasdooeste.pt/index.php/a-empresa/informacao-financieira> (consultado a Junho de 2013).
- Águas do Zêzere e Côa, (2011), *Relatório de Sustentabilidade 2011*, disponível em <http://www.adzc.pt/content/index.php?action=detailfo&rec=2029&t=Sustentabilidade> (consultado a Junho de 2013).
- Águas Públicas do Alentejo (2011), *Relatório e Contas 2011*, disponível em <http://www.agda.pt/relatorio-a-contas.html> (consultado a Junho de 2013).
- AMES, OEINERGE (2012), *Valorização Energética de Fluxos de Resíduos Sólidos Urbanos Fase I: Estudo prévio do potencial de produção de energia elétrica a partir da valorização de resíduos – Relatório Final*, Agência Municipal de Energia de Sintra e Agência Municipal de Energia e Ambiente de Oeiras, preparado para TratoLixo, apresentado a 22 de Outubro de 2012.
- AMO, (2012), *Benchmark the fuel cost of steam generation*, Advanced Manufacturing Office U.S Department of Energy.
- Anderson, M., (2002), Encouraging prospects for recycling incinerated sewage sludge ash (ISSA) into clay-based building products, *Journal of Chemical Technology*, Volume 77: 352-360.
- Antunes, A., (1999), Location Analysis Helps Manage Solid Waste in Central Portugal, *Interfaces*, Volume 29: 32-43.
- Antunes, P., Karadzic, V., Santos, R., Beça, P., Osann, A., (2011), Participatory multi-criteria analysis of irrigation management alternatives: the case of the Caia irrigation district, Portugal, *International Journal of Agricultural Sustainability*, Volume 9:2, 334-349.
- Banias, G., Achillas, C., Vlachokostas, C., Moussiopoulos, N., Tarsenis, S., (2010), Assessing multiple criteria for the optimal location of a construction and demolition waste management facility, *Building Environment*, Volume 45: 2317-2326.
- Barbosa, J., (2008), Valorização de lamas provenientes de Águas Residuais, *Dissertação de mestrado apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, para obtenção de Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária*.
- Behzadian, M., Kazemzadeh A., Albadvi, A., Aghdasi, M., (2010), PROMETHEE: A comprehensive literature review on methodologies and applications, *European Journal of Operational Research*, Volume 200: 198-215.
- Bennamoun, L., (2012), Solar drying of wastewater sludge: A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 16: 1061-1073.

Béraud, P., Duarte, P., Farinha, J., Jorge, S., Reyntjens, V., Sousa, A., (2011), *Actuais Opções e Perspectivas Futuras das Soluções de Destino Final das lamas de ETAR em Portugal*. Importância para as Entidades Gestoras, no Encontro Nacional de Entidades Gestoras de Água e Saneamento 2011.

Béraud, P., Duarte, P., (2010), *Alternativas para o Destino Final das lamas em Portugal – Comissão Especializada de Águas Residuais*, no Seminário O Mercado das Lamas de ETAR e as Entidades Gestoras, LNEC, 23 de Novembro de 2010.

Béraud, P., Rodrigues, J.P., (2010), *Integrated Processes for Sludge and RDF recovery - Portuguese Strategy* na conferência Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste Venice 2010, 8 a 11 de Novembro de 2010, Veneza, Itália.

Béraud, P., Duarte, P., Farinha, J., Lopes, A., (2009), *Gestão de Lamas em Portugal Continental*, no Encontro Nacional de Entidades Gestoras de Água e Saneamento 2009.

Bolzonella, D., Pavan, P., Mace, S., Cecchi, S., (2006), Dry anaerobic digestion of differently sorted organic municipal solid waste: a full-scale experience, *Water Science and Technology*, Volume 53: 23-32.

Bottero, M., Ferreti, V., (2011), An Analytical Network Process-based Approach for Location Problems: The Case of a New Waste Incinerator Plant in the Province of Torino (Italy), *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, Volume 17: 63-84.

Brans, J. P., Mareschal B., (2005), PROMETHEE Methods, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgot, M., (ed), *Multicriteria Decision Analysis – State of the Art Surveys*, Springer- Science + Business Media, 163-189.

Brans, J. P., Mareschal B., (1990), The Promethee methods for MCDM: The Promcalc, GAIA, e Bankadviser software, in Costa, C., (ed), *Readings in multiple criteria decision aid*, Springer-Verlag, Berlin, 216-251.

Cabeças, A., Levy, J., (2006), *Resíduos Sólidos Urbanos – Princípios e processos*, 1ª edição, AEPSA.

Caneghem, J., Brems, A., Lievens, P., Block, C., Vermeulen, I., Dewil, R., Baeyens, J., Vandecasteele, C., (2012), Fluidized bed waste incinerators: Design, Operational, and environmental issues, *Progress in Energy and Combustion Science*, Volume 38: 551-582.

Caputo, A., Palumbo, M., Pelagagge, M., Scacchia, F., (2005), Economics of biomass energy utilization in combustion and gasification plants: effects of logistic variables, *Biomass and Bioenergy*, Volume 28: 35-51.

Carvalho, I., (2011), CDR, Um Resíduo Ou Um Produto, E Sua Viabilidade Técnico-Económica: Análise Do Estudo Do Caso, *Dissertação de mestrado apresentada à, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, para obtenção de Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária*.

Chang, Y., Chen, W., Chang, N., (1998), Comparative evaluation of RDF and MSW incineration, *Journal of Hazardous Materials*, Volume 58: 33-45.

Chen, G., Yue, P., Mujumdar, A., (2002), Sludge dewatering and drying, *Drying Technology*, Volume 20: 883-916.

CH2MHILL, (2011), *Final Report Region of Waterloo Biosolids Management Masterplan*, preparado para Região de Waterloo

Coelho, P., Costa, M., (2007), *Combustão*, 1ª edição, Edições Orion.

Comissão Europeia, (2010), Eurostat, Statistics - Environment and Energy - Environment, Waste Statistics - Generation of Waste disponível em <http://epp.eurostat.ec.europa.eu> (consultado em Maio de 2013).

Comissão Europeia, (2008), Eurostat, Statistics - Environment and Energy - Environment, Water Statistics - Sewage sludge production and disposal disponível em <http://epp.eurostat.ec.europa.eu> (consultado em Maio de 2013).

Comissão Europeia, (2007), Eurostat – Statistics - Environment and Energy - Environment, Water Statistics - Sewage sludge production and disposal disponível em <http://epp.eurostat.ec.europa.eu> (consultado em Maio de 2013).

Comissão Europeia, (2006), *Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration*, disponível em http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/wi_bref_0806.pdf (consultado em Agosto de 2013).

Comissão Europeia, (2004), Regulamento (CE) Nº 574/2004 da comissão de 23 de Fevereiro de 2004, que altera os anexos I e III do Regulamento (CE) nº2150/2002 do Parlamento Europeu e do Conselho relativo às estatísticas de resíduos.

Comissão Europeia, (2003), *Manual de análise de custos e benefícios dos Projectos de Investimento*.

Corbitt, R.A., (1990), *Standard handbook of environmental engineering*, 1ª edição, Mc-Graw-Inc, New York.

Costa, C., Vincke, P., (1990), Multiple Criteria Decision Aid: An Overview, in Costa, C., (ed), *Readings in multiple criteria decision aid*, Springer-Verlag, Berlin, 3-14.

De Brucker, K., Verbeke, A., Macharis, C., (2004), The Applicability of Multicriteria-Analysis to the Evaluation of Intelligent Transport Systems (ITS), *Research in Transportation Economics*, Volume8: 151-179.

Dias, S., Silva, R., Barreiro, F., Costa, M., (2006), *Avaliação do potencial de produção e utilização de CDR em Portugal Continental-Estudo Base*, Instituto Superior Técnico.

EPA, (2011), *Emission factors for Greenhouse Gas Inventories*, Environmental Protection Agency, disponível em <http://www.epa.gov/climateleaders/documents/emission-factors.pdf> (consultado em Julho de 2013).

Erkut, E., Karagiannidis, A., Perkoulidis, G., Tjandra, S., (2006) A multicriteria facility location model for municipal solid waste management in North Greece, *European Journal of Operational Research*, Volume 187: 1402-1421.

ERSAR, (2013), *Guia de avaliação da qualidade dos serviços de águas e resíduos prestados aos utilizadores-2ª Geração do sistema de Avaliação*, Entidade Reguladora de Sistemas de Águas e Resíduos.

ERSAR, (2012), *Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal 2012- Volume 1 Caracterização Geral do Sector*, Entidade Reguladora de Sistemas de Águas e de Resíduos.

ERSAR; APA, (2012), PERSU II: *Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016. Relatório de Acompanhamento 2010*, Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos e Agência Portuguesa do Ambiente.

ERSAR (2010), *Dados ETAR – Produção de lamas e população equivalente por ETAR*, cortesia de Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

ERSE, (2012), *Informação sobre produção em regime especial (PRE) - Portugal Continental*, Entidade Reguladora de Serviços Energéticos.

ERSE (2009), *Nota explicativa da informação sobre Produção em Regime Especial- Agosto de 2009*, Entidade Reguladora de Serviços Energéticos.

Figueira, J., Roy, B., (2005), ELECTRE Methods, in Figueira, J., Greco, S., Ehrgot, M., (ed), *Multicriteria Decision Analysis – State of the Art Surveys*, Springer- Science + Business Media, 133-153.

Fytili, D., Zabaniotou, A., (2008), Utilization of sewage sludge in EU applications and new methods – A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 12: 116-140.

Geldermann, J., Zhang, K., (2001), Software Review: “Decision Lab 2000”, *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, Volume 10: 317-323.

Ghafghazi, S., Sowlati, T., Sokhansanj S., Melin S., (2010), A multicriteria approach to evaluate district heating system options, *Applied Energy*, Volume 87: 1134-1140.

Gross, B., Eder, C., Grziwa, P., Horst, J., Kimmerle, K., (2008), Energy recovery from sewage sludge by means of fluidised bed gasification, *Waste management*, Volume 28, Nº10: 1819–1826.

Guiqin, W., Li, Q., Guoxue L., Lijun, C., (2009), Landfill site selection using spatial information technologies and AHP: A case study in Beijing China, *Journal of Environmental Management*, Volume 90: 2414-2421.

Hamilton, J., (2000), *Gasification as innovative method of sewage sludge disposal*, na conferência CIWEM's Innovabon2000conference, Cambridge University, de 7 a 10 Julho 1998, Reino Unido.

Houdková, L., Borán, L., Ucekaj, V., Elsaber, T., Stehlík, P., (2008), Thermal Processing of sewage sludge II, *Applied Thermal Engineering*, Volume 28: 2083-2088.

Herva, M., Roca, E., (2013), Review of combined approaches and multi-criteria analysis for corporate environmental evaluation, *Journal of Cleaner Production*, Volume 39: 335-371.

Humphreys, P., Humphreys, A., (1975), An investigation of subjective orderings for multiattributed alternatives. In: Wendt D., Vlek C. (Ed), *Utility, Probability and Human Decision Making* (p119–133). Dordrecht: Reidel.

ICF International, (2008a), *Technology Characterization Steam Turbines*, preparado para USA Environmental Protection Agency.

ICF International, (2008b), *Technology Characterization Gas Turbines*, preparado para USA Environmental Protection Agency.

INAG, (2010), *Relatório do Estado do Abastecimento de Água e da Drenagem e Tratamento de Águas Residuais – Sistemas Públicos Urbanos INSAAR 2010 (Dados 2009)*, Instituto da Água.

INAG (2009), *Relatório do Estado do Abastecimento de Água e da Drenagem e Tratamento de Águas Residuais – Sistemas Públicos Urbanos INSAAR 2009 (Dados 2008)*, Instituto da Água.

INAG, (2008), Dados 2008 INSAAR, disponível em <http://insaar.apambiente.pt/index.php>, Instituto da Água (consultado em Junho de 2013).

INE, (2013), *Inquérito à Avaliação Bancária na Habitação*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013)

INE, (2012a), *Estatísticas do Ambiente 2011*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013)

INE, (2012b), *Censos 2011: Resultados Definitivos*, disponível em http://www.ine.pt/scripts/flex_definitivos/Main.html, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013).

INE, (2012c), *Sistema de Contas Integradas das Empresas 2011*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes, Instituto Nacional de Estatística, (consultado em Junho de 2013).

INE (2012d), *Inquérito às Telecomunicações 2011*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013).

INE (2011a) *Estatísticas do Ambiente 2010*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013).

INE, (2011b), *Contas Económicas Regionais 2010*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013).

INE, (2011c), *Base de Dados – Território – Geografia Física*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_base_dados, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2012).

INE, DGOTDU (2011), Base de Dados – Território - Ordenamento do Território, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_base_dados, Direção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano e Instituto Nacional de Estatística (consultado em Maio de 2013).

INE, EP (2012), *Estatísticas dos Transportes 2011*, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes, Estradas de Portugal e S. A. Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013).

INE, ICNB (2010), Base de Dados – Território – Ordenamento do Território, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_base_dados, Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade e Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013).

INE (2010), Base de Dados – Território – Ordenamento do Território, disponível em http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_base_dados, Instituto Nacional de Estatística (consultado em Junho de 2013).

Kelessidis, A., Stasinakis, A., (2012), Comparative study of the methods used for treatment of sewage sludge in European Countries, *Waste Management*, Volume 32: 1186-1195.

Kelly, H., (2006), Emerging processes in biosolids treatment, *Journal of Environmental Sciences*, Volume 5: 175-186.

Khan, A., Jong, W., Jansens, P., Spliethoff, H., (2009), Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies, *Fuel Processing Technology*, Volume 90, Nº1: 21–50.

Khatib, H., (2012), *Energy Efficiency and Electrical Power Generation, Energy Efficiency - A Bridge to Low Carbon Economy*, InTech, disponível online em <http://www.intechopen.com/books/energy-efficiency-a-bridge-to-low-carbon-economy/energy-efficiency-the-%20case-for-electricity-generation>, (consultado a Junho de 2013).

Koornneef, J., Junginger, M., Faaij, A., (2007), Development of fluidized bed combustion, An overview of trends, performance and cost, *Progress in Energy and Combustion Science*, Volume 33: 19-55.

Korocu, K., Erdagi B., (2012), A criticism of applications with multi-criteria decision analysis that are used for the site selection for the disposal of municipal solid wastes, *Waste Management*, Volume 32: 2315-2323.

Le Blanc, R., Matthews, P., Richard, R., (2008), *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource*, Nações Unidas.

Lederer, J., Rechberger H., (2010), Comparative goal-oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options, *Waste Management*, Volume 30: 1043-1056.

Lopes, M., Abelha, P., Lapa, N., Oliveira, J., Cabrita, I., Gulyurtlu, I., (2003), The behavior of ashes and heavy metals during the co-combustion of sewage sludges in a fluidized bed, *Waste Management*, Volume 23: 859 – 870.

Lundin, M., Olofsson M., Pettersson G.J., Zetterlund H., (2004), Environmental and economic assesment of sewage sludge handling options, *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 41: 255-278.

Machado, A., (2012), *Atrasos nas centrais de biomassa levam Governo a prolongar incentivos*, Jornal de Negócios, 3 de Agosto de 2012, disponível online http://www.jornaldenegocios.pt/empresas/detalhe/atrasos_nas_centrais_de_biomassa_levam_governo_a_prolongar_incentivos.html (consultado a Junho de 2013).

Mannheim, M. e Hall, F., (1968), Abstract representation of goals: A method for making decisions in complex problems, *Transportation: A service, proceedings of the sesquicentennial forum*, New York: New York Academy of Sciences – American Society of Mechanical Engineers.

MAOTDR, (2007), *Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016*, Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

- MAOTDR, (2006), *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento 2007-2013*, Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Metcalf and Eddy, (2004), *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*, 4ª edição, McGraw-Hill.
- Milieu Ltd, WRc, RPA (2010), *Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land Final Report Part I: Overview Report* preparado para a Comissão Europeia segundo o contrato DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r.
- Nielsen L., Hjort-Gregersen K., (2002), *Socio-economic Analysis of Centralised Biogas Plants*, Report nr. 136, Risø National Laboratory and University of South Denmark.
- Niessen, W., (2002), *Combustion and incineration processes*, 3ª edição, Marcel Dekker.
- Ninwater, (2012), *Our Environment: Sewage Sludge Incinerators*, disponível em <http://www.ninwater.com/belfast-sludge-incinerators/> (consultado a Agosto de 2013).
- Nunes, J.A., Matias, M., (2003), Controvérsia científica e conflitos ambientais em Portugal: O caso da coíncineração de resíduos industriais perigosos, *Revista Crítica de Ciências Sociais*, Volume 65:129-150.
- Pehnt, M., (2006), Dynamic life cycle assesment (LCA) of renewable energy technologies, *Renewable Energy*, Volume31: 55-71.
- Peters, G., Lundie, S., (2002), Life-Cycle Assessment of Biosolids Processing Options, *Journal of Industrial Ecology*, Volume 5, Nº2, 103-121.
- Piedade, M., Aguiar, P., (2010), *Opções de Gestão de Resíduos Urbanos, Série Guias Técnicos nº15*, Entidade Reguladora de Águas e Resíduos.
- Pires, A., Martinho, M.G., (2006), *The calculation issue for the lower heating value*, em Proceeding of Venice 2006, Biomass and Waste to Energy Symposium, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, 29 Novembro a 1 de Dezembro, Veneza, Itália.
- Qazim, S.R., (1999), *Wastewater Treatment Plants – Planning, Design and Operation*, 2ª edição, CRC Press.
- Queiruga, D., Walther, G., Gonzalez-Benito, J., Spengler, T., (2008), Evaluation of sites for the location of WEEE recycling plants in Spain, *Waste Management*, Volume 28: 181-190.
- REN, (2012), *Caracterização da Rede Nacional de Transporte para efeitos de acesso à rede em 31 de Dezembro de 2011*, Rede Energética Nacional.
- Roy, B., (1990a), Decision-aid and decision making - in Costa, C., (ed), *Readings in multiple criteria decision aid*, Springer-Verlag, Berlin, 17-35.
- Roy, B., (1990b), The Outranking Approach and the foundations of ELECTRE methods, in Costa, C., (ed), *Readings in multiple criteria decision aid*, Springer-Verlag, Berlin, 155-181.
- Rousis, K., Moustakas, K., Malamis, S., Papadopoulos, A., Loizidou, M., (2008), Multi-criteria analysis for the determination of the best WEEE management scenario in Cyprus, *Waste Management*, Volume 28: 1941–1954.
- Saaty, T., (2008), Decision making with the analytic hierarchy process, *International Journal of Services Science*, Volume 1: 83-98.
- Saaty, T., (2004), Decision making - The Analytic Hierarchy and Network Process, *Journal of systems science and systems engineering*, Volume 1: 1-35.
- Sanest, (2011), *Relatório de Sustentabilidade*, disponível em <http://www.sanest.pt/artigo.aspx?sid=08d276b8-870f-412e-9d10-a3415a0a5e51&cntx=6pZlYpC%2FK7dFP5nyd1AbvjCa%2FeCrXHN2LMW4x3kywmrDYi4povGzVFqkGErj4Gwu>, (consultado em Junho de 2013).
- Sanger, M., Werther, J., Ogada, T., (2001), Nox and N2O emission characteristics from fluidised bed combustion of semi-dried municipal sewage sludge, *Fuel*, Volume: 80 167-177.
- Scala, F., Chirone, R., (2004), Fluidized bed combustion of alternative solid fuels, *Experimental Thermal and Fluid Science*, Volume 28: 691-699.

SEDE, ANDERSEN, (2002), *Disposal and Recycling Routes for Sewage Sludge*, Comissão Europeia.

Silva, L., Molodo, R., Ferreira, V., Labrincha J. A., Sequeira, P., (2010), *Utilização e Valorização de Resíduos de Areias de Leito Fluidizado e de Lamas de Corte de Pedra em Argamassa. Exemplos de Aplicação*, Universidade Aveiro.

Simarsul, (2010), *Relatório de Sustentabilidade 2010*, disponível em <http://www.simarsul.pt/PagelInterior.aspx?idCat=324&idMasterCat=37&idLang=1> (consultado em Junho de 2013).

Simdouro, (2012), *Relatório e Contas 2012*, <http://www.simdouro.pt/dados.php?cod=40>, (consultado em Junho de 2013).

Simlis, (2011), *Relatório e Contas 2012*, disponível em <http://www.simlis.pt/index2.htm> (consultado em Junho de 2013).

Simria, (2011), *Relatório e Contas 2011*, <http://www.simria.pt/gca/?id=64> (consultado em Junho de 2013).

Simtejo, (2011), *Relatório e Contas 2012*, disponível em http://www.simtejo.pt/artigo.aspx?lang=pt&id_object=549&name=Arquivo (consultado em Junho de 2013).

Singh, R., Murty, H., Gupta, S., Dikshit, A., (2009), An Overview of sustainability assessment methodologies, *Ecological Indicators*, Volume 9: 189-212.

Spinosa I., Ayol, A., Baudez J., Canziani R., Jenicek, P., Leonard A., Rulkens W., Xu G., and Dijk L., (2011), Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management, *Water*, Volume 3: 702-717

Stasta, P., Boran, J., Bebar, L., Stehlik, P., Oral, J., (2006), Thermal Processing of sewage sludge, *Applied Thermal Engineering*, Volume 26: 1420-1426.

Stehlík, P., (2009), Contribution to advances in waste-to-energy technologies, *Journal of Cleaner Production*, Volume 17: 919-931.

Steiner, M., (2005), *Status Of Mechanical-Biological Treatment Of Residual Waste And Utilization Of Refuse-Derived Fuels In Europe*, na conferência The Future Of Residual Waste Management In Europe, 17 a 18 de Novembro, Luxemburgo.

Thierbach, R., Hanssen, H., (2002), Utilisation of energy from digester gas and sludge incineration at Hamburg's Kohlbrandhoft WWTP, *Water Science and Technology*, Volume 46: 397-403.

TratoLixo, (2013), Central de Digestão Anaeróbia, Relatório e conta final, disponível em <http://www.tratolixo.pt/Comunicacao/Paginas/CentraldeDigest%C3%A3oAnaerobiaRCFinal.aspx> (consultado em Junho de 2013).

Tschanun, I., Mineur, M., (2003), *Biomass Combustion with state of the art bubbling bed steam generators*, na conferência Power-Gen Europe Conference, 6 a 8 de Maio, Dusseldorf, Alemanha.

Turcksin, L., Bernardini, A., Macharis, C., (2011), A combined AHP-PROMETHEE approach for selecting the most appropriate policy scenario to stimulate a clean vehicle fleet, *Procedia Social and behavioral sciences*, Volume 20: 954–965.

Turovskiy, I., Mathai, P., (2006), *Wastewater Sludge Processing*, 1ª edição, Wiley-Interscience, New Jersey.

Urciuolo, M., Solimene, R., Chirone, R., Salatino, P (2012), Fluidized bed combustion and fragmentation of wet sewage sludge, *Experimental Thermal and Fluid Science*, Volume 43: 97-104.

USA Gypsum, (2013), *Granular Gypsum*, disponível em <http://www.usagypsum.com/category/1.aspx> (consultado em Maio de 2013).

Vaillancourt, K., Waaub, J., (2002), Environmental site evaluation of waste management facilities embedded into Eugène model: A multicriteria approach, *European Journal of Operational Research*, Volume 139: 436-448.

Van de Velden, M., Baeyens, J., Boukis, I., (2007), *Operating Parameters for the Circulating Fluidized Bed (CFB) Pyrolysis of Biomass* na conferência European Congress of Chemical Engineering (ECCE-6), 16 a 20 Setembro, Copenhaga.

Vaz, F., (2009), As características da fracção orgânica dos RSU recolhidos selectivamente na Área Metropolitana de Lisboa e a sua influência no comportamento do processo de digestão anaeróbia, *Dissertação de Mestrado apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária*.

Vego, G., (2008), Application of multi-criteria decision-making on strategic municipal solid waste management in Dalmatia, Croatia, *Waste Management*, Volume 28: 2192–2201.

Vilão, R., Venâncio, C., Gervásio, I., Silva, J., Liberal, P., Ribeiro, R., (2012), *Relatório de Estado do Ambiente de 2012*, Agência Portuguesa do Ambiente.

Watson, J., (2004), Selection environments, flexibility and success of gas turbine, *Research policy*, Volume 33: 1065-1080

WEF, (2003), *Charting the future direction of bio energy technologies*, Water Environmental Federation, na conferência Bio energy technology subcommittee of residuals and biosolids committee, 14 a 15 de Agosto em Alexandria, Egipto.

WEF (1990), *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants, Manual of Practice Number 11 – Volume III*, Water Environmental Federation, 2ª edição, Water Pollution Control Federation.

Werle, S., Wilk, R., (2010), A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish Perspective, *Renewable Energy*, Volume 35: 1914-1919.

Werther, J., Ogada, T., (1999), Sewage sludge combustion, *Progress in Energy and Combustion Sciences*, Volume 25: 55-116.

Yahaya, S., Ilori C., Whanda, S., Edicha, J., (2010), Land Fill Site Selection for Municipal Solid Waste Management using Geographic Information system and Multcriteria Evaluation, *American Journal of Scientific Research*, Volume 10: 34-39.

Yan, J., Dagang, T., Yue, P., (2007), Ranking environmental projects model based on multicriteria decision-making and the weight sensitivity analysis, *Journal of Systems Engineering and electronics*, Volume 18, N°3, 534–539.