



David Simões Querido

Licenciado em Engenharia do Ambiente

**Estudo da alteração das características das
águas de lavagem dos plásticos recuperados
no Tratamento Mecânico – Caso de estudo da
VALNOR.**

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

Orientador: Artur João Lopes Cabeças, Mestre e
Professor Auxiliar Convidado, Faculdade de Ciências e
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira, FCT/UNL
Arguente: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro Amaral, FCT/UNL
Vogal: Prof. Artur João Lopes Cabeças



David Simões Querido

Licenciado em Engenharia do Ambiente

**Estudo da alteração das características das
águas de lavagem dos plásticos recuperados
no Tratamento Mecânico – Caso de estudo da
VALNOR.**

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

Orientador: Artur João Lopes Cabeças, Mestre e
Professor Auxiliar Convidado, Faculdade de Ciências e
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira, FCT/UNL
Arguente: Prof. Doutora Leonor Miranda Monteiro Amaral, FCT/UNL
Vogal: Prof. Artur João Lopes Cabeças

Estudo da alteração das características das águas de lavagem dos plásticos recuperados no Tratamento Mecânico – Caso de estudo da VALNOR.

Copyright © David Simões Querido, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

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

Agradecimentos

Esta representa um ponto final de uma grande caminhada académica e o princípio de um longo caminho de crescimento constante na busca de novas conquistas.

Cabe-me agora expressar a minha profunda gratidão para com as pessoas que contribuíram e me acompanharam nesta caminhada que resulta na conquista que é esta dissertação.

Em primeiro lugar quero agradecer ao meu grande Professor Artur João Cabeças, que me orientou ao longo desta dissertação, indicando sempre o melhor caminho a seguir, auxiliando-me nas minhas limitações, incentivando-me sempre na busca de mais conhecimento e na constante partilha de experiências que enriqueceram não apenas este trabalho, mas o meu crescimento pessoal. Permitam-me também que agradeça a sua amizade e dedicação ao longo deste percurso.

À equipa da VALNOR SA, em particular ao Eng. Pinto Rodrigues, Eng. Benjamin Banha e ao senhor Gaspar, por todo o apoio prestado, disponibilidade demonstrada e conhecimento transmitido.

À Professora Maria da Conceição Raimundo, Professora Rita Maurício, Dona Adélia e à minha “santa” Dona Luísa pela dedicação, disponibilidade, auxílio e conhecimento transmitido ao longo do trabalho desenvolvido no laboratório para o qual tanto contribuíram.

A toda a minha família (Avós, tios e Primos) pelos ensinamentos e pelo apoio demonstrado ao longo deste caminho.

Ao Bruno Aleixo, Bruno Pereira, Nuno Silvestre, Pedro Castelão e Rita Leite, por toda a amizade expressa ao longo de todo o percurso académico no qual estiveram presentes desde o primeiro dia.

À minha grande Família FCT a qual nunca esperei encontrar e construir relações tão fortes, por todo o *stress* que partilhamos nestes dois anos, amizade e bons momentos que culminou neste grande caminho percorrido.

À minha Prima Susana, pela amizade e pelas longas horas de seca que levou nas viagens para Lisboa.

Aos meus Pais, porque sempre me incentivaram, acompanharam demonstraram sempre enorme confiança nas minhas escolhas apesar de todos os sacrifícios que tiveram de fazer para permitir que este dia chegasse, o Meu Muito Obrigado.

Por fim, queria agradecer à Andreia, por toda a persistência e conquistas que fomos obtendo em conjunto ao longo de todo o percurso. Pelo constante apoio e ajuda na busca do melhor caminho nunca me deixando optar pelo mais fácil. E por ter compreendido toda a falta de disponibilidade e paciência para apaziguar as minhas angústias, auxiliando-me para ultrapassar todos os obstáculos.

RESUMO

A presente dissertação tem como objetivo avaliar, em termos técnicos, funcionais e ambientais o processo da unidade de lavagem de filmes plásticos instalado na VALNOR SA. (a primeira unidade em Portugal com este material direto), bem como analisar as características do efluente produzido na estação de tratamento de modo a identificar as ações a desenvolver que permitam a reutilização deste efluente, em condições adequadas, no processo de lavagem.

A referida instalação procede à lavagem do filme plástico que é retirado no processo de triagem mecânica e automática da instalação de Tratamento Mecânico e Biológico (TMB) da VALNOR SA, de modo a obterem-se mais-valias na sua retoma pelos operadores que o encaminham para reciclagem. Salienta-se que o filme plástico, após a separação e triagem no tratamento mecânico da TMB contém ainda uma percentagem residual elevada de matéria orgânica retida em grande parte da sua área superficial. Esta situação ocorre devido à sua mistura com os bio-resíduos, quer nos contentores de deposição, quer depois durante o transporte efetuado pelas viaturas municipais.

A análise a este processo de lavagem (após a sua separação dos restantes resíduos), tem como principal objetivo avaliar os resultados obtidos, analisar as características do efluente gerado e tratado e, avaliar a possibilidade da reutilização no processo de lavagem do efluente tratado. Com base nesta avaliação e tendo em conta a solução de tratamento existente, identificaram-se os parâmetros menos conseguidos no tratamento, propondo-se ações que se consideram mais ajustadas para uma eventual reformulação do processo de tratamento e, como consequência, na melhoria das características dos filmes plásticos (para venda) após a lavagem.

Para o cumprimento dos objetivos a que nos propusemos foi necessário realizar uma campanha de caracterização da atual água residual produzida na lavagem dos plásticos bem como do efluente reutilizado no processo. Os resultados obtidos nas análises efetuadas demonstraram que existia uma elevada carga orgânica e inorgânica no efluente bruto à entrada e à saída da estação de tratamento do efluente (ETARI). Estas condições resultam da elevada concentração de sólidos e de uma elevada carência química de oxigénio. Assim foram estudadas e sugeridas propostas de alteração na ETARI com o objetivo de melhorar a qualidade da água residual tratada/reutilizada, conferindo robustez ao processo, quer para o normal funcionamento quer para eventuais situações anómalas. Esta avaliação reveste-se da maior importância, pois com base nos resultados observados e nas melhorias que se propõem, espera-se que se possa contribuir para uma tomada de decisão no sentido de aumentar a eficiência e eficácia, respetivamente ambiental e económica, deste processo de lavagem de filmes plásticos.

Palavra-chave: Lavagem de filme plástico, ETARI, Tratamento Mecânico-Biológico, CQO, SST, ULP.

ABSTRACT

This dissertation aims to evaluate, in technical terms, the process of environmental and functional washing unit of plastic films installed on VALNOR SA (the first unit in Portugal with this direct material), as well as analyze the characteristics of the wastewater produced in the treatment plant in order to identify the actions to be developed allowing reuse of this effluent, under appropriate conditions, in the washing process.

This facility shall wash the plastic wrap that is removed in the process of mechanical and automatic sorting of Mechanical and biological treatment facility (MBT) of VALNOR SA, so as to obtain more capital gains on their resumes by operators that the route for recycling. It should be noted that the plastic wrap after the separation and sorting in mechanical treatment of MBT contains a residual percentage of organic matter retained much of its surface area. This situation occurs due to its mixture with bio-waste in containers, or after deposition during transport carried out by municipal collection vehicles.

The analysis to this washing process (after their separation from other wastes), has as main objective to evaluate the results, analyze the characteristics of the effluent generated and handled and assess the possibility of reuse in the process of washing the treated effluent. Based on this assessment and taking into account the existing treatment solution, the parameters were less successful in the treatment, by actions that consider themselves more adjusted for a possible recast of the treatment process and, as a consequence, the improvement of the characteristics of plastic films (for sale) after washing.

For the fulfilment of the objectives we set ourselves was necessary to carry out a operation of characterization of residual water produced in the current washing of plastics as well as wastewater reused in the process. The results obtained in the analysis carried out showed that there was a high organic and inorganic load in raw sewage outside and just off of the effluent treatment station (IWWT). These conditions result from the high concentration of solids and of a high chemical oxygen demand. So were studied and suggested amendments on IWWT aiming to improve the quality of waste water treated and reused, giving strength to the process, both for normal operation or for any abnormal situations. This assessment is extremely important, because based on the results observed and the improvements proposed, can contribute to a decision to increase the efficiency and effectiveness, environmental and economic respectively this washing process of plastic films.

Keywords: Dry plastic film, IWWT, Mechanical-Biological Treatment, COD, TSS, PWU.

Índice

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Enquadramento	1
1.2. Objetivos	2
1.3. Estrutura da Dissertação.....	4
2. ENQUADRAMENTO GERAL.....	7
2.1. Enquadramento Legislativo.....	7
2.1.1. Enquadramento legal nacional	7
2.1.2. Política de gestão de resíduos	9
2.2. Situação Nacional.....	11
3. REVISÃO DA LITERATURA	17
3.1. Aspetos gerais.....	17
3.2. O paradigma de gestão de resíduos	17
3.3. Tratamento Mecânico e Biológico	18
3.3.1. Tratamento Mecânico.....	19
3.3.2. Tratamento Biológico	20
3.4. Aterro Sanitário.....	22
3.5. Tratamento de Águas Residuais	23
3.5.1. Tratamento Preliminar.....	24
3.5.2. Tratamento Primário	24
3.5.3. Tratamento Secundário.....	25
3.5.4. Processos de separação sólido - líquido.....	27
3.5.5. Processos Avançados de Tratamento de Efluentes.....	34
3.6. Lavagem de Plásticos.....	37
3.7. Metodologia de trabalho.....	39
4. CASO DE ESTUDO.....	41
4.1. VALNOR SA.....	41
4.1.1. Sistemas de tratamento e valorização da VALNOR	42
4.1.2. Unidade de Tratamento Mecânico.....	46
4.2. Unidade de lavagem de plásticos.....	51
4.2.1. Descrição.....	51

4.2.2.	Estação de Tratamento das Águas Residuais	54
5.	PLANO EXPERIMENTAL DOS TRABALHOS.....	61
6.	MATERIAIS E MÉTODOS	63
6.1.	Determinações Analíticas	63
6.1.1.	Sólidos.....	64
6.1.2.	pH.....	65
6.1.3.	Carência Química de Oxigênio.....	65
6.1.4.	Cloretos	67
6.1.5.	Alcalinidade	67
6.1.6.	<i>Jar-Test</i>	68
6.1.7.	Turvação.....	69
6.2.	Procedimento experimental.....	70
6.2.1.	Fase 1.....	70
6.2.2.	Fase 2 “ <i>Jar-Test</i> ”.....	70
7.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
7.1.	Fase I	74
7.1.1.	Caracterização dos Sólidos.....	74
7.1.2.	Carência Química de Oxigênio (CQO).....	77
7.1.3.	Determinação dos Cloretos	81
7.1.4.	Determinação da Alcalinidade Total	81
7.1.5.	Síntese de Caracterização do Efluente.....	82
7.2.	Fase II “ <i>Jar-Test</i> ”	85
7.3.	Sugestão de alteração da Linha de Tratamento	92
8.	ANÁLISE CUSTO-BENEFÍCIO	95
9.	CONCLUSÕES	99
9.1.	Perspetivas para Trabalhos Futuros.....	100
10.	Referências Bibliográficas.....	103

Índice de Figuras

Figura 1 - Hierarquia de gestão de resíduos.	10
Figura 2- Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos.	12
Figura 3- Produção e Capitação diária de resíduos sólidos urbanos em Portugal Continental..	13
Figura 4 – Evolução da deposição de RUB em aterro.....	13
Figura 5 - Caracterização física dos resíduos urbanos em 2012.....	14
Figura 6 - Destino direto dos resíduos urbanos.	15
Figura 7- Exemplo de Unidade de Tratamento Mecânico Automático de Resíduos	20
Figura 8 – Esquema do sistema de separação por Membrana.....	32
Figura 9 – Constituição de um tanque de decantação	33
Figura 10 – Distribuição geográfica dos Sistemas de Gestão de Resíduos, em Portugal e identificação do Universo Geográfico da VALNOR S.A.....	41
Figura 11 – Produção de Resíduos do Sistema VALNOR S.A.....	42
Figura 12 - Destinos dos Resíduos Urbanos, por sistema.....	44
Figura 13 –Sistema Integrado de Tratamento dos Resíduos Urbanos da VALNOR	45
Figura 14 – Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico da VALNOR	47
Figura 15 – Esquema da Central de Valorização Orgânica.....	47
Figura 16 – Grua com garra para transporte de RU.....	48
Figura 17- Tapete transportador de acesso ao Trommel de malha de 150x300 mm	48
Figura 18 - Sistema de Abre Sacos.....	48
Figura 19 – Triagem Manual B.....	49
Figura 20 – Triagem Manual D.....	50
Figura 21 – Esquema da Unidade da Lavagem de Plásticos provenientes da TM.....	51
Figura 22 – Layout do Processo da ULP instalado, com o respetivo controle de humidade.....	52
Figura 23 - Tapete transportador do plástico para o trommel.....	53
Figura 24 - Plástico provindo da TM para a Lavagem.....	53
Figura 25 - Unidade de Lavagem de Plásticos	53
Figura 26 - Trommel de Lavagem em Funcionamento	53
Figura 27 - Prensa e enfardamento do plástico	53
Figura 28 - Trommel de lavagem em manutenção	53
Figura 29 – Diagrama de circuitos do sistema de tratamento de água residual associada ao tratamento e lavagem de plásticos	55
Figura 30 - Vista da ETARI.....	56
Figura 31– Tanque de receção de água suja e respetiva EE1 e tanque de armazenamento de águas intermédias e respetiva EE4.	57
Figura 32 – Tanque de receção da água suja.....	57
Figura 33 - Tamisador.....	57
Figura 34 - Bacia de Homogeneização de águas sujas.....	58
Figura 35 -Tanque de Flotação.	59

Figura 36 - Bacia de Homogeneização de águas limpas.....	59
Figura 37 - Diagrama de processo com identificação dos pontos de Recolha de Amostras.....	62
Figura 38 – Ponto de Recolha de Amostras nº 4	63
Figura 39- Ponto de Recolha de Amostras nº 3	63
Figura 40 – Medidor de pH.....	65
Figura 41 – Reatores de determinação de CQO	66
Figura 42 – Fotografias da Determinação do CQO	66
Figura 43 – Determinação da Alcalinidade	68
Figura 44 – Aparelho de <i>Jar-Test</i>	69
Figura 45 – Equipamento de Medição de Turvação.....	69
Figura 46 - Evolução do teor de sólidos nos pontos de amostragem da VALNOR – 26 de junho de 2015.....	76
Figura 47 – Síntese das eficiências de remoção de sólidos.	77
Figura 48 –CQO nos pontos de amostragem da VALNOR - 14 de maio 2015.....	78
Figura 49 – CQO nos pontos de amostragem da VALNOR - 26 de maio 2015.....	79
Figura 50 – CQO nos pontos de amostragem da VALNOR - 26 de junho 2015.....	80
Figura 51 – Caracterização do efluente (sólidos e a CQO) nos pontos de amostragem da VALNOR.....	82
Figura 52-Sistematização dos resultados das características analíticas das amostras.	84
Figura 53- Amostras excluídas do Ensaio.....	88
Figura 54 - Amostras consideradas para o Ensaio.....	88
Figura 55 – Relação entre a variação de pH e a adição de agente coagulante.	91
Figura 56 – Esquema da solução de tratamento a implementar.....	93
Figura 57 – Esquema da situação sem lavagem do filme plástico.....	96
Figura 58 – Esquema da situação com lavagem do filme plástico.....	97

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Processos de Tratamentos biológicos mais comuns	27
Tabela 2 - Eficiência de remoção de flutuantes de diferentes modelos	29
Tabela 3 – Aplicabilidade da Filtração por Membranas no Tratamento de efluentes	31
Tabela 4 – Estruturação do Sistema VALNOR.	42
Tabela 5 – Dados de Produção da VALNOR.....	43
Tabela 6 – Parâmetros analisados e respectivos métodos de análise.....	64
Tabela 7 - Plano experimental do ensaio <i>Jar-test</i> para amostras do dia 26 de maio.	71
Tabela 8 - Plano experimental do ensaio <i>Jar-test</i> para amostras de 26 de junho.	71
Tabela 9 – Valores estipulados na memória descritiva do projeto de execução	73
Tabela 10 – Sólidos das amostras da VALNOR - 14 de maio de 2015.....	74
Tabela 11 – Sólidos das amostras da VALNOR – 26 de maio 2015.....	74
Tabela 12 – Sólidos das amostras da VALNOR – 26 de junho de 2015.....	75
Tabela 13 – CQO das amostras da VALNOR – 14 de maio 2015	78
Tabela 14 - CQO das amostras da VALNOR – 26 de maio 2015.....	79
Tabela 15 - CQO das amostras da VALNOR – 26 de junho 2015.....	80
Tabela 16 – Plano de adição dos reagentes nos ensaios considerados.....	85
Tabela 17 - Resultados do ensaio <i>Jar-test</i>	86
Tabela 18 - Resultados e imagens das amostras consideradas do ensaio <i>Jar-Tes</i>	87
Tabela 19 - Resultados do ensaio <i>Jar-test</i>	89
Tabela 20 - Resultados e respetiva imagem das amostras consideradas do ensaio <i>Jar-Test</i>	90

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos

- AMCAL – Associação de Municípios do Alentejo
- APA – Agência Portuguesa do Ambiente
- CBO – Carência Bioquímica de Oxigénio
- CCDR – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
- CDR – Combustível Derivado dos Resíduos
- CL – Cloro
- CO₂ – Dióxido de Carbono
- CQO – Carência Química de Oxigénio
- CVO – Central de Valorização Orgânica
- DA – Digestão Anaeróbia
- DQR – Diretiva Quadro dos Resíduos
- EGF – Empresa Geral do Fomento
- ETARI – Estação de Tratamento de Águas Residuais Industriais
- Gj – Gigajule
- H₂O₂ – Peróxido de Hidrogénio
- MF – Microfiltração
- Mg – Megagrama
- MOR – Mercado Organizado dos Resíduos
- NaOH – Hidróxido de Sódio
- NF – Nanofiltração
- O₂ – Oxigénio
- O₃ – Ozono
- OI – Osmose Inversa

Pax 18 - Polihidroxicloreto de Alumínio

PERSU – Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos

RDC – Resíduos de Construção e Demolição

RU – Resíduos Urbanos

RUB – Resíduos Urbanos Biodegradáveis

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SPV – Sociedade Ponto Verde

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

STV – Sólidos Totais Voláteis

t – Toneladas

TB - Tratamento Biológico

TM – Tratamento Mecânico

TMB – Tratamento Mecânico e Biológico

UF – Ultrafiltração

ULP – Unidade de Lavagem de Plásticos

VIC - Valor de Informação Complementar

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento

A produção de resíduos é um fato que está inerente ao crescimento populacional e com as atividades antrópicas e naturais. Devido às suas diferentes origens, pode ter uma composição muito variada e a uma produção muito heterogénea (Martinho, *et al*, 2011).

O desenvolvimento da sociedade e dos mercados repercute-se numa nova visão perante os resíduos, já que para as sociedades mais antigas, os resíduos não tinham qualquer valor, sendo depositados indiscriminadamente em lixeiras sem qualquer tipo de tratamento ou sistemas de proteção ambiental.

A gestão de resíduos começou a ser encarada a nível mundial como um problema de saúde pública e ambiental, resultando esta alteração de paradigma num equilíbrio entre necessidades e interesses indispensáveis para uma economia e sociedade estáveis, tendo em consideração o conceito de desenvolvimento sustentável (Lopes, 2008). A sociedade atual retrata a problemática dos resíduos com um “tripé ambiental” onde relaciona o impacto, o menosprezo de recursos naturais, e a redução da deposição em aterro (Russo, 2005). É claro para todos, que os resíduos são subprodutos da atividade humana, sendo deste modo definidos pelo Decreto-Lei 73/2011 de 17 de junho como “quaisquer substâncias ou objetos de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou a obrigação de se desfazer”.

Assim, o planeamento da gestão de resíduos de modo integrado requer uma adequada “recolha, transporte, tratamento, valorização bem como a adequação do destino final”. Este processo inclui, ainda, a monitorização dos locais de descarga após o encerramento das respetivas instalações, assim como o planeamento adequado dessas operações objetivando preservação e sustentabilidade, implementando um sistema económico viável, socialmente aceitável e ambientalmente efetivo (Martinho, *et al*, 2011).

O desenvolvimento de carácter político, legislativo, estratégico e preventivo ao nível desta temática é evidente na Europa, onde Portugal é um dos mais proeminentes na procura e promoção da expansão do mercado dos resíduos. A prevenção constitui a primeira prioridade na gestão de resíduos. Esta divide-se em duas frentes de ação, por um lado sustenta-se numa política de reutilização e valorização, na qual se promovem medidas destinadas a reduzir a quantidade de resíduos produzidos, desviando previamente este do seu destino final em aterro, de forma a reduzir os fortes impactes no ambiente e na saúde pública; por outro, através da redução de produção na fonte, ou uma produção controlada, evitando a utilização de substâncias nocivas para o meio e principalmente para a saúde pública (Russo,2003).

Através desta minimização na produção e perigosidade dos resíduos, desenvolve-se uma perspectiva de redução dos impactos ambientais, baseada em medidas de reutilização e valorização. Assim, surge a necessidade dos sistemas avaliarem as medidas que poderão ser implementadas partindo de uma caracterização dos resíduos, que é imprescindível para permitir o planejamento do tratamento adequado e que permita reduzir o grau de impacto no meio ambiente (Levy & Cabeças, 2006).

É essencial que os sistemas de reciclagem e valorização de resíduos atuem em todas as dimensões acima referidas, tendo como metas principais o desvio do aterro, a promoção da reutilização e a valorização, seja esta valorização orgânica, energética ou através da reciclagem. Com este princípio, a gestão de resíduos passa por uma prévia análise, observação e caracterização dos mesmos e dos seus respetivos afluentes e contaminantes, de modo a desenvolver alternativas tecnológicas, mecânicas e biológicas para a implementação de um tratamento mais adequado (Rocha, *et al*, 2005)

1.2. Objetivos

Para que a recuperação e valorização dos resíduos seja eficaz, é fundamental que processo e recolha seja realizado de forma adequada e com os meios apropriados. De acordo com a definição que consta no artigo 3.º do Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho, a recolha refere-se ao carregamento de resíduos, incluindo a triagem e o armazenamento preliminares dos resíduos, para fins de transporte para a instalação do tratamento pretendido.

Todo este processo é importante para a qualidade de todos os processos subsequentes e do produto final obtido, pois se o resíduo estiver contaminado (impurezas como orgânicos, terra, poeiras pinturas adicionais) e se o grau de contaminação for elevado, este irá comprometer os objetivos do tratamento ou reciclagem pretendida com incremento de custos adicionais. Assim é importante a sensibilização dos produtores de resíduos para a relevância da separação e armazenamento adequado com vista à sua valorização, e a implementação de um bom sistema de recolha seletiva, de forma a manter as características dos resíduos quando separados na fonte.

De acordo com o artigo anteriormente mencionado do Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho, a reciclagem é (...) *qualquer operação de valorização, incluindo o reprocessamento de materiais orgânicos, através da qual os materiais constituintes dos resíduos são novamente transformados em produtos, materiais ou substâncias para o seu fim original ou para outros fins, mas que não inclui a valorização energética nem o reprocessamento em materiais que devam ser utilizados como combustível ou em operações de enchimento.* (...) Assim sendo, a reciclagem dos filmes plásticos pode realizar-se com base na recolha seletiva ou nos resíduos indiferenciados desde que este sejam objeto de tratamento e os filmes plásticos de pré-tratamento como, por exemplo, a lavagem dos mesmos antes de serem enviados para as empresas recicladoras.

Segundo Al-Salem, Lettieri, & Baeyens, 2009, a reciclagem pode classificar-se nas quatro categorias que se indicam em seguida.

- Reciclagem primária, diz respeito à reciclagem mecânica de material pós-industrial;
- Reciclagem secundária, compreende a reciclagem mecânica de material pós consumo;
- Reciclagem terciária, inclui a reciclagem química;
- Reciclagem quaternária, corresponde à valorização energética.

Neste enquadramento, a relevância que o tema em estudo tem diz respeito ao processo de lavagem do filme plástico efetuado sobre o material retirado numa unidade de Tratamento Mecânico e Biológico, nomeadamente na fase do Pré-Tratamento Mecânico. Com efeito é objetivo com este processo garantir que as características físicas dos filmes plásticos separados no crivo granulométrico ou no sistema ótico da linha de processo, sejam francamente melhoradas e passem a situar-se dentro dos valores estabelecidos nas especificações técnicas necessárias para poder ser retomado como mais-valia pelos respetivos operadores e recicladores.

Contudo, no processo da lavagem do filme plástico origina-se um efluente com elevada carga orgânica que importa tratar de modo a este poder ser novamente reutilizado na segunda fase do processo de lavagem, de modo a minimizar os elevados gastos associados ao consumo de água do processo.

Esta instalação encontra-se já em funcionamento e dispõe de uma estação de tratamento do efluente gerado na lavagem. Neste contexto e tendo em consideração que o efluente produzido deve possuir uma carga orgânica elevada, importa analisar as condições de funcionamento da instalação bem como do processo de tratamento do efluente instalado. Assim importa:

- Caracterizar o efluente através de amostras a recolher “antes, no meio e no final do processo de lavagem”;
- Identificar onde se pode ponderar a viabilização da sua recuperação;
- Estudar a solução de tratamento existente e;
- Identificar quais as soluções que podem permitir uma otimização do tratamento e o reaproveitamento da água da instalação.

Nesta conformidade, é objetivo da presente dissertação:

- Estudar, avaliar, e validar indicadores e dados científicos que permitam retirar conclusões sobre a eficiência e eficácia do processo de lavagem;
- Avaliar as características físicas do filme plástico introduzidos e retirados após passarem na linha de lavagem, e;
- Caracterizar os respetivos efluentes gerados procurando estabelecer uma relação custo-benefício das soluções de tratamento que apresentem maiores vantagens técnicas e económicas associadas, sem perder de vista a sustentabilidade deste sistema de tratamento condicionada por fatores exógenos.

Este trabalho sendo inovador, permitirá identificar as condicionantes que terão de ser tidas em consideração desde logo, de modo a que em outras soluções idênticas a construir se possam evitar as dificuldades que se identificaram.

1.3. Estrutura da Dissertação

A presente dissertação contempla uma estrutura em duas partes. Na primeira parte elabora-se uma revisão da literatura e uma fundamentação teórica sobre o tema associado ao “Caso de Estudo” em análise, sendo constituída por três capítulos. Na segunda parte é realizada uma apresentação em seis capítulos do caso em estudo desenvolvido na VALNOR SA.

Os capítulos englobados na primeira parte da dissertação são os seguintes:

- No primeiro capítulo elabora-se uma abordagem introdutiva da temática em estudo, desenvolvendo um enquadramento do tema com foco na concretização dos objetivos e a respetiva apresentação da metodologia estrutural da dissertação.
- No capítulo seguinte apresenta-se o Enquadramento Geral do contexto legislativo português e comunitário, assim como, dos principais objetivos e diretrizes do PERSU 2020. Neste capítulo é, igualmente, feita uma breve caracterização da organização da temática dos resíduos em Portugal.
- No terceiro capítulo são focados os vários processos a que os resíduos são submetidos, bem como os tipos de tratamento aplicáveis aos efluentes provenientes desses processos e a importância da temática abordada da lavagem de plásticos.

Na segunda parte é realizada a apresentação do “Caso de Estudo” desenvolvido na empresa VALNOR SA.

- No quarto capítulo faz-se a apresentação do sistema de gestão de resíduos da VALNOR SA., realizando-se uma descrição da unidade de TMB, e da unidade de lavagem de plásticos (ULP) em estudo.
- No quinto capítulo é apresentado o plano experimental implementado e os trabalhos desenvolvidos para o caso de estudo.
- No sexto capítulo descreve-se os materiais e os métodos aplicados em laboratório de acordo com o plano experimental adotado, para permitir a obtenção de resultados para análise.
- No sétimo capítulo apresenta-se os resultados obtidos repartidos em duas fases:
 - A de caracterização do efluente;
 - O estudo que se realizou para validar o incremento para a melhor concentração de reagentes para o tratamento do efluente.

Ao longo da apresentação dos resultados elabora-se uma discussão prévia que vai conduzir a sugestões de alterações a realizar no sistema de tratamento.

- No oitavo capítulo, é realizada uma análise de custo-benefício sucinta com vista a validar a sustentabilidade do processo.
- Por fim, no nono capítulo destacam-se as principais conclusões retiradas do estudo, dando ênfase às limitações verificadas, e propondo algumas sugestões para o desenvolvimento de estudos futuros nesta matéria.

2. ENQUADRAMENTO GERAL

2.1. Enquadramento Legislativo

A gestão de recursos e resíduos para ser concisa e de correta implementação exige um planeamento legal que servirá de base de sustentação do desenvolvimento das políticas ambientais sustentáveis a nível Nacional e Europeu (Letras, 2008).

Este contexto legal procura reger os parâmetros limitativos que orientam a gestão de resíduos, pelo que, foi criada a Diretiva Quadro de Resíduos (DQR) (Diretiva 2008/98/CE, de 19 de novembro), que substitui a Diretiva 2006/12/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de abril de 2006, relativa aos resíduos.

O objetivo desta diretiva é atuar no âmbito da implementação de medidas de proteção do ambiente e da saúde pública, baseando a sua intervenção estabelecendo medidas preventivas e redutoras dos impactes gerais resultantes da utilização dos recursos e aumentar a eficiência dos recursos a utilizar.

2.1.1. Enquadramento legal nacional

O desenvolvimento de uma política de gestão de resíduos em Portugal, com base na política Europeia, conduziu a criação de uma legislação nacional publicada pelo Decreto-Lei 178/2006 de 5 de setembro, revogado pelo Decreto-Lei 73/2011 de 17 de junho, devido ao fato de ter sido desenvolvida uma nova diretiva incrementando novas políticas de gestão.

Este Decreto-Lei para além de outras considerações visa reforçar a prevenção incitando uma produção de resíduos controlada e que incentive à reutilização e reciclagem de modo a permitir uma valorização e com isso prolongar a sua utilidade evitando o seu encaminhamento para aterro.

Tendo como referência a política nacional dos resíduos (artigo 7º do Decreto-Lei 73/2011) bem como a diretiva europeia em vigor, a gestão de resíduos deve responder a um padrão hierárquico de estratégias, valorizando a Prevenção, num primeiro nível, seguindo-se a Preparação para a reutilização e Reciclagem, em que ambas procuram reduzir a produção de novos resíduos, incluindo a matéria-prima já existente em novos produtos de consumo (Vieira, et al, 2011).

Por outro lado, é crucial a otimização da seleção dos resíduos encaminhados para aterro, através da valorização energética (produção de biogás); ou através da compostagem e aplicação na agricultura como complemento nutritivo (valorização orgânica) (Vieira, et al, 2011).

De acordo com esta hierarquia a Eliminação é o último recurso e pode ser definida como “qualquer operação que não seja de valorização e que assegure um destino final adequado de resíduos” (Vieira, et al, 2011).

O reconhecimento do *lixo* como um problema social origina uma preocupação e uma evolução significativa desta temática, começando pelo reconhecimento da necessidade de extinguir as lixeiras e criar locais que permitissem uma eliminação sem que dela adviessem impactes ambientais significativos, implementando uma correta deposição de resíduos, baseada num sistema de gestão municipal estratégico.

Como base deste reconhecimento surgiu em 1997 o “Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos I (PERSU I)” que viria a regulamentar todos os processos de extinção das lixeiras bem como as regulamentações a cumprir no correto planeamento, construção, monitorização e encerramento dos aterros sanitários (Cruz, 2005).

Este foi o instrumento base do planeamento de uma gestão de resíduos urbanos concisa determinando as competências, responsabilidades e obrigações, permitindo dar resposta a esta problemática (Cruz, 2005). As exigências estabelecidas pela União Europeia e com o intuito de cumprir as metas, Portugal optou por desenvolver novas medidas políticas, procedendo à revisão deste plano.

A aprovação da revisão foi concretizada em 2007, através da Portaria nº187/2007, de 12 de fevereiro, passando a ser conhecido por “Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos II (PERSU II)” vigorando no período de 2007 a 2016 dando continuidade a uma política de gestão de resíduos, implementando metas que promoviam a valorização orgânica e a reutilização e reciclagem de modo a permitir o desvio de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) de aterro (Figueiredo, 2013).

Motivado pelas exigências da Comunidade Europeia e com o objetivo de tornar os resíduos uma “fonte renovável de recursos” foi necessário recorrer á revisão do PERSU II, tendo sido revisto pela Portaria n.º 187-A/2014, de 17 de setembro, que viria a implementar o atual PERSU 2020 que vigorará no período de 2014-2020. A respetiva revisão permitiu uma avaliação do desempenho dos sistemas, analisando a sua eficácia, eficiência e a efetiva necessidade de implementação de infraestrutura, estabelecendo como metas as seguidamente apresentadas:

- O aumento da retoma de resíduos recicláveis para um mínimo previsto de 70% em peso dos resíduos urbanos (RU) de embalagens;
- Um aumento mínimo global para 50% em peso relativamente à preparação para a reutilização e a reciclagem de RU, incluindo o papel, o cartão, o plástico, o vidro, o metal, a madeira e os RUB;

- A diminuição da deposição direta de resíduos em aterro para os 35% referentes a quantidade total em peso, dos RUB produzidos em 1995;
- A diminuição da Produção de Resíduos por habitante em pelo menos 10% do peso, face aos valores tabelados em 2012;

Outra das novidades é o fato de o PERSU 2020 definir, pela primeira vez, metas distintas para os 23 sistemas de gestão de resíduos do país, mediante a densidade populacional e os parâmetros socioeconómicos da região em que estão inseridos. A gestão de resíduos relativamente ao destino final dos resíduos considera que o método economicamente mais viável é a deposição em aterro sanitário. O sistema de deposição de resíduos em aterros sanitários é regido a nível comunitário pela Diretiva n.º 1999/31/CE, do Conselho, de 26 de abril.

A nível nacional a instalação de eliminação para deposição de resíduos, conceção, construção, exploração, encerramento e manutenção é regulada pelo Decreto-Lei nº 183/2009, de 10 de agosto, que estabelece como objetivo “evitar ou reduzir os efeitos negativos sobre o ambiente da deposição de resíduos em aterro”. Os resíduos ao serem depositados em aterros sanitários iniciam o seu processo de decomposição com reações químicas e degradação de compostos orgânicos e inorgânicos produzindo efluentes líquidos denominados por lixiviados. Estes efluentes, resultantes de reações produzidas durante a decomposição dos resíduos encontram-se legislados pelo Decreto-Lei 183/2009 de 10 de agosto, limitando-se através de valores limites dos seus parâmetros a descarga direta no meio recetor. No Anexo III do referido decreto, definem-se quais os parâmetros de monitorização exigidos relativamente ao lixiviado produzido (Vieira, 2013).

O Decreto-Lei 236/98 de 2 de agosto, estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio hídrico aquático e melhorar a qualidade das águas, delimitando os parâmetros de qualidade para descarga no meio recetor. Neste contexto, quer os lixiviados produzidos no aterro sanitário, ou outros efluentes de unidades complementares com características semelhantes, terão de ser submetidas a tratamento específico que garanta os valores limites impostos para descarga constantes da citada legislação.

2.1.2. Política de gestão de resíduos

A gestão dos resíduos consiste, de uma forma geral “ *na utilização de um conjunto de normas e aplicações tecnológicas associadas às fases de “produção, recolha, transferência, transporte, armazenamento, controlo, valorização e eliminação dos resíduos sólidos”, com a perspetiva de alcançar uma gestão adequada de forma a atingir os objetivos e metas estabelecidas*”. (Tchobanoglous & Kreith, 2002). É neste princípio que a política europeia apela a uma gestão dos resíduos através de sistemas integrados, com objetivo de evitar a sua deposição descontrolada em locais impróprios. Com efeito procura-se dinamizar e promover a reciclagem,

a valorização orgânica e a valorização energética, encaminhando apenas a destino final os resíduos sem valor económico.

Em Portugal Continental a responsabilidade pela gestão de resíduos urbanos está suportada, desde 1993, na legislação entretanto publicada, passando esta responsabilidade a ser assumida pelos sistemas multimunicipais e intermunicipais entretanto constituídos, ou seja (Figueiredo, 2013):

- Sistema Multimunicipal consiste no conjunto de dois ou mais municípios concessionados por uma associação de municípios ou uma entidade pública empresarial, de capital maioritário do Estado;
- Sistemas intermunicipais ou municipais, consiste numa gestão pode ser efetuada diretamente pelos respetivos municípios ou adjudicada de acordo com um contrato de concessão, a entidades públicas ou privadas de natureza empresarial.

A interligação entre os sistemas constituídos e a política de gestão de resíduos identifica-se com a política comunitária que estipula a hierarquia das prioridades, onde prevalece a prevenção, estando a hierarquia estabelecida em conformidade com a “redução, preparação para a reutilização, reciclagem, valorização (orgânica ou energética) e a eliminação”, como se apresenta na Figura 1 (Martinho, *et al*, 2011).



Figura 1 - Hierarquia de gestão de resíduos. Fonte (APA, 2011).

Saliente-se que a reciclagem tem sido um dos maiores desafios dos últimos anos no que respeita á gestão sustentável dos resíduos, procurando-se a transformação dos produtos desvalorizados enquanto resíduo, num produto com valor económico enquanto nova matéria-prima (Vale, 2014).

Contudo as discrepâncias socioeconómicas, geográficas, culturais e religiosas, têm de ser devidamente consideradas, para se poderem identificar as soluções que melhor se adequam ao universo a intervir. De acordo com a DQR, os princípios fundamentais da hierarquia devem ser mantidos, mas deve ser admitida a adaptabilidade a cada sistema e às culturas inerentes de modo a promover melhores condições ao sistema a nível ambiental, social e económico (Martinho, *et al*, 2011). Promovendo a implementação de um sistema adaptado à realidade nacional, foi desenvolvida de forma sequencial e organizada a legislação nacional que se apresenta seguidamente, tendo em consideração todos os aspetos da DQR.

2.2. Situação Nacional

A situação nacional a nível das estratégias de gestão de resíduos urbanos tem como sustentação a Diretiva Quadro de Resíduos.

Com a implementação de um sistema de gestão de resíduos urbanos, Portugal passou de uma situação em que existiam 257 entidades gestoras de resíduos para o estado atual, onde em todo o território continental existem apenas 23 sistemas de gestão de resíduos urbanos, doze multimunicipais e onze intermunicipais, conforme representado na Figura 2 (Vale, 2014).

Em Portugal Continental as empresas concessionárias dos sistemas multimunicipais são as seguintes: Valorminho, Resulima, Braval, Resinorte, Suldouro, Valorlis, ERSUC, Resiestrela, VALNOR, VALORRSUI, AMARSUI e a Algar (APA, 2014a).

No que se refere aos sistemas de gestão de resíduos urbanos intermunicipais temos: a Lipor, Valsousa, Resíduos Nordeste, Ecobeirão, Ecolézria, Resitejo, Amtres (Tratolixo), Amde (Gesamb), Amagra (Ambilital), Amcal e Resialentejo (APA, 2014a). Todos os sistemas multimunicipais e intermunicipais estão representados na Figura 2.

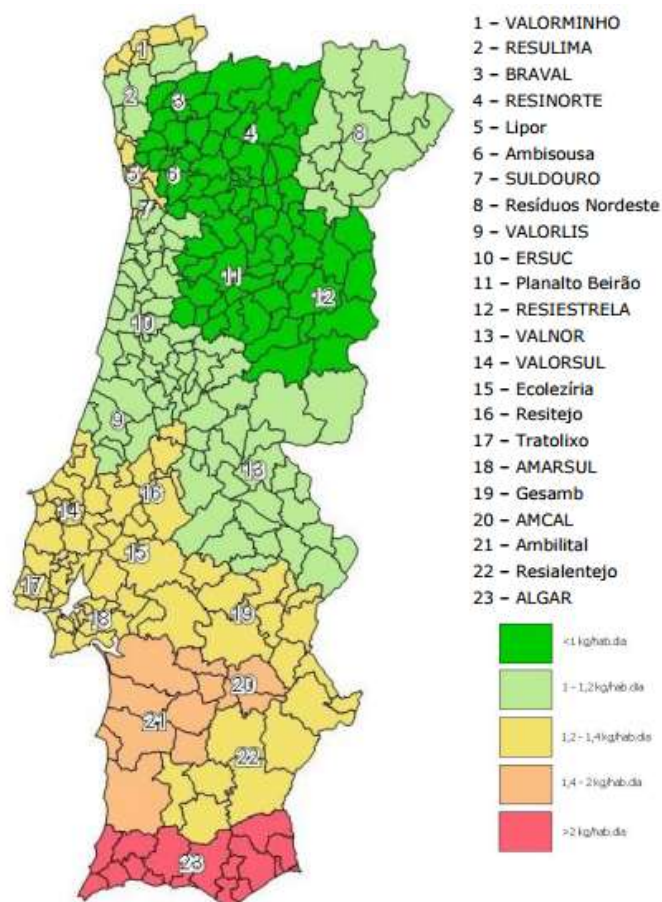


Figura 2- Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos. Fonte: (APA, 2014a)

Relativamente à produção de RU em Portugal Continental verificou-se uma redução em 2013, ou seja, uma produção média de 4.362 milhões de toneladas de resíduos que corresponde a um decréscimo de 3,6% em relação ao ano anterior.

No que se refere à produção média esta situa-se em 439 kg por ano, o que equivale a uma produção de 1,20 kg de RU por habitante.

Este panorama poderá estar relacionado com a consciencialização da população, mas também pela conjuntura económica social que o País vive, conduzindo a potenciais alterações nos padrões de consumo (APA, 2014b).

Na Figura 3 é possível visualizar graficamente os resultados referidos comparando a produção e a capitação diária dos RU.

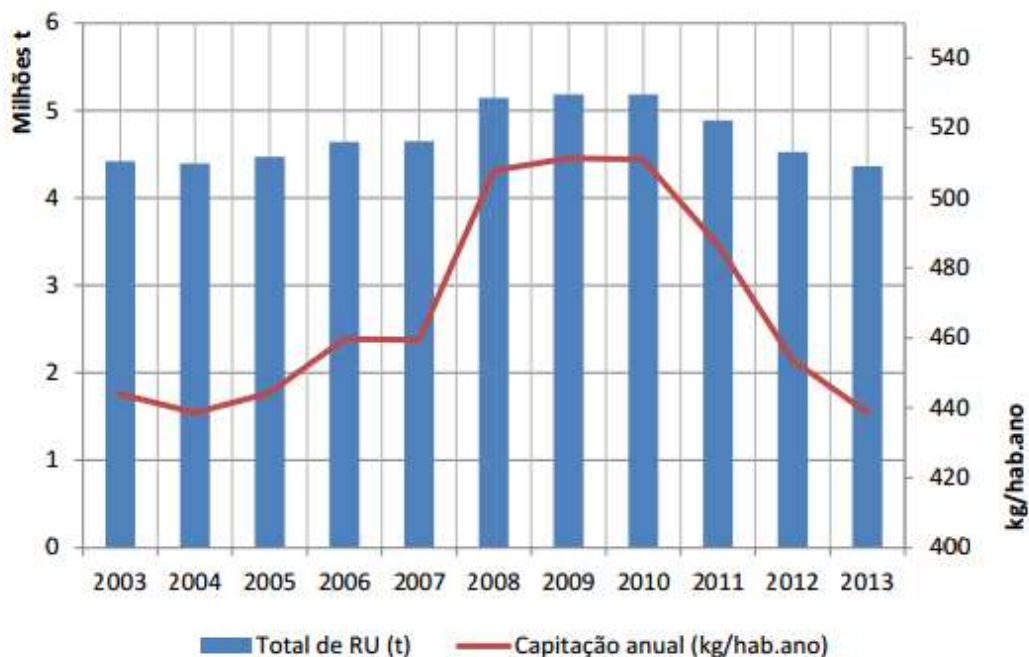


Figura 3- Produção e Captação diária de resíduos sólidos urbanos em Portugal Continental. (Fonte: APA, 2014a).

Na Figura 4 que se apresenta em seguida, pode observar-se a evolução da deposição de RUB em aterro desde 2008 bem com a sua respetiva relação face ao ano 1995, ano estabelecido pelo Decreto-Lei 183/2009, de 10 de agosto, como um ano de referência.

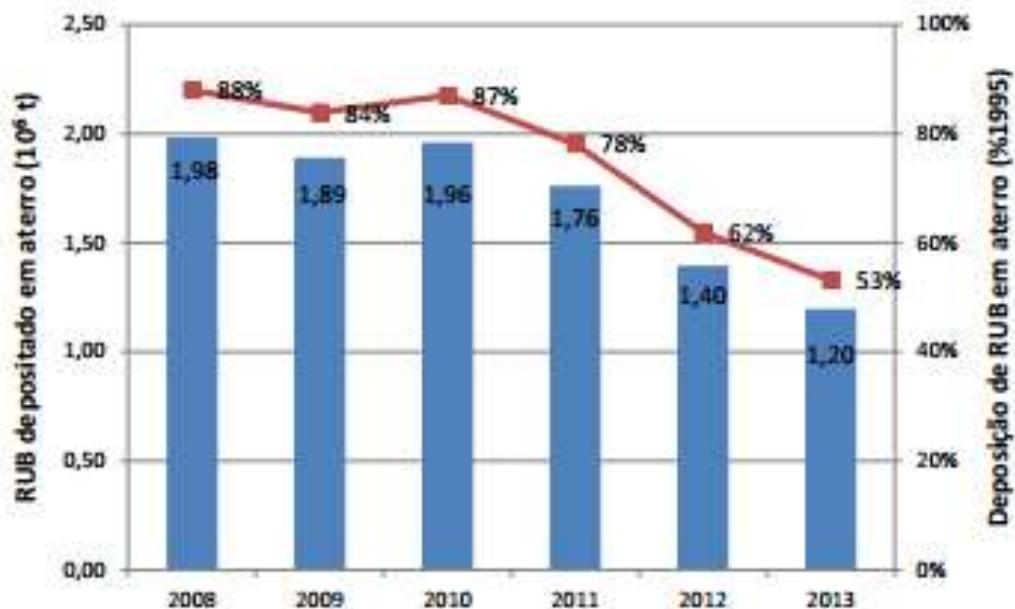


Figura 4 – Evolução da deposição de RUB em aterro. (Fonte: APA, 2014a)

A diminuição da deposição de RUB em aterro sanitário, demonstra a evolução favorável dos sistemas de gestão de resíduos.

A implementação de novas instalações de TMB permitiu que se verificasse um decréscimo de 53% na deposição de resíduos em aterro sanitário face ao ano de referência 1995.

Na Figura 5 apresenta-se a caracterização física média dos RU no ano 2013, em Portugal Continental, em conformidade com as especificações técnicas da Portaria nº. 851/2009, de 7 de agosto (APA, 2014a).

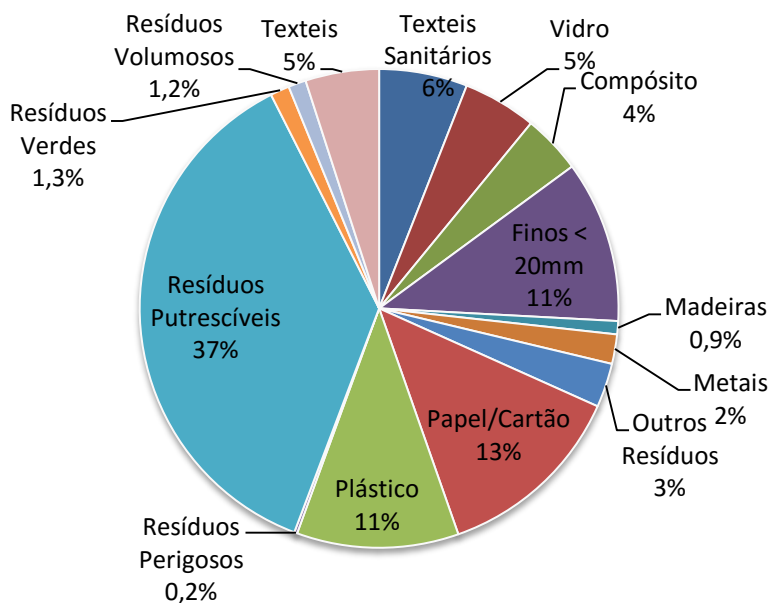


Figura 5 - Caracterização física dos resíduos urbanos em 2012. Fonte: (adaptado de APA, 2014a).

Na caracterização física dos RU o fluxo mais predominante são os resíduos orgânicos denominados por putrescíveis com 37%. O papel/cartão apresenta-se com 13% e os plásticos com 11% respetivamente.

Os resíduos que menos ocorrem são os resíduos perigosos com 0,2% e a madeira com 0,9%.

Neste contexto observa-se na Figura 6 a distribuição do destino dos RU em Portugal Continental, identificando-se também a sua evolução entre 2010 e 2013.

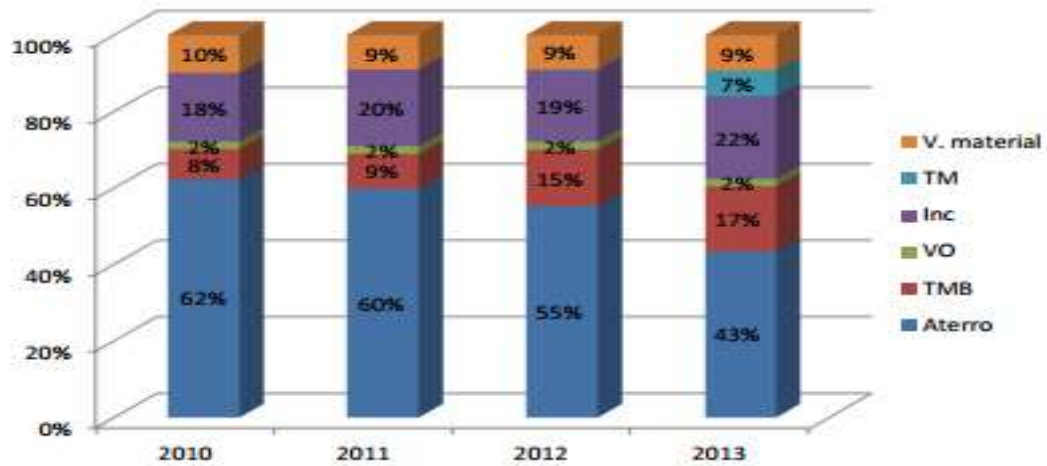


Figura 6 - Destino direto dos resíduos urbanos. Fonte (APA, 2014b)

Nesta conformidade constata-se que a deposição direta em aterro deixou de ser, pela primeira vez em 2013, o método mais utilizado com um decréscimo de 12% em relação ao ano 2012.

Esta redução deve-se à implementação das unidades de TMB (APA, 2014b) construídas em conformidade com o plano de intervenção proposto no PERSU II.

Após uma análise detalhada da legislação que suporta a gestão de resíduos de forma integrada bem como o desenvolvimento do novo paradigma destes em Portugal, no capítulo seguinte abordam-se os vários processos a que a tipologia de resíduos em estudo é submetido até ao seu encaminhamento para valorização.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Aspetos gerais

O estado da arte dos resíduos fundamenta-se em diversos processos de tratamento que vão desde a sua recolha até ao seu processo de valorização. No âmbito desta dissertação realiza-se um estudo aos filmes plásticos selecionados no TM que são posteriormente sujeitos a uma lavagem para permitir a sua seguinte maior valorização. Estas etapas são seguidamente aprofundadas de modo a permitir visualizar a sequência de tratamento a que estes são sujeitos.

Os filmes plásticos sujeitos a lavagem chegam à unidade de TMB através da recolha indiferenciada da responsabilidade municipal, enquadrando-se nas soluções de gestão, valorização qualitativa e económica dos fluxos dos resíduos urbanos, de acordo com o PERSU II. No caso particular deste estudo, a necessidade de um sistema de lavagem de filme plástico a jusante da linha de tratamento mecânico da TMB, teve como objetivo valorizar este fluxo de forma a aumentar o seu valor no mercado e contribuir para as metas de reciclagem.

Com efeito a elevada área superficial deste resíduo, que permite a agregação de matéria orgânica e inorgânica, dificulta o seu processo de valorização em conformidade com as especificações técnicas de retoma do material. Neste sentido a necessidade da lavagem de plásticos colocou-se como uma opção. Decidida esta opção favoravelmente veio verificar-se em seguida a necessidade de um tratamento específico do efluente residual potencialmente contaminado que resulta da lavagem.

Ora tendo em consideração que é economicamente favorável a implementação de um sistema de reutilização do efluente tratado, é importante ter presente e não descurar na solução a adotar para garantir a qualidade da água os aspetos socioeconómicos, de saúde pública e ambientais, visando sempre um rigoroso controlo de qualidade físico-química e bacteriológico da água residual a ser reutilizada.

3.2. O paradigma de gestão de resíduos

O desenvolvimento social permitiu um progresso no modo de interação entre a sociedade, o ambiente e os respetivos impactes.

A variedade dos resíduos resultantes das atividades antrópicas e naturais, bem como a variação do seu valor, requerem uma caracterização baseada numa análise qualitativa e quantitativa, que resulta na alteração de perspetiva, já não depreciativa do que poderá não ter mais valor para o seu utilizador primário, mas sim um elevado potencial para reutilização, reciclagem ou valorização (Cruz, 2005).

A realização da Agenda 21 no Rio de Janeiro, que objetivou o acordo dos países participantes na Conferência das Nações Unidas para o Ambiente e Desenvolvimento, veio alertar para o fato dos resíduos não serem encarados como um problema social, mas também de caráter político, tendo em consideração que esta preferiu a implementação de medidas redução, e um desenvolvimento a nível da reciclagem e reutilização (Teixeira, 2009).

O conjunto destas situações promoveu a criação de um sistema de gestão de resíduos que promova a proteção da saúde pública e preservação dos recursos naturais, implementando padrões adequados para uma redução da produção de resíduos de modo controlado, implementando técnicas de valorização orgânica e energética eficientes, com o intuito de diminuir a quantidade de resíduos confinados em aterro bem como o seu impacte (Correia, 2012).

Associado a esta gestão, devem ser enquadradas medidas que promovam a educação e a sensibilização da sociedade para esta causa, prosseguindo numa ótica de redução dos impactes ambientais (Correia, 2012).

O paradigma de Gestão de Resíduos adotado em Portugal é um modelo repartido por fontes e tipos de resíduos, fato que desenvolve uma dificuldade na criação de um modelo integrado sustentável principalmente em obter uma correlação ambiental e económica (Puma, 2008).

A gestão adequada dos RU exige uma maior participação de todos os cidadãos, que envolve todas as fases do ciclo de vida do produto, desde a sua produção (que se quer cada vez mais reduzida), à reutilização e reciclagem das embalagens e outros materiais que poderão dar origem a novos produtos e à adequada deposição no fim de vida (Rojas, 2014).

3.3. Tratamento Mecânico e Biológico

O desenvolvimento de um novo paradigma dos resíduos bem como as exigências de uma política ambientalmente sustentável acompanhou a evolução de novas tecnologias, nomeadamente ao nível da valorização orgânica através de unidades de TMB de Resíduos.

Estas unidades TMB permitem uma gestão de resíduos urbanos de uma forma tecnologicamente correta, economicamente favorável e sustentável, promovendo a:

- Recuperação de materiais passíveis de reciclagem;
- A utilização de rejeitados com eventual valor potencial para valorização energética (o combustível derivado de resíduos – CDR) bem como,
- Diminuição significativa das quantidades a depositar em destino final com significativos benefícios para os operadores face ao menor montante a pagar por via da Taxa de Gestão de Resíduos (TGR) em destino final.

Este sistema integrado consiste no processamento de resíduos indiferenciados por meio das unidades de Tratamento Mecânico e Biológico, podendo estas dispor de diferentes linhas de

processo mecânico e biológico, em conformidade com as tecnologias e soluções existentes ou passíveis de conceber em função das reais necessidades pretendidas em cada caso, nomeadamente a tipologia e quantidades de resíduos a tratar.

A capacidade multifacetada do TMB permite a integração deste num vasto leque de sistemas estratégicos de gestão de resíduos podendo ser complementados, quer a montante quer a jusante, por outras operações de gestão de resíduos (Piedade & Aguiar, 2010).

O TMB permite uma gestão integrada dos resíduos, caminhando em prol da valorização dos materiais recicláveis e dos subprodutos (composto e energia), contribuindo assim para um decréscimo da quantidade de resíduos desviados de aterro.

3.3.1. Tratamento Mecânico

O tratamento mecânico é um processo de separação física dos RU através de uma sequência de equipamentos, permitindo a separação da fração orgânica dos restantes fluxos de resíduos, como o vidro, o plástico, o papel, o cartão, os têxteis e os resíduos volumosos (Rojas, 2014). Este processo envolve várias tecnologias (mecânico e ótico) que se adequam ao objetivo a atingir, bem como à tipologia de resíduos a tratar.

Desta separação resultam os materiais recicláveis e refugo e rejeitados (contaminantes), podendo o refugo ser reaproveitado caso possua potencial energético (CDR). Os restantes rejeitados e refugos são posteriormente encaminhado para aterro.

A separação dos recicláveis é efetuada ao longo da linha de processo, nomeadamente no crivo granulométrico, na triagem manual, no separador balístico, no separador magnético e, entre outros, na separação ótica adaptativa a cada sistema. Ao longo destes equipamentos sequenciais retira-se o máximo de fluxo de materiais recicláveis que são posteriormente encaminhados pelo sistema para a SPV ou para o mercado de operadores de reciclagem.

A fração orgânica separada das restantes componentes é encaminhada para o tratamento biológico (TB).

Saliente-se que os rejeitados/refugos podem ser ainda sujeitos a uma segunda triagem e recuperados os que, passando na primeira etapa, possuam potencial reciclável ou energético. Os sendo os restantes encaminhados para destino final.

O tamanho, a forma, a densidade ou as propriedades eletromagnéticas são as características a ter em atenção para aumentar a eficácia do processo.

Na Figura 7 apresenta-se o esquema de funcionamento de uma TM automatizada.

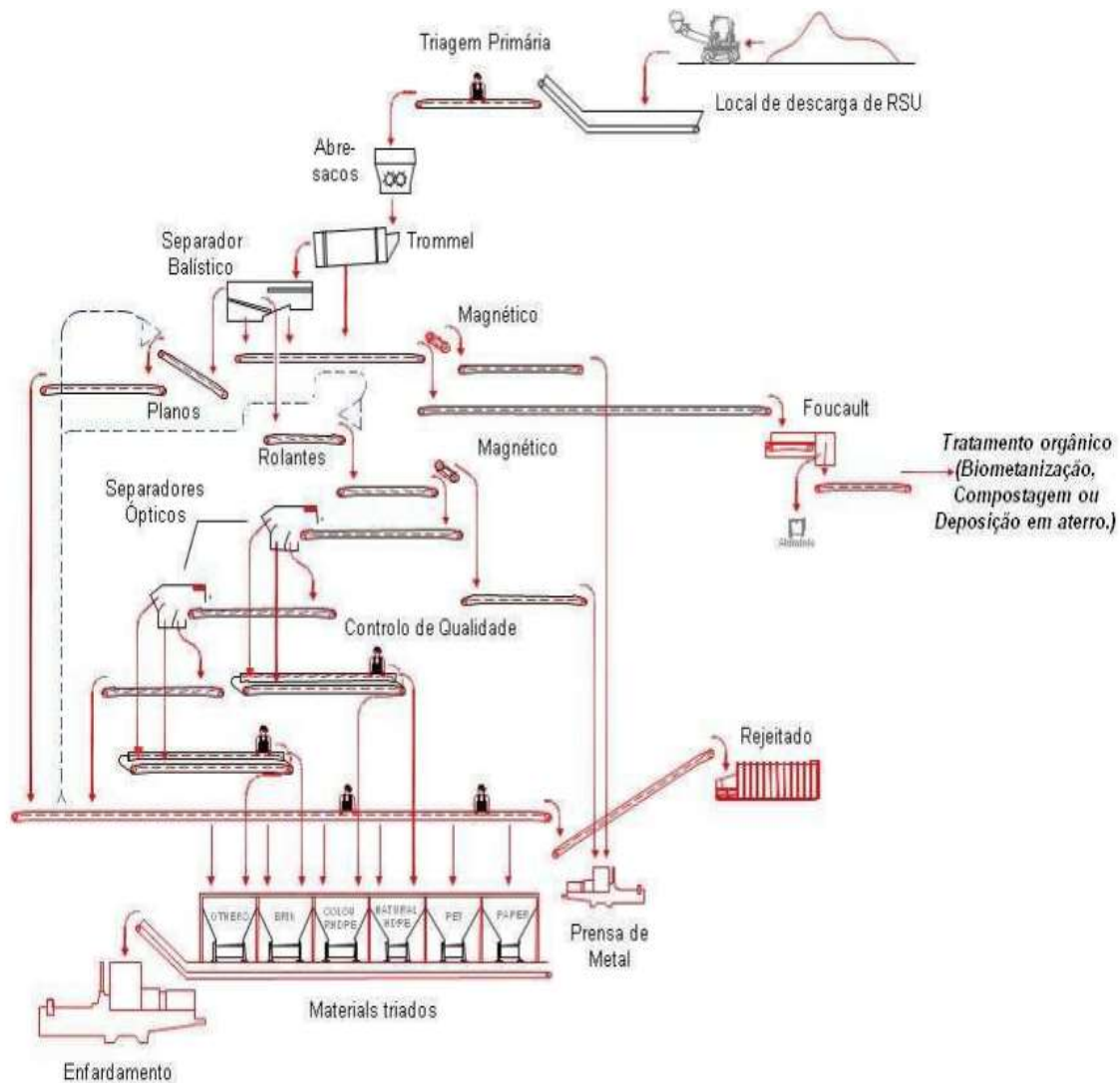


Figura 7- Exemplo de Unidade de Tratamento Mecânico Automático de Resíduos (Fonte: Teixeira, 2009)

3.3.2. Tratamento Biológico

O tratamento biológico de resíduos, como o seu próprio nome indica, corresponde ao processo de transformação dos resíduos biodegradáveis (biodegradabilidade) pela ação de microrganismos (populações microbianas e agentes patogénicos) presentes nesta matéria. Estes microrganismos, na presença ou ausência de oxigénio, utilizam os resíduos como fonte de energia e de carbono, removendo assim os contaminantes orgânicos e inorgânicos, permitindo a estabilização da matéria (Formosinho, *et al*, 2000).

A biodegradação dos RU é influenciada pelo tamanho das partículas, idade de geração, composição, teor de humidade, temperatura, aspetos quantitativos e qualitativos de nutrientes, pH dos líquidos presentes, densidade e grau de compactação. Esta especificidade e característica restringe significativamente o âmbito da sua aplicação (Martinho, *et al*, 2011). O

processo biológico incide sobre a matéria orgânica biodegradável presente nos resíduos através de dois possíveis processos, a compostagem e a digestão anaeróbia (Costa, 2010).

A opção entre os dois processos varia consoante o destino final pretendido e o tipo de resíduos tratados (Dias, 2010). A preparação da matéria a ser degradada é preparada em leiras que poderão permanecer estáticas ou ser revolvidas regularmente (Borgatto, 2010).

A compostagem é um processo de degradação da matéria orgânica por meio de uma digestão aeróbia. Neste método os microrganismos na presença de oxigénio, e num ambiente quente e húmido, facilitando a decomposição da matéria orgânica, produzindo o dito composto estável que posteriormente poderá ser aplicado no solo, como meio de fertilização para a agricultura (Martinho; *et al*, 2011).

Durante o processo de compostagem, a matéria orgânica degradada liberta calor, CO₂ (dióxido de carbono) e H₂O (água). O arejamento das leiras, pode decorrer naturalmente ou com o auxílio de mecanismos tipo chaminé que irão permitir a entrada de O₂ (oxigénio), permitindo trocas de energia entre a massa de resíduos e o meio externo facultando um aumento da velocidade de degradação da matéria (Borgatto, 2010).

O TB por meio anaeróbio, intitulado por digestão anaeróbia, onde os microrganismos envolvidos degradam a matéria orgânica na ausência de oxigénio, convertendo-a em metano, gás carbónico, água gás sulfídrico e amónia (Lima, 2014). Este processo decorre em ciclo fechado, repartindo-se em quatro etapas, em função dos microrganismos que nelas atuam e o tipo de processamento do substrato, sendo elas as seguintes (Ferreira, 2013a):

- Hidrólise;
- Acidogénese;
- Acetogénese;
- Fermentação ácida;
- Metanogénese;

O resultando deste processo pode ser benéfico a nível económico para o sistema, pois possibilita o aproveitamento de parte do carbono sob a forma de metano, possibilitando a sua valorização energética e a valorização agrícola dos resíduos com componente orgânica (Fernandes, 1999).

A afinação é uma etapa fulcral no TB, permitindo efetuar a separação de matérias recicláveis, de rejeitados de pequenas dimensões e de poeiras que premassem no composto após o tratamento, dificultando a sua valorização agrícola (Puna & Baptista, 2008).

O material rejeitado deste tratamento será por sua vez encaminhado para aterro, uma solução que visa a degradação dos materiais requerendo a adoção de algumas medidas preventivas, que seguidamente é apresentada.

3.4. Aterro Sanitário

Segundo a legislação europeia, aterro é uma instalação de eliminação para a disposição de resíduos acima ou abaixo da superfície natural.

Um Aterro Sanitário é uma componente do Sistema Integrado de Resíduos, destinada a deposição e eliminação de resíduos, com base em estudos e normas operacionais específicas, permitindo o menor impacto no ambiente e uma maior segurança para a saúde pública no seu confinamento (Cabeças, 2007).

Um aterro pode ser considerado como um reator bioquímico em que os resíduos e a água pluvial são as principais entradas, e os lixiviados e o biogás são as principais saídas, resultantes da decomposição dos componentes biodegradáveis dos RU ou equiparados (Levy & Cabeças, 2006). Sendo esta uma solução omnipresente dos sistemas de gestão integrada de resíduos, visto que apesar da inovação nesta área e da expansão tecnologia no tratamento de resíduos, existirá sempre a necessidade de uma solução de fim de linha (Cabeças, 2007).

Este fator exige uma estrutura ambiental com intervenção de técnicos especializados, durante as várias fases “Seleção, Conceção, Construção, Operação, Monitorização e Encerramento”, garantindo a segurança e um quadro ambiental de referência (Piedade & Aguiar, 2010).

A execução de um aterro sanitário não deve comprometer a qualidade das águas superficiais, subterrâneas e do solo, sendo por isso estabelecidas normas de construção que exigem a proteção das águas subterrâneas e superficiais, controlo do sistema de drenagem de efluentes residuais líquidos (Lixiviados), controlo dos sistemas de drenagem de águas pluviais, controlo do sistema de drenagem do biogás, controlo do assentamento dos taludes, sistemas de impermeabilização, sistema de controlo da cobertura e monitorização (Puna & Baptista, 2008).

O sistema de impermeabilização de fundo e dos taludes, tem como finalidade evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais, suportado em duas barreiras de proteção, ou sejam Barreira Passiva e Barreira Ativa (Piedade & Aguiar, 2010).

A proteção ambiental passiva (Barreira Passiva) consta numa base de formação geológica complementada por uma camada mineral, de modo a permitir uma baixa permeabilidade, numa situação em que a formação geológica não garanta as condições estabelecidas pela legislação, poderá ser reforçada com barreiras artificiais (Levy & Cabeças, 2006).

A proteção ambiental ativa (Barreira Ativa) que tem como objetivo evitar infiltrações pluviais, captação das águas contaminadas e lixiviantes e a captação de biogás, obtendo com esse intuito uma constituição defensiva artificial composta por geocompósitos e geossintéticos devidamente dimensionados para permitir resistência às solicitações mecânicas (Levy & Cabeças, 2006).

Expostos os sistemas de tratamento e destino final dos RU, abordam-se em seguida de forma sucinta os sistemas de tratamento de águas residuais. Com efeito, tendo presente o objetivo desta dissertação, importa analisar o processo de tratamento do efluente resultante da lavagem dos filmes plásticos que origina um efluente com características de elevada carga orgânica.

Como existe interesse em que o efluente tratado possa ser de novo introduzido na linha do processo, abordam-se nesta sequência as opções que eventualmente permitirão melhorar as suas características para reutilização.

3.5. Tratamento de Águas Residuais

O tratamento de águas residuais é uma etapa fundamental, pois os efluentes gerados na lavagem dos resíduos apresentam elevada carga de contaminantes necessitando desse modo de ser submetidos a tratamento para posterior descarga. Tendo em consideração a escassez de água a nível mundial, este efluente poderá ser submetido a um tratamento para posterior reutilização.

A água para consumo humano, provem de origens superficiais ou subterrâneas.

Com o desenvolvimento social e industrial ocorreu um elevado aumento dos consumos de água, bem como da contaminação dos meios recetores e dos aquíferos. Procurando combater a contaminação da massa de água, causada pelo consumo humano ou uso industrial, foi desenvolvida legislação que impõe o tratamento prévio das águas antes do lançamento ao meio recetor.

O tratamento de águas residuais de efluentes urbanos ou industriais visa a remoção ou degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos, microrganismos, bactérias e vírus, de forma correta sem causar perigo para a saúde pública ou danos no meio ambiente (Pescod, 1992).

A aplicação de um correto tratamento das águas residuais industriais, seja para descarga no meio recetor ou reutilização, é crucial para que seja garantida a manutenção do estado ecológico e ambiental do meio hídrico, e da saúde pública, devido ao potencial de poluentes presentes nestes efluentes com cargas elevadas de diversos compostos de natureza tóxica, conservativa e eventualmente não facilmente biodegradáveis (Justino, 2006).

Associados aos processos industriais de tratamento de resíduos, à sua decomposição e à respetiva humidade, geram-se efluentes contaminados que exigem, tal como referido, o tratamento para descarga no meio recetor ou para possível reutilização.

A seleção do tratamento para que este respeite os parâmetros legais é uma tarefa complexa baseada na caracterização física, química e biológica (Orsi, 2014) desses efluentes, águas residuais ou águas lixiviantes. Contudo, o tratamento mais adequado a aplicar é o que produzir

uma água residual tratada de acordo com as diretrizes de qualidade microbiológicas, químicas e físicas recomendadas, obtidas a partir de um sistema de baixo custo e com os requisitos operacionais e de manutenção mínimos (Pescod, 1992).

Os métodos de tratamento de águas residuais utilizados podem ser classificados em operações unitárias físicas e processos unitários químicos e biológicos.

Atualmente os processos unitários são agrupados em conjunto para proporcionar vários níveis de tratamento, denominados por (Munter, 2001):

- Tratamento Preliminar
- Tratamento Primário
- Tratamento Secundário
- Tratamento Avançado

3.5.1. Tratamento Preliminar

A finalidade desta operação física é a proteção, para permitir um melhor funcionamento da estação a jusante. Esta proteção consiste na remoção de sólidos grosseiros ou qualquer objeto que cause obstrução ou danifique as tubagens e respetivos equipamentos de bombagem.

Devido à sua função, os equipamentos serão concebidos como intuito de remover os sólidos grosseiros, bem como matérias de elevada dimensão, muitas vezes encontrados nas águas residuais brutas (Metcalf & Eddy, 1991). O tratamento preliminar pode comportar tipicamente processos de gradagem, tamisação, desarenação, pré-arejamento, desengorduramento e equalização do afluente. Peças metálicas, pedaços de madeira, plásticos, tecidos, pedras e outros objetos ou materiais sólidos volumosos podem ser separados desta forma, bem como sólidos inertes, tais como areias, vidros e alguns excessos de gorduras e óleos (Pescod, 1992).

Esta fase de tratamento deve garantir uma velocidade de escoamento, que não permita a deposição dos sólidos suspensos orgânicos (Pescod, 1992).

3.5.2. Tratamento Primário

O tratamento primário pode ocorrer em operações físicas ou num tratamento mais avançado adicionando a esta operação processos químicos, com o intuito de promover a sedimentação dos sólidos orgânicos e inorgânicos. A ação da gravidade, permite a remoção dos sólidos em suspensão presentes nos afluentes, tais como fibras, matéria orgânica, areias, permitindo desse modo obter eficiências de remoção de 25% a 50% de CBO e 50% a 70% em sólidos suspensos (Metcalf & Eddy, 1991 e Qasim, 1999).

A remoção desta matéria orgânica permite reduzir os tratamentos biológicos a jusante, para obter a qualidade pretendida, diminuindo as necessidades de oxigénio e com isso reduzir os custos de consumo energético para garantir a oxidação das partículas orgânicas.

Na aplicação de um sistema de tratamento primário avançado, as operações decorrem tal como foram referidas anteriormente, acrescentado a esta fase o processo de adição de químicos que iram promover a aglutinação das partículas tornando estas mais pesadas, de modo a facilitar a sua sedimentação e a tornar este um processo mais rápido (Metcalf & Eddy, 1991).

O tratamento primário permite remover as partículas inertes e outros materiais (óleos, plásticos, folhas, panos, materiais flutuantes) que pela sua dimensão não permitiu que o tratamento preliminar as eliminasse (Davis, 2010).

Este processo pode ocorrer por dois tipos de operação, sendo eles a decantação ou flotação. No processo de decantação, os sólidos são removidos por ação da gravidade, criando condições de velocidade e tempos de retenção adequados para permitir a sedimentação das partículas.

Este tratamento requer tempos de retenção de cerca de 2-3 horas de modo a permitir uma estabilidade do afluente e velocidades reduzidas promovendo a sedimentação das partículas (Qasim, 1999).

Quando as dimensões dos sólidos são muito reduzidas, dificultando a remoção por meio da ação da gravidade, optando-se pelo sistema de flotação.

Esta operação decorrer, através da injeção de ar do fundo, formando bolhas de ar que se agregam as partículas e as conduzem até a superfície, onde por sua vez serão removidas por via de um raspador de superfície (Sabença, 2013 e Munter, 2001).

3.5.3. Tratamento Secundário

Do tratamento primário resultam efluentes com quantidades significativas de sólidos coloidais, orgânicos e inorgânicos, que iram ser sujeitos a uma nova etapa de tratamento visando cumprir os limites de descarga (Davis, 2010).

O tratamento secundário visa metabolizar a matéria orgânica dissolvida e coloidal biodegradável, sendo para isso constituído por processos de tratamento biológicos e/ou processos físico/químicos (Lemos, 2011).

A etapa de tratamento biológico pretende oxidar a matéria orgânica dissolvida, de modo a atingir um efluente de qualidade que cumpra os limites legais, removendo os sólidos coloidais

com a intervenção dos microrganismos e transformar ou eliminar nutrientes, como fósforo e azoto (Metcalf & Eddy, 1991).

Este processo a nível de disponibilidade de oxigénio poderá ser tipificado de várias formas (Metcalf & Eddy, 1991):

- Por via aeróbia, na presença de oxigénio, os microrganismos na sua atividade metabólica degradam a matéria, sendo possível recorrer perante as características do afluente, a tanques de lamas ativadas, lagoas arejadas, leitos percoladores ou discos biológicos;
- Por via anaeróbia, na ausência de oxigénio, recorrendo a lagoas ou a digestores anaeróbios;
- Por via anóxica, na ausência de oxigénio e na presença de nitratos e nitritos, que irão facultar a conversão destes em azoto gasoso.

A nível do comportamento e distribuição dos microrganismos o tratamento biológico, poderá ser classificado como (Metcalf & Eddy, 1991):

- Biomassa suspensa, quando os microrganismos se encontram em suspensão, recorrendo a métodos de mistura dos afluentes apropriados, degradando desse modo a matéria orgânica e os restantes constituintes. Este processa-se normalmente num tanque de arejamento que permite oxidar a matéria, homogeneizando o sistema por agitação proporcionada pela transferência de oxigénio asseguradas por equipamentos mecânicos.
- Biomassa fixa, quando os microrganismos se encontram agregados num meio inerte, fazendo a degradação da matéria orgânica ou dos nutrientes através da passagem do afluente pela massa de microrganismos, biofilme. O processamento deste tratamento poderá decorrer em meio aeróbio ou anaeróbio, bem como o nível de imersão do biofilme, submerso no afluente ou apenas parcialmente imerso, permitindo área para ar ou gás por cima da camada líquida do biofilme.

O tipo de tratamento a seleccionar depende da qualidade do efluente a atingir. Os vários processos de tratamento encontram-se resumidos de acordo com Metcalf & Eddy (1991 e 2003) na Tabela 1.

Tabela 1 - Processos de Tratamentos biológicos mais comuns (traduzido e adaptado de Metcalf & Eddy, 1991 e 2003)

Designação	Aplicação	
Processo Aeróbio		
Biomassa Suspensa	Lamas Ativadas	Remoção de CBO ₅ e nitrificação
	Lagoas Arejadas	
	Digestor Aeróbio	Remoção de CBO ₅
Biomassa Fixa	Leitos percoladores	Remoção de CBO ₅ e nitrificação
	Discos biológicos	
Híbridos	Lamas ativadas/filtros biológicos	Remoção de CBO ₅ e nitrificação
Processo Anaeróbio		
Biomassa Suspensa	Lagoas Anaeróbia	Remoção de CBO ₅
	Digestor anaeróbio	Estabilização e destruição de células e sólidos
Biomassa Fixa	Reatores de leito fixo e fluidizado	Estabilização de resíduos e desnitrificação
Manto de lamas	Manto de lamas fluxo ascendente	Remoção de CBO ₅
Processo Anóxico		
Biomassa Suspensa	Desnitrificação por reactor de biomassa suspensa	Desnitrificação
Biomassa Fixa	Desnitrificação por reactor de biomassa fixa	Desnitrificação

3.5.4. Processos de separação sólido - líquido

O processo de remoção de sólidos em suspensão dos efluentes, conhecido por separação sólido-líquido, é uma etapa fulcral do tratamento. As unidades dedicadas a este tipo de processos são a flotação, a filtração e a decantação.

3.5.4.1. Flotação

A flotação, normalmente está relacionada com o tratamento de águas para o consumo humano, mais concretamente no espessamento de lamas, ou como sistema complementar de um tratamento secundário de águas residuais, mas sempre com o mesmo objetivo da separação sólido – líquido.

A flotação é uma operação física unitária de remoção de sólidos em suspensão, devido a injeção de microbolhas que se agregam às partículas, levando-as até a superfície, sendo por sua vez removidas através de umas pás giratórias que removem a camada de sólidos á

superfície. Esta operação tem a particularidade de conseguir remover as partículas que não teriam densidade suficiente para sedimentarem (Metcalf & Eddy, 1991).

No tratamento de águas residuais o processo de flotação é aplicado principalmente para remoção de material em suspensão e para o espessamento de lamas biológicas.

A flotação como já foi referida, permite separar partículas sólidas ou líquidas (fase dispersa) de uma fase líquida (fase contínua), consistindo em três operações (Ferreira, 2013b):

- Formação de bolha;
- Ligação das partículas à bolha;
- Separação dos sólidos.

A formação das bolhas, devido a injeção de ar no tanque, com velocidade e densidade dependentes das características do efluente, permitindo a sua ascensão até a superfície.

Ao ascender as microbolhas irão colidir com as partículas em suspensão, que por sua vez, se irão agregar e ser conduzidas até à superfície (Metcalf & Eddy, 1991).

A velocidade ascensional da bolha encontra-se diretamente relacionada com a sua dimensão, sendo que quanto menor a sua dimensão, maior será o seu tempo de retenção, logo isto conduz a um maior tempo de contacto com as partículas, permitindo uma maior agregação e consequentemente uma maior remoção das mesmas. (Heller & Pádua, 2006).

O desempenho deste sistema depende principalmente da proporção entre o volume de ar e a massa de sólidos a remover para obter o grau de clarificação pretendido. A formação da bolha de ar pode ocorrer de modos diferentes:

- Flotação natural, onde a remoção das partículas envolve processos físico/químicos, permitindo desse modo uma maior dimensão das partículas e com isso uma maior eficiência na sua remoção. Contudo, esta operação exige grandes áreas para assegurar um tempo de retenção suficiente para garantir uma eficiência mínima (Ferreira, 2013b).
- Flotação por ar dissolvido, ocorre por dissolução de ar no afluente sob pressão, que por sua vez irá descomprimir até à pressão atmosférica, ou seja, a medida que as microbolhas vão ascendendo ao longo do afluente a pressão vai reduzindo até atingir a superfície do tanque, onde atinge a pressão atmosférica (Metcalf & Eddy, 1991).
- Flotação por ar induzido, ocorre por indução de gás (ar) diretamente no afluente com o auxílio de difusores de bolha fina. A mistura do ar e água permite a formação de microbolhas amplamente dispersantes (Ferreira, 2013b).
- Flotação electrolítica, baseia-se em processos electroquímicos que permite formar bolhas de gás por meio de um reator electroquímico. Este sistema, permite uma menor

turbulência das microbolhas, não quebrando as partículas, e desse modo aumentar a sua eficiência de remoção (Ferreira, 2013b).

Quando associado a operações químicas de coagulação/floculação, a operação física de flotação para além da sua vantagem económica, uma vez que necessita de uma menor adição de reagentes, permite uma eficiência de remoção de 75 a 85% em sólidos e a redução do de 50 a 70% em CQO do efluente e o espessamento das lammas (Ødegaard, 2001) e (Qasim, 1999).

O sistema de flotação apresenta-se como uma técnica vantajosa em relação á decantação devido ao fato de os flotoadores serem unidades mais compactas necessitando de uma menor área para a sua implantação, e devido ainda a permitir a remoção das partículas com reduzida densidade para sedimentar (Metcalf & Eddy, 1991).

Contudo, este sistema revela-se mais eficiente quando aplicado como complemento de um tratamento biológico, ou como pré-tratamento de um sistema de filtração (Ødegaard, 2001).

De acordo com alguns fornecedores de equipamentos as eficiências dos flotoadores com ou sem adição de reagentes são as que se apresentam na Tabela 2. Contudo, estes valores não deixam de ser meramente indicativos, as eficiências dos flotoadores estão sempre dependentes das condições particulares a que operam, nomeadamente cargas orgânicas, tempos de retenção, etc (Ferreira, 2013b).

Tabela 2 - Eficiência de remoção de flotoadores de diferentes modelos (adaptado de Ferreira, 2013b)

Marca / Modelo	Tipo de Flotação	Gorduras	CQO	SS
R&O / FL	Física	85%	45%	85%
	Físico-química	95%	75%	95%
Vodatech / UF	Física	75%	40%	75%
	Físico-química	90%	65%	90%

R&O – Osmose Inversa/ FL- Flotação Lamelar / UF - Ultrafiltração

3.5.4.2. Filtração

A filtração é uma operação física unitária que visa a remoção da matéria suspensa presente nos efluentes através da sua passagem num meio poroso onde as partículas sólidas ficam retidas (Metcalf & Eddy, 1991).

A seleção do meio filtrante depende do objetivo pretendido e do tipo de características da água podendo variar a granulometria, a composição e o número de camadas (Metcalf & Eddy, 1991).

A utilização da filtração em águas residuais é um processo relativamente recente, permitindo a remoção de sólidos suspensos, a redução de microrganismos e a eliminação de cheiro, sabor e cor (Alves, 2010).

Normalmente este tipo de tratamento funciona como elemento complementar do tratamento, para permitir a afinação do efluente, ou seja, a sua função é remover as partículas sólidas não removidas no processo a montante (Alves, 2010).

A filtração pode ocorrer por gravidade ou em pressão, ficando a matéria sólida agregada ao meio filtrante (Qasim, 1999). De acordo com Metcalf & Eddy, (1991) e Alves, (2010) existem 3 meios de operação de filtração:

- Filtração Lenta, quando o material de enchimento é fino, de modo a garantir a velocidade de escoamento lenta do afluente, com um escoamento vertical por ação da gravidade. Quando verificada a colmatação do leito têm de se proceder à limpeza de forma manual.
- Filtração Rápida, quando ocorre por ação da gravidade, aplicada normalmente a jusante do processo químico de coagulação/floculação. Necessita de menor área de construção em relação à filtração lenta. O sistema de lavagem do meio filtrante dá-se em contracorrente, ou seja, no sentido inverso ao do escoamento e sempre que se verifica uma determinada perda de carga.
- Filtração sob pressão ou filtração por membrana, o afluente é injetado no sistema sob pressão permitindo desse modo a utilização de um meio de enchimento com reduzida porosidade, sendo acionada a lavagem por contracorrente quando é verificada perda de carga do meio.

Os sistemas de filtração convencionais retêm as partículas sólidas suspensas, enquanto nos sistemas de filtração por membrana, dependendo das características das mesmas, para além desta capacidade, permitem reter também partes significativas dos sólidos dissolvidos totais (SDT), e até alguns organismos.

A filtração por meio de membranas, ocorre sob pressão, permitindo a remoção de matéria particulada e coloidal.

A função da membrana de diferentes porosidades, é a seletividade dos constituintes do afluente, podendo estas serem classificadas por:

- Membranas para microfiltração (MF);
- Membranas para ultrafiltração (UF);
- Membranas para nanofiltração (NF);
- Osmose inversa (OI);

Esta operação física é comumente aplicada a jusante do tratamento secundário, permitindo desse modo a remoção das partículas sólidas presentes no efluente antes da sua descarga no meio recetor ou antes da potencial reutilização (Metcalf & Eddy, 1991).

A membrana é o meio que permite separar o afluente em duas fases, o permeado, ou seja, o efluente filtrado e a fase concentrada, onde permanecem as substâncias que foram removidas pelas partículas.

Esta operação de filtração, ocorre devido a variação de pressão entre o afluente e o permeado, criada pela atuação da força motriz, resultante de gradientes de pressão, de concentração e de potencial elétrico, permitindo que os constituintes sólidos presentes no afluente, sejam totalmente ou parcialmente retidos pela membrana (Capela, 2014) e (Braceiro, 2014).

Na Tabela 3 apresentam-se vários tipos de processos de filtração por membranas microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nano filtração (NF) e osmose inversa (OI), as respectivas características e a composição do concentrado.

Tabela 3 – Aplicabilidade da Filtração por Membranas no Tratamento de efluentes (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

Tipo de Filtração	Força Motriz	Mecanismo de Separação	Porosidade (nm)	Gama de Operação (nm)	Concentrado
MF	Diferença da pressão hidrostática	Exclusão	Macroporos (> 50)	80 - 2000	Sólidos em suspensão, bactérias e vírus
UF	Diferença da pressão hidrostática	Exclusão	Mesoporos (2 - 50)	5 - 200	Sólidos em suspensão, bactérias, vírus e compostos orgânicos de elevado peso molecular
NF	Diferença da pressão hidrostática	Porosidade + Solução/difusão + Exclusão	Microporos (< 2)	1 - 10	Compostos orgânicos de baixo peso molecular e iões bivalentes dissolvidos
OI	Diferença da pressão hidrostática	Solução/difusão + Exclusão	Microporos (< 2)	0,1-10	Espécies de baixo peso molecular

A aplicação desta operação física no tratamento de águas residuais requer uma vasta avaliação do efluente confrontando-o com os objetivos de tratamento pretendidos. A NF e a OI, são sistemas com capacidade de filtrar substâncias de reduzido peso molecular. Contudo a NF têm menor eficiência de retenção devido a ter uma maior porosidade e uma menor pressão (Figura 8) (Ferraz, 2012).

O tratamento por OI, permite reter sais, compostos, sólidos dissolvidos e suspensos de baixo peso molecular, conseguindo atingir uma remoção de 99% em CQO, exigindo para exercer essa função um gradiente de pressão bastante elevado, tendo de atingir valores superiores aos do gradiente osmótico (Metcalf & Eddy, 1991).

Este tratamento consiste na alimentação do sistema com um afluente concentrado, sujeito a uma pressão superior a pressão osmótica, levando a que o afluente exerça forças no sentido de passar para a zona menos concentrada, ficando os contaminantes e alguns constituintes a água retidos na membrana (Levy & Cabeças, 2006).

A MF, devido a apresentar uma membrana menos porosa, necessita de menor gradientes de pressão. Este sistema é normalmente empregue para remoção de sólidos suspensos, turvação, partículas coloidais, algumas bactérias e organismos patogénicos. Contudo este sistema de filtração apresenta um permeado com a presença de algumas partículas sólidas, sendo por isso muitas vezes aplicado como pré-tratamento dos sistemas de NF ou OI (Capela, 2014 e Braceiro, 2014).

O tratamento do efluente por UF permite a retenção de sólidos suspensos ou dissolvidos macromoleculares removendo aproximadamente 75 a 98% em CQO, tendo este sistema capacidade para tratar grandes quantidades de carga sólida (Braceiro, 2014).

A UF garante a remoção de protozoários, bactérias e uma carga parcial de vírus, obtendo desse modo um permeado de boa qualidade (Braceiro, 2014).

Normalmente a UF é antecedida por um processo físico/químico (coagulação-floculação-sedimentação) de modo a que seja garantida a remoção da carga orgânica, evitando desse modo a redução da superfície da membrana e com isso a consequente colmatação (Braceiro, 2014).

As membranas de MF e UF são utilizadas principalmente como fase de pré-tratamento para outro processo de membrana (nanofiltração ou de osmose inversa) ou em combinação com os processos químicos (Cortez, 2010)

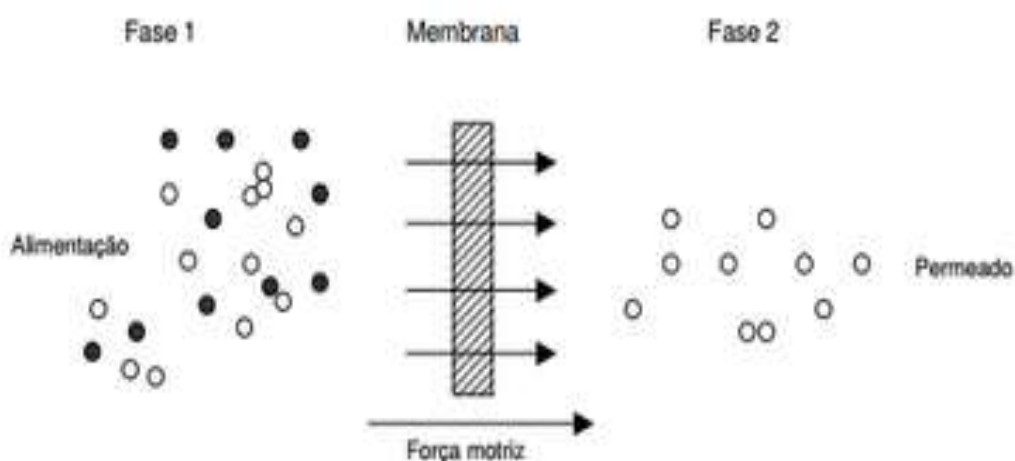


Figura 8 – Esquema do sistema de separação por Membrana (adaptado de Alves, 2010)

3.5.4.3. Decantação

A decantação ou sedimentação é uma operação física de separação sólido-líquido a partir da ação da gravidade, permitindo desse modo reduzir a concentração de sólidos no efluente (Metcalf & Eddy, 1991).

Esta operação é comumente aplicada nos sistemas de tratamento de águas residuais, efetuando a remoção de sólidos suspensos e coloidais como areias, partículas sólidas, matéria orgânica entre outras impurezas sólidas presentes nos efluentes (Metcalf & Eddy, 1991).

Esta operação pode ocorrer naturalmente com intervenção apenas da gravidade ou por adição de agentes químicos, resultando basicamente duas frações, a fração sólida sedimentada e a fração do sobrenadante, clarificada ou decantada (Ferraz, 2012).

Com o intuito de proporcionar uma remoção das partículas sólidas de modo eficiente, é fundamental ter em consideração a carga hidráulica, para o correto dimensionamento do decantador (Metcalf & Eddy, 1991).

Os decantadores podem ser classificados quanto á forma (retangular ou circular) e em relação ao tipo de escoamento (horizontal ou vertical) (Alves, 2010).

Nos decantadores importa tomar em consideração quatro aspectos:

- A entrada do afluente;
- A zona de decantação/sedimentação;
- A saída do clarificado e,
- A zona de acumulação de lamas,

Estes aspectos são seguidamente apresentados na Figura 9 (Alves, 2010).

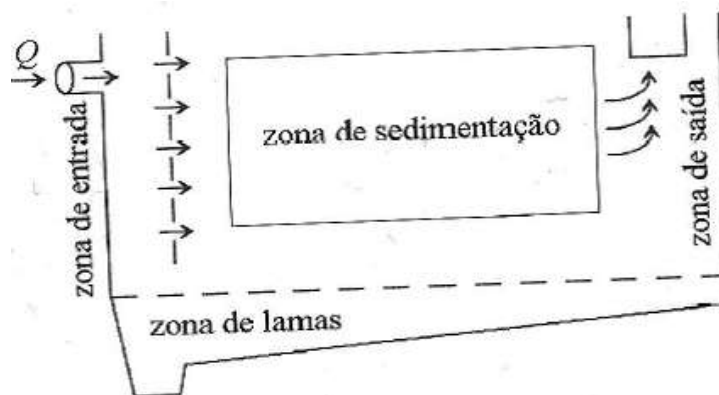


Figura 9 – Constituição de um tanque de decantação (Fonte: Alves, 2010)

De acordo com Metcalf & Eddy, (1991), Qasin, (1999) e Alves, (2010) consoante o tipo de partículas e o sistema implementado de decantação pode ser classificada em:

- Decantação discreta é uma operação física sem variação das propriedades dos sedimentos, ou seja, a decantação destas processa-se naturalmente devido a densidade destas ser superior á do afluente.
- Decantação floculenta ocorre por processos físicos-químicos, ou seja, recorre a agentes químicos que promovem a coalescência das partículas, permitindo uma maior velocidade de decantação visto que esta agregação de partículas aumenta a densidade das mesmas.
- Decantação retardada ocorre quando há interação entre as partículas provocando perturbações entre elas, ou seja, é verificada uma agregação geral das partículas formando uma decantação conjunta, originando um decréscimo da velocidade de decantação e permitindo a observação de uma interface entre o efluente clarificado e o manto de sólidos.
- Decantação por compressão é verificada quando existe uma elevada densidade das partículas, e a medida que vão decantando vão colidindo com as outras partículas e comprimindo-as no fundo dos decantadores.

3.5.5. Processos Avançados de Tratamento de Efluentes

O tratamento de efluentes depende, como já referido, de uma detalhada análise das características dos contaminantes que deverão ser degradados ou transformados.

Os tratamentos, ditos convencionais, por vezes são incapazes de realizar um processo de tratamento eficaz, ou seja podem não ter capacidade suficiente, de modo a cumprir as normas previstas na legislação para tratar efluentes com concentrações elevadas de determinados compostos e com uma biodegradabilidade reduzida (Persons, 2004).

Têm sido desenvolvidas novas técnicas que poderão ser aplicadas de modo isolado, ou associado a processos convencionais, permitindo assim obter efluentes de qualidade de acordo com os parâmetros legais, para descarga no meio recetor ou para reutilização.

3.5.5.1. Coagulação / Floculação

A remoção de sólidos, por vezes, não apresenta fácil remoção devido a reduzida dimensão das partículas, não tendo desse modo densidade suficiente para sedimentarem.

O processo de coagulação / floculação têm como objetivo principal a agregação das partículas coloidais, ou seja, material sólido em suspensão dando origem a cor e material sólido

dissolvido causando turbidez, com o intuito de estas adquirirem densidade suficiente para promover a sua remoção, por processos físicos (Brito, *et al*, 2014).

O processo químico da coagulação, visa promover a destabilização das partículas e transporte dos colóides, através da agitação proporcionada neste processo para permitir a dispersão do reagente (Metcalf & Eddy, 1991).

Este processo decorre em mistura rápida de modo a permitir o contacto do reagente com as partículas e iniciar a formação dos flocos (Metcalf & Eddy, 1991).

A função do agente coagulante é a anulação das forças que repelem as partículas coloidais, promovendo a sua adsorção (Vaz, 2009).

Os compostos responsáveis pela destabilização das partículas podem apresentar natureza inorgânica, sais de alumínio, ferro, ou de natureza orgânica, como os polímeros orgânicos naturais e sintéticos (Vaz, 2009).

Contudo, este processo não permite obter condições ótimas para promover a agregação das partículas, surgindo a necessidade de adicionar um agente que promove o contacto entre as partículas destabilizadas, através de uma mistura lenta, favorecendo desse modo a agregação dos flocos promovendo a remoção por processos físicos (Metcalf & Eddy, 1991).

O agente floculante adicionado posteriormente à destabilização das partículas pelo coagulante, visa aplicar forças de atração, promovendo desse modo a agregação das partículas e a formação de flocos, facilitando a sua remoção (Vaz, 2009).

Os compostos responsáveis pela agregação das partículas podem ser de natureza “mineral ou orgânica, de origem sintética ou natural e de carga elétrica, aniónica, catiónica ou não iónicos” (Alves, 2010).

O tipo de coagulante ou floculante a utilizar num determinado afluente, deve ser selecionado a partir de um ensaio laboratorial “*Jar-Test*”, estabelecendo várias concentrações e tipos de reagentes promovendo características de agitação, temperatura, tempo de contacto e pH iguais, de modo a permitir observar cada condição experimental a nível de turbidez, cor e CQO (Brito, *et al*, 2014).

Este processo químico, juntamente com o processo físico de sedimentação, mais comum, ou com a flotação proporcionam a remoção de uma percentagem significativa de sólidos suspensos e sólidos dissolvidos, promovendo uma redução da cor e da turbidez do efluente (Vaz, 2009).

3.5.5.2. Processos de Oxidação

Devido à dificuldade em tratar alguns compostos orgânicos presentes nos efluentes, bem como matéria não biodegradável, e com uma forte visão na implementação de sistemas de reutilização de água, desenvolveram-se os processos de oxidação química (Guedes, 1998).

Este processo de tratamento de poluentes de baixa ou alta concentração, têm apresentado uma vasta gama de aplicabilidade pelo fato de ser um processo limpo (visto que os contaminantes são destruídos quimicamente em vez de sofrerem apenas uma alteração de fase como sucede, por exemplo, em processos de adsorção, filtração, etc.), não seletivo e eficiente, sendo usado em tratamentos de águas subterrâneas destinadas para o consumo humano, estabilização de lamas e no tratamento de compostos orgânicos voláteis (Parsons, 2004).

A aplicação dos processos de oxidação química permite a remoção de impurezas que são tóxicas, inibidoras ou refratárias para os sistemas biológicos e a redução da concentração de compostos orgânicos, da CQO e a presença de bactérias e vírus nos afluentes (Metcalf & Eddy, 1991), bem como uma redução da intensidade da cor do efluente.

Deste modo, os processos de oxidação, constituem uma tecnologia de tratamento de águas com a capacidade de remover os poluentes orgânicos numa forma mais eficaz do que os tratamentos convencionais (Marcelino, *et al*, 2013).

Estas condições, levam a que a sua implementação possa ocorrer a jusante do tratamento biológico, permitindo um aumento da eficiência deste tratamento, devido à remoção de compostos tóxicos, dificilmente biodegradáveis; ou até mesmo, em alternativa, a montante do tratamento biológico (Guedes, 1998).

A oxidação química avançada encontra-se dividida em dois processos (Morais 2005):

- Processos homogêneos, desenvolvem-se numa única fase, na presença de um catalisador na forma sólida e produzem radicais de hidroxilo a partir do ozono, peróxido de hidrogénio ou reagente de fenton.
- Processos heterogêneos, divergem devido aos catalisadores serem semicondutores como o dióxido de titânio, óxido de zinco, óxido de ferro e sulfureto de zinco.

Os processos de oxidação avançados são opções de tratamento com uma vasta gama de modalidades de implementação, visto serem facilmente adaptáveis, devido à produção de radicais hidroxilo ocorrer de diferentes modos.

Esta produção pode ocorrer por meio de agentes oxidantes como o ozônio (O_3) e o peróxido de hidrogênio (H_2O_2), contudo a sua eficiência pode ser superior se combinado com catalisadores, radiação ultravioleta ou visível (Marcelino, 2013).

Os radicais hidroxilo livres, permitem a degradação dos compostos orgânicos de forma não seletiva, devido ao seu poder oxidante.

A oxidação por parte dos radicais, na presença de oxigênio, promove uma sequência de reações oxidativas originando a formação de espécies intermediárias menos refratárias e a mineralização dos compostos orgânicos, dando origem a CO_2 , H_2O , e sais inorgânicos (Marcelino, 2013).

Contudo, este método de tratamento tem custos elevados, devendo ser elaborada uma análise de custo benefício perante outras possíveis soluções como o tratamento biológico. Este processo, poderá ser implementado com o intuito de aumentar a biodegradabilidade dos poluentes, degradando as estruturas moleculares mais persistentes, de modo a facultar uma melhor eficiência de remoção pelos métodos convencionais de tratamento biológico (Catalão, 2012).

O tratamento de efluente, para posterior descarga no meio recetor ou potencial reutilização é base deste estudo, visto que da lavagem de plásticos resulta um efluente carregado, prejudicial para o meio ambiente, pelo que, carece de um tratamento eficaz.

3.6. Lavagem de Plásticos

Os custos associados às resinas plásticas têm sofrido aumentos sucessivos devido às constantes variações do mercado do petróleo. Neste contexto, a expansão do mercado alternativo dos transformadores de plástico foi-se alterando, verificando-se atualmente um incremento na obtenção de resinas com menor custo e de qualidade equiparável.

Este fato origina atualmente uma maior procura no mercado da reciclagem de plásticos de produto de boa qualidade e ao menor custo possível, levando a que este mercado se torne cada vez mais competitivo e, com isso, uma constante expansão na implementação de sistemas tecnológicos avançados que permitam uma redução de custos (Orsi, 2014).

Nesta conformidade a valorização de plásticos é real no mercado onde se colocam, sendo interessante recuperar e reciclar este fluxo dos resíduos urbanos face às mais valias que se conseguem se possuir adequadas condições adequadas para a sua comercialização.

Contudo a sua grande área superficial permite uma fácil contaminação orgânica e inorgânica se misturado na massa de resíduos indiferenciados recolhidos. Com efeito os plásticos

normalmente são utilizados como embalagens, estando desse modo suscetíveis de contaminação com gorduras, proteínas e outros contaminantes.

Adicionando ao fato da contaminação originada enquanto embalagem, quando na condição de resíduo, estes plásticos possuem forte capacidade de absorver contaminantes, que estão presentes nos resíduos sólidos oriundos da recolha indiferenciada (Dodbiba & Fujita, 2004). A contaminação deste material, leva a que a sua valorização nos mercados seja reduzida.

Logo, a implementação de uma unidade de lavagem de plásticos torna-se interessante e mesmo importante para a garantir as necessárias características pretendidas. Todavia esta lavagem obriga a consumir grandes quantidades de um recurso natural, a água, surgindo desse modo a necessidade de implementar um sistema de reutilização da água de modo diminuir o impacte sobre este recurso natural.

“Segundo Wei e Realf (2005), a separação e valorização dos plásticos é um problema que deve implicar uma economia efetiva”. Este fator torna este problema um desafio para as respetivas indústrias de reciclagem de plásticos, dado que existe uma variabilidade considerável no tipo de plásticos com densidades específicas sobrepostas levando a necessidade de implementar várias etapas de separação.

O valor económico dos plásticos apresenta grandes divergências, existindo alguns tipos de plástico cujo valor económico é muito reduzido ou nulo, dificultando a estruturação do processo de reciclagem de forma economicamente sustentável, o que conduz as indústrias a uma constante competição e inovação nos processos de tratamento destes resíduos (Letras, 2008).

A etapa de lavagem dos resíduos é fundamental, devido ao elevado nível de contaminação presente, que a manter-se provoca a sua desvalorização. O filme apresenta uma elevada área superficial permitindo facilmente a sua contaminação, com gorduras, proteínas entre muitos outros produtos orgânicos e inorgânicos, dificultando os posteriores processos de tratamento até a sua reciclagem.

A separação dos resíduos plásticos ocorre por processos mecânicos repartidos em duas fases.

A primeira fase consta dum TM que realiza uma triagem classificativa dos tipos de resíduos. Seguidamente o filme plástico separado na etapa antecedente é sujeito a uma nova separação granulométrica com lavagem a partir de um Trommel permitindo a remoção da matéria orgânica e contaminantes, aderidos na superfície do filme submetendo-os a uma prensa de enfardamento (Orsi, 2014).

Orsi (2014) refere que o processo de lavagem permite uma remoção de impurezas dos filmes provenientes da recolha indiferenciada da ordem dos 30-40% da massa atribuída aos mesmos.

Da lavagem de plásticos resulta matéria rejeitada, filme plástico lavado e um efluente carregado.

O efluente proveniente desta lavagem apresenta uma elevada carga de sólidos bem com contaminantes orgânicos e inorgânicos que em conjunto implicam que seja necessário um tratamento com vista à obtenção da melhoria das suas características, por forma a evitar impactes na saúde pública e no meio ambiente.

Após a revisão bibliográfica, apresenta-se uma descrição de todo o processo a que os resíduos provenientes da recolha indiferenciada são sujeitos e posteriormente os resíduos que são encaminhados para a lavagem de plásticos, resultando na avaliação de um sistema inovador a nível nacional nos sistemas de gestão de resíduos urbanos.

3.7. Metodologia de trabalho

Os resíduos de filme plástico provenientes da recolha indiferenciada apresentam uma elevada carga de matéria orgânica contaminante aderente na área superficial, que se repercute na desvalorização económica do potencial de utilização deste tipo de resíduos pela sujidade que retém.

Com o objetivo de permitir uma maior valorização destes resíduos de filme plástico (em condições que cumpra com as especificações técnicas exigidas para este tipo de material) foi implementado um método precursor de lavagem de plásticos

Para o desenvolvimento dos trabalhos considerou-se então que a melhor opção seria sempre uma análise deste método de um caso de Estudo. Em Portugal a situação não colocava duas hipóteses sequer, visto que existe apenas uma empresa que, de forma inovadora associada a uma visão empresarial virada para uma gestão sustentável dos sistemas implementou um processo deste tipo de lavagem dos resíduos plásticos: A VALNOR SA..

Efetivamente a VALNOR SA. procurando uma gestão sustentável da sua atividade, dinamizou e desenvolveu um sistema de tratamento do efluente resultante de lavagem de plásticos decorrentes da separação mecânica da TM com o objetivo de poder reutilizar a água tratada para reutilização no processo, e desse modo, conseguir um sistema de lavagem de plásticos em circuito fechado a menores custos.

Todavia a elevada carga orgânica agregada aos filmes plásticos repercute-se numa elevada contaminação do efluente, apresentando este uma parametrização de carência química de oxigénio e de sólidos demasiado elevada.

Contudo, tratando-se de um sistema em circuito fechado e a operar em sobrecarga, tem-se verificado que se gera um aumento constante destes parâmetros no efluente, refletindo-se:

- Na qualidade dos plásticos após lavagem;
- Em problemas nos processos de tratamento devido a carga de sólidos, e,
- Nos odores, na turvação, entre outros fatores.

Face a esta situação, promoveu-se uma avaliação do sistema de lavagem com vista a estudar opções que permitam melhorar este efluente proveniente do processo de lavagem.

Neste sentido e para estudar a melhoria pretendida desenvolveu-se um plano de intervenção faseado que permitisse a obtenção de dados de base, bem como a recolha de amostras do efluente para posteriores ensaios em laboratório, e, deste modo ser possível estudar a opção possível de dinamizar, ou seja:

- Primeiro fez-se uma Caracterização qualitativa do efluente e, em seguida,
- Recolheram-se amostras do efluente existente de modo a estudar-se qual a dose ótima de reagentes a utilizar para concretizar a melhoria pretendida;

Assim realizaram-se campanhas de monitorização ao sistema, recolheram-se amostras de efluente para análise laboratorial, identificaram-se os principais pontos críticos e, avaliaram-se as medidas de intervenção necessárias.

Com base nos resultados destas fases de estudo, compreenderam-se quais os pontos em que se devia atuar com maior prioridade de forma a minimizar tanto os impactes que estes têm ao nível do sistema de tratamento na ETARI, como, inclusivamente, ao nível da otimização de custos associados aos reagentes utilizados.

4. CASO DE ESTUDO

4.1. VALNOR SA.

A VALNOR SA, empresa concessionária do sistema multimunicipal do Norte Alentejano, foi constituída através do Decreto-Lei 11/2001 de 4 de Março.

Esta empresa VALNOR - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos do Norte Alentejano, S.A tem como universo de intervenção 25 (vinte cinco) municípios, a saber; Abrantes, Alter do Chão, Arronches, Avis, Campo Maior, Castelo Branco, Castelo de Vide, Crato, Elvas, Fronteira, Gavião, Idanha-a-Nova, Mação, Marvão, Monforte, Nisa, Oleiros, Ponte de Sôr, Portalegre, Proença-a-Nova, Sardoal, Sertã, Sousel, Vila de Rei e Vila Velha de Rodão. Estes municípios tomam no total 49% do capital social, e a Empresa Geral do Fomento, S. A., assume os restantes 51% do capital social.

A sua implantação está representada na Figura 10.

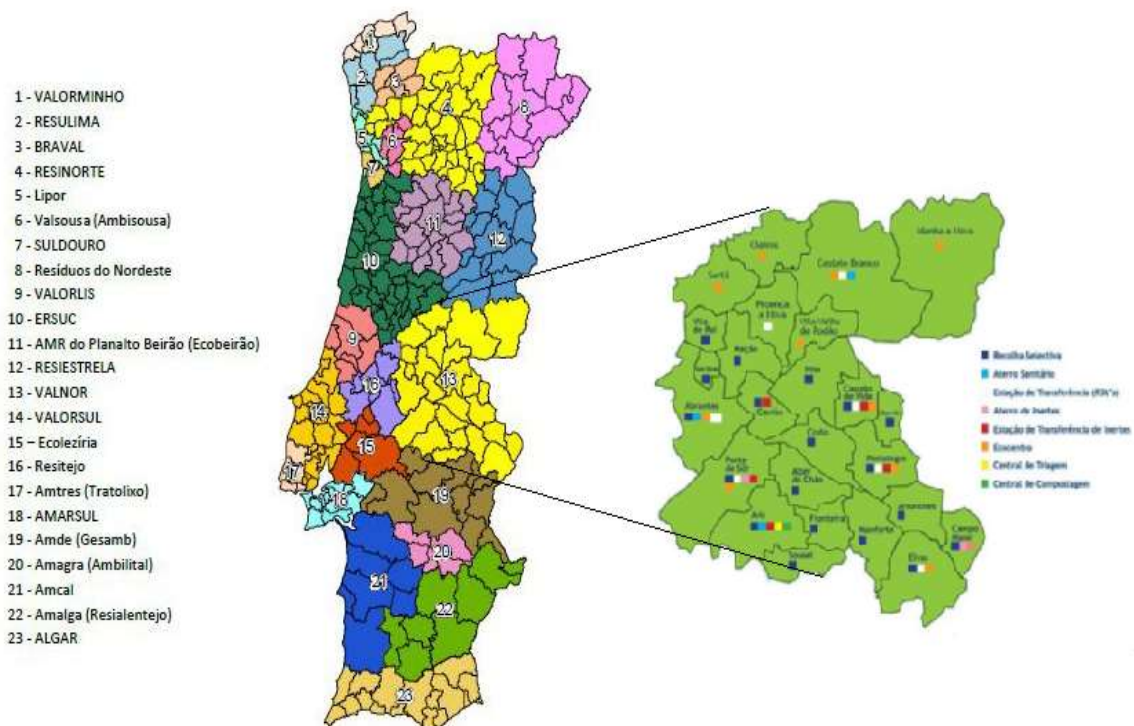


Figura 10 – Distribuição geográfica dos Sistemas de Gestão de Resíduos, em Portugal e identificação do Universo Geográfico da VALNOR S.A (adaptado da APA e VALNOR 2015 a)

4.1.1. Sistemas de tratamento e valorização da VALNOR

O sistema multimunicipal da VALNOR S.A processou 115.029 Mg em 2013, tendo a capitação sido de 1,2 kg/hab.dia.

Em termos dos resíduos urbanos indiferenciados foram produzidos 95.120 Mg e em termos da recolha seletiva foram encaminhados para triagem e valorização 19.909 Mg.

A Valnor tem vindo a implementar soluções de tratamento e valorização dos resíduos urbanos de forma gradual com o objetivo de garantir uma redução gradual de deposição dos resíduos em aterro.

A evolução da produção de resíduos urbanos no universo demográfico da Valnor é o que consta na Figura 11, observando-se um decréscimo da produção de resíduos encaminhados para tratamento e valorização entre 2010 e 2013, situação que está também relacionado com a difícil situação económica que o país atravessou.

Evolução da produção (t)

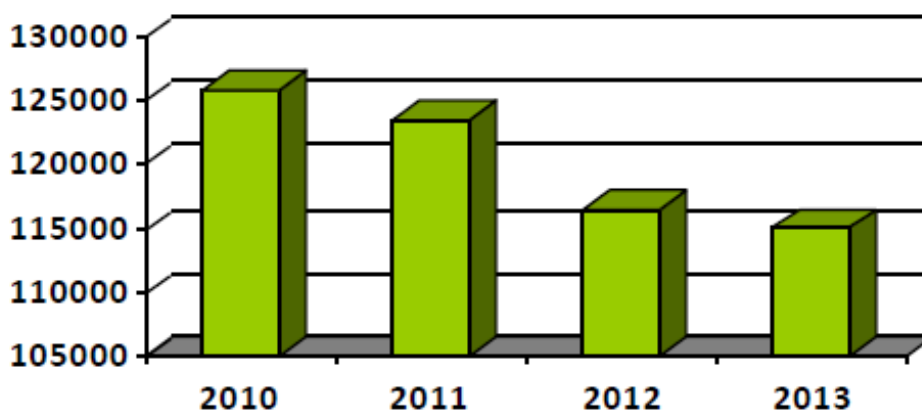


Figura 11 – Produção de Resíduos do Sistema VALNOR S.A (Fonte: RARU 2013, APA)

As infra-estruturas de tratamento e valorização estão localizadas nos dois Centros Integrados de Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, um em Avis (a sede) e outro em Castelo Branco, abrangendo uma área geográfica total de cerca de 11.980 km², com uma população de 279 191 habitantes.

Apresenta-se na Tabela 4 a estrutura do sistema multimunicipal da VALNOR SA, bem como os respetivos dados de produção na Tabela 5.

Tabela 4 – Estruturação do Sistema VALNOR.

Infra-estrutura	Quantidade
Ecocentros (Abrantes, Alcains, Alter do Chão, Castelo Branco, Castelo de Vide, Elvas, Fronteira, Idanha-a-Nova, Oleiros, Ponte de Sôr, Portalegre, Proença-a-Nova, Sertã e Vila Velha de Rodão)	15
Aterros sanitários em Avis e Castelo Branco	2
Centrais de triagem em Avis e Castelo Branco	2
Central de preparação para CDR	1
Sistemas de aproveitamento energético de biogás	1
Estação de transferência de Resíduos (Abrantes, Castelo Branco, Castelo de Vide, Elvas, Idanha-a-Nova, Ponte de Sôr, Portalegre e Proença-a-Nova)	8
Estação de Transferência de Resíduos Inertes (Avis, Campo Maior, Castelo Branco, Castelo de Vide, Gavião, Ponte de Sôr, Portalegre e Proença-a-Nova)	8
Unidade de Triagem , em Avis	1
Unidade de Tratamento Biológico (Digestão Anaeróbia), em Avis	1
Unidade de produção de combustíveis derivados de resíduos	1
Unidade de Lavagem de Plásticos	1
Unidade de Tratamento Mecânico	1
Estação Tratamento de Águas Residuais Industriais	1
Ecopontos de recolha seletiva distribuídos pelos 25 municípios constituintes	1600
Pontos de recolha de óleos alimentares e usados	350

Tabela 5 – Dados de Produção da VALNOR (adaptado APA, 2014a)

Dados	Produção
Produção anual de RU	115.029 Mg
Recolha indiferenciada	95.120 Mg
Recolha seletiva	19.909 Mg
Capitação	1,20 kg/hab.dia
Produção/área	9,60 Mg/km ²
Energia Produzida (Digestão Anaeróbia)	486 Gj
Produção de Composto	24.000 Mg
Biodiesel Produzido	134.000 L

No que respeita aos sistemas de gestão de resíduos urbanos em Portugal continental, observa-se uma preocupação em se garantir o cumprimento dos objetivos hierárquicos constantes da Diretiva Quadro dos resíduos.

Contudo a deposição em aterro continua a ser a solução ainda utilizada como o único método de tratamento dos resíduos urbanos em vários sistemas de gestão de resíduos em Portugal.

Conforme referido anteriormente a VALNOR SA procurou desde a sua constituição minimizar a deposição de resíduos em aterro, tal como pode ser observado na Figura 12, suportado numa política de implementação de soluções complementares de tratamento e valorização dos resíduos que permitisse garantir o maior desvio de resíduos de aterro.

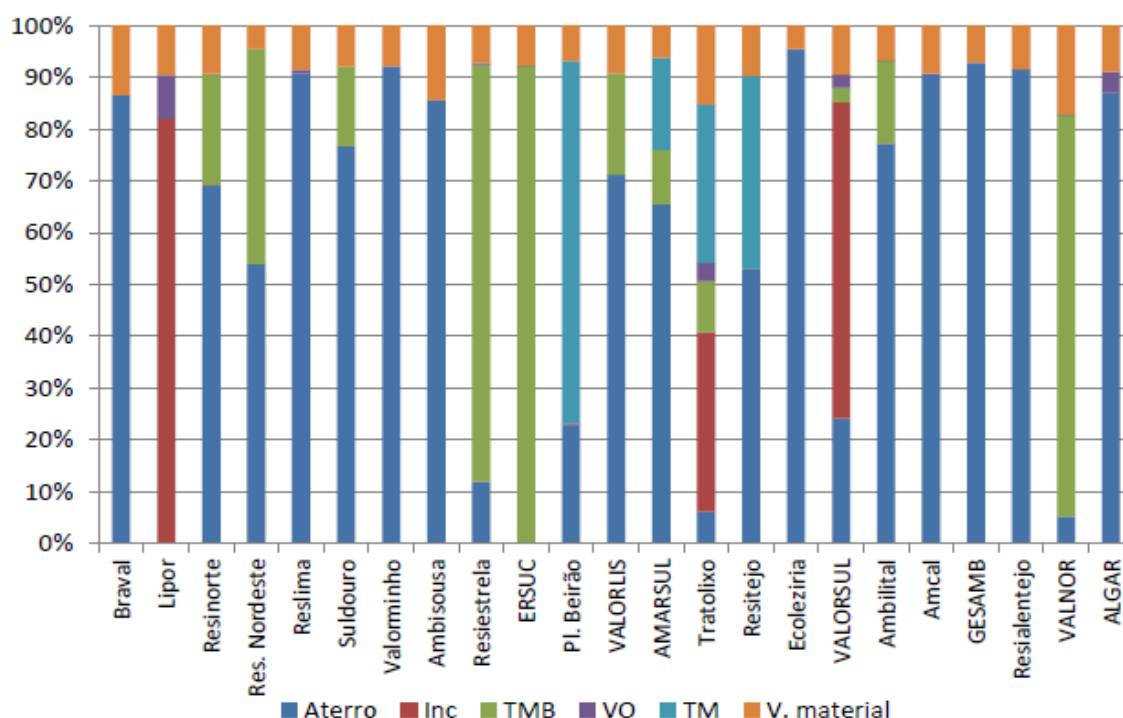


Figura 12 - Destinos dos Resíduos Urbanos, por sistema (APA, 2014a)

De acordo com o PERSU 2020, a meta de desvio de RUB de aterro exige que em 2020 apenas possam ser depositados em aterro 35% de resíduos biodegradáveis produzidos no ano de 1995.

Saliente-se que atualmente a VALNOR SA já cumpre esta meta de desvio de resíduos biodegradáveis de aterro com recurso ao conjunto de soluções de tratamento e valorização que desde a sua constituição conseguiu implementar.

Na Figura 13, apresenta-se um esquema dos processos de tratamento da VALNOR, abrangendo todos os processos que se encontram em funcionamento e operação.

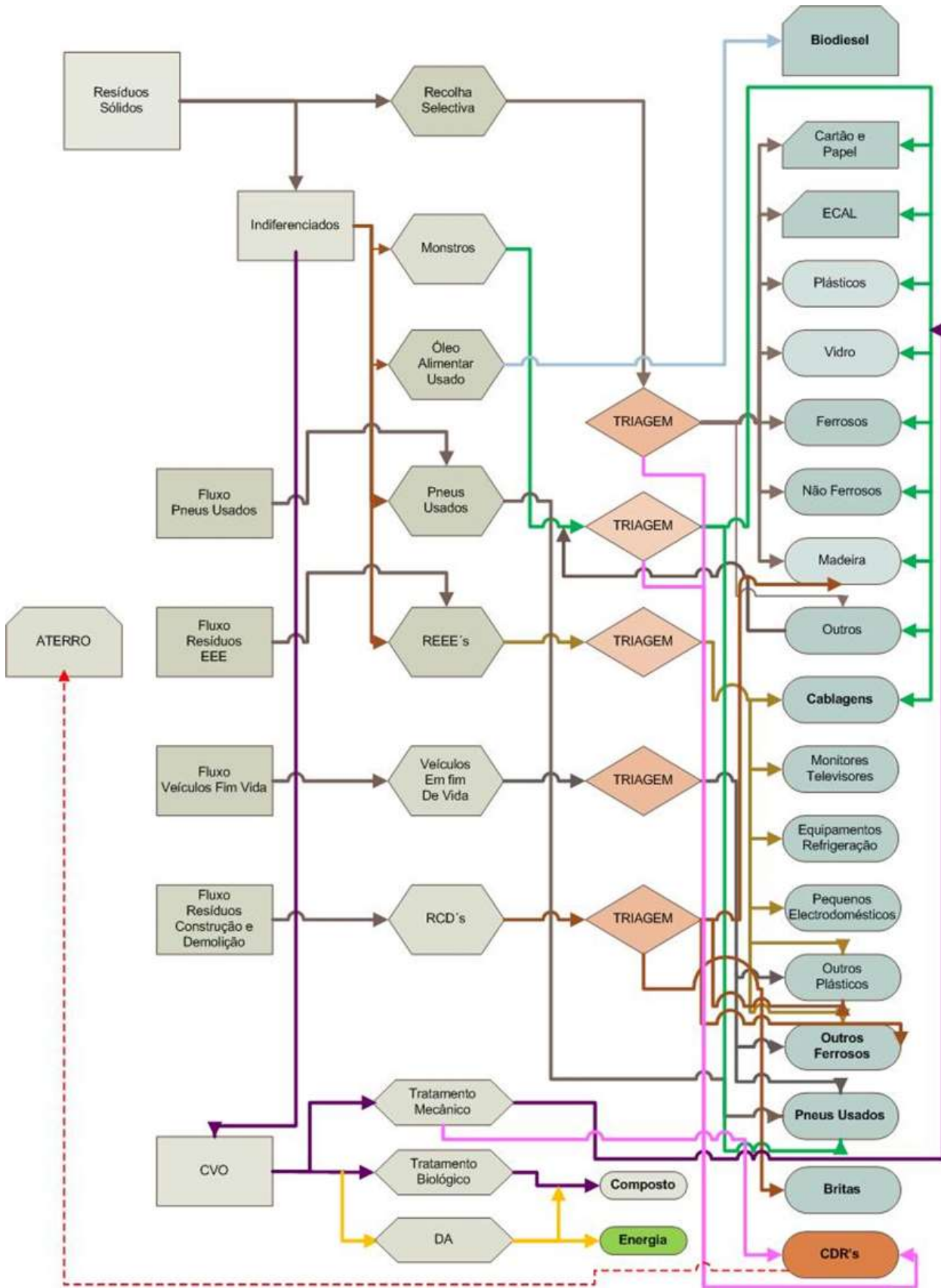


Figura 13 – Sistema Integrado de Tratamento dos Resíduos Urbanos da VALNOR (Fonte: VALNOR)

A VALNOR SA. é uma empresa com uma fortíssima implantação regional, estabelecendo na sua atividade uma elevada interação no âmbito social. Dispõe já de certificação em Proteção Ambiental, Higiene, Segurança e Saúde no Trabalho, e de Responsabilidade Social, conseguindo um desempenho sustentável suportado em tecnologias inovadoras que permitem suportar uma atividade equilibrada em termos ambientais, económicos e sociais.

Com o objetivo prioritário de assumir-se com uma política eficiente suportada num sistema integrado de gestão de resíduos, a VALNOR SA procura acompanhar a evolução tecnológica com base nas melhores tecnologias disponíveis e, deste modo, consolidar diferentes soluções de tratamento e valorização que possam ser complementares para maximizar a redução de resíduos e refugos a depositar em aterro.

No setor dos resíduos, a VALNOR SA foi a primeira empresa a nível europeu a garantir a certificação em “Sistema de Gestão Integrado de Gestão de Qualidade ISO 9001”, em “Sistema de Gestão Ambiental ISO 14001” e, em “Sistema de Segurança e Saúde do Trabalho OHSAS 18001”, bem como o referente à responsabilidade social a certificação “SA 8000”. Perante toda esta estrutura a empresa recorreu a um Registo EMAS (Eco Gestão e Auditoria).

4.1.2. Unidade de Tratamento Mecânico

A unidade de Tratamento Mecânico iniciou a sua atividade em Outubro de 2008, tendo vindo a sofrer alterações de modo a serem desenvolvidas novas soluções no sentido de potenciar o aproveitamento de resíduos biodegradáveis e de materiais recicláveis.

Na central de compostagem os resíduos provenientes de recolha indiferenciada ou seletiva, são submetidos a tratamento mecânico e, nesta etapa, os resíduos passam por diversos equipamentos (crivos rolantes, separadores balísticos e separador ótico) de forma a separar os materiais recicláveis (papel, cartão, têxteis, vidro) e possibilitar a sua recuperação para posterior valorização.

Os resíduos com dimensões inferiores a 80 mm, que contêm uma percentagem elevada de matéria orgânica, passam por um separador magnético para captação de metais, sendo posteriormente encaminhados para a fase biológica onde a matéria é submetida a um processo de decomposição em túneis.

Nas Figuras 14 e 15 apresentam-se os esquemas da unidade de tratamento mecânico e biológico da VALNOR SA. Onde se observam os vários processos a que os resíduos são submetidos.



Figura 14 – Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico da VALNOR (Fonte: VALNOR, 2014)

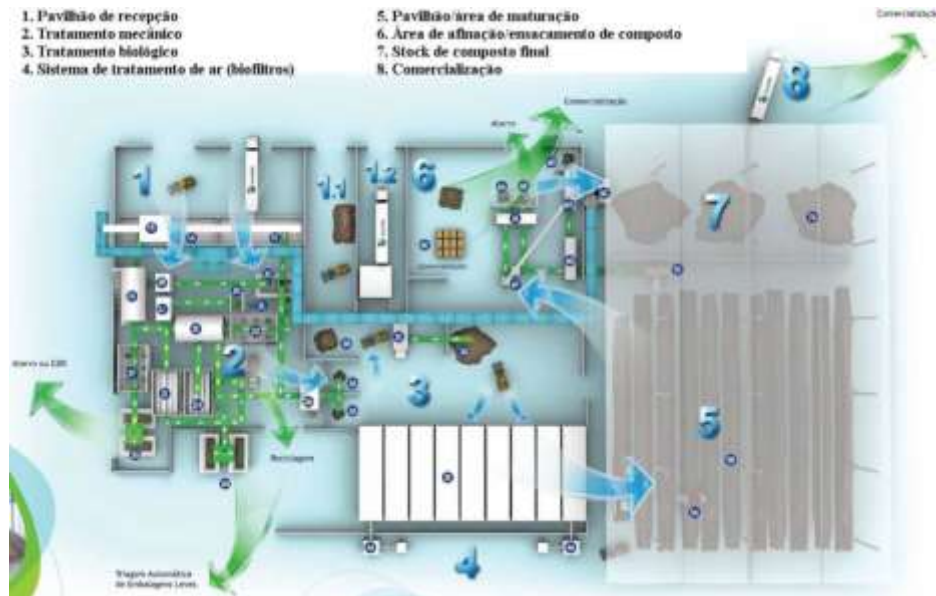


Figura 15 – Esquema da Central de Valorização Orgânica (Fonte: Mendes, 2014)

Em síntese, os resíduos provenientes da recolha municipal e das estações de transferência, após a respetiva pesagem, são encaminhados para a unidade de TMB, depositando-se na fossa de receção.

Em seguida inicia-se a etapa associada ao tratamento mecânico (TM), onde por meio de uma grua com garra, os resíduos são transportados para alimentar um tapete que os encaminha para a linha onde se localizam, sequencialmente, os diferentes equipamentos que realizam a separação das diferentes frações dos resíduos urbanos (Figura 16).



Figura 16 – Grua com garra para transporte de RU (Fonte. VALNOR)

O processo de separação é repartido em dois sistemas de alimentação:

- RUB (resíduos biodegradáveis)
- RU (resíduos urbanos indiferenciados)

Os RU são encaminhados diretamente por meio do tapete transportador para um *trommel* (crivo de separação granulométrica) com malha de 150x300 mm e lâminas de corte para rasgar os sacos e, com isso, permitir a massa de resíduos que vão ser em seguida sujeitos (por rotação do crivo) a uma separação das frações que constituem os resíduos (Figura 17).

Nesta etapa os materiais resultantes são os seguintes:

- A fração maior que 150x300 mm é separada e segue para uma triagem manual, onde ocorre a seleção dos rejeitados e dos volumosos para posteriormente serem encaminhados para aterro ou para preparação do CDR;
- A fração menor que 150x300 mm cai para um tapete transportador que os encaminha para o “Abre sacos” (Figura 18) de modo a prosseguirem na linha já de forma mais solta e dispersa.



Figura 17- Tapete transportador de acesso ao Trommel de malha de 150x300 mm
(Fonte: Mendes, 2014)



Figura 18 - Sistema de Abre Sacos
(Fonte Mendes, 2014)

À fração menor que 150x300 mm é transportada por meio de um tapete para a operação de abre sacos, indo juntar-se aos RUB por meio de um alimentador mecânico.

A fração resultante deste sistema de abre sacos, devido à presença de alguns materiais com grau de pureza diminuta, são encaminhados para um sistema de triagem manual (B), fazendo uma seleção dos resíduos passíveis de valorização como (filme, plástico e papel/cartão).

Os rejeitados são depois encaminhados para preparação como CDR e/ou são depositados em aterro, dependendo a sua qualidade para serem transformados em CDR (Figura 19).



Figura 19 – Triagem Manual B (Fonte: Mendes, 2014)

De seguida os resíduos são transportados por tapete dando entrada no *trommel* de malha 80 mm, onde se separam duas frações:

- Resíduos com dimensões inferiores a 80 mm, que são encaminhados para a valorização orgânica, ou seja, para uma pré compostagem em túneis. No seu percurso passam por um separador eletromagnético onde se processa a remoção de ferrosos para um contentor situado em local estratégico.
- Resíduos com dimensões superiores a 80 mm que prosseguem na linha de processo onde em primeiro lugar surge o Separador Balístico, resultando deste três frações:
 - Os Finos que são encaminhados para uma segunda unidade de separação magnética, removendo os ferrosos para contentores e posterior reciclagem; os não ferrosos que correspondem à fração orgânica, são encaminhados para compostagem.
 - Os Planos (filmes plásticos, papeis, têxteis, etc..) são encaminhados para a linha de separação ótica automatizada.
 - Os Rolantes são sujeitos a uma triagem manual (C) passando em seguida pela separação eletromagnética. Os rolantes não ferrosos são encaminhados para

contentores de embalagens e, os ferrosos, para os contentores dos metais, encaminhando-se ambos os fluxos para posterior reciclagem.

A fração Planos é encaminhada para um sistema automatizado, separador ótico de filme, onde o material que não é filme segue novamente por tapete transportador para nova separação/afinação ao *trommel* de malha de 300 mm.

Por sua vez o filme separado é enviado para uma cabine de triagem (D) (Figura 20) e posteriormente enfardado.



Figura 20 – Triagem Manual D (Fonte: Mendes, 2014)

O filme plástico proveniente do TM que é posteriormente encaminhado para a ULP onde é sujeito ao processo de lavagem (num *trommel* repartido em 2 fases com sistema de esguicho de água sob pressão), para remover todas as partículas residuais agregadas.

Após esta lavagem os agregados residuais (lamas) são expelidos do *trommel* e o material lavado segue para ser submetido a uma nova triagem manual onde se retiram os contaminantes como os têxteis e refugos. O filme lavado é então conduzido para prensagem, enfardamento e por fim encaminhado para a SPV ou recicladores.

Em seguida descreve-se em pormenor esta instalação em operação na VALNOR SA.

4.2. Unidade de lavagem de plásticos

4.2.1. Descrição

A VALNOR perante as exigências do mercado, e visando retirar um melhor contributo económico dos plásticos previamente triados no TM, procurou implementar um sistema de lavagem que promove a remoção da carga sólida agregada aos plásticos. Esta limpeza dos plásticos permite à VALNOR a sua colocação no mercado com uma mais-valia.

Caso este fluxo de plásticos não fosse lavado, o valor a receber seria apenas o que resulta do Valor de Informação Complementar (VIC) proporcionado pela sociedade ponto verde (SPV) que corresponde apenas ao custo associado à operação e não à sua valorização.

Com efeito, a empresa em vez de ter direito ao designado Valor de Contrapartida (muito superior ao VIC) com a entrega do filme plástico (em condições das especificações técnicas exigidas) junto da SPV, apenas recebe o VIC e tem de expedir o filme plástico sujo pagando a um operador/reciclador para o retirar da VALNOR.

Com a construção da unidade de lavagem, e apesar do investimento e das despesas com os reagentes no tratamento da água, o valor contrapartida por via da SPV e a venda do filme plástico lavado aos recicladores traduz-se em mais-valias que importa considerar para a sustentabilidade da operação.

Na Figura 21 é apresentado um esquema desta unidade implementada na VALNOR SA..

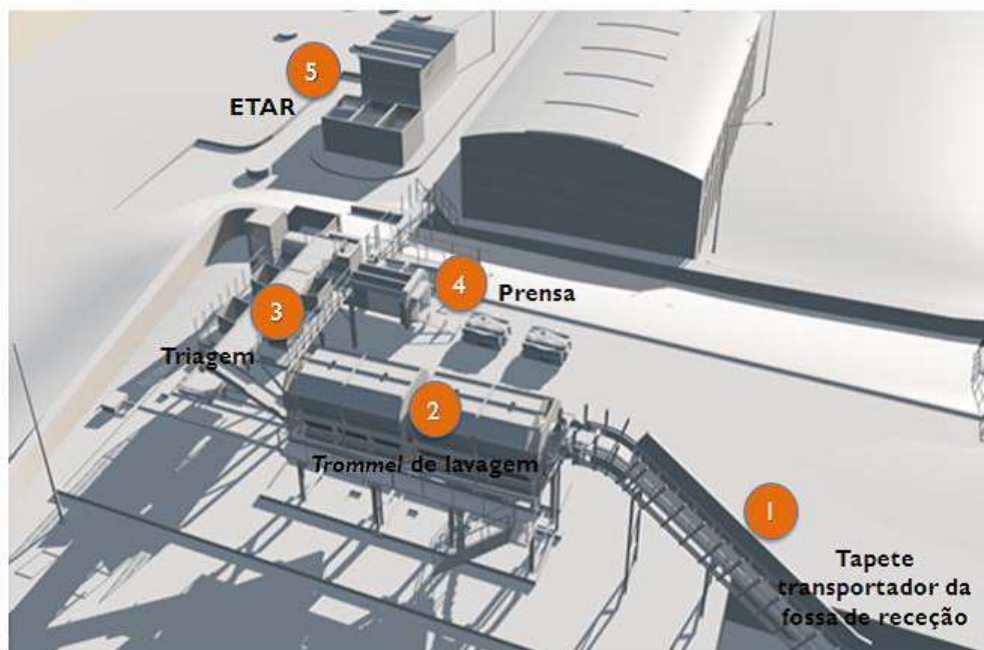


Figura 21 – Esquema da Unidade da Lavagem de Plásticos provenientes da TM (Fonte: VALNOR, 2014)

A ULP, foi concebida para um fluxo nominal de processamento de 5 Mg/hora de filme plástico, que são na sua maioria, materiais recuperados na unidade de TM de RU.

Esta unidade foi instalada num pavilhão coberto, sendo constituída por um tapete transportador que encaminha o material para um *trommel* de 2 fases com capacidade de injeção de 50m³/h de água em cada uma das suas fases, promovendo a lavagem do plástico.

A repartição das duas fases do *trommel* no processo de lavagem é realizada da seguinte forma (Figura 22):

- A primeira fase, que representa a primeira lavagem, é realizada com água proveniente da segunda fase do *trommel*;
- A segunda fase, representa a segunda lavagem, a água injetada é reutilizada, ou seja, a água proveniente da primeira lavagem é encaminhada para a estação de tratamento de águas, e posteriormente elevada para a lavagem da segunda fase do *trommel*.

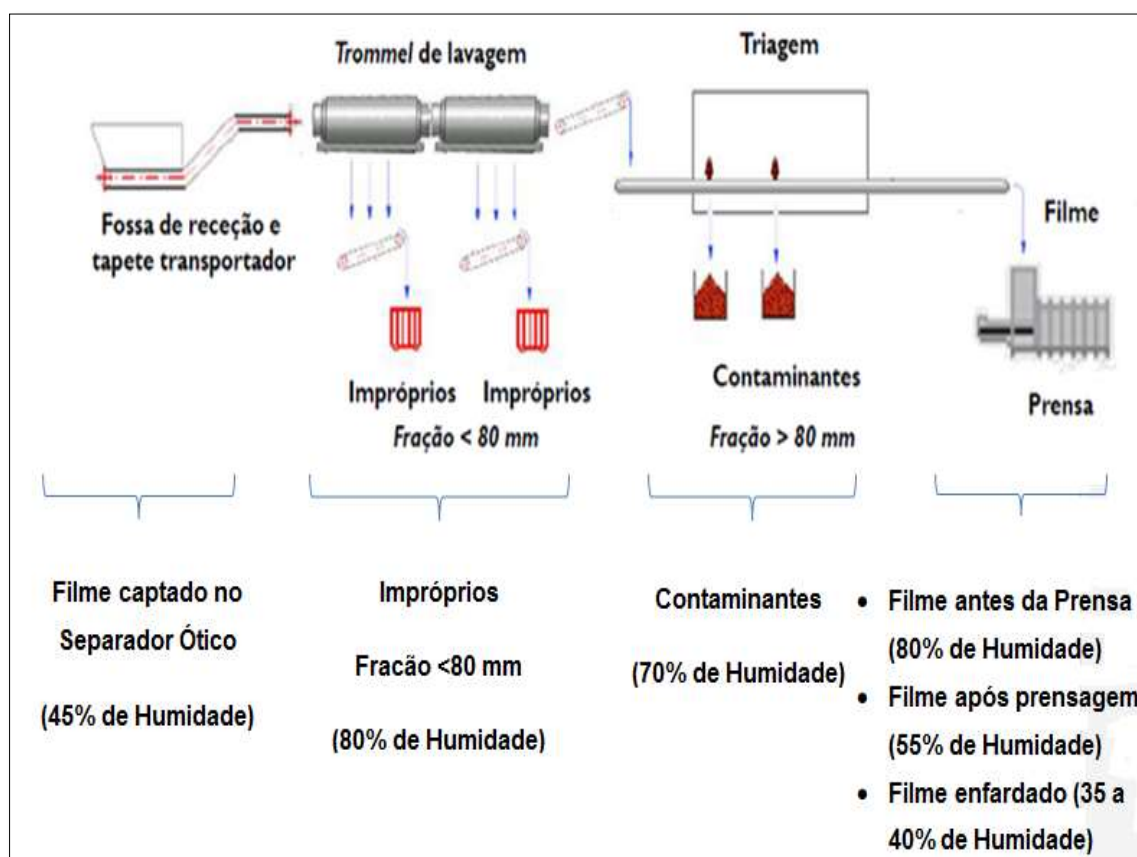


Figura 22 – Layout do Processo da ULP instalado, com o respetivo controle de humidade (Fonte: VALNOR, 2014)

Nas Figuras seguintes (Figuras 23, 24, 25, 26, 27 e 28) apresentam-se fotografias das várias fases da Unidade de Lavagem de Plásticos.



Figura 24 - Plástico provindo da TM para a Lavagem (Fonte: Querido, D. 2015)



Figura 23 - Tapete transportador do plástico para o trommel (Fonte: Querido, D. 2015)



Figura 26 - Trommel de Lavagem em Funcionamento (Fonte: VALNOR, 2014)



Figura 25 - Unidade de Lavagem de Plásticos (Fonte: Querido, D. 2015)



Figura 28 - Trommel de lavagem em manutenção (Fonte: Querido, D. 2015)



Figura 27 - Prensa e enfardamento do plástico (Fonte: Querido, D. 2015)

O sistema de lavagem foi implementado num *trommel*, com um tambor de malha perfurada com diâmetro Ø 80mm onde promove a remoção das partículas de dimensão inferior à malha, o chamado rejeitado.

Adicionado a este mecanismo de seleção dos resíduos, como já foi referido, este incorpora um sistema de lavagem, que se baseia em 6 (seis) tubos, 3 (três) em cada fase, com aspersores que irão projetar água e proporcionar a lavagem dos plásticos.

A movimentação dos resíduos plásticos no interior do *trommel* é proporcionada pela rotação e por uma ligeira inclinação implementada no tambor do equipamento.

Posteriormente o material lavado é encaminhado para um tapete transportador que conduz a uma cabine de triagem manual, onde é retirado todo o material não plástico. Após esta seleção o material plástico selecionado é encaminhado para uma presa onde é procedida uma remoção de humidade e enfardamento do filme plástico.

Tendo em consideração os aspetos ambientais e socioeconómicos os efluentes resultantes do sistema de lavagem, são sujeitos a um processo de tratamento adequado para posterior reutilização.

4.2.2. Estação de Tratamento das Águas Residuais

A água proveniente da lavagem da primeira fase do *trommel*, como foi referido anteriormente, é sujeita a um tratamento físico/químico com o objetivo de remover a carga orgânica e alguns contaminantes presentes na mesma.

A necessidade de receção e tratamento de água com vista à sua reutilização levou a implementação de uma ETARI. Na Figura 29 apresenta-se o esquema referente a este tratamento.

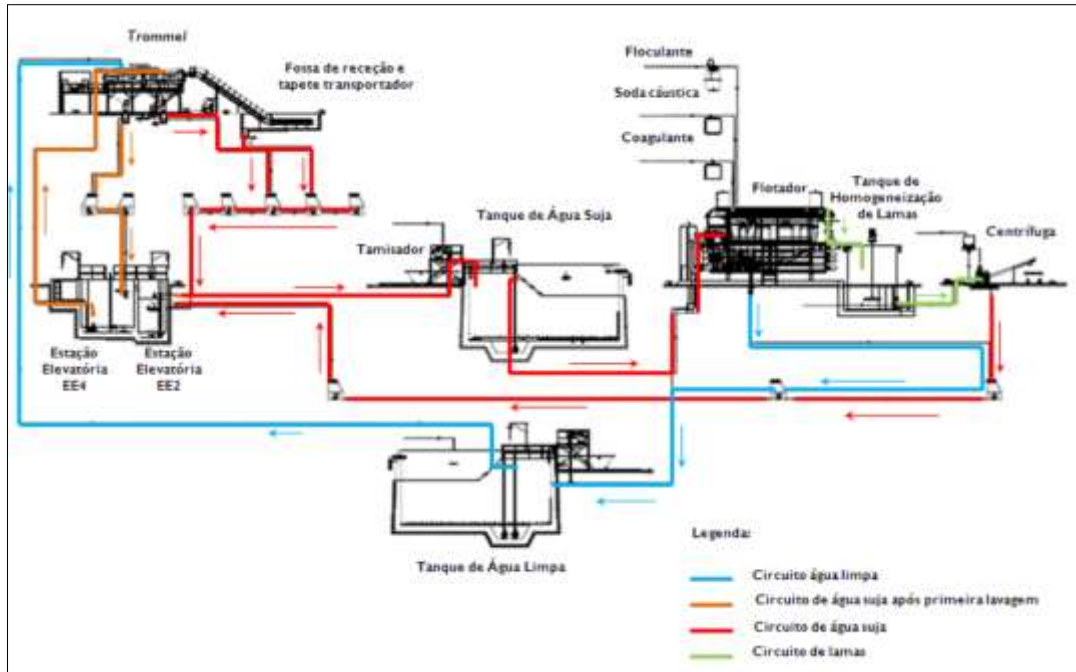


Figura 29 – Diagrama de circuitos do sistema de tratamento de água residual associada ao tratamento e lavagem de plásticos (Fonte: VALNOR 2014)

O esquema de tratamento das águas provenientes da lavagem de plásticos realizados na ETARI (Figura 30) consiste nas seguintes etapas:

- Tratamento Preliminar com a recepção das águas originadas na lavagem, onde é processada a remoção dos sólidos grosseiros e elevação do efluente para a tamisação.
- Homogeneização, num tanque com capacidade para 200 m³, onde o afluente é arejado, por injeção de ar através de arejadores submersíveis.
- Processo físico/químico através do processo de coagulação/floculação e separação sólido líquido por flotação.
- Homogeneização, floculação e desidratação das lamas na linha de tratamento da fase sólida.



Figura 30 - Vista da ETARI. (Fonte: Querido, D. 2015)

O efluente gerado na primeira fase do *trommel* é encaminhado para um tanque de receção com um volume de 2,6m³, onde está instalada uma grade que permite a remoção dos sólidos grosseiros. Este tanque denominado por EE1, eleva o efluente para a tamisagem (Figura 31).

As águas provenientes da segunda fase da lavagem do *trommel*, são efluentes com menor carga de matéria sólida, levando a que esta água seja sujeita a reutilização na primeira fase do *trommel*.

Esta situação conduz a necessidade de um tanque de armazenamento de águas intermédias com capacidade para 50 m³, onde o efluente é sujeito a uma gradagem de remoção de grosseiros e posteriormente é bombeado por meio da EE4 para proceder a lavagem da primeira fase do *trommel* (Figura 32).

Este sistema de tamisagem pretende a eliminação dos resíduos sólidos de pequenas dimensões e a remoção de cerca de 30% das gorduras, com capacidade autolimpeza (Figura 33).



Figura 32 – Tanque de recepção da água suja.
(Fonte: Querido, D. 2015)



Figura 31– Tanque de recepção de água suja e respetiva EE1 e tanque de armazenamento de águas intermédias e respetiva EE4. (Fonte: Querido, D. 2015)



Figura 33 - Tamisador. (Fonte: Querido, D. 2015)

A homogeneização, é efetuada numa bacia com capacidade para 200m³, que pretende regularizar de forma qualitativa e quantitativa o efluente, do mesmo modo que pretende a estabilização do caudal de entrada no tratamento físico/químico (Figura 34).

O arejamento implementado nesta operação pretende homogeneizar o efluente, mas principalmente evitar a decantação dos sólidos suspensos e a libertação de maus odores.



Figura 34 - Bacia de Homogeneização de águas sujas. (Fonte: Querido, D. 2015)

As vantagens que advêm da regulação e homogeneização dos caudais do efluente são:

- Aumento das características de tratabilidade dos afluentes, como a diminuição do CQO e a dispersão da carga de poluentes, sendo distribuída por toda a massa de líquido a tratar.
- Diluição da carga de poluentes de modo a facilitar o tratamento físico/químico devido a sensibilidade do sistema de flotação à variação das características dos efluentes.
- Permite um controlo sobre o doseamento de reagentes no processo físico/químico e com isso obter uma maior eficiência, pelo fato da homogeneização permitir enviar um caudal constante para as unidades a jusante.

O efluente proveniente desta bacia será, por sua vez através da EE2, bombeado a caudal constante para o processo físico/químico, onde são adicionados os reagentes coagulantes, floculantes e quando necessário o hidróxido de sódio para permitir a neutralização do afluente.

O processo físico/químico, inicia o seu tratamento por meio de um misturador estático no qual se processa a coagulação permitindo a destabilização das partículas coloidais.

A função deste misturador estático é promover o contacto entre os reagentes e o afluente e desse modo proporcionar um melhor desempenho dos processos de coagulação, de controlo do pH e da floculação. O sistema de flotação por ar dissolvido foi dimensionado para um caudal de 25 m³/h em dois turnos consecutivos (Figura 35). A produção de microbolhas é realizada por utilização de água tratada isenta de sólidos em suspensão que é introduzida num reservatório pressurizado, submetendo a água a uma elevada pressão devido à injeção de ar comprimido.

A descompressão posterior desta no flotador leva a uma formação de microbolhas devido à água ficar sobressaturada de ar, que sobem até atingir a pressão atmosférica, agregando a si e conduzindo até a superfície as partículas sólidas presentes no afluente.

Esta matéria sólida à superfície por sua vez é removida por meio de uma ponte raspadora de superfície que mecanicamente vai removendo as lamas flotadas.



Figura 35 -Tanque de Flotação. (Fonte: Querido, D. 2015)

As lamas flotadas produzidas têm um teor de secura superior aos obtidos nos processos de decantação, motivo esse que permite o envio direto destas para a linha de lamas para serem desidratadas por centrifugação.

As águas clarificadas resultantes do processo físico/químico de coagulação-floculação-flotação, são encaminhadas para uma bacia de homogeneização de águas clarificadas com capacidade para 200 m³, de modo a garantir o armazenamento de água suficiente para garantir o caudal de lavagem do *trommel* de 50 m³/h (Figura 36). Esta é elevada para o *trommel* através da eletrobomba da EE3. Esta bacia dispõe de um sistema de entrada de água no processo para permitir renovar a qualidade da água do circuito.



Figura 36 - Bacia de Homogeneização de águas limpas. (Fonte: Querido, D. 2015)

Com o intuito de evitar a libertação de odores e a deposição de partículas que não tenham sido removidas nos sistemas a montante esta bacia possui um sistema de arejamento igual ao implementado na bacia de água suja.

5. PLANO EXPERIMENTAL DOS TRABALHOS

O plano experimental dos trabalhos resultou da necessidade de obter mais informação relativa à caracterização do efluente resultante da lavagem dos filmes plásticos uma vez que os dados que se dispunham eram reduzidos.

Neste contexto, para o estudo das características das águas de lavagem dos plásticos resultantes da ULP, para além dos dados analíticos de que a VALNOR dispunha interessava (para ser possível compará-los e validá-los) proceder à recolha de novas amostras que permitissem retirar conclusões sobre as condições e características do efluente produzido á data do presente trabalho.

Assim estabeleceu-se um plano de trabalhos no sentido de se proceder a nova recolha de amostras do efluente da ULP com o objetivo de proceder a determinações analíticas relativamente simples que permitissem;

- a) A caracterização das águas de lavagem;
- b) Determinação da dose ótima de reagentes;

Para a elaboração do plano, foram selecionados 4 (quatro) pontos de recolha de amostra, tal como representado na Figura 37, que foram considerados críticos para o balanço da eficiência do sistema de tratamento implementado:

- Antes do tamisador;
- Entrada do flotador;
- Saída do flotador;
- Tanque de água suja-EE4.

Com o intuito de obter análises concisas, foram realizadas 3 recolhas de amostras representativas de diferentes condições, respeitando em todas o plano de recolha. Neste contexto as recolhas foram realizadas nos dias:

- a) 14 de maio de 2015
- b) 26 de maio de 2015
- c) 26 de junho de 2015

Todas a recolhas de amostra bem como o transporte para Lisboa foi realizado nas devidas condições de acondicionamento, para o laboratório de análises químicas do DCEA FCT/UNL, onde foram mantidas a temperatura adequada.

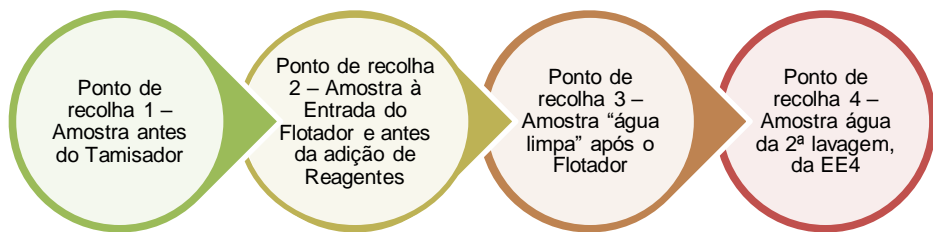
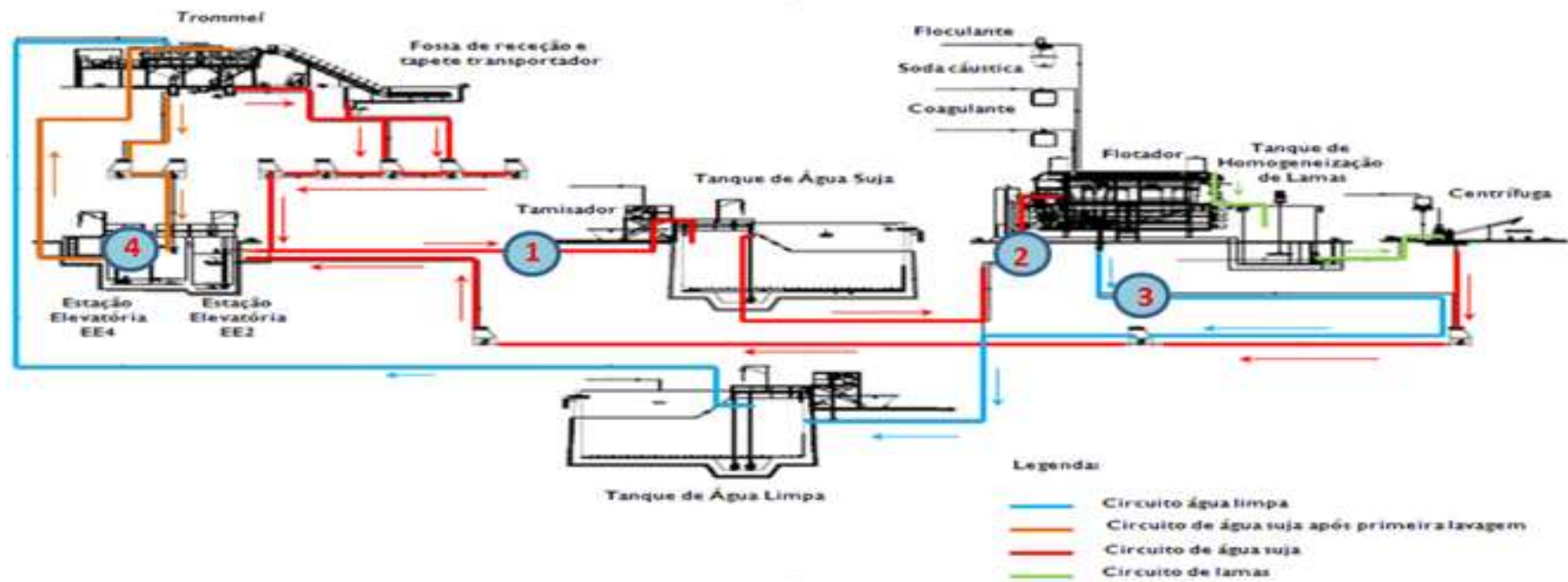


Figura 37 - Diagrama de processo com identificação dos pontos de Recolha de Amostras (Adaptado de VALNOR 2014)

6. MATERIAIS E MÉTODOS

A análise laboratorial, às amostras foram efetuadas em 2 fases tal como referido anteriormente:

- Na primeira fase de caracterização do efluente foram realizadas determinações analíticas de sólidos, de carência química de oxigénio (CQO), alcalinidade e cloretos.
- Numa segunda fase foram realizadas determinação da dose ótima de reagente coagulante e floculante, avaliando os parâmetros de turbidez, carência química de oxigénio e pH.

As Figuras 38 e 39 apresentam a recolha das amostras para posterior acondicionamento e transporte para o Laboratório onde foram procedidas as determinações analíticas.



Figura 39- Ponto de Recolha de Amostras nº 3
(Fonte: Querido, D. 2015)



Figura 38 – Ponto de Recolha de Amostras nº 4
(Fonte: Querido, D. 2015)

6.1. Determinações Analíticas

Nas amostras recolhidas foram efetuadas uma série de determinações analíticas sendo que os parâmetros de qualidade analisados, bem como os métodos utilizados se apresentam na Tabela 6 sendo posteriormente descritos.

Tabela 6 – Parâmetros analisados e respectivos métodos de análise.

Parâmetros	Métodos
ST	Gravimétrico
SST	Gravimétrico
SDT	Gravimétrico
STV	Gravimétrico
SSV	Gravimétrico
pH	Potenciométrico
CQO	Colorimétrico de refluxo aberto
Determinação da Dose Ótima de Reagentes	Jar-Test
Alcalinidade	Titulação potenciométrica
Cloretos	Argentométrico
Turbidez	Turbidímetro

6.1.1. Sólidos

O princípio da análise gravimétrica é a utilização da massa de um determinado produto para calcular-se a quantidade da substância desejada presente na amostra original (APHA, 1998).

A análise de sólidos corresponde a determinar a matéria que permanece após evaporação e ignição a uma temperatura e tempo constante (APHA, 1998).

Neste caso a análise gravimétrica dos sólidos tenciona avaliar todos os materiais sedimentáveis, suspensos, coloidais e dissolvidos presentes na água residual.

A análise dos sólidos totais (ST) é efetuada a partir da submissão de um pequeno volume de amostra numa cápsula em banho-maria que posteriormente é colocada na estufa a 105° C num período de uma a duas horas, sendo após estas etapas submetida a arrefecimento no exsiccador (Santos, 2010).

A matéria suspensa corresponde às partículas em suspensão presentes nos efluentes, e para serem determinados é necessário recorrer ao método de filtração por vácuo (APHA, 1998).

Após esta filtração, o processo decorre do mesmo modo que para a determinação dos ST. Com a amostra resultante dos ST e SST, provindos do exsiccador e após a determinação do teor em sólidos, coloca-se na mufla submetendo a amostra a uma temperatura de 550 °C durante cerca de uma hora (Santos, 2010).

Nesta etapa irá ocorrer uma ignição, permitindo a determinação da matéria volátil onde a diferença entre as amostras após as medições dos ST e dos SST e as medições após saída da mufla e arrefecimento indicam o teor de matéria volátil, obtendo assim os sólidos totais voláteis (STV) e os sólidos suspensos voláteis (SSV) (Santos, 2010).

Os SDT representam a componente orgânica e inorgânica que se dissolve no efluente de modo que nem com a operação de filtração por vácuo são removidos. A determinação é efetuada pela diferença entre os ST e os sólidos suspensos (SS) (Santos, 2010).

6.1.2. pH

O pH representa a concentração do hidrogénio livre (H^+). Quando há excesso de iões (H^+) estamos perante soluções ácidas tendo maior tendência para ceder hidrogénio, quando há um défice de (H^+) as soluções são básicas com tendência para captar iões (H^+) (Constantino, *et al*, 2004). A determinação do pH decorre com recurso ao método potenciométrico de acordo com a norma (EN 12176), recorrendo ao equipamento WTW series inoLab pH/ION 735 (Figura 40).



Figura 40 – Medidor de pH (Fonte: Querido, D. 2015)

6.1.3. Carência Química de Oxigénio

A CQO representa a quantidade de oxigénio necessária para ser permitida uma oxidação da matéria biodegradável e não biodegradável presente no efluente (APHA, 1998).

A determinação da CQO ocorre a partir da implementação do método Colorimétrico de refluxo aberto, baseando-se o princípio deste método na oxidação da matéria orgânica e inorgânica na presença de sulfato de mercúrio, de uma toma para ensaio à qual foi adicionada uma quantidade conhecida de dicromato de potássio e de um catalisador de prata, em meio fortemente acidificado pelo ácido sulfúrico, durante um período de 2 horas onde uma parte do dicromato é reduzida pelas matérias oxidáveis presentes (Figura 41) (Santos, 2010).



Figura 41 – Reatores de determinação de CQO (Fonte: Querido, D. 2015)

Posteriormente o excesso de dicromato é titulado com uma solução de sulfato ferroso amoniacal de título conhecido, obtendo o valor de CQO da amostra a partir do volume de titulante adicionado e assim determina-se a quantidade de oxidante consumida na reação expressa em termos equivalentes de oxigênio (Figura 42) (Santos, 2010).



Figura 42 – Fotografias da Determinação do CQO (Fonte: Querido, D. 2015)

A quantidade total de sulfato de ferro consumida para permitir a redução de todo o dicromato presente na amostra, indica a quantidade total de oxigênio necessária para permitir a oxidação do dióxido de carbono e água, representando-se pela seguinte expressão (Santos, 2010):

$$CQO (mg O_2 \cdot L^{-1}) = \frac{8000 c (V1 - V2)}{V0}$$

Em que,

c = Concentração, em moles por litro, da solução de sulfato de ferro (II) e amônio.

V0 = Volume, em mililitros, da toma para o ensaio antes da diluição.

V1 = Volume, em mililitros, da solução de sulfato de ferro (II) e amónio, consumido no ensaio do Branco.

V2 = Volume, em mililitros, da solução de sulfato de ferro (II) e amónio, consumido no ensaio com a amostra.

8000 = Massa molar, em miligramas por litro, de $\frac{1}{2}$ de O_2 .

6.1.4. Cloretos

Os cloretos são sais inorgânicos presentes nos efluentes na forma iónica Cl^- , que neste caso podem provir dos sais presentes nos filmes plásticos de armazenamento dos alimentos.

O método de determinação dos cloretos baseia-se na titulação numa solução neutralizada de dicromato de potássio, titulado com uma solução de nitrato de prata. A quantidade de cromato em solução deverá ser tal que o cromato de prata só se forme quando todo o ião cloreto tiver precipitado, obtendo desse modo a concentração de cloretos presentes no efluente (APHA, 1998). Esta análise pretendia esclarecer as divergências verificadas nas análises de CQO efetuadas, pois os cloretos podem interferir nos resultados da CQO.

6.1.5. Alcalinidade

A alcalinidade representa a capacidade de um efluente não reagir a adição de um ácido neutralizando-o, ou seja, é poder tampão de um efluente.

A alcalinidade é determinada a partir da medida volumétrica da titulação da amostra do efluente com o ácido sulfúrico, esta análise volumétrica avalia a dissociação ou hidrólise dos solutos presentes na amostra ao reagirem com o ácido sulfúrico (Figura 43) (APHA, 1998).

Esta determinação teve como intuito verificar se a amostra de efluente recolhida no ponto de recolha 2 continha alcalinidade suficiente para tolerar a adição do coagulante polihidroxicloreto de alumínio (Pax 18), tendo-se ainda efetuado a determinação do pH, o qual é determinante para o processo de floculação.

O reagente Pax 18 é uma solução de polihidroxicloreto de alumínio. É um polímero solúvel em água, sendo que os seus precipitados de polihidróxido de alumínio absorvem poluentes em suspensão na água, que assim podem ser removidos dela.



Figura 43 – Determinação da Alcalinidade (Fonte: Querido, D. 2015)

A alcalinidade total é determinada em ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) pela seguinte expressão:

$$\text{TAC (mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}) = \frac{(V_2 * 0,02 * 50)}{V} * 1000$$

Em que,

V_2 = Volume, em mililitros, de titulante consumido.

V = Volume, em mililitros, de amostra.

6.1.6. Jar-Test

A dose ótima de reagentes coagulantes e floculantes a utilizar para permitir uma remoção eficaz das partículas presentes no efluente é determinada pelo método Jar-Test.

Os ensaios de *Jar-Test* consistem em simular em laboratório o funcionamento de um tratamento físico/químico, e com isso determinar as gamas de concentração de reagentes que melhor funcionam na instalação e os melhores resultados de coagulação/floculação e flotação (Figura 44).

Estes foram realizados utilizando um aparelho de *Jar-Test*, em que o volume de cada copo foi de 1000 ml.

Os ensaios foram realizados com mistura rápida a 150 rpm durante cerca de 2 minutos seguidos de uma fase de mistura lenta com uma redução gradual até às 40 rpm durante 15 minutos, após os quais se esperou 30 minutos para recolha do sobrenadante para análise.



Figura 44 – Aparelho de Jar-Test (Fonte: Querido, D. 2015)

6.1.7. Turvação

A turvação demonstra a capacidade de um efluente ser intersetado pela luz, que neste caso foi avaliada nos efluentes que foram sujeitos ao teste da dose ótima de reagentes. A medição da turvação dos efluentes é realizada através do equipamento Hanna Instruments HI 93703, Microprocessor Turbidity 3.3, que se encontra representado na Figura 45. Esta medição é efetuada com a introdução de uma amostra de efluente agitada para permitir a dispersão dos sólidos, num frasco de vidro apropriado ao equipamento. A leitura da turbidez da amostra é então realizada em NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez) e apresenta um grau de sensibilidade elevada o que conduz a uma elevada frequência de erros nas leituras.



Figura 45 – Equipamento de Medição de Turvação (Fonte: Querido, D. 2015)

6.2. Procedimento experimental

6.2.1. Fase 1

Na fase 1, procurou-se elaborar uma caracterização qualitativa do efluente, visto que os dados que a VALNOR dispunha, necessitavam de ser confirmados com recolha de novas amostras que permitam obter conclusões referentes a caracterização do efluente.

A recolha das amostras foi realizada de acordo com o plano experimental, sendo as mesmas guardadas em recipientes adequados, que foram posteriormente acondicionadas em geleiras com termoacumuladores que permitiram garantir a temperatura adequada durante o transporte até ao laboratório de análises químicas do DCEA FCT/UNL, onde foram colocados em camaras frigoríficas a temperatura de 4°C de acordo com as normas standard (APHA, 1998). Para efetuar as determinações analíticas as amostras recolhidas foram retiradas da camara frigorífica e mantidas a temperatura ambiente durante uma hora, posteriormente procedeu-se às determinações aplicando os métodos anteriormente referidos.

Para a determinação da carência química de oxigénio, alcalinidade e cloretos foi necessário proceder a diluições de (1/50).

6.2.2. Fase 2 “Jar-Test”

O ensaio do *Jar-Test* foi realizado com a amostra referente ao ponto de recolha 2, testando várias condições experimentais de doses de reagentes coagulantes e floculantes que permitem uma maior eficiência na remoção das partículas, por forma a obter um efluente clarificado. As condições experimentais aplicadas em laboratório incidiram sobre os efluentes recolhidos no dia 26 de maio e de 26 de junho tal como se apresentam nas Tabelas 7 e 8.

Tabela 7 - Plano experimental do ensaio *Jar-test* para amostras do dia 26 de maio.

Ensaio	Coagulante (mg.L ⁻¹)	Floculante (mg.L ⁻¹)	Volume a adicionar (ml)	
			Coagulante	Floculante
Condições atuais	4	5	1,6	2,5
2	180	5	3,6	2,5
3	150	5	3	2,5
4	120	5	2,4	2,5
5	100	5	2	2,5
6	50	5	1	2,5
7*	180	5	3,6	0,5
8**	180	5	3,6	2,5
9	180	10	3,6	5
10***	180	5	3,6	2,5
B 26				
B 14				

Tabela 8 - Plano experimental do ensaio *Jar-test* para amostras de 26 de junho.

Ensaio	Coagulante (mg.L ⁻¹)	Floculante (mg.L ⁻¹)	Volume a adicionar (ml)	
			Coagulante	Floculante
Condições atuais	4	5	1,6	2,5
2	180	5	3,6	2,5
3	50	5	1	2,5
4	100	5	2	2,5
5	150	5	3	2,5
6	150	10	3	5
7	50	10	1	5

Notas:

* Ensaio com Floculante aniónico

** Ensaio com Amostra neutralizada com NaOH

***Ensaio com Amostra pertencente ao primeiro lote de amostras do dia 14 de maio

Com o objetivo de avaliar a dose ótima de reagente, recorreu-se a determinação analítica da turvação e à carência química de oxigénio permitindo a partir das mesmas uma avaliação qualitativa do efluente.

As análises desenvolvidas no âmbito desta dissertação procuram verificar a eficiência da ETARI no tratamento do efluente resultante da ULP, com ênfase na caracterização do sistema assim como, nas questões económicas associadas às operações de tratamento, de modo a

verificar a viabilidade do mesmo para posterior estudo de implementação noutras unidades tornado o processo mais sustentável.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido à origem do material que se encaminha para o processo de lavagem, as características do efluente resultante deste processo sofre constantes variações, dando origem a condições de análise bastantes heterogéneas e diferenciadas. Tendo em consideração esta situação o estudo que se realizou teve em consideração duas fases tal como anteriormente referido, a saber:

- Fase I - A caracterização das águas de lavagem do processo;
- Fase II - Determinação da dose ótima de reagentes a adotar para melhoria das características do efluente.

A análise efetuada à ETARI do sistema ULP da VALNOR foi efetuada com base na informação constante da memória descritiva do projeto de execução e nas análises de 6 de abril de 2015 realizadas pelo laboratório da LOGO. Esta informação serviu de suporte aos testes realizados no laboratório e análises químicas do DCEA FCT/UNL, tendo como referência a lista de parâmetros qualitativos já citados no capítulo anterior e considerados fundamentais para avaliar este sistema.

Os valores característicos do efluente antes e após tratamento e considerados neste estudo são os constantes da memória descritiva do projeto de execução que se apresentam na Tabela 9.

Tabela 9 – Valores estipulados na memória descritiva do projeto de execução

Parâmetro	Valores de Entrada	Rendimento
SST	3000 mg.L ⁻¹	90-97 %
CQO Bruto	5000 mg.L ⁻¹	50-70 %
CQO Solúvel	1500 mg.L ⁻¹	50-70%
Caudal Diário	400 m ³ /dia	
Caudal Ponta	50 m ³ /h	

Em primeiro lugar saliente-se que, após entrada em funcionamento da ETARI, foram realizadas análises ao teor de sólidos suspensos pelo Laboratório da LOGO (no dia 6 de abril p.p.). Com base nos resultados obtidos e analisados, verificou-se que à entrada da ETARI o efluente era caracterizado por um teor de sólidos suspensos de 5900 mg. L⁻¹ e uma saída de 350 mg. L⁻¹, representando uma eficiência de remoção de aproximadamente 94%.

Note-se que o efluente em análise tem o seguinte percurso;

- Circula num sistema fechado entre a ULP e a ETARI, sendo a sua reutilização efetuada regularmente no processo industrial;

- A utilização desta água reutilizada no sistema de lavagem não possui qualquer restrição ou controlo de parâmetros;

Neste contexto torna-se fundamental desenvolver um processo de tratamento complementar que possibilite obter um efluente com a qualidade adequada para a sua reutilização no processo de lavagem.

Não só se torna necessário ter qualidade para utilização no processo de reutilização, como também é necessário garantir a sua qualidade em situações de necessidade de descarga, propositada ou acidental, no meio ambiente, pelo que tem de existir um sistema eficiente de tratamento que garanta um nível de tratabilidade adequado.

7.1. Fase I

7.1.1. Caracterização dos Sólidos

O objetivo destas análises consistiu em definir valores limite para que no processo de lavagem se pudessem obter parâmetros que não se traduzissem posteriormente em impactos negativos. Neste contexto e após as novas análise efetuadas, os valores obtidos nos sólidos são os apresentados nas Tabelas 10 e 11.

Tabela 10 – Sólidos das amostras da VALNOR - 14 de maio de 2015.

Amostra	ST (mgL ⁻¹)	STV (mgL ⁻¹)	SST (mgL ⁻¹)	SSV (mgL ⁻¹)	SDT (mgL ⁻¹)
1	11435	5175	1665	1335	9770
2	13150	6430	2840	2120	10310
3	10700	4560	940	700	9760
4	11030	4980	1410	1070	9620

Tabela 11 – Sólidos das amostras da VALNOR – 26 de maio 2015.

Amostra	ST (mgL ⁻¹)	STV (mgL ⁻¹)	SST (mgL ⁻¹)	SSV (mgL ⁻¹)	SDT (mgL ⁻¹)
1	18460	8730	3250	2320	15210
2	20130	9920	5290	3780	14840
3	16230	7130	720	610	15510
4	16210	7350	1160	870	15050

Se confrontados os resultados obtidos nestas análises com os resultados das análises realizadas pelo Laboratório da LOGO (no dia 6 de abril p.p.), constata-se que houve um decréscimo acentuado na eficiência do flotador, passando de uma eficiência de 94% para uma

eficiência de 80% de remoção de SST. Contudo importa referir que as divergências que se verificam nos resultados advêm do fato de nos dias de recolha terem existido situações atípicas no funcionamento da ETARI. Com efeito no dia 14 de maio ocorreu uma situação de interrupção do funcionamento da ETARI devido a avaria de uma EE, enquanto no dia 26 de maio o filme plástico que deu entrada na ULP já se encontrava em condições avançadas do seu processo de degradação. Perante esta situação e após a análise destes resultados com os responsáveis da VALNOR, decidiu-se que se deveria realizar nova colheita de amostras. Esta nova campanha realizou-se no dia 26 de junho p.p.

Da análise ao efluente recolhido no dia 26 de junho, de 2015 verificou-se então que:

- As concentrações de SST no efluente industrial resultante da lavagem de plásticos (em situação normal) variaram entre 415 mg. L⁻¹ e 4030 mg. L⁻¹, e,
- Nos SDT variaram entre os 4090 mg. L⁻¹ e os 6060 mg. L⁻¹.

Os valores foram superiores ao previsto na gama característica deste tipo de efluente conforme apresentado na Tabela 9. Este fato deve-se ao elevado teor de carga orgânica que se encontra nos filmes plásticos devido a serem oriundos dos resíduos indiferenciados e estarem misturados aquando da recolha municipal. Na Tabela 12, e na Figura 46 são apresentados os resultados da componente física do efluente.

Tabela 12 – Sólidos das amostras da VALNOR – 26 de junho de 2015

Amostra	ST (mgL ⁻¹)	STV (mgL ⁻¹)	SST (mgL ⁻¹)	SSV (mgL ⁻¹)	SDT (mgL ⁻¹)
1	8190	4300	2130	1840	6060
2	8120	4210	4030	3410	4090
3	6150	2650	415	390	5735
4	6500	3100	1480	1290	5020

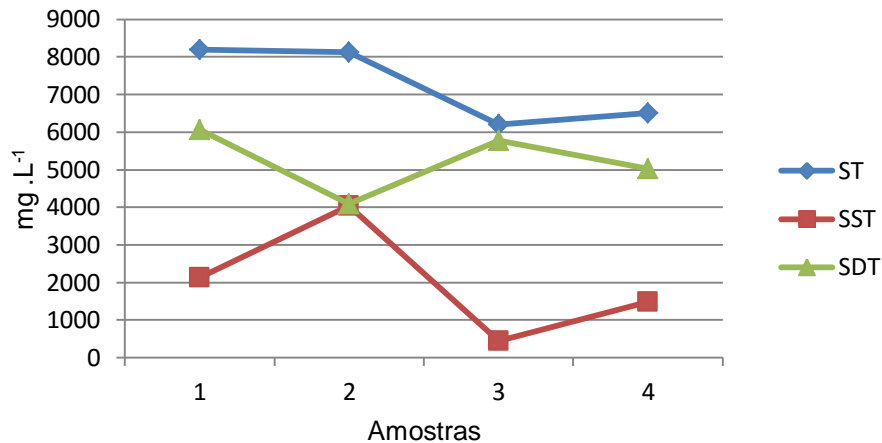


Figura 46 - Evolução do teor de sólidos nos pontos de amostragem da VALNOR – 26 de junho de 2015.

Os resultados obtidos demonstram que:

- Os valores dos ST apresentam maior concentração de matéria inorgânica em relação à orgânica, uma vez que os SDT representam na sua grande maioria substâncias inorgânicas e os SST substâncias orgânicas.
- As observações de valores de SDT na amostra 3 são superiores aos da amostra 4, contrariamente ao esperado. Esta situação pode estar associada ao fato dos reagentes adicionados não terem tempos de retenção suficientes para que a sua reação ocorra, contribuindo desse modo para um aumento da concentração da matéria inorgânica.

Por sua vez verificou-se também que a adição de reagentes no efluente, contribui para a adição de matéria inorgânica aos SDT como é observado na Figura 46.

A Figura 47 apresenta uma síntese de eficiências do processo de tratamento da componente física.

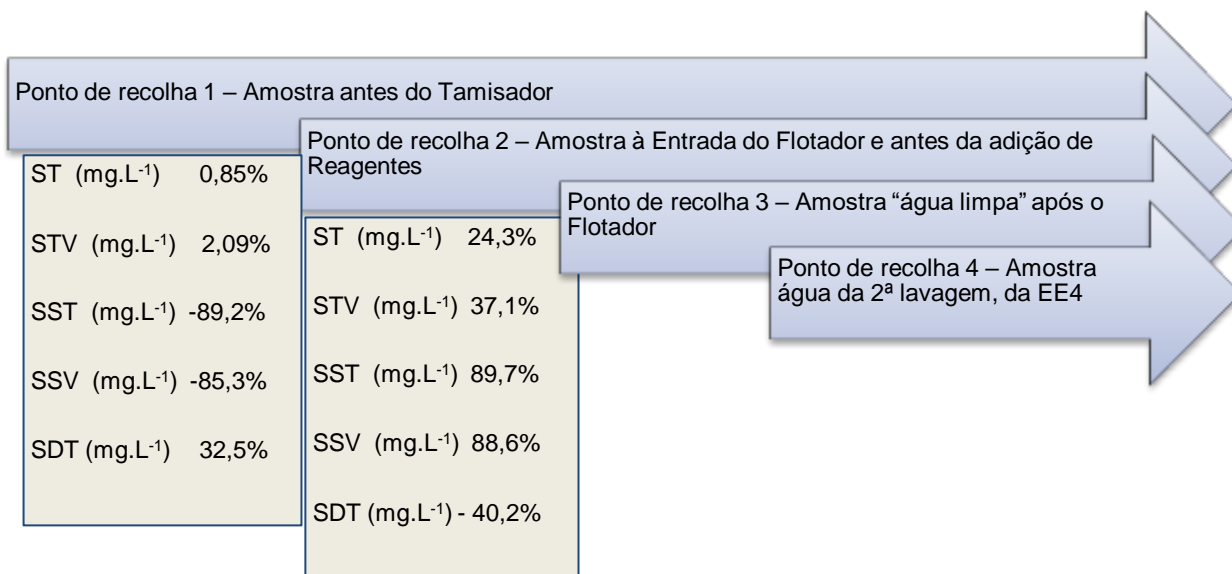


Figura 47 – Síntese das eficiências de remoção de sólidos.

Da leitura dos resultados obtidos, bem como das eficiências apresentadas, pode-se concluir que a eficiência do flotador se encontra no limite do esperado atingindo os 89% de remoção de SST e, completamente ineficiente na remoção dos SDT (tal como referido, a adição de reagentes promove um aumento deste parâmetro). Também dos resultados obtidos se verificou que a eficiência de remoção do flotador se deve apenas à remoção da componente orgânica suspensa.

Perante os resultados da componente física, verificando-se uma elevada presença de sólidos totais no efluente, decidiu-se realizar a determinação da carência química de oxigénio.

7.1.2. Carência Química de Oxigénio (CQO)

A determinação das CQO bruto e das CQO solúvel apresentada na Tabela 13 e na Figura 48 permite demonstrar, através dos valores elevados após a etapa dos processos físico-químicos, quanto é diminuta a eficiência deste tratamento.

Tendo em consideração estes valores de CQO, foi necessário efetuar a vários ensaios e a diferentes diluições para conseguir efetuar todo o procedimento.

Tabela 13 – CQO das amostras da VALNOR – 14 de maio 2015

Amostra	Copo	1º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	2º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	3º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	Média CQO (mg.L ⁻¹)
1	1B	11491	14592	14336	13473
	1S	7661	6156	11648	8488
2	2B	11126	9850	16128	12368
	2S	-	6612	13440	10026
3	3B	7114	6202	12544	8620
	3S	-	n.d	11648	n.d
4	4B	7843	2554	13440	7946
	4S	-	n.d	11648	n.d

Legenda: B – Bruto / S – Solúvel

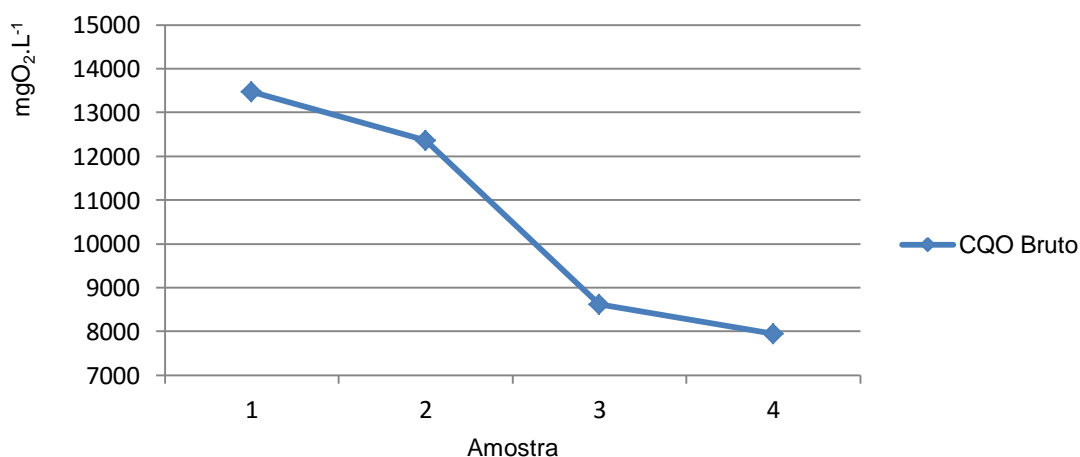


Figura 48 –CQO nos pontos de amostragem da VALNOR - 14 de maio 2015.

Neste parâmetro observa-se uma relação coerente com a análise dos sólidos. Verifica-se que quando ocorre o processo de remoção dos sólidos suspensos é notório um decréscimo do CQO, tal como demonstra a amostra 3. De realçar, é o fato de contrariamente ao esperado, obteve-se na amostra 4 valores inferiores aos da amostra 3, o que carece de novas determinações para confrontar com estes resultados.

Os valores de CQO bruto e solúvel da terceira amostra careceram da realização de novas determinações, tendo sido considerados os valores da CQO solúvel inconclusivos.

Procedendo a nova recolha e determinações das características do efluente foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 14 e Figura 49.

Tabela 14 - CQO das amostras da VALNOR – 26 de maio 2015

Amostra	Copo	1º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	2º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	3º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	Média CQO (mg.L ⁻¹)
1	1B	18480	20240	20240	19653
	1S	17160	17160	14080	16133
2	2B	18920	18480	19360	18920
	2S	17160	17600	17600	17453
3	3B	18040	18040	18040	18040
	3S	16720	16720	17160	16867
4	4B	17600	17600	17600	17600
	4S	17160	17160	16720	17013

Legenda: B – Bruto / S – Solúvel

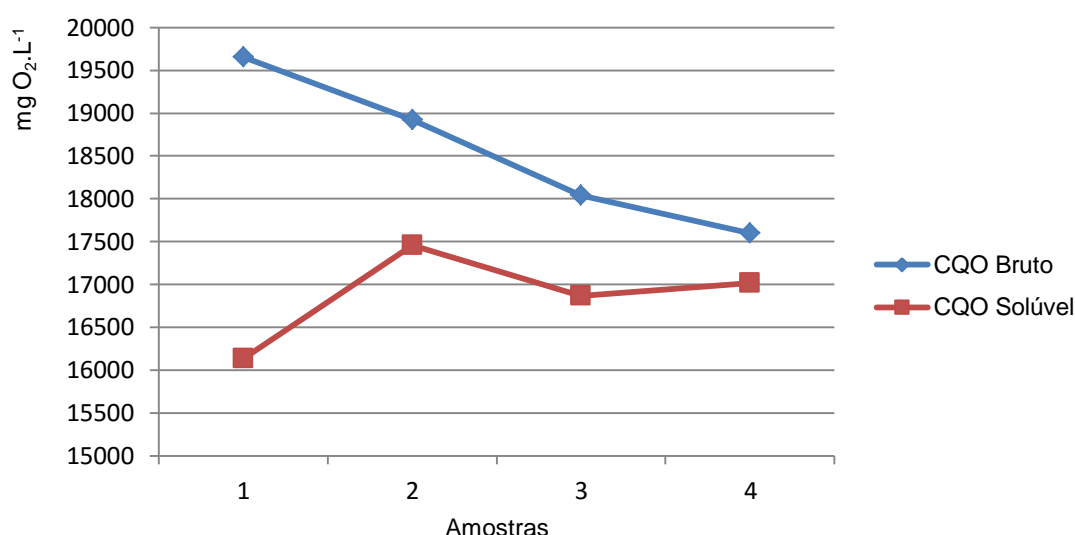


Figura 49 – CQO nos pontos de amostragem da VALNOR - 26 de maio 2015.

Neste ensaio, apesar da coerência verificada entre a análise do teor de sólidos e a análise do teor de CQO, ressalta o fato de novamente a amostra 3 apresentar um teor de sólidos e de CQO superior ao da amostra 4. Esta incongruência poderá estar diretamente relacionada com o tempo de retenção, não tendo o processo físico/químico tempo suficiente para consumir todo o reagente e, com isso, remover toda a matéria presente tal como já fora verificado anteriormente nos ensaios referentes à recolha do dia 14 de maio. Na sequência destas análises, e face aos resultados obtidos que não demonstraram coerentes, no dia 26 de junho fez-se nova recolha de amostras, cujas determinações conduziram aos resultados que são apresentados na Tabela 15 e Figura 50.

Tabela 15 - CQO das amostras da VALNOR – 26 de junho 2015

Amostra	Copo	1º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	2º Ensaio CQO (mg.L ⁻¹)	Média CQO (mg.L ⁻¹)
1	1B	7296	6840	7068
	1S	5016	5472	5244
2	2B	8664	9576	9120
	2S	4104	5016	4560
3	3B	5016	4560	4788
	3S	4560	n.d	4560
4	4B	5928	5472	5700
	4S	4104	4104	4104

Legenda: B – Bruto / S – Solúvel

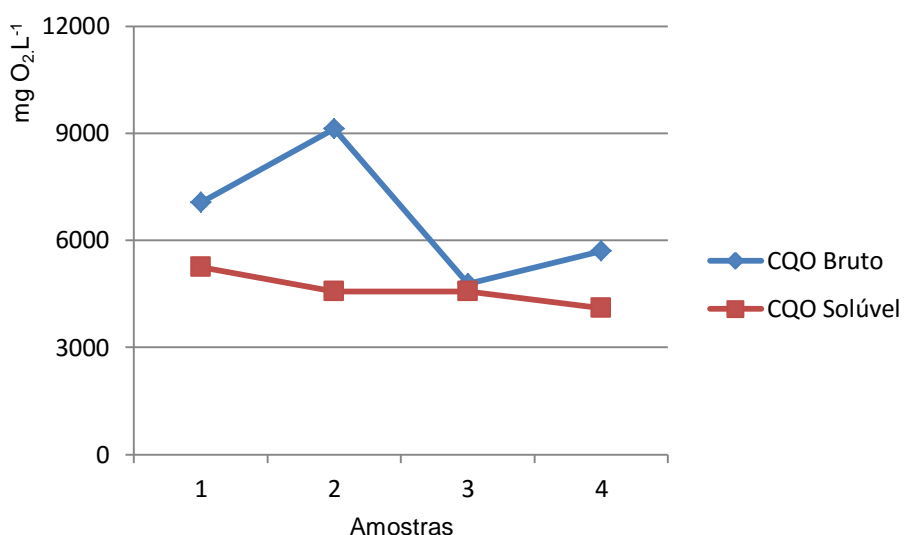


Figura 50 – CQO nos pontos de amostragem da VALNOR - 26 de junho 2015.

A elevada componente solúvel presente no efluente, proveniente dos filmes plásticos, devida essencialmente a estes resultarem da recolha indiferenciada, contribui para um aumento drástico no parâmetro da CQO, conforme indicam os resultados.

O rendimento do Flotador na remoção de CQO encontra-se reduzido, atingindo apenas os 47% da CQO bruta e nula na CQO solúvel.

Tendo em consideração as elevadas concentrações da CQO, foi considerada a hipótese de haver interferência de iões cloretos.

7.1.3. Determinação dos Cloretos

Os elevados valores obtidos na análise da carência química de oxigénio, bem como a origem dos filmes plásticos remete para uma forte presença de cloretos.

Esta análise foi realizada, como já referido, sobre a amostra do ponto 2 relativa à recolha do dia 26 de maio, devido a ser esta que maior concentração da CQO apresentava, obtendo-se teores de cloretos de **2300 mg Cl.L⁻¹**.

Com o objetivo de confirmar este resultado e confrontá-lo com os resultados divergentes obtidos nas determinações analíticas com as amostras da recolha do dia 26 de maio, procedeu-se a nova determinação da concentração de cloretos presente no efluente, agora sobre o efluente recolhido no dia 26 de junho, obtendo-se um teor em cloretos de **1350 mgCl.L⁻¹**, podendo influenciar consideravelmente os valores da CQO.

Esta elevada concentração de cloretos, é proveniente da matéria removida dos filmes plásticos durante o processo de lavagem que contribuem para o acréscimo da concentração dos cloretos.

A matéria associada aos filmes removida na lavagem provém muitas vezes de embalagem de alimentos são muitas vezes salgados para garantir a sua conservação e também pelo fato de a área de intervenção da VALNOR ser uma área agrícola onde muitas vezes são depositados sacos de embalagem de produtos agrícolas à base de sais de cloreto.

7.1.4. Determinação da Alcalinidade Total

Foram efetuadas determinações da alcalinidade de forma a verificar se o efluente continha alcalinidade suficiente para todo o polihidroxicloreto de alumínio.

Para esta análise recorreu-se às amostras do ponto de recolha identificado por 2 referentes a recolha dos dias 14 e 26 de maio, obtendo teores de alcalinidade total de **3400 mg CaCO₃.L⁻¹** e **3500 mg CaCO₃.L⁻¹**.

Perante o decréscimo dos parâmetros verificados com a amostra do dia 26 de julho, procedeu-se a nova determinação, obtendo um valor de alcalinidade de **900 mg CaCO₃.L⁻¹**.

Estes resultados permitem constatar uma diferença considerável das amostras, estando este fato associado às condições dos filmes plásticos submetidos a lavagem.

Contudo os resultados demonstram uma elevada presença de bicarbonatos nas amostras, permitindo desse modo uma resistência às alterações do pH, devido ao seu poder tampão.

7.1.5. Síntese de Caracterização do Efluente

Na Figura 51 apresenta-se os resultados da determinação dos parâmetros de sólidos e da CQO com as análises referentes à amostra do dia 26 de julho, devido a estas apresentarem resultados mais coerentes, permitindo desse modo elaborar uma análise ao funcionamento do sistema e, assim, retirar conclusões.

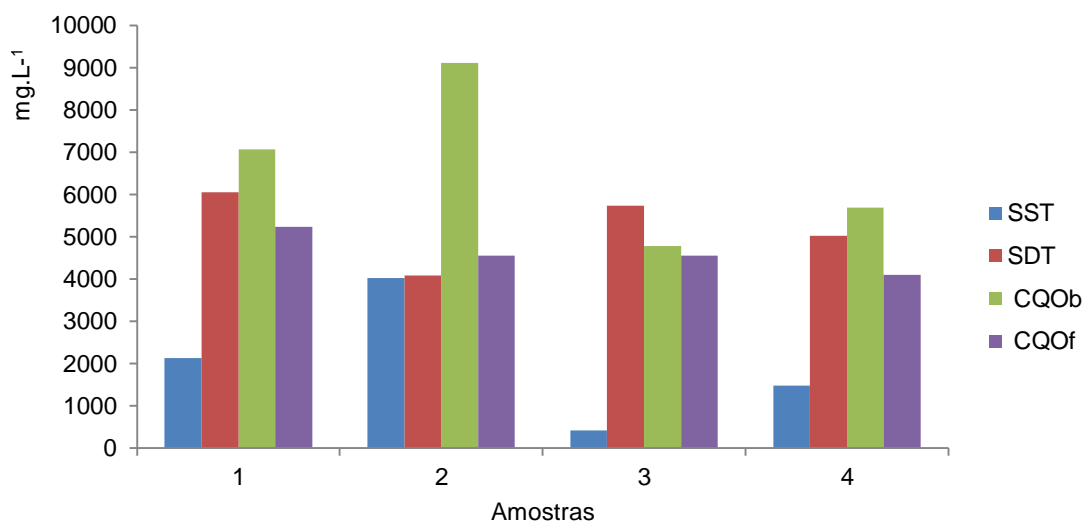


Figura 51 – Caracterização do efluente (sólidos e a CQO) nos pontos de amostragem da VALNOR.

Ao analisar os resultados da determinação dos sólidos e relacionando-os com a determinação da carência química de oxigénio, verifica-se que o sistema apenas apresenta eficiência de remoção nos SST, situação que pode estar associada a uma sobrecarga do sistema, não obtendo um energia suficiente para promover a diluição dos reagentes no processo físico/químico suficiente, bem como o tempo necessário para a formação dos flocos de modo a verificar se uma ação eficaz do mesmo.

Os elevados valores de CQO estão associados à presença da componente orgânica, onde a remoção da CQO bruta está associado à matéria suspensa e a CQO solúvel aos à matéria dissolvida, como é verificado na amostra 2 e 3 da Figura 51.

Esta componente orgânica, como já referido, deve-se aos filmes plásticos serem aplicados muitas vezes no embalamento de alimentos, e pelo fato de grande parte destes provirem da recolha indiferenciada, sendo contaminados por inúmeros resíduos.

Na amostra do ponto 3, visualiza-se um pico dos SDT, em relação à amostra 4 (Figura 51), fato que poderá encontrar-se associado à sobrecarga do flotador necessitando de que seja adicionada maior dose de reagentes o que poderá levar a falta de energia para que ocorra uma correta diluição destes, não promovendo a reacção.

Esse fato é posteriormente confirmado quando na amostra do ponto 4 onde o efluente já procedeu à lavagem no segundo *trommel* estando por esse motivo mais carregado de sólidos, mas ao contrário do espetável verifica-se um teor de SDT inferior aos da amostra 3.

Na Figura 52, é apresentado um esquema dos resultados das análises feitas aos vários parâmetros permitindo uma visualização mais sistematizada.

Realizada a caracterização do efluente procedeu-se a uma determinação da dose ótima de reagentes por meio do método do “*Jar-Test*”, com o objetivo de se verificar qual a dosagem que permitiria melhorar a qualidade do efluente a partir da avaliação da turvação, da CQO e do pH.

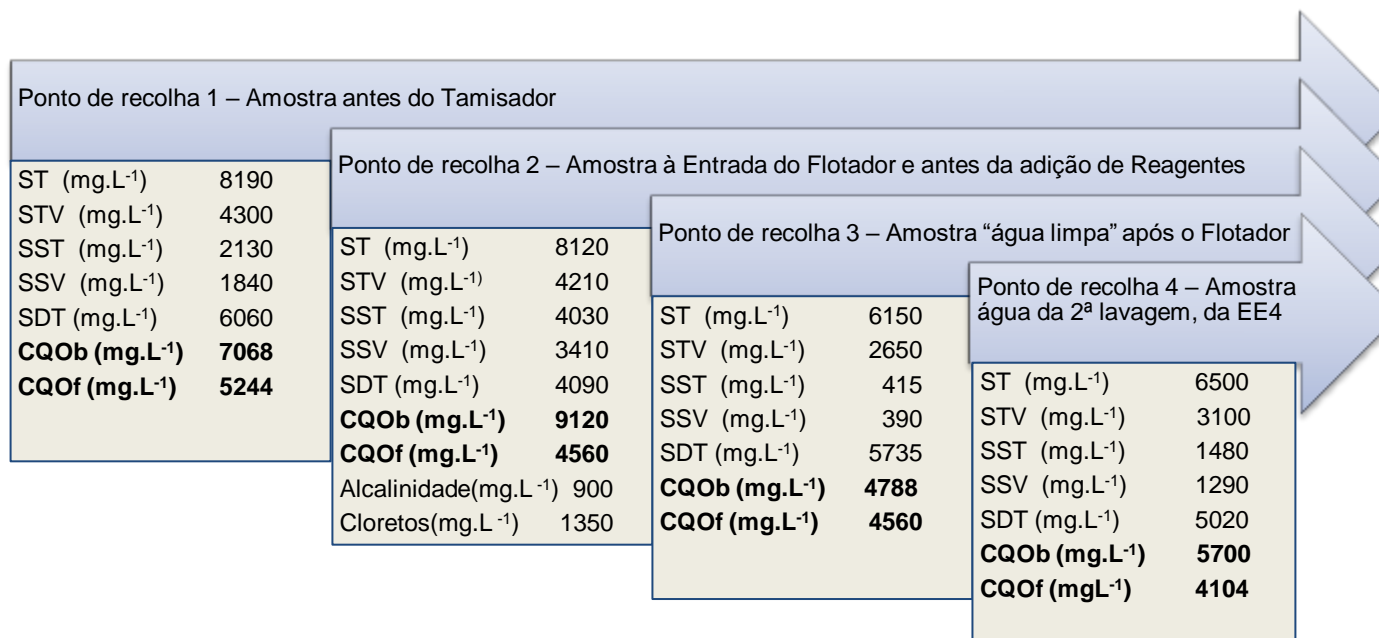


Figura 52-Sistematização dos resultados das características analíticas das amostras.

7.2. Fase II “Jar-Test”

Com o objetivo de avaliar a eficiência do processo físico/químico na remoção da CQO e da Turvação, efetuaram-se vários ensaios “Jar-Test” de acordo com o plano de dosagens apresentando nas Tabelas 7 e 8. Os resultados obtidos nos vários ensaios e as respectivas características do afluente bruto são os que se apresentam nas Tabelas 17 e 18.

O ensaio de determinação da dose ótima de reagente para as amostras recolhidas no dia 26 de maio foi realizado pelo método “Jar-Test” conforme refrido, testando várias condições experimentais de doses de reagentes nas amostras (Tabela 16).

Tabela 16 – Plano de adição dos reagentes nos ensaios considerados.

Ensaio	Reagentes Adicionados
1 – Condições Atuais	Pax 18 – 4mg.L ⁻¹ Floculante – 5 mg.L ⁻¹
2	Pax 18 – 180mg.L ⁻¹ Floculante – 5 mg.L ⁻¹
8	Pax 18 – 180mg.L ⁻¹ Floculante - 5mg.L ⁻¹ Neutralizada com NaOH
9	Pax 18 – 4mg.L ⁻¹ Floculante -10 mg.L ⁻¹
10	Pax 18 – 4mg.L ⁻¹ Floculante - 5mg.L ⁻¹ Efluente Recolhido no dia 14 de Maio

A determinação da dose ótima de reagente a adicionar Pax 18 para o efluente recolhido no dia 26 de maio, não permitiu dados coesos que possibilitasse identificar uma dose de referência.

Apesar do plano experimental, o processo físico/químico não permitiu resultados de referência, pois embora fosse notória a remoção de turbidez, conforme se observa nas Tabelas 17 e 18, foram detetadas oscilações nos valores de CQO que comprometem estes resultados, verificando-se nalguns ensaios inclusive um aumento deste parâmetro.

Tabela 17 - Resultados do ensaio Jar-test

Ensaio	Coagulante (mg.L ⁻¹)	Floculante (mg.L ⁻¹)	Volume a adicionar (ml)		pH	Turvação	CQO (mg.L ⁻¹)	CQO (mg.L ⁻¹)	CQO (mg.L ⁻¹) Média
			Coagulante	Floculante					
Condições atuais	4	5	1,6	2,5	-	500	17064	14040	15552
2	180	5	3,6	2,5	-	540	17496	16632	<u>17064</u>
3	150	5	3	2,5	-	Não Lida	Não Lida	Não Lida	Não Lida
4	120	5	2,4	2,5	-	Não Lida	Não Lida	Não Lida	Não Lida
5	100	5	2	2,5	-	Não Lida	Não Lida	Não Lida	Não Lida
6	50	5	1	2,5	-	Não Lida	Não Lida	Não Lida	Não Lida
7*	180	5	3,6	0,5	-	Não Lida	Não Lida	Não Lida	Não Lida
8**	180	5	3,6	2,5	6,98	650	17064	17064	<u>17064</u>
9	180	10	3,6	5	-	376,2	16200	16632	16416
10***	180	5	3,6	2,5	7,09	200,9	11880	11016	11448
B 26					6,2	910	16632	16632	16632
B 14					7,09	780	14592	14336	14464

Notas:

* Ensaio com Floculante aniônico

** Ensaio com Amostra neutralizada com NaOH

***Ensaio com Amostra pertencente ao primeiro lote de amostras do dia 14 de maio

pH da amostra bruta = 6,2

pH da amostra bruta do dia 14 de maio = 7,09

Tabela 18 - Resultados e imagens das amostras consideradas do ensaio Jar-Tes

Ensaio das Condições atuais	Ensaio 2	Ensaio 8	Ensaio 9	Ensaio 10	Bruto da recolha do dia 26	Bruto da recolha do dia 14
Pax 18 – 4mg.L ⁻¹ Floculante -5 mg.L ⁻¹	Pax 18 – 180mg.L ⁻¹ Floculante – 5 mg.L ⁻¹	Pax 18 – 180mg.L ⁻¹ Floculante - 5mg.L ⁻¹ Neutralizada com NaOH	Pax 18 – 4mg.L ⁻¹ Floculante -10 mg.L ⁻¹	Pax 18 – 4mg.L ⁻¹ Floculante - 5mg.L ⁻¹ Efluente Recolhido no dia 14 de maio		
						
Resultados Caraterizadores das Amostras						
Turvação (NTU)						
500	540	650	376,2	200,9	910	780
45%	41%	28,5%	58,9%	74,2%	Eficiência de Remoção	
CQO (mg.L⁻¹)						
15552	<u>17064</u>	<u>17064</u>	16416	11448	16632	14464
6,5%	<u>-2,5%</u>	<u>-2,5%</u>	1,3%	21%	Eficiência de Remoção	

Na determinação da dose ótima do reagente, foram realizados 10 ensaios, dos quais apenas 5 foram considerados, uma vez que os restantes mantiveram-se inalterados após a adição dos reagentes conforme se pode observar na Figura 53.



Figura 53- Amostras excluídas do Ensaio (Fonte: Querido, D. 2015)

É relevante referir que o ensaio 10 diz respeito a um ensaio com amostra recolhida no dia 14 de maio. Nos restantes ensaios considerados, apesar da Figura 54 ser pouco elucidativa, no entanto comparando os resultados apresentados na Tabela 18, é possível verificar que o ensaio 9 é o que apresenta melhor eficiência na remoção de turvação, resultante da ação dos reagentes.

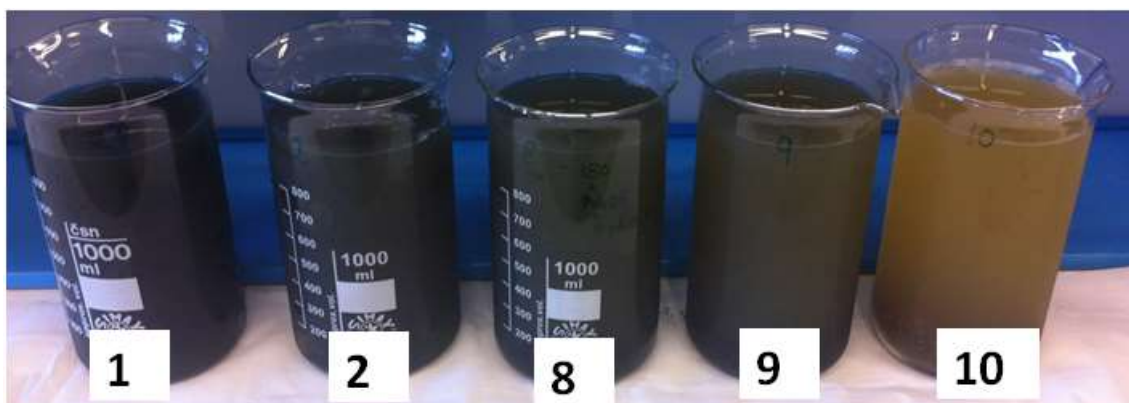


Figura 54 - Amostras consideradas para o Ensaio (Fonte: Querido, D. 2015)

Ao contrário do que seria esperado, verifica-se uma interferência da dose de reagente adicionada com a carência química de oxigénio, conduzindo a um aumento da mesma (como se verifica no ensaio 2 e 8).

Perante a situação descrita referente aos resultados obtidos não permitirem dados coesos, e após a análise dos resultados de caracterização do efluente obtida na fase I, optou-se por realizar nova determinação, recorrendo à amostra de efluente correspondente a recolha do dia 26 de julho.

O pH influencia na formação dos flocos e na alcalinidade, prejudicando a remoção de partículas, visto que o coagulante irá originar uma reação de hidrólise antes da formação dos flocos, libertando protões H^+ , consumindo as substâncias que conferem alcalinidade.

Vários autores defendem que o processo de coagulação deve realizar-se com um pH básico na ordem dos (7-8), o que irá promover uma boa coagulação/floculação proporcionando uma boa remoção dos sólidos.

Como o coagulante Pax 18, atua num amplo intervalo de pH (5-10). A amostra recolhida no ponto 2, apresentava um pH de 5,75, que se enquadra dentro do intervalo de reação deste reagente,

Contudo optou-se por proceder a neutralização com NaOH a 30%, atingindo um valor de pH de 7,08 após a adição de 3,1 ml, visto que a adição do coagulante vai acidificar a amostra, como é visível nos resultados apresentados.









Um fato interessante destas amostras foi que embora tivessem sido garantidas todas as condições de armazenamento, verifica-se a um acréscimo da carência química de oxigénio da amostra, tal como pode ser verificado na amostra 2 quando na determinação inicial da CQO e da amostra 2 utilizada para o ensaio de *Jar-Test*, sendo observado um aumento de cerca de 20% deste parâmetro.

Nas Tabelas 19 e 20 serão apresentados os resultados da determinação da dose ótima de reagente referente à amostra 2 recolhida no dia 26 de junho.

Tabela 19 - Resultados do ensaio *Jar-test*

Ensaio	Coagulante (mg.L ⁻¹)	Floculante (mg.L ⁻¹)	Volume a adicionar (ml)		pH	Turvação	CQO (mg.L ⁻¹)
			Coagulante	Floculante			
Bruto	0	0	0	0	7,08	681,8	11500
Condições atuais	4	5	1,6	2,5	5,45	105	4600
2	180	5	3,6	2,5	4,91	117	5060
3	50	5	1	2,5	5,74	80	4600
4	100	5	2	2,5	5,24	119	5520
5	150	5	3	2,5	5,05	111	5060
6	150	10	3	5	5,03	96	5520
7	50	10	1	5	5,75	69	5060

Tabela 20 - Resultados e respectiva imagem das amostras consideradas do ensaio Jar-Test

Ensaio Condições atuais	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 7	Bruto
Pax 18 – 4mg.L ⁻¹ Floculante – 5 mg.L ⁻¹	Pax18 –180mg.L ⁻¹ Floculante– 5 mg.L ⁻¹	Pax18 – 50 mg.L ⁻¹ Floculante – 5 mg.L ⁻¹	Pax18–100 mg.L ⁻¹ Floculante – 5 mg.L ⁻¹	Pax18–150mg.L ⁻¹ Floculante – 5 mg.L ⁻¹	Pax18–150mg.L ⁻¹ Floculante – 10 mg.L ⁻¹	Pax18–50mg.L ⁻¹ Floculante – 10 mg.L ⁻¹	
							
Resultados Caraterizadores das Amostras							
Turvação (NTU)							
105	117	80	119	111	96	69	681,5
84,6%	82,8%	88,2%	82,5%	83,7%	85,9%	89,9%	% de Remoção
CQO (mg.L⁻¹)							
4600	5060	4600	5520	5060	5520	5060	11500
60%	56%	60%	52%	56%	52%	56%	% de Remoção

Observando a Figura 55 é possível visualizar uma relação entre a adição de agente coagulante com o pH, tal como seria esperado, pelo fato de a adição de coagulante dar origem a uma reação de hidrólise libertando iões H⁺.

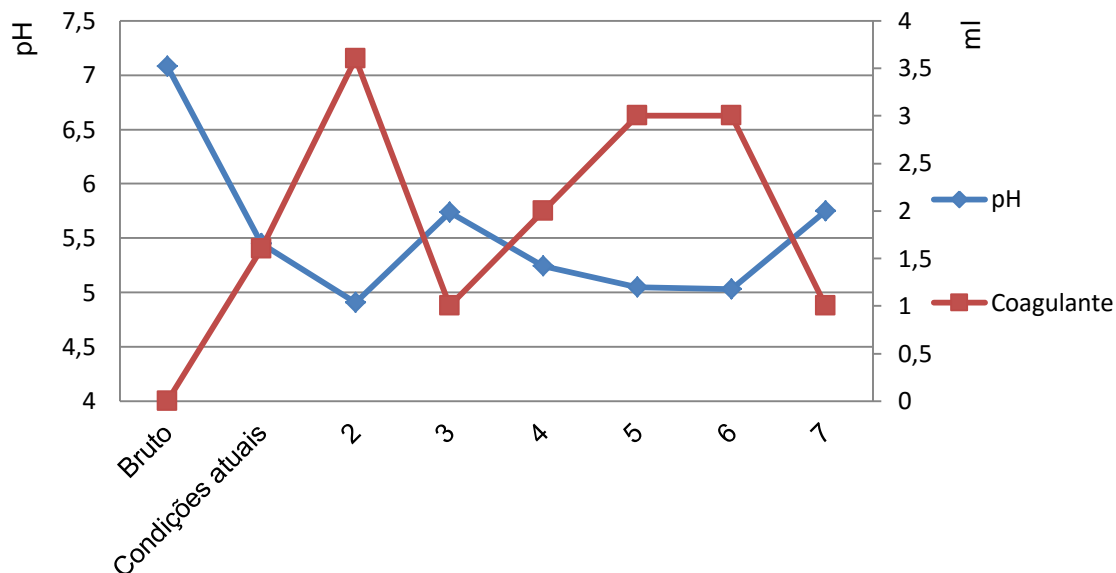


Figura 55 – Relação entre a variação de pH e a adição de agente coagulante.

Os ensaios realizados, com o intuito de avaliar qual a concentração de (PAX-18) que permitiram observar remoções de turbidez da ordem de 80-90%.

Contudo os ensaios do *Jar-Test* foram realizados testando a remoção da CQO com diferentes concentrações de reagentes, permitindo verificar eficiências de remoção da ordem dos 50-60%.

Contudo o ensaio que melhores resultados teve foi o ensaio 7 onde se obteve uma remoção de turbidez de 89,9% e da CQO de 56%. No entanto as oscilações detetadas nos valores de remoção da CQO poderão conduzir a resultados reais ainda menos eficientes, conforme demonstram as primeiras análises ao parâmetro da CQO onde é detetada uma eficiência de 47,5%.

O estudo elaborado, permite constatar um tempo de retenção no processo físico/químico diminuto, devendo enquadrar-se de acordo com os resultados do ensaio *Jar-Test* nos 20-30 mim com uma carga de afluente de 25 m³/h.

7.3. Sugestão de alteração da Linha de Tratamento

A solução técnica implementada na ULP apresenta-se como uma solução razoável cumprindo com o objetivo de lavar/limpar os filmes plásticos. Todavia, devido à sobrecarga a que se encontra sujeito e à constante variação da qualidade/sujidade dos filmes plásticos tratados, verifica-se que o afluente que chega à ETARI se encontra muito carregado, com implicações diretas na solução de tratamento implementada.

Existem diversas técnicas disponíveis de tratamento que poderiam ser implementadas, tais como:

- Membranas de ultrafiltração;
- Membranas de microfiltração;
- Osmose inversa;
- Oxidação avançada;
- Decantação;
- Lamas ativadas;
- Adsorção em carvão ativado;

Esta vasta gama de sistemas de tratamento podem ser implementados com unidades individuais ou conjugados, permitindo obter efluente de qualidade para ser reutilizado e garantindo a qualidade do efluente sem impacte para o meio ambiente.

Verificando de acordo com os resultados que o processo de tratamento existente é adequado para este tipo de afluente, e considerando que a implementação de um processo de tratamento alternativo seria insustentável a nível económico perante a quantidade de água a tratar para posterior reutilização, não se sugere um tratamento alternativo.

Deste modo é recomendado que o sistema de tratamento implementado seja sujeito a uma análise mais detalhada, a saber:

- A dosagem dos reagentes, bem como se os reagentes a serem adicionados são os mais adequados, visto que o cloreto férrico apresenta em vários estudos níveis de eficiência de remoção de CQO e turbidez superiores aos obtidos.
- Ao sistema de arejamento, aplicando uma sonda para permitir uma avaliação dos níveis de oxigénio em diferentes alturas de água dos tanques de arejamento, devido a ineficiência de remoção da CQO e o aumento das partículas dissolvidas com a adição de reagentes poder estar associado ao fato do efluente não ter oxigénio suficiente para reagir.
- Implementar um novo flotador para evitar a sobrecarga do sistema, visto o flotador implementado ter apenas capacidade para 30 m³/h para uma necessidade de 50 m³/h, não permitindo desse modo que o tratamento seja processado de forma adequada.
- Aplicar caudalímetros ao longo do sistema de tratamento de modo a avaliar o caudal efluente a cada operação ou processo de tratamento, principalmente nos pontos mais

críticos com entrada da estação, entrada do processo físico/químico e saída da estação.

Com o intuito de facultar um tratamento mais eficiente e eficaz, e considerando o fato de se obter parâmetros de sólidos totais e de carência química de oxigênio com valores elevados, tornado necessária uma intervenção na linha de tratamento, sendo que para o efeito, sugerido a introdução de um tratamento biológico e de uma membrana de ultrafiltração.

A implementação deste sistema, visa o encaminhamento do efluente proveniente do tratamento físico/químico para uma lagoa de lamas ativadas, permitindo a realização do tratamento biológico, facultando uma degradação da matéria orgânica dissolvida por forma a obter produtos finais aceitáveis.

Posteriormente a este tratamento biológico o efluente será submetido a um processo de filtração por meio de uma membrana de ultrafiltração, que irá permitir obter um efluente com baixa carga de matéria sólida.

O permeado resultante da ultrafiltração será por sua vez encaminhado para um tanque de água limpa que posteriormente por meio de uma estação elevatória será bombeado até a ULP.

Para garantir um efluente de qualidade em circuito fechado, sugere-se a implementação de um sistema de by-pass para o sistema de osmose inversa existente para o tratamento do lixiviado, promovendo desse modo uma troca iônica que irá permitir obter um efluente de qualidade superior.

Na Figura 56 seguidamente apresentada ilustra-se a sugestão de solução de tratamento a ser implementada com o intuito do cumprimento dos parâmetros.

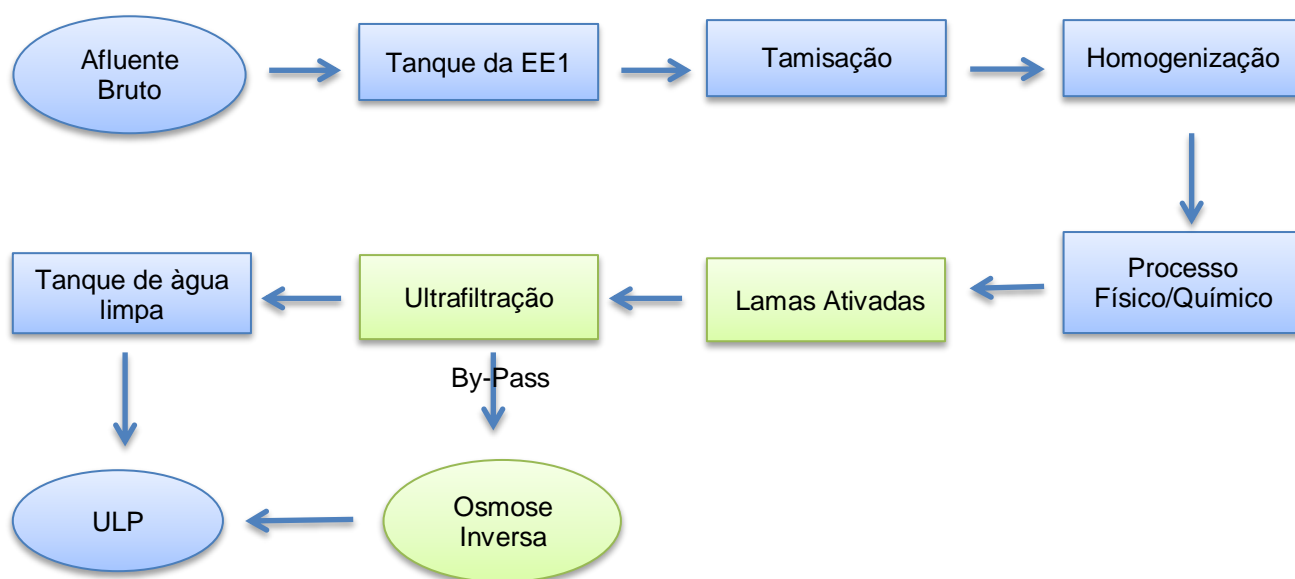


Figura 56 – Esquema da solução de tratamento a implementar.

8. ANÁLISE CUSTO-BENEFÍCIO

Numa avaliação de custo benefício sucinta, a solução de lavagem dos filmes plásticos provenientes da TMB revela que existem benefícios que superam os custos diretos da operação, tendo em consideração as vantagens associadas a esta operação.

Dentro das diferentes estratégias de gestão no âmbito de um sistema integrado de resíduos, importa promover uma redução de custos de tratamento na procura da melhor viabilidade económica da empresa. Neste sentido a VALNOR SA., através da solução implementada de lavagem dos filmes plásticos, procurou incrementar os benefícios resultantes da melhoria das especificações técnicas deste material para retoma e/ou venda a recicladores.

Não sendo possível apresentar uma análise económico-financeira desta solução por não se ter acesso a valores e variáveis que são do foro privado e contabilístico da gestão da empresa VALNOR SA. a análise qualitativa que se apresenta é elaborada na vertente de vantagens e desvantagens da operação tomando em consideração valores indicativos de mercado e os pressupostos que se indicam em seguida.

Os principais pressupostos considerados são:

- Investimento na instalação;
- Quantidade de entrada de filme plástico na instalação;
- Quantidade de saída de filme plástico lavado da instalação;
- Rendimento na operação;
- Condições possíveis de expedição do material, sujo e lavado, com mais-valias ou sujeito a pagamento para a sua retirada;
- Filme plástico sujo: os resíduos provenientes da recolha indiferenciada são sujeitos ao TM, separados e enfardados sem lavagem, apresentando elevada carga orgânica e odor.

Estes são armazenados e colocados no mercado para pagamento a operadores credenciados para o seu escoamento no mercado.

Pela operação efetuada de triagem efectuada na TMB a VALNOR recebe por parte da SPV o designado Valor de Informação Complementar (VIC) que se situa nos 220 €.

O valor atual a pagar pelo sistema de gestão de resíduos ao reciclador para retirar o material sujo situa-se entre os (-) 80€ e (-) 100€ atualmente.

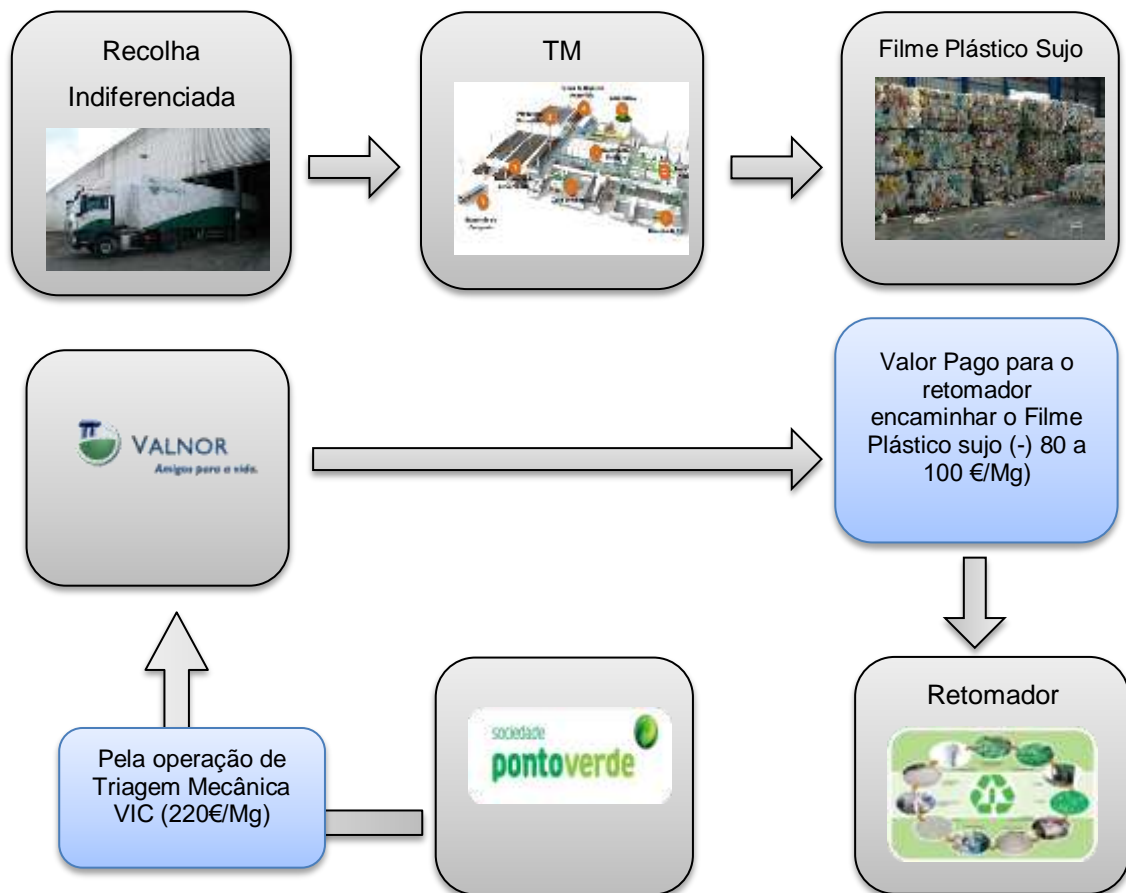


Figura 57 – Esquema da situação sem lavagem do filme plástico.

- Filme plástico lavado: os resíduos provenientes da recolha indiferenciada são encaminhados para a unidade de lavagem de plásticos. Sendo lavados, retiram-se os excessos de gorduras e sujidade agregada. Após lavagem são enfardados sem a elevada carga orgânica ou odor acentuado.

Estes são armazenados e colocados no mercado para retoma por operadores credenciados para o seu escoamento no mercado da reciclagem.

Pela operação de triagem mecânica efetuada na TMB a VALNOR recebe por parte da SPV o designado Valor de Informação Complementar (VIC) que se situa atualmente nos 220€.

A aquisição do filme plástico pelos retomadores toma agora um valor positivo em leilão ou no mercado, dado que este material passa a comportar especificações técnicas adequadas para reciclagem.

Sintetiza-se no esquema que se apresenta na Figura 57, as condições associadas ao descrito para a situação de se dispor de filme plástico lavado.

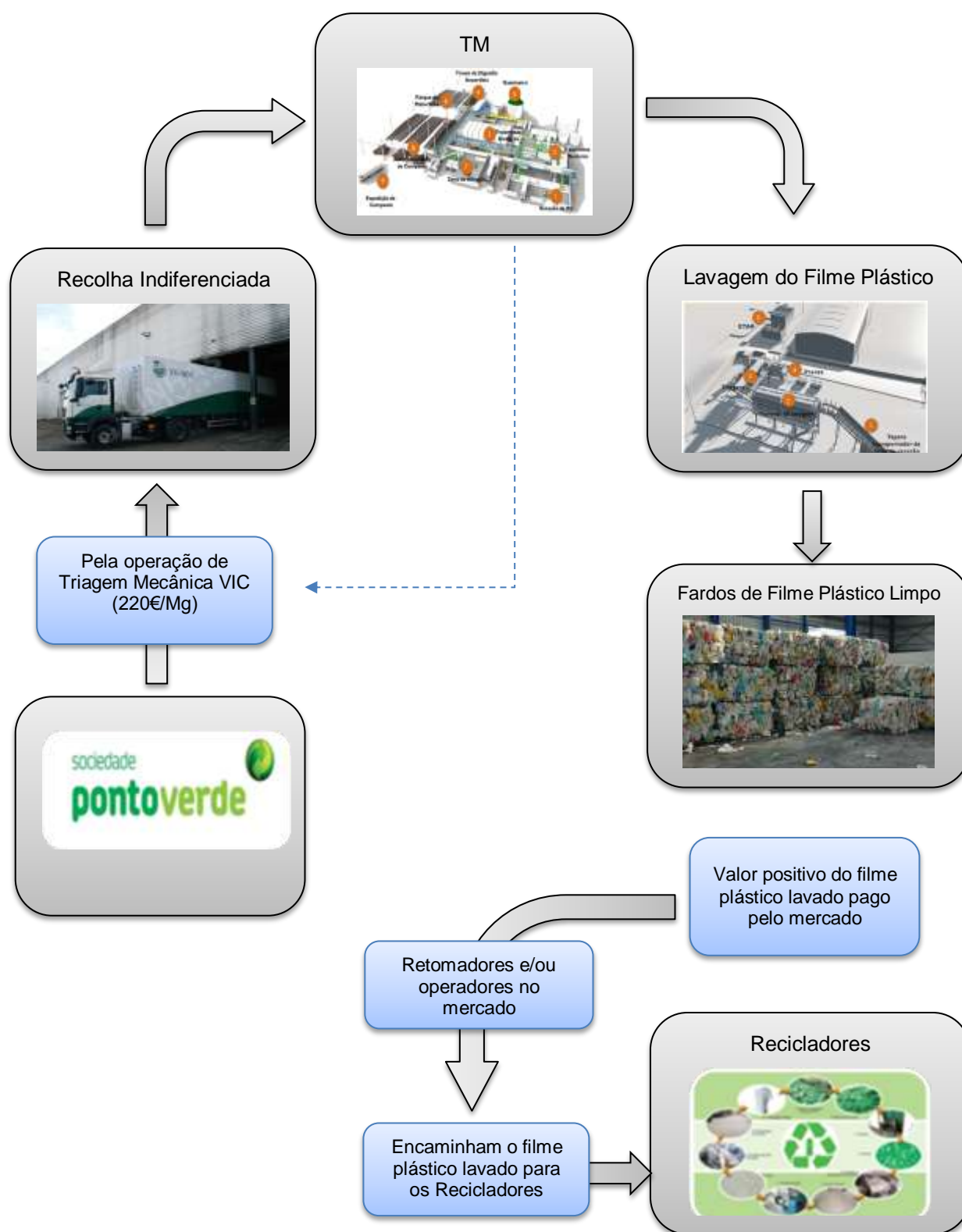


Figura 58 – Esquema da situação com lavagem do filme plástico.

Associado a este processo haverá ainda que ter em consideração também os seguintes principais custos: Consumo diário de água (m^3); Consumo diário de reagentes; Energia diária consumida; Mão-de-obra utilizada e turnos; consumíveis diversos. Só com uma análise económico -financeira completa se poderia concluir da sustentabilidade deste processo .

9. CONCLUSÕES

Os resíduos e principalmente os resíduos plásticos apresentam hoje uma forte expansão nos mercados que, perdendo o antigo conceito de *lixo* passou a ser um recurso com valor económico, sendo o sistema de lavagem descrito uma excelente prova disso.

Com efeito, observando o efluente resultante da lavagem dos plásticos bem como a quantidade de lamas que são geradas com a lavagem dos mesmos, verifica-se que em termos de peso de resíduos agregados ao plástico (que se transformam em lamas) representam entre 30 a 40% do peso do material de entrada antes da lavagem. Ou seja, as condições finais do material filme plástico apresentam-se em condições para a sua valorização máxima no mercado.

No que respeita ao efluente as análises laboratoriais realizadas demonstram que este possui uma elevada heterogeneidade, estando esta relacionada com as características dos resíduos agregados ao filme plástico que saem da TM, repercutindo-se este fato nos valores de carência química de oxigénio (CQO) e nos SST que se determinaram. Todavia o processo físico/químico de coagulação/floculação/flotação, no tratamento do efluente, demonstrou uma eficiência de remoção dos sólidos suspensos. Contudo no que se refere aos sólidos dissolvidos apresenta um défice na eficiência de remoção sendo esta muito diminuta, fato que está associado provavelmente a falta de energia que faculte uma boa mistura e dissolução dos reagentes devido à sobrecarga do sistema.

No entanto, os resultados obtidos e que se descreveram e comentaram anteriormente demonstram a exequibilidade do sistema de lavagem e recuperação do efluente inicial para reutilização se for implementado outro flotador, evitando desse modo a sobrecarga do sistema. Contudo também se conclui que teria uma especial relevância a aplicação de medidas de otimização do sistema de lavagem.

Quanto à dosagem ótima de reagente a adicionar, os resultados demonstraram-se pouco robustos, contudo a dose que melhores resultados de turvação e CQO permitiu obter foi de 50g/m³ de Pax 18 e 10g/m³ de superfloc. Todavia para que esta proposta seja implementada e apresente benefícios a escala industrial, são necessários estudos mais aprofundados nas características do efluente, regime de trabalho, processo produtivo, entre muitas outras avaliações.

No entanto este trabalho demonstrou claramente as eficiências do sistema, bem como alguns parâmetros a melhorar, entre os quais, a importância do estabelecimento de um plano de análises mensais para que exista um controlo mais detalhado do sistema e deste se obtenham melhores eficiências.

Associado às questões de tratamento e a baixa eficiência deste, pode estar questões de laboração, devendo promover-se ações de formação aos operadores bem como o aprofundamento da técnica aplicada, evitando as constantes oscilações a que o sistema se

encontra sujeito, facultando desse modo um aumento da eficiência do tratamento e possivelmente uma melhor relação [Custo-Benefício].

Na avaliação aos aspetos associados à relação [custo-benefício] sob a vertente económico-financeira com a implementação do processo de lavagem de plásticos, considera-se que não se dispôs de informação suficiente para se retirarem conclusões passíveis de serem apresentadas.

No que se refere à avaliação dos aspetos associados à vertente ambiental a conclusão que se retira deste processo é muito positivo com a implementação do processo de lavagem de plásticos.

Todavia, em termos económico- financeiros, considerando o investimento, os custos diretos de operação da ULP na lavagem do filme e da ETARI no tratamento do efluente, a reutilização deste efluente tratado no processo de lavagem (com custos elevados), o valor de retoma no mercado do plástico lavado, bem como o VIC suportado pela SPV, importa avaliar se a instalação de uma unidade deste tipo garante condições de sustentabilidade no seu funcionamento.

9.1. Perspetivas para Trabalhos Futuros

Após a conclusão deste estudo considera-se que algumas questões ficaram por ser estudadas em profundidade ou despertaram a curiosidade que em outros trabalhos poderão ser tidos em consideração.

Assim salientamos o seguinte:

- Os ensaios desenvolvidos na presente dissertação apresentaram uma caracterização do efluente cujos resultados revelam que se devem implementar algumas alterações a efetuar no processo. Contudo, seria interessante que no futuro fossem realizados novos ensaios, com um plano de análises semanal e avaliando outros parâmetros como o carbono orgânico total (COT) e o oxigénio, para obter resultados mais abrangentes.
- Perante o fato de vários autores defenderem a aplicação de outros reagentes neste tipo de tratamento como o cloreto férrico, e tendo em conta que se trata de uma unidade única em Portugal, recomenda-se que no futuro seja realizado um estudo ao tipo de reagente que melhor desempenho permite no tratamento, bem como da gama de pH que melhor se adequa ao tratamento físico-químico.
- Durante o estudo verificou-se alguma dificuldade na caracterização dos resíduos bem como dos respetivos teores de humidade, sendo desse modo interessante a realização

de uma análise classificativa dos fluxos de resíduos de input e output, bem como uma avaliação das perdas do sistema.

10. Referências Bibliográficas

- Al-Salem S.M. , Lettieri P. & Baeyens J. (2009). *Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review*. Waste management.
- Alves, C. (2010). *Tratamento de águas de abastecimento*. 3º edição. Publindústria.
- APA (2014a). *Relatório Anual Resíduos Urbanos 2013*. Agência Portuguesa do Ambiente, Amadora. (consultado em junho de 2015).
- APA (2014b). *Relatório do Estado do Ambiente 2014 Portugal*. Agência Portuguesa do Ambiente, Amadora. (consultado em junho de 2015).
- APHA, AWWA & WPCF (1989) Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, DC.
- APHA, AWWA & WPCF (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, DC
- Bordonalli, A. C. O. (2007). *Reúso de água em indústria de reciclagem de embalagens plásticas: aspectos económicos e ambientais em modelo de escala real*. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, Campinas, São Paulo.
- Bordonalli, A. C. O. & Mendes, C. G. N. (2008) *Water reuse on HDPE plastics recycling pack industry*. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, Campinas, São Paulo.
- Braceiro, A. P. S. (2014). *Utilização da Tecnologia de Separação por Membranas na Reabilitação de Sistemas de Tratamento de Água*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.
- Brito, A. G.; Oliveira, J. M. M. & Peixoto, J. M. (2014). *Tratamento de água para consumo humano e uso industrial: elementos teóricos - práticos – 2º edição*. Publindústria.
- Cabeças, A. J. (2007). *Sistemas de Tratamento de Resíduos*. Mestrado Engenharia do Ambiente Ramo Sanitária. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Capela, F. S. S. (2014). *Contributo para o estudo da remoção de azoto em lixiviados de resíduos urbanos*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.
- Catalão, E. M. J. (2012). *Aplicação de processos de oxidação na degradação de efluentes de lagares de azeite*. Departamento de Química Industrial. Universidade da Beira Interior.
- Constantino, M. G.; Silva, G. V. J. & Donate, P. M. (2004). *Fundamentos de Química Experimental*. Universidade de São Paulo.

- Correia, R. P. L. (2012). *Gestão de resíduos sólidos urbanos e perspetiva de melhoria: caso de estudo assomada – Cabo Verde*. Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.
- Cortez, S. M. R. (2010). *Landfill leachate treatment in rotating biological contactors*. Doutoramento em Engenharia Química e Biológica. Escola de Engenharia da Universidade do Minho.
- Costa, J. P. F. (2010). *Tratamento Mecânico e Biológico de Resíduos Sólidos Urbanos: Avaliação do Seu Potencial Para a Recuperação de Materiais Recicláveis*. Mestrado em Estágio de Mestrado em Ecologia Humana e Problemas Sociais Contemporâneos. Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa.
- Cruz, M. L. F. R. (2005). *A caracterização de resíduos sólidos no âmbito da sua gestão integrada*. Universidade do Minho.
- Davis, M. L. (2010). *Water and Wastewater Engineering - Design Principles and Practice*. USA: McGraw Hill, New York.
- Dias, J. P. M. (2010). *Concepção da Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico (TMB) de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de Aveiro*; Instituto Superior de Engenharia; Instituto Politécnico de Coimbra.
- Dodbiba, G. & Fujita T. (2004), *Progress in separating plastic materials for recycling*. Department of Geosystem Engineering. Universidade de Tokyo.
- Fernandes, P. A. L. (1999). *Estudo comparativo e avaliação de diferentes sistemas de compostagem de resíduos sólidos urbanos*. Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra
- Ferraz, M. M. P. F. (2012). *Contribuição para o estudo do tratamento de efluentes de lagares de azeite*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.
- Ferreira, B. S. T. (2013a). *Avaliação de desempenho de um sistema de gestão de resíduos – caso de estudo do Aterro Sanitário de Bigorne*. Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu do Instituto Politécnico de Viseu.
- Ferreira, C. S. (2013b). *Contributo para o estudo de tratamento de gorduras em ETAR urbanas*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.
- Figueiredo, V. M. M. (2013). *Aterro de Santo Tirso: análise das metodologias de gestão e propostas de acção*. Departamento de Engenharia Metalúrgica e de Materiais da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Formosinho, S. J.; Pio, C. A.; Barros, J. H. & Cavalheiro, J. R. (2000). *Parecer Relativo ao Tratamento de Resíduos Industriais Perigosos*. Comissão Científica Independente de Controlo e Fiscalização Ambiental da Co-Incineração. Aveiro.
- Gonçalves, R. I. L. S. (2009). *Metodologia para acreditação dos métodos de análise de sólidos suspensos e dissolvidos em águas*. Departamento de Engenharia Química. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

- Guedes, A. M. F. M. (1998). *Oxidação química com reagente de fenton: aplicação às águas de cozimento da cortiça*. Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Heller, L. & Pádua, V. L. (2010). *Abastecimento de água para consumo humano*. Edição Universidade Federal de Minas Gerais, volume 2, Belo Horizonte.
- Justino, M. F. (2006). *Descarga de águas residuais industriais nos sistemas públicos. Caso de estudo: Município do Cartaxo*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.
- Lemos, S. F. C. (2011). *Análise ao sistema de efluentes da Celbi - avaliação da actividade microbiológica*. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade de Coimbra.
- Letras, M. C: (2008). *Reciclagem de Plásticos: Identificação de contaminantes e estratégias de valorização dos resíduos industriais*.
- Levy, J. Q. & Cabeças, A. (2006). *Resíduos Sólidos Urbanos – Princípios e Processos*. Edição da Associação das empresas portuguesas para o sector do Ambiente - AEPSA, Lisboa.
- Lima, N. S. (2014). *Estudo do Tratamento Mecânico – Biológico de Resíduos Sólidos Urbanos*. Departamento de Engenharia Geográfica, Geofísica e Energia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Lopes, M. V. S. (2008). *Contribuição para um modelo de gestão sustentável de resíduos urbanos a nível municipal*. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro.
- Marcelino, R. B. P.; Frade, P. R.; Amorim, C. C. & Leão, M. M. D. (2013). *Trends and challenges upon the application of advanced technologies in the treatment of industrial non-biodegradable wastewater: performance of the POA control research group at UFMG*. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Martinho, M. G. M.; Gonçalves, M. G. P. & Silveira, A. I. E. (2011). *Gestão Integrada de Resíduos*. Universidade Aberta. (em Publicação).
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3d ed., McGraw-Hill, New York.
- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed., McGraw-Hill, New York.
- Morais, L. C. P. (2005). *Avaliação da tratabilidade de efluentes da indústria de cartões por oxidação química e biológica*. Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto
- Munter, R. (2001). *Industrial Wastewater Treatment*. Proc. Estonian Acad. Sci. Chem. 50(2)

- Ødegaard, H. (2001). *The use of dissolved air flotation in municipal wastewater treatment*. Faculty of Civil and Environmental Engineering, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), N-7491 Trondheim, Norway.
- Orsi, M. C. V. (2014). *Aplicação do processo electrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria de recuperação de filmes plásticos pós-consumo*. Departamento de Engenharia Civil. Faculdade de Engenharia de Bauru da Universidade Estadual Paulista.
- Parsons, S. (2004). *Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment*. IWA Publishing.
- Pescod, M. B. (1992) *Wastewater treatment and use in agriculture*. Food and agriculture organization of the united nations. Rome.
- Piedade, M. & Aguiar, P. (2010). *Opções de gestão de resíduos urbanos*. Entidade Reguladora dos Serviços da Águas e Resíduos. Lisboa.
- Puna, J. F. B. & Baptista, B. S. (2008). *A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos – perspectiva ambiental e económica energética*. Departamento de Engenharia Química. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- Qasim, S. R. (1999). *Wastewater treatment plants: planning, design and operation*. CRC Press.
- Remédio, M. V., Zanin, M., & Teixeira, B. A. (1999). *Characterisation of washing effluent of plastic films from urban solid waste and determination of rheological properties of the recycled material*.
- Rocha, E. J. T.; Mota, S.; Sousa, S. T. & Aquino, M. D. (2005). *Caracterização das águas de lavagem de uma recicladora de plásticos e viabilidade do seu reúso*. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Rojas, M. G. R. (2014). *Otimização da Operação e Manutenção de um Sistema de Separação de Resíduos – Centro de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da AMRPB*. Mestrado em Tecnologias Ambientais; Instituto Politécnico de Viseu.
- Russo, M. A. T. (2003). *Tratamento de Resíduos Sólidos*. Departamento de Engenharia Civil. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade de Coimbra.
- Russo, M. A. T. (2005): *Avaliação dos Processos de Transformação de Resíduos Sólidos Urbanos em Aterro Sanitário*. Tese de doutoramento. Universidade do Minho.
- Sabença, S. P. M. (2013). *Gestão da água na indústria - Reutilização de água para a rega na PSA Peugeot Citroën Mangualde*. Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu do Instituto Politécnico de Viseu.
- Santos, M. C. C. R. (2010). *Ensaio de “Jat-Test”, Determinação de sólidos em amostras líquidas, Determinação da alcalinidade total, Determinação da carência química de oxigénio*. Laboratório de Operações e Processos em Engenharia Sanitária. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.

- Santos, M. M. C. (2008). *Reutilização de águas residuais urbanas tratadas*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.
- Tchobanoglous, G.; Kreith, F. (2002) *Handbook of Solid Waste Management*. Second Edition. McGRAW-HILL, New York.
- Teixeira, N. A. R. (2009). *Recuperação de resíduos de embalagem através do tratamento mecânico e biológico em Portugal Continental*. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa.
- Vales, S. M. G. (2014). *Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico de Resíduos Sólidos Urbanos, Caracterização dos resíduos e avaliação do potencial agronómico do composto orgânico produzido*. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.
- VALNOR (2015 a). Abrangência da VALNOR. VALNOR – Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos do Norte Alentejano. <http://www.VALNOR.pt/AVALNOR/Abrangência/tabid/67/language/pt-PT/Default.aspx> (consultado em Julho de 2015).
- VALNOR (2015 b). Certificações da VALNOR. VALNOR – Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos do Norte Alentejano. <http://www.VALNOR.pt/AVALNOR/Abrang%C3%Aancia/tabid/67/language/pt-PT/Default.aspx> (consultado em julho de 2015).
- Vaz, L. G. L. (2009). *Performance do processo de coagulação/floculação no tratamento do efluente líquido gerado na galvanoplastia*. Departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
- Wei, J., Realf, M.J. (2005), *Design and Optimization of Drum-type Electrostatic Separators for Plastics Recycling*. Industrial and Engineering Chemical Research, 44, 3503-3509

Legislação

- Decreto-lei n.º 183/2009 de 10 de Agosto, Diário da República, n.º 153/2009, 1ª Serie, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional.
- Decreto-lei n.º 236/98 de 2 de Agosto, Diário da República, n.º 176/1998, 1ª Serie, Ministério do Ambiente.
- Decreto-lei n.º 73/2011 de 17 de Junho, Diário da República, n.º 116/2011, 1ª Serie, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.

- Directiva 1999/31/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 26 de Abril de 1999 relativa à deposição em aterros.
- Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de Novembro de 2008 relativa aos resíduos.
- Portaria nº 187/2007 de 12 de Fevereiro, Diário da República, n.º 30/2007, 1ª Serie, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional.
- Portaria nº 187-a/2014 de 17 de Setembro, Diário da República, n.º 179/2014, 1ª Serie, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e Energia.
- Portaria nº 851/2009 de 7 de Agosto, Diário da República, n.º 152/2009, 1ª Serie, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional.

