

ANA CAROLINA DIAS EFIGÉNIO

Licenciada em Engenharia do Ambiente

**CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DOS
PRINCIPAIS IMPACTES OPERACIONAIS
E FINANCEIROS RESULTANTES DA
PRESENÇA DE ÓLEOS ALIMENTARES
USADOS NA REDE DE DRENAGEM E
EM ETAR**

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

Orientadora: Professora Doutora Rita Maurício, DCEA,
FCT/UNL

Júri: *(Font: Arial, 10 pt normal)*

Presidente: Prof. Doutor(a) [Nome Completo]
Arguente(s): Prof. Doutor(a) [Nome Completo]
Vogal(ais): Prof. Doutor(a) [Nome Completo]

(Tipo de letra: Arial, 10 pt normal)

Contribuição para o estudo dos principais impactes operacionais e financeiros resultantes da presença de óleos alimentares usados na rede de drenagem e em ETAR

Copyright © 2020: Ana Carolina Dias Efigénio, FCT/UNL, UNL

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou em 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

Primeiramente, quero agradecer à minha orientadora, Professora Doutora Rita Maurício. Pelo empenho, palavras de encorajamento, confiança e ajuda que proporcionou durante todo o processo de execução deste estudo. Foram essenciais para a conclusão da tese.

À minha mãe, avó e irmã, os pilares da minha vida, agradeço por tudo o que fizeram para que eu pudesse chegar aqui, com todo o apoio necessário, o amor incondicional, os sacrifícios que fizeram e o exemplo que estabeleceram. Não existem palavras que descrevam o agradecimento que lhes é merecido.

A todos os professores e docentes, que me acompanharam ao longo dos anos na faculdade, estimulando-me para atingir o meu potencial.

Aos meus colegas, que compartilharam comigo todas as experiências que vivi enquanto estudante, apresentando sempre o seu apoio. Em especial, dedico este trabalho à Margarida Falcato, sempre presente no meu coração.

Às minhas três amigas, obrigada, do fundo do coração, pelo apoio e motivação que me transmitiram, foi fundamental para a conclusão deste ciclo.

Ao Rodrigo, por toda a paciência e perseverança em tempos complicados e pelo apoio precioso que me foi sempre transmitido.

Por último, agradeço a todos os que, direta ou indiretamente, contribuíram para o meu crescimento e evolução enquanto estudante e pessoa.

Resumo

A redução da perda ou desperdício de alimentos é fundamental para cumprir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU e crucial para reduzir os impactos associados ao seu ciclo de vida a nível económico, social e ambiental.

A produção média de resíduos alimentares na Europa varia entre 173 Kg e 290 Kg, por habitante, por ano, e quase 60% dos resíduos alimentares são produzidos pela atividade de consumo e pós-consumo (por exemplo, ossos, óleos de cozinha, cascas, sobras e outros subprodutos associados), onde se estimam que 25% da perda ou desperdício correspondem a gorduras e a óleos.

O consumo de óleos alimentares vegetais tem crescido ao longo dos últimos anos, decorrente da alteração de alguns hábitos alimentares e do crescimento populacional, perspetivando-se, por isso, que continue a aumentar. De modo consequente a este aumento de consumo, corresponde uma produção em quantidade proporcional (20% e 32% do consumo total de óleo vegetal) de óleo alimentar usado (OAU). A presença de OAU nas redes de drenagem e por conseguinte, nas ETAR pode resultar no entupimento das redes de drenagem prediais, corrosão e obstrução das redes públicas, uma maior incidência nas intervenções de manutenção e limpeza na ETAR assim como num maior consumo de energia no tratamento, consequência do aumento da carga poluente que este resíduo introduz. A recolha praticamente total de OAU poderia reduzir os custos de tratamento na ETAR até cerca de 25% do custo total.

O presente estudo pretendeu contribuir para o conhecimento e ligação entre os impactos operacionais e financeiros e a presença de OAU nas redes de drenagem urbanas e nas ETAR. Paralelamente estudou-se também o possível potencial de mercado existente, de modo a que seja também avaliada a atratividade do investimento na gestão deste fluxo por parte do Estado e das empresas. Para além dos aspetos anteriores, foi ainda estudado o custo-benefício da recolha de OAU e o seu tratamento ou aproveitamento noutros produtos. Esta abordagem tentou, sempre que possível, fazer o paralelismo de dados de outros países.

A principal conclusão que se pôde extrair do presente estudo, residiu na necessidade de se monitorizar e sistematizar o fluxo de OAU em Portugal, de modo a adquirir-se uma informação mais completa e fidedigna. Essa informação é necessária a nível nacional, através de único sistema de gestão no país, seguindo o exemplo de outros países cuja

recolha é eficaz. Constando que em Portugal existe procura de OAU que excede a oferta, materializa-se uma oportunidade de mercado para o desenvolvimento de um sistema deste tipo.

Palavras-chave: Óleo Alimentar Usado (OAU); Rede de Drenagem de Água Residual doméstica (RD-ARd); ETAR; impacte operacional e financeiro; economia circular.

Abstract

Reducing food loss or waste is critical for meeting the UN's Sustainable Development Goals and, also, crucial to reduce the economic, social and environmental impacts associated with its life cycle

The average production of food waste in Europe varies between 173 kg and 290 kg per capita and per year. Also, almost 60% of food waste is produced by consumption and post-consumption activities (e.g., bones, cooking oils, peels, leftovers and other associated by-products), where it is estimated that 25% of the loss or waste corresponds to fats and oils.

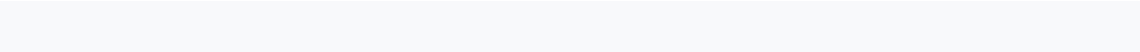
The consumption of vegetable edible oils has grown over the past few years, due to the change in some eating habits and population growth, with the prospect of steady increase. Consequently, this increase in consumption will produce a proportional amount (20% and 32% of the total vegetable oil consumption) of used cooking oil (UCO). The presence of UCO in the drainage networks and, thus, in the WWTP, can result in the clogging of the building drainage networks, corrosion and obstruction of the public networks, a greater incidence in the maintenance and cleaning interventions in the WWTP as well as in a higher energy consumption in the treatment, implied by the increase of the pollutant load that this waste causes. The practically total collection of UCOs could reduce treatment costs at the WWTP by up to 25% of the total treatment costs..

The present study aims to contribute to the knowledge and connection between the operational and financial impacts caused by the presence of UCO in urban drainage networks and WWTPs. At the same time, it seeks to study the market potential, so that it is possible to understand and prove the attractiveness of investment in the management of this flow by the State and companies. In addition to the previous aspects, the possibility of reaching a cost-benefit conclusion for the investment in the collection of UCOs will also be investigated, as its treatment or use in other products, namely in Portugal. This approach tried, whenever possible, to parallelize data from other countries.

The conclusion that could be drawn from this study, regards the need to date and systematize the flow of UCO in Portugal, in order to acquire the necessary information to understand, specifically, the operational and financial impacts in the drainage and

WWTP networks, enabling the launch of an information and collection campaign at national level. Therefore, it would be interesting to create a single management system in the country, following the example of some countries whose collection is effective. Considering that in Portugal there is demand for UCO that exceeds the supply, it would be a market opportunity to develop such a system.

Keywords: Used Cooking Oil (UCO), Urban Sewage and Draining Systems, Wastewater Treatment Plant (WWTP), operational and financial impact, circular market.



Índice

1	Introdução.....	1
2	Objetivos.....	3
3	Revisão de Literatura.....	4
3.1	Óleos Alimentares Vegetais.....	4
3.2	Óleo Alimentar Usado.....	5
3.3	Impacte de Óleos Alimentares Usados no ambiente e população.....	5
4	Sistemas de Recolha de OAU.....	7
4.1	Potencial de Mercado.....	15
4.1.1	Mercado Circular.....	16
5	Afluência de OAU às Redes de Drenagem e ETAR.....	19
6	Rede de Drenagem de Água Residual Doméstica.....	21
7	Estação de Tratamento de Água Residual.....	23
7.1	Remoção de Óleos Alimentares Usados na ETAR.....	25
7.1.1	Desengorduradores.....	25
7.2	Destino dos óleos e gorduras retirados da água residual.....	28
7.3	Co-digestão.....	28
7.4	Tratamento Biológico Específico de Óleos e Gorduras.....	30
8	Custos Associados à Presença de Óleos e Gorduras na Rede de Saneamento e em ETAR.....	34
8.1	Reparação e manutenção da rede de saneamento.....	34
8.2	Linha de Tratamento de Águas Residuais – fase líquida.....	35
8.3	Tratamento Específico de Óleos e Gorduras.....	36
9	Discussão e Conclusões.....	40
10	Referências.....	42
	Anexos – Estimativas do consumo de O ₂ pelo reator Carbofil de acordo com diferentes estimativas de produção de OAU.....	48

Índice de Figuras

Figura 1 - Estado dos sistemas de recolha de OAU na Europa.	11
--	----

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Produção e recolha de OAU na União Europeia.	10
--	----

Tabela 2-Custos associados à manutenção da RS-ARd.....	34
--	----

Tabela 3- Parâmetros de funcionamento do equipamento Carbofi®.....	36
--	----

Abreviaturas, siglas e símbolos

CBO – Carência Biológica de Oxigênio

CQO – Carência Química de Oxigênio

CO₂ – Dióxido de Carbono

ETAR – Estação de Tratamento de Água Residual

FAD – Flotação por Ar Dissolvido

MS – Matéria Solúvel

OAU – Óleos Alimentares Usados

OAV – Óleos Alimentares Vegetais

RS-ARd – Rede de Saneamento de Água Residual Doméstica

SST – Sólidos Solúveis Totais

VLE – Valores Limite de Emissão

1 Introdução

A redução da perda ou desperdício de alimentos é fundamental para cumprir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU e crucial para reduzir os impactos associados ao seu ciclo de vida a nível económico, social e ambiental (Orjuela et al., 2020; *Sustainable Consumption and Production – United Nations Sustainable Development*, 2020). De acordo com Caldeira et al. (2017) a produção média de resíduos alimentares na Europa varia entre 173 Kg e 290 Kg por habitante por ano (Kg/hab.ano). Os dados recolhidos neste estudo revelam também que quase 60% dos resíduos alimentares são produzidos pela atividade de consumo e pós-consumo (por exemplo, ossos, óleos de cozinha, cascas, sobras e outros subprodutos associados), e uma grande fração é inevitável ou não comestível (Caldeira, Corrado e Sala, 2017). Orjuela & Clark (2020) estimam que 25% da perda ou desperdício correspondem a gorduras e óleos.

Uma nova forma de repensar este tema, levando a mitigar impactos provocados pelo desperdício alimentar passou pela criação de novos mercados, onde surgiram oportunidades, como, por exemplo, a recolha de óleos alimentares usados (OAU) (Zink e Geyer, 2017).

Os OAU produzem-se principalmente em residências e setores de hospitalidade, tais como hotéis, restaurantes, cafés e catering, pelo que a produção global atual é estimada entre 20% e 32% do consumo total de óleo vegetal (Orjuela e Clark, 2020). Este intervalo resulta dos diferentes hábitos culinários e tendências de consumo nas diferentes localizações do mundo, que também desempenham um papel importante na natureza, composição química e teor de impurezas nos OAU (Satpute et al., 2017). Devido a comportamentos menos adequados, ausência de regulamentos ou falta de aplicação e fiscalização de legislação, a maioria dos OAU são geralmente depositados nos esgotos ou redes de águas residuais ou nos contentores de resíduos sólidos que, posteriormente, são enviados para aterros sanitários (Amaral Cardoso Botelho, 2018)

O consumo de óleos vegetais é global e, até ao momento, tem aumentado substancialmente ao longo dos anos (Teixeira, Nogueira e Nunes, 2018). Existe, porém, uma profunda falta de informação e ligação entre os verdadeiros impactos operacionais e financeiros relacionados com a presença de óleo alimentar usado (OAU) nas redes de saneamento e nas Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) em Portugal. Esta falta de informação traduz-se também na carência de conhecimento que existe do

fluxo e destino final dos OAU (Teixeira et al., 2018; He et al., 2017; Satpute et al., 2017; Veloso, 2007; Filipe et al., 2011)

A presença de OAU nas redes de drenagem e, conseqüentemente, nas ETAR pode resultar no entupimento das redes de drenagem prediais, corrosão e obstrução das redes públicas, uma maior incidência nas intervenções de manutenção e limpeza na ETAR assim como num maior consumo de energia no tratamento, implicado pelo aumento da carga poluente que este resíduo provoca (Felizardo, 2003). Segundo Peiró et al. (2008), a recolha de OAU a 100% do seu potencial poderia reduzir os custos de tratamento na ETAR até 25%.

Desta forma, existem diversos tipos de processos para a captura e, ou tratamento de óleos e gorduras (Silva Ferreira, 2013), nomeadamente, a montante da rede de drenagem ou associado à linha de tratamento da água residual, de modo a ser tratado separadamente para retomar ao fluxo de água residual em tratamento. Contudo, para além do investimento financeiro e operacional, o tratamento preliminar para a remoção de óleos e gorduras tem uma eficiência baixa (cerca de 20%), sendo que a restante percentagem dos óleos e gorduras que afluem às ETAR, (80%), acabam por seguir pela linha de tratamento não sofrendo assim qualquer tratamento dedicado (Orjuela e Clark, 2020).

No universo da produção de OAU, existem dois sectores predominantes, o doméstico e o HORECA (Hotéis, Restaurantes, Cafés) (APA). Segundo He et al., os efeitos e repercussões da deposição incorreta dos dois resíduos podem ser iguais, no entanto, em zonas onde a indústria hoteleira tem uma grande incidência, os impactos são ainda mais significativos e recorrentes. Além disso, He et al. (2017), afirmou ainda que o impacto dos OAU domésticos é relativamente desconhecido.

2 Objetivos

O presente trabalho pretendeu contribuir para o estudo da presença de OAU nas redes de saneamento e nas ETAR, bem como os decorrentes impactes operacionais e financeiros associados, baseado em informação já existente. Estudaram-se ainda os possíveis benefícios de uma possível diminuição da quantidade de OAU nos mesmos sistemas, nomeadamente, com a possibilidade da utilização de alternativas à descarga destes produtos na rede de drenagem.

O presente trabalho abordou ainda os OAU provenientes das habitações, predominantemente denominado por OAU domésticos, quando comparando com os OAU oriundos do sector HORECA, tendo em consideração o local (zona urbana, suburbana, turística), a época (Natal, Páscoa, verão) e os hábitos alimentares.

Finalmente foi ainda estudado o potencial de mercado para os óleos alimentares vegetais usados e as oportunidades decorrentes de uma boa gestão dos sistemas de recolha e de leis e apoios dos Estados. A pesquisa abrangeu cenários globais e nacionais, de acordo com o consumo de óleos alimentares em diferentes regiões do mundo.

3 Revisão de Literatura

Para uma melhor compreensão do estado da arte aplicável, são apresentadas subsecções que visam enquadrar o tema de Óleos Alimentares Vegetais, nomeadamente, a nível da definição, do processo, dos impactos e da relevância que esta matéria tem no âmbito do estudo dos mesmos.

3.1 Óleos Alimentares Vegetais

Os óleos alimentares vegetais (OAV) são lípidos, que representam um constituinte importante na alimentação humana. São constituídos, principalmente, por triglicéridos e pequenas quantidades de mono e diglicéridos (Costa Neto, 1993). Segundo Darce (1983), no óleo bruto (óleo vegetal não refinado), os triglicéridos constituem desde 95% a 97% do total, enquanto que os óleos refinados podem atingir mais de 99%.

Na constituição de todas as gorduras e óleos estão incluídos praticamente os mesmos ácidos gordos, principais componentes dos óleos e gorduras, existindo entre eles apenas diferenças quantitativas e não qualitativas (Moretto e Fett, 1998). Uma das diferenças é, por exemplo, o seu estado físico à temperatura ambiente, isto é, a uma temperatura de 20 °C a gordura encontra-se em estado sólido e o óleo em estado líquido (Moretto e Fett, 1998).

O consumo de óleos vegetais é global e, com o aumento populacional e os seus padrões de consumo, tende a aumentar também (FAO, 2020). Porém existe ainda, na população geral, uma carência de conhecimento em relação ao verdadeiro impacto operacional e financeiro consequente da presença de óleo alimentar usado nas redes de saneamento e nas Estações de Tratamento de Águas Residuais (Teixeira et al., 2018; He et al., 2017; Satpute et al., 2017; Veloso, 2007; Filipe et al., 2011).

De acordo com o Instituto Nacional de Estatística (INE), a média de consumo de óleos e gorduras em Portugal, entre 2014 e 2018, foi cerca de 222 mil toneladas por ano, o que equivale a 21 Kg/hab.ano. Estes valores decorrem do incremento do consumo de óleos vegetais que, por sua vez, derivam do aumento da população e dos seus padrões de consumo (Orjuela e Clark, 2020)), como, por exemplo, o incentivo por parte das Nações Unidas à produção de biodiesel com o intuito de diminuir as emissões de CO₂ (*Resolução Do Conselho de Ministros 53/2020, 2020-07-10 - DRE*).

3.2 Óleo Alimentar Usado

O consumo de óleos alimentares implica que, ao atingir o fim do seu ciclo de vida para o consumo humano, se torne um resíduo comumente designado como Óleo Alimentar Usado (OAU) (Satpute *et al.*, 2017).

O OAU resulta da modificação do óleo alimentar vegetal através de processos de culinária, especialmente da fritura, onde é utilizada uma quantidade significativa de óleo (Rekhate e Prajapati, 2019). Este processo é normalmente realizado em recipientes abertos e submetendo o óleo a altas temperaturas (180 – 200°C), enquanto promove o seu contacto com matéria orgânica, ar e água (Rekhate e Prajapati, 2019).

Segundo os mesmos autores, o mesmo óleo pode ser reutilizado diversas vezes, principalmente por questões económicas.

As principais alterações físicas observadas pelo processo de fritura são: (i) aumento da viscosidade; (ii) aumento do calor específico; (iii) alteração da tensão de superfície; (iv) alteração de cor; (v) aumento da tendência da gordura formar espuma. As alterações mencionadas são visíveis e estão associadas ao processo de fritura em si, nomeadamente duração e padrão (contínuo ou intermitente) do aquecimento do óleo, bem como as características intrínsecas ao tipo de óleo usado.

3.3 Impacte de Óleos Alimentares Usados no ambiente e população

Os OAU produzem-se principalmente em residências e setores de hospitalidade, nomeadamente hotéis, restaurantes, cafés e catering (Satpute *et al.*, 2017), sendo a produção global atual estimada entre 20% e 32% do consumo total de óleo vegetal (Orjuela & Clark, 2020; Teixeira *et al.*, 2018). Este intervalo, como referido anteriormente, resulta dos diferentes costumes culinários e tendências de consumo nas diferentes regiões, que também desempenham um papel importante na natureza, composição química e teor de impurezas nos OAU (Satpute *et al.*, 2017).

Devido a comportamentos menos adequados, à ausência de gestão destes resíduos ou ineficiência de sistemas de gestão existentes, à ausência de regulamentos ou a falta de

aplicação correta da legislação, a maioria dos OAU são depositados em contentores de resíduos urbanos ou, principalmente, nos esgotos ou redes de água residual (Amaral Cardoso Botelho, 2018). A elevada toxicidade dos OAU pode afetar os solos, bem como recursos hídricos, tais como água marinha e oceânica, água subterrânea e água para consumo humano. O resultado desta contaminação é uma potencial e séria ameaça ao ser humano, assim como aos animais e plantas (Abidli, Huang e Park, 2020).

Segundo Caldeira et al. (2017) estima-se que na Europa, em média, sejam produzidos entre 173 e 290 Kg de resíduos alimentares por habitante por ano. Já na Austrália cerca de 361 Kg/hab.ano e nos EUA 278 Kg/hab.ano (Caldeira, Corrado e Sala, 2017). Dos resíduos alimentares recolhidos cerca de 25% são óleos alimentares e gorduras (Orjuela e Clark, 2020).

De acordo com a APA (Agência Portuguesa do Ambiente) e Satpute et al (2017) um litro de óleo alimentar pode contaminar cerca de um milhão de litros de água, o que torna este tema de emergente preocupação quando, em determinadas zonas do Mundo, basta entre 50 e 100 litros de água por pessoa para satisfazer as suas necessidades básicas. É de salientar ainda que o custo associado à extração do OAU da água é 700 vezes mais caro do que o tratamento comum da água residual, que ronda os 46 cêntimos por litro, ou seja, 505 euros por tonelada (Satpute *et al.*, 2017). Com uma recolha total (a 100% do potencial) poder-se-ia reduzir os custos de tratamento atuais até 25% (Peiró, Méndez e Durany, 2008)

Sabendo que o OAU é um resíduo que se pode tornar em produto quando recolhido e valorizado para fins não alimentares, o seu descarte inapropriado pode também ser considerado um desperdício de uma fonte de energia ou de produtos para comercialização, abrindo a possibilidade para criar um mercado circular (Felizardo, 2003).

4 Sistemas de Recolha de OAU

Com o aumento de uma consciência mais ecológica na Europa e no Mundo criaram-se projetos e sistemas de recolha de OAU (Zink e Geyer, 2017). Nos últimos anos, em alguns países, observou-se um aumento de iniciativas e da eficiência de sistemas de gestão e recolha de OAU (Satpute *et al.*, 2017). De um modo geral, no setor HORECA esta prática está mais desenvolvida, no entanto, a recolha do OAU doméstico, na generalidade, ainda está numa fase muito prematura (Satpute *et al.*, 2017).

A quantidade de resíduos produzidos pelo uso de produtos consumidos na sociedade, como os produtos alimentares, geram a necessidade de reduzir a quantidade dos mesmos para evitar, além do desperdício alimentar, custos de tratamento e gestão de resíduos, com o objetivo de assegurar para a sociedade e gerações vindouras um futuro mais sustentável (Orjuela *et al.*, 2020).

A redução da perda ou desperdício de alimentos é também fundamental para cumprir os ODS da ONU e crucial para reduzir os impactes associados ao seu ciclo de vida a nível económico, social e ambiental (*Sustainable Consumption and Production – United Nations Sustainable Development*, 2020). A recuperação destes resíduos, envolvendo a sua valorização, pode gerar uma grande variedade de produtos, matéria-prima ou combustível, criando assim um mercado circular com potencial (Orjuela e Clark, 2020).

O sistema da cadeia de recolha de OAU começa na residência de cada habitante. Em cada habitação o residente deve depositar o OAU (principalmente o da fritura) para um recipiente, sendo que este recipiente podem ser garrafas de água usadas ou a própria garrafa de óleo vegetal, em vez de o rejeitar para o ralo. Quando o recipiente atinge o seu limite de armazenamento deve ser direcionado para pontos de recolha e contentores específicos. (Satpute *et al.*, 2017). Quando os contentores atingem a sua capacidade máxima, procede-se à recolha do seu conteúdo. Este é encaminhado para uma estação de tratamento onde é sujeito a filtração, de forma a retirar a maioria do material orgânico proveniente da culinária, e finalmente direcionado para o destino final (Satpute *et al.*, 2017).

Existem atualmente, três estratégias de recolha de OAU que estão disponíveis (Satpute *et al.*, 2017).

- **Recolha descentralizada** - consiste na recolha porta-a-porta, onde o OAU é recolhido diretamente de cada habitação.

- **Recolha centralizada** – consiste na recolha através de contentores próprios. Neste caso, os contentores próprios para a deposição de OAU estão colocados em pontos estratégicos, como escolas, centros comerciais e espaços muito frequentados. Esta opção tem a possibilidade de fornecer embalagens adequadas e específicas para a recolha do OAU, fornecendo no ponto de recolha as embalagens limpas e prontas para a utilização, ou a população usa embalagens de plástico já utilizadas, como garrafas de água ou do próprio óleo vegetal.
- **Recolha combinada** – consiste na aplicação das duas estratégias, conforme o aglomerado populacional.

A opção da recolha centralizada é a que é mais usada, uma vez que traz vantagens económicas em relação à opção de recolha descentralizada, ou seja, a recolha porta-a-porta (Satpute *et al.*, 2017).

A recolha de OAU no mundo tem alcançado diferentes resultados (Satpute *et al.*, 2017). Estes resultados dependem da legislação de cada país e dos seus esforços para uma recolha de OAU mais eficiente, como a correta sensibilização e compensação da população, para além dos incentivos dados às empresas encarregues desta recolha. Atualmente a recolha de OAU tem um enorme défice devido à falta de sensibilização das populações, à carência de legislação e/ou da correta aplicação das mesmas (Satpute *et al.*, 2017).

Um estudo de Teixeira (2018), que abrange 23 países a nível global, indicou que 42% dos países estudados incorpora sistemas de recolha para o setor HORECA, 35% possuiu sistemas de recolha de OAU doméstico e apenas 8% dos países tem uma recolha em setores não específicos. Por outro lado, cerca de 15% dos países em estudo não dispunham de informação desta matéria (Teixeira, Nogueira e Nunes, 2018). De acordo com os estudos do projeto Europeu RecOil foi apurado que seria possível recolher 2,5 litros de OAU por habitação por mês (European Biomass Industry Association, 2015). Determinou-se ainda, de acordo com Wallace *et al* (2017a) que cerca de 60% dos OAU foram mal depositados /descartados, que no setor HORECA foi recolhido apenas cerca de 45% do potencial de recolha e que no setor doméstico essa percentagem de recolha situa-se apenas em cerca de 16%.

Diagnóstico Atual – Exemplos e caso Português

Na tentativa de compreender o estado do mercado e recolha de OAU em diferentes partes do mundo procedeu-se ao estudo da situação de diferentes países, em diferentes partes do globo.

Por exemplo, Taiwan, um país no este asiático, em 2015, data da implementação da obrigatoriedade de reciclagem de OAU pela autoridade competente no país (Environmental Protection Administration, EPA), a recolha de OAU foi de 1599 toneladas (Tsai, 2019). Em 2017 foi registada uma recolha de 12 591 toneladas de OAU, representando um crescimento percentual de aproximadamente 800% num período de 2 anos (Tsai, 2019).

Nos Estados Unidos da América foi estimado que cada habitante produziu, em média, entre 4kg e 6kg de óleos e gorduras por ano (Wiltsee, 1998 citando em Nzila *et al.*, 2017). O OAU foi ainda considerado um dos principais poluentes nas águas residuais (Wiltsee, 1998 citando em Nzila *et al.*, 2017) e um problema acentuado nas ETAR, devido à dificuldade de sensibilizar os cidadãos a não depositarem os OAU e gorduras para os esgotos (U.S. EPA, 2012).

No Brasil, apesar do potencial de recolha existente, apenas 2,5% do OA produzido no país foi reutilizado, enquanto o restante foi depositado nos solos, meio aquático, rede de drenagem ou incinerado (César *et al.*, 2017). Neste país a recolha de OAU poderia ser uma boa alternativa para a produção de fontes de energia descentralizada, abastecendo, com maior facilidade, as zonas mais rurais e remotas.

Dadas as características socioeconómicas do Brasil, a recolha de OAU poderia ainda contribuir como fonte de rendimento adicional para populações mais desfavorecidas. Considerando que cerca de 1,2 milhões de brasileiros obtêm os seus rendimentos pela a recolha de resíduos recicláveis diversos, a criação de planos de recolha de OAU que incluam estes indivíduos poderá atribuir aos mesmos uma fonte de rendimento adicional e uma situação laboral mais digna (César *et al.*, 2017). Segundo a mesma referência, a utilização de OAU no biodiesel produzido no Brasil poderia também reduzir o seu preço. Se a recolha de OAU for eficaz, o preço por litro de OAU seria acentuadamente mais baixo do que os óleos alimentares utilizados para a produção do biodiesel (César *et al.*, 2017)

A nível da União Europeia, verificou-se que os valores de recolha de OAU são baixos, como se mostra na Tabela 1, onde são apresentados os dados de OAU produzido e passível de recolha, em toneladas, e o OAU recolhido, em toneladas e em percentagem, em diferentes países da União Europeia.

Tabela 1 - Produção e recolha de OAU na União Europeia.

Fonte: Adaptado de Analysis of the current development of household UCO collection systems in the EU, de Satpute et al, 2017.

País	OAU passivo a recolha (setor doméstico) (t/ano)	Recolhido (t/ano)	Recolhido (%)
Itália	156.000	15.000	9,6%
Alemanha	65.000	1.209	1,9%
França	52.000	0	0,0%
Espanha	232.000	5.000	2,2%
Roménia	49.000	0	0,0%
Polónia	47.000	0	0,0%
Reino Unido	42.000	8.600	20,5%
Hungria	29.000	40	1,4%
Bulgária	27.000	0	0,0%
Portugal	30.000	1.000	3,3%
República Checa	16.000	500	3,1%
Croácia	12.000	0	0,0%
Bélgica	13.000	8.300	63,8%
Eslováquia	10.000	360	3,6%
Holanda	12.000	3.600	30,0%
Áustria	7.000	2.352	33,6%
Grécia	20.000	14	0,1%
Lituânia	6.000	0	0,0%
Letónia	4.000	0	0,0%
Estónia	4.000	0	0,0%
Eslováquia	4.000	0	0,0%
Finlândia	3.000	0	0,0%
Suécia	3.000	1.400	46,7%
Dinamarca	2.000	1	0,1%
Irlanda	2.000	0	0,0%
Chipre (modelado)	4.000	0	0,0%
Malta (modelado)	2.000	0	0,0%
Total	854.000	47.736	5,6%

Dos 27 países representados na Tabela 1, apenas 4 recolheram mais de 30% de OAU. Dos mesmos 27 países, constatou-se que 22 países (81%) recolheram menos de 10% dos OAU passível de recolha. Os valores exibidos mostraram ainda que quase metade dos países (48%) não recolheram qualquer OAU produzido. A média global de recolha de OAU na União Europeia, segundo este estudo, foi de apenas 5,6%.

De acordo com Greena (2017), se não existir um empenho e apoio por parte das instituições governamentais, a recolha de OAU poderá decrescer em cerca de 7% até 2030. No entanto, e por outro lado, se houver apoio ativo por parte destas instituições é possível que, num prazo entre 10 e 15 anos, se possam desenvolver sistemas de recolha que o aumento da recolha de OAU em cerca de 15% a 20%. em comparação com a recolha atual.

Num panorama mais geral, na Europa, e de acordo com Satpute et al. (2017), os países encontram-se em diferentes estádios (como apresentado na Figura 1, através do sistema de cores). Os melhores exemplos de recolha organizada a nível nacional encontram-se na Bélgica, Holanda e Áustria. Existe uma aproximação à abordagem destes países na Alemanha, Itália e Hungria, apesar de estarem numa fase embrionária na recolha de OAU domésticos. Na Suécia, onde a recolha é realizada a nível local, e apesar de ser um sistema funcional, não há uma coordenação a nível nacional (Satpute et al., 2017).

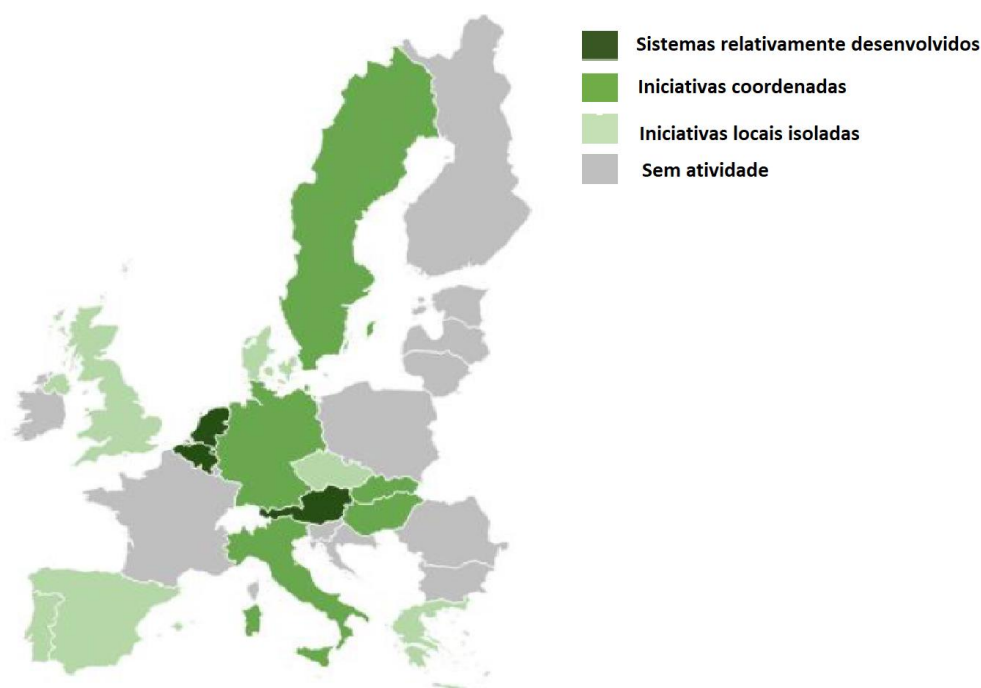


Figura 1 - Estado dos sistemas de recolha de OAU na Europa.

Fonte: *Analysis of the current development of household UCO collection systems in the EU*, de Satpute et al, 2017.

Para que haja uma distinção clara das ações nos diversos países e os resultados decorrentes dessas diferentes atuações é necessário verificar alguns pontos específicos que demonstram o sucesso, ou não, das campanhas e sistemas de recolha de OAU.

Na Bélgica, em 2004, foi criado um sistema a nível nacional de modo a reagir à necessidade de reciclar OAU, designado Valorfit. A Valorfit é uma entidade que coordena e regula e monitoriza os dados de reciclagem de OAU através da interação com diversas empresas que realizam a recolha, pré-tratamento e distribuição. Qualquer empresa que pretenda produzir, distribuir ou importar OAV é obrigada a aderir ao programa de reciclagem (Valorfit), sendo esta regulada pelo governo federal da Bélgica.

Em suma, este sistema introduziu legislação que permitiu a regulação do mercado, permitindo responsabilizar produtores, importadores e distribuidores de OAV. Estes ficaram com a responsabilidade de reportar as quantidades deste produto colocadas nos mercados assim como as quantidades recicladas (Satpute *et al.*, 2017). O sistema de recolha na Bélgica é predominantemente centralizado, geralmente equipado com recipientes prontos para a colocação de OAU, e é importante salientar que foi realizada uma campanha informativa eficaz e que a população está sensibilizada quanto ao dilema da gestão inadequada de OAU bem como ao seu impacto. Este tipo de campanhas requer um marketing eficiente e constante, sendo este um dos principais investimentos necessários para o sucesso deste sistema de recolha (Satpute *et al.*, 2017). É de realçar que a Bélgica é o país com uma maior taxa de recolha, com cerca de 64% de recolha do total de OAU doméstico (Satpute *et al.*, 2017).

No caso da Holanda, a principal diferença, face à Bélgica, reside na utilização de um sistema regulador que engloba a reciclagem de OAU como uma atitude voluntária, enquanto na Bélgica é um processo obrigatório para os intervenientes dos fluxos de OAV no país. Os resultados dos valores da recolha realizada na Holanda são significativamente inferiores quando comparados com os valores da Bélgica. A percentagem de recolha ronda os 30% e estima-se que a principal razão deste valor ser mais baixo que o da Bélgica decorre do diferente tipo de ação do sistema supracitado (Satpute *et al.*, 2017).

Em Portugal, em comparação com outros casos de sucesso na Europa, não existe um único sistema de recolha organizado entre si (Amaral Cardoso Botelho, 2018). De acordo com o Regime Geral de Gestão de Óleos Alimentares Usados (RGG-OAU) a responsabilidade da gestão não está atribuída a um único interveniente específico, caracterizando-se assim pela fragmentação dos sistemas, onde todos os intervenientes no seu ciclo de vida (produtores, distribuidores e consumidores) são responsáveis pela correta deposição do resíduo (Satpute *et al.*, 2017). Em 2016 atuavam, no total, 38 operadores de gestão de resíduos de OAU, dos quais 23 são privados, 13 intermunicipais e 2 municipais (Amaral Cardoso Botelho, 2018). Cada um opera do seu

modo, com diferentes campanhas, diferentes formatos de oleões, diferentes modos de deposição de OAU, pelo que, as ações e campanhas em larga escala tornam-se de difícil execução pela falta de um elo, como aquele que existe na Bélgica, materializado pela Valorfrit (Satpute *et al.*, 2017).

Existem 5097 pontos de recolha de OAU em Portugal (oleões), ou seja, para cada oleão contribuem em potencial 2021 habitantes, sendo que a RGG-OAU estabelece um valor mínimo de 10 mil pontos de recolha. É ainda importante salientar que, em 2018, somente 51,5% dos municípios que reportaram dados cumpriram os objetivos necessários (APA, 2016).

Um exemplo de gestão de resíduos observada em Portugal é a Sociedade Ponto Verde, que gere as embalagens usadas, trata cerca de 51,6% do potencial de recolha e dispõe de 43 mil pontos de recolha. Em comparação com a recolha de OAU é um sistema muito mais desenvolvido e com maior capacidade para tomar iniciativas eficientes de forma a promover a recolha de resíduos (Amaral Cardoso Botelho, 2018).

Em 2016, a taxa de recolha de OAU foi de 1,8% do potencial de recolha de OAU domésticos (Amaral Cardoso Botelho, 2018). No entanto, de acordo com (Paolo Sperandio#, Massimiliano De Luca*, Alexandro Catini) a recolha de OAU foi de 3,3% do potencial de recolha. Fica demonstrado que, apesar da legislação estar em prática em Portugal, em muitos casos esta não é cumprida e não existe um órgão regulador que controle estes cenários. Por exemplo, no sector HORECA apenas 33% do OAU disponível para recolha é efetivamente recolhido, pelo que este dado demonstra que mais de metade da atividade deste setor não cumpre as regras a que é sujeito (Amaral Cardoso Botelho, 2018).

Em Portugal, de acordo com o inquérito de Botelho (2018) um dos principais desafios para a adesão da população é o facto de esta não ter perto das suas habitações pontos de recolha (48%). As duas razões seguintes, de acordo com o inquérito, foi o facto de não se considerar que se produza o suficiente (17%) e pelo facto de ser mais prático depositar o OAU nos resíduos urbanos ou ralo (15%).

A indústria do biodiesel em Portugal importou 91,4% dos OAU consumidos (APA, 2018), o que pode indicar uma das oportunidades de mercado em Portugal, tendo também em conta que Portugal é um dos países com maior produção de OAU per capita na Europa ,entre 4,16 Kg/hab.ano a 6,30 Kg/hab.ano (Teixeira, Nogueira e Nunes, 2018).

Na União Europeia, cerca de metade do OAU utilizado é importado da China, (34%), da Malásia e Indonésia, (20%). Estas importações podem constituir uma contradição à Diretiva de Energia Renováveis II (REDII) da UE , tendo em conta que a Malásia e Indonésia são os maiores produtores de óleo de palma do mundo (T&E, 2019). De acordo com a Organização Não Governamental T&E (2019), verificou-se a possibilidade de o OAU importado, proveniente dos países supracitados, não tenha sido realmente usado, sendo grande parte do suposto OAU, óleo de palma.

De acordo com o relatório *Used Cooking Oil Market Size, Share & Growth da Industry Report*, o uso global de OAU gerou aproximadamente 6 biliões de dólares em 2019, com uma estimativa de crescimento para 8,88 biliões de dólares em 2026. A Europa, seguida do norte do continente americano, deteve a maior parte deste mercado, principalmente devido às regulamentações aplicadas para a utilização de OAU, à crescente preocupação para a sustentabilidade dos transportes e aos apoios dados pelos governos envolvidos (Priya, 2020). Por exemplo, no Reino Unido, cerca de 89% da matéria prima utilizada para a produção de biodiesel foi proveniente de OAU. O mesmo relatório projetou que o maior crescimento até 2026 será na região da Ásia e Pacífico, particularmente devido ao aumento do consumo energético, registado na região e na aposta em energias renováveis, incluindo a utilização de biodiesel (Priya, 2020).

4.1 Potencial de Mercado

Apesar do mercado de OAU ser reduzido e aquém do seu potencial, é um mercado sólido que em 2008 gerava 600 milhões de dólares por ano, crescendo a uma percentagem anual de 4%. É um mercado vulnerável por estar dependente do estado da economia e do ambiente político, não obstante promissor. Esta vulnerabilidade poderia ser mitigada com estratégias do ponto de vista legal, criando benefícios para a indústria, habitantes bem como diretivas mais concretas (Orjuela e Clark, 2020). Como referenciado no capítulo anterior e de acordo com o relatório *Used Cooking Oil Market Size, Share & Growth da Industry Report*, o uso global de OAU gerou aproximadamente 6 biliões de dólares em 2019, com uma estimativa de crescimento para 8,88 biliões de dólares em 2026.

A União Europeia estima que existe um potencial de recolha entre 800.000 e 900.000 toneladas por ano, apesar de atualmente a recolha corresponder a 50.000 toneladas de OAU por ano (Satpute *et al.*, 2017). Este potencial aumenta 2% por ano, devido ao aumento do consumo de óleos vegetais (European Biomass Industry Association, 2015). Como referido anteriormente, a não valorização deste subproduto é também considerada um desperdício energético. Na Europa, a quantidade de OAU e gorduras produzidas pela população poderia produzir, aproximadamente, 1.000 GWh por ano, e, quando perdidos para a rede de saneamento ou para os contentores de resíduos urbanos poderia representar uma perda de cerca de 100 milhões de euros para o mercado, muitas vezes devido à falta de alguma utilização económica (Wallace *et al.*, 2017b).

No entanto, para que a recolha de OAU se desenvolva e dinamize, em muitos países, ainda seria necessário criar estes sistemas de origem. O esforço requer elevados recursos e exige criar metas com uma perspetiva a longo prazo. É estimado que até 2030 poderá ser alcançada a recolha de cerca de 200.000 toneladas de OAU por ano. Contudo, é um cenário otimista e requereria o envolvimento ininterrupto e dinâmico dos sistemas de recolha desde este momento até 2030 (Satpute *et al.*, 2017).

Em Portugal, a falta de sistemas de recolha em determinados municípios ou a insatisfação destes com esses mesmo sistemas representa em si uma boa oportunidade de mercado (Amaral Cardoso Botelho, 2018). Apesar da recolha de OAU domésticos representar maiores desafios, quando equiparada à recolha de OAU provenientes do setor HORECA e industrial, um dos principais desafios ocorre da menor quantidade de

óleo disponível em locais muito dispersos, quando em comparação com os outros setores (Amaral Cardoso Botelho, 2018). De acordo com César *et al.* (2017) o principal fator de sucesso de recolha de OAU doméstico é a criação de sistemas de recolha avançados e bem organizados (41% dos inquiridos), seguidos da uma boa campanha de informação e educação da população (32% dos inquiridos).

Uma grande parte dos países da União Europeia não detém legislação específica para os OAU, 85%, com a exceção da Irlanda que possui legislação realmente dedicada para OAU (Satpute *et al.*, 2017). No entanto, considera-se que a existência de leis específicas não é fundamental para a eficiência de possíveis sistemas de recolha instalado, contudo, uma legislação aprofundada para a gestão de resíduos tem um impacto positivo na recolha e valorização dos mesmos (Satpute *et al.*, 2017).

4.1.1 Mercado Circular

A criação do conceito de mercado circular remota aos anos sessenta do século XX e, desde esse momento, tem sido reconhecida a importância da necessidade de reutilizar ou reciclar diferentes materiais de forma a extrair todo o seu potencial, reduzindo também a produção de resíduos o quanto possível (Zink e Geyer, 2017). Um dos principais dilemas do mercado circular consiste em entender como a reutilização ou reciclagem dos materiais (produção secundária) impacta a produção de matéria prima (produção primária) no nível ecológico, económico e social (Zink e Geyer, 2017).

A evolução da utilização de óleos vegetais como matéria prima ao longo dos últimos anos pode ser apresentada, esquematicamente, pela Figura 2.

É possível observar que nos últimos 15 anos a utilização de óleo vegetal para uso energético, biodiesel, tem aumentado substancialmente, assim como o consumo para alimentação (Orjuela e Clark, 2020).

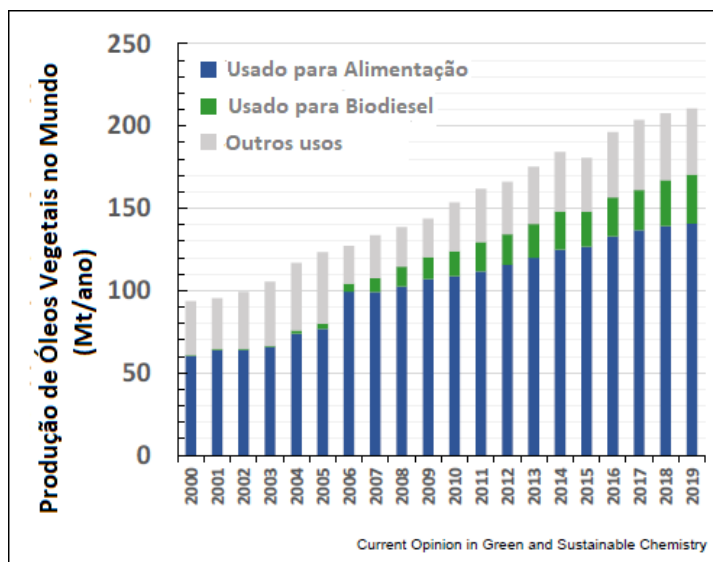


Figura 2 - Produção e finalidade de Óleo Vegetal produzido

Fonte: Green chemicals from used cooking oils: Trends, challenges, and opportunities, de Orjuela & Clark, 2020.

De forma a exemplificar como a introdução de OAU no mercado poderia afetar a produção de óleo vegetal e as consequências que surgem da sua produção, a Figura 3 mostra, esquematicamente, os possíveis efeitos dessa ação. Esta figura foi construída com referência a cada tonelada de óleo vegetal usada no mercado e adaptada dos estudos de Orjuela & Clark (2020). Foi ainda desenvolvida no pressuposto de que a eficiência de recolha de OAU e a sua reutilização ocorre a 100%, considerando ainda as estimativas mais conservadoras da estimativa de produção de OAU com relação ao óleo vegetal consumido (20%) (Orjuela e Clark, 2020).

Assim, de acordo com Orjuela & Clark (2020), cerca de 0,20 toneladas de OAU são produzidas por cada tonelada de óleo vegetal consumido no mercado.

A produção de OAV produz impactes negativos durante a produção agrícola, extração, refinamento, transporte, etc. A consequente produção de OAU, que provém do consumo de OAV, produz também impactes negativos, principalmente quando a recolha seletiva não existe. Esses impactes são provenientes da sua deposição para os esgotos, resíduos urbanos ou de outras utilizações ilegais.

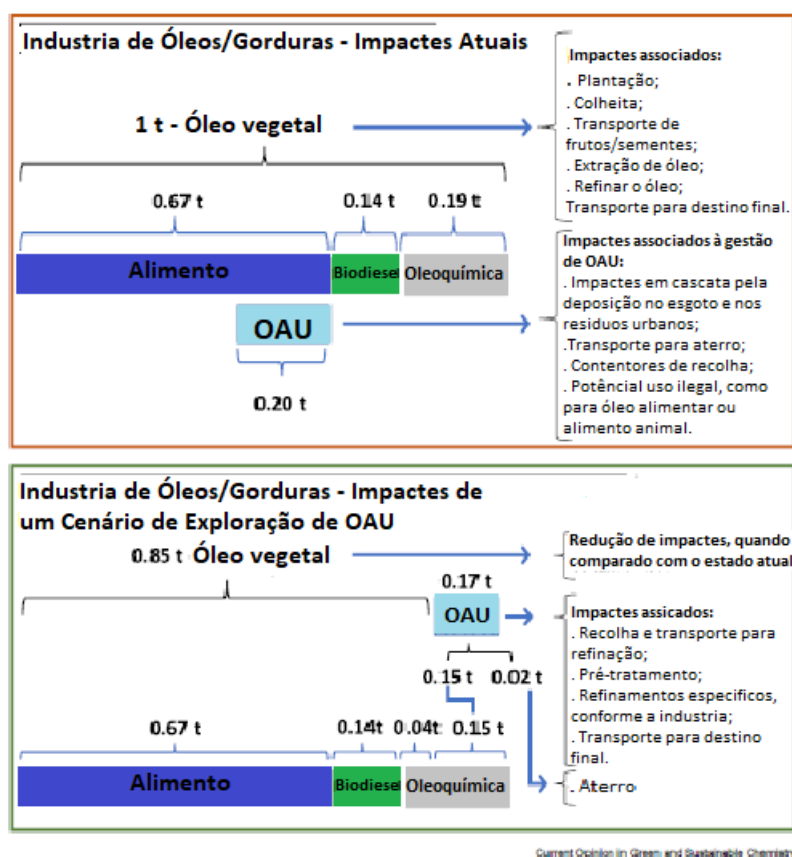


Figura 3 - Mitigação na produção de Óleo Vegetal considerando a recolha de OAU a 100%

Fonte: Green chemicals from used cooking oils: Trends, challenges, and opportunities, de Orjuela & Clark, 2020.

Alternativamente, usando a mesma referência de 1 tonelada para o todo o mercado, e as seguintes frações de óleo vegetal, respetivamente, usadas para alimentos (0,67t), biocombustíveis (0,14t) e oleoquímicos (0,19t), seria possível reduzir a produção necessária de OAV para cerca de 0,87t, usando a abordagem da economia circular, como se pode observar na Figura 3. A produção de OAU corresponderia a cerca de 0,17t, que após pré-tratamento e refinação, com rendimento de 90%, se produziria cerca de 0,15t de OAU, aptos a servirem como matéria-prima, de modo a substituir a produção de óleo vegetal para a utilização de produtos não alimentares, como por exemplo, o Biodiesel. Em suma, com esta abordagem, seria possível reduzir a produção global de OAV em cerca de 17%, assim como os impactos negativos associados à sua produção (Orjuela e Clark, 2020).

Concluindo, através de valores muito conservativos, e de acordo com Orjuela & Clark (2020), a exploração de OAU como matéria-prima, dentro de um modelo de economia circular, permitiria reduzir os impactos ambientais e sociais associados à sua utilização reduzindo paralelamente os custos associados à remoção ou deposição dos OAU com um estatuto permanente de resíduo.

5 Afluência de OAU às Redes de Drenagem e ETAR

A afluência de OAU às redes de drenagem e, por consequência, às ETAR é de quantificação difícil devido à falta de campanhas de monitorização regulares, da incapacidade de comparação de dados resultantes de diferentes métodos de determinação e consequente falta de informação concreta e coerente dos valores apresentados por diferentes autores (Satpute et al., 2017; Teixeira et al., 2018). Procedeu-se, no entanto, à recolha da informação disponível, na tentativa de apresentar uma gama de valores que possa traduzir a realidade em Portugal.

Um inquérito realizado por Martim Botelho (2018) a 1017 pessoas determinou que, de acordo com as respostas dadas pelos participantes, cerca de 26% dos inquiridos deposita os OAU no ralo, 14% deposita o OAU no lixo doméstico e 38% dos inquiridos coloca o OAU no oleão. No entanto, estes dados não corroboram as estatísticas nacionais, uma vez que, de acordo com a APA e com a DGEG cerca de 99% da população não faz reciclagem do OAU. Veloso (2007) concluiu que 56% do OAU era depositado nos esgotos e os restantes 44% colocados nos contentores de resíduos urbanos.

Todavia, a informação dada pela APA e citada pela Associação ZERO (doravante designada por ZERO), em 2015, cerca de 35 mil toneladas acabaram na rede de drenagem (60% do total de óleos alimentares usados), estimando a ZERO que 15 mil toneladas (44% do total) de OAU sejam rejeitadas pelos cidadãos nos esgotos domésticos e que 19 mil toneladas (56% do total) sejam desperdiçadas pelo setor HORECA (*APA citada na Associação ZERO*).

No estudo de Martim Botelho (2018) é ainda assumido que cerca de 69%, equivalente a 65 mil toneladas, de todo o OAU produzido em Portugal continental é encaminhado para a rede de drenagem, para os contentores de resíduos urbanos ou para deposição nos solos. No entanto, numa perspetiva do mercado nacional de OAU, principalmente direcionado para o biodiesel, foram importadas 71 mil toneladas de OAU para satisfazer esta indústria, cerca de 91,7% do OAU utilizado (Amaral Cardoso Botelho, 2018).

A realidade que foi constatada colide na falta de informação para, a nível nacional, afirmar-se com certeza, ou numa estimativa fiável, a quantidade de OAU que é remetido para a rede de drenagem (*APA citada na ZERO*). Teria de existir uma campanha a nível nacional que abrangesse grande parte do território Português, para se compreender realmente o panorama nacional da gestão e destino final deste subproduto, ao invés de

campanhas que, assim como o sistema de recolha atual, são fragmentadas, não são muitas vezes comparáveis e não englobam o cenário nacional (Amaral Cardoso Botelho, 2018)

6 Rede de Drenagem de Água Residual Doméstica

A rede de saneamento de águas residuais domésticas (RS-ARd) consiste numa rede de coletores que abrange, atualmente em Portugal, 90% da população (Henrique e Botica, 2012). A energia utilizada para o transporte da água residual pelos coletores é, na generalidade, providenciada pela força da gravidade (escoamento gravítico), utilizando, eventualmente, bombas para elevar a cota da água residual, quando não existe outra opção, além desta ser constituída por diversos acessórios que tornam possível a drenagem da água residual às ETAR (Henrique e Botica, 2012).

O principal impacte provocado por óleos e gorduras na rede de drenagem são os entupimentos (He, los Reyes, de e Ducoste, 2017). Primeiramente pensava-se que os entupimentos ocorriam devido ao arrefecimento e solidificação de óleos e gorduras saturadas (He, los Reyes, de e Ducoste, 2017). Contudo, estudos mais recentes indicam que o “bloco” que obstrói o fluxo de água contém, além de ácidos gordos, concentrações significativas de minerais e metais, principalmente cálcio (Keener, K. M., Ducoste, J. J., and Holt, 2008, He, X., lasmin, M., Dean, L. O., Lappi, S. E., Ducoste, J. J., and de los Reyes, 2011, Williams, J. B., Clarkson, C., Mant, C., Drinkwater, A., and May, 2012). Os óleos e gorduras têm propriedade aderentes, acumulando-se nas paredes da tubagem que, ao se deteriorarem, libertam cálcio (He, los Reyes, de e Ducoste, 2017). A formação destes “blocos” envolve outros processos como a saponificação e hidrólise dos óleos e gorduras.

Segundo o estudo de He et al., 2011 associa-se ainda a presença de outros produtos na rede de drenagem, tais como toalhas húmidas, que promovem o favorecimento da ocorrência de “blocos” que provocam o entupimento das tubagens, devido à acumulação de resíduos nas massas formadas pelos óleos e gorduras. Estes impactes ocorrem também em grupos eletrobomba, poços de bombagem e sifões (Bridoux, Dhulster e Manem, 1994)

De acordo com Bowerman entre 80% a 95% destes incidentes foram provocados por ácidos gordos insolúveis, óleos e gorduras, na sua forma saponificada. Estima-se que nos Estados Unidos, anualmente, entre 40% e 50% dos entupimentos na rede de drenagem foram provocados pela presença de óleos e gorduras na rede, na Austrália a mesma causa representou cerca de 21%, no Reino Unido a percentagem ronda entre os 50% e 75% e na Malásia o valor acresce para os 71% (He et al., 2017; Satpute et al., 2017).

Nas grandes cidades, estes problemas são mais vulgares devido ao elevado aglomerado populacional e edifícios mais altos que, em conjunto com zonas de restauração densificadas, criam as condições ideais para que haja mais entupimentos e a necessidade de intervenções na rede (Wallace *et al.*, 2017b). Numa área residencial nos Estados Unidos, constatou-se que um edifício com pelo menos 7 andares pode ser comparado a um estabelecimento da área de restauração em termos de produção de óleos e gorduras (Anon (2002) citado em He *et al.*, 2017). No ano 2000, estimou-se que os entupimentos causados pela presença de óleos e gorduras na rede de saneamento, em 18 Estados dos EUA, libertaram cerca de 23 biliões de litros de água residual diretamente para o ambiente e alagaram grandes zonas urbanas (Benecke, Allen e Garbark, 2017).

Para além de todos os incómodos e prejuízos já referidos associados à presença deste fluxo na RD-ARd, Canler (2001) afirmou ainda que este fluxo pode provocar a libertação de odores desagradáveis, como consequência de processos de fermentação. Quando as águas residuais possuem elevadas concentrações de ácidos gordos, as zonas anaeróbias, provocadas pelo acumular de gorduras e óleos na rede, são favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos sulfato-redutores que, ao concorrerem através do processo de fermentação, formam ácido sulfídrico (H_2S), dando origem a odores desagradáveis e que, ao reagir com a água, poderão promover-se condições para a formação de ácido sulfúrico (H_2SO_4), altamente corrosivo (Silva Ferreira, 2013).

Todas estas implicações têm um forte impacte no ambiente e na RD-ARd, provocando, ainda, o aumento de velocidade do escoamento provocado pela diminuição do diâmetro útil (devido à acumulação de óleos e gorduras nas paredes da tubagem) e aumento da perda de carga, aumentando substancialmente a necessidade de reparação ou manutenção das mesmas (Satpute *et al.*, 2017).

7 Estação de Tratamento de Água Residual

Uma estação de tratamento de água residual (ETAR) tem como principal objetivo a proteção do ambiente, tratando a água residual de modo a que o meio recetor e os organismos que nele habitam não sejam afetados pela descarga da água residual tratada (Degrémont, 1989). A Diretiva n.º 91/271/CEE de 21 de Maio delimita as medidas que englobam a recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas, transpostas pelo Decreto-Lei n.º 152-97 de 19 de Junho, que impõe objetivos qualitativos para a descarga de águas residuais no meio recetor. O meio recetor pode ser classificado como zona sensível ou menos sensível, de acordo com as definições do Decreto-Lei 198/2008 de 8 de Outubro.

Considera-se ainda que a água residual urbana é a água que resulta da junção de diferentes fluxos, provenientes de habitações, estabelecimentos comerciais e indústria, onde também são consideradas infiltrações e escorrências (Metcalf e Eddy, 2003). As águas residuais domésticas são originadas pelas atividades comuns nas habitações e edifícios, como descargas das instalações sanitárias, da cozinha e de eletrodomésticos, tais como máquina de lavar roupa/loja. São águas que, caracteristicamente, contêm uma carga orgânica elevada (Matos, 2006). Os lípidos (gorduras, óleos e componentes com longas cadeias de ácidos gordos) integram significativamente a elevada carga orgânica, constituindo entre 30% a 40% da carência química de oxigénio (CQO) que aflui à ETAR (Chipasa & Mędrzycka, 2006; Bridoux et al., 1994).

A afluência de óleos e gorduras nas ETAR prejudica significativamente a sua operação e pode diminuir a eficiência do tratamento em diferentes fases, nomeadamente e tal como na rede de saneamento, a presença de óleos e gorduras provoca obstruções no pré-tratamento, mais especificamente na gradagem fina (Silva Ferreira, 2013). A presença destes subprodutos contribui para o aumento significativo dos valores de CBO, Carência Bioquímica de Oxigénio, de CQO, Carência Química de Oxigénio, e de SST, Sólidos Suspensos Totais, obrigando a um aumento do consumo de energia e frequência das operações de manutenção e limpeza dos equipamentos de separação de óleos e gorduras, que são dispendiosas (Dashöfer, 2005).

Um dos impactes na ETAR ocorre no reator biológico, onde a presença de óleo e gordura reproduz o filme lipídico à superfície, na interface ar/água, provocando a diminuição da transferência de oxigénio e, por consequência, diminui a presença de oxigénio dissolvido, privando os microrganismos de oxigénio e diminuindo a sua

atividade (Chipasa e Mędrzycka, 2006), essencial para a eficiência do tratamento (Grulois, et al. (1993), citado em Silva Ferreira (2013)). Duchêne (1989) apresentou um estudo onde indica que a adição de 10mg/L de lípidos em suspensão num tanque de arejamento pode diminuir o oxigénio dissolvido em cerca de 10%, em comparação com a concentração de oxigénio prévia à adição de lípidos.

Os estudos de Peil (1971) Novak & Kraus (1973) sugerem que os lípidos, quando comparados com substratos orgânicos como açúcares e aminoácidos, são muito menos reativos e suscetíveis à degradação que caracteriza o tratamento biológico de água residual. No estudo de Chipasa e Mędrzycka (2006) é referido ainda que o tratamento biológico dificilmente remove lípidos do efluente, principalmente quando a carga de lípidos é elevada. A principal limitação do tratamento de lípidos numa ETAR deriva de uma consequência das suas propriedades físico-químicas à temperatura da água residual doméstica, tornando-se insolúveis e, portanto, não estão imediatamente aptas para a degradação realizada pelos microrganismos. A degradação dos lípidos é mais elevada a temperaturas a partir dos 60°C, o que dificilmente acontecerá nas ETAR, até mesmo no verão (Ralston AW, 1942).

Além de contribuir para uma diminuição da eficiência do tratamento, a presença destes compostos no tratamento biológico tem também impactos nas lamas produzidas. A adsorção dos lípidos provoca uma diminuição da capacidade de sedimentação das lamas (Chao e Yang, 1981) e favorece o crescimento de bactérias filamentosas do género *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix*, *Beggiatoa*, *Nocardia* e *Microthrix*, conhecidas pela ocorrência de fenómenos de bulking e do aparecimento de espumas (Camarrota e Freire, 2006). A incidência de *bulking* é caracterizada por índices volumétricos de lamas (SVI) iguais ou superiores a 200 mL/g, não obstante, a partir dos 150 mL/g já ocorrerem problemas na sedimentação de lamas (as lamas que sedimentam corretamente apresentam índices de 100mL/g) (Canler, 2001).

A gordura e óleo tem a tendência, assim como acontece na rede de saneamento, de se depositar e acumular no interior das tubagens que transportam as lamas primárias e escumas, provocando a diminuição do diâmetro efetivo, aumentando a altura manométrica das bombas (Metcalf e Eddy, 2003). Desta forma, a projeção da pressão necessária que a bomba terá de fornecer é significativamente superior que a pressão teórica calculada. Em algumas ETAR, adotou-se como medida de controlo a injeção de água quente na tubagem de forma a liquefazer a gordura acumulada (Metcalf e Eddy, 2003). A presença indevida de óleos e gordura na ETAR é, ainda, notada nos filtros,

provocando a sua colmatação e promovendo a necessidade de manutenção dos mesmos (Felizardo, 2003).

7.1 Remoção de Óleos Alimentares Usados na ETAR

Na tentativa de reduzir os impactos causados pelos óleos e gorduras na ETAR na maioria das ETAR e principalmente nas que abrangem um aglomerado populacional superior a 2.000 habitantes, procede-se a uma etapa dedicada à remoção destes compostos, desengorduradores, comumente instalada a montante do decantador primário ou reator biológico, caso não haja decantador primário (Silva Ferreira, 2013).

Os óleos e gorduras são resíduos que, de acordo com as suas propriedades, têm a capacidade de flotar, sendo caracterizados pela sua heterogeneidade e, ao chegar à ETAR, encontram-se num estado de degradação avançado, dificultando a sua remoção pelo órgão dedicado a essa mesma remoção, os desengorduradores (Culot *et al.*, 1997).

Pelos motivos já referidos anteriormente, dificilmente a eficiência dos desengorduradores ultrapassa os 20% (Bridoux, Dhulster e Manem, 1994), implicando que 80% destes compostos siga para tratamento biológico.

7.1.1 Desengorduradores

Os desengorduradores são equipamentos que, como referido anteriormente recuperam gorduras e óleos da água residual afluyente. São geralmente munidos de uma ponte raspadora, que remove os resíduos que flutam, removendo os lípidos, que devido à sua menor densidade em comparação com a água, se irão separar do fluxo da água (Silva Ferreira, 2013). Para além dos lípidos (óleos e gorduras), neste fluxo são também removidos outros produtos que flutuam, nomeadamente detritos de animais ou de vegetais, sabões, espumas (detergentes), plásticos, entre outros (Degrémont, 1989). Por consequência, considera-se que este fluxo está abundantemente contaminado com diferentes substâncias.

Existem diferentes desengorduradores, com diferentes especificidades e procedimentos, nomeadamente:

- **Unidades compactas de pré-tratamento**

A unidade compacta de pré-tratamento é, como o nome indica, um equipamento compacto e fechado que é munido com a operação de tamisação (gradagem fina), remoção de areias e de óleos e gorduras. Esta opção é ideal para uma ETAR pequena, dado que o equipamento é menos sensível a situações de baixo caudal afluente e controlo de odor. É também uma preferência quando o espaço para construção e operação é limitado, uma vez que procede a três operações de pré-tratamento num só órgão (Silva Ferreira, 2013).

- **Desarenador-desengordurador**

O desarenador-desengordurador combina a operação de desarenação e desengorduramento. A flotação é acelerada pela injeção de ar no sentido ascendente que promove a subida das partículas flotantes.

Existem vários tipos deste equipamento, onde pode variar a geometria do tanque, o tipo de arejamento e o tipo de equipamento de extração de areias. A forma do tanque dos desarenadores-desengorduradores pode ser retangular ou circular. Contudo, em ambos os casos, o fundo de qualquer órgão é inclinado, promovendo uma remoção das areias mais eficiente (Silva Ferreira, 2013). Nos órgãos retangulares existem duas zonas, uma primeira, na qual é promovida a mistura e emulsão do fluxo, pela insuflação de ar a partir de difusores colocados no fundo do órgão, e, seguidamente, uma zona “calma”, que promove a acumulação de óleos e gorduras, de modo a permitir a sua remoção para as caleiras, preconizada pela ponte raspadora (Sousa, 2016).

De acordo com um inquérito realizado por Silva Ferreira (2013) cerca de 71% das ETAR em Portugal, que detém a etapa de desengorduramento, possuem um desarenador-desengordurador retangular com ponte raspadora.

- **Flotador**

Num flotador, assim como no desarenador-desengordurador, existe injeção de ar dissolvido no sentido ascendente que consiste na introdução de bolhas finas sob pressão na fase líquida (Metcalf e Eddy, 2003). Uma das principais diferenças entre o flotador e o desarenador-desengordurador é a recirculação pressurizada do efluente, que promove a adesão entre sólidos e bolhas de ar (Silva Ferreira, 2013).

Existem dois tipos de flotadores: os físicos e os físico-químicos, sendo a principal diferença entre os dois a adição de reagente coagulantes-floculantes, aumentando a eficiência do processo nos flotadores físico-químicos (Metcalf e Eddy, 2003).

É comum optar-se por uma unidade de flotação para efluentes com maior carga de óleos e gorduras, como, por exemplo, alguns efluentes industriais, devido à maior eficiência deste órgão quando comparado com o desarenador-desengordurados (Silva Ferreira, 2013).

- **Caixas separadoras de gorduras**

Do ponto de vista económico, para restaurantes, cozinhas industriais ou produtores de grandes quantidades de óleos e gorduras o ideal é a colocação deste tipo de equipamentos imediatamente a jusante dos dispositivos de eliminação. Estes equipamentos previnem que parte dos óleos e gorduras não afluam à rede de drenagem e, conseqüentemente, à ETAR (Silva Ferreira, 2013). No entanto, o equipamento, para além de não ter 100% de eficiência, muitas das vezes encontra-se mal dimensionado e mal adaptado a cada estabelecimento, nomeadamente o OAU deve ser colocado num recipiente separado para não ser contaminado pela restante matéria orgânica e encaminhado para o operador destinado ao efeito (U.S. EPA, 2012).

- **Concentrador de gorduras**

O concentrador de gorduras é um órgão constituído por pontes raspadoras que, lentamente, arrastam os óleos e gorduras que flutam para a caleira de recolha, concentrando, como o nome indica, os óleos e gorduras recolhidos para posterior encaminhamento para o destino final (Silva Ferreira, 2013).

7.2 Destino dos óleos e gorduras retirados da água residual

Os óleos e gorduras, quando separados do efluente na ETAR precisam de um destino final ou outro uso. O aterro sanitário é atualmente o principal destino dos resíduos associados à extração de óleos e gorduras (Silva Ferreira, 2013). O segundo destino mais provável é a valorização agrícola, depois da digestão de lamas de depuração (Silva Ferreira, 2013). Contudo, o facto de conter baixo teor em azoto e fósforo e contribuir para asfixia dos solos (Beture-Cerec, 1996), torna este procedimento pouco adequado. A utilização de lamas de depuração de ETAR em solos agrícolas encontra-se regulamentada pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, no entanto, a presença de óleos e gorduras não é referida.

Há também destinos como a compostagem, a lipoquímica, a lombricompostagem e a incineração, mas nenhuma destas opções é recomendável pela presença de tóxicos nos resíduos provenientes da ETAR, por dificuldades operacionais e de implementação à escala industrial e por restrições crescentes à aplicação deste subproduto (Silva Ferreira, 2013). Assim, torna-se cada vez mais necessário o correto tratamento e valorização destes resíduos, sendo o mais aconselhável o tratamento biológico de óleos e gorduras (Silva Ferreira, 2013).

Nas ETAR que incluem a etapa de digestão de lamas verifica-se que a co-digestão do subproduto do desengordurador é uma solução bastante utilizada (Silva Ferreira, 2013).

7.3 Co-digestão

A co-digestão consiste no processo de digestão anaeróbia e é uma operação comum que visa, resumidamente, o tratamento (estabilização) das lamas produzidas no tratamento da fase líquida do afluente, de modo a possibilitar a valorização dos produtos que resultam do tratamento (lamas), para fins como, por exemplo, a aplicação agrícola (adubo para o solo). Este processo permite também a produção de biogás (metano) que é capaz de fornecer entre 40% a 60% da energia necessária para o funcionamento da ETAR (Shizas e Bagley citado em Silvestre et al. (2011)).

A utilização de óleos e gorduras retiradas na ETAR para a co-digestão tem sido, também, um procedimento comum, contudo, utilizar lípidos na digestão anaeróbia não é sempre fácil e simples, tendo em conta que as bactérias anaeróbias são muito

sensíveis a ambientes ricos em lípidos, assim como a determinados constituintes dos óleos e gorduras retirados no processo de desengorduramento (Göblös et al. e Fernández et al. citado em Hidalgo & Martín-Marroquín (2014)).

No entanto, os lípidos são substratos atrativos para os microrganismos anaeróbios e principalmente para a co-digestão, onde podem promover uma quantidade mais elevada de metano quando comparada com a co-digestão com, por exemplo, hidratos de carbono ou proteínas (Marchetti, Vasmara e Fiume, 2019).

Como referido anteriormente, a necessidade de gerir a crescente produção de subprodutos que resultam das atividades quotidianas da sociedade e pela pressão de regulamentos que os governos têm vindo a implementar, tornou a utilização de OAU no processo de co-digestão uma opção a ser estudada (Hidalgo e Martín-Marroquín, 2014).

Num trabalho efetuado por Hidalgo e Martín-Marroquín (2014) foi estudada a utilização de OAU e banha de porco para a co-digestão de lamas numa ETAR. Foram comparados dois inóculos, um com óleos e gorduras removidos no pré-tratamento da ETAR e outro com OAU recolhido do sector HORECA. Durante todo o estudo o OAU recolhido do sector HORECA permitiu uma maior produção de biogás e com melhor qualidade, devido à sua menor toxicidade quando comparado com o outro inóculo. No geral, em ambos os casos, foi também observada uma maior redução dos sólidos voláteis. Este estudo foi também realizado para determinar qual a melhor relação OAU/banha de porco para otimização do processo de co-digestão. Os autores concluíram que a melhor relação é de 1/3, respetivamente (Hidalgo e Martín-Marroquín, 2014).

Assim, é possível retirar destes resultados que a adição do inóculo ao processo de co-digestão aumenta a produção de biogás, principalmente se for utilizado OAU recolhido dos setores, o que apoia a necessidade de recolha deste subproduto (Hidalgo e Martín-Marroquín, 2014).

Numa ETAR podem existir mais finalidades para a utilização de OAU. Num ensaio de Di Fraia et al (2020) foi ponderada a hipótese de utilizar o OAU diretamente nos motores de biodiesel, utilizados para o aquecimento que torna possível a co-geração e produção de metano. O estudo decorreu em Itália e foi realizado com OAU recolhido e não com os óleos e gorduras recolhidos na ETAR, devido ao maior conteúdo de matéria orgânica e tóxicos. O estudo engloba os consumos energéticos e económicos e o impacto ambiental de três diferentes fontes de energia: a rede elétrica de abastecimento, diesel

e gás natural, de onde foram retiradas as principais conclusões de cada fonte de energia:

- **Motor a diesel:** a utilização de OAU pré aquecido no motor a diesel aumenta a necessidade de combustível e a emissão de CO₂. No entanto, realizadas algumas alterações no motor a diesel, consequentemente mais adaptado à utilização de OAU como combustível pode melhorar a sua performance.
- **Gás natural:** Em comparação com a utilização de gás natural, a utilização de OAU como energia disponível diminui a emissão de CO₂ em 69.9%.
- **Eletricidade da rede:** O custo da energia elétrica aquando do uso de OAU é 35,0% inferior ao preço da eletricidade da rede, revelando que o sistema é economicamente viável, mesmo que o custo do OAU aumente.

O estudo concluiu ainda que a utilização de OAU num sistema adaptado é rentável, com recuperação do investimento em menos de 4 anos, e, quando em comparação com um sistema tradicional, energia proveniente de combustíveis fósseis, emite menos 70% de CO₂, contribuindo para uma sociedade mais inteligente e resiliente (Fraia, Di *et al.*, 2020).

7.4 Tratamento Biológico Específico de Óleos e Gorduras

O tratamento biológico de óleos e gorduras consiste numa operação de tratamento especializada, paralela à linha de tratamento, que trata os óleos e gorduras retirados pelo desengordurador (Silva Ferreira, 2013). O objetivo foi fazer o fluxo tratado (e lamas produzidas) reentrar na linha de tratamento da água residual, diminuindo a quantidade deste subproduto, produzido na etapa de desengorduramento e atenuando significativamente os impactos no tratamento comum da água residual (Silva Ferreira, 2013).

O tratamento biológico de óleos e gorduras consiste na sua degradação em dióxido de carbono, água e biomassa. A degradação dá-se pela atividade de microrganismos, particularmente adaptados ao substrato (Silva Ferreira, 2013). O tratamento biológico aeróbio compreende a hidrólise de óleos e gorduras, esta reação forma diglicéridos, ácidos gordos livres, e álcoois (Canler, 2001). De seguida ocorre o processo da oxidação dos ácidos gordos formados, assim como a glicólise da glicose. Este processo é caracterizado pela necessidade de fornecer oxigénio ao substrato a tratar (Canler,

2001), sendo ainda adaptado a gorduras dispersas e emulsionadas (Silva Ferreira, 2013).

O tratamento biológico anaeróbio compreende a degradação de óleos e gorduras em três fases distintas. Primeiramente ocorre a reação de hidrólise e solubilização, seguida da ação das bactérias acetogénicas e, por fim, a metanogénese. O tratamento biológico anaeróbio é normalmente utilizado em afluentes com concentrações elevadas de gorduras, como, por exemplo, efluentes industriais (Silva Ferreira, 2013).

Para as ETAR que tratam o efluente doméstico, o tratamento biológico aeróbio é mais adequado, sendo a sua instalação e operação mais simples, quando comparado com o tratamento anaeróbio (Canler, 2001). Por este motivo este trabalho centrar-se-á no estudo do tratamento biológico aeróbio de óleos e gorduras, facilmente incorporável na generalidade das ETAR existentes.

7.4.1.1 *Biomaster®*

O equipamento Biomaster consiste num processo específico de degradação biológica aeróbia para um determinado tipo e concentração de óleos e gorduras, especificamente ricas em triglicéridos e uma concentração de CQO entre 50 e 300g/L. O tratamento ocorre pelo contacto do resíduo com biomassa especializada à degradação do carbono presente na gordura e nos óleos (Degremont, 2020).

A degradação ocorre em duas fases subsequentes, (i) óleos e gorduras hidrolisados, formando ácidos gordos e glicerol; (ii) ácidos gordos hidrolisados, formando H₂O e CO₂. O processo de degradação demora, em média, 3 semanas, garantindo o tempo de contacto necessário entre a biomassa e o resíduo para que haja degradação. É necessária a adição de reagentes (azoto e fósforo) para que a biomassa mantenha o equilíbrio necessário à degradação (Degremont, 2020). As principais vantagens deste equipamento são a sua baixa manutenção, possuir uma forma compacta e de existir a possibilidade de ser um processo automatizado. Adicionalmente ao referido anteriormente, traduz ainda todas as vantagens de qualquer tratamento biológico de óleos e gorduras, nomeadamente, a redução de carga orgânica na linha de tratamento comum da ETAR e a eliminação da necessidade de transporte de descarte dos óleos e gorduras retirados do processo de desengorduramento (Degremont, 2020).

7.4.1.2 *Biolix™*

Assim com o Biomaster, o equipamento Biolix envolve o tratamento biológico aeróbio de óleos e gorduras através de biomassa adaptada ao substrato, resultando, resumidamente, em lamas e CO₂.

Este equipamento é adequado para o tratamento de óleos e gordura provenientes do setor doméstico e/ou industrial. Pode ser abastecido diretamente de unidades de pré-tratamento ou de um tanque de armazenamento e homogeneização. No entanto, foi especialmente concebido para tratamento de afluentes da indústria de produção alimentar, suportando concentrações relativamente altas.

O tratamento consiste na separação de matéria não degradável biologicamente do substrato, seguida da homogeneização do mesmo, materializada num tanque que mantém o pH relativamente neutro e no qual são adicionados nutrientes, tais como nitrogénio e fósforo. Depois do tanque, segue-se o reator biológico arejado, continuamente ou intermitentemente alimentado, de modo a evitar uma elevada necessidade de O₂ e um crescimento excessivo da biomassa (Veolia, 2020).

7.4.1.3 *Carbofil©*

O reator Carbofil é um equipamento específico para o tratamento de óleos e gorduras extraídos da água residual doméstica. Os subprodutos são sujeitos a duas etapas de tratamento: hidrólise e oxidação biológica aeróbia (reator). A hidrólise ocorre num tanque a montante do reator Carbofil, dimensionado para um tempo de retenção de 7 dias e tem associada a adição de nutrientes, tais como azoto e fosforo, para que o processo ocorra, assim como o controlo de pH, tendo em conta que as reações de hidrólise são acidificantes. O tanque é também providenciado com um agitador, para manter a matéria homogénea.

O reator Carbofil, que materializa a oxidação biológica aeróbia, é equipado com um electroagitador vertical e com hélice na chaminé de aspiração. O reator é alimentado pela zona superior e o fluxo é direcionado pela chaminé, através do electroagitador, na direção descendente, remontando depois pela zona periférica, promovendo a circulação da massa e uma boa mistura entre o substrato e o oxigénio (SIMTEJO, Edifer e

Somague). O reator permite a recirculação do fluxo para o tanque de hidrólise, melhorando este processo e favorecendo o crescimento de enzimas, possibilitando ainda o fecho do circuito quando não existem gorduras para tratar (SIMTEJO, Edifer e Somague).

8 Custos Associados à Presença de Óleos e Gorduras na Rede de Saneamento e em ETAR

8.1 Reparação e manutenção da rede de saneamento

De acordo com Satpute et al. (2017), no Reino Unido o custo anual para reparar e manter o bom funcionamento da rede de saneamento é cerca de 100 milhões de libras. Do valor referido, entre 15 a 50 milhões de libras são custos relacionados com as consequências na rede devido à presença de óleos e gorduras (Satpute *et al.*, 2017). Nos Estados Unidos, anualmente, são gastos 25 biliões de dólares na reparação de redes de saneamento e, como referido anteriormente, entre 40% a 50% destas reparações ocorrem devido à presença de óleos e gorduras nas redes (He, los Reyes, de e Ducoste, 2017). De acordo com um artigo no *The Irish Times*, no norte da Irlanda, na zona de restauração em Belfast, em dois anos foram gastos cerca de 5 milhões de euros na manutenção provocada por entupimentos na rede de drenagem e que cerca de 70-80% destas intervenções dá-se pela presença de óleos e gorduras na rede de drenagem (*The latest crisis to hit Northern Ireland: fatbergs under Belfast*, 2020). Na Tabela 2 são sistematizados os valores associados à presença de óleos e gorduras na RS-ARd.

Tabela 2-Custos associados à manutenção da RS-ARd

País	Unidade	Valor	Unidade	Valor	Percentagem associada à presença de óleos e gorduras na RS-ARd
Reino Unido	Milhão de Libras	100	Milhão de Euros	115	15%-50%
Estados Unidos da América (EUA)	Milhão de Dólares	25.000	Milhão de Euros	28.837	40%-50%
Irlanda (Belfast)	Milhão de Euros	5	Milhão de Euros	5	70%-80%

Na Europa, o projeto RecOil estima que, em média, 25% dos custos associados à reparação de redes de drenagem são causados pela presença de óleos e gorduras (European Biomass Industry Association, 2015)

Importa referir que não é praticável assumir que é possível reduzir a presença de óleos e gordura na rede a 100%, como já referido anteriormente, uma vez que estes resíduos, naturalmente, estão presentes na rede de saneamento devido aos hábitos alimentares da população, contudo, a recolha eficiente do OAU poderia reduzir os custos associados à presença de óleos e gorduras na RS-ARd (Satpute *et al.*, 2017).

Em Portugal, não existe informação ou dados concretos disponíveis para quantificar a despesa causada pela presença de óleos e gordura na RD-ARd.

8.2 Linha de Tratamento de Águas Residuais – fase líquida

Um dos principais custos associados à presença de óleos e gorduras na fase líquida do tratamento comum de águas residuais urbanas é a possível necessidade de se utilizar uma maior quantidade de oxigénio, nomeadamente causada pela eliminação do CQO associado e pela diminuição do coeficiente de transferência, além de possíveis reparações ou manutenções nos equipamentos associadas à presença deste subproduto (Dashöfer, 2005). Como referido anteriormente, Duchêne (1989) apresentou um estudo onde indica que a adição de 10mg/L de lípidos em suspensão num tanque de arejamento pode diminuir o oxigénio dissolvido em 10%, o que pode implicar a necessidade de aumentar a injeção de oxigénio, aumentando assim o custo energético associado.

No entanto, quantificar o custo associado à presença de óleos e gorduras no tratamento biológico de águas residuais é um processo difícil porque não há informação concreta das causas e reparações que ocorrem nas ETAR, contudo já se referiu que a sua presença pode causar impactes negativos em diferentes fases do tratamento, além de aumentar a necessidade de manutenção ou limpeza dos equipamentos afetados.

É então apenas exequível referir estimativas, mencionadas em capítulos anteriores, onde se considera que a recolha a 100% de OAU pode representar uma redução dos custos de tratamento numa ETAR em 25% (Peiró, Méndez e Durany, 2008), ou, numa outra perspetiva, o custo de extração de OAU da água residual pode ser 700 vezes mais

cara quando comparada ao tratamento comum da água residual (Peiró, Méndez e Durany, 2008).

8.3 Tratamento Específico de Óleos e Gorduras

Na tentativa de quantificar os custos associados ao tratamento aeróbio de óleos e gorduras na ETAR foi decidido usar como exemplo o equipamento CARBOFIL. Este equipamento é utilizado em algumas ETAR nacionais, nomeadamente na ETAR de Alcântara. Assim, para este exercício, teve-se como base os dados assumidos para a ETAR referida e para os quais foi projetada. Os restantes dados necessários para a estimativa dos custos associados foram os valores de funcionamento associados às características técnicas do equipamento (SIMTEJO, Edifer e Somague).

Tabela 3- Parâmetros de funcionamento do equipamento Carbofil®

Fonte: (SIMTEJO, Edifer e Somague)

Parâmetro	Unidade	Valor
Relação da CQO/Gorduras	-	3,6
Produção específica de lamas	Kg de MS/ Kg de óleo e gordura eliminado	0,4
Taxa de remoção da CQO	Kg de CQO/ Kg de MS	1,2
Oxigénio necessário para remoção da CQO	Kg de O ₂ / Kg CQO	0,6
Coeficiente de transferência global de O ₂	-	0,45
Capacidade do Equipamento	Kg de O ₂ / kWh	5
Eficiência dos equipamentos eletrónicos	%	80
Custo energético industrial em 2018	€ / kWh	0,1409

Para realizar o cálculo foi adicionalmente necessário estimar a quantidade de óleos e gorduras que afluem à ETAR, ou seja, a quantidade de óleos e gorduras que são rejeitadas para o esgoto. Como o presente trabalho estudou os OAU, os dados considerados foram uma média das estimativas de diferentes estudos para a quantidade

de OAU produzido, por habitante, e a quantidade deste subproduto (que fora rejeitado). Assim, os custos resultantes desta estimativa não englobam, por exemplo, subprodutos como a gordura associada aos alimentos, OAU do setor HORECA, assim como outros subprodutos que possam conter lípidos e que surjam na ETAR. Desta forma, é expectável que o custo teoricamente estimado neste estudo seja menor do que o custo real ou potencial.

Primeiramente foi estimada a quantidade de OAU produzido e rejeitado para o esgoto/rede de águas residuais por habitante e por dia. De seguida, foi aplicada a percentagem de óleos e gorduras removidas pelo desengordurador (20%), traduzindo a quantidade de óleos e gorduras que seguem para o tratamento aeróbio específico.

Na Tabela 3 é possível observar os valores assumidos de determinados parâmetros que possibilitaram o cálculo do custo associado à necessidade de oxigenação do processo de tratamento de óleos e gorduras do equipamento Carbofil.

De acordo com as características dos óleos e gorduras, o seu tratamento consiste, principalmente, no tratamento da Carência Química de Oxigénio (CQO) do fluxo. Assumiu-se assim, a relação CQO/gorduras de 3,6. Deste modo, foi possível expressar a quantidade de óleos e gorduras em unidades equivalentes de CQO presente no fluxo a tratar (1).

$$\text{Carga de CQO a tratar} = \text{Carga de óleo e gordura} \times 3,6 \quad (9.3.1)$$

A produção específica de lamas (PEL) foi de 0,4 Kg MS/ Kg de gordura e óleo tratado, ou seja, por cada Kg de óleos e gorduras tratado foi produzido 0,4 Kg de lamas. Adotou-se também uma taxa de remoção de 1,2 Kg CQO/ Kg MS que, quando multiplicada pela quantidade de lamas produzidas (2), reflete a quantidade de CQO que não é tratada (3). Aplicando este raciocínio foi possível determinar que o sistema tem uma eficiência de 87% para o tratamento da CQO (4), sendo também possível estimar a quantidade de CQO que é possível tratar.

$$\begin{aligned} \text{Lamas (Kg MS)} \\ &= \text{óleo e gordura a tratar (Kg)} \\ &\times \text{PEL (Kg MS/Kg óleo e gordura a tratar)} \end{aligned} \quad (9.3.2)$$

$$\begin{aligned} \text{CQO não tratado (Kg)} \\ &= \text{Lamas (Kg MS)} \times \text{Taxa de Remoção (Kg CQO/Kg MS)} \end{aligned} \quad (9.3.3)$$

$$\begin{aligned}
 & \text{Eficiência de remoção } (\eta)(\%) \\
 & = \frac{CQO \text{ a tratar (Kg)} - CQO \text{ não tratado (Kg)}}{CQO \text{ a tratar (Kg)}} \times 100 \quad (9.3.4)
 \end{aligned}$$

Para calcular a quantidade de oxigénio necessário para o processo é importante referir que foi assumido o valor de 0,6 KgO₂/ Kg de CQO eliminado, e, ainda, um coeficiente global de transferência de O₂ para o substrato de 0,45. Assim, multiplicando a quantidade de CQO a tratar pela eficiência supracitada do processo, pela quantidade de oxigénio necessário e pelo coeficiente de transferência global foi possível assumir a quantidade de O₂ necessário ao tratamento (5).

$$\begin{aligned}
 & \text{Carga de Oxigénio (Kg O}_2\text{/dia)} \\
 & = \frac{\eta(\%) \times CQO \text{ a tratar(Kg)} \times \text{Necessidade O}_2 \text{ (Kg O}_2\text{ / Kg CQO tratado)}}{\text{Coeficiente Global de transferência de O}_2} \quad (9.3.5)
 \end{aligned}$$

Procedeu-se então à estimativa da potência necessária para a injeção do oxigénio calculado, assim como é também importante contabilizar a eficiência deste processo. A capacidade do equipamento para oxigenar o substrato é de 5 Kg O₂/kWh e a sua eficiência estimou-se em cerca de 80%. Multiplicando estes dados pela quantidade de oxigénio calculado no passo anterior obtém-se a potência necessária para realizar o tratamento. Todos os dados foram tratados de modo calcular a potência necessária por dia.

$$\begin{aligned}
 & \text{Potência necessária (kW)} \\
 & = \frac{\text{Carga de Oxigénio (Kg O}_2\text{/h)}}{\eta \text{ Equipamento } (\%) \times \text{Capacidade do Equipamento (Kg O}_2\text{/kWh)}} \quad (9.3.6)
 \end{aligned}$$

De acordo com os cálculos efetuados, parece poder afirmar-se que seria necessária uma energia anual entre cerca de 814.183kWh e de 2.186.703kWh, de acordo com as diferentes estimativas de OAU que é depositado para o esgoto, apenas para a oxigenação do processo Carbofil.

Por fim, assumindo o valor médio do custo energético industrial por kWh (2018) e multiplicando este valor pela potencia necessária foi possível obter um custo diário, mensal e anual associado apenas ao oxigénio necessário para proceder ao tratamento.

A ETAR de Alcântara foi projetada para uma população equivalente de 756 mil pessoas e os custos associados à energia necessária para a injeção de O₂ no sistema pode custar entre 114.718 e 308.106 euros por ano.

Águas do Tejo e Atlântico é um Grupo que envolve diversas ETAR na zona metropolitana de Lisboa, incluindo a ETAR de Alcântara, que engloba na sua constituição o equipamento Carbofil. Estima-se que o custo energético desta ETAR corresponda a 40% do gasto de todas as ETAR do Grupo na área metropolitana de Lisboa (AdTA, 2018). Em 2018, a ETAR de Alcântara necessitou de 22.700.397kWh para proceder ao tratamento do efluente (AdTA, 2018). De acordo com os cálculos efetuados no capítulo dos custos associados ao tratamento aeróbio de óleos e gorduras (Carbofil) entre 814.183kWh e 2.186.703kWh poderão ter sido consumidos apenas por este equipamento, considerando o setor doméstico e HORECA e excluindo o OAU já recolhido. Assumindo o valor do custo energético industrial em 2018 (0,1409 €/kWh), o oxigénio fornecido pode representar, como referido anteriormente, uma gama de valores de, aproximadamente, 114.718€ a 308.106€. Foram excluídas, por falta de informação, os custos associados aos reagentes necessários ao processo, à energia associada à presença dos subprodutos no reator biológico e no pré-tratamento, assim como manutenções ou reparações também associadas à afluência de óleos e gorduras à ETAR de Alcântara

9 Discussão e Conclusões

O consumo de óleos vegetais é global e, até ao momento, tem aumentado substancialmente ao longo dos anos, aumentando a produção de resíduos associados e, conseqüentemente, a necessidade da gestão adequada dos OAU (Teixeira, Nogueira e Nunes, 2018).

Em Portugal, a maioria dos OAU produzidos no setor doméstico e HORECA não são reciclados, sendo, portanto, depositados nas redes de drenagem ou resíduos urbanos (Velo, 2007; Geográfica et al., 2018). No entanto, é possível concluir, de acordo com os estudos apresentados no presente trabalho, que a presença de OAU e gorduras na RS-ARd e nas ETAR perturba e prejudica o seu normal funcionamento (Felizardo, 2003). Em locais densamente urbanizados o impacto negativo é favorecido pela presença acentuada destes subprodutos, causando entupimentos e deterioração dos materiais e acessórios na RS-ARd, cuja manutenção envolve custos elevados e trabalhos demorados (Cardoso (2002) citado em (Cordeiro, 2015)). Nas ETAR, os óleos e gorduras podem afetar o correto funcionamento do pré-tratamento e do tratamento biológico, assim como o tratamento na fase sólida, podendo aumentar a necessidade de manutenção de alguns equipamentos (Chao & Yang, 1981; Camarrota & Freire, 2006; Canler, 2001; Metcalf & Eddy, 2003; Felizardo, 2003).

De forma a obter-se uma estimativa aproximada de custos que seriam reduzidos, ou não, seria necessário obter, por exemplo, os custos associados à manutenção das RD-ARd, todas as possíveis causas para a ocorrência do entupimento, assim como os custos associados às ETAR, relatórios de manutenção e possíveis causas. Sendo, este tipo de informação, predominantemente escassa (Teixeira et al., 2018; He et al., 2017; Satpute et al., 2017; Velo, 2007; Filipe et al., 2011).

Os óleos e gorduras recolhidos na ETAR podem, contudo, ser utilizados na co-digestão, e, em certas porções e condições, pode conduzir a uma maior produção de metano (Marchetti, Vasmara e Fiume, 2019). Porém, se o OAU for proveniente de um sistema de recolha, ao contrário dos óleos e gorduras recolhidos no pré-tratamento, o processo de co-digestão produz metano em maior quantidade e qualidade (Hidalgo e Martín-Marroquín, 2014). A energia produzida pode servir para cobrir os custos associados ao funcionamento normal de uma ETAR, reduzindo, ao mesmo tempo, as emissões de gases com efeito de estufa (CO₂) (Hidalgo e Martín-Marroquín, 2014).

O mercado atual de OAU existente em Portugal encontra-se numa fase embrionária e, embora tenham sido tomadas algumas iniciativas, a fragmentação dos sistemas de recolha tem sido um impasse para a evolução deste setor (Amaral Cardoso Botelho, 2018). No entanto, considera-se que existe potencial no mercado de OAU, sendo Portugal um dos maiores produtores per capita de OAU na Europa (Teixeira, Nogueira e Nunes, 2018), mas apenas porque importou 91,4% do OAU utilizado pela indústria do biodiesel (APA, 2018). Estes dados demonstram que a oferta não supera a procura a nível nacional, observando-se assim a oportunidade de mercado existente.

A principal conclusão que se pode extrair do presente estudo prende-se pela necessidade de se conhecer e sistematizar melhor toda a informação relativa ao fluxo de OAU em Portugal, de modo a que se adquira gerir e entender os impactos operacionais e financeiros nas redes de drenagem e ETAR, através, possivelmente, de o lançamento de uma campanha a nível nacional. Desta forma, seria interessante criar-se um único sistema de gestão no país, seguindo o exemplo de alguns países cuja recolha é eficaz, nomeadamente a Bélgica e a Holanda. Uma vez que em Portugal existe procura de OAU que excede a oferta, considera-se que existe ainda uma oportunidade de mercado ainda por explorar.

Assim, seria interessante criar uma base de dados que englobasse a maioria das ETAR em Portugal, onde fossem inseridos dados associados à presença de óleos e gorduras nas instalações de tratamento. O mesmo processo deveria ser integrado na gestão das redes de drenagem e intervenções efetuadas nas mesmas, criando um registo que iria recolher e sistematizar a informação necessária, a nível nacional, para determinar o impacto real associado à presença deste subproduto nos sistemas de transporte e tratamento de águas residuais, possibilitando entender em que regiões ocorrem mais problemas associados ao fluxo de óleos e gorduras. Seria ainda importante considerar a possibilidade de integrar a gestão dos resíduos sólidos neste processo, tendo em conta que, em Portugal, a população também tem como hábito a deposição de OAU nos contentores de resíduos orgânicos. Deste modo haveria a possibilidade de identificar todo o potencial de recolha e de mercado do OAU.

10 Referências

ABIDLI, Abdelnasser; HUANG, Yifeng; PARK, Chul B. - In situ oils/organic solvents cleanup and recovery using advanced oil-water separation system. **Chemosphere**. . ISSN 18791298. 260:2020) 127586. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127586.

ADTA - **Relatório Contas 2018**

AMARAL CARDOSO BOTELHO, Martim Duarte - **Valorização dos Óleos Alimentares Usados com Base na Caracterização dos Meios , Pessoas e Procedimentos**. [S.l.] : Faculdade de Ciências de Lisboa, 2018

AMBIENTE, Agência Portuguesa Do - Óleos alimentares usados – Rede de Recolha Seletiva Municipal. 2016) 9.

ANON - In a FOG: Wastewater system managers struggle with fat, oil, and grease. **Water Resources Research Institute News of the University of North Carolina**. . ISSN 0549799X. 335 (2002).

BENECKE, Herman P.; ALLEN, Sara K.; GARBARK, Daniel B. - Efficient fractionation and analysis of fatty acids and their salts in fat, oil and grease (Fog) deposits. **Journal of Oleo Science**. . ISSN 13473352. 66:2 (2017) 123–131. doi: 10.5650/jos.ess16135.

BETURE-CEREC - Étude technico-économique des différentes filières de traitement des Graisses. **AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE**. 1996).

BRIDOUX, G.; DHULSTER, P.; MANEM, J. - Analyse des graisses dans les stations d'épuration. **TSM (Techniques, sciences et méthodes)**. 5 (1994) 257–262.

CALDEIRA, C.; CORRADO, S.; SALA, S. - Food waste accounting - Methodologies challenges and opportunities. 2017).

CAMARROTA, M.; FREIRE, D. - A review on hydrolytic enzymes in the treatment of wastewater with high oil and grease content. **Bioresource Technology**. 97:2006) 2195–2210.

CANLER, Jean-Pierre - **Performances des systèmes de traitement biologique aérobie des graisses** [Em linha] Disponível em WWW:<URL:http://www.fndae.fr/documentation/numero_24.html>. ISBN 2110928514.

CÉSAR, Aldara Da Silva *et al.* - The potential of waste cooking oil as supply for the Brazilian biodiesel chain. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. . ISSN 18790690. 72:November 2015 (2017) 246–253. doi: 10.1016/j.rser.2016.11.240.

CHAO, A.; YANG, W. - Treatment of wool scouring wastewater. **Water Pollution**

Control Federation. 53:1981) 311–317.

CHIPASA, K. B.; MĘDRZYCKA, K. - Behavior of lipids in biological wastewater treatment processes. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology.** . ISSN 13675435. 33:8 (2006) 635–645. doi: 10.1007/s10295-006-0099-y.

CORDEIRO, Ricardo - Análise da ocorrência de afluências indevidas a sistemas de drenagem de águas residuais. 2015) 159.

COSTA NETO, P. - **Estudos Preliminares sobre Alterações e Purificação do óleo de Soja usado em Frituras Múltiplas.** [S.I.] : Universidade Federal do Paraná, 1993

CULOT, M. *et al.* - CULOT, M., WALHAIN, P., BOLLE, F., & FIEVEZ, T. (Março/Abril de 1997). Traitement des graisses en statio d'épuration. Presentation d'un cas concret. Tribune de l'eau , 586 (2), pp. 35-39. **Tribune de l'eau.** 586 (1997) 35–39.

DARCE, M. A. B. R. - Tecnologia da transformação. In: CÂMARA G.M.S., GODOY, O.P., MARCOS FILHO, J., DARCE, M.A.B.R. – Soja: produção, pré-processamento e transformação agroindustrial. **São Paulo: Secretaria da Indústria, Comércio, Ciência e Tecnologia.** Série Exte:1983) 53–99.

DASHÖFER, Verlag - Manual Prático para a Gestão de Resíduos. 2005).

DEGREMONT - **Pretreatments – The Biomaster principle - Degremont®** [Em linha], atual. 2020. [Consult. 7 dez. 2020]. Disponível em WWW:<URL:<https://www.suezwaterhandbook.com/processes-and-technologies/pre-treatments/specific-grease-treatment/the-biomaster-principle>>.

DEGRÉMONT - **Memento Technique de l'eau**

DUCHÊNE - Les mousses biologiques. Premier résultats acquis par le Gis mousses. **Techniques, Sciences et Méthodes.** 3:1989) 139.

EUROPEAN BIOMASS INDUSTRY ASSOCIATION - Transformation of Used Cooking Oil into biodiesel : From waste to resource. March (2015) 1–8.

FELIZARDO, P. - Relatório de estágio - Produção de biodiesel a partir de óleos usados de fritura. 2003).

FILIFE, Marta; NUNES, De Carvalho; DUARTE, Doutor Belmiro - Valorização de Óleos Alimentares Usados – Design do Produto. 2011).

FRAIA, S. DI *et al.* - A new example of circular economy: Waste vegetable oil for cogeneration in wastewater treatment plants. **Energy Conversion and Management.** . ISSN 01968904. 211:March (2020) 112763. doi: 10.1016/j.enconman.2020.112763.

GREENEA - And do you recycle your used cooking oil at home? 2014:March (2017) 3.

HE, X., IASMIN, M., DEAN, L. O., LAPPI, S. E., DUCOSTE, J. J., AND DE LOS REYES, F. L. - Evidence for fat, oil, and grease (FOG) deposit formation mechanisms in sewer lines. **Environ. Sci. Technol.** 2011) 4385–4391.

HE, Xia; LOS REYES, Francis L. DE; DUCOSTE, Joel J. - A critical review of fat, oil, and grease (FOG) in sewer collection systems: Challenges and control. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. . ISSN 15476537. 47:13 (2017) 1191–1217. doi: 10.1080/10643389.2017.1382282.

HENRIQUE, André; BOTICA, Patrício - Redes de Drenagem de Águas Residuais Domésticas em Edifícios Engenharia Militar. 2012).

HIDALGO, Dolores; MARTÍN-MARROQUÍN, Jesús M. - Effects of inoculum source and co-digestion strategies on anaerobic digestion of residues generated in the treatment of waste vegetable oils. **Journal of Environmental Management**. . ISSN 10958630. 142:2014) 17–22. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.04.004.

KEENER, K. M., DUCOSTE, J. J., AND HOLT, L. M. - Properties influencing fat, oil, and grease deposit formation. **Water Environ. Res.** 2008) 2241–2246.

MARCHETTI, Rosa; VASMARA, Ciro; FIUME, Francesca - Pig slurry improves the anaerobic digestion of waste cooking oil. **Applied Microbiology and Biotechnology**. . ISSN 14320614. 103:19 (2019) 8267–8279. doi: 10.1007/s00253-019-10087-8.

MATOS, J. - Ambiente e Saneamento: Sistemas de Drenagem Urbana. **IST Press**. 2006).

METCALF; EDDY - **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse**. 4. ed. [S.l.] : Nova Iorque: McGraw Hil, 2003

MICHALOPOULOS, Sarantis - **Report: Europe's imported UCO mainly comes from China and palm oil producer countries** [Em linha] [Consult. 13 jan. 2021]. Disponível em WWW:<URL:<https://www.euractiv.com/section/agriculture-food/news/report-europes-imported-uco-mainly-comes-from-china-and-palm-oil-producer-countries/>>.

MORETTO, E.; FETT, R. - **Tecnologia de óleos e gorduras vegetais na indústria de alimentos**

NOVAK, J.; KRAUS, D. - Degradation of long-chain fatty acids by activated sludge. **Water Research**. 7 (1973) 843–851.

NZILA, Alexis *et al.* - Characterization of aerobic oil and grease-degrading bacteria in wastewater. **Environmental Technology (United Kingdom)**. . ISSN 1479487X. 38:6 (2017) 661–670. doi: 10.1080/09593330.2016.1207712.

ORJUELA, Alvaro *et al.* - Pre-treatment of used cooking oils for the production of green

chemicals : A review. xxxx (2020). doi: 10.1016/j.jclepro.2020.125129.

ORJUELA, Alvaro; CLARK, James - Green chemicals from used cooking oils: Trends, challenges, and opportunities. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**. . ISSN 24522236. 26:44 (2020) 100369. doi: 10.1016/j.cogsc.2020.100369.

PEIL, K. G. - Kinetics constants for aerobic growth of microbial populations selected with various single compounds and with municipal wastes as substrates. **Applied Microbiology**. 21 (1971) 253–256.

PEIRÓ, Laura Talens; MÉNDEZ, Gara Villalba; DURANY, Xavier Gabarrell I. - Exergy analysis of integrated waste management in the recovery and recycling of used cooking oils. **Environmental Science and Technology**. . ISSN 0013936X. 42:13 (2008) 4977–4981. doi: 10.1021/es071972a.

PRIYA, Roshan Deshmukh - **Used Cooking Oil Market Size, Share & Growth | Industry Report 2026** [Em linha] [Consult. 15 jan. 2021]. Disponível em WWW:<URL:https://www.alliedmarketresearch.com/used-cooking-oil-uco-market>.

RALSTON AW, Hoerr CW J. Org Chem 7:546–554 - The solubilities of normal saturated fatty acids. **J Org Chem**. 7 (1942) 546–554.

REKHATE, Chhaya; PRAJAPATI, Abhinesh Kumar - Production, engine performance, combustion, emission characteristics and economic feasibility of biodiesel from waste cooking oil: A review. **Environmental Quality Management**. . ISSN 15206483. 29:1 (2019) 7–35. doi: 10.1002/tqem.21645.

Resolução do Conselho de Ministros 53/2020, 2020-07-10 - DRE. [Em linha] (20- [Consult. 25 nov. 2020]. Disponível em WWW:<URL:https://dre.pt/web/guest/pesquisa/-/search/137618093/details/maximized>.

SATPUTE, Surekha K. *et al.* - Analysis of the current development of household UCO collection systems in the EU. **Water Resources and Industry**. . ISSN 2450-5781. 4:1 (2017) 37–48.

SAVIRA, Fitria; SUHARSONO, Yudi - Taiwan Health and Welfare Report. **Journal of Chemical Information and Modeling**. . ISSN 1098-6596. 01:01 (2018) 1689–1699.

SILVA FERREIRA, Catarina - **Contributo para o Estudo de Tratamento de Gorduras em ETAR Urbanas**. [S.l.] : Universidade Nova de Lisboa, 2013

SILVESTRE, G. *et al.* - Biomass adaptation over anaerobic co-digestion of sewage sludge and trapped grease waste. **Bioresource Technology**. 102 (2011) 6830–6836.

SIMTEJO; EDIFER; SOMAGUE - Tratamento de Gorduras - Manual de Instruções de Funcionamento - ETAR de Alcântara de Lisboa. Em **Manual de Instruções de Funcionamento - ETAR de Alcântara Lisboa**. 1. p. 1–12.

SOUSA, Tânia - Estações de Tratamento de Águas Residuais: conceitos e dimensionamento. 2016).

SPERANDIO, Paolo; LUCA, Massimiliano DE; CATINI, Alexandro - The greenBag, the new solution in waste separation. **International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology**. . ISSN 24606952. 9:4 (2018) 1238–1243. doi: 10.18517/ijaseit.9.4.9033.

T&E - **More palm oil and rapeseed oil in our tanks than on our plates | Transport & Environment** [Em linha] [Consult. 14 jan. 2021]. Disponível em WWW:<URL:<https://www.transportenvironment.org/publications/more-palm-oil-and-rapeseed-oil-our-tanks-our-plates>>.

TEIXEIRA, Margarida Ribau; NOGUEIRA, Ricardo; NUNES, Luís Miguel - Quantitative assessment of the valorisation of used cooking oils in 23 countries. **Waste Management**. . ISSN 18792456. 78:2018) 611–620. doi: 10.1016/j.wasman.2018.06.039.

The latest crisis to hit Northern Ireland: fatbergs under Belfast - [Em linha], atual. 2020. [Consult. 30 nov. 2020]. Disponível em WWW:<URL:<https://www.irishtimes.com/news/offbeat/the-latest-crisis-to-hit-northern-ireland-fatbergs-under-belfast-1.3133011>>.

TSAI, Wen Tien - Mandatory recycling of waste cooking oil from residential and commercial sectors in Taiwan. **Resources**. . ISSN 20799276. 8:1 (2019). doi: 10.3390/resources8010038.

U.S. EPA - Controlling fats, oils, and grease discharges from food service establishments. **National Pretreatment Program (40 CFR 403)**. United Sta:September (2012) EPA-833-F-12-003.

UN - **Sustainable consumption and production – United Nations Sustainable Development** [Em linha] [Consult. 23 nov. 2020]. Disponível em WWW:<URL:<https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-consumption-production/>>.

VELOSO, Joana Helena - Análise dos Mecanismos de Gestão do Fluxo de Óleos e Gorduras Alimentares Usados em Portugal Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Agradecimentos. 2007).

VEOLIA - **Biolix™** | **Veolia** [Em linha], atual. 2020. [Consult. 7 dez. 2020]. Disponível em
WWW:<URL:<https://www.veoliawatertechnologies.com/en/solutions/technologies/biolix>>.

WALLACE, Thomas *et al.* - **International evolution of fat, oil and grease (FOG) waste management – A review**

WALLACE, Thomas *et al.* - International evolution of fat, oil and grease (FOG) waste management – A review. **Journal of Environmental Management**. . ISSN 10958630. 187:2017b) 424–435. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.11.003.

WILLIAMS, J. B., CLARKSON, C., MANT, C., DRINKWATER, A., AND MAY, E. - **Fat, oil and grease deposits in sewers: Characterisation of deposits and formation mechanisms.**

WILTSEE, G. - Urban Waste Grease Resource Assessment. **City**. November (1998).

ZERO - Há 35 mil toneladas por ano de óleos alimentares usados a ir para os esgotos domésticos. 2017).

ZINK, Trevor; GEYER, Roland - Circular Economy Rebound. **Journal of Industrial Ecology**. . ISSN 15309290. 21:3 (2017) 593–602. doi: 10.1111/jiec.12545.

Anexos – Estimativas do consumo de O₂ pelo reator Carbofil de acordo com diferentes estimativas de produção de OAU.

Estimativa do consumo de O₂ de acordo com a produção de OAU estimada por Martim Botelho para o setor doméstico.

SETOR DOMÉSTICO (25%)						Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /dia)	
Consumo per capita OAV(Kg/hab.ano)	De acordo com a Valorização dos Óleos Alimentares Usados com Base na Caracterização dos Meios, Pessoas e Procedimentos, pode se considerar que 75% dos óleos alimentares novos consumido dão origem a OAU que poderão ser recolhidos.	Fração do Setor Doméstico	Eficiência do desengordurador				
			20%			6809	
			Quantidade de óleo à saída do desengordurador da ETAR (Kg/dia)			Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /h)	
			1637			284	
			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e óleos		Potência necessária (kW)	
			5893	3,6		71	
Consumo OAV per capita (Kg/hab.dia)	Consumo de OAV (Kg/dia)	25%	Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e óleo a tratar)			Potência necessária (kWh/dia)	
			0,4			1702	
0,059	44449		"Lamas"(Kg MS/dia)			Potência necessária (kWh/ano)	
Eq. Populacional	Produção de OAU (Kg/dia)		655			621338	
756000	33336		Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)			Custo diário (€)	
OAU produzido (Kg/dia) (Setor Doméstico - 25%)		OAU encaminhados para o esgoto/ à entrada da ETAR (Kg/dia)	1,2			240	
8334	Recolha = 1,8%	8184	Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)			Custo mensal (€)	
			786			7196	
			Eficiência de remoção			Custo anual (€)	
			87%			87546	

Estimativa do consumo de O₂ de acordo com a produção de OAU estimada por Martim Botelho para o setor HORECA.

SETOR HORECA (69%)						Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /dia)	
Consumo per capita OAV(Kg/hab.ano)	De acordo com a Valorização dos Óleos Alimentares Usados com Base na Caracterização dos Meios, Pessoas e Procedimentos, pode se considerar que 75% dos óleos alimentares novos consumido dão origem a OAU que poderão ser	Fração do Setor HORECA	Eficiência do desengordurador				
			20%			12822	
			Quantidade de óleo à saída do desengordurador da ETAR (Kg/dia)			Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /h)	
			3082			534	
			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e óleos		Potência necessária (kW)	
			11096	3,6		134	
Consumo OAV per capita (Kg/hab.dia)	Consumo de OAV (Kg/dia)	69%	Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e óleo a tratar)			Potência necessária (kWh/dia)	
			0,4			3206	
0,059	44449		"Lamas"(Kg MS/dia)			Potência necessária (kWh/ano)	
Eq. Populacional	Produção de OAU (Kg/dia)		1233			1170038	
756000	33336		Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)			Custo diário (€)	
OAU produzido (Kg/dia) (Setor HORECA - 69%)		OAU encaminhados para o esgoto/ à entrada da ETAR (Kg/dia)	1,2			452	
23002	Recolha = 33%	15411	Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)			Custo mensal (€)	
			1480			13550	
			Eficiência de remoção			Custo anual (€)	
			87%			164858	

Estimativa do consumo de O₂ de acordo com a produção de OAU estimada por Joana Veloso para o setor doméstico, com percentagens de produção de OAU de 45% e 80% do OAV consumido, respetivamente.

SETOR DOMÉSTICO (21%)			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e oleos			
Consumo per capita (Kg/hab.ano)	21		3024	3.6			
Consumo per capita (Kg/hab.dia)	0,059				Potência necessária (kW)		
Eq. Populacional	756000				36		
Percentagem de oleos e gorduras direcionados para o esgoto	De acordo com a Análise dos Mecanismos de Gestão do Fluxo de Óleos e Gorduras Alimentares Usados em Portugal (2007) , pode se considerar que 45 a 80% dos óleos alimentares novos consumido dão origem a OAU que poderão ser recolhidos.	Fração do Setor Doméstico	Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e óleo a tratar)	0.4	Potência necessária (kWh/dia)		
			"Lamas"(Kg MS/dia)	336	874		
			Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)	1.2	Potência necessária (kWh/ano)		
			Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)	403	318894		
			Eficiência de remoção	87%	Custo diário (€)		
			Necessidades de oxigénio (Kg O2/dia)	3495	123		
			Eficiência do desengordurador	45%	21%	87%	Custo mensal (€)
			Quantidade de óleo à saída do desengordurador da ETAR (Kg/dia)	20%			3693
				840			Custo anual (€)
							44932

SETOR DOMÉSTICO (21%)			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e oleos			
Consumo per capita (Kg/hab.ano)	21		5377	3.6			
Consumo per capita (Kg/hab.dia)	0,059				Potência necessária (kW)		
Eq. Populacional	756000				65		
Percentagem de oleos e gorduras direcionados para o esgoto	De acordo com a Análise dos Mecanismos de Gestão do Fluxo de Óleos e Gorduras Alimentares Usados em Portugal (2007) , pode se considerar que 45 a 80% dos óleos alimentares novos consumido dão origem a OAU que poderão ser recolhidos.	Fração do Setor Doméstico	Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e óleo a tratar)	0.4	Potência necessária (kWh/dia)		
			"Lamas"(Kg MS/dia)	597	1553		
			Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)	1.2	Potência necessária (kWh/ano)		
			Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)	717	566923		
			Eficiência de remoção	87%	Custo diário (€)		
			Necessidades de oxigénio (Kg O2/dia)	6213	219		
			Eficiência do desengordurador	80%	21%	87%	Custo mensal (€)
			Quantidade de óleo à saída do desengordurador da ETAR (Kg/dia)	20%			6565
				1493			Custo anual (€)
							79879

Estimativa do consumo de O₂ de acordo com a produção de OAU estimada por Joana Veloso para o setor HORECA, com percentagens de produção de OAU de 70% e 80% do OAV consumido, respetivamente.

SETOR HORECA (60%)							
Consumo per capita (Kg/hab.ano)	21			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e óleos	Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /h)	
Consumo per capita (Kg/hab.dia)	0,059				15361	3,6	740
Eq. Populacional	756000			Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e óleo a tratar)	0,4		Potência necessária (kW)
Percentagem de óleos e gorduras direcionados para o esgoto	De acordo com a Análise dos Mecanismos de Gestão do Fluxo de Óleos e Gorduras Alimentares Usados em Portugal (2007) , pode se considerar que 45 a 80% dos óleos alimentares novos consumido dão origem a OAU que poderão ser recolhidos.	Fração do Setor HORECA		"Lamas"(Kg MS/dia)	1707		185
				Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)	1,2		Potência necessária (kWh/dia)
				Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)	2048		4438
				Eficiência de remoção	87%		Potência necessária (kWh/ano)
				Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /dia)	17751		1619780
Eficiência do desengordurador	80%	60%					Custo diário (€)
Quantidade de óleo à saída do desengordurador da ETAR (Kg/dia)	4267						625
							Custo mensal (€)
							18758
							Custo anual (€)
							228227

Consumo per capita (Kg/hab.ano)	21			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e óleos	Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /h)	
Consumo per capita (Kg/hab.dia)	0,059				6337	3,6	305
Eq. Populacional	756 000			Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e óleo a tratar)	0,4		Potência necessária (kW)
Percentagem de óleos e gorduras direcionados para o esgoto	Dados da APA e DGEG: 1% recicla; 99% não recicla (o que não recicla é assumido que vai para o esgoto)	Assume-se o valor mais conservativo, ou seja, 20% dos OAV produzem OAU		"Lamas"(Kg MS/dia)	704		76
				Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)	1,2		Potência necessária (kWh/dia)
				Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)	845		1831
				Eficiência de remoção	87%		Potência necessária (kWh/ano)
				Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /dia)	7322		668159
Eficiência do desengordurador	20%	99%	20%				Custo diário (€)
Quantidade de óleo à saída do desengordurador (Kg/dia)	1760						258
							Custo mensal (€)
							7738
							Custo anual (€)
							94144

Estimativa do consumo de O₂ de acordo com a produção de OAU estimada pela APA e DGEG para o setor doméstico.

SETOR HORECA (60%)							
Consumo per capita (Kg/hab.ano)	21			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e óleos	Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /h)	
Consumo per capita (Kg/hab.dia)	0,059				13441	3,6	647
Eq. Populacional	756000			Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e óleo a tratar)	0,4		Potência necessária (kW)
Percentagem de óleos e gorduras direcionados para o esgoto	De acordo com a Análise dos Mecanismos de Gestão do Fluxo de Óleos e Gorduras Alimentares Usados em Portugal (2007) , pode se considerar que 45 a 80% dos óleos alimentares novos consumido dão origem a OAU que poderão ser recolhidos.	Fração do Setor HORECA		"Lamas"(Kg MS/dia)	1493		162
				Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)	1,2		Potência necessária (kWh/dia)
				Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)	1792		3883
				Eficiência de remoção	87%		Potência necessária (kWh/ano)
				Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /dia)	15532		1417308
Eficiência do desengordurador	70%	60%					Custo diário (€)
Quantidade de óleo à saída do desengordurador da ETAR (Kg/dia)	3734						547
							Custo mensal (€)
							16414
							Custo anual (€)
							199699

Estimativa do consumo de O₂ de acordo com a produção de OAU estimada por M. Teixeira, R. Nogueira e L. Nunes para o setor doméstico.

Eq. Populacional			Carga de CQO a tratar (Kg CQO/dia)	relação CQO/gorduras e oleos	Potência necessária (kW)
756 000			7721	3,6	93
Percentagem de óleos e gorduras direcionados para o esgoto	Segundo o documento Quantitative assesment of the valorisation of used cooking oils in 23 countries , em Portugal a produção de óleos alimentares usados encontra-se entre os valores de (4,16-6,30) Kg/hab.ano.	Assumimos um valor médio de 5,23 Kg/hab.ano	Produção específica de lamas (Kg MS/Kg de gordura e oleo a tratar)		Potência necessária (kWh/dia)
			0,4		2231
			"Lamas"(Kg MS/dia)		Potência
			858		814 183
			Adotando-se uma taxa de remoção (Kg CQO/ Kg MS)		Custo diário (€)
1,2		314			
Consumo per capita (Kg/hab.ano)			Carga de CQO não tratado (Kg CQO/dia)		Custo mensal (€)
5,23			1030		9429
Consumo per capita (Kg/hab.dia)			Eficiência de remoção		Custo anual (€)
0,014			87%		114718
Percentagem de óleos e gorduras direcionados para o esgoto (APA)	Eficiência do desengordurador		Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /dia)		
			8923		
99%	20%		Necessidades de oxigénio (Kg O ₂ /h)		
Quantidade de óleo à saída do desengordurador (Kg/dia)			372		
2145					

