

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2015/2016

**PAPEL DO TRATAMENTO MECÂNICO E BIOLÓGICO NA GESTÃO DE
RESÍDUOS**

JOÃO DIAS PRATA DA SILVA

Dissertação submetida para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

Presidente do Júri: Manuel Fernando Ribeiro Pereira

(Professor Associado do Departamento de Engenharia Química da Faculdade de
Engenharia da Universidade do Porto)

Orientador académico: Isabel Maria Soares Brandão de Vasconcelos

(Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Metalurgia e Materiais da
Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto)

Orientador na empresa: Joel Almeida Fernandes Braga

(Diretor de Produção na Suldouro – Valorização e Tratamento de Resíduos Urbanos,
S.A.)

julho, 2016

Todo o conteúdo do documento é do encargo do autor não podendo a empresa Suldouro
– Valorização e Tratamento de Resíduos Urbanos, S.A. ser imputada de qualquer
responsabilidade.

*If you're going to try, go all the way.
otherwise, don't even start.*

*If you're going to try, go all the way.
this could mean losing girlfriends,
wives, relatives, jobs
and maybe your mind.*

*Go all the way.
it could mean not eating for 3 or 4 days.
it could mean freezing on a park bench.
it could mean jail,
it could mean derision, mockery,
isolation.
isolation is the gift,
all the others are a test of your endurance,
of how much you really want to do it.
and you'll do it
despite rejection and the worst odds
and it will be better than anything else you can imagine.*

*if you're going to try,
go all the way.
there is no other feeling like that.
you will be alone with the gods
and the nights will flame with fire.*

do it, do it, do it, do it.

all the way. all the way.

*you will ride life straight to perfect laughter,
its the only good fight there is.*

"Roll the dice" de Charles Bukowski

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, é imperativo que um enorme agradecimento seja dirigido à Professora Isabel Vasconcelos que me deu a mão no início e não mais a largou. Muito obrigado não só pela constante disponibilidade e interesse que apresentou mas também pela motivação demonstrada em todo o percurso. Mais do que um prazer, aprender ao lado da Professora foi uma honra.

Ao Engenheiro Joel que, mesmo tendo dos horários mais preenchidos que tive oportunidade de observar, sempre mostrou disponibilidade para me ajudar e esclarecer todas as muitas dúvidas que foram surgindo. Por ser tão ou mais importante que isso, devo agradecer por todas as oportunidades que me concedeu que foram bem mais do que aquelas por que fiz merecer e que resultaram numa aprendizagem que jamais poderia imaginar quando iniciei o projeto.

Ao Sr. Azevedo por ter partilhado comigo parte do seu vasto conhecimento e à restante equipa da Central de Valorização Orgânica da Suldouro assim como à Engenheira Alexandra e à Engenheira Sílvia que, por múltiplas vezes, lidaram com as minhas pequenas incomodativas questões com enorme amabilidade.

À minha família, em particular ao meu pai, mãe e irmão, a quem não costumo agradecer o suficiente, suponho.

A todos aqueles que partilharam comigo estes 5 anos de aventuras. Injusto seria não individualizar: Catarina, Guilherme, Pedro e Ricardo. Muito obrigado por todos os momentos, pelos almoços nos carros, pelas noites e manhãs, pela ovelha negra, pelas apostas, pela amizade e cumplicidade. Que nunca nos falte o futuro.

Por fim, à pessoa mais importante da minha vida: Mariana. Um agradecimento nunca será suficiente para compensar tudo o que fazes por mim há mais de 6 anos mas fica à promessa que todos os dias farei para que te sintas tão feliz quanto tu me fazes sentir.

RESUMO

De acordo com a política nacional de gestão de resíduos urbanos e face à necessidade desviar resíduos urbanos biodegradáveis de aterro e aumentar a taxa de recuperação de recicláveis, o investimento na área foi direcionado para as unidades de tratamento mecânico e biológico.

O presente trabalho explorou, através da realização de um balanço de massa, o caso prático do sistema de gestão de resíduos urbanos da Suldouro - Valorização e Tratamento de Resíduos Urbanos, S.A. por forma a avaliar se a eficiência da unidade é a suficiente para cumprir as metas que lhe foram atribuídas no âmbito do PERSU2020.

No ano de 2015, de acordo com a metodologia de cálculo prevista no PERSU2020, a Suldouro encontrava-se com uma deposição de em aterro de 59,1% cuja meta, para 2020, é de 50% e com um taxa de preparação para a reutilização e reciclagem na ordem dos 38% face aos 39% pretendidos no ano de 2020.

É âmbito do projeto uma análise crítica à legislação em vigor, nomeadamente às metodologias de cálculo e pressupostos postulados no plano estratégico em vigor sendo epilogado com propostas de alteração.

A metodologia proposta neste documento para o cálculo da deposição de resíduos urbanos biodegradáveis em aterro entra em consideração com o teor deste fluxo no refugo da unidade. Assim, no ano de 2013 – último ano completo onde se tem disponível a caracterização do refugo da Central de Valorização Orgânica -, o sistema apresentaria uma deposição de RUB em aterro na ordem dos 83,3% face aos 76,7% calculados pela metodologia do PERSU2020.

Por sua vez, para a meta relativa à preparação para a reutilização e reciclagem – rácio entre todos os materiais recuperados passíveis de valorização e o potencial de valorização previsto no PERSU2020 – propõe-se ainda, neste trabalho, a utilização de novas metodologias de cálculo da eficiência de valorização orgânica. Assim sendo, para o ano de 2015, a taxa seria de, aproximadamente, 25% face aos 38% acima mencionados.

Palavras-chave: Tratamento Mecânico e Biológico, Resíduos urbanos biodegradáveis, Balanço de massa, Composto.

ABSTRACT

According to the portuguese urban waste management policy and given the need to divert biodegradable waste from landfill and increase the recycling recovery rate, the investment in the area was directed to the implementation of mehanical-biological treatment units.

This report explored, by means of a mass balance, the case study of Suldouro – Valorização e Tratamento de Resíduos Urbanos, S.A., a municipal waste management system, in order to assess whether the unit efficiency is enough to meet the goals assigned under the portuguese urban waste legislation – PERSU2020.

In the year 2015, in line with the calculation method provided by PERSU2020, Suldouro obtained a biodegradable landfill rate of 59,1% whose goal is target at 50% by the year 2020 whereas the reuse and recycling rate was about 38%, close to its intention for 2020 established at 39%.

A critical analysis of the legislation is performed, and completed with amendments, mainly respecting the calculation methodologies and the assumptions postulated in PERSU2020.

The biodegradable waste landfill calculation methodology proposed in this report takes into consideration the content of this stream in the unit's waste. Thus, in 2013 – the last full year where the unit's waste characterization was performed – the system would have a biodegradable landfill rate of 83,3% compared to 76,7% calculated by using the PERU2020 methodology.

In turn, relatively to the reuse and recycling rate – ratio of all recovered materials liable of valuation and the potential for expected valorization expressed in PERSU2020 – is proposed the appliance of new organic recovery efficiency methods of calculation. Hense, for the year 2015, the rate would be approximately 25% set side by side with the 38% mentioned above.

Key-Words: Mechanical-Biological Treatment, Biodegradable urban waste, Organic recovery, Mass balance, Compost.

ÍNDICE

1	Objetivos	1
2	Introdução	1
2.1	Enquadramento.....	1
2.2	Evolução da política europeia de resíduos	3
2.3	Evolução da política nacional de resíduos urbanos	4
2.4	Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos	13
2.5	Caracterização de resíduos	15
3	Estado de Arte	20
3.1	Contextualização	20
3.2	Tratamento	22
3.2.1	Tratamento Mecânico	22
3.2.2	Tratamento Biológico	25
3.3	Tecnologias de Tratamento Mecânico e Biológico existentes	34
3.3.1	Bio-secagem	34
3.3.2	Estabilização Aeróbia	35
3.3.3	Digestão Anaeróbia via seca.....	36
4	Caso Prático	39
4.1	Apresentação da Empresa	39
4.2	Metas específicas para o Sistema	41
4.3	Descrição do processo	41
4.3.1	Tratamento Mecânico	42
4.3.2	Tratamento Hidromecânico	44
4.3.3	Tratamento Biológico	48
4.4	Infraestruturas complementares	52
4.4.1	Estação de tratamento de águas residuais	52
4.4.2	Biofiltros	53

5	Balanço de Massa.....	56
5.1	Metodologia.....	56
5.1.1	Recolha de dados e Equipamentos necessários	56
5.1.2	Procedimento Experimental.....	56
5.2	Resultados	57
5.2.1	Balanço de Massa	57
5.2.2	Correção do teor de água	58
5.2.3	Procedimento experimental	59
5.2.4	Análise do refugo da unidade de TMB.....	59
5.2.5	Desempenho face às metas	60
6	Discussão dos Resultados.....	63
6.1	Balanço de massa	63
6.1.1	Correção do teor de água	64
6.1.2	Procedimento experimental	65
6.2	Desempenho face às metas.....	65
6.2.1	Deposição de RUB em aterro	65
6.2.2	Preparação para a Reutilização e Reciclagem	68
6.2.3	Composto.....	70
7	Conclusões	75
8	Referências Bibliográficas	78
9	Anexos.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Metas para reciclagem e valorização de embalagens e resíduos de embalagens.....	8
Tabela 2 - Metas destinadas ao desvio de RUB de aterro	8
Tabela 3 - Valor da TGR no intervalo temporal 2015-2020	9
Tabela 4 - Metas preconizadas no PERSU2020.....	11
Tabela 5 - Avaliação do cumprimento das metas com o cenário BAU.....	12
Tabela 6 - Produção Anual de Resíduos Urbanos (10^3 t).....	15
Tabela 7 - Desempenho de Portugal face às metas preconizadas pelo PERSU2020	19
Tabela 8 - Equipamentos utilizados no tratamento mecânico	25
Tabela 9 - Parâmetros relevantes que afetam o processo de compostagem	27
Tabela 10 - Parâmetros relevantes que afetam o processo de digestão anaeróbia	32
Tabela 11 - Dados territoriais dos concelhos integrantes do sistema multimunicipal.....	39
Tabela 12 - Dados relativos aos resíduos domésticos recolhidos no ano de 2015	39
Tabela 13 - Metas específicas estabelecidas no âmbito do PERSU2020 para a Suldouro.....	41
Tabela 14 – Fluxos existentes na instalação.....	57
Tabela 15 – Refugo gerado na instalação.....	57
Tabela 16 - Recicláveis recuperados na instalação	57
Tabela 17 - Caracterização dos outputs da instalação	57
Tabela 18 - Percentagem de valorização de RUB.....	58
Tabela 19 - Produção de composto	58
Tabela 20 - Correção do teor de água do refugo gerado na instalação.....	59
Tabela 21 - Caracterização dos outputs da instalação com a correção de água	59
Tabela 22 - Percentagem de valorização de RUB com correção de água	59
Tabela 23 - Caracterização física do refugo da unidade de TMB	60
Tabela 24 - Deposição de RUB em aterro (%) ao longo dos anos	61
Tabela 25 - Desempenho do sistema face à meta de preparação para reutilização e reciclagem	62
Tabela 26 - Comparação dos outputs da instalação para o trimestre	64
Tabela 27 - Deposição de RUB em aterro (%) ao longo dos anos com novo método de cálculo	67
Tabela 28 - Desvio de RUB na unidade de TMB da Suldouro	68
Tabela 29 - Valorização de RUB para o cálculo da meta de preparação para a reutilização e reciclagem	69
Tabela 30 - Preparação para a reutilização e reciclagem ao longo dos anos com novo método de cálculo	69
Tabela 31 - Evolução da produção de composto em Portugal	71
Tabela 32 - Classificação do corretivo orgânico com base na sua composição física	71

Tabela 33 - Normas de utilização do composto consoante a sua classe.....	72
Tabela 34 - Caracterização do composto produzido na Suldouro.....	73
Tabela 35 - Evolução da produção de composto na Suldouro	73
Tabela 36 - Infraestruturas existentes em 2014 em Portugal Continental.....	85
Tabela 37 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente	86
Tabela 38 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente encaminhados para TMB	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Evolução do número de lixeiras em Portugal Continental	5
Figura 2 - Avaliação do cumprimento das metas do PERSU I	6
Figura 3- Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos em Portugal Continental	14
Figura 4 - Composição física dos resíduos urbanos produzidos em Portugal Continental no ano de 2014.....	16
Figura 5 - Distribuição relativa dos destinos diretos dos resíduos em Portugal Continental em 2010 e 2014.....	17
Figura 6 - Hierarquia da gestão de resíduos	18
Figura 7 - Interior de um trommel.....	23
Figura 8 - Interior de um separador balístico	24
Figura 9 - Funcionamento de um separador ótico.....	24
Figura 10 - Processo Herhof Stabilat©	34
Figura 11 - Processo de compostagem em túnel, na Áustria.....	35
Figura 12 - Processo de compostagem em túnel	36
Figura 13 - Processo de digestão anaeróbia, na Alemanha	37
Figura 14 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente encaminhados para TMB	40
Figura 15 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente.....	40
Figura 16 - Constituição de um pulper.....	44
Figura 17 - Rejeição de contaminantes pesados nos pulpers	46
Figura 18 - Remoção da fração pesada no GRS.....	48
Figura 19 - Processo de tratamento num biofiltro.....	54
Figura 20 - Evolução da deposição de RUB em aterro (%) de 2010-2015	61
Figura 21 - Influência da unidade de TMB para o cumprimento da meta de preparação para a reutilização e reciclagem no ano de 2015	62
Figura 22 - Comparação da evolução da deposição de RUB em aterro (%) com diferentes metodologias	67
Figura 23 - Influência da unidade de TMB para o cumprimento da meta de preparação para a reutilização e reciclagem no ano de 2015, com nova metodologia de cálculo.....	70
Figura 24 - Evolução do número de infraestruturas durante a vigência do PERSU I	84
Figura 25 - Esquema da Instalação	88

NOMENCLATURA

BAU – *Business as usual*

CDR – Combustível derivado de resíduos

CIRVER – Centro Integrado de recuperação, valorização e eliminação de resíduos perigosos

CVO – Central de valorização orgânica

ECAL – Embalagens de cartão para alimentos líquidos

ENRRUBDA – Estratégia nacional de redução dos resíduos urbanos biodegradáveis destinados aos aterros

GRS – *Grit removal system*

PAA – Programa de Ação em matéria de Ambiente

PEAD – Polietileno de alta densidade

PERSU – Plano estratégico para os resíduos sólidos urbanos

PET – Polietileno tereftalado

PIP – Política integrada do produto

PIRSUE - Plano de intervenção de resíduos sólidos urbanos e equiparados

pp – Pontos percentuais

RE – Resíduos de embalagem

REEE – Resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos

RU – Resíduos urbanos

RUB - Resíduos urbanos biodegradáveis

SGRU – Sistemas de gestão de resíduos urbanos

SUMA – Serviços Urbanos e Meio Ambiente, S.A

TB – Tratamento biológico

TGR – Taxa de gestão de resíduos

TM – Tratamento mecânico

TMB – Tratamento Mecânico e Biológico

WtE – *Waste to energy*

, - Separador decimal

. – Separador dos milhares

1 OBJETIVOS

Este projeto compreende como principal objetivo avaliar de que forma a instalação de uma unidade de Tratamento Mecânico e Biológico (TMB) se integra na gestão de resíduos urbanos e permite cumprir os objetivos para as quais foi dimensionada, através da realização de um balanço de massa ao sistema.

Um outro objetivo passava por, através do acompanhamento operacional das diversas etapas do processo produtivo da Central de Valorização Orgânica (CVO), identificar os fluxos materiais e, se possível, determinar oportunidades de melhoria ao longo da linha.

Perante os resultados obtidos ao longo da realização prática do trabalho, tornou-se ainda um objetivo da presente dissertação a análise crítica da legislação em vigor que suporta a gestão de resíduos urbanos com o objetivo de propor a alteração de alguns dos pressupostos adotados.

2 INTRODUÇÃO

2.1 Enquadramento

Os sistemas – naturais ou antropogénicos - atingem uma estabilidade dinâmica assente num balanço de entradas e saídas. Todavia, um desequilíbrio neste balanço, como aquele provocado por um crescimento excessivo da população e um consumo desmedido de recursos não renováveis, pode representar uma situação de insustentabilidade.

Foi uma situação semelhante que impulsionou a Humanidade para o desenvolvimento de sistemas apropriados de gestão de resíduos. No século XIV, o continente europeu foi dizimado pela Peste Negra resultante das más práticas de gestão ambiental, nomeadamente no despejo dos resíduos em sítios indiscriminados.

A correlação entre saúde humana e a necessidade da existência de um sistema eficiente de gestão de resíduos ficou bem patenteada com o incidente referido, ainda que tenha sido apenas em pleno século XIX, em Inglaterra, que se deu a sistematização da gestão de resíduos, impulsionada por um mecanismo já existente de aproveitamento de poeiras com elevado teor de carvão (Costas A Velis, Wilson, & Cheeseman, 2009).

A recolha, processamento e deposição dos resíduos pode implicar um uso indesejado de terreno com perda de valor de certas localizações, o que entra diretamente em conflito com o fator de aumento contínuo da população, que traz consigo a necessidade de ocupação de mais espaço,

pelo que existem dificuldades também na escolha dos locais para processamento e deposição de resíduos (Reinhart, C. Bolyard, & Berge, 2016).

Com este contínuo crescimento da população, bem como com a industrialização de quase todo o mundo, é estimada uma produção global de resíduos urbanos equivalente a 2,2 mil milhões de toneladas por ano – 1,42kg/*per capita*/dia - o que faz da gestão desta problemática uma das mais influentes na questão das alterações climáticas. (Consonni, Giugliano, & Grosso, 2005; Hannan, Al, Hussain, Basri, & Begum, 2015; Son & Louati, 2016; The World Bank, 2012)

Estudos publicados (Cecere, Mancinelli, & Mazzanti, 2014; Mazzanti & Zoboli, 2009) arguíram que, numa União Europeia que tem como primeira prioridade a redução da produção de resíduos, se verificou uma maior preponderância nos incentivos à reciclagem e aumento da sua eficiência quando comparados com aqueles existentes para favorecer a diminuição da geração de resíduos urbanos.

Os resíduos urbanos apresentam-se como o mais nocivo subproduto resultante da atividade humana e a sua geração permite a caracterização das economias mundiais (The World Bank, 2012). Por sua vez, em rutura com o passado, alguns autores defendem a existência de uma mudança de paradigma considerando que os resíduos urbanos são, hoje em dia, cada vez mais encarados como uma mercadoria trazendo consigo benesses económicas e ambientais caso exista um adequado procedimento de gestão (Reinhart et al., 2016).

Neste sentido, o conceito de economia circular tem vindo a ganhar relevância. A economia circular rompe a ideologia “*take-make-dispose*” perpetrada pela economia linear, incentivando processos produtivos de ciclo fechado com aumento da eficiência da utilização de recursos (Ghisellini, Cialani, & Ulgiati, 2016; Jawahir & Bradley, 2016).

Todavia, esta conceção pode não alcançar a sua expressão máxima devido à visão limitada atual que se vê forçada em considerar como solução para a gestão de resíduos processos de reciclagem ou recuperação mesmo quando, em certos casos, estes se mostram ineficientes ou ainda optar por processos de tratamento químicos ou biotecnológicos, com elevados custos, não considerando que o desafio de caminhar para uma política preventiva e regenerativa não pode passar apenas por implementação das tecnologias supracitadas mas exige uma visão mais holística do sistema com intervenções em todo o ciclo de vida do processo, no *design* de soluções alternativas e nas simbioses estabelecidas não só com o ambiente como também com a economia (Geng, Fujita, Park, Chiu, & Huisingsh, 2014; Ghisellini et al., 2016).

De facto, não deve ser desconsiderada a hipótese de que horizontes sustentáveis exijam não só a introdução de conceitos inovadores como também de atores inovadores.

2.2 Evolução da política europeia de resíduos

A preocupação com a proteção do ambiente nem sempre foi uma prioridade para a comunidade europeia. De facto, os tratados iniciais – de Paris e Roma – estavam essencialmente focados no aspeto económico. Na cimeira de Paris, em 1972, os estados-membro ressaltaram a necessidade da promoção de políticas assentes na proteção do ambiente o que conduziu à criação do 1º Programa de Ação em Matéria de Ambiente (PAA) da comunidade europeia, para o intervalo temporal de 1973-1976, onde estavam consagrados os princípios da precaução e do poluidor-pagador, entre outros. Contudo, para o setor empresarial, as estratégias ambientais passavam por medidas de remediação – as primeiras políticas de resíduos tinham como enfoque as operações de fim de linha -, valorizando-se o carácter reativo em prol do preventivo.

Com o passar do tempo, verificou-se uma mudança de paradigma patenteado nos 2º e 3º PAA, compreendidos entre 1977 e 1986, onde se direccionam esforços para o desenvolvimento do conceito de prevenção da poluição e, em 1987, o Ato Único Europeu emendou o Tratado de Roma com a inclusão da proteção do ambiente como objetivo europeu. Ainda assim, foi apenas em 1989, no âmbito do 4º PAA (1987-1992), que se verificou uma expressiva alteração na política de resíduos com a sua centralização na temática de prevenção. O 4.º PAA constituiu-se assim como um quadro de transição entre as políticas definidas na década de 70, centradas sobretudo nos processos produtivos e no controlo de poluição, e as políticas surgidas em torno do conceito de desenvolvimento sustentável, assentes numa visão mais global e integrada existindo ainda a introdução de instrumentos não normativos como é o caso de taxas ambientais e disseminação de informação dentro da temática.

Os impactes ambientais associados à produção e gestão de resíduos expôs as limitações das políticas que estavam a ser preconizadas o que empurrou a comunidade para a adoção de novas medidas destinadas a reduzir a quantidade de resíduos não valorizados encaminhados para aterros e lixeiras. Neste contexto, surgem o 5º PAA, para 1993-2000, e o Tratado de Maastricht, também de 1993, que introduzem o desenvolvimento sustentável como objetivo prioritário da União Europeia. Foi, então, adotada uma visão holística do setor ambiental tendo-se introduzido o conceito de Responsabilidade Alargada ao Produtor, isto é, de alargamento da responsabilidade de gestão dos resíduos aos diversos agentes envolvidos expressa, pela primeira vez, na Diretiva sobre embalagens - Diretiva n.º 94/62/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de dezembro de 1994.

O 6º PAA, cujo cerne assenta na mesma ideologia, veio promover medidas voltadas para a separação na origem e reciclagem de fluxos prioritários de resíduos e ainda efetuar uma aclaração da disparidade entre resíduos e subprodutos. A rutura com o passado foi-se acentuando e foi transposta no 7º PAA que define como objetivo prioritário *“Tornar a União uma economia*

hipocarbónica, eficiente na utilização dos recursos, verde e competitiva” defendendo, para isso, a necessidade de ser capaz fazer dos resíduos recursos.

A política de resíduos que se iniciou centrada nos processos – e essencialmente de fim de linha –, alargou as fronteiras passando a considerar os produtos resultantes desses processos para, mais recentemente, considerar todo o sistema envolvido.

2.3 Evolução da política nacional de resíduos urbanos

De acordo com o artigo 3º do Decreto-Lei nº178/2006, de 5 de setembro, alterado e republicado pelo Decreto-Lei nº73/2011, de 17 de junho, resíduo urbano é *“o resíduo proveniente de habitações bem como outro resíduo que, pela sua natureza ou composição, seja semelhante ao resíduo proveniente de habitações”*. Os resíduos urbanos e a sua gestão apresentam especial acuidade por apresentarem características que os distinguem dos outros fluxos de resíduos, apresentando um número de produtores não só elevado como difuso. A gestão dos resíduos em Portugal está consagrada pelo Plano Nacional de Gestão de Resíduos sendo que, especificamente, a gestão dos resíduos urbanos encontra-se postulada no Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU).

Foi com a entrada em vigor do PERSU I, aprovado no ano de 1996, que se deu início em Portugal a uma gestão cuidada da questão dos resíduos urbanos tendo como origem a Diretiva 75/442/CEE do Conselho onde é decretada a obrigatoriedade dos Estados Membros elaborarem planos de gestão de resíduos.

Este plano representou um rompimento com as ideologias e procedimentos estabelecidos até então levando a intensas alterações estruturais e institucionais no setor dos resíduos urbanos.

Um dos grandes marcos do PERSU I foi a erradicação das lixeiras a céu aberto, num curto período de tempo, como mostra a Figura 1, postulada na Portaria nº187/2007, de 12 de fevereiro.

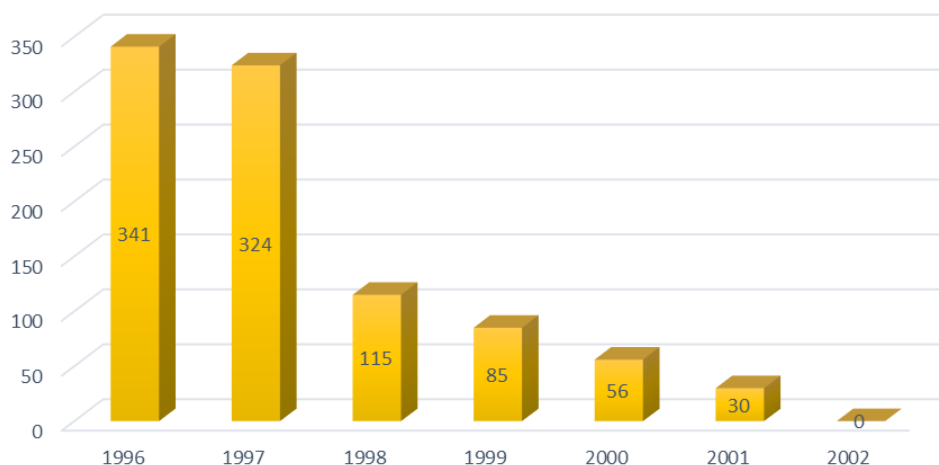


Figura 1- Evolução do número de lixeiras em Portugal Continental

Mas talvez mais do que ações pontuais, estabeleceu as bases que, desempenhando a sua função no momento, poderiam ser continuamente desenvolvidas seguindo uma nova ideologia de gestão de resíduos como é o caso do desenvolvimento de sistemas de recolha seletiva com a introdução de ecopontos e ecocentros pelo país e ainda da construção de infraestruturas – ver anexo A1 - como estações de transferência, de triagem, de valorização orgânica e, em substituição das lixeiras, aterros de deposição controlada. Essas infraestruturas, que constituíam os instrumentos que permitiam a gestão dos resíduos, estavam inseridas em Sistemas Multimunicipais e Intermunicipais, sendo os primeiros empresas constituídas pela junção de diferentes municípios com a Empresa Geral de Fomento (EGF) e os segundos apenas pela agregação de vários municípios. A economia de escala conseguida com estes sistemas foi canalizada para novos investimentos no setor o que conduziu a um aumento da eficácia na gestão dos resíduos urbanos no país.

Analisando as metas que foram estabelecidas, é possível determinar que o PERSU I não foi capaz de as satisfazer nomeadamente na redução no aumento previsível da produção de resíduos e nos processos de valorização orgânica e reciclagem, como mostra a figura seguinte, presente na Portaria nº187/2007, de 12 de fevereiro.

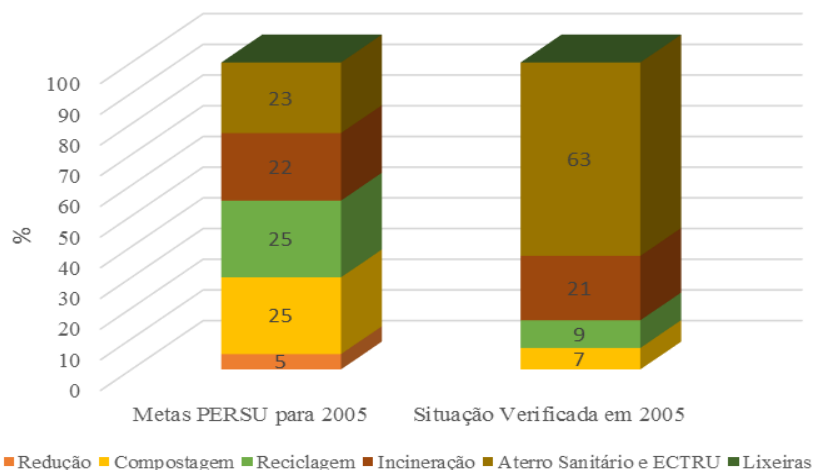


Figura 2 - Avaliação do cumprimento das metas do PERSU I

Por análise da Figura 2 é possível verificar que a deposição nas lixeiras outrora existentes foi substituída pela deposição em aterro que, ainda representando significativas melhorias ambientais, não pode ser considerada como solução ótima.

Apesar do seu inquestionável contributo, existiu a necessidade de revisão do PERSU I por inúmeros fundamentos, como é o caso: *i)* Da entrada em vigor do Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de setembro - alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho - que, transpondo a Diretiva n.º 2006/12/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de abril, aprovou o novo regime geral de gestão de resíduos regido pelos princípios de autossuficiência, de prevenção, de valorização dos resíduos em prol da sua eliminação, de preferência da reutilização sobre a reciclagem e desta última sobre a valorização energética; *ii)* Da necessidade em satisfazer os compromissos que o país havia assumido, nomeadamente no âmbito da redução da deposição de resíduos em aterro pelo que se verificou a necessidade de alargar o leque de instrumentos técnicos, jurídicos e económicos; *iii)* Da disponibilização de novo ciclo de fundos comunitários para o período de 2007-2013.

Foi este o contexto que proporcionou o desenvolvimento do PERSU II, desenhado para o intervalo temporal compreendido entre 2007-2016. Este documento foi elaborado tendo como base o anterior plano estratégico e as políticas existentes no Plano de Intervenção de Resíduos Sólidos Urbanos e Equiparados (PIRSUE), aprovado pelo despacho n.º 454/2006 (2ª série), de 9 de janeiro, no âmbito do qual foram diagnosticados os principais problemas na gestão de resíduos urbanos durante a vigência do PERSU I e identificadas as medidas e as ações a implementar pelos diversos agentes do sector com vista ao cumprimento das metas europeias, e ainda a Estratégia Nacional de Redução dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados aos Aterros (ENRRUBDA), aprovada em 2003. Esta última define a política de desvio dos resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) de aterro, convencionando, para isso, uma política de redução na fonte – análise de processos de fabrico e ainda promoção de compostagem caseira -, promoção da recolha

seletiva de matéria orgânica e de papel/cartão e ainda implementação de sistemas de valorização orgânica – aeróbia ou anaeróbia, com pré-tratamento mecânico. Esta estratégia foi impulsionada, a nível nacional, pela transposição da Diretiva “Aterros”¹, através do Decreto-Lei nº152/2002, de 23 de maio, que introduziu metas para desvio de resíduos urbanos biodegradáveis de aterro e, no sentido de as atingir, no PERSU II está consagrada uma estratégia voltada para unidades de digestão anaeróbia, compostagem, tratamento mecânico e biológico e incineração com aproveitamento energético – *Waste to energy (WtE)*.

O PERSU II, publicado pela Portaria nº 187/2007, de 12 de fevereiro, considerou como linhas orientadoras a prevenção da produção de resíduos urbanos, a promoção de uma sociedade de reciclagem, o reforço da separação na origem, a minimização da deposição em aterro, o aproveitamento da fração não reciclável para alimentar processos de *WtE*, a realização de esforços com vista ao cumprimento do protocolo de Quioto e a garantia da obtenção de informação atempada que permitisse a tomada de decisão em tempo certo. Estas linhas orientadoras foram materializadas em cinco eixos de atuação que consubstanciaram a estratégia do plano, sendo estabelecidas por forma a garantir o cumprimento dos compromissos nacionais e europeus em matéria de gestão de resíduos. De uma forma sucinta, os cinco eixos são os seguintes:

- Eixo I – Prevenção: Programa Nacional

No âmbito da prevenção, existe a divisão em duas vertentes distintas: A redução da quantidade de resíduos produzidos e a redução da sua perigosidade – incluindo a redução das pequenas quantidades de resíduos perigosos presentes no fluxo de resíduos urbanos;

- Eixo II – Sensibilização/Mobilização dos cidadãos:

Por forma a caminhar uma sociedade da reciclagem e gradualmente criar novos padrões de consumo para os cidadãos consumidores e cidadãos agentes económicos promovendo, entre outros, o reforço na educação para a gestão de resíduos considerando que as faixas etárias em idade escolar têm uma enorme relevância por permitir a influência sob comportamentos futuros e sob as gerações mais velhas;

- Eixo III – Qualificação e otimização da gestão de resíduos

Entre outras, neste eixo são equacionadas as estratégias como otimização de Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU) com agregação espacial dos sistemas plurimunicipais promovendo sinergias por forma a gerar economias de escala que permitam garantir a sustentabilidade dos sistemas de gestão o mais homogéneo possível em todo ou ainda o reforço dos sistemas ao nível de infraestruturas e equipamentos com otimização das unidades de triagem, implementação de unidades de TMB, reforço da capacidade de valorização orgânica de RUB provenientes de recolha seletiva, entre outros;

¹ Baseada nas obrigações previstas na diretiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de abril

- Eixo IV – Sistemas de informação como pilar da gestão dos resíduos urbanos

Defende uma estratégia assente na promoção de existência de informação credível e abrangente que possibilite a monitorização do sistema por forma a facilitar a tomada de decisão, ou de processamento histórico de dados para serem efetuadas comparações com outros sistemas e avaliar possíveis tendências para o futuro, entre outros;

- Eixo V – Qualificação e otimização da intervenção das entidades públicas no âmbito da gestão de resíduos urbanos

Neste eixo estão preconizados princípios como o da simplificação dos procedimentos de licenciamento das instalações de gestão dos resíduos urbanos e, entre outros, o reforço da fiscalização/inspeção através dos organismos competentes.

Ainda que não tenha constrangido a ação dos sistemas de gestão de resíduos, o PERSU II definiu uma estratégia de gestão de resíduos urbanos amplamente condicionada por dois objetivos macro que deveriam ser cumpridos. Um deles estabelecia metas para reciclagem e valorização de embalagens e resíduos de embalagens, postulado no Decreto-Lei n.º 366-A/97, de 20 de dezembro e alterado pelo Decreto-Lei n.º 162/2000, de 27 de Julho e pelo Decreto-Lei n.º 92/2006, de 25 de maio². A tabela seguinte expressa as referidas metas.

Tabela 1 – Metas para reciclagem e valorização de embalagens e resíduos de embalagens

	Meta para 2011
Valorização total de RE	>60%
Reciclagem total de RE	55-80%
Reciclagem de RE de vidro	>60%
Reciclagem de RE de papel/cartão	>60%
Reciclagem de RE de plástico	>22,5%
Reciclagem de RE de metais	>50%
Reciclagem de RE de madeira	>15%

A acrescentar a estas metas, teriam ainda de ser atingidas as metas de desvio de aterro de RUB – o outro objetivo macro - originárias da Diretiva “Aterros” e sua transposição nacional, definidas em função da quantidade total – em peso - de RUB produzidos no ano de 1995, também elas presentes na Tabela 2.

Tabela 2 - Metas destinadas ao desvio de RUB de aterro

janeiro de 2006	janeiro de 2009	janeiro de 2016
75%	50%	35%

² Transpõe para o direito nacional a Diretiva n.º 94/62/CE do Parlamento e do Conselho, de 20 de Dezembro de 1994

Uma vez que o horizonte temporal do PERSU II está compreendido entre 2007 e 2016, a meta estabelecida para janeiro de 2006 encontra-se fora do âmbito estando prevista uma revisão da estratégia no plano por forma a cumprir as metas estabelecidas para 2009 e 2016.

Para além dos objetivos acima apresentados, também vinculados no PERSU II encontravam-se objetivos de reciclagem para o papel e cartão não embalagem por apresentar um enorme contributo não só para a promoção da reciclagem mas também por auxiliar ao cumprimento da meta de desvio de RUB de aterro. Outros fluxos específicos, como é o caso de pilhas, óleos alimentares e Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrónicos (REEE), por serem alvo de gestão de entidades gestoras com sistemas específicos não se encontravam no âmbito do PERSU II pelo que os seus quantitativos não foram contabilizados nos objetivos nacionais.

Ainda que tenham sido cumpridas as metas de reciclagem de resíduos de embalagens presentes na Tabela 1, verificou-se um desvio significativo face a outros objetivos previstos no PERSU II, como foi o caso da valorização de RUB e a capacidade da recolha seletiva.

O regime geral da gestão de resíduos estabelecido pelo Decreto-Lei nº 178/2006 de 5 de setembro - alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho -, além de sustentar o desenvolvimento do PERSU II, promoveu a criação da taxa de gestão de resíduos (TGR), à semelhança do que se verificava em vários países vizinhos, como instrumento tributário, sendo mobilizados ditos tributos para compensar os custos administrativos de acompanhamento das respetivas atividades, incentivar a redução da produção de resíduos, estimular o cumprimento dos objetivos nacionais em matéria de gestão de resíduos e melhorar o desempenho do sector. A taxa, de periodicidade anual, é incidente sobre a quantidade total de resíduos geridos pelas entidades responsáveis fazendo variar o seu valor, inicialmente de: i) 1€/t de resíduos geridos pelo Centro Integrada de Recuperação, Valorização e Eliminação de Resíduos Perigosos (CIRVER) e instalações de incineração e co-incineração ; ii) 2€/t de resíduos urbanos depositados em aterro; iii) 2€/t de resíduos resultantes de produtos introduzidos no mercado cuja gestão esteja a cargo de sistemas de fluxos específicos de resíduos e que não sejam encaminhados para reutilização, reciclagem ou valorização; iv) 5€/t de resíduos inertes e não perigosos depositados em aterro. A taxa tem sofrido inúmeras alterações estando a mais recente contida na Lei nº82-D/2014, de 31 de dezembro – “Fiscalidade Verde” – que consagra o aumento gradual do seu valor conforme apresenta a tabela seguinte.

Tabela 3 - Valor da TGR no intervalo temporal 2015-2020

Ano	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Valor da TGR (€/t de resíduos)	5,5	6,6	7,7	8,8	9,9	11,0

Este valor só será pago na íntegra no caso de deposição de resíduos em aterro observando-se um pagamento de 70% do valor apresentado na Tabela 3 para operações de incineração em terra e 25% no caso de ocorrer valorização energética.

Com o passar do tempo, tem-se verificado uma mudança de paradigma e a reorientação da estratégia de gestão dos resíduos sendo que, seguindo os trâmites naturais de proteção do meio ambiente e da saúde humana, promovendo a redução da produção de resíduos e a sua perigosidade, procura agora fazer a sua integração no ciclo de produção de outros materiais no sentido de minimizar a extração dos recursos naturais e mitigar os impactes que tal atividade acarreta, promovendo o conceito de economia circular.

Como atrás mencionado, em 2013 foi, em sede da União Europeia, aprovado o 7º PAA - definido para o mesmo horizonte temporal do PERSU 2020-, onde figuram estratégias comuns àquelas postuladas no plano estratégico nacional como o de considerar os resíduos como fonte de recurso e reduzir a sua produção – *per capita* e em termos absolutos –, diminuir a deposição em aterro, otimizar eficiência da reciclagem e desenvolver mercados para matérias-primas secundárias, acrescentando um limite à valorização energética de materiais que não sejam recicláveis.

A adicionar aos desvios existentes face ao cumprimento das metas estabelecidas no PERSU II, o plano carecia de reformulação devido à necessidade de adaptar a estratégia de gestão de resíduos não só à reorganização dos sistemas de gestão existentes bem como à necessidade de garantir o escoamento de recicláveis e outros materiais provenientes do tratamento de resíduos urbanos, como o composto e Combustível Derivado de Resíduos (CDR), de apropriar os esforços às novas metas comunitárias de preparação para a reutilização e reciclagem (2020), da recalendarização das metas para deposição de RUB em aterro – devido ao distanciamento verificado, a Comissão Europeia concedeu uma derrogação de 4 anos para as metas relativas a 2009 e 2016 estendendo-as para 2013 e 2020, respetivamente (Hogg et al., 2014) - e ainda ao desenvolvimento do novo quadro financeiro plurianual da União Europeia para 2014-2020. Surge, então, o PERSU2020 - substituindo o PERSU II que, caso contrário, vigoraria até o ano de 2016 – definido para o horizonte temporal compreendido entre 2014 e 2020.

Esse novo plano, aprovado pela Portaria nº 187-A/2014, de 17 de setembro, defende uma nova política assente no aproveitamento económico dos resíduos geridos e gerados, usando, em particular, o setor dos resíduos urbanos como meio de estimulação das economias locais e nacionais ao mesmo tempo que integra o cidadão fazendo dele peça integrante no sistema global de gestão. Da mesma forma que o PERSU I preconizou o fim da existência de lixeiras, este plano tem como meta a eliminação gradual da deposição de resíduos em aterro – com erradicação direta de resíduos urbanos até 2030 -. Estão inseridos no âmbito do plano a gestão de resíduos urbanos excluindo-se aqueles originados por grandes produtores, isto é, que sejam responsáveis por uma

produção superior a 1.100 litros e ainda fluxos específicos como equipamentos elétricos e eletrônicos, pilhas e acumuladores usados ou ainda embalagens.

No PERSU2020, é dirigido o foco para a atuação a montante na cadeia de gestão de resíduos e a jusante com a potenciação das infraestruturas existentes através da otimização de processos por forma a garantir o cumprimento das metas estabelecidas – aplicando a hierarquia da gestão de resíduos, a sustentabilidade ambiental, social e financeira e a proteção da saúde humana evitando ou diminuindo os impactes ambientais que advêm de uma ineficiente gestão.

Dos inúmeros objetivos presentes no plano destacam-se os seguintes: i) Prevenção da produção e perigosidade dos resíduos urbanos; ii) Aumento da preparação para reutilização, da reciclagem e da qualidade dos recicláveis; iii) Redução da deposição de resíduos urbanos em aterro; iv) Valorização económica e escoamento dos recicláveis e outros materiais do tratamento dos resíduos urbanos; v) Aumento do contributo do setor para outras estratégias e planos nacionais.

O PERSU2020 institui, então, as metas globais e as medidas que devem ser aplicadas para o cumprimento da estratégia definida para o período compreendido entre 2014 e 2020 onde estão determinadas as seguintes:

Tabela 4 - Metas preconizadas no PERSU2020

Parâmetro	Meta	Prazo
Redução da produção de resíduos em peso face a 2012	7,6%*	31/12/2016
	10%*	31/12/2020
Deposição de RUB de aterro	35%*, ^a	julho de 2020
Taxa de preparação para reutilização e reciclagem ³	50%*	31/12/2020
Reciclagem de resíduos de embalagem	70%*	31/12/2020
Retomas de materiais com origem em recolha seletiva	47 kg/hab.ano	31/12/2020

**- As metas são determinadas em função do peso dos resíduos; a- face à quantidade total de RUB produzida em 1995 (2.252.720 t⁶).*

Com vista ao cumprimento das metas estabelecidas, existe uma acentuada necessidade de reduzir a quantidade de RUB depositados em aterro, aumentar a reciclagem dos resíduos de embalagens e melhoria e incremento na eficiência de instalações de valorização material.

³ Para efeitos da meta, são contabilizados matérias de vidro, papel e cartão, plástico, metal, madeira e resíduos urbanos biodegradáveis.

De modo a que tal seja possível, e uma vez que não existe uma única solução para responder a todas as variantes dos sistemas de gestão, o plano defende a opção por tecnologias que sirvam o propósito de responder às metas existentes sem comprometer as responsabilidades económicas e ambientais dos sistemas de gestão de resíduos. Com este propósito, neste documento estratégico existe a definição de metas e objetivos a atingir sem se restringirem soluções técnicas.

Embora as metas a atingir sejam a nível nacional, houve uma distribuição dos esforços exigidos a todos os sistemas de gestão com adequação de metas específicas aos mesmos sendo que o cumprimento dessas metas permite atingir a meta global nacional – à exceção da meta de redução da produção de resíduos, onde é apenas, segundo o PERSU2020 estabelecida a meta a ser atingida a nível nacional.

Para a atribuição das metas específicas, cada sistema de gestão teve de fornecer informação das suas operações, como os fluxos de resíduos e ainda possíveis melhorias a efetuar para o período de 2012 a 2020 sendo que com essa informação foi elaborada uma previsão da produção de resíduos urbanos através de um cenário hipotético de *Business As Usual* (BAU), que genericamente considera que as tendências no presente se mantêm no futuro.

A análise comparativa entre a situação obtida com o cenário traçado e as metas propostas concluiu que apenas seria cumprida a meta de redução de RUB em aterro, como mostra a seguinte tabela, de acordo com o PERSU2020.

Tabela 5 - Avaliação do cumprimento das metas com o cenário BAU

Parâmetro	Cenário BAU	Meta para 2020
Preparação para a reutilização e reciclagem (%)	44	50
Deposição de RUB em aterro (%)	35	35
Retomas de materiais com origem em recolha seletiva (kg/(hab.ano))	30	47

Assim sendo, foram delineados os esforços necessários para cumprimento das mesmas, assentes nas estratégias acima discriminadas com um plano de ação dirigido para o aumento da capacidade de valorização orgânica que, não só tem um impacte significativo na meta de desvio de RUB de aterro, como também faz com que a meta de preparação para a reutilização e reciclagem seja alcançada, aumento da eficiência nos processos de triagem e tratamento mecânico e amplificação do sistema de recolha seletiva.

Tendo em conta as informações recolhidas junto dos sistemas de gestão tanto ao nível de fluxos de resíduos como também de infraestruturas existentes, estabeleceram-se níveis mínimos e máximos para a exigência dos objetivos específicos para cada sistema. Assim, a meta mínima de preparação para a reutilização e reciclagem de resíduos urbanos – em % de resíduos urbanos

recicláveis – situa-se nos 35% e a meta máxima nos 80% ao passo que para a deposição de RUB em aterro – em % de RUB – é definido como meta mínima os 10% e como meta máxima, respeitante ao esforço mínimo exigido, os 50%.

2.4 Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos

De acordo com o artigo 5º do Decreto-Lei 73/2011, de 17 de junho, que alterou e republicou o Decreto-Lei nº178/2006, de 5 de setembro, a responsabilidade de gestão dos resíduos - e os respetivos encargos - é incumbida ao produtor sendo, no entanto, estabelecida uma diferenciação na responsabilidade de gestão com a mesma a ser por conta do município caso a produção diária não exceda os 1.100 litros.

A gestão de resíduos, conforme postulado no Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de setembro, alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho, artigo 3º, aloca em si a *“recolha, o transporte, a valorização e a eliminação de resíduos, incluindo a supervisão destas operações, a manutenção dos locais de eliminação no pós-encerramento, bem como as medidas adotadas na qualidade de comerciante ou corretor”*. Não se inicia nem termina o capítulo da gestão de resíduos com o aspeto ambiental visto que, uma adequada gestão de resíduos, isto é, aquela que valoriza a maioria dos resíduos produzidos, permite não só a redução do impacto ambiental como também um ganho económico significativo.

Em Portugal, a gestão de resíduos urbanos é asseverada por 23 sistemas de gestão de resíduos urbanos sendo 12 deles multimunicipais e os restantes intermunicipais. Nos sistemas intermunicipais, os municípios detêm sempre a maioria do capital, por força da lei das empresas municipais. Por outro lado, os sistemas multimunicipais eram inicialmente explorados por empresas públicas controladas pela EGF, que detinha a maioria do capital, sendo o restante pertencente às autarquias que compunham o sistema. Todavia, com a privatização da EGF - agora *Environmental Global Facilities* – através da sua aquisição pelo grupo Mota-Engil verificou-se uma alteração da natureza jurídica dos sistemas multimunicipais, que passaram a ser detidos maioritariamente por capitais privados, de acordo com o Decreto-Lei nº 96/2014, de 25 de junho.

Uma análise aos sistemas existentes envolvendo o número de municípios abrangidos, dispersão geográfica ou condições socioeconómicas apresenta uma distinta heterogeneidade que tem consequências em todo o processo de gestão, desde escolha de opções bem como infraestruturas existentes – ver anexo A2. A figura seguinte apresenta os sistemas existentes em Portugal Continental (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a) .

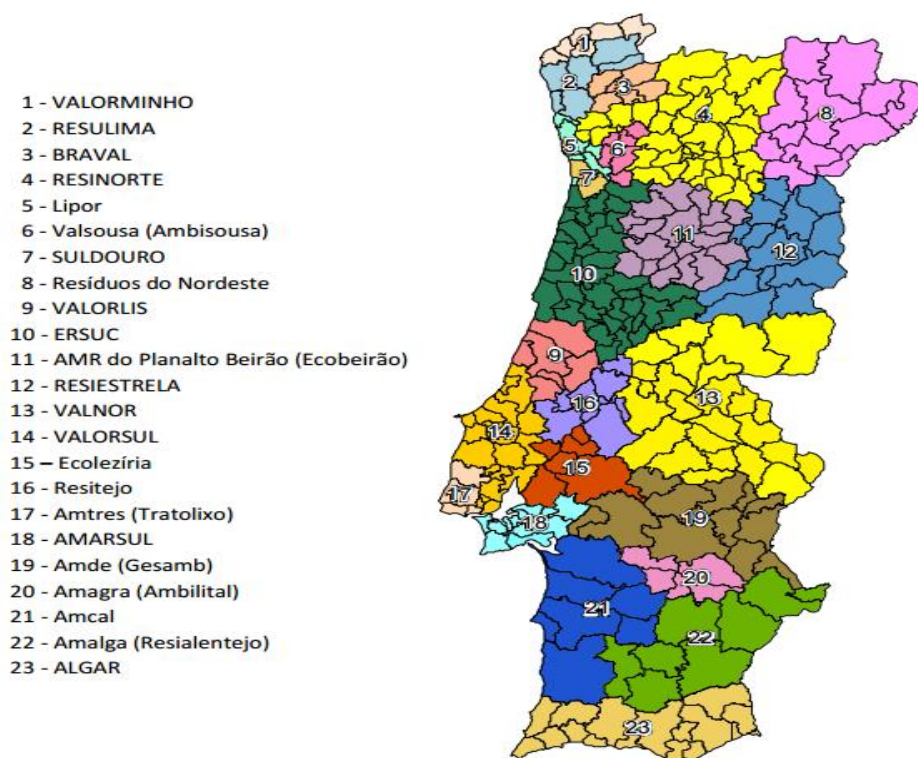


Figura 3- Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos em Portugal Continental

2.5 Caracterização de resíduos

De acordo com os dados mais recentes disponibilizados, no ano de 2014, os SGRU geriram, em Portugal Continental, cerca de 4,474 milhões de toneladas o que representa – ver Tabela 6 – um aumento de cerca de 2,5% face ao ano anterior. Este consumo representa uma capitação anual de 452 kg/(hab.ano) – exibe um aumento de 3% face ao ano anterior-, que é equivalente a uma produção diária de 1,24 kg de resíduos urbanos por habitante (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015b). Portugal encontra-se, ainda assim, abaixo da média de 2013 dos 28 países da União Europeia situada nos 481 kg/(hab.ano). A tabela seguinte apresenta a produção anual de resíduos urbanos para o ano de 2014 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a).

Tabela 6 - Produção Anual de Resíduos Urbanos (10³ t)

Região	2011	2012	2013	2014
Portugal Continental	4.888	4.525	4.363	4.474
Região Autónoma da Madeira	124	114	106	110
Região Autónoma dos Açores	147	143	139	136
Total	5.159	4.782	4.608	4.720
Variação*	-6%	-7%	-4%	2%

**- A variação é calculada face ao ano anterior.*

Este aumento verificado em 2014 contraria a tendência dos restantes anos e pode estar relacionado com o aumento do poder de consumo dos cidadãos devido à retoma económica existente no país (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a).

Ainda que o aumento do consumo possa ser um bom indicador económico, não o é em termos de cumprimento das metas previstas que, como já referido, compreendem uma redução da produção de resíduos pelo que o ano de 2014 representou um distanciamento face às metas.

A figura seguinte apresenta a caracterização física dos resíduos produzidos em Portugal Continental (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a).

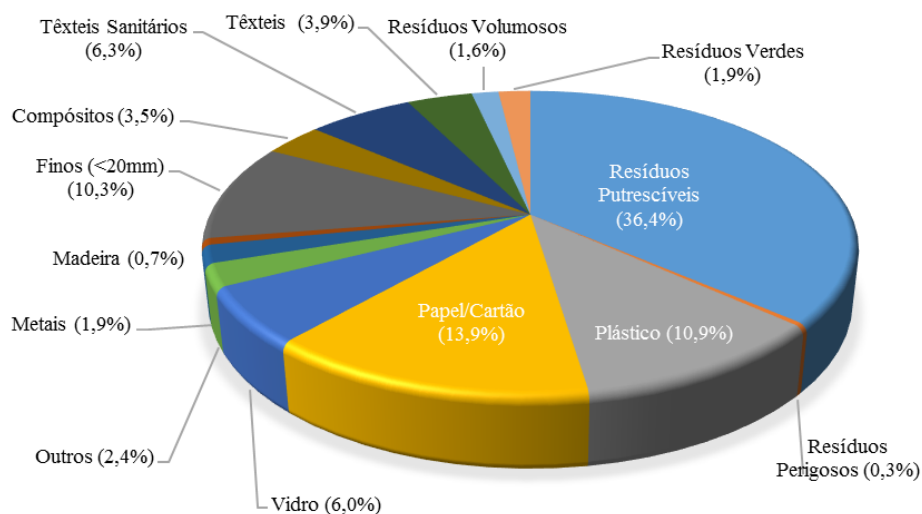


Figura 4 - Composição física dos resíduos urbanos produzidos em Portugal Continental no ano de 2014

Da figura acima apresentada é possível retirar que os três grandes grupos de resíduos mantêm o seu peso o que se pode atribuir à ausência de alteração dos padrões de consumo.

De acordo com a Diretiva “Aterros”, os RUB têm na sua constituição os bio-resíduos, os resíduos verdes recolhidos separadamente e o papel e cartão – incluindo ECAL – pelo que, para o ano de 2014, esta categoria representa mais de 50% da produção total de resíduos.

Em termos de material reciclável e passível de valorização, é considerada uma fração disponível de cerca de 73%⁴, pelo que se justifica o investimento em medidas que permitam uma gestão e valorização mais eficiente dos resíduos (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a).

O aumento da qualidade e quantidade de resíduos recolhidos seletivamente é uma das metas estabelecidas no PERSU2020 todavia, em 2014, registou-se ainda uma fração de 86,4% dos resíduos recolhidos de forma indiferenciada (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a, 2015b).

A figura seguinte apresenta a distribuição relativa aos destinos diretos atribuídos aos resíduos para o período compreendido entre 2010 e 2014 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a).

⁴ Entre os materiais passíveis de valorização, destacam-se as categorias de bio-resíduos, papel e cartão, plástico, vidro, metal, madeira e compósitos.

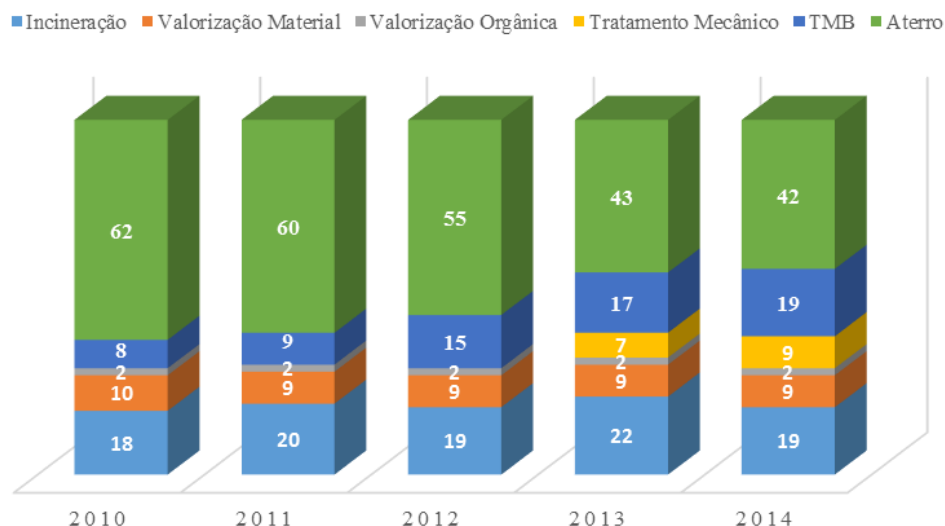


Figura 5 - Distribuição relativa dos destinos diretos dos resíduos em Portugal Continental em 2010 e 2014

De acordo com a Figura 5 é possível verificar que foi apenas em 2013 que se verificou que a maioria dos resíduos produzidos não foi diretamente encaminhada para aterro e que em 2014 esse valor se manteve praticamente inalterado.

De destacar que o a percentagem de valorização material não verifica variação desde o ano 2011. Uma vez que esta fração representa material recolhido seletivamente é possível concluir que não se está a caminhar para o cumprimento das metas estabelecidas tanto em concertação europeia como nacional. Marçal *et al.*, no Relatório Anual dos Resíduos Urbanos de 2014, defende que tal situação é justificável não pela falta de esforço e investimento dos sistemas de gestão de resíduos urbanos mas sim pela ausência de adaptação por parte da população que resiste a alterar comportamentos.

O recurso ao TMB tem vindo a sofrer um aumento acentuado representando um contributo significativo no desvio de resíduos depositados diretamente em aterro por forma a promover processos – reciclagem e outras formas de valorização - respeitando a hierarquia de gestão de resíduos – ver Figura 6.

Ainda que o indicador “destino direto” seja extremamente relevante na análise da gestão de resíduos, este fica aquém do que realmente se verifica, isto é, não considera toda a quantidade de resíduos que são, de facto, depositados em aterro uma vez que não considera os refugos e rejeitados dos processos de tratamento. Caso essa contabilização fosse efetuada, a fração de resíduos depositado em aterro representaria cerca de 60% em 2013 e 58% em 2014, valores consideravelmente superiores aos apresentados na Figura 5 (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a).

A gestão de resíduos deve ser preferencialmente efetuada seguindo uma ordem que está postulada na hierarquia da gestão de resíduos, como mostra a figura seguinte, adaptada do artigo

7º Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho - alterou e republicou o Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de setembro.



Figura 6 - Hierarquia da gestão de resíduos

De acordo com os dados apresentados na Figura 5, é possível concluir que o destino dos resíduos ainda se distancia bastante da hierarquia da gestão utilizada como referência devido à acentuada à deposição em aterro que é, segundo artigo 7º do Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de setembro - alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho - considerada como “a última opção de gestão, justificando-se apenas quando seja técnica ou financeiramente inviável a prevenção, a reutilização, a reciclagem ou outras formas de valorização”. Em 2014, apenas 9 dos 23 sistemas de gestão de resíduos urbanos depositaram menos de 80% dos resíduos geridos sendo que nesse grupo, 3 recorreram à incineração como processo alternativo (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a).

Como já referido, Portugal encontra-se comprometido a atingir as metas estabelecidas no PERSU2020. A Tabela 7 apresenta o desempenho do país face ao cumprimento das metas referidas.

De salientar a que o resultado obtido para a meta de Desvio de RUB de aterro apresenta valores distintos em dois documentos diferentes sendo que no Relatório Anual de Resíduos de 2014 a meta situa-se nos 52% ao passo que no Relatório do Estado do Ambiente 2015 a meta atinge os 53%. Por outro lado, não é apresentado – em nenhum dos relatórios – o posicionamento do país face ao cumprimento da meta de retomas de materiais com origem em recolha seletiva sendo que o valor presente na tabela seguinte está presente no Relatório do Estado do Ambiente e refere-se não às retomas mas sim à quantidade de material recolhido seletivamente.

Tabela 7 - Desempenho de Portugal face às metas preconizadas pelo PERSU2020

Parâmetro	Resultado em 2014	Meta
Redução da produção de resíduos face a 2012	1,3%*	7,6% a 31/12/2016
		10% a 31/12/2020
Deposição de RUB de aterro	52%/53 ^{*,a}	35% em julho de 2020
Taxa de preparação para reutilização e reciclagem	29%*	50%
Retomas de materiais com origem em recolha seletiva	62 kg/hab.ano	47 kg/hab.ano

**- As metas são determinadas em função do peso dos resíduos; a- face à quantidade total de RUB produzida em 1995 (2.252.720 t⁶).*

3 ESTADO DE ARTE

3.1 Contextualização

A gestão dos resíduos sólidos é uma ferramenta vital para as entidades gestoras em todo o mundo para evitar e/ou gerir problemas de poluição originários da produção de resíduos urbanos, cuja quantidade e composição é função de diversos fatores como o nível de vida, atividades comerciais e hábitos alimentares (Dong, Jin, & Li, 2003; Usón, Ferreira, Vásquez, Bribián, & Sastresa, 2012).

A deposição em aterro continua a ser, em muitos locais do mundo, a opção dominante de gestão de resíduos (Laner, Crest, Scharff, Morris, & Barlaz, 2012; Pantini, Verginelli, Lombardi, Scheutz, & Kjeldsen, 2015; Siddiqui, Richards, & Powrie, 2013). Contudo, tal como já estabelecido, até com um sistema de deposição controlada bem estabelecido, este processo pode acarretar diversos impactos negativos no ambiente tais como (Müller & Amlinger, 2013):

- Geração e libertação de gases ricos em metano que tem um impacto significativo no aquecimento global sendo que os aterros foram já considerados um dos maiores contribuintes antropogénicos para o fenómeno (Pantini et al., 2015)
- Geração de lixiviados que possuem na sua composição inúmeros contaminantes que têm a capacidade de contaminar os solos e os lençóis freáticos (Siddiqui et al., 2013);
- Geração de odores que podem causar incómodos a populações que estejam instaladas nas proximidades do aterro.

Face a estas preocupações, em todo o mundo, surgiram novas restrições ao processo de deposição em aterro (Siddiqui et al., 2013). Assim, a Comissão Europeia, criou, em 1999, a *European Parliament and Council Landfill Directive 99/31/EC* por forma a garantir que os estados membros adotassem novas estratégias com o propósito de limitar a deposição de RUB em aterro (Scaglia et al., 2013; Siddiqui et al., 2013).

O principal objetivo da diretiva centra-se em evitar os problemas associados ao processo de deposição focando-se na qualidade da água – superficial e subterrânea -, do solo, do ar e da saúde humana e, para isso, estabeleceu um plano de ação que promove a separação da fração orgânica dos resíduos urbanos na fonte para produção de composto; valorização energética dos resíduos e ainda um TMB produzindo composto, podendo este ser depositado em aterro. (Scaglia et al., 2013; Usón et al., 2012)

Neste contexto surgem as primeiras unidades de TMB com vista à redução do impacto gerado por deposição de resíduos urbanos em aterro. De notar que as este tipo de unidades, dentro de um sistema integrado de gestão, têm um carácter complementar – e não de substituição – sendo que a jusante irá ser necessário o recurso a outros mecanismos de gestão, como valorização

material e/ou orgânica (DEFRA (UK), 2013b; Guinan, Timoney, Kirkman, Kristiansen, & O'Sullivan, 2013; Müller & Amlinger, 2013).

O seu desenvolvimento foi, então, impulsionado pelo acima descrito (Guinan et al., 2013) e o desvio de matéria orgânica de aterro está intimamente ligado à funcionalidade das unidades de TMB sendo que é sua característica a versatilidade que dispõem, comprovada pela variedade de processos que permitem executar (Müller & Amlinger, 2013):

- Pré-tratamento anterior à deposição em aterro, retirando material orgânico e inorgânico para aproveitamento
- Redução da matéria orgânica em aterro através da redução da sua massa seca
- Estabilização da matéria orgânica sob a forma de composto para ser utilizado nos solos
- Tratamento da matéria orgânica com vista à recuperação de biogás para recuperação de energia
- Secagem dos resíduos com vista à produção de combustível derivado de resíduo.

Este processo pode ser definido como algo que parcialmente processa resíduos urbanos através de remoção mecânica de parte de frações de resíduos e de um tratamento biológico da restante parte por forma a permitir uma gestão mais adequada a jusante (Archer, Baddeley, Klein, Schwager, & Whiting, 2005; Montejo, Tonini, Márquez, & Fruergaard Astrup, 2013) com a qualidade dos produtos finais a ser influenciada pelas características físicas e químicas dos resíduos de entrada sendo que esta tecnologia tem-se afirmado na gestão de resíduos oriundos de recolha indiferenciada (Adani, Tambone, & Gotti, 2004; Farrell & Jones, 2009; Pantini et al., 2015; Piedade & Aguiar, 2010; Siddiqui et al., 2013).

A separação mecânica permite criar um fluxo com uma fração seca, de conteúdo rico em energia, essencialmente constituído por materiais como plástico, papel e cartão, metais e madeira permitindo, em muitos casos, a recuperação e valorização desses materiais não só para evitar a sua deposição em aterro como também aproveitar o valor que ainda detêm (Cimpan, Maul, Jansen, Pretz, & Wenzel, 2015; Cook, Wagland, & Coulon, 2015; Maria, Micale, Sordi, Cirulli, & Marionni, 2013).

Apesar de ser amplamente utilizado com uma alimentação de resíduos recolhidos indiferenciadamente, existe ainda a possibilidade de processar resíduos recolhidos de forma seletiva com vista à produção de um produto orgânico estabilizado a ser utilizado como um composto. Por outro lado, terá uma reduzida fração de material que possa ser utilizado para valorização material ou energética (Piedade & Aguiar, 2010).

3.2 Tratamento

3.2.1 Tratamento Mecânico

Esta fase do tratamento compreende métodos que possuem como objetivos a redução de tamanho, separação e recuperação de recicláveis a partir dos resíduos urbanos alimentados ao sistema. Além disso, prepara o fluxo de resíduos para as etapas a jusante (DEFRA (UK), 2013b; Guinan et al., 2013).

As etapas acima descritas representam um procedimento que tem como objetivo a obtenção de um *output* valorizado. Caso o objetivo seja apenas o de estabilização dos resíduos para posterior deposição em aterro, pode não existir qualquer processo de separação ou recuperação (DEFRA (UK), 2013b).

A preparação inicial do tratamento consiste, usualmente, na remoção de objetos de grandes dimensões como é o caso de colchões, carpetes, rodas e outros materiais que poderiam, caso contrário, implicar problemas de funcionamento nas etapas seguintes (DEFRA (UK), 2013b).

Posteriormente, existe uma ação adicional por forma a disponibilizar todo o conteúdo alimentado ao sistema. Isto é alcançado através do rompimento dos recipientes que normalmente contêm os resíduos. Dependendo da tipologia de processo escolhido, podem existir ainda técnicas de redução de calibre e homogeneização dos resíduos com vista a preparar para as fases subsequentes. Como já referido, é possível personalizar o processo conforme o que dele se pretende granjear pelo que os métodos e equipamentos utilizados vão também alternar. A separação dos materiais é efetuada com base em diferenças de comportamento consoante o material de que é constituído – densidade, peso, condutividade elétrica, forma, magnetismo, entre outros - (DEFRA (UK), 2013b).

3.2.1.1 Equipamentos utilizados

Separadores Granulométricos (Crivo ou *trommel*):

Estes equipamentos são utilizados para efetuar a separação de uma mistura de resíduos em dois – ou mais – fluxos.

O *trommel* é um equipamento muito utilizado para separar fluxos de resíduos urbanos indiferenciados sendo que é constituído por um tambor rotativo perfurado – como mostra a Figura 7⁵ - permitindo que os materiais de menor dimensão caiam, separando-se assim do restante fluxo.

⁵ Em: <<http://www.blue-group.com/en/mobile-machinery/doppstadt-trommels/sm-trommel/doppstadt-sm-518/>>

(Acedido em 14/06/2016)

Os materiais de dimensões superiores à malha do tambor permanecem em rotação até à saída do equipamento (Yi-shun Chen, Hsiau, Lee, Chyou, & Hsu, 2010; Lau et al., 2005).

O crivo tem exatamente o mesmo princípio de funcionamento do *trommel* e é utilizado para o mesmo fim sendo que este equipamento tem de estar instalado sob um sistema vibratório ao passo que o *trommel* tem em si incorporado o tambor rotativo (Piedade & Aguiar, 2010).



Figura 7 - Interior de um *trommel*

Separadores densimétricos (Separador Balístico)

Equipamentos como o separador balístico permitem a separação do fluxo em duas – ou três – frações de acordo com propriedades dos materiais como o seu peso, densidade e forma.

Este processo de separação é obtido através da ação conjunta entre a inclinação do equipamento e a ação de crivos longitudinais oscilatórios, perfurados com uma malha para a remoção de materiais de menores dimensões.

Também é possível realizar uma separação densimétrica através da utilização de um fluxo de ar que permite a separação de materiais leves, como o papel e plásticos, de materiais pesados, como vidro e metais ferrosos (Piedade & Aguiar, 2010). A imagem seguinte⁶ mostra o formato dos crivos no interior do equipamento.

⁶ Em: < <http://ambisort.com/sistemas-de-cribado/>> (Acedido em 14/06/2016)



Figura 8 - Interior de um separador balístico

Separadores Óticos

Este equipamento permite a classificação e subsequente separação dos materiais em diferentes categorias através do recurso a radiação na área do visível, infravermelho, raios-x, entre outros.

O princípio de funcionamento é baseado na incidência de radiação nos materiais que absorvem parte dela, refletindo a outra pelo que mudanças neste comportamento implica a existência de diferentes materiais sendo que, quando o equipamento reconhece a tipologia do material pelo espectro existente em memória, aciona automaticamente um jato de ar comprimido que ejeta o componente para fora do fluxo, direcionando-o para contentorização (Brunner, Fomin, & Kargel, 2015; CHEMIK, 2012; Neidel & Jakobsen, 2013). A figura seguinte⁷ apresenta o processo esquemático do funcionamento de um separador ótico.

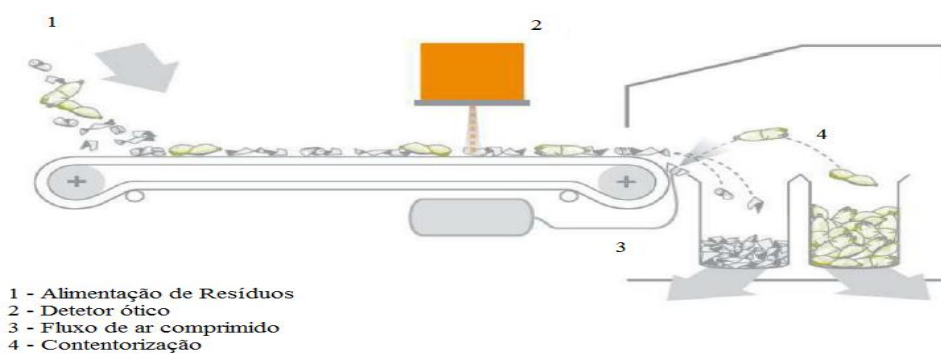


Figura 9 - Funcionamento de um separador ótico

⁷ Adaptado de < http://www.residuosprofesional.com/wp-content/uploads/2014/04/Funcionamiento_TITECH-900x300.jpg > (Acedido em: 14/06/2016)

A tabela seguinte apresenta outros equipamentos que são, usualmente, utilizados no processo de tratamento mecânico.

Tabela 8 - Equipamentos utilizados no tratamento mecânico

Adaptado de (Piedade & Aguiar, 2010)

Equipamento	Função	Operação
Abre Sacos	Tornar acessíveis às operações de separação a jusante os materiais que são alimentados ao sistema	Funcionamento mecânico – discos rotativos cortantes, por exemplo – ou por termofusão do plástico.
Separadores Magnéticos	Permitem a recuperação de metais ferrosos do fluxo dos resíduos, tirando partido das suas propriedades magnéticas.	Exige a correta seleção da força do campo magnético – função do peso dos resíduos e da distância ao magneto - a aplicar por forma a vencer a altura e peso dos resíduos e retirar os metais ferrosos do fluxo.
Separadores de metais não ferrosos	Permitem a recuperação de metais não ferrosos do fluxo dos resíduos	Envolve a geração de campos magnéticos repulsivos para os metais não-ferrosos a partir de correntes elétricas induzidas por um campo magnético variável (corrente de Foucault).
Mesas de triagem	Permitem a recuperação de materiais a serem definidos no processo.	Permite obter materiais separados com menor teor de contaminantes. No entanto, conduz a maiores quantidades de rejeitados, em virtude de alguns materiais não serem facilmente identificados, prejudicando a sua separação da mistura.

3.2.2 Tratamento Biológico

Este tipo de tratamento destina-se à fração orgânica contida nos resíduos urbanos que, mesmo já estando pré-tratada, pode conter uma grande variedade de componentes. Restos de comida e resíduos verdes são amplamente indicados para este tipo de tratamento, todavia, em resíduos urbanos provenientes de recolha indiferenciada podem ter na sua constituição elementos como papel e cartão que, ainda que biodegradáveis, demoram mais tempo e podem implicar uma diminuição na eficiência e qualidade do processo (DEFRA (UK), 2013a).

O tratamento biológico - que pode ser operado em condições aeróbias e/ou anaeróbias – tem por finalidade converter a fração orgânica num material estável (Guinan et al., 2013).

Usualmente, o *output* desta fase do tratamento será um material orgânico estável para ser utilizado como fertilizante ou corretor de solos podendo ainda haver a possibilidade de se produzir energia elétrica ou calor a partir do biogás originado.

Existem três vertentes para este tipo de tratamento: i) Estabilização aeróbia; ii) Digestão Anaeróbia; iii) Bio-secagem (DEFRA (UK), 2013b; Guinan et al., 2013).

Todas as variantes apresentadas centram-se na decomposição da matéria biodegradável por ação de microrganismos - bactérias e fungos - que utilizam os resíduos como substrato garantindo assim a reprodução e crescimento das colónias (DEFRA (UK), 2013a).

3.2.2.1 Estabilização Aeróbia

O processo de compostagem pode ser realizado com um sistema alimentado com resíduos urbanos recolhidos de forma indiferenciada ou resíduos putrescíveis obtidos através de recolha seletiva. De uma forma genérica, este processo compreende 4 etapas: 1) pré-processamento, 2) decomposição, 3) pós-processamento podendo-se considerar como quarta etapa a de colocação do produto final no mercado (Diaz, Savage, & Golueke, 2002).

Esta técnica permite uma redução de 50% em volume com o consumo de 50% da matéria orgânica existente – em base seca - sendo que da ação dos microrganismos resulta a libertação de dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O) e a formação de um produto final, o composto (Benlboukht, Lemee, Amir, Ambles, & Hafidi, 2016; Diaz et al., 2002). Os sistemas mais comuns para a realização do processo são as pilhas estáticas, revolvidas ou compostagem em túnel.

O produto final estabilizado, uma vez maduro designa-se por húmus e assemelha-se ao solo, tanto em cor como em odor e, como já referido, a sua qualidade está amplamente relacionada com o rigor do controlo processual bem como a qualidade dos resíduos alimentados ao sistema podendo representar uma importante ferramenta em procedimentos de biorremediação e de melhoria das características físicas, químicas e biológicas dos solos através do aumento da quantidade de nutrientes no sistema (Benlboukht et al., 2016; L. Zhang & Sun, 2016).

Ainda que o processo de degradação biológica seja algo intrínseco ao meio ambiente, o processo de compostagem otimiza-o – em termos de velocidade processual e qualidade do produto final – através do controlo de alguns parâmetros como são os casos de pH, temperatura, presença de microrganismos, humidade, razão carbono/azoto (C/N) e arejamento do sistema garantindo-se assim as condições ótimas para que os microrganismos sejam capazes de degradar a matéria orgânica existente. Estes parâmetros podem sofrer alterações ao mesmo tempo que ocorre a degradação da matéria orgânica o que pode, como já referido, afetar a qualidade do produto final (Z. Li, Lu, Ren, & He, 2013).

A tabela seguinte resume a influência que cada parâmetro acima descrito desempenha no processo de estabilização aeróbia.

Tabela 9 - Parâmetros relevantes que afetam o processo de compostagem

Adaptado de (Couth & Trois, 2012; Diaz et al., 2002; Z. Li et al., 2013)

Fator	Relevância	Valores médios aconselháveis
Temperatura	Indica o equilíbrio biológico e eficiência do processo. Garante higienização	Função da fase do processo. Deve situar-se entre 50-60°C durante 1 semana para eliminação dos organismos patogénicos
Humidade	Garante a atividade dos microrganismos para realizarem a decomposição da matéria orgânica.	45-60%
pH	Garante a atividade dos microrganismos e controla produção de amónia	Deve situar-se entre 6 e 8
Relação Carbono/Azoto	Garante à população de microrganismos condições nutricionais e metabólicas não limitantes.	20:1/ 25:1
Tamanho das partículas	Menor o tamanho significa maior área superficial em contacto com os microrganismos, sendo necessário manter níveis adequados de porosidade.	Função do material a ser compostado. 13 mm – 15 cm
Arejamento	Afeta atividade microbiana e consequente degradação de matéria orgânica. Permite controlo da distribuição da temperatura	Concentração de oxigénio inferior a 10% implica anaerobiose; Níveis ótimos entre 14-17%

Na fase de pré-processamento, para além da receção estão ainda incluídas fases de remoção de contaminantes, redução do calibre e ajuste de propriedades fundamentais – acima referidas - para o controlo do processo, que conhece dois estádios: degradação aeróbia e maturação (Couth & Trois, 2012; Diaz et al., 2002).

O processo de compostagem é essencialmente uma sucessão ecológica de populações de microrganismos que se inicia com a proliferação da população “indígena” que é capaz de utilizar os nutrientes presentes no estado primitivo dos resíduos cujas alterações que induzem no meio permitem o aparecimento de outras populações que melhor se adaptam às novas condições. A referida sucessão de comunidades permite a obtenção de uma curva que é aproximadamente igual à tradicional curva de crescimento dos microrganismos e que, neste processo, espelha também o comportamento de subida e queda da temperatura (Diaz et al., 2002).

Assim, inicialmente, dá-se a proliferação dos microrganismos através do consumo de açúcares, amido, celulosas simples e aminoácidos que estejam disponíveis nos resíduos iniciando-se a decomposição dos resíduos que permite a libertação de mais nutrientes o que, por sua vez, possibilita a aceleração da atividade microbiana que é acompanhada pelo aumento da temperatura.

A duração desta fase está intimamente ligada com o tipo de resíduos utilizados sendo que é substancialmente mais reduzida quando estão a ser utilizados resíduos putrescíveis ou verdes provenientes de recolha seletiva (Diaz et al., 2002).

Como já mencionado, devido ao aumento significativo da atividade microbiana verifica-se também um aumento ininterrupto da temperatura, que se mantém até existir matéria orgânica facilmente biodegradável em concentração suficiente para suportar a expansão da atividade microbiana, podendo ser atingidas temperaturas de 70°C. É nesta fase que ocorre a higienização do sistema com a eliminação dos microrganismos patogénicos – que são termosensíveis – dando-se a degradação de compostos mais complexos, como proteínas e celulose. A duração desta fase está também dependente da qualidade dos resíduos e condições de operação que permitem uma oscilação temporal de 5-6 dias até 2 -5 semanas (Diaz et al., 2002).

Uma vez que a matéria orgânica vai sendo degradada ao longo do processo, esta deixa de estar tão disponível pelo que a atividade biológica vai diminuindo iniciando-se uma fase de maturação onde existe um maior rácio de matéria orgânica difícil de degradar pelo que a proliferação de microrganismos sofre um decréscimo que é acompanhado por uma diminuição da temperatura até atingir valores equivalentes à temperatura ambiente (Couth & Trois, 2012; Diaz et al., 2002).

3.2.2.2 Digestão Anaeróbia

Digestão Anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigénio onde se dá a conversão de matéria orgânica num gás constituído por dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄), conhecido como biogás que pode ser utilizado como combustível por forma a gerar energia calorífica ou elétrica (Botheju & Bakke, 2011; Lee, Suh, Ahn, & Shin, 2009; Müller, 2009).

Numa primeira fase, substâncias poliméricas de cadeia longa, como carboidratos, proteínas e lípidos, insolúveis e de elevado peso molecular, são fragmentadas das suas ligações covalentes nos seus monómeros correspondentes (açúcares, aminoácidos e ácidos gordos de cadeia longa, respetivamente) por exoenzimas (lipases, celulasas, proteases, peptidases, etc). Esta etapa é denominada hidrólise (Botheju & Bakke, 2011).

Esta fase é de extrema importância em todos processos de digestão anaeróbia sendo bastante estudada por poder constituir uma etapa limitante do processo (Botheju & Bakke, 2011; Myint, Nirmalakhandan, & Speece, 2007).

Têm vindo a ser realizados estudos no sentido de contornar a situação acima apresentada envolvendo a introdução, no sistema, de quantidades controladas de oxigénio. Os resultados dos ensaios demonstram que, apesar de poder acelerar a hidrólise e ainda ter um efeito positivo na produção de metano, o sistema pode também ser influenciado negativamente dependendo do tipo de reator e das condições operacionais (Botheju & Bakke, 2011). É possível também, configurar

os sistemas para a existência de uma etapa a montante da digestão anaeróbia onde se promove a hidrólise com a introdução de oxigénio tendo-se verificado um aumento da produção de biogás com 75% de conversão da matéria orgânica (Nguyen, Kuruparan, & Visvanathan, 2007).

De seguida, inicia-se a etapa da acidogénese que consiste na fermentação dos subprodutos originados na fase anterior através da ação de bactérias acidogénicas. Esta etapa implica a formação de ácidos gordos voláteis (AGV) como o ácido acético ou propiónico, hidrogénio, dióxido de carbono e etanol (Botheju & Bakke, 2011).

À acidogénese, segue-se uma etapa onde os ácidos orgânicos produzidos anteriormente são consumidos implicando a produção de acetatos, dióxido de carbono e hidrogénio. Esta etapa tem o nome de acetogénese.

Por fim, durante a metanogénese, os produtos resultantes são transformados, por bactérias anaeróbias obrigatórias, em metano e dióxido de carbono. A produção de metano pode ser efetuada a partir da degradação de acetato originado na etapa anterior – 70% do metano tem a sua origem neste ramal - ou através do consumo de dióxido de carbono e hidrogénio por um diferente consórcio de microrganismos (Botheju & Bakke, 2011).

Além da produção do biogás, o outro produto resultante do processo é um digerido que pode conhecer dois destinos distintos. Pode ser diretamente utilizado como fertilizante líquido de solos – tendo de cumprir regulamentos definidos – ou, e mais comum, pode ser sujeito a um tratamento de estabilização posterior por digestão aeróbia (DEFRA (UK), 2013a, 2013b; Müller, 2009). No outro destino possível, o digerido sofre uma etapa de desidratação seguindo-se um período de maturação que é um processo comum de compostagem com vista à estabilização do digerido – e sua higienização – e remoção do odor. O resultante deste processo pode também vir a ser utilizado como corretivo de solos, caso os seus parâmetros cumpram os regulamentos em vigor (DEFRA (UK), 2013a). Comparativamente com os processos de digestão aeróbia, aqui é gerada uma menor quantidade de calor sendo, todavia, emprestada menos energia ao processo (Müller, 2009).

Existem inúmeras tecnologias de digestão anaeróbia com variações processuais quanto ao regime hidráulico - contínuo ou descontínuo -, ao teor de sólidos no digestor e também quanto à gama de temperaturas em que se opera o processo sendo possível conceber a realização do mesmo num único estágio ou em múltiplos estágios.

Quanto ao teor de sólidos, a digestão anaeróbia pode ocorrer tanto numa fase seca como numa fase húmida sendo que esta é definida pela concentração total de sólidos. A bibliografia não é absoluta na definição de fronteiras entre as fases. Alguns autores (Piedade & Aguiar, 2010) consideram a existência de uma fase seca assim que a concentração de sólidos seja superior a 30% e um regime semi-seco se a concentração de sólidos se situar entre os 12-25% ao passo que outros (Kothari, Pandey, Kumar, Tyagi, & Tyagi, 2014; Motte et al., 2013) defendem um regime seco a partir de 15%, com otimização da eficiência se a gama se situar entre os 20-40% de concentração

de sólidos, aproximadamente. Outros autores diferem na definição de uma fronteira para um regime semi-seco – definindo, para tal, uma concentração de sólidos entre 10-20% - considerando um regime seco para materiais com um teor de sólidos superior a 20% (Cho et al., 2013).

O processo de digestão anaeróbia por via húmida implica a necessidade de introdução de água – para o caso de tratamento de resíduos urbanos, isoladamente – ou de uma mistura com águas residuais ou excreções líquidas de animais, num cenário de co-digestão o que significa que, para este sistema, não só será maior o consumo de água como também a produção de efluentes com necessidade de tratamento e o volume necessário para o reator, ainda que parte desta possa ficar retida nos subprodutos do processamento. É num processo realizado por via seca que se verificam maiores taxas de degradação todavia, existe neste cenário, uma maior exigência face à mistura e homogeneização do substrato (Archer et al., 2005; Piedade & Aguiar, 2010).

A temperatura é um dos mais importantes fatores de estabilidade de todo o processo uma vez que está intimamente ligado à capacidade de sobrevivência e adaptação da comunidade microbiana que, por sua vez, vai ter enorme influência na degradação do substrato (Lin, Vrieze, Li, & Li, 2016; Vrieze et al., 2015). Quanto à gama de temperatura de crescimento dos microrganismos, – cuja classificação também sofre variações com diferentes autores -, estes podem ser psicrófilos para temperaturas inferiores a 20°C, mesófilos se esta se situar numa gama compreendida entre os 20°C e os 45°C – embora em termos processuais o intervalo possa ser estreitado para 30-40°C (Yenigün & Demirel, 2013). Em ambiente termofílico, a temperatura é superior a 45°C (Fernández-rodríguez, Pérez, & Romero, 2016; Yenigün & Demirel, 2013), com o intervalo ótimo situado entre 50-55°C (Fernández-rodríguez et al., 2016).

Os sistemas termofílicos são mais eficientes uma vez que, além de garantirem higienização do digerido, possuem rácios metabólicos superiores com maior produção de biogás e, sendo o oxigénio menos solúvel perante elevadas temperaturas, é mais rápida a obtenção de condições ótimas ao passo que os sistemas mesofílicos, além de possuírem um mais satisfatório balanço de energia, são menos sensíveis a mudanças de temperatura e menos propícios à ocorrência de inibição por amoníaco ou por cadeias longas de ácidos gordos (Deublein & Angelika, 2008; Fernández-rodríguez, Pérez, & Romero, 2013, 2015; Pe, Romero, & Ferna, 2008).

Têm sido realizado estudos com vista a combinar as duas gamas de temperatura, obtendo o melhor de cada um dos referidos sistemas (Fernández-rodríguez et al., 2016). O propósito desta configuração passa por iniciar o processo em condições termofílicas acelerando o processo de hidrólise que, como já mencionado, pode ser uma etapa limitante – pode garantir também a higienização através da ação da temperatura ao eliminar microrganismos patogénicos (Fernández-rodríguez, Pérez, & Romero, 2014; Fernández-rodríguez et al., 2015) - passando depois para uma fase mesofílica, garantindo estabilidade ao resto do processo (Fernández-rodríguez et al., 2016).

O pH é um parâmetro de enorme relevo por servir de base para o controlo de todo o processo sendo considerado necessário que se situe numa gama compreendida entre o 6,4 e 7,5 para otimizar a produção de metano (Lo et al., 2010; Pantini et al., 2015).

Alterações na gama de pH, como já referido, vão ter implicações nas concentrações de substâncias que poderão inibir o processo de digestão anaeróbia. Assim, valores elevados de pH aumentam a toxicidade do meio devido ao aumento de concentrações do ião livre amónia, que se apresenta como um dos maiores inibidores das bactérias (Ye Chen, Cheng, & Creamer, 2008).

Ao contrário do caso da amónia que surge com o aumento do pH, o abaixamento deste pode ser indicador da acumulação de AGV. Conforme já visto, estes são subprodutos originados na fase de acidogénese e que vão sendo sucessivamente degradados até metano todavia, concentrações elevadas podem inibir a atividade das bactérias metanogénicas (Argun, Kargi, & Kapdan, 2008; Bouallagui, Touhami, Cheikh, & Hamdi, 2005; Y. Li, Park, & Zhu, 2011).

A inibição do processo depende não só da concentração dos inibidores mas também do tipo de substrato e da capacidade de adaptação das bactérias ao inibidor sendo que as bactérias anaeróbias necessitam de uma concentração de inibidores que os caracterize como elementos traço (Deublein & Angelika, 2008).

A tabela seguinte apresenta parâmetros que devem ser controlados por forma a evitar a inibição do processo (Ye Chen et al., 2008; Deublein & Angelika, 2008; Strik, Domnanovich, & Holubar, 2006).

Tabela 10 - Parâmetros relevantes que afetam o processo de digestão anaeróbia

Fator	Relevância	Valores médios aconselháveis
Oxigénio	A maioria das bactérias acidificantes são anaeróbias facultativas. Embora as bactérias metanogénicas sejam anaeróbias obrigatórias, normalmente coexistem com as bactérias acidificantes pelo que qualquer concentração de oxigénio existente é rapidamente consumida pelas últimas não apresentando, normalmente, qualquer sinal de inibição.	<0,01 mg /L O ₂
AGV	A inibição é influenciada e amplificada pela queda do pH – os valores apresentados na coluna seguinte são válidos para pH inferior a 7 – uma vez que altera o balanço de AGV dissociados e não dissociados aumentando a concentração dos últimos que são os que possuem a capacidade de implicar distúrbios metabólicos uma vez que podem ser capazes de penetrar na membrana celular das bactérias baixando o seu pH interno o que, consequentemente, acarreta um decréscimo da velocidade metabólica ou até a morte celular.	Ácido acético <1000 mg/L Ácido butírico / Ácido valérico <50 mg/L Ácido propiónico <5mg/L
Amónia (NH₄⁺, NH₃)	Da degradação anaeróbia de compostos de azoto resulta a formação de amónia e amoníaco. A inibição pelo ião livre de amónia é amplificada pelo aumento do pH uma vez que o rácio amoníaco:amónia passa de 99:1 (pH=7) para 70:30 (pH=9). O amoníaco além de inibidor pode ser tóxico caso as concentrações o permitam, por outro lado, o ião amónia, pode provocar inibição através da remoção de potássio necessário aos microrganismos metanogénicos. Ainda assim, para concentrações reduzidas o amoníaco pode servir de nutriente para o crescimento bacteriano.	Amónia <1500 mg/L ; Amoníaco <80 mg/L
H₂S	Pequenas variações de pH situado na gama entre 6-8 poderão resultar em flutuações importantes na concentração de H ₂ S livre. A presença deste composto afeta o processo de duas formas distintas: Na quantidade – por inibição da atividade microbiana - e na qualidade do metano produzido – a sua presença exige tratamento prévio à sua utilização -	<100-800mg/L, se dissolvido <50-400mg/L , se não dissociado

Os efluentes gerados durante o processo não são, por norma, adequados para serem diretamente aplicados no solo sendo demasiado húmidos e com um elevado teor AGV, que são fitotóxicos, podendo ainda, em alguns casos, não ter ocorrido a fase de higienização. Assim, é

genericamente aceite, que, após o processo de digestão anaeróbia exista a jusante um processo de pós-tratamento para garantir a estabilização e segurança da qualidade do produto final (Mata-Alvarez, Macé, & Llabrés, 2000).

3.2.2.3 Bio-Secagem

O processo de combustão com recuperação de energia – *WtE* -, é uma das opções mais eficiente para gestão dos resíduos urbanos tendo a capacidade de reduzir o seu volume em 90% (P. Tom, Pawels, & Haridas, 2016; D. Zhang, He, & Shao, 2009). Todavia, em muitos países, a fração orgânica é predominante e, por esse fator, a composição dos resíduos urbanos tem um teor elevado de humidade, que reduz a eficiência do processo de combustão (D. Zhang et al., 2009).

A bio-secagem é uma variação da decomposição aeróbia que remove o teor de humidade e estabiliza parcialmente os resíduos urbanos (Colomer-Mendoza, Herrera-Prats, Robles-Martínez, Gallardo-Izquierdo, & Pina-Guzmán, 2013).

Apesar de ambos serem processos aeróbios, a grande diferença entre a bio-secagem e o processo de compostagem reside no facto do primeiro não ter como objetivo principal maximizar a degradação orgânica do material mas sim atingir um nível satisfatório de degradação para permitir a libertação de calor suficiente para a secagem dos resíduos, sendo um processo significativamente mais curto que a estabilização aeróbia (P. Tom et al., 2016).

O teor de humidade é removido dos resíduos através da evaporação das moléculas de água para o ar circundante que é, posteriormente, encaminhado por uma corrente de ar por forma a ser removido com os gases de exaustão (Colomer-Mendoza et al., 2013). Estudos realizados (C. A Velis, Longhurst, Drew, Smith, & Pollard, 2009) defendem ainda que humidade pode ser removida do sistema através da formação de lixiviados caindo por baixo sob a forma de escurência.

Assim, um sistema de bio-secagem está desenhado para, removendo a humidade dos resíduos, usufruir do elevado poder calorífico contido nos mesmos com vista à sua utilização em cimenteiras ou caldeiras (DEFRA (UK), 2013a; Müller, 2009).

A eficiência deste processo está dependente da convergência de parâmetros como o tipo de resíduos, microrganismos, o teor de água, entre outros. Investigações (Gómez, Lima, & Ferrer, 2006) concluíram que com um teor de humidade inferior a 35% em base húmida, a atividade microbiana era reduzida ao passo que estudos sobre o efeito da temperatura (Adani, Baido, Calcaterra, & Genevini, 2002) – ajustado pela corrente de ar introduzida – concluíram que um processo de bio-secagem acelerada gerava um produto de baixa estabilidade biológica - e vice-versa – e concluiu-se ainda que alterações periódicas na direção da corrente de ar permite eliminar diferenciais de temperatura e originar um produto mais homogéneo (Sugni, Calcaterra, & Adani, 2005).

Este processo pode ser utilizado a montante da separação mecânica uma vez que a redução do teor de humidade diminui a aderência dos resíduos o que permite otimizar esse mesmo processo (Müller, 2009; C. A Velis et al., 2009).

3.3 Tecnologias de Tratamento Mecânico e Biológico existentes

Neste subcapítulo serão apresentadas as diferentes práticas de tratamento mecânico e biológico, instaladas em diversos sistemas a nível mundial.

A tecnologia de digestão anaeróbia húmida de multi-estágio será abordada no capítulo 3 – Caso Prático – por ser o processo implementado nas instalações da Suldouro.

3.3.1 Bio-secagem

Ainda que possam existir variações consoante a instalação onde está a decorrer o processo, de uma forma genérica a sua ação processa-se de acordo com o esquema seguinte, praticado pela empresa Herhof (Archer et al., 2005).

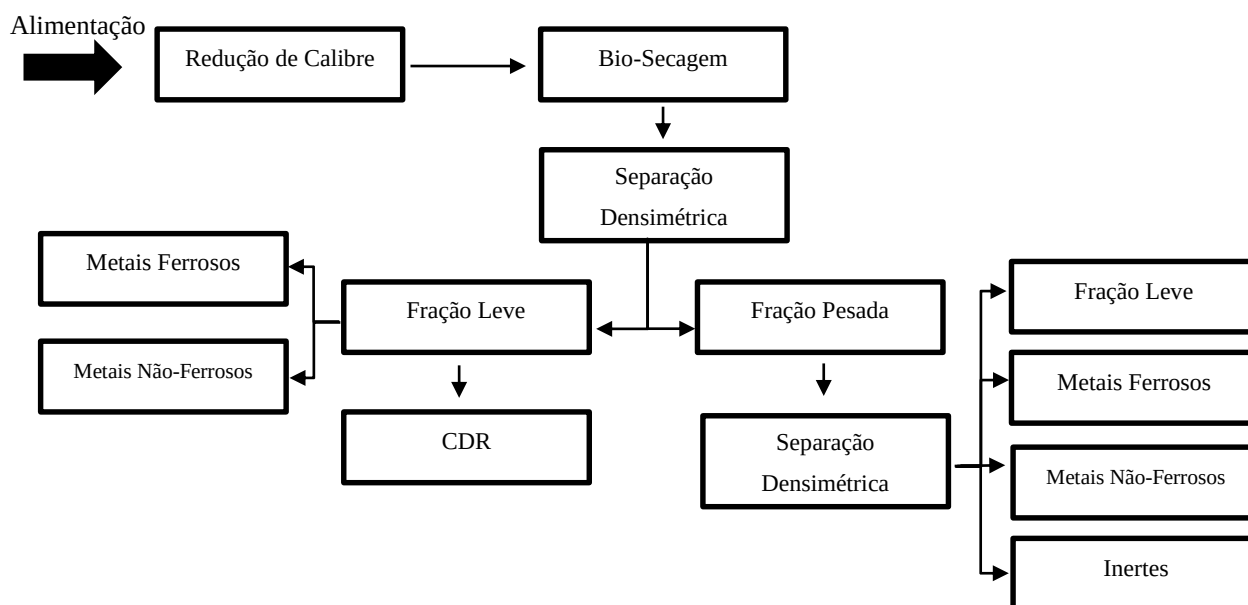


Figura 10 - Processo Herhof Stabilat©

A redução de calibre é efetuada, segundo o fabricante, para um calibre inferior a 250 mm sendo depois efetuada uma descarga para as denominadas *Herhof-Rotteboxes* onde os resíduos têm um tempo de retenção compreendido entre 3 a 10 dias – usualmente 7 dias - o que permite atingir uma redução mássica de sensivelmente 30% e um teor de água inferior a 15% (Archer et al., 2005; Herhof GmbH, 2014). Neste período é alimentado ar ao sistema de acordo com a

concentração de dióxido de carbono existente existindo recirculação do ar até que este atinja uma concentração de dióxido de carbono pré-determinada sendo, então, encaminhado para tratamento. A temperatura é mantida durante todo o período em valores próximos dos 50°C (Archer et al., 2005).

Depois do processo de secagem, efetua-se uma separação densimétrica sendo que a fração leve, após passagem pelo separador magnético e corrente de Foucault, é transformado em *pellets* por forma a ser utilizada como CDR. Por outro lado, a fração pesada passa por uma segunda separação densimétrica para remover a fração leve – essencialmente constituída por poeiras – para posteriormente se recuperar os metais existentes no fluxo restante. A fração mineral remanescente pode ser utilizada para pavimentos de estradas (Archer et al., 2005; Herhof GmbH, 2014).

3.3.2 Estabilização Aeróbia

Como já visto, o processo de tratamento mecânico e biológico, pode possuir o fator distintivo na sua fase de tratamento biológico podendo adotar processos de digestão anaeróbia – tanto húmida como seca – ou digestão aeróbia em túnel ou pilha (Archer et al., 2005).

O esquema seguinte representa a linha processual respeitante a um sistema de digestão aeróbia em túnel, implementado em Linz, Áustria (Archer et al., 2005).

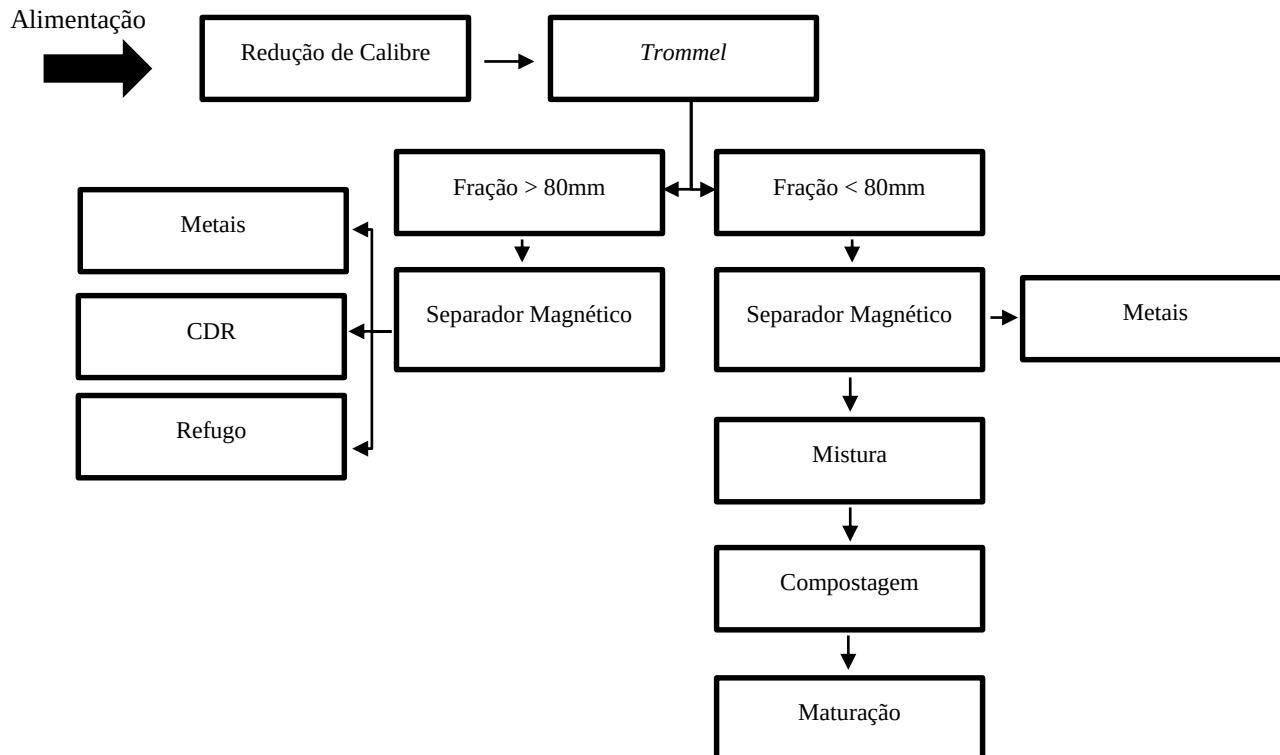


Figura 11 - Processo de compostagem em túnel, na Áustria

O processo apresentado pela figura anterior pode ser aplicado como tratamento único de resíduos embora seja preferencialmente utilizado como complemento do processo de digestão anaeróbia. A fração saída do *trommel* com granulometria inferior a 80 mm é considerada como a fração orgânica existente nos resíduos e é posteriormente misturada com material estruturante para otimizar o processo que demora aproximadamente 4 semanas, havendo, posteriormente, um período de duas semanas para maturação. O esquema seguinte ilustra o processo no interior do túnel de compostagem (STRABAG Umweltanlagen GmbH, 2007).

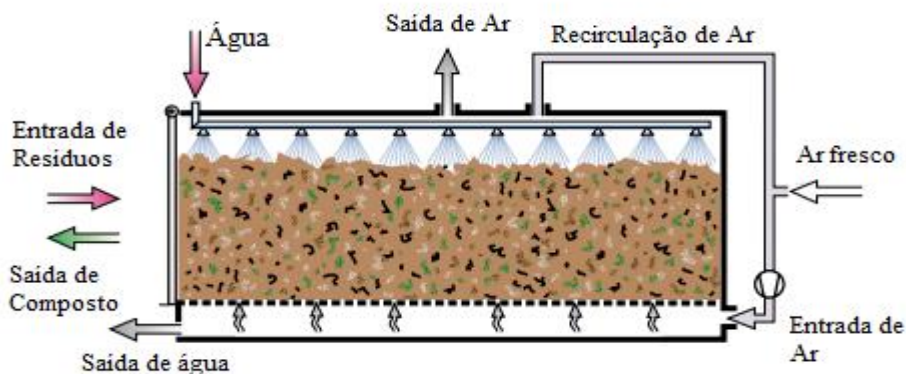


Figura 12 - Processo de compostagem em túnel

O CDR obtido da separação mecânica é compactado e enviado para uma incineradora existente nas proximidades (Archer et al., 2005).

3.3.3 Digestão Anaeróbia via seca

O esquema seguinte apresenta o desenho genérico de uma instalação para o processo de digestão anaeróbia por via seca localizado em Kaiserslautern, na Alemanha (Archer et al., 2005; Verstichel, 2015).

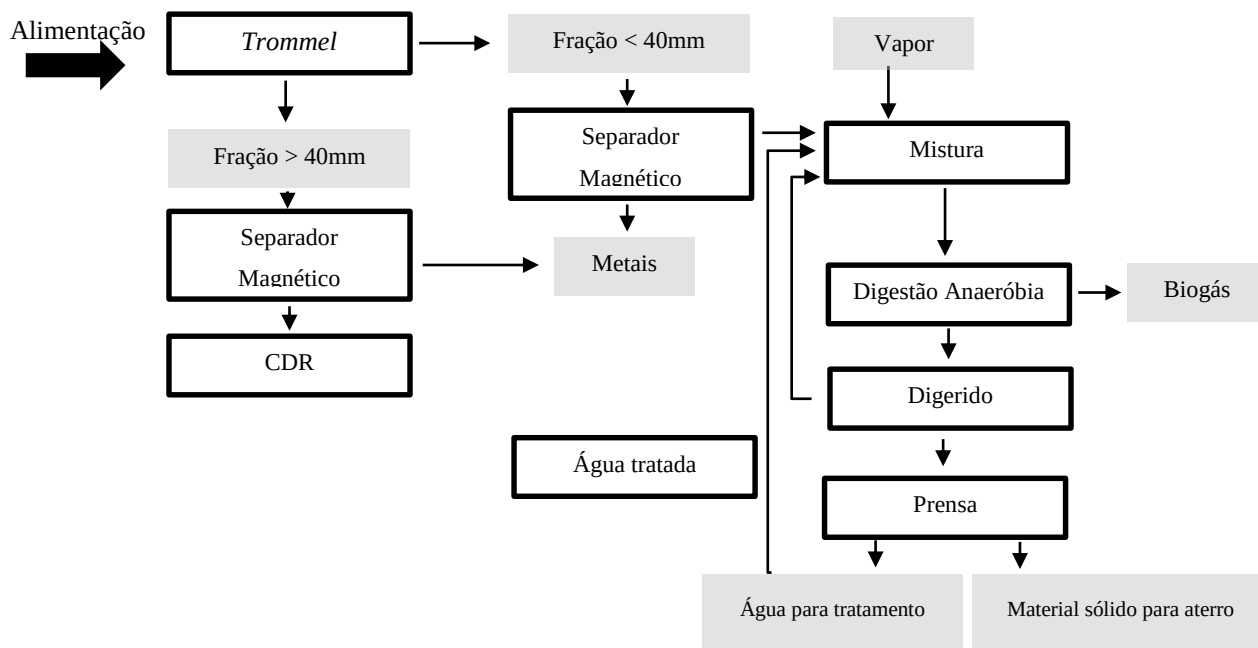


Figura 13 - Processo de digestão anaeróbia, na Alemanha

Neste processo é considerada como fração orgânica todos os resíduos com granulometria inferior a 40 mm sendo estes, após remoção de metais, encaminhados para o digestor. A fração maior que 40 mm é utilizada em instalações exteriores como CDR (Archer et al., 2005). Este procedimento é considerado como *full stream digestion* ao passo que existem unidades que aplicam *partial stream digestion* onde se verifica uma separação da fração de granulometria compreendida entre 40 a 80 mm e a inferior a 40 mm sendo que apenas esta última sofre digestão anaeróbia. Após o processo, o digerido é misturado com a fração de 40 a 80 mm dando lugar a um processo de compostagem – existe, neste caso, uma outra fração, de granulometria superior a 80 mm, que é utilizada como CDR -. Em ambos os casos, o processo de digestão anaeróbia é, usualmente, termofílico com o reator a operar a temperaturas entre 50-65°C podendo operar também em ambientes mesofílicos, com um teor de matéria seca de aproximadamente 15-40%.

Na instalação apresentada, o digerido estabilizado tem como destino a deposição em aterro - noutras instalações após a digestão anaeróbia é possível a existência de um processo de compostagem ou ainda de aplicação direta com fins agrícolas - (Archer et al., 2005; Verstichel, 2015).

Para superar a ausência de mistura no digestor, a alimentação é efetuada com uma parcela da fração de granulometria inferior a 40 mm o que permite que haja, antes da entrada no digestor uma mistura não só com vapor de água mas também com o digerido antes de ser bombada para o topo do tanque. Este processo de pré-digestão está patenteado e permite contacto de microrganismos anaeróbios com substrato fresco enquanto que o vapor de água permite manter

as condições de temperatura. O tempo de retenção de sólidos – contabilizando as sucessivas recirculações – compreende um período de aproximadamente 30 dias (Archer et al., 2005).

4 CASO PRÁTICO

4.1 Apresentação da Empresa

O sistema multimunicipal Suldouro – Valorização e Tratamento de Resíduos Urbanos, S.A. foi criado pelo Decreto-Lei nº 86/96, de 3 de julho tendo, a 30 de julho do mesmo ano, assinado o contrato de concessão com o Estado Português e os contratos de entrega e receção com os municípios que fazem parte do sistema, isto é, Vila Nova de Gaia e Santa Maria da Feira.

Os dados territoriais encontram-se discriminados na tabela seguinte.

Tabela 11 - Dados territoriais dos concelhos integrantes do sistema multimunicipal

Concelho	População residente ⁸ (hab)	Área do território (km ²)	Densidade Populacional (hab/km ²)
Santa Maria da Feira	139.610	215,88	646,7
Vila Nova de Gaia	301.819	168,46	1791,6
Total	441.429	384,34	1148,5

Para gerir os resíduos produzidos por estes dois concelhos, o SGRU possui em carteira: i) Dois aterros sanitários: Um localizado em Sermonde, Vila Nova de Gaia e o outro em Gestal, Santa Maria da Feira; ii) Estação de triagem adjacente ao aterro sanitário de Sermonde; iii) Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico adjacente ao aterro sanitário de Sermonde.

Os dados relativos à proporção de resíduos provenientes dos dois municípios que constituem o sistema encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12 - Dados relativos aos resíduos domésticos recolhidos no ano de 2015

Concelho	Proporção (%)
Santa Maria da Feira	25
Vila Nova de Gaia	75

Nos meses de março e abril de 2016, foi efetuada uma caracterização dos resíduos urbanos do sistema – primeira das duas campanhas anuais – tendo sido efetuadas análises aos resíduos recolhidos seletivamente, aos resíduos recolhidos indiferenciadamente e aos resíduos que são

⁸ No ano de 2014, de acordo com as estimativas efetuadas pelo Instituto Nacional de Estatística, em: <http://www.pordata.pt/Municipios/Popula%C3%A7%C3%A3o+residente++estimativas+a+31+de+Dezembro-120> (Acedido: 30/04/2016)

alimentados à unidade de TMB. Por não ser alvo de estudo, a caracterização dos resíduos provenientes de recolha seletiva não se encontra apresentada sendo que os restantes resultados obtidos da análise física dos outros dois casos são apresentados nas figuras 14 e 15 – nos anexos A3 e A4, encontram-se discriminadas todas as subcategorias consideradas (SUMA, 2016).

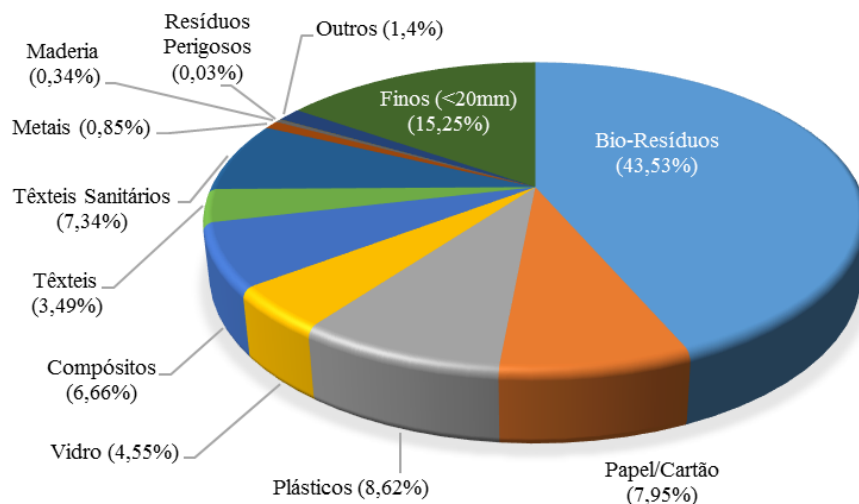


Figura 14 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente encaminhados para TMB

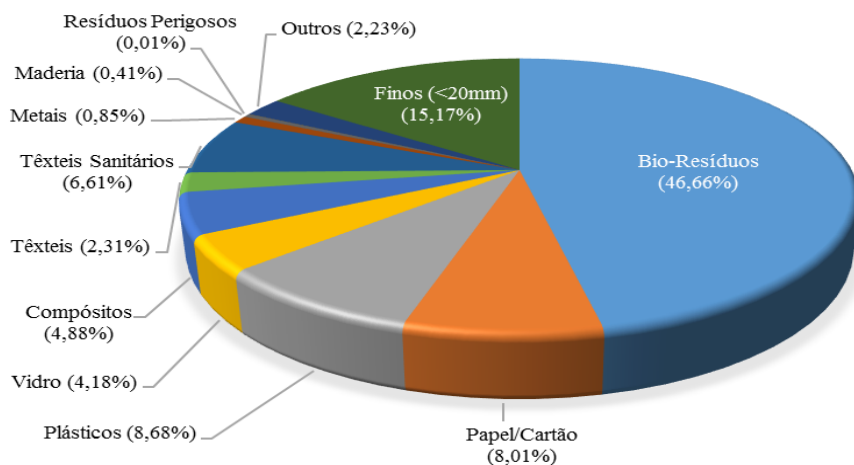


Figura 15 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente

Como seria expectável, não se verifica grande variação entre os dois casos sendo que a distribuição pelas categorias se mantém com o mesmo comportamento e com a mesma ordem de grandeza, isto é, em ambos os casos os bio-resíduos – onde estão englobados os resíduos alimentares, de jardim e outros resíduos putrescíveis – apresenta-se como o maior constituinte. Uma vez adicionadas, as frações papel/cartão e bio-resíduos – que constituem os RUB –

representam, em ambas as situações, mais de 50% - em peso - de todos os resíduos geridos pelo sistema o que constitui também um indicador do que relevo que esta fração pode apresentar face à inexistência de um sistema de gestão adequado e do potencial que existe para a sua valorização.

Comparativamente com a caracterização física dos resíduos urbanos a nível nacional - ver Figura 4 -, ainda que a tendência seja a de maior preponderância das mesmas categorias – bio-resíduos, papel/cartão, plásticos e finos -, a nível nacional verifica-se um maior conteúdo de plásticos e papel/cartão acompanhado por uma menos acentuada presença de bio-resíduos o que poderá ser explicado pela especificidade de cada sistema.

4.2 Metas específicas para o Sistema

Conforme já referido, o PERSU2020, aprovado pela Portaria n.º 187-A/2014, de 17 de setembro, para garantir o cumprimento das metas atribuídas ao país estabeleceu metas específicas para cada SGRU sendo que as metas que devem ser cumpridas pela Suldouro estão presentes no Despacho n.º 3350/2015, de 1 de abril e são transpostas para a seguinte tabela.

Tabela 13 - Metas específicas estabelecidas no âmbito do PERSU2020 para a Suldouro

Meta Ano	Deposição de RUB em aterro (%)	Preparação para reutilização e reciclagem (%RU recicláveis)	Retomas de recolha seletiva (kg per capita por ano)
2016	75	24	32
2017	75	24	33
2018	74	24	37
2019	61	32	42
2020	50	39	45

4.3 Descrição do processo

O sistema na unidade de TMB da Suldouro foi instalado pela empresa BTA com particularidades no processo de tratamento biológico, em relação às restantes tecnologias apresentadas no subcapítulo 2.3, relativo às Tecnologias de TMB existentes

4.3.1 Tratamento Mecânico

Fase I:

Esta fase precede o início do processo de tratamento mecânico representando a origem do fluxo alimentado ao mesmo. Os camiões de recolha depositam os resíduos num local adjacente ao *bunker* de alimentação do processo sendo que existe, em constante movimento, uma pá carregadora que procede não só ao confinamento dos resíduos num canto do armazém como também à alimentação do já referenciado *bunker*.

Fase II:

Já propriamente no processo, esta é uma fase que se distingue da seguinte uma vez a importância das operações aqui realizadas prende-se não só com a separação de materiais para valorização ou com a garantia da qualidade do futuro digerido mas também com a proteção dos equipamentos a jusante.

É na cabine de pré-triagem que se efetua a extração de material metálico e resíduos de grandes dimensões e volumes – monstros - por forma a evitar entupimentos ou algum impedimento da execução dos processos que precede.

Posteriormente, existe um abre sacos que tem a função de tornar disponível todo o conteúdo anteriormente confinado de maneira a que seja mais eficiente a remoção de recicláveis para valorização e de contaminantes que poderiam comprometer o tratamento biológico.

Fase III

Proveniente do abre sacos, o fluxo de resíduos é encaminhado por um tapete transportador até ao *trommel*. Neste equipamento, está instalada uma grelha com um diâmetro de abertura definido – e igual a 80 mm – sendo que através de movimentos de rotação vai fazer com que exista uma separação entre dois fluxos, um maior e outro menor que a granulometria definida.

Este equipamento segrega, então, o fluxo em duas frações distintas: Por baixo, é retirada a fração com granulometria inferior a 80 mm, mais rica em matéria orgânica e que é encaminhada para um separador magnético onde são removidos metais com vista à valorização desse material. O que não é retido no separador magnético é encaminhado para um *bunker* de armazenamento sendo, posteriormente, conduzido para o tratamento hidromecânico, abordado mais à frente.

A fração de granulometria superior a 80 mm é encaminhada para um separador balístico.

Este equipamento, que tem um efeito análogo ao do equipamento anterior, fraciona o fluxo sendo que, neste caso, surgem três fluxos diferentes: Uma fração apelidada de “finos” que tem uma granulometria inferior a 60 mm que consegue passar pela grelha sendo, por gravidade, encaminhada para o mesmo circuito que a fração inferior a 80 mm separada no *trommel*.

Outro fluxo resultante da passagem pelo separador balístico é constituído por resíduos bidimensionais – ou planos - que sendo mais leves são arrastados pelo atrito provocado pelas placas em movimento e são transferidos para uma cabine de triagem – manual e normalmente desempenhada por 3 operadores – onde se remove essencialmente filme de plástico ainda que possa também haver a separação – menos expressiva – de rolantes que não tenham sido corretamente encaminhados pelo equipamento como Polietileno Teraftalado (PET) e Polietileno de Alta Densidade (PEAD). De seguida, existe um separador magnético para remoção dos metais existentes ao passo que o que não for separado até então será considerado refugo e terá como destino a deposição em aterro controlado.

Pela parte inferior, são removidos os rolantes – material cujas características físicas permitem que sofram uma menor ação do atrito - que, através de um tapete rolante são encaminhados para o separador ótico que neste caso, está calibrado para detetar e efetuar a separação de resíduos de PET, PEAD. Os resíduos recolhidos pelo separador ótico são encaminhados para uma área de alimentação a um de dois contentores, equipados com sensores de enchimento o que faz com que a placa de encaminhamento dos resíduos gire para o outro contentor caso o primeiro esteja cheio. A existência deste mecanismo possibilita evitar a interrupção do processo em momentos de preenchimento total de um contentor sendo que o material nele contido é encaminhado para a central de triagem com vista à separação por classificação para posterior enfardamento, num turno díspar da operação com material proveniente da recolha seletiva. Tudo o resto – o que não é separado pela leitura ótica - é transportado para a mesma linha do *output* da cabine de triagem sendo sujeito ao mesmo processo.

Uma vez na triagem, os rolantes são reclassificados e voltam para armazéns da CVO pois as retomas são efetuadas em separado dos resíduos processados pela central triagem, que provêm de recolha seletiva. O refugo aqui formado também enfardado e vendido a empresas como plásticos mistos.

A linha de tratamento mecânico está instalada para que seja possível, a partir do *bunker*, proceder-se a um *bypass* da fração correspondente à matéria orgânica. Este processo, que consiste na derivação de uma fração do fluxo de resíduos da normal linha processual, encaminhando-a para a saída da instalação, pode ser realizada mediante duas situações: i) Por forma a permitir a rentabilização da unidade de recuperação de recicláveis; ii) Existência de particularidades nas etapas a jusante – processos de manutenção, avarias, por exemplo - e tendo-se excedido a capacidade de armazenamento do *bunker*.

4.3.2 Tratamento Hidromecânico

4.3.2.1 Pulpers

A fração recolhida no *trommel* – de granulometria inferior a 80 mm – juntamente com a fração separada pelo separador balístico – de granulometria inferior a 60 mm – contêm a maioria do material orgânico que deu entrada no sistema e são conduzidas a um *bunker* de armazenamento intermédio, ligado aos *pulpers* por tapetes rolantes. A existência de armazenamento explica-se com o diferencial de tempo entre o seu enchimento e a alimentação dos dois *pulpers*, que compreende um desfasamento de 40 minutos.

Neste sistema, compreende-se a existência de dois *pulpers*, ambos com um volume útil de 40 m³ o que lhes confere uma capacidade de produzir cerca de 32 m³ de polpa e dimensionados para operar 16 horas por dia, 250 dias por ano. Os dois equipamentos são capazes de executar o processo em simultâneo mas é necessário garantir um desfasamento de 40 minutos, como acima referido. É parte integrante da sua constituição um helicóide – que permite a dissolução dos resíduos biodegradáveis amplificando a eficiência do tratamento biológico - e possui, numa câmara adjacente, um ancinho que permite a remoção de contaminantes leves como madeiras, filme de plástico e têxteis enquanto que a remoção de contaminantes pesados encontra-se descrita à frente.

A Figura 16 apresenta a constituição de um *pulper*.

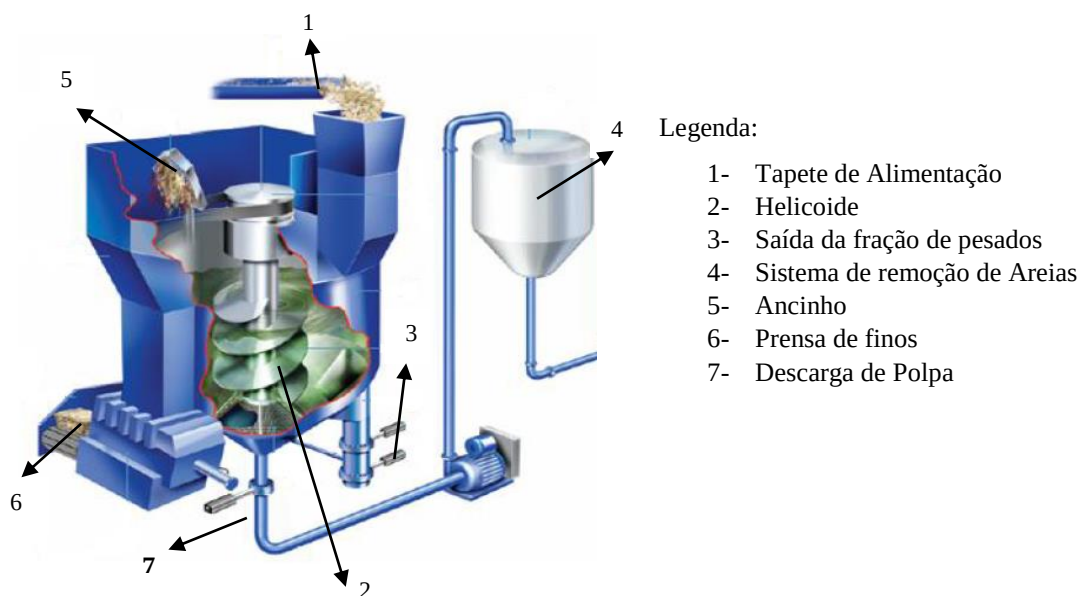


Figura 16 - Constituição de um pulper

Adaptado de (Müller, 2011)

O processo dentro do *pulper* é descontínuo e compreende várias fases:

- Alimentação;
- Dissolução da matéria orgânica (*Pulping 1 + Pulping 2*);
- Remoção de contaminantes;
- Preparação para nova alimentação

O *pulper* é alimentado com água – aproximadamente 21 m^3 – e, posteriormente, recebe a fração de resíduos supracitada – a alimentação ocorre por um período normalmente próximo dos 30 minutos - sendo que existe automação de dois mecânicos que permitem determinar se a alimentação de resíduos está concluída: i) Pelo nível que a suspensão atinge no pulper estando estabelecido um limite de 30 m^3 ; ii) Pelo consumo energético do helicóide.

O segundo mecanismo é o mais comum e possui um carácter preferencial visto que o equipamento apresentar um reduzido consumo energético significa que os resíduos alimentados não estão a causar grande resistência pelo que é plausível assumir a inexistência de uma concentração ótima de sólidos o que representará, a jusante, um composto de fraca qualidade e uma reduzida produção de biogás nos digestores.

Como já referido, no seu interior, o *pulper* possui um helicóide cuja principal função é, através de movimentos de rotação, garantir a formação de uma polpa rica em matéria orgânica resultante da sua dissolução na água. A velocidade de rotação do equipamento é variável sendo que no início do processo mantém-se reduzida – na ordem dos 75 m/min – uma vez que, para além da dissolução de material orgânico sem originar a desintegração de materiais biologicamente estáveis como plásticos e têxteis, o helicóide permite ainda o transporte dos materiais pesados para as paredes do *pulper* que, por força centrípeta, acabam por cair no fundo do equipamento onde existem coletores específicos – o processo de rejeição de pesados, encontra-se descrito à frente. Depois desta fase, a velocidade aumenta para permitir a já mencionada dissolução situando-se na ordem dos 200 m/min para, posteriormente ser novamente reduzida na fase de descarga – atingem-se 150 m/min , aproximadamente.

A ação do helicóide compreende duas fases sendo que a primeira – *Pulping 1* - tem a duração de 15 minutos e prende-se com a formação da polpa antecedendo uma primeira descarga para o sistema de remoção de areias. Após a referida descarga, os *pulpers* são alimentados com 5 m^3 de água iniciando-se novo processo – *Pulping 2* - provocando a ressuspensão do que ficou retido sendo que existe mais um período de revolução durante 8 minutos para posterior descarga no sistema de remoção de areias. Nesta fase, a polpa bombada tem um teor de sólidos que ronda os 5-7%.

A descarga da polpa é efetuada por baixo, através de uma grelha que possui 10 mm de diâmetro equipada com lâminas cujo movimento de revolução evita a colmatção da mesma.

Após estes dois processos, os *pulpers* são cheios com um volume de água igual a 24 m^3 dando-se início ao processo de remoção dos contaminantes leves e o resto de pesados

remanescente. A remoção da fração leve é efetuada pelo ancinho que mergulha continuamente nos *pulpers* 73 vezes arrastando consigo os resíduos que são encaminhados para uma prensa com o objetivo de remover a água nela contida e também de reduzir o volume dos resíduos, refugo neste processo.

A fração pesada é removida pelas duas saídas supracitadas e existe um sistema próprio equipado com duas válvulas. A primeira válvula abre o que implica a queda da fração pesada ocorrendo injeção de água a grande pressão em contracorrente o que faz a lavagem dos pesados, - empurrando para cima a suspensão que possa ter saído - sendo estes, por gravidade, transportados pela segunda válvula que, quando aberta, tem ligação a um tapete rolante que encaminha esta fração – também refugo no processo - para um contentor. Uma vez que existem dois locais de rejeição desta fração, o sistema de remoção descrito ocorre em duplicado sendo que o processo é o seguinte:

- Abertura e lavagem contracorrente e fecho da válvula 1;
- Abertura e lavagem contracorrente e fecho da válvula 3;
- Abertura da válvula 2;
- Abertura da válvula 4.

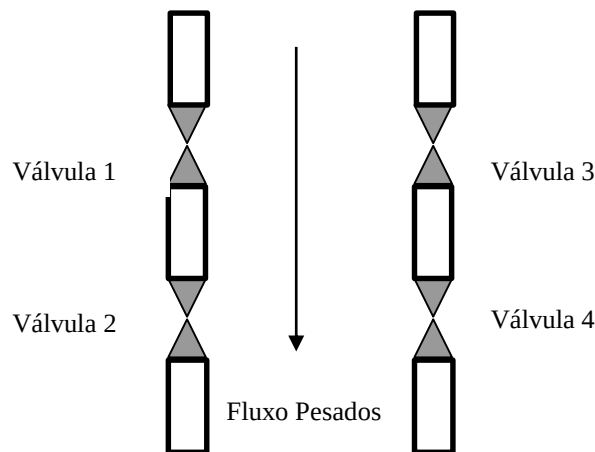


Figura 17 - Rejeição de contaminantes pesados nos pulpers

Todos os passos acima discriminados constituem uma *trap* sendo que na sequência da fase de *Pulping 1* verificam-se 18 *traps* ao passo que na fase seguinte – *Pulping 2* – ocorrem entre 8 a 9 *traps*.

Este mecanismo só está ativo nas fases de alimentação e descarga de contaminantes estando, portanto, fechado nos processos de *pulping* e descarga da polpa.

Terminada a remoção de contaminantes, o volume nos *pulpers* deverá estar próximo dos 21 m³ pretendidos para se iniciar novo processo, embora possa ser necessária a introdução ou remoção de água.

4.3.2.2 Grit Removal System

A suspensão retirada dos dois pulpers contém ainda partículas de frações pesadas e inertes, que foram capazes de passar pela grelha existente nos pulpers – com granulometria até 10 mm.

O sistema de remoção de areias é composto por três tanques de armazenamento (*buffers*) e três sistemas de filtração (GRS) sendo que estes são constituídos por um hidrociclone e um classificador hidráulico ou decantador.

O processo inicia-se com a passagem de suspensão dos pulpers a montante para o *buffer* 1 que acumula a mesma até um nível pré-definido que, uma vez atingido, inicia o processo de filtração até atingir um nível mínimo também ele pré-determinado – o nível que determina o início do processo é aproximadamente de 11 m³ e termina o mesmo com um volume armazenado de 8 m³ -

A suspensão pode circular de novo no tanque de alimentação e de novo através do hidrociclone, para melhorar a eficiência da remoção.

O GRS₁ transporta a suspensão do reservatório 1 para o reservatório 2, e, em caso de existência do volume mínimo no reservatório 1, recircula a suspensão do reservatório 2. O GRS₂ está continuamente a recircular o conteúdo do reservatório 2.

A suspensão do reservatório 2 é bombeada para o reservatório 3, onde o GRS₃ efetua a limpeza final da suspensão.

O término de cada fase de limpeza da suspensão está sujeito a uma análise não só com o nível em cada reservatório – como já explicado anteriormente – mas também com o grau de limpeza da mesma que é determinado pelo período de tempo necessário, também ele pré-definido, para o enchimento de uma caixa de areia – conduta situada entre as duas válvulas existentes a jusante do hidrociclone.

Durante o processo de filtração, as areias existentes embatem nas paredes do hidrociclone acabando por cair em direção ao decantador, onde é injetada água em contracorrente de modo a que matéria orgânica – fração leve - que possa ter saído pelo hidrociclone seja reconduzida para o mesmo sendo que simultaneamente se processa o enchimento da caixa de areia – note-se que a válvula 1 se encontra aberta até ao enchimento completo da caixa de areia –

A caixa de areia é ainda alimentada com água no sentido de permitir a criação de uma zona de tampão garantindo uma decantação lenta dos pesados. Caso não se verificasse tal facto, tudo o que sairia do hidrociclone imediatamente seria rejeitado não havendo lugar à recuperação de leves. Na caixa de areia está instalado um sensor que faz disparar a abertura da válvula 2 - sendo que, quando tal acontece, válvula 1 é imediatamente fechada – permitindo a rejeição dos inertes que são encaminhados para um parafuso sem fim onde ocorre um processo de desidratação até os mesmos serem encaminhados, por tapete rolante, até um contentor.

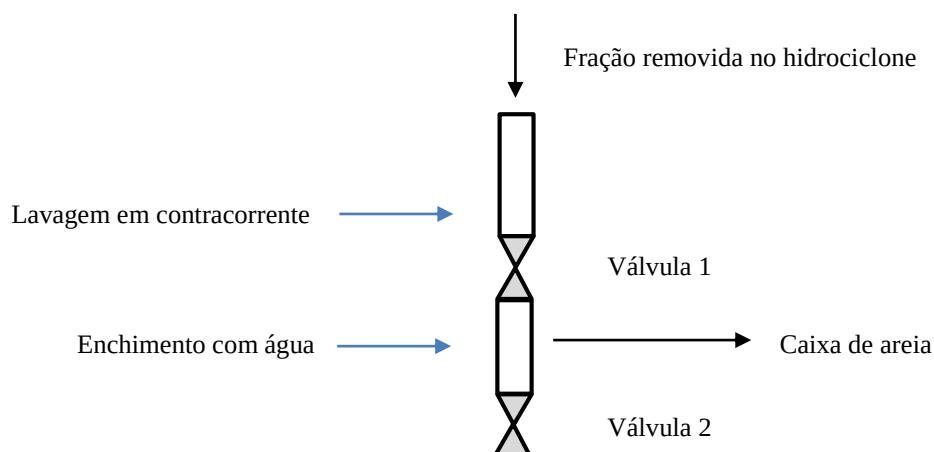


Figura 18 - Remoção da fração pesada no GRS

No *buffer* 3, o processo é análogo sendo que aqui, uma vez que a suspensão já foi por mais que uma vez filtrada, o caudal de água injetado é menor de modo a evitar a ressuspensão de areias mais finas que possam ter eventualmente passado. Pode não haver passagem de suspensão para jusante ainda que a mesma tenha já concluído o processo de filtração caso a jusante se verifique uma das seguintes das condições: i) O nível de reservatório de água para onde escoam as águas do espessamento, a jusante, esteja acima de um valor pré-definido; ii) O *buffer* para onde será encaminhada a suspensão estar cheio e incapaz de receber mais volume de suspensão.

Se um destes fatores se verificar, a suspensão é recirculada no *buffer* 3 por forma a evitar deposição de algum material que tenha ficado e manter a suspensão homogénea, capaz de ser processada da forma mais correta a jusante.

A suspensão orgânica, saída do sistema de remoção de areias, tem aproximadamente 5 a 7% de sólidos totais. De modo a reduzir o volume e aumentar a concentração de sólidos na suspensão, estão integrados no processo dois espessadores, aumentando para sensivelmente 10% a concentração de sólidos totais.

4.3.3 Tratamento Biológico

4.3.3.1 Buffer de Suspensão

Após o espessamento, a matéria orgânica é acumulada num tanque de homogeneização – com um volume de 500 m³ - que tem como objetivo superar as dificuldades processuais que poderiam resultar de um processamento em *batch* – descontínuo - a montante garantindo a capacidade de alimentação constante aos digestores, 24 horas por dia e 7 dias por semana.

Ainda que o processo de digestão seja em ambiente anaeróbio, neste tanque garante-se que as condições sejam na presença de oxigénio havendo, para isso, um controlo do seu nível por forma a otimizar a fase de hidrólise, que é uma fase limitante e mais eficiente em ambientes

aeróbios. É, contudo, um processo sensível que exige apertado controlo uma vez que excedendo o tempo de retenção definido, consome-se matéria orgânica em excesso que leva à diminuição da produção de biogás na etapa seguinte.

Para garantir homogeneidade, o tanque é arejado com ar comprimido – controlando assim os níveis existentes de oxigénio, que é mantido na ordem dos 16-17% - por intermédio de um conjunto central de tubos no fundo – lanças - do tanque, provocando a rotação da suspensão.

4.3.3.2 Digestão Anaeróbia

A suspensão é bombeada a partir do *buffer* de suspensão para os digestores, cada um com um volume de 2.250 m³, para, através do processo de degradação anaeróbia, se dar lugar à produção de biogás.

O sistema de alimentação dos digestores é automático e semi-contínuo. Isto é, são alimentados durante 24 horas por dia, sete dias por semana, por curtos períodos e com intervalos frequentes sendo que ao todo se processa uma alimentação ao sistema na ordem dos 78 a 80 m³ de suspensão por dia, por digestor. O processo tem pré-determinado um volume de suspensão que tem de estar presente no digestor às 00 horas de sexta-feira o que – juntamente com a alimentação – vai influenciar o volume de matéria digerida a sair dos digestores cada dia.

Os digestores são continuamente agitados por forma a:

- Garantir o transporte para a biomassa (bactérias) dos produtos iniciais e de reação, para permitir o máximo de degradação da matéria orgânica e manter condições constantes em termos de temperatura e propriedades químicas no digestor;
- Evitar sedimentação da biomassa e resíduos sólidos que poderão causar zonas mortas no digestor e consequentemente, problemas mecânicos para extrair a biomassa digerida;
- Criar uma corrente forte à superfície o mais rapidamente possível, para evitar a formação de uma camada de espuma ou para a destruir caso se forme;

Todos os mecanismos estão sujeitos a falhas ou problemas de operação, no entanto, para este processo a escolha de um equipamento mecânico para desempenhar a função poderia acarretar períodos de inativação por necessidades de manutenção ou substituição de equipamento – com consequente esvaziamento do digestor – o que representaria um processo complicado e moroso. Por forma a evitar o anteriormente mencionado e por forma a reduzir os custos com a eletricidade, está instalado um sistema de arejamento forçado.

O biogás que se forma no decorrer do processo dentro do digestor é retirado, comprimido e introduzido de novo no sistema, pela sua base, através de um sistema central de lanças de gás.

Tal procedimento implica a criação de bolhas quando o gás deixa os tubos verificando-se a sua ascensão até à superfície do digestor. Deste modo é movida uma quantidade enorme de líquido que provoca uma corrente de velocidade moderada – evita a formação de espuma - na

parte central do digestor até à superfície do líquido. Este sistema apresenta a capacidade de revolver o digestor até cerca de 15-25 vezes o seu volume por dia.

Existem dois compressores de modo a que um compressor possa servir os dois digestores, caso seja necessário. Em caso de avaria ou manutenção de um compressor, o gás comprimido do segundo compressor será – com a ajuda de uma válvula automática – descarregado alternadamente para cada um dos dois digestores.

O processo biológico é realizado em condições mesofílicas, inicialmente num intervalo situado entre 36° C a 38° C mas ensaios experimentais conduziram à alteração da gama para 38 a 39° C por se obter um maior índice de produção de metano, conferindo maior segurança à operação e ao escoamento no decorrer do processo, quando comparado com o ambiente termofílico.

O controlo da temperatura é efetuado através da recirculação da suspensão por permutadores de calor externos sendo que à saída destes é adicionada a suspensão que será alimentada ao digestor.

O pH é também controlado mantendo-se numa gama situada entre 7,4-7,9 para permitir o correto desenvolvimento dos microrganismos.

O controlo de nível é também efetuado sendo que o sistema está equipado com um tanque adjacente para onde é encaminhada a suspensão em *overflow*.

O tempo médio de retenção hidráulica da suspensão é de 25-30 dias onde, no entanto, cerca de 50-55% da matéria orgânica seca carregada nos digestores será convertida em biogás.

Para evitar problemas de contaminação e consequente inibição do processo, é injetado em ambos os digestores uma solução diluída de hidróxido de ferro - aproximadamente 0,3 kg/L –, complementado pela adição de oxigénio (O₂) atmosférico, por forma a precipitar os compostos de enxofre que seriam capazes de formar ácido sulfídrico (H₂S), tóxico para os microrganismos.

O sistema de digestão anaeróbia não apresenta, ao longo da semana, uma eficiência constante. Os dias de domingo e segunda-feira apresentam sempre rendimentos inferiores sendo que o motivo se prende com o facto de durante o fim-de-semana não existir processo de desidratação a jusante pelo que o tempo de residência da suspensão no digestor é superior.

Estes dois parâmetros implicam a permanência, no digestor, de matéria orgânica já degradada – com baixo ou inexistente teor de substrato - não contribuindo, portanto, para a produção de biogás. Assim que é retomada a desidratação e efetuado o processo de descarga de matéria digerida existe uma renovação da suspensão no digestor pelo que os índices de produção de biogás vão gradualmente aumentando até se voltarem a verificar os fatores acima explicados – o processo é cíclico -.

A suspensão digerida é automaticamente bombeada dos digestores para as prensas de desidratação, sob nível controlado.

4.3.3.3 Separação Sólido-Líquido

Depois da fase de digestão anaeróbia estar concluída, o digerido é bombado para um sistema de separação sólido-líquido com o intuito permitir a formação de uma fração líquida de reduzido teor de sólidos (aproximadamente 1%) e, antagonicamente, uma outra fração com elevado conteúdo sólido.

Por forma a ampliar o processo de separação, é preparada uma solução flocculante que será colocada em contacto com as lamas digeridas na conduta de alimentação ao reator de floculação. O polímero tem a capacidade de agregar partículas de menor dimensão que, caso contrário, poderiam passar pela prensa. A dosagem que é aplicada ao sistema vai ser função do caudal que está a ser desidratado nas prensas.

Já em contacto, as lamas e a solução flocculante são alimentadas ao reator de floculação que é agitado mecanicamente de modo a garantir que o agente flocculante exerça o seu propósito.

A lama pré-desidratada é desidratada continuamente nas prensas tipo parafuso pelo aumento da pressão.

À saída das prensas, o digerido desidratado é encaminhado para um tapete que tem a jusante uma unidade misturadora. No sentido de garantir que a fase de compostagem a jusante se processe nas condições ótimas, é introduzido nesta fase material estruturante – previamente triturado – que tem a capacidade de controlar a humidade do digerido e ainda permitir que existam condições para o arejamento ser eficiente. Alternativamente o material estruturante poderá ser adicionado com revolvimento por uma pá carregadora, no início da compostagem.

4.3.3.4 Compostagem

A matéria orgânica digerida é descarregada numa zona de receção sendo posteriormente, e com recurso a uma pá multifunções, encaminhada para uma box – quando esta está lotada, inicia-se o enchimento de outra box, sendo 4 no total para o efeito – onde se pretendem garantir condições para o processo de higienização do pré-composto.

Para tal ser possível, durante um período de aproximadamente 14 dias, é mantido um ambiente termofílico com a temperatura a rondar os 60°C sendo que não existe necessidade de fornecimento de energia externa uma vez que a ação microbiana de degradação de matéria orgânica é exotérmica e liberta quantidade suficiente de calor para permitir as condições necessárias. Esta é a fase de higienização do pré-composto onde todos os microrganismos patogénicos existentes são eliminados assim como contaminantes, que sendo proteínas, desnaturam com o aumento de temperatura garantindo a segurança no uso do futuro composto.

Cumprido o período de higienização, o pré-composto é revolvido mecanicamente e transferido para duas boxes onde permanece mais uma semana para estabilizar e garantir que a temperatura da pilha se mantém constante, não subindo a níveis atingidos na fase anterior.

Todas as câmaras da instalação encontram-se equipadas com um sistema de ventilação instalado sob a superfície que permite o arejamento das pilhas. O sistema foi inicialmente projetado para ser ativado consoante a concentração de oxigénio existente todavia, face a problemas de operação – note-se que este método será mais eficaz num processo de compostagem em túnel – as pilhas são arejadas seguindo um programa previamente definido sendo possível alterar-se não só o período de arejamento bem como a frequência com que é executado. Ao mesmo tempo que controla o teor de oxigénio – indicador da atividade microbiana –, o sistema de ventilação permite também regular a temperatura no interior das pilhas garantindo igual distribuição do calor para a periferia.

Terminado o período definido, o pré-composto é transportado para uma outra nave onde será disposto em 5 pilhas de forma trapezoidal também elas instaladas sob um sistema de arejamento forçado, iniciando-se a fase de maturação. Esta fase terá uma duração de 60 dias implicando um período total do processo de compostagem de aproximadamente 12 semanas.

Assim que termina a fase de maturação, inicia-se um processo de crivagem com vista à remoção do material estruturante que, após separação, é encaminhado para a unidade de alimentação para ser novamente reintroduzido no sistema.

4.4 Infraestruturas complementares

Além dos *outputs* já discriminados nos capítulos anteriores, a operação da unidade de TMB gera efluentes – gasosos e líquidos – que exigem o seu tratamento antes de serem lançados ao meio ou devolvidos ao sistema.

4.4.1 Estação de tratamento de águas residuais

O processo de digestão anaeróbia, como já estudado, é efetuado por via húmida e, como tal, é maior a propensão para gerar efluentes oriundos de etapas de separação sólido líquido e outras fontes pontuais no sistema. Estes efluentes podem ter como destino o seu lançamento para a rede ou a reutilização no processo sendo que, para ambos os casos, existe a necessidade de um tratamento prévio.

A estação de tratamento de águas residuais edificada nas instalações da Suldouro foi projetada para compreender as seguintes etapas:

- Uma etapa de tratamento mecânico através de processos de microfiltração sendo que após o tratamento existe reutilização do efluente nos processos de lavagem na fase de tratamento biológico da unidade de TMB;
- Uma etapa de tratamento biológico constituída por uma fase anóxica para promover a desnitrificação e outra na presença de oxigénio para facilitar o processo de nitrificação e redução da carência bioquímica de oxigénio (CBO);
 - Esta etapa compreende as seguintes transformações:
 1. $NH_4^+ + 1,5 O_2 \rightarrow NO_2^- + 2 H^+ + H_2O$
 2. $NO_2^- + 2 O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O$
 3. $NO_x^- + BOD \rightarrow CO_2 + H_2O + N_{2(g)}$

As primeiras duas equações, que ocorrem na presença de oxigénio, representam a fase de nitrificação verificando-se a oxidação de amónia e matéria orgânica numa primeira instância a nitrito (NO_2^-) que é, por sua vez, oxidado a nitrato (NO_3^-) seguidamente.

Os nitritos e nitratos formados são, posteriormente e em ambiente anóxico, reduzidos a azoto molecular sendo que, como fonte de carbono, além da matéria orgânica existente no meio pode ser introduzido ácido acético.

- Uma etapa de tratamento mecânico para o efluente que sofre tratamento biológico que, tendo um elevado teor de sólidos suspensos, existe a necessidade de um tratamento complementar antes de ser lançado no coletor. Esta etapa é conseguida através de um processo de sedimentação onde os sólidos suspensos são separados por gravidade. Após a descarga do efluente no coletor municipal, este é encaminhado para o processo de tratamento final numa ETAR antes de ser descarregado no meio.

4.4.2 Biofiltros

Tal como se verifica para os efluentes líquidos, existe também a necessidade de se efetuar um tratamento aos efluentes gasosos gerados em toda a unidade sendo que processo de desodorização da Suldouro é realizado por dois biofiltros. A figura seguinte apresenta o esquema do processo de tratamento de um biofiltro.

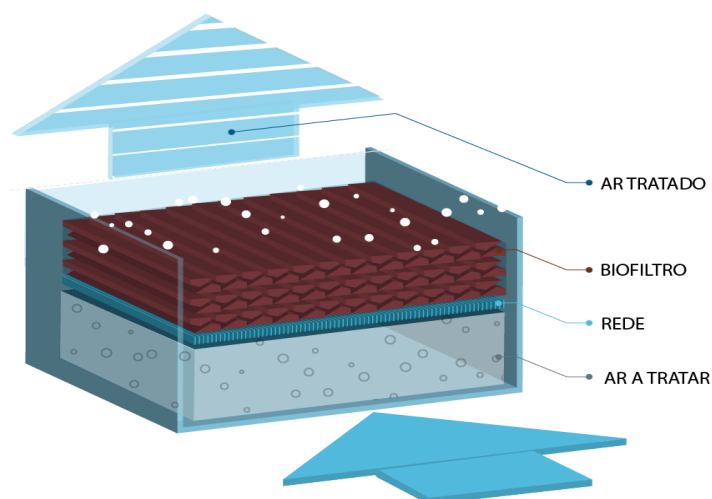


Figura 19 - Processo de tratamento num biofiltro

(WeDoTech, 2014)

Para tratar os efluentes gasosos gerados na CVO foram projetados 2 biofiltros, com sistemas independentes uma vez que servem áreas diferentes da instalação com um biofiltro – de maior dimensão – tendo uma zona de ação localizada na área de receção e do pré-tratamento dos resíduos enquanto que o segundo biofiltro abrange as fases de compostagem e desidratação nas prensas.

Os biofiltros podem ser, consoante a sua fronteira com o exterior, abertos, fechados ou intermédios. Na Suldouro, foi projetado uma solução intermédia permitindo regulação não só da temperatura como dos lixiviados através da existência de uma cobertura que não é, todavia, totalmente estanque.

A montante de cada um dos biofiltros existe uma torre de humidificação que tem a função de assegurar um teor de humidade relativa mínimo de 85% que garanta a eficiência do processo a jusante. O pH da água de pulverização é também regulado pela torre de humidificação sendo que, no caso do biofiltro destinado aos processos de compostagem e desidratação, devido à forte concentração de amoníaco (NH_3) existente no efluente gasoso, é efetuada uma injeção periódica de ácido sulfúrico (H_2SO_4) por forma a aumentar a solubilidade do amoníaco. Além desta função, a existência deste processo permite ainda a remoção de material particulado.

Após a saída da torre de humidificação, inicia-se o processo de biofiltração com o efluente gasoso a ter um fluxo ascendente atravessando o meio filtrante onde se dá a decomposição dos contaminantes através da ação de microrganismos. O meio filtrante é constituído por estilha de madeira, composto, carbonato de cálcio e adubo de base orgânica.

Para assegurar uma boa eficiência do processo, o meio filtrante é alvo de análises onde é controlada a temperatura, a humidade – em termos quantitativos e qualitativos – e ainda a compressão do meio filtrante.

Existe, no topo do biofiltro, um sistema de irrigação, complementar à irrigação que se verifica à entrada, que tem a função de garantir uma zona tampão que permita conservar a humidade nas épocas em que o clima se encontra mais quente e seco, compensando as perdas verificadas devido a evaporação ou incidência de radiação solar – o nível de humidade na biomassa deve situar-se nos 45-65% - e ainda possibilitar o fornecimento de nutrientes, necessários à atividade dos microrganismos.

Depois da passagem pelo filtro, o efluente gasoso tratado é devolvido à atmosfera sendo realizados testes duas vezes por ano – um na época seca e outro na época húmida – por forma a verificar a conformidade do efluente gasoso com os valores limite de emissão, de acordo com a legislação em vigor.

5 BALANÇO DE MASSA

5.1 Metodologia

A realização deste procedimento prende-se com o objetivo de permitir a discriminação de entradas e saídas em cada fase do processo – e, por conseguinte, na sua globalidade – por forma a ser possível determinar a eficiência da instalação e identificar fases “*bottle neck*” passíveis de verem a sua eficiência amplificada.

Além da correção do teor de água devido ao excedente que surge na sequência do processo de tratamento de resíduos por via húmida, foi ainda efetuada uma análise dos resultados obtidos nos anos anteriores por forma a ser possível verificar o desempenho da unidade no cumprimento das metas estabelecidas no PERSU2020, com principal incidência na meta de deposição de RUB em aterro.

No anexo A5, encontra-se o esquema da instalação com os pontos de recolha de informação identificados.

5.1.1 Recolha de dados e Equipamentos necessários

Seguiu-se o comportamento usual praticado nas instalações com a pesagem dos *outputs* identificados no esquema da instalação – ver anexo A5 - imediatamente após o enchimento do respetivo contentor, estendido para todos os turnos do dia com a disponibilização dos dados através do sistema interno da empresa tendo-se definido como período de análise o primeiro trimestre do ano de 2016.

Para tal ser possível, foi necessário dispor de uma báscula de pesagem, de um conjunto de contentores de resíduos urbanos para armazenamento dos *outputs* e veículos destinados ao seu transporte para a pesagem.

5.1.2 Procedimento Experimental

Durante o mês de março realizou-se um procedimento experimental na instalação com vista a determinar o potencial existente na unidade por forma a aumentar a sua eficiência, nomeadamente na recuperação de materiais recicláveis.

Para isso, verificou-se um aumento do número de operadores nas cabines de triagem para promover a recuperação de rolantes sendo que os resultados se encontram expressos no subcapítulo seguinte.

5.2 Resultados

5.2.1 Balanço de Massa

As tabelas seguintes apresentam os resultados obtidos sendo que a metodologia de cálculo que permitiu a sua obtenção se encontra discriminada no anexo A6.

Tabela 14 – Fluxos existentes na instalação

	Entrada de RU (t)	Alimentação ao <i>trommel</i> (t)	<i>Bypass</i> (t)	Fração >80 mm (t)	Fração <80 mm (t)	Fração para tratamento biológico (t)
janeiro	7.317,3	7.100,7	1.183,7	3.265,1	3.835,7	905,6
fevereiro	6.920,3	6.679,7	1.366,1	2.714,9	3.964,9	1.221,7
março	7.277,8	7.077,0	2.067,1	3.110,1	3.966,9	771,2

Tabela 15 – Refugo gerado na instalação

	Refugo (t)			
	Separação Manual		Tratamento Hidromecânico	
	Pré-Triagem	Triagem	Fração Leves	Fração Pesados
janeiro	207,5	2.986,9	1.184,7	539,5
fevereiro	230,4	2.503,2	759,6	597,3
março	195,9	2.878,1	567,4	547,7

Tabela 16 - Recicláveis recuperados na instalação

	Recicláveis (t)					
	Sucata	PET	PEAD	Plásticos Mistos	Plástico Filme	Metais Ferrosos
janeiro	5,1	34,6	26,9	167,5	33,1	38,5
fevereiro	10,2	28,7	25,3	106,9	34,1	36,9
março	4,9	26,8	22,3	114,5	50,6	31,0

Tabela 17 - Caracterização dos *outputs* da instalação

	Refugo (%)	Recicláveis (%)	<i>Bypass</i> (%)	TB (%)
janeiro	67,3	4,2	16,2	12,4
fevereiro	59,1	3,5	19,7	17,7
março	57,6	3,4	28,4	10,6

Tabela 18 - Percentagem de valorização de RUB

	RUB Valorizado (%)	
	Se <i>bypass</i> não valorizado	Se <i>bypass</i> valorizado
janeiro	23,6	53,1
fevereiro	32,3	68,2
março	19,8	71,3

Tabela 19 - Produção de composto

	Produção de Composto (t)
janeiro	100
fevereiro	100
março	100

5.2.2 Correção do teor de água

Não está efetuada nenhuma referência no documento do PERSU2020 relativa à base de cálculo dos *outputs* das unidades de TMB. O teor de humidade dos resíduos urbanos não sofrerá, à partida, grandes variações nos resíduos geridos pelos diferentes SGRU todavia, o tipo de tratamento dimensionado pelo sistema pode representar contabilizações distintas.

A utilização de uma linha húmida para o tratamento biológico pressupõe a introdução de água no sistema e ainda que existam fases de desidratação – conforme explicado no subcapítulo 3.4 –, alguma água vai ficar no sistema, essencialmente retida no refugo. No sistema da Suldouro, o efluente descarregado é encaminhado para a estação de tratamento de águas residuais, que está equipada com um sistema de lagoas *buffer* sendo que existe uma exclusivamente para o efluente proveniente da unidade de TMB havendo a possibilidade de retorno do mesmo, caso seja necessário.

Sendo assim, por forma a contabilizar a água – em peso – do refugo do sistema foram efetuadas as seguintes considerações: *i)* Toda a água retida no sistema fica incorporada no refugo; *ii)* Devido à inexistência de um caudalímetro na lagoa, efetuando uma análise de nível, assume-se a existência de um mecanismo de recirculação na lagoa numa razão de 1, isto é, aquilo que é descarregado na lagoa é realimentado ao sistema em igual volume; *iii)* Um valor da densidade da água residual igual a 1,01 t/m³, obtido por análises laboratoriais.

A escolha de um trimestre como período de análise em prol de se considerar individualmente cada mês prende-se com a necessidade de diluir quaisquer variações que se possam ter verificado como problemas de operação ou processos de manutenção.

As tabelas seguintes apresentam os resultados obtidos seguindo a metodologia de cálculo que se encontra expressa no anexo A7.

Tabela 20 - Correção do teor de água do refugo gerado na instalação

	Refugo (t)		Água alimentada (m³)	Água de saída (m³)	Água retida (m³)	Refugo com correção do teor de água (t)	
	Triagem	Tratamento Hidromecânico				Triagem	Tratamento Hidromecânico
Trimestre	9.002,0	4.196,2	5.531,6	3.383,0	2.148,6	9.002,0	2.026,0

Tabela 21 - Caracterização dos outputs da instalação com a correção de água

	Refugo (%)	Recicláveis (%)	Bypass (%)	TB (%)
Trimestre	51,3	3,7	21,5	23,6

Tabela 22 - Percentagem de valorização de RUB com correção de água

	RUB Valorizado (%)	
	Se bypass não valorizado	Se bypass valorizado
Trimestre	43,2	82,1

5.2.3 Procedimento experimental

Conforme já referido, o principal objetivo do procedimento experimental centrava-se no incremento da recuperação de recicláveis - especificamente de PET e PEAD – sendo que para isso, aumentou-se o número de operadores nas cabines de triagem.

O procedimento teve a duração de uma semana sendo que, nesse período, verificou-se a existência de um potencial de aproveitamento de PET na ordem dos 28% ao passo que a recuperação de PEAD tem ainda um potencial de evolução na ordem dos 13,5%.

5.2.4 Análise do refugo da unidade de TMB

Como já referido, todo o refugo gerado na instalação é depositado em aterro pelo que é de suma importância fazer a análise da sua composição física não só para termos de avaliação da eficiência do processo e detetar oportunidades de intervenção na linha mas também para análise dos possíveis impactes ambientais que daqui possam resultar.

A tabela seguinte apresenta a composição física do refugo da unidade de tratamento mecânico-biológico.

Tabela 23 - Caracterização física do refugo da unidade de TMB

(SUMA, 2016)

Categoria	Subcategoria	Composição (% em peso)
Recicláveis	Bio-resíduos	10,33%
	Papel/cartão (incluindo ECAL) - embalagem	12,74%
	Papel/cartão (incluindo ECAL) – não embalagem	5,33%
	Plástico - embalagem	12,91%
	Plástico – não embalagem	6,49%
	Metais ferrosos - embalagem	0,40%
	Metais ferrosos – não embalagem	0,20%
	Metais não ferrosos - embalagem	0,26%
	Metais não ferrosos – não embalagem	0,00%
	Vidro - embalagem	0,32%
	Vidro – não embalagem	0,00%
	Madeira - embalagem	0,00%
	Madeira – não embalagem	0,91%
	REEE	0,09%
	Pilhas e acumuladores	0,00%
Não Recicláveis	-	50,02%

5.2.5 Desempenho face às metas

5.2.5.1 Deposição de RUB em aterro

Conforme já referido, uma das políticas estabelecidas no PERSU2020 é a de reduzir a deposição de RUB em aterro. Os resultados apresentados – ver Tabela 24 e Figura 20 – foram granjeados a partir da metodologia postulada no referido plano estratégico, que assenta na seguinte equação:

(1) *Deposição de RUB em aterro (%)*

$$= \frac{0,55 \times RU \text{ depositado diretamente em aterro} + 0,59 \times \text{rejeitados de TM depositados em aterro}}{0,55 \times RU \text{ total}}$$

Tabela 24 - Deposição de RUB em aterro (%) ao longo dos anos

Ano	RU geridos (t)	RU indiferenciados (t)	RU para TMB (t)	RU diretamente para aterro (t)	Deposição de RUB em aterro (%)
2010	207.204,0	186.569,0	451,6*	186.117,4	89,8%
2011	198.032,0	179.131,0	12.757,9	166.373,1	84,0%
2012	183.445,6	168.837,3	23.946,2	144.891,1	79,0%
2013	180.566,8	165.380,6	26.957,9	138.422,7	76,7%
2014	186.140,6	170.989,5	58.304,3	112.685,2	60,5%
2015	182.678,4	167.335,8	59.365,8	107.970,0	59,1%

*- Só se deu início ao processo na CVO no mês de novembro.

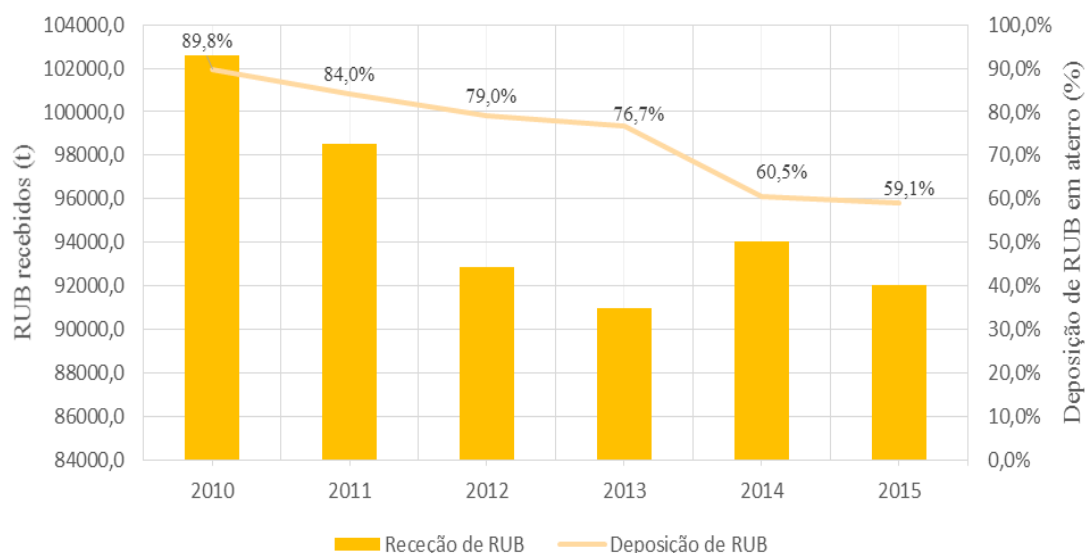


Figura 20 - Evolução da deposição de RUB em aterro (%) de 2010-2015

5.2.5.2 Preparação para Reutilização e Reciclagem

Também consagrada no PERSU2020 se encontra a meta de preparação para a reutilização e reciclagem onde as unidades de TMB podem exercer enorme influência uma vez que o método de cálculo – ver equação 2 – contabiliza os recicláveis recuperados e ainda a matéria orgânica sujeita a valorização orgânica. Todas as considerações necessárias para o cálculo da meta encontram-se discriminados no anexo A8.

(2) *Preparação para a reutilização e reciclagem*

$$\begin{aligned}
& \text{Recolha seletiva (papel e cartão, plástico, metal, vidro e madeira)} + \\
& \text{Recicláveis TM; TMB (papel e cartão, plástico, metal, vidro e madeira)} + \\
& \text{Valorização RUB (teor de RUB na recolha indiferenciada + Recolha seletiva RUB)} + \\
& \text{Escórias metálicas de valorização energética + Outros materiais recicláveis} \\
= & \frac{\quad}{\text{Produção de RU recicláveis (plástico, metal, vidro, RUB, madeira, outros materiais recicláveis)}}
\end{aligned}$$

O desempenho do sistema face ao cumprimento da meta é apresentado na tabela seguinte.

Tabela 25 - Desempenho do sistema face à meta de preparação para reutilização e reciclagem

Ano	Resíduos Geridos (t)	Potencial de valorização (t)	Resíduos de recolha seletiva (t)	Recicláveis recuperados por TMB (t)	RUB valorizados organicamente (t)*	Preparação para a reutilização e reciclagem (%RU recicláveis)
2013	180.566,8	132.536,1	14.241,0	418,5	15.469,9	22,7%
2014	186.140,6	136.627,2	14.197,0	2.969,2	32.407,9	36,3%
2015	182.678,4	134.085,9	14.584,0	3.598,7	32.781,5	38,0%

*- Para efeitos de cálculo da meta de preparação para a reutilização e reciclagem são contabilizados os resíduos verdes que são diretamente encaminhados para ser utilizado como material estruturante na compostagem.

A Figura 21 apresenta o contributo que a unidade de TMB representa para o cumprimento da meta acima descrita, para o ano de 2015.

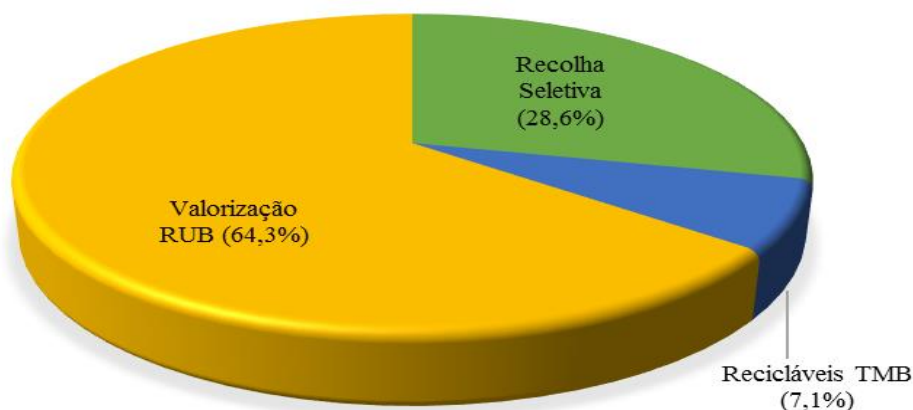


Figura 21 - Influência da unidade de TMB para o cumprimento da meta de preparação para a reutilização e reciclagem no ano de 2015

6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

6.1 Balanço de massa

A análise da Tabela 17 permite compreender, de imediato, a enorme relevância que representa, para todo o sistema, a fração resto cujos valores nos meses de estudo se situam sempre muito próximos dos 60%. Como já referido, o destino desta fração é a sua deposição em aterro com todas as consequências que daí podem resultar, pelo que um valor tão significativo deve ser alvo de atenção por forma a reduzir essas mesmas consequências.

Em termos de valorização orgânica, de todo o fluxo de entrada do sistema 13,5% é, em termos médios, valorizado organicamente.

Dos resíduos alimentados ao sistema restam, os recicláveis que recuperados representam, em média do trimestre, 3,7% de tudo o que é alimentado. O PERSU2020 considera uma eficiência mínima de 7% no TM pelo que existe ainda um défice neste setor. Deste modo, estão já previstas intervenções na linha de tratamento mecânico com a introdução de novos equipamentos de separação ótica a serem instalados em série e aplicados à fração plana saída do separador balístico e equipamentos de separação automática de material polímero e não polímero saído da fração rolante do balístico com o propósito de elevar o aproveitamento de recicláveis cuja fração no refugo, segundo a caracterização efetuada, representa ainda 20,5%, aproximadamente.

Concomitantemente, no refugo estão ainda presentes 28,4% de RUB – mais de 50% dos quais correspondem a papel e cartão - que serão depositados em aterro sem qualquer tipo de estabilização. A fração orgânica de refugo é, também, constituída por material inerte e material orgânico que o sistema não consegue valorizar – peças de fruta ou legumes inteiros. Ainda assim, está prevista a introdução de um crivo rotativo que vai reduzir a malha de separação da fração orgânica – para 40 mm - o que permitirá garantir uma melhor qualidade do fluxo orgânico por ter maior capacidade impedir a passagem de materiais contaminantes.

Embora não tendo sido classificado como refugo, todo o material orgânico que sofre *bypass* na instalação tem igual destino àquele descrito acima para o refugo pelo que à quantidade de RUB depositada proveniente dessa fração poderia ser adicionada aquela que sofre *bypass* uma vez que não se verifica também qualquer processo de estabilização.

De acordo com o artigo 3.º Decreto-Lei nº 73/2011, de 17 de junho, o processo de tratamento é definido como “qualquer operação de valorização ou de eliminação de resíduos, incluindo a preparação prévia à valorização ou eliminação (...)” pelo que o facto de existir, na unidade, *bypass* de matéria orgânica sem processo de estabilização não significa que, à luz da legislação em vigor, não tenha existido tratamento desse fluxo. Todavia, segundo o mesmo artigo, o processo de valorização é “(...) qualquer operação, nomeadamente as constantes no anexo II

do presente decreto-lei, cujo resultado principal seja a transformação dos resíduos de modo a servirem um fim útil, substituindo outros materiais que, caso contrário, teriam sido utilizados para um fim específico ou a preparação dos resíduos para esse fim na instalação ou conjunto da economia” sendo que, no referido anexo II e referente a resíduos orgânicos está discriminada a operação “R 3 — Reciclagem/recuperação de substâncias orgânicas não utilizadas como solventes (incluindo digestão anaeróbia e ou compostagem e outros processos de transformação biológica)”. Até à ocorrência do *bypass* não se verificou nenhum processo de transformação biológica e o fluxo não irá servir um fim útil por ter como destino a deposição em aterro, pelo que, de acordo com a legislação, o fluxo deve ser considerado como tratado mas não como valorizado.

A questão de se considerar – ou não – como valorização de RUB a entrada dos resíduos numa unidade de TMB ganha extrema relevância quando se observam os valores do *bypass* e se comparam os resultados obtidos para os dois cenários: Em termos médios, para o primeiro trimestre de 2016, da totalidade de RUB que deram entrada no sistema foram valorizados 64,2% caso seja considerado o *bypass* face a 25,3%, para o cenário oposto.

6.1.1 Correção do teor de água

Pela análise da estimativa efetuada, é possível concluir que o teor de água no refugo não deve ser considerado desprezável uma vez que o teor de água retido tem um peso estimado de 2.148,6 toneladas o que implica uma variação da quantidade de refugo de aproximadamente 10 pp para os diferentes cenários, conforme mostra a tabela seguinte.

Tabela 26 - Comparação dos outputs da instalação para o trimestre

	Sem correção de água	Com correção de água
TB (%)	13,5	23,6
Bypass (%)	21,5	21,5
Refugo (%)	61,4	51,3
Recicláveis (%)	3,7	3,7

A correção do teor de água tem a sua pertinência para discriminar mais corretamente quanto do que foi inicialmente alimentado à unidade TMB é, de facto, refugo, uma vez que a remoção desse excedente processual permite uma caracterização mais precisa dos resíduos.

Todavia, este procedimento não significa que a água contida no refugo não deva ser considerada como tal uma vez que, tendo como destino a deposição em aterro, a sua presença ou não acarreta impactos distintos devido à capacidade de produção de lixiviados. A tendência para a formação de lixiviados é tanto maior quanto maior o teor de água presente no refugo pelo que a

deposição em aterro do refugo húmido implica o engrandecimento de um subproduto indesejado e de maior necessidade de controlo e capacidade de tratamento.

6.1.2 Procedimento experimental

A realização do procedimento experimental vem comprovar que existe ainda uma fração de resíduos que pode ser valorizada.

Os resultados obtidos apresentam um potencial de valorização superior àquele que seria expectável pela análise dos resultados da caracterização do refugo da unidade onde os materiais de plástico constituíam aproximadamente 19,5% do total de refugo. Esta diferenciação é explicada pela significativa quantidade de plásticos mistos gerados na instalação sendo que, implementando-se este procedimento, é certo que a quantidade deste último fluxo será reduzida em prol do aumento da quantidade dos recicláveis selecionados.

Sendo assim, conforme expectável, com este procedimento experimental, verificou-se que é possível amplificar o rendimento na recuperação de recicláveis – mais precisamente de PET e PEAD – da instalação sendo que, para isso, seria necessário o alargamento do número de operadores nas cabines de triagem para procederem à separação dos ditos materiais ou então uma outra possibilidade passa por intervenções na linha para introdução de equipamentos de leitura ótica, como já projetado.

A tomada de decisão não pode, contudo, ser apenas tomada em função dos resultados obtido uma vez que este incremento na produtividade implica custos adicionais pelo que existe a necessidade de efetuar, em paralelo, uma análise de custo-benefício para verificar a rentabilidade existente na manutenção deste procedimento.

Nesse sentido, a Suldouro, no âmbito do Programa Operacional Sustentabilidade e Eficiência no Uso de Recursos (PO SEUR), candidatou-se à obtenção de fundos comunitários através de um plano de investimento estendido a 3 anos que direciona investimentos para o aumento de aproveitamento de recicláveis.

6.2 Desempenho face às metas

6.2.1 Deposição de RUB em aterro

Como já mencionado, a aposta em unidades de TMB foi a política definida pela União Europeia – e, por conseguinte, por Portugal – para mitigar a deposição de RUB em aterro.

Apesar da metodologia de cálculo expressa no PERSU2020 não se encontrar em vigor para todos os anos de análise, esta foi aplicada por forma a ser possível analisar todas as fases com igual base de raciocínio. Ainda assim, foram efetuadas adaptações ao teor de RUB nos resíduos

totais tendo sido utilizados os valores fornecidos pela Agência Portuguesa do Ambiente nos relatórios anuais de resíduos urbanos para os anos estudados – 56% para 2010 e 2011, 54,5% no ano de 2012 e 55% para os restantes anos.

De acordo com a Tabela 24, o desempenho do sistema para o cumprimento desta meta tem vindo a ser extremamente satisfatório sendo que se verificou, entre 2013 e 2015, uma redução de 17,2 pp para uma deposição em aterro de aproximadamente 59,1% sendo que neste momento este valor se apresenta como um resultado mais favorável do que as metas intercalares definidas para o ano de 2019.

Todavia, o limite da licença de operação da unidade de TMB estabelece-se nas 60.000 toneladas/ano e no ano de 2015 foram recebidas 59.365,8 toneladas o que significa que se está já a trabalhar no máximo da capacidade e, uma vez que a fórmula aclarada pelo PERSU2020 entra apenas em consideração com a quantidade de resíduos que entra numa unidade de TMB, não existiria mais margem para otimização da meta recorrendo a este processo.

Todavia, e como a unidade não foi dimensionada de forma a ser possível alcançar a meta específica definida para o sistema, a Suldouro determinou, de acordo com o definido pela estratégia do PERSU2020, aumentar a capacidade de resíduos urbanos a tratar, conseguindo-se um processamento de ponta próximo das 90.000 t/ano, com um processamento médio de 71.000 t, sendo que não é política do sistema implementar a recolha seletiva de RUB.

De forma análoga à questão do *bypass* no subcapítulo anterior, também a fórmula utilizada para o cálculo da meta pode apresentar algumas inconsistências. Como já visto nos resultados obtidos para o balanço de massa, o refugo representa a maioria do *output* de uma unidade de TMB e dentro dessa fração, existe ainda, uma quantidade significativa de RUB que, como já visto, mais significativa se poderia tornar caso se considerasse o *bypass* como elemento constituinte dessa fração de refugo.

Desta forma, não contabilizar toda esta quantidade de resíduos urbanos biodegradáveis que são, de facto, depositados em aterro sem qualquer processo de estabilização que permita que reduzir ou eliminar os seus efeitos negativos, representa um grossíssimo desvio da realidade pelo que, da mesma maneira que é considerado o refugo de uma instalação de Tratamento Mecânico, também deveria ser considerado o refugo de uma instalação de TMB. Assim sendo, a nova fórmula de cálculo da meta seria dada pela seguinte equação:

$$(3) \text{ Deposição de RUB em aterro (\%)} \\ = \frac{0,55 \times \text{RU depositado diretamente em aterro} + \text{Teor RUB refugo} \times \text{RU refugo}}{0,55 \times \text{RU total}}$$

Para esta análise ser viável, é necessário o conhecimento do teor de RUB no refugo da CVO, cuja obtenção é possível pela realização da caracterização de resíduos na unidade. Este

procedimento verificou uma interrupção nos anos de 2014 e 2015 – e em 2010 ainda não efetuava a análise do refugo da CVO, que estava a iniciar operações – pelo que a análise só é exequível para os restantes anos.

Com este novo procedimento, os resultados são, necessariamente, distintos e apresentados na Tabela 27 e Figura 22.

Tabela 27 - Deposição de RUB em aterro (%) ao longo dos anos com novo método de cálculo

Ano	RU geridos (t)	RU indiferenciados (t)	RU para TMB (t)	RU diretamente para aterro (t)	Refugo na unidade TMB (t)	Teor de RUB no refugo (%)	Deposição de RUB em aterro (%)
2011	198.032,0	179.131,0	12.757,9	166.373,1	8.928,9	30,7	86,5
2012	183.445,6	168.837,3	23.946,2	144.891,1	15.814,5	32,7	84,1
2013	180.566,8	165.380,6	26.957,9	138.422,7	17.521,3	37,5	83,3

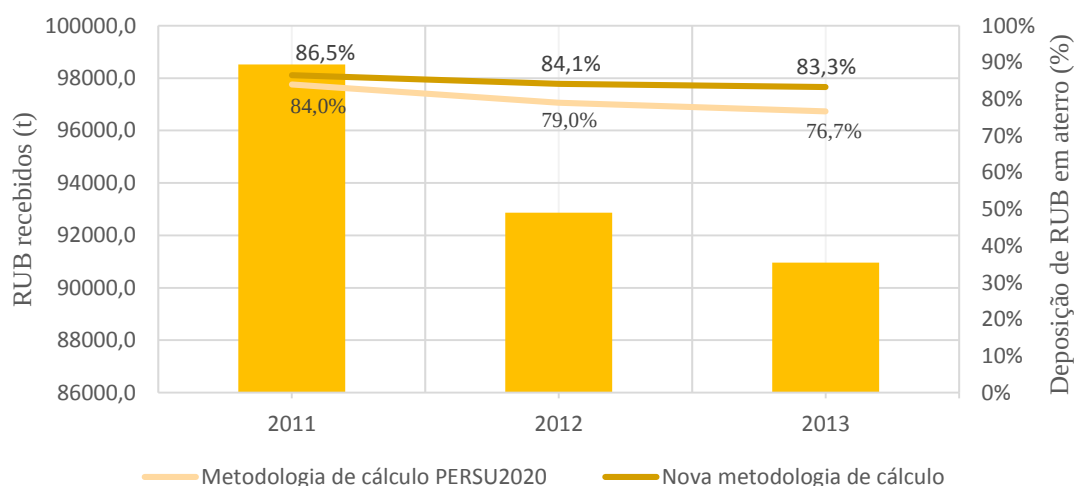


Figura 22 - Comparação da evolução da deposição de RUB em aterro (%) com diferentes metodologias

Como seria expectável, o comportamento tendencial de redução da deposição de RUB em aterro não sofre alterações verificando-se, todavia, uma diminuição do ímpeto com que a redução é obtida sendo que, para o período em análise, se atesta uma redução de 7,3 pp com a metodologia do PERSU2020 e apenas de 3,2 pp com a nova metodologia.

Contabilizar o teor de RUB no refugo significa, não só aproximar à realidade a quantidade deste fluxo de resíduos que é depositado em aterro, mas também um maior distanciamento ao cumprimento das metas que estão previstas, nomeadamente de 6,6 pp, para o ano de 2012.

6.2.2 Preparação para a Reutilização e Reciclagem

Os resultados apresentados no subcapítulo anterior permitem descortinar duas questões essenciais: A primeira é o contributo significativo que representa a unidade de TMB para o cumprimento desta meta sendo que os recicláveis recuperados juntamente com a valorização orgânica constituem 71,40% dos fatores que influenciam o seu cumprimento; A segunda é a proximidade a que o sistema se encontra já do seu objetivo para 2020 uma vez que, no ano de 2015, obteve uma taxa de 38% e a sua meta situa-se nos 39%.

Para efeitos de cálculo da meta de preparação para a reutilização e reciclagem, as quantidades de resíduos de recicláveis apresentados são respeitantes às retomas efetuadas e não à produção, por ser a política definida para o efeito.

Ainda assim, a metodologia de cálculo, também neste caso, assenta em pressupostos que podem não ser os mais exatos o que leva à amplificação dos resultados que realmente se verificam.

De acordo com o PERSU2020, para o cálculo da meta, admitiu o pressuposto de que 54% dos resíduos que entram numa unidade de TMB são valorizados organicamente todavia uma análise dos resultados obtidos através do balanço de massa – e sem correção de água - para a instalação da Suldouro – ver Tabela 28 - permite inferir que o que se corrobora é que aproximadamente 53% do total de RUB – e não do total de resíduos alimentados - que entram na unidade são valorizados.

Tabela 28 - Desvio de RUB na unidade de TMB da Suldouro

Ano	RU TMB (t)	RUB Valorizado (t)	Refugo (t)	Teor RUB (%)	Desvio RUB (%)
2010	451,6	139,4	312,2	61,2	50,4
2011	12.757,9	3.624,9	8.928,9	60,6	46,9
2012	23.946,2	7.577,0	15.814,5	55,4	55,9
2013	26.957,9	9.699,8	17.521,3	53,7	65,3
2014	58.304,3	17.661,4	38.826,0	55,0	55,1
2015	59.365,8	13.895,1	42.728,4	55,0	42,6
				Média	52,7%

Para a obtenção dos resultados acima apresentados, considerou-se o teor de RUB nos resíduos indiferenciados que deram entrada na unidade de TMB, obtidos através das caracterizações de resíduos efetuadas no período de 2010-2013 (SUMA, 2010, 2011, 2012, 2013). Para os anos de 2014 e 2015, por não se ter efetuada a caracterização, face à ausência de dados foi adotado o valor de 0,55 – que representa uma estimativa e não se afasta significativamente da

evolução dos dados do sistema - por ser aquele que figura, como já visto, no PERSU2020 sendo que o desvio de RUB foi calculado pela seguinte expressão:

$$(4) \text{ Desvio de RUB (\%)} = \frac{RUB \text{ valorizado}}{Teor RUB RU \times RU TMB}$$

Face à disparidade na metodologia de cálculo, é possível obter, de igual forma, resultados distintos, sendo que a quantidade de RUB valorizados organicamente, face ao que entra na unidade, foi recalculada através da seguinte equação:

$$(5) \text{ Valorização de RUB (\%)} = \frac{RUB \text{ valorizado}}{RU TMB}$$

O que permite obter os resultados expressos na Tabela 29 utilizados em detrimento dos 54% definidos pelo PERSU2020 para granjear os resultados da Tabela 30:

Tabela 29 - Valorização de RUB para o cálculo da meta de preparação para a reutilização e reciclagem

Ano	2013	2014	2015
Valorização de RUB (%)	36,0	30,3	23,4

Tabela 30 - Preparação para a reutilização e reciclagem ao longo dos anos com novo método de cálculo

Ano	Resíduos Geridos (t)	Potencial de valorização (t)	Resíduos de recolha seletiva (t)	Recicláveis recuperados por TMB (t)	RUB valorizados organicamente (t)*	Preparação para a reutilização e reciclagem (%RU recicláveis)
2013	178.135,3	132.536,1	15.241,0	418,5	10.617,5	19,8
2014	184.383,5	136.627,2	14.197,0	2.969,2	18.589,8	26,2
2015	182.678,4	134.085,9	14.584,0	3.598,7	14.615,6	24,5

*- Para efeitos de cálculo da meta de preparação para a reutilização e reciclagem são contabilizados os resíduos verdes que são diretamente encaminhados para serem utilizados como material estruturante na compostagem

Desta forma, o cumprimento da meta está mais distante mas o resultado obtido no ano de 2015 – que se encontra superior ao nível do esperado no ano de 2018 – e a evolução ocorrida nos

últimos anos abona a favor do cumprimento da meta da SGRU mesmo que se verificasse esta nova metodologia de cálculo.

É possível também verificar que o distanciamento face à meta verificado no ano de 2015 se deve à menor eficiência com que operou a unidade de TMB visto que os outros parâmetros tiveram comportamentos que favoreciam a aproximação à meta o que se pode justificar face à necessidade de efetuar intervenções na linha que pudessem condicionar a operação, o que não se apura analisando de acordo com a fórmula do PERSU2020 uma vez que a percentagem de valorização de RUB é constante no tempo e insensível a particularidades processuais.

Com estas alterações, também a distribuição da relevância dos elementos que contribuem para o cumprimento da meta sofrem alterações, conforme mostra a figura seguinte.

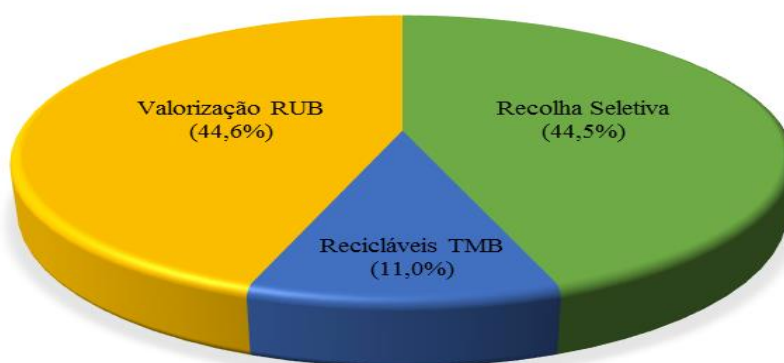


Figura 23 - Influência da unidade de TMB para o cumprimento da meta de preparação para a reutilização e reciclagem no ano de 2015, com nova metodologia de cálculo

Comparando estes novos resultados com a Figura 21, tal como seria expectável, a valorização de RUB, cuja contribuição situava-se nos 71,40%, perde preponderância e a contribuição da unidade de TMB para o cumprimento da meta, mantém-se como contribuinte maioritário ficando-se agora pelos 55,6% sendo que, neste cenário, a recolha seletiva do sistema ganha suma importância.

6.2.3 Composto

A tabela seguinte apresenta a evolução da produção de composto em Portugal, no ano de 2014.

Tabela 31 - Evolução da produção de composto em Portugal

(Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a)

Produção de composto (t)	2010	2011	2012	2013	2014
Recolha Seletiva (t)	13.093	11.817	13.005	13.273	14.737
Recolha Indiferenciada (t)	35.607	54.718	43.488	47.558	48.427
Total (t)	48.701	66.535	56.493	60.831	63.164

De acordo com a tabela acima apresentada, é possível inferir que a produção de composto tem vindo a aumentar após a quebra verificada em 2011. Em ambos os casos, produção de composto proveniente de recolha seletiva ou indiferenciada, a produtividade tem vindo a ser elevada sendo que, no ano de 2014, foi vendido cerca de 54% do total de composto produzido o que implica que existe ainda uma grande fração deste produto que não consegue ter escoamento.

A regulamentação do composto, a nível comunitário, orienta-se para apertadas restrições do ponto de vista da qualidade requerida pelo que existe a necessidade de deslocar esforço para a produção de composto a partir de resíduos recolhidos de forma seletiva em detrimento da recolha indiferenciada, onde estão presentes inúmeros materiais capazes de contaminar o produto final.

A Tabela 32 apresenta, de acordo com o Decreto-Lei nº 103/2015, de 15 de junho, a classificação do corretivo orgânico de acordo com a sua composição física.

Tabela 32 - Classificação do corretivo orgânico com base na sua composição física

Parâmetro	Valores Legislados por classe			
	Classe I	Classe II	Classe IIA	Classe III
Humidade	40%			
Matéria orgânica	> 30%			
COT	-			
Cádmio total (<i>Cd</i>) (mg/kg)	0,7	1,5	3,0	5,0
Crómio total (<i>Cr</i>) (mg/kg)	100	150	300	400
Cobre total (<i>Cu</i>) (mg/kg)	100	200	400	600
Mercúrio total (<i>Hg</i>) (mg/kg)	0,7	1,5	3,0	5,0
Níquel total (<i>Ni</i>) (mg/kg)	50	100	200	200
Chumbo total (<i>Pb</i>) (mg/kg)	100	150	300	500
Zinco total (<i>Zn</i>) (mg/kg)	200	500	1000	1500
<i>Salmonella spp.</i> (em 25 g de matéria fresca)	Ausente			
<i>Escherichia coli</i> (nº/g de matéria fresca)	<1000			
Plantas infestantes (na matéria seca)	≤ 3			
Inertes Antropogénicos	0,5	1,0	2,0	3,0
Pedras > 5mm (%)	5,0	5,0	5,0	-
Relação C_{total}/N_{total}	-			
Massa volúmica	-			
Condutividade elétrica	-			
Granulometria	99% < 25mm			
pH (na matéria fresca)	5,5 - 9,0			

De acordo com a sua classe, a utilização do composto vai ser condicionada não só ao nível do tipo de utilização mas também ao nível da quantidade a aplicar no solo. A tabela seguinte

apresenta os parâmetros definidos, também eles postulados no Decreto-Lei nº 103/2015, de 15 de junho.

Tabela 33 - Normas de utilização do composto consoante a sua classe

Classe	Tipo de Utilização	Quantidade máxima a aplicar no solo (t/ha/ano*)
Classe I	Agricultura	<50
Classe II	Agricultura	<25
Classe IIA	Culturas agrícolas arbóreas e arbustivas (pomares, olivais e vinhas) Espécies silvícolas	<10
Classe III	Solo onde não se pretenda implantar culturas destinadas à alimentação humana e animal; Cobertura final de aterros e lixeiras, pedreiras e minas, tendo em vista a restauração da paisagem; Cobertura de valas e taludes, no caso da construção de estradas (integração paisagística); Fertilização de solos destinados à silvicultura (espécies cujo fruto não se utilize na alimentação humana ou animal); Culturas bioenergéticas; Jardinagem; produção florícola (excluem- -se as culturas edíveis); Campos de futebol e de golfe.	<200

*- Admite -se, todavia, a aplicação do dobro, triplo, quádruplo ou quántuplo destas quantidades desde que a periodicidade da sua aplicação seja, respetivamente, igual ou superior a dois, três, quatro ou cinco anos.

De acordo com a Direção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural⁹, à exceção de regiões que apresentam maiores níveis de pluviosidade – como as regiões do Minho e Entre-Douro -, os solos em Portugal apresentam baixos níveis de matéria orgânica uma vez que as condições climáticas aí existentes favorecem a sua decomposição. Assim sendo, podem ser utilizados os corretivos orgânicos provenientes dos resíduos urbanos – desde que cumpram a legislação em vigor – por forma a corrigir este aspeto.

Conforme se pode verificar pela Tabela 19, durante os três meses de análise foram produzidas 300 t de composto o que constitui aproximadamente 11% face à quantidade total de resíduos encaminhados para tratamento biológico e permite estimar uma produção – mínima – de 1.200 t no ano de 2016. A tabela seguinte apresenta a caracterização do composto produzido, Agrovida.

⁹ Em: <<http://guiaexploracoes.dgadr.pt/index.php/recursos-naturais/solo/ameacas-ao-solo/perda-de-materia-organica>> (Acedido em: 06/06/2016)

Tabela 34 - Caracterização do composto produzido na Suldouro

Parâmetro¹	Agrovida
Humidade	40%
Matéria orgânica	48%
COT	26,7%
Azoto total (N)	1,3%
Fósforo total (P ₂ O ₅)	1,8%
Potássio total (K ₂ O)	1,1%
Cálcio total (Ca)	5,2%
Magnésio total (Mg)	1,4%
Enxofre total (S)	0,8%
Boro total (B)	43,8 mg/kg
Cádmio total (Cd)	1,5 mg/kg
Crómio total (Cr)	113 mg/kg
Cobre total (Cu)	352 mg/kg
Mercúrio total	0,5 mg/kg
Níquel total (Ni)	36 mg/kg
Chumbo total (Pb)	283 mg/kg
Zinco total (Zn)	795 mg/kg
<i>Salmonella spp.</i> (em 25 g de matéria fresca)	Ausente
<i>Escherichia coli</i> (nº/g de matéria fresca)	21
Plantas infestantes (na matéria seca)	0
Inertes Antropogénicos	0,44%
Relação C _{total} /N _{total}	20,5
Massa volúmica	0,54 kg/dm ³
Condutividade elétrica	3,8 mS/cm
Granulometria	99,85%<10mm
pH (na matéria fresca)	7,2

1- Valores reportados à matéria seca, com exceção dos relativos aos parâmetros biológicos, plantas infestantes e pH

Perante as características apresentadas, o composto tem a classe IIA pelo que a sua utilização se destina a culturas agrícolas arbóreas e arbustivas (pomares, olivais e vinhas) e espécies silvícolas assim como todos os fins onde um composto de classe III pode ser aplicado, conforme expresso na Tabela 33.

A tabela seguinte apresenta a produção do composto e o seu escoamento desde o ano de 2014.

Tabela 35 - Evolução da produção de composto na Suldouro

Ano	Produção (t)	Expedição (t)
2014	1.150	1.482
2015	2.170	925
2016*	300	194

*- Apenas o 1º trimestre foi contabilizado

No caso prático da Suldouro, o composto não só é escoado para o exterior assim como é utilizado como cobertura no aterro e nos espaços verdes das suas instalações.

Em termos de capacidade de escoamento, não só a qualidade do composto produzido apresenta uma importância significativa uma vez que o posicionamento geográfico do SGRU

pode também influir bastante nesta última fase do processo, por ter alocada a si várias condicionantes

Consoante a localização, poderá existir variação do meio onde se insere o sistema – urbano ou rural – sendo que, com isso, serão também alterados os setores económicos que sustentam a população. Assim, será de esperar que um meio essencialmente rural esteja mais recetivo à prática agrícola e exista, portanto, um maior mercado de procura de composto. Além do aspeto demográfico, também a extensão da área de influência do SGRU e, por conseguinte, o distanciamento a possíveis populações alvo podem implicar custos de transporte que acabam por não compensar financeiramente – nem para o produtor, nem para o consumidor.

Um exemplo do que acima foi descrito é dado pelo sistema Resíduos de Nordeste que, situando-se numa área essencialmente rural e possuir grandes extensões de olivais e vinhas, não verifica problemas de escoamento do composto – de Classe IIA -, produzido através de resíduos indiferenciados sendo que no ano de 2015 conseguiu vender todas as 2.169 t de composto produzidas.

7 CONCLUSÕES

Para se realizar uma análise crítica ao desempenho das unidades de tratamento mecânico e biológico, é necessário contextualizar o motivo da sua adoção que necessariamente se prende com o desvio de RUB de aterro para o cumprimento de metas, conforme postulado pela portaria que aprova o PERSU II. Este documento defende que “(...)ao nível da gestão dos RSU efectivamente produzidos, um dos importantes desideratos do Plano é o desvio de resíduos biodegradáveis de aterro, que será conseguido por via das unidades de digestão anaeróbia, compostagem, tratamento mecânico e biológico (TMB) (...)”, acrescentando que “(...)a aposta, numa primeira fase, em unidades de tratamento mecânico e biológico de resíduos indiferenciados permitirá um maior conforto do País no que se refere ao cumprimento das metas de desvio de aterro na Directiva Aterros (...)”. Perante isto, faz sentido focar a análise das unidades de tratamento mecânico e biológico no seu principal objetivo, que é desviar RUB de aterro – o que não retira a sua importância na recuperação de recicláveis, normalmente alvo de recolha seletiva.

Inicialmente, o PERSU II adotou, para 2009, a meta de deposição de RUB em aterro definida em 50% relativamente aos valores de 1995. Face ao distanciamento verificado – em 2009, a deposição de RUB em aterro situava-se nos 84% - a Comissão Europeia permitiu a Portugal, bem como a outros países que estavam em condições semelhantes, uma recalendarização da meta para 2013. Este adiamento não evitou, no entanto, o seu incumprimento, sendo que, em 2014, o desempenho nacional apresentava 52% para a deposição de RUB, valor ainda superior à meta inicialmente estabelecida para 2009 e depois recalendarizada para 2013.

Ainda que seja incontestável o contributo que as unidades de tratamento mecânico e biológico apresentam para a redução de RUB em aterro – desde a entrada em vigor do PERSU II, existiu uma redução de 20 pp -, a dificuldade em cumprir os requisitos estabelecidos no intervalo de tempo determinado deve levantar a questão da prioridade que foi dada ao investimento em unidades para tratamento de resíduos indiferenciados, em detrimento da inovação e desenvolvimento em *full-scale* de programas de recolha seletiva de resíduos orgânicos, em simultâneo com um sério envolvimento em iniciativas de redução ou prevenção da produção de resíduos. O PERSU II justifica a opção, defendendo que “(...) uma estratégia exclusivamente orientada para a recolha selectiva de orgânicos teria inerente uma curva de aprendizagem, que poderia colocar em risco o cumprimento das metas de desvio de aterro, em particular das estabelecidas já para 2009(...)”, não obstante o mesmo plano preconizar “(...) a recolha selectiva de orgânicos permite a obtenção de um composto de melhor qualidade com maior facilidade e tem sinergias positivas com a recolha selectiva multimaterial, no PERSU II prevê-se que, das unidades de tratamento mecânico e biológico previstas, algumas iniciarão já a sua actividade com recolha selectiva e outras contemplarão esse mecanismo no quadro das futuras

ampliações.”, na prática, a fração da matéria orgânica ficou maioritariamente fora dos materiais alvo de tratamento seletivo e continuou a integrar a fração indiferenciada que, alimentando as unidades de TMB, origina necessariamente, como subproduto, um composto de qualidade inferior e de difícil escoamento.

Em relação à prevenção ou redução na produção de resíduos, prioridade número um na hierarquia de gestão, os sucessivos planos estratégicos apontam ações gerais cuja eficiência é difícil de comprovar, mas que, pelos dados disponíveis, parece não ter uma grande expressividade na prática.

Com a adoção de uma estratégia para os resíduos orgânicos que inverteu a aposta na recolha seletiva, já em curso para as restantes frações recicláveis, acabará, de qualquer modo por ser inevitável a simbiose entre o pleno funcionamento das unidades de TMB e a recolha seletiva de orgânicos nos casos em que o esgotamento da capacidade de processar matéria orgânica nas instalações não permita o cumprimento da meta.

Simultaneamente, terão de ser consideradas opções complementares à recolha seletiva de orgânicos, como a captação de fundos para desenvolvimento de planos de compostagem caseira ou comunitária, medidas necessariamente acompanhadas de um aumento da sensibilização uma vez que sistemas de separação na fonte são processualmente mais eficientes e lógicos do que separar uma mistura indiferenciada de resíduos.

Um fator que poderá também não ser despiciente nas razões para o incumprimento das metas e na opção pelo aterro como forma de eliminação dos resíduos, pode residir no valor reduzido da TGR, quando comparado com o que é praticado na maioria dos países da União Europeia. Realce-se, no entanto, que a maioria da população ainda não compreende o verdadeiro sentido dessa taxa, por desconhecimento do destino e formas de tratamentos dos resíduos que produz. A falta de retorno monetário para as autarquias que se esforcem por reduzir os resíduos produzidos no seu território, apesar de previsto na legislação, é também um aspeto de grande relevância, mas curiosamente não reivindicado pelos próprios. Raramente a administração local encara a questão da gestão dos seus resíduos na ótica de que “o melhor resíduo é aquele que não se produz”.

Um outro aspeto de realce passa pela influência que os resultados apresentam não só sobre a política adotada como também sofre a forma de a avaliar. Ao longo do projeto foi possível determinar algumas falências em metodologias de cálculo que, de certa forma, auxiliam ao cumprimento das metas, como é o caso de desconsiderar o teor de RUB no refugo das unidades de TMB encaminhado para aterro – assim como o fluxo que sofre *bypass*. Este aspeto revela alguma incoerência uma vez que nas instalações de TM, o teor de RUB do refugo é considerado ao passo que nas unidades de TMB, onde o refugo originado passa essencialmente pelas mesmas etapas que uma instalação de TM e não sofre qualquer processo de estabilização, já não o é. Com efeito oposto, a não contabilização do teor de água excedente nos sistemas que utilizam processos

que exijam a sua introdução pode também apresentar déficit na exatidão dos resultados, neste caso em prejuízo dos sistemas. A consideração destes fatores pode apresentar uma grande diferença de posicionamento face às metas, levando a que se considere o seu cumprimento ou não, o que, no entanto, não terá uma abrangência nacional, se não houver alteração na metodologia atualmente prevista na legislação.

Pelo que foi referido, toda e qualquer modificação que possa vir a ser ponderada em termos da legislação nacional deve ser tomada em concertação com os restantes estados-membro por forma a garantir que a comparabilidade de resultados não seja comprometida.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adani, F., Baido, D., Calcaterra, E., & Genevini, P. (2002). The influence of biomass temperature on biostabilization – biodrying of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 83, 173–179.
- Adani, F., Tambone, F., & Gotti, A. (2004). Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 24, 775–783. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.007>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2015a). *Relatório Anual Resíduos Urbanos 2014*. Amadora.
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2015b). *Relatório do estado do ambiente 2015*. Lisboa.
- Archer, E., Baddeley, A., Klein, A., Schwager, J., & Whiting, K. (2005). *Mechanical-Biological-Treatment : A Guide for Decision Makers Processes, Policies and Market - Annexe D*.
- Argun, H., Kargi, F., & Kapdan, I. K. (2008). Light fermentation of dark fermentation effluent for bio-hydrogen production by different *Rhodobacter* species at different initial volatile fatty acid (VFA) concentrations. *International Journal of Hydrogen Energy*, 33(24), 7405–7412. <http://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2008.09.059>
- Benlboukht, F., Lemee, L., Amir, S., Ambles, A., & Hafidi, M. (2016). Biotransformation of organic matter during composting of solid wastes from traditional tanneries by thermochemolysis coupled with gas chromatography and mass spectrometry. *Ecological Engineering*, 90, 87–95.
- Botheju, D., & Bakke, R. (2011). Oxygen Effects in Anaerobic Digestion – A Review. *The Open Waste Management Journal*, (4), 1–19.
- Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, R. Ben, & Hamdi, M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 40, 989–995. <http://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.03.007>
- Brunner, S., Fomin, P., & Kargel, C. (2015). Automated sorting of polymer flakes: Fluorescence labeling and development of a measurement system prototype. *Waste Management*, 38, 49–60.
- Cecere, G., Mancinelli, S., & Mazzanti, M. (2014). Waste prevention and social preferences : the role of intrinsic and extrinsic motivations. *Ecological Economics*, 107, 163–176. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.07.007>
- CHEMIK. (2012). Municipal waste management model with the use of optical sorting elements. In *XIII Conference Environmental* (pp. 1232–1234).
- Chen, Y., Cheng, J. J., & Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process : A review. *Bioresource Technology*, 99, 4044–4064. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Chen, Y., Hsiau, S., Lee, H., Chyou, Y., & Hsu, C. (2010). Chemical Engineering and Processing : Process Intensification Size separation of particulates in a trommel screen system. *Chemical Engineering & Processing: Process Intensification*, 49(11), 1214–1221. <http://doi.org/10.1016/j.cep.2010.09.003>
- Cho, S.-K., Im, W.-T., Kim, D.-H., Kim, M.-H., Shin, H.-S., & Sae-Eun, O. (2013). Dry anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: Performance and methanogenic community analysis. *Bioresource Technology*, 131, 210–217.
- Cimpan, C., Maul, A., Jansen, M., Pretz, T., & Wenzel, H. (2015). Central sorting and recovery of MSW recyclable materials : A review of technological state-of-the-art , cases , practice and implications for materials recycling. *Journal of Environmental Management*, 156, 181–199.

- <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.025>
- Colomer-Mendoza, J. F., Herrera-Prats, L., Robles-Martínez, F., Gallardo-Izquierdo, A., & Pina-Guzmán, A. B. (2013). Effect of airflow on biodrying of gardening wastes in reactors. *Journal of Environmental Sciences*, 25, 865–872. [http://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60123-5](http://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60123-5)
- Consonni, S., Giugliano, M., & Grosso, M. (2005). Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste Part B: Emission and cost estimates. *Waste Management*, 25, 137–148. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.09.006>
- Cook, E., Wagland, S., & Coulon, F. (2015). Investigation into the non-biological outputs of mechanical – biological treatment facilities. *Waste Management*, 46, 212–226. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.014>
- Couth, R., & Trois, C. (2012). Cost effective waste management through composting in Africa. *Waste Management*, 32(12), 2518–2525. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.042>
- Decreto-Lei nº 366-A/97 de 20 de dezembro. Diário da República nº 293/1997, 3º Suplemento - I Série A. Ministério do Ambiente. Lisboa.
- Decreto-Lei nº 162/2000 de 27 de julho. Diário da República nº 172/2000 - I Série A. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa
- Decreto-Lei nº 152/2002 de 23 de maio. Diário da República nº 119/2002 - I Série A. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território. Lisboa.
- Decreto-Lei nº 92/2006 de 25 de maio. Diário da República nº 101/2006 - I Série A. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- Decreto-Lei nº 178/2006 de 5 de setembro alterado e republicado pelo Decreto Lei nº 73/2011 de 17 de junho. Diário da República nº 116/2011. 1.ª Série. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa.
- Decreto-Lei nº 73/2011 de 17 de junho. Diário da República nº 116/2011. 1.ª Série. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa.
- Decreto-Lei nº 96/2014 de 25 de junho. Diário da República nº 120/2014. 1.ª Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e Energia. Lisboa.
- Decreto-Lei nº 103/2015 de 15 de junho. Diário da República nº 114/2015. 1.ª Série. Ministério da Economia. Lisboa.
- DEFRA (UK). (2013a). *Advanced Biological Treatment of Municipal Solid Waste*.
- DEFRA (UK). (2013b). *Mechanical Biological Treatment of Municipal Solid Waste*.
- Despacho nº 454/2006 de 9 de janeiro. Diário da República nº 6/2006. 2.ª Série. Ministério do Ambiente do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- Deublein, D., & Angelika, S. (2008). Formation of Biogas. In D. Deublein & S. Angelika (Eds.), *Biogas from Waste and Renewable Resources. An Introduction*. (pp. 93–125). Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Diaz, L., Savage, G., & Golueke, C. (2002). Composting of Municipal Solid Wastes. In *Handbook of Solid Waste Management* (Second Edi, pp. 12.1–12.13). McGraw-Hill Handbooks. <http://doi.org/10.1036/0071356231>
- Dong, C., Jin, B., & Li, D. (2003). Predicting the heating value of MSW with a feed forward neural network.

- Waste Management*, 23, 103–106. [http://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00162-9](http://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00162-9)
- Farrell, M., & Jones, D. L. (2009). Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology*, 100(19), 4301–4310. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.029>
- Fernández-rodríguez, J., Pérez, M., & Romero, L. I. (2013). Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW : Kinetic analysis. *Chemical Engineering Journal*, 232, 59–64. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.066>
- Fernández-rodríguez, J., Pérez, M., & Romero, L. I. (2014). Dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wastes : Solid retention time optimization. *Chemical Engineering Journal*, 251, 435–440. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2014.04.067>
- Fernández-rodríguez, J., Pérez, M., & Romero, L. I. (2015). Temperature-phased anaerobic digestion of Industrial Organic Fraction of Municipal Solid Waste : A batch study. *Chemical Engineering Journal*, 270, 597–604. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2015.02.060>
- Fernández-rodríguez, J., Pérez, M., & Romero, L. I. (2016). Semicontinuous Temperature-Phased Anaerobic Digestion (TPAD) of Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW). Comparison with single-stage processes. *Chemical Engineering Journal*, 285, 409–416. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2015.10.027>
- Geng, Y., Fujita, T., Park, H., Chiu, A., & Huisingh, D. (2014). Call for papers : Towards post fossil carbon societies : regenerative and preventative eco-industrial development q. *Journal of Cleaner Production*, 68, 4–6. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.089>
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 116, 11–32.
- Gómez, R. B., Lima, F. V., & Ferrer, A. S. (2006). The use of respiration indices in the composting process : a review. *Waste Management & Research*, 24, 37–47. <http://doi.org/10.1177/0734242X06062385>
- Guinan, B., Timoney, F., Kirkman, R., Kristiansen, T., & O’Sullivan, D. (2013). *Critical Analysis of the Potential of Mechanical Biological Treatment for Irish waste Management*.
- Hannan, M. A., Al, A., Hussain, A., Basri, H., & Begum, R. A. (2015). A review on technologies and their usage in solid waste monitoring and management systems : Issues and challenges. *Waste Management*, 43, 509–523. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.033>
- Herhof GmbH. (2014). *Waste Treatment Technologies*. Solms.
- Hogg, D., Vergunst, T., Elliott, T., Elliott, L., Fischer, C., Kjær, B., ... Küchen, V. (2014). *Impact Assessment on Options Reviewing Targets in the Waste Framework Directive , Landfill Directive and Packaging and Packaging Waste Directive*. Bristol.
- Jawahir, I. S., & Bradley, R. (2016). Technological Elements of Circular Economy and the Principles of 6R-Based Closed-loop Material Flow in Sustainable Manufacturing. In *13th Global Conference on Sustainable Manufacturing - Decoupling Growth from Resource Use* (Vol. 40, pp. 103–108). Elsevier Ltd.
- Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagi, V. V., & Tyagi, S. K. (2014). Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39,

174–195.

- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J. W. F., & Barlaz, M. A. (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 32(3), 498–512. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.010>
- Lau, S. T., Cheung, W. H., Kwong, C. K., Wan, C. P., Choy, K. K. H., Leung, C. C., ... Kay, G. M. (2005). Removal of batteries from solid waste using trommel separation. *Waste Management*, 25, 1004–1012. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.04.009>
- Lee, M., Suh, C., Ahn, Y., & Shin, H. (2009). Variation of ADM1 by using temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) operation. *Bioresource Technology*, 100(11), 2816–2822. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.025>
- Lei nº 82-D/2014 de 31 de dezembro. Diário da República nº 252/2014. 1.ª Série. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia. Lisboa.
- Li, Y., Park, S. Y., & Zhu, J. (2011). Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(1), 821–826. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.042>
- Li, Z., Lu, H., Ren, L., & He, L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93, 1247–1257.
- Lin, Q., Vrieze, J. De, Li, J., & Li, X. (2016). Temperature affects microbial abundance, activity and interactions in anaerobic digestion. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 209, 228–236. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.132>
- Lo, H. M., Kurniawan, T. A., Sillanpää, M. E. T., Pai, T. Y., Chiang, C. F., Chao, K. P., ... Wu, H. Y. (2010). Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors. *Bioresource Technology*, 101(16), 6329–6335. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.048>
- Maria, F. Di, Micale, C., Sordi, A., Cirulli, G., & Marionni, M. (2013). Urban Mining : Quality and quantity of recyclable and recoverable material mechanically and physically extractable from residual waste. *Waste Management*, 33(12), 2594–2599. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.008>
- Mata-Alvarez, J., Macé, S., & Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes . An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74, 3–16.
- Mazzanti, M., & Zoboli, R. (2009). Municipal Waste Kuznets Curves: Evidence on Socio-Economic Drivers and Policy Effectiveness from the EU. *Environmental and Resource Economics*, 44(2), 203–230. <http://doi.org/10.1007/s10640-009-9280-x>
- Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M. del C., & Fruergaard Astrup, T. (2013). Mechanical-biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of Environmental Management*, 128, 661–673. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.063>
- Motte, J., Trably, E., Escudié, R., Hamelin, J., Steyer, J., Bernet, N., ... Dumas, C. (2013). Total solids content : a key parameter of metabolic pathways in dry anaerobic digestion. *Biotechnology for Biofuels*, 6(64), 1–9.
- Müller, W. (2009). *Mechanical Biological Treatment and its role in Europe*.

- Müller, W. (2011). Anaerobic digestion – technologies and practical experience in biowaste treatment. In *3rd Baltic Biowaste Conference*. Vilnius.
- Müller, W., & Amlinger, F. (2013). *Technical Requirements for Mechanical-Biological Treatment of Residual Waste*.
- Myint, M., Nirmalakhandan, N., & Speece, R. E. (2007). Anaerobic fermentation of cattle manure : Modeling of hydrolysis and acidogenesis. *Water Research*, 41, 323–332. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.026>
- Neidel, T. L., & Jakobsen, J. B. (2013). *Report on initial assessment of relevant recycling technologies*.
- Nguyen, P. H. L., Kuruparan, P., & Visvanathan, C. (2007). Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to land W ll. *Bioresource Technology*, 98, 380–387. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.018>
- P. Tom, A., Pawels, R., & Haridas, A. (2016). Biodrying process: A sustainable technology for treatment of municipal solid waste with high moisture content. *Waste Management*, 49, 64–72.
- Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2015). Assessment of biogas production from MBT waste under different operating conditions. *Waste Management*, 43, 37–49. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.019>
- Pe, M., Romero, L. I., & Ferna, J. (2008). Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresource Technology*, 99, 6075–6080. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.048>
- Piedade, M., & Aguiar, P. (2010). *Opções de gestão de resíduos urbanos*. Lisboa.
- Portaria nº 187/2007 de 12 de fevereiro. Diário da República nº 30/2007. 1.ª Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- Portaria nº 187-A/2014 de 17 de setembro. Diário da República nº 179/2014. 1.ª Série. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia. Lisboa.
- Reinhart, D., C. Bolyard, S., & Berge, N. (2016). Grand challenges - Management of municipal solid waste. *Waste Management*, 49, 1–2.
- Scaglia, B., Salati, S., Di Gregorio, A., Carrera, A., Tambone, F., & Adani, F. (2013). Short mechanical biological treatment of municipal solid waste allows landfill impact reduction saving waste energy content. *Bioresource Technology*, 143, 131–138. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.051>
- Siddiqui, A. A., Richards, D. J., & Powrie, W. (2013). Biodegradation and flushing of MBT wastes. *Waste Management*, 33(11), 2257–2266. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.024>
- Son, L. H., & Louati, A. (2016). Modeling municipal solid waste collection : A generalized vehicle routing model with multiple transfer stations , gather sites and inhomogeneous vehicles in time windows. *Waste Management*, (52), 34–49. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.041>
- STRABAG Umwelthanlagen GmbH. (2007). Tunnel composting. Dresden.
- Strik, D. P. B. T. B., Domnanovich, A. M., & Holubar, P. (2006). A pH-based control of ammonia in biogas during anaerobic digestion of artificial pig manure and maize silage. *Process Biochemistry*, 41, 1235–1238. <http://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.12.008>
- Sugni, M., Calcaterra, E., & Adani, F. (2005). Biostabilization – biodrying of municipal solid waste by inverting air-flow. *Bioresource Technology*, 96, 1331–1337.

- <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.11.016>
- SUMA. (2010). *Caracterização de Resíduos Sólidos Urbanos do Sistema Multimunicipal do Sul do Douro*.
- SUMA. (2011). *Caracterização de Resíduos Urbanos do Sistema Multimunicipal do Sul do Douro*.
- SUMA. (2012). *Caracterização de Resíduos Urbanos do Sistema Multimunicipal do Sul do Douro*.
- SUMA. (2013). *Caracterização de Resíduos Urbanos do Sistema Multimunicipal do Sul do Douro*.
- SUMA. (2016). *CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS DO SISTEMA MULTIMUNICIPAL DO SUL DO DOURO (2016)*.
- The World Bank. (2012). *What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management*. Washington DC.
- Usón, A. A., Ferreira, G., Vásquez, D. Z., Bribián, I. Z., & Sastresa, E. L. (2012). Estimation of the energy content of the residual fraction refused by MBT plants : a case study in Zaragoza ' s MBT plant. *Journal of Cleaner Production*, 20(1), 38–46. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.024>
- Velis, C. A., Longhurst, P. J., Drew, G. H., Smith, R., & Pollard, S. J. T. (2009). Biodrying for mechanical–biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology*, 100, 2747–2761.
- Velis, C. A., Wilson, D. C., & Cheeseman, C. R. (2009). 19th century London dust-yards : A case study in closed-loop resource efficiency. *Waste Management*, 29(4), 1282–1290. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.018>
- Verstichel, S. (2015). *DRANCO technology for anaerobic digestion of organic waste*.
- Vrieze, J. De, Marc, A., He, Y., Fang, J., Halkjaer, P., Verstraete, W., & Boon, N. (2015). Ammonia and temperature determine potential clustering in the anaerobic digestion microbiome. *Water Research*, 75(0), 312–323. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.025>
- WeDoTech. (2014). *Manual de Operação dos Biofiltros da Suldouro*.
- Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion : A review. *Process Biochemistry*, 48(5-6), 901–911. <http://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>
- Zhang, D., He, P., & Shao, L. (2009). Potential gases emissions from the combustion of municipal solid waste by bio-drying. *Journal of Hazardous Materials*, 168, 1497–1503. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.035>
- Zhang, L., & Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical , chemical , and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Management*, 48, 115–126. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>

9 ANEXOS

A1

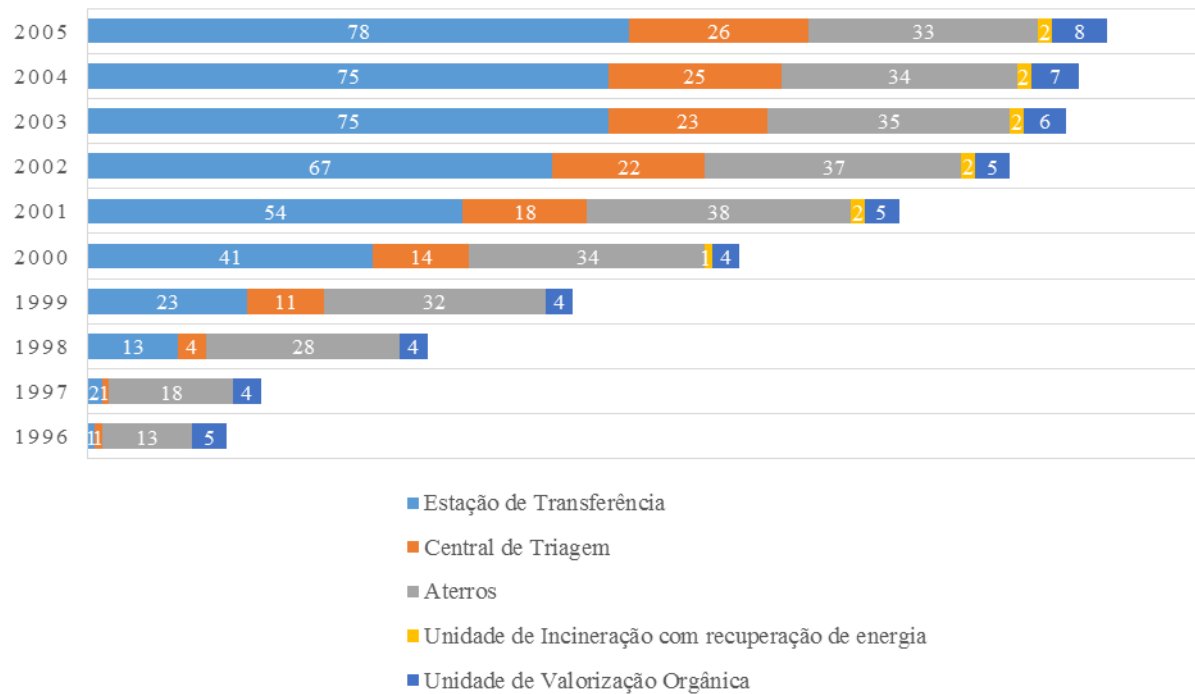


Figura 24 - Evolução do número de infraestruturas durante a vigência do PERSU I

A2

Tabela 36 - Infraestruturas existentes em 2014 em Portugal Continental

(Agência Portuguesa do Ambiente, 2015a)

SGRU	Aterro	TM	TMB	CVO	INC	CDR	T	ET	EC	EP	H/E
Valorminho	1	-	-	-	-	-	1	1	2	424	178
Resulima	1	-	-	-	-	-	1	1	2	962	330
Braval	1	-	-	-	-	-	1	1	2	1167	248
Resinorte	5	1	1	-	-	-	4	8	17	3657	256
Lipor	1	-	-	1	1	-	1	-	19	3680	262
Ambisousa	2	-	-	-	-	-	2	2	8	1000	336
Suldouro	1	-	1	-	-	-	1	-	4	1784	253
Resíduos do Nordeste	1	-	1	-	-	-	-	4	14	616	223
Valorlis	1	-	1	-	-	-	1	3	4	1109	274
Ersuc	2	-	2	-	-	2	2	7	7	3687	252
Ecobeirão	1	1	-	-	-	-	1	3	19	1524	223
Resistrela	1	-	1	-	-	-	1	7	14	964	201
Valorsul	2	-	-	1	1	-	2	6	8	5620	282
Ecoleziria	1	-	-	-	-	-	-	3	4	462	273
Resitejo	1	1	-	-	-	-	1	7	8	1515	134
Tratolixo	-	1	1	-	-	-	1	1	2	3548	238
Amarsul	2	1	2	-	-	1	1	1	7	2662	294
Gesamb	1	-	1	-	-	-	1	4	7	676	221
Ambilital	1	-	1	-	-	-	1	5	7	874	130
Amcal	1	-	-	-	-	-	1	3	5	128	194
Valnor	2	-	1	-	-	1	1	8	14	2068	126
Resialentejo	1	-	1	-	-	-	-	5	5	470	197
Algar	2	1	-	3	-	-	2	7	14	2860	155

A negrito encontram-se destacados os serviços multimunicipais

A3

Tabela 37 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente

Categoria	Sub-categoria	Composição	Total
Bio-resíduos	Resíduos Alimentares	32,07%	46,66%
	Resíduos de Jardim	14,59%	
	Outros resíduos putrescíveis	0,00%	
Papel/Cartão	Resíduos de embalagens de papel/cartão	5,03%	8,01%
	Jornais e Revistas	2,83%	
	Outros resíduos de papel/cartão	0,15%	
Plásticos	Resíduos de embalagens em filme de PE	2,76%	8,68%
	Resíduos de embalagens rígidas em PET	0,82%	
	Resíduos de embalagens rígidas em PEAD	0,42%	
	Resíduos de embalagens rígidas em EPS	0,01%	
	Outros resíduos de embalagens de plástico	1,96%	
	Outros resíduos de plástico	2,72%	
Vidro	Resíduos de embalagens de vidro	4,10%	4,18%
	Outros resíduos de vidro	0,08%	
Compósitos	Resíduos de ECAL	0,80%	4,88%
	Outros resíduos de embalagens compósitas	0,66%	
	Pequenos aparelhos eletrodomésticos	0,57%	
	Outros resíduos compósitos	2,84%	
Têxteis	Resíduos de embalagens têxteis	0,36%	2,31%
	Outros resíduos têxteis	1,94%	
Têxteis Sanitários			6,61%
Metais	Resíduos de embalagens ferrosas	0,57%	0,85%
	Resíduos de embalagens não ferrosas	0,25%	
	Outros resíduos ferrosos	0,03%	
	Outros resíduos metálicos	0,00%	
Madeira	Resíduos de embalagens de madeira	0,21%	0,41%
	Outros resíduos de madeira	0,20%	
Resíduos Perigosos	Produtos químicos	0,00%	0,01%
	Tubos fluorescentes e lâmpadas de baixo consumo	0,01%	
	Pilhas e acumuladores	0,00%	
	Outros resíduos perigosos	0,00%	
Outros	Outros resíduos de embalagens	0,00%	2,23%
	Outros resíduos de não embalagem	2,23%	
Finos (<20mm)			15,17%

A4

Tabela 38 - Composição Física média nos RU recolhidos indiferenciadamente encaminhados para TMB

Categoria	Sub-categoria	Composição	Total
Bio-resíduos	Resíduos Alimentares	30,34%	43,53%
	Resíduos de Jardim	13,19%	
	Outros resíduos putrescíveis	0,00%	
Papel/Cartão	Resíduos de embalagens de papel/cartão	4,54%	7,95%
	Jornais e Revistas	3,20%	
	Outros resíduos de papel/cartão	0,21%	
Plásticos	Resíduos de embalagens em filme de PE	2,62%	8,62%
	Resíduos de embalagens rígidas em PET	0,78%	
	Resíduos de embalagens rígidas em PEAD	0,35%	
	Resíduos de embalagens rígidas em EPS	0,00%	
	Outros resíduos de embalagens de plástico	2,11%	
	Outros resíduos de plástico	2,76%	
Vidro	Resíduos de embalagens de vidro	4,43%	4,55%
	Outros resíduos de vidro	0,12%	
Compósitos	Resíduos de ECAL	0,82%	6,66%
	Outros resíduos de embalagens compósitas	0,65%	
	Pequenos aparelhos eletrodomésticos	0,78%	
	Outros resíduos compósitos	4,41%	
Têxteis	Resíduos de embalagens têxteis	0,49%	3,49%
	Outros resíduos têxteis	3,00%	
Têxteis Sanitários			7,34%
Metais	Resíduos de embalagens ferrosas	0,48%	0,85%
	Resíduos de embalagens não ferrosas	0,31%	
	Outros resíduos ferrosos	0,05%	
	Outros resíduos metálicos	0,00%	
Madeira	Resíduos de embalagens de madeira	0,04%	0,34%
	Outros resíduos de madeira	0,30%	
Resíduos Perigosos	Produtos químicos	0,00%	0,03%
	Tubos fluorescentes e lâmpadas de baixo consumo	0,03%	
	Pilhas e acumuladores	0,00%	
	Outros resíduos perigosos	0,00%	
Outros	Outros resíduos de embalagens	0,00%	1,40%
	Outros resíduos de não embalagem	1,40%	
Finos (<20mm)			15,25%

A5

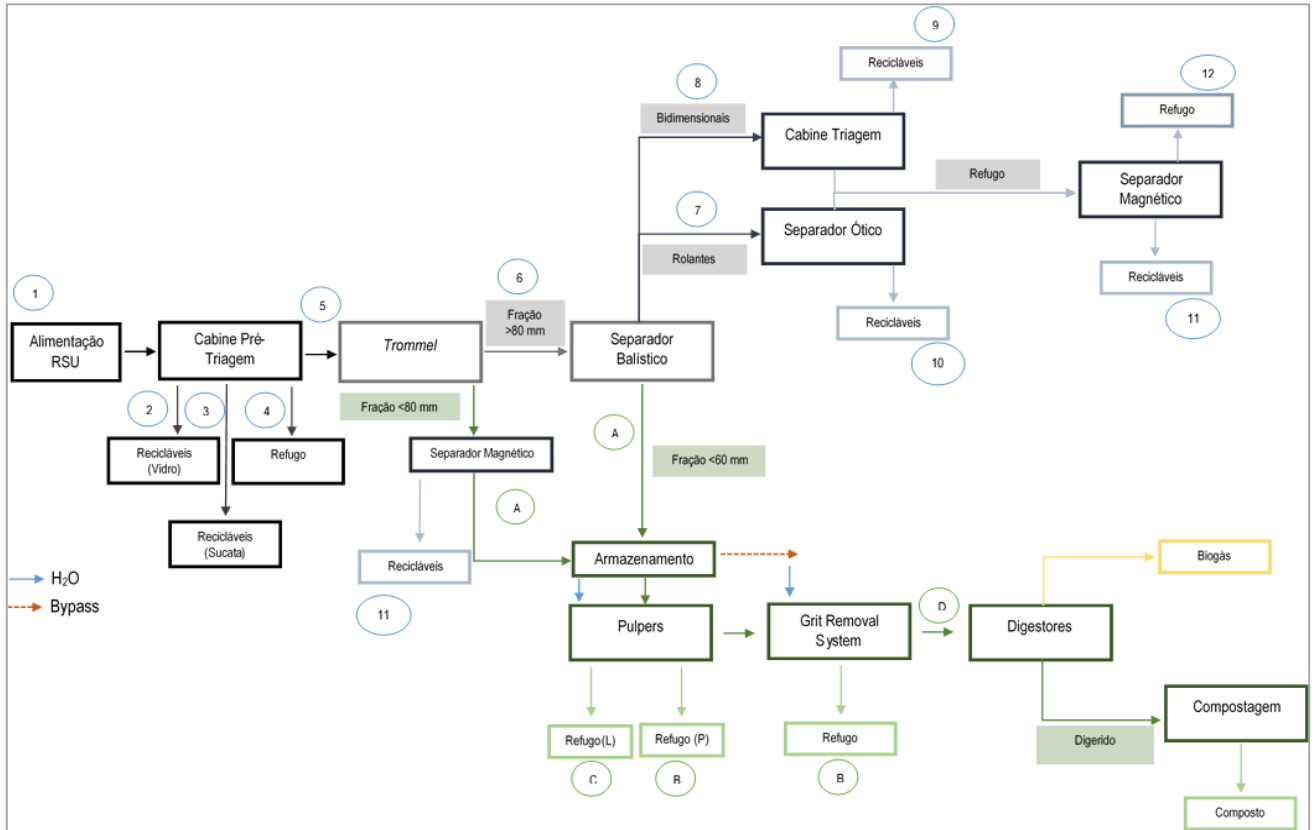


Figura 25 - Esquema da Instalação

A6

Metodologia de cálculo dos fluxos¹⁰

1. (6) *Alimentação do tromel* = *Entrada total de resíduos* – (*vidro + sucata + refugo pré – triagem*)
2. (7) *Fração > 80mm* = *PET + PEAD + Plástico filme + Plástico Misto + Triagem + Ferrosos* (12)
3. (8) *Fração < 80mm* = *Alimentação tromel* – *Fração > 80mm*
4. (9) *Fração Trat. Biológico* = *Fração < 80mm* – (*Refugo trat. hidromecânico + Ferrosos* (11))

Metodologia de cálculo dos outputs da instalação

1. (10) *Refugo (%)* = $\frac{\Sigma \text{refugos da instalação}}{\text{Quantidade total de entrada de RU}} \times 100$
2. (11) *Recicláveis (%)* = $\frac{\Sigma \text{recicláveis recuperados na instalação}}{\text{Quantidade total de entrada de RU}} \times 100$
3. (12) *Tratamento biológico (%)* = $\frac{\text{Fração encaminhada para TB}}{\text{Quantidade total de entrada de RU}} \times 100$
4. (13) *Bypass (%)* = $\frac{\text{Quantidade de resíduos que sofreu bypass}}{\text{Quantidade total de entrada de RU}} \times 100$

Metodologia de cálculo de valorização de RUB¹¹

1. (14) *Valorização sem bypass (%)* = $\frac{\text{Fração encaminhada para TB}}{0,55 \times \text{Quantidade total de entrada de RU}} \times 100$
2. (15) *Valorização com bypass (%)* = $\frac{\text{Fração encaminhada para TB} + \text{Quantidade de resíduos que sofreu bypass}}{0,55 \times \text{Quantidade total de entrada de RU}} \times 100$

¹⁰ Todos os valores apresentados foi determinados incluindo a extrapolação, para todo o mês, dos resultados obtidos no procedimento experimental para aumento da recuperação de recicláveis.

¹¹ O valor 0,55 representa o teor de RUB presente nos resíduos urbanos indiferenciados de acordo com a caracterização física dos sistemas pertencentes à EGF, conforme define a metodologia do PERSU2020, aprovado pela Portaria nº 187-A/2014, de 17 de setembro.

A7 – Metodologia de cálculo para a correção do teor de água

1. **(16)** *Água de entrada no sistema* (m^3) = Σ *Água entrada (janeiro, fevereiro, março)*
2. **(17)** *Água de saída no sistema* (m^3) = Σ *Água rejeitada (janeiro, fevereiro, março)*
3. **(18)** *Água retida no sistema* (m^3) = *Água de entrada no sistema* – *Água de saída no sistema*
4. **(19)** *Água retida no sistema* (t) = *Água retida no sistema* (m^3) $\times$ $\rho_{\text{água de saída no sistema}}$ ($\frac{t}{m^3}$)
5. **(20)** *Refugo com correção* (t) = *Refugo sem correção* (t) $\times$ *Água retida no sistema* (t)

Para o cálculo dos outputs da instalação com a correção do teor de água, foi utilizada a metodologia expressa no Anexo A6.

A8

Considerações para o cálculo da meta de preparação para reutilização e reciclagem¹²

- Foi considerado um potencial de valorização – capacidade de ser alvo de reutilização e reciclagem - dos resíduos urbanos no valor de 73,4%;
- Foi considerado que 54% dos resíduos que entram na instalação de TMB são valorizados organicamente;
- Foram contabilizadas como preparação para a reutilização as quantidades de papel e cartão, plástico, metal, vidro e madeira recolhidas seletivamente;
- De igual forma, foram contabilizados como preparação para a reutilização os materiais mencionados no ponto imediatamente acima recuperados na instalação de TMB.

¹² Todas as considerações apresentadas foram definidas na metodologia de cálculo – Anexo III - do PERSU2020, aprovado pela Portaria nº 187-A/2014, de 17 de setembro.