



**Diogo Alexandre Baltasar Ferreira**

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

## **Eficiência energética no setor do tratamento de água residual.**

### **Caso de estudo: ETAR de Santa Cita**

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

Orientador: António Pedro de Macedo Coimbra Mano,  
Professor Auxiliar, Faculdade de Ciências e Tecnologia,  
Universidade Nova de Lisboa

Júri

Presidente: Prof. Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho  
Vogal: Prof.<sup>a</sup> Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral (Arguente)  
Vogal: Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano



Eficiência energética no setor do tratamento de água residual. Caso de estudo: ETAR de Santa Cita

Copyright © Diogo Alexandre Baltasar Ferreira, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

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







## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar gostaria de agradecer especialmente aos meus pais por todo o importante apoio demonstrado ao longo do meu percurso académico e pelos importantes valores que sempre me transmitiram.

Ao meu orientador, Prof. Doutor António Pedro Mano, agradeço pelo apoio disponibilizado e pela prontidão e rapidez de resposta a questões pontuais ao longo desta etapa.

Ao Eng.º Pedro Fontes e à Eng.ª Alexandra Inácio, ao serviço da EPAL, agradeço a disponibilização dos dados necessários à realização do caso de estudo bem como a disponibilidade que prestaram para esclarecer as dúvidas que surgiram ao longo do trabalho.

Por último, mas não menos importante, gostaria de agradecer aos meus amigos e familiares pelo apoio e incentivo que me deram durante esta etapa.

A todos, um grande obrigado.



## Resumo

Na atualidade as questões energéticas e a sustentabilidade associada aos processos essenciais do dia a dia são cada vez mais importantes. O setor do tratamento de água residual é um destes processos. É essencial à saúde pública e a este estão associados gastos de energia significativos que merecem a devida atenção. Além disso, o aumento da população mundial, a escassez de água e a legislação exigente associada aos requisitos de qualidade de descarga de águas residuais prevêem ainda um aumento dessas necessidades energéticas. De modo a abordar este problema é necessário compreender de que modo a energia é gasta numa Estação de Tratamento de Água Residual (ETAR) e de que maneira é possível otimizar o processo de tratamento de modo a reduzir o consumo energético destas instalações juntamente com as emissões de gases de efeito de estufa associadas.

A presente dissertação inclui uma revisão do estado da arte dos processos de medição e gestão energética em Estações de Tratamento de Água Residual que são utilizados nos principais países desenvolvidos, bem como uma análise geral ao consumo energético que ocorre nas ETAR destes países. A ETAR de Santa Cita, localizada em Tomar, foi utilizada como caso de estudo. Neste analisou-se o consumo geral de energia da instalação, o consumo parcial das principais etapas que compõem o processo de tratamento e procedeu-se ainda ao cálculo de indicadores de desempenho energético (IDE) de modo a poder comparar o consumo específico da instalação com o consumo de instalações semelhantes de modo a concluir se a instalação se encontra a consumir mais do que o devido. Tal processo é designado de *benchmarking*. Foram ainda propostas várias medidas que visam uma melhoria da eficiência energética da instalação e ainda delineadas recomendações para um prosseguimento da presente investigação.

Várias conclusões importantes obtiveram-se a partir do presente estudo. Em particular, concluiu-se que a instalação em estudo se encontra consideravelmente sobredimensionada relativamente às condições para a qual está construída. Este facto leva a um acréscimo direto no consumo de energia uma vez que os equipamentos instalados, assim como as condições processuais, não se encontram completamente otimizadas às atuais condições de afluência. Deste modo serão propostas as principais medidas que poderão ser implementadas com vista a otimizar o processo e reduzir o consumo de eletricidade da instalação.

Palavras-chave: água residual, tratamento, energia, eficiência energética, *benchmarking*, sustentabilidade



## Abstract

Nowadays, energy and sustainability issues associated with common day to day processes are becoming increasingly important. The wastewater treatment industry is one of these processes. It is essential to public health and is associated with significant energy consumption that deserves due attention. In addition, increasing world population, water scarcity and more demanding legislation associated with wastewater quality requirements also predict an increase in energy needs. In order to address this problem, it is necessary to understand how energy is spent in a Wastewater Treatment Plant (WWTP) and how it is possible to optimize the treatment process in order to reduce its energy consumption together with the emissions of associated greenhouse gases.

The present master thesis includes a review of the state of the art energy *benchmarking* techniques and energy reduction measures in Waste Water Treatment Plants located in the main developed world countries, as well as a general analysis of the energy consumption that occurs in these countries's WWTPs. The Santa Cita WWTP, located in Tomar, was used as a case study. In this study the general energy consumption of the facility was analyzed, as well as the partial consumption of the main stages of the treatment process. Energy performance indicators were calculated in order to compare the specific energy consumption of the facility with the consumption of similar installations in order to conclude if this particular WWTP is consuming more than its due. Such a process is designated in the literature as *energy benchmarking*. A number of measures have also been proposed to improve the facility's energy efficiency and further recommendations for further investigation were also stated.

Several important conclusions were drawn from the present study. In particular, it was concluded that the installation under study is considerably oversized in relation to the conditions for which it is constructed. This leads to a direct increase in energy consumption since the installed equipment, as well as the procedural conditions, are not completely optimized to the current affluence conditions. Thus, measures that could be implemented in order to optimize the process and reduce the installation electricity consumption are going to be proposed.

Keywords: wastewater, treatment, energy efficiency, *benchmarking*, sustainability



## **Acrónimos**

ETAR - Estação de Tratamento de Água Residual

GEE - Gases de Efeito de Estufa

ETA - Estação de Tratamento de Água

UE - União Europeia

CBO5 - Carência Bioquímica de Oxigénio

CQO - Carência Química de Oxigénio

SST - Sólidos Suspensos Totais

PE - População Equivalente

UV - Ultravioleta

F/M – Food/Microorganisms

NT - Azoto Total

PT - Fósforo Total

ST - Sólidos Totais

COV - Compostos Orgânicos Voláteis

kWh – Quilowatt-hora

ID - Indicador de Desempenho

N - Azoto

P - Fósforo

MBR - Membrane Bioreactor

MLSS - Mixed Liquor Suspended Solids

kW - Quilowatt

kJ - Quilojoule

EUA - Estados Unidos da América

DA - Digestão Anaeróbia

VAL - Valor Atual Líquido

DL - Decreto-lei

MW - Megawatt

CUR - Comercializador de Último Recurso

EPAL - Empresa Portuguesa das Águas Livres  
MMQ - Método dos Mínimos Quadrados  
OLS - Ordinary Least Squares  
ID - Indicador de Desempenho  
AFE - Análise de Fronteira Estocástica  
SFA - Stochastic Frontier Analysis  
AED - Análise por Envoltória de Dados  
DEA - Data Envelopment Analysis  
SDEA - Stochastic Data Envelopment Analysis  
LCA - Life Cycle Assessment  
SGE - Sistema de Gestão de Energia  
EG - Entidade Gestora  
PDCA - Plan-Do-Check-Act  
OD - Oxigénio Dissolvido  
VEV - Variador Electrónico de Velocidade  
VFD - Variable Frequency Drive  
SAR - Saneamento de Águas Residuais  
BTN - Baixa Tensão Normal  
kVA - Kilovoltampere  
MT - Média Tensão  
AT - Alta Tensão  
BTE - Baixa Tensão Especial  
EPA - Environment Protection Agency  
KPI - Key Performance Indicators  
AdP - Águas de Portugal  
SGCIE - Sistema de Gestão dos Consumos Intensivos de Energia  
IDE - Indicadores de Desempenho Energético  
MS - Matéria em Suspensão  
IVL - Índice Volumétrico de Lamas  
IL - Idade de Lamas

OE - Obra de Entrada

EDP - Energias de Portugal

# Índice Geral

<b>1. Introdução .....</b>	<b>5</b>
1.1 Aspectos gerais .....	5
1.2 Objectivos .....	6
1.3 Organização da dissertação .....	6
<b>2. Revisão da literatura .....</b>	<b>7</b>
2.1 Ciclo urbano da água .....	7
2.2 Origens da água residual .....	9
2.3 Tipos de sistemas de drenagem .....	9
2.4 Características da água residual .....	10
2.5 Legislação aplicada .....	11
2.6 Tratamento de efluentes urbanos .....	12
2.7 Fluxos de energia nas ETAR .....	25
2.8 Benchmarking em ETAR .....	34
2.9 Sistemas de certificação ambiental e energética .....	42
2.10 Medidas de poupança energética .....	45
2.11 Manuais de benchmarking para ETAR .....	49
<b>3. Caso de estudo .....</b>	<b>51</b>
3.1 Introdução .....	51
3.2 Metodologia aplicada .....	52
3.3 Avaliação da situação de referência .....	59
3.4 Análise de eficiência energética .....	76
<b>4. Conclusões e recomendações para prosseguimento da investigação .....</b>	<b>99</b>
4.1 Conclusões .....	99
4.2 Prosseguimento da investigação .....	100
<b>5. Bibliografia .....</b>	<b>101</b>

## Índice de Figuras

Figura 2.1 - Ciclo urbano da água.....	8
Figura 2.2 - Fases de tratamento que compõem um processo de tratamento de água residual.....	12
Figura 2.3 - Variação típica diária do caudal de água residual.....	26
Figura 2.4 - Exemplo dos registos a realizar em cada uma das etapas da metodologia PDCA .....	44
Figura 2.5 - Fluxograma da análise que suporta a escolha de medidas de poupança energética.....	45
Figura 3.1 – Divisão do caso de estudo.....	52
Figura 3.2 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo do ano 2014 .....	64
Figura 3.3 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo do ano 2015 .....	65
Figura 3.4 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo do ano 2016 .....	65
Figura 3.5 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo dos primeiros cinco meses do ano 2017.....	66
Figura 3.6 - Variação do Índice volumétrico de lamas na vala de oxidação 1 e concentração de SST no efluente .....	71
Figura 3.7 - Variação do Índice volumétrico de lamas na vala de oxidação 2 e concentração de SST no efluente .....	71
Figura 3.8 - Variação da carga mássica e concentração de SST à saída .....	73
Figura 3.9 - Variação da taxa de recirculação e carga mássica entre os meses de Fevereiro de 2015 e Fevereiro de 2016 .....	74
Figura 3.10 - Contribuição percentual da etapa de arejamento no consumo de eletricidade global .....	76
Figura 3.11 - Consumo energético associado à etapa de arejamento - Ano 2015.....	77
Figura 3.12 - Diferença entre o consumo estimado e real - Ano 2015 .....	78
Figura 3.13 - Consumo energético associado à etapa de arejamento - Ano 2016.....	78
Figura 3.14 - Diferença entre o consumo estimado e real - Ano 2016 .....	79
Figura 3.15 - Variação do consumo de eletricidade associado ao arejamento em função da carga orgânica removida - Ano 2015 .....	80
Figura 3.16 - Consumo específico da etapa de arejamento em relação à carga orgânica removida - Ano 2015 .....	80
Figura 3.17 - Variação do consumo de eletricidade associado ao arejamento em função da carga orgânica removida - Ano 2016 .....	81
Figura 3.18 - Consumo específico da etapa de arejamento em relação à carga orgânica removida - Ano 2016 .....	81

Figura 3.19 - Distribuição do consumo médio de energia por sector - Ano 2015 .....	83
Figura 3.20 - Distribuição do consumo médio de energia por sector - Ano 2016 .....	84
Figura 3.21 - Variação do consumo energético global e caudal tratado - Ano 2015 ....	85
Figura 3.22 - Variação anual do caudal tratado e consumo específico de energia em relação ao mesmo - Ano 2015 .....	85
Figura 3.23 - Variação do consumo energético global e caudal tratado - Ano 2016 ....	86
Figura 3.24 - Variação anual do caudal tratado e consumo específico de energia em relação ao mesmo - Ano 2016 .....	86
Figura 3.25 - Distribuição do consumo de energia pelos setores que constituem o processo de tratamento da ETAR no ano 2014 .....	87
Figura 3.26 - Distribuição do consumo de energia pelos setores que constituem o processo de tratamento da ETAR no ano 2015 .....	88
Figura 3.27 - Distribuição do consumo de energia pelos setores que constituem o processo de tratamento da ETAR no ano 2016 .....	88

## Índice de Tabelas

Tabela 2.1 - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas. ....	11
Tabela 2.2 - Objetivos das principais etapas de tratamento existentes numa ETAR ...	13
Tabela 2.3 – Parâmetros associados a um sistema de lamas ativadas em regimes de arejamento convencional e arejamento prolongado e respetivos valores. ....	19
Tabela 2.4 - Exemplos de processos utilizados no tratamento terciário de água residual.....	22
Tabela 2.5 - Autossuficiência energética de ETAR com digestão anaeróbia de lamas e co-digestão de restos orgânicos nos EUA e Europa.....	33
Tabela 2.6 - Vantagens e desvantagens associadas aos métodos de benchmarking usados na medição de eficiência energética no setor da água residual.....	37
Tabela 2.7 - Estudos de benchmarking. ....	41
Tabela 2.8 - Medidas e estratégias de eficiência energética aplicadas em ETAR .....	46
Tabela 3.1 - Indicadores usados para avaliação da situação energética atual da ETAR .....	58
Tabela 3.2 - Contribuição média quantitativa e qualitativa durante o período 2014-2017 .....	62
Tabela 3.3 - Contribuição média quantitativa e qualitativa para os meses de Verão e Inverno durante o período 2014-2017.....	63
Tabela 3.4 - Concentrações médias dos principais poluentes para os meses de Verão e Inverno durante o período 2014-2017 .....	63
Tabela 3.5 - Concentração de sólidos suspensos na vala de oxidação 1 no período 2014-2018 .....	67
Tabela 3.6 - Concentração de sólidos suspensos na vala de oxidação 2 no período 2014-2018 .....	68
Tabela 3.7 - Índice volumétrico de lamas (IVL) da vala de oxidação 1 nos anos 2015 e 2016 .....	69
Tabela 3.8 - Índice volumétrico de lamas (IVL) da vala de oxidação 2 nos anos 2015 e 2016 .....	70
Tabela 3.9 - Variação da carga mássica no período 2014-2017 .....	72
Tabela 3.10 - Variação da idade de lamas entre 2014 e 2017 .....	75
Tabela 3.11 - Variação registada na contribuição energética de cada sector - Ano 2015 .....	83
Tabela 3.12 - Variação registada na contribuição energética de cada sector - Ano 2016 .....	84
Tabela 3.13 - Indicadores de desempenho energético para os anos de 2015 e 2016 .....	89

Tabela 3.14 - Necessidades de arejamento para as condições médias atuais de afluência .....	95
Tabela 3.15 - Verificação do cumprimento das necessidades de arejamento.....	96
Tabela 3.16 - Simulação das condições de operação utilizando uma vala de oxidação .....	97

# 1.Introdução

## 1.1 Aspetos gerais

Na antiguidade já era conhecida a importância de água de boa qualidade para consumo em populações urbanas. No entanto, a importância de saneamento adequado e tratamento de água residual para proteção da saúde pública e do ambiente não foi entendido até ao século XIX (Lofrano e Brown, 2010, citado por M. Molinos-Senante *et al.*, 2013). O principal objetivo das instalações de tratamento concebidas era assim garantir o cumprimento dos dois pontos anteriormente mencionados. Deste modo as Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR) eram, até há poucos anos atrás, projetadas e concebidas sem terem a eficiência energética em mente (Rojas & Zhelev, 2012).

À medida que o número de ETAR aumenta a nível mundial e os requisitos de qualidade se tornam mais rigorosos, o problema da eficiência energética tem vindo a atrair cada vez mais a atenção quer do ponto de vista económico quer ambiental (Hanley, 2015, citado por Longo *et al.*, 2016). Do ponto de vista económico, uma vez que as empresas concessionárias enfrentam preços crescentes de energia e requisitos de emissão cada vez mais restritos (Teixeira *et al.*, 2016) e do ponto de vista ambiental, devido principalmente à emissão de Gases de Efeito de Estufa (GEE) que ocorre quando a energia é produzida a partir de combustíveis fósseis provenientes de fontes não renováveis. Atualmente, existem dois desafios principais relacionados com o tratamento de água residual em países desenvolvidos. Primeiro, aumentar a sustentabilidade ambiental do processo, reduzindo o consumo de recursos e recuperando-os da água residual e, segundo, minimizar os custos de operação associados a este serviço (M. Molinos-Senante *et al.*, 2013).

De modo a aumentar o desempenho energético das ETAR é necessário efetuar análises pormenorizadas aos principais consumidores de energia. Desde 1996 que este tipo de instalações tem vindo a usar voluntariamente benchmarking como ferramenta de otimização do processo (Schulz *et al.*, 1998, citado por Möller *et al.*, 2012). Nos últimos anos foram por isso publicados vários estudos que utilizam diversos métodos para conduzir este tipo de análise.

Associado às análises de eficiência energética, estão as certificações energéticas. Atualmente é utilizada a norma internacional ISO 50001 para certificar Sistemas de Gestão de Energia. Esta norma especifica os requisitos para estabelecer, implementar, manter e melhorar um sistema de gestão de energia, procurando atingir uma melhoria contínua do desempenho energético (Teixeira *et al.*, 2016). Ao estabelecer o sistema e os processos necessários para melhorar o desempenho energético, incluindo eficiência, utilização, consumo e intensidade energética, as instalações conseguem reduzir os custos energéticos, a emissão de GEE e outros impactos ambientais (SGS, 2013).

## 1.2 Objectivos

O objetivo da presente dissertação é o estudo dos aspetos associados à eficiência energética no setor da água residual, tendo sido analisado como caso de estudo a ETAR de Santa Cita.

## 1.3 Organização da dissertação

A presente dissertação divide-se em quatro capítulos principais, sendo iniciada pelo capítulo um, a Introdução, onde são abordados os aspetos gerais relacionados com o tema em estudo bem como a importância do mesmo, os objetivos que se pretendem atingir e a organização da dissertação. De seguida apresenta-se o capítulo dois que inclui a revisão bibliográfica necessária ao entendimento do presente tema. No capítulo três é abordado o caso de estudo, sendo apresentada a metodologia utilizada, a avaliação da situação de referência, e a análise de eficiência energética à instalação. Por último, no capítulo quatro são sistematizadas as conclusões obtidas e as recomendações para prosseguimento da investigação.

## 2. Revisão da literatura

### 2.1 Ciclo urbano da água

Uma população urbana exige atualmente grandes quantidades de energia e matéria-prima. A produção de resíduos, bem como de água residual, torna-se assim uma das consequências da atividade humana. O uso da água pode ser descrito pelo ciclo urbano da água e este está inserido num ciclo mais amplo, o ciclo hidrológico ou ciclo da água.

Apesar das várias definições relativamente ao ciclo hidrológico, este é normalmente definido como sendo um modelo conceptual que descreve o armazenamento e circulação da água entre a biosfera, atmosfera, litosfera e hidrosfera. A água pode ser armazenada na atmosfera, oceanos, lagos, rios, solos, glaciares, campos de neve e aquíferos subterrâneos. A sua circulação entre estes compartimentos de armazenamento decorre de processos que incluem a evapotranspiração, condensação, precipitação, infiltração, percolação e escoamento, que são também definidos como componentes do ciclo da água (Marsalek *et al.*, 2008).

Tal como mencionado anteriormente, a utilização da água pode ser descrita sobre a forma de um ciclo, o designado ciclo urbano da água. Neste ciclo, a água pode assumir cinco formas principais (Von Sperling, 2007c), incluindo:

- *Água para consumo não tratada.* Proveniente de uma massa de água, como por exemplo um rio, lago ou lençol de água. Por não ser própria para consumo humano é necessário submetê-la a um tratamento, que irá depender da qualidade da água captada.
- *Água para consumo tratada.* Após a captação, a água é conduzida até uma Estação de Tratamento de Água (ETA). Nesta instalação é submetida a um tratamento que envolve normalmente processos físicos e químicos que têm por objetivo modificar as propriedades da água de modo a que esta possa ser utilizada para uso e consumo humano.
- *Água residual bruta.* Após utilização dá-se uma alteração da sua qualidade devido à adição de componentes físicos, químicos e biológicos, tornando-a novamente imprópria para consumo.
- *Água residual tratada.* Com o objetivo de remover os poluentes principais, a água residual é submetida a um conjunto de processos de tratamento antes de ser descarregada numa massa de água recetora. O tratamento da água residual é responsável por uma nova modificação na sua qualidade.

- *Água pluvial* – A água proveniente da precipitação cai no solo, incorpora alguns poluentes, e é recolhida em sistemas de recolha de água pluvial antes de ser descarregada na massa de água recetora.
- *Massa de água recetora* – A água pluvial e o efluente da Estação de Tratamento de Água Residual atingem a massa de água recetora onde a qualidade da água sofre novamente transformações devido ao resultado de mecanismos de diluição e auto-purificação.

Apresenta-se na Figura 2.1 o ciclo urbano da água.



Figura 2.1 - Ciclo urbano da água (AdP, 2018)

## 2.2 Origens da água residual

As origens da água residual incluem (Tchobanoglous *et al.*, 2014):

1. **Água residual doméstica:** água residual descarregada de residências e de instalações comerciais, institucionais e públicas;
2. **Água residual industrial:** água residual que tem como principais constituintes produtos que resultam de processos industriais;
3. **Água residual de infiltração:** Água que entra no sistema de recolha através de meios diretos e indiretos;
4. **Água pluvial:** Escoamento que resulta da precipitação ou derretimento de neve.

## 2.3 Tipos de sistemas de drenagem

A drenagem urbana tem um papel direto no transporte da água residual desde as habitações até uma ETAR.

Os sistemas de recolha e transporte de água residual e pluvial podem ser de dois tipos (Butler & Davies, 2010):

1. Sistemas de drenagem separativo de água residual e água pluvial;
2. Sistemas de drenagem unitário de água residual e pluvial;
3. Sistemas de drenagem híbridos.

Quando são usados sistemas de drenagem separativos, o caudal transportado inclui água residual doméstica, água residual industrial e água proveniente de infiltração. Num sistema de drenagem unitário, o caudal a transportar inclui água residual doméstica, água residual industrial, água proveniente de infiltração, e ainda a água pluvial. Em ambos os casos, a percentagem de componentes na água residual irá variar com as condições locais e com a altura do ano (Tchobanoglous *et al.*, 2014).

Num sistema unitário, dá-se o transporte de água residual durante a estação seca ocorrendo um aumento de caudal durante a estação húmida, devido aos acréscimos associados à água pluvial. Neste tipo de sistemas, mesmo com uma ocorrência de precipitação reduzida, o caudal de águas pluviais irá predominar sobre o caudal de água residual. Em eventos de precipitação intensa o caudal de água pluvial poderá ser muito superior ao caudal médio de água residual. Deste modo não seria viável conceber estruturas que drenassem e tratassem a totalidade do caudal, uma vez que na maioria do tempo estaria apenas uma fração do mesmo a ser drenado e tratado.

A solução passa assim por criar estruturas que direcionem o caudal, sempre que este ultrapassa um determinado nível, para uma massa de água natural. Num sistema separativo, devido ao facto dos caudais residual e pluvial serem separados não existe a necessidade de existirem as estruturas atrás mencionadas, no entanto, o custo de construção de um sistema de drenagem separativo poderá ser ainda assim superior ao custo de construção de um sistema de drenagem unitário (Butler & Davies, 2010).

Quando um sistema de drenagem urbano é composto simultaneamente por sistemas separativos e unitários este é designado de sistema híbrido.

## 2.4 Características da água residual

A água residual doméstica é constituída por 99,9% de água, no entanto, os restantes compostos que constituem os 0,01% possuem um potencial significativo no que respeita a poluir a massa de água receptora. Em termos gerais, a água residual de origem municipal (esgoto doméstico, esgoto industrial, etc.) pode ser caracterizada como sendo constituída por matéria orgânica e inorgânica. A matéria orgânica é principalmente composta por proteínas, hidratos de carbono e gorduras de origem animal e vegetal. A componente inorgânica do esgoto é essencialmente constituída por areia, sais e metais (Purcell, 2003).

No processo de dimensionamento de uma ETAR não há normalmente interesse em determinar os vários compostos que constituem a água residual. Isto deve-se, não só à dificuldade em realizar os vários testes laboratoriais, mas também devido ao facto dos resultados desses testes não poderem ser diretamente utilizados como elementos úteis ao dimensionamento da instalação. Deste modo utiliza-se antes parâmetros indiretos que caracterizam a poluição em questão (Von Sperling, 2007c).

Estes parâmetros, ou propriedades da água residual, dividem-se em três categorias: características físicas, características químicas e características biológicas.

As características físicas da água residual incluem os parâmetros cor, odor, temperatura e o teor de sólidos. Os constituintes químicos da água residual dividem-se em compostos orgânicos, compostos inorgânicos e gases (Tchobanoglous *et al.*, 2014). O teor de sólidos é a característica física mais importante a ter em conta e divide-se em matéria em suspensão, matéria coloidal e matéria em solução. De entre os vários parâmetros químicos do esgoto, destacam-se os seguintes: pH, teor de cloretos, teor de azoto, teor de óleos e gorduras, gases presentes, oxigénio dissolvido, carência química de oxigénio e carência bioquímica de oxigénio (Punmia & Jain, 1998). Os constituintes biológicos referem-se aos organismos vivos presentes na água residual, e incluem: bactérias, algas, fungos, protozoários e vírus (Von Sperling, 2007c).

## 2.5 Legislação aplicada

De modo a uniformizar os requisitos de qualidade relativamente aos efluentes urbanos na Europa, foi elaborada a Directiva n.º 91/271/CEE como guia a ser adotado pela legislação nacional de cada país pertencente à União Europeia (UE).

A transposição para o direito interno da Directiva n.º 91/271/CEE foi efetuada pelo Decreto-lei nº 152/97, de 19 de Junho, que classifica a água residual em três tipos:

1. *Águas residuais domésticas* – as águas residuais de serviços e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas;
2. *Águas residuais industriais* – as águas residuais provenientes de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais;
3. *Águas residuais urbanas* – as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais.

Na Tabela 2.1 apresentam-se as concentrações admissíveis de descarga nos meios recetores relativamente aos parâmetros: carência bioquímica de oxigénio (CBO<sub>5</sub>), carência química de oxigénio (CQO) e sólidos suspensos totais (SST), bem como a percentagem mínima de remoção dos mesmos.

Tabela 2.1 - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas (Fonte: Decreto-Lei nº 152/97).

Parâmetro	Concentração admissível	Percentagem mínima de remoção
CBO <sub>5</sub> (a 20°C)	25 mg/l O <sub>2</sub>	70-90
CQO	125 mg/l O <sub>2</sub>	75
SST	35 mg/l em ETAR cuja PE > 10.000 60 mg/l em ETAR com 2000<PE<10.000	90 em ETAR cuja PE > 10.000 70 em ETAR com 2000<PE<10.000

## 2.6 Tratamento de efluentes urbanos

O nível de tratamento a que a água residual necessita de ser submetida depende de vários factores, sendo de salientar as características quantitativas e qualitativas das águas residuais, a população equivalente abrangida (PE), localização do sistema, características da massa de água recetora e valores-limite de emissão de efluentes bem como outras diretrizes locais ou dos parâmetros requeridos para reutilização (Pabi *et al.*, 2013; Simões *et al.*, 2008 citado por Alexandra, 2016). A Figura 2.2 apresenta a seqüência de etapas que compõem um processo de tratamento de água residual. A presença de algumas das etapas representadas irá depender do processo de tratamento que é usado, bem como dos objetivos de qualidade que se pretendem atingir.

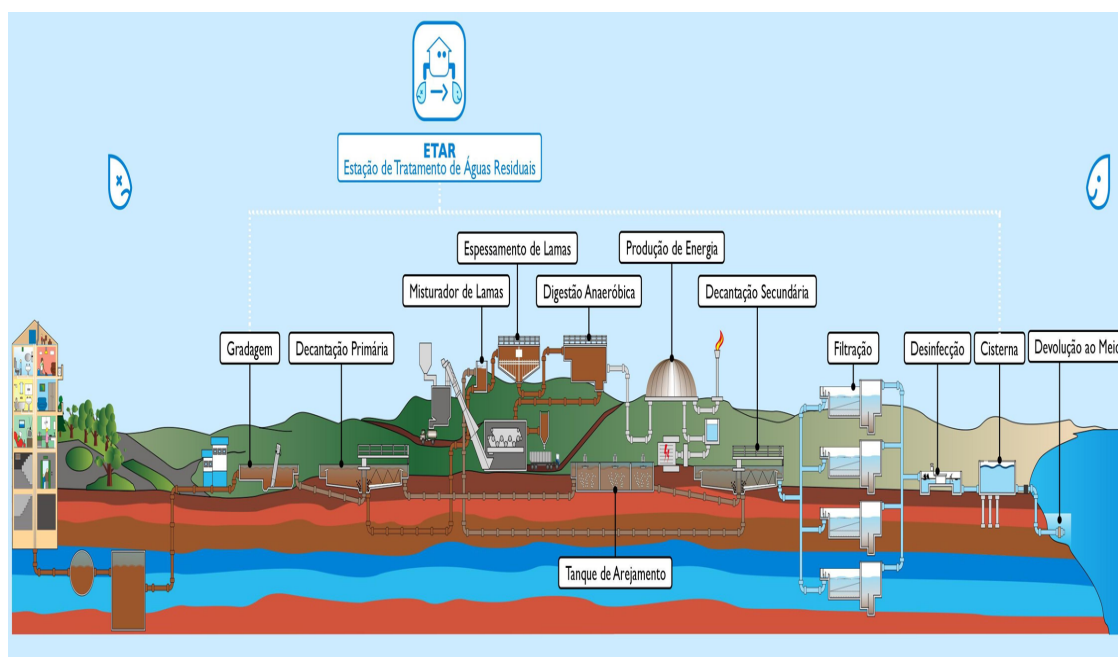


Figura 2.2 - Fases de tratamento que compõem um processo de tratamento de água residual (AdP, 2018)

A Tabela 2.2 apresenta uma descrição sumária dos principais processos que compõem as várias fases de tratamento numa ETAR.

Tabela 2.2 - Objetivos das principais etapas de tratamento existentes numa ETAR (Silva, 2016; Simões *et al.*, 2008)

Etapas de tratamento		Objetivo	Processos
<b>Fase líquida</b>	Pré-tratamento	Remoção de materiais volumosos que causam problemas de manutenção e operacionais nos equipamentos e etapas de tratamento a jusante.	Equalização; Pré-arejamento; Gradagem; Tamisação; Desarenação; Desengordurador;
	Primário	Remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica (sedimentável).	<b>Tratamento químico:</b> Neutralização; Adição de reagentes químicos e coagulantes; <b>Tratamento físico:</b> Flotação; Decantação;
	Secundário	Remoção da maior parte da matéria orgânica da água residual (até 90%) usando tipicamente processos de tratamento biológicos.	Lamas ativadas; Lagoas; Leitos percoladores; Discos biológicos; Biofiltros;
	Terciário	Visa complementar o tratamento a montante, quer pela exigência de qualidade do meio receptor quer pelos usos previstos para o mesmo, possibilitando uma remoção de aproximadamente 99% de todas as impurezas presentes na água residual bruta.	Floculação; Adsorção através de carvão ativado; Troca iónica; Osmose inversa; Desinfecção (cloro, radiação UV, ozonização);
<b>Fase sólida</b>	Tratamento e destino final de lamas	Estabilização das lamas e redução do volume das mesmas através de processos de espessamento e desidratação de modo a posteriormente serem acondicionadas e armazenadas devidamente.	Espessamento; Digestão anaeróbia; Digestão aeróbia; Esterilização química; Esterilização térmica; Compostagem; Desidratação;
<b>Fase gasosa</b>		Tratamento de odores produzidos durante o processo de tratamento e possível produção de biogás.	Desodorização; Biogás;

O tratamento de águas residuais inclui duas fases obrigatórias, fase líquida e fase sólida, e uma etapa opcional que corresponde à fase gasosa (Simões *et al.*, 2008):

- **Fase líquida:** responsável pelo tratamento da água residual de modo a serem cumpridos os requisitos de descarga exigidos por lei;
- **Fase sólida:** destina-se ao tratamento das lamas removidas na fase líquida;
- **Fase gasosa:** garante o tratamento dos odores produzidos na ETAR.

## 2.6.1 Fase líquida

### ***Pré-tratamento***

O tratamento preliminar é constituído por vários processos, cada um deles concebido com o objetivo de remover um tipo específico de material que possa causar potenciais problemas nos equipamentos e processos que compõem o tratamento da água residual (Spellman, 1999).

Descreve-se de seguida cada um dos processos e equipamentos que compõem a etapa de tratamento preliminar (Ramalho, 2012; Simões *et al.*, 2008; Spellman, 1999; Tchobanoglous *et al.*, 2014).

1. Equalização de caudal: o propósito da equalização de caudal é reduzir ou eliminar as grandes variações de caudal que dão entrada na ETAR. O processo pode ser concebido de modo a evitar que os caudais afluentes ultrapassem a capacidade hidráulica máxima para a qual a instalação foi projetada, para reduzir a amplitude de variação dos caudais diários e ainda para eliminar as variações de caudal. Através da equalização de caudal consegue-se ainda uma homogeneização da temperatura da massa de água e ainda uma homogeneização do ponto de vista químico (pH, nutrientes, matéria orgânica e ainda diluição de produtos tóxicos). A correção do pH, processo designado de neutralização, deve ser efectuada caso a água residual esteja com um pH que esteja fora do limite recomendado para uma actividade biológica óptima no tratamento secundário. Para o tratamento biológico o pH ideal deve ser mantido no intervalo entre 6,5 e 8,5. O grau de pré-neutralização requerido depende de dois factores: (i) a alcalinidade ou acidez presente na água residual e (ii) a concentração de CBO, em mg/l que se tem como objetivo remover, no tratamento biológico.

2. Pré-arejamento: este processo é utilizado no efluente bruto que chega à instalação em condições anaeróbias. De modo a realizar o pré-arejamento a água residual é arejada com o objetivo de atingir e manter condições de aerobiose, diminuir a concentração de sulfureto de hidrogénio (de modo a reduzir maus odores e a corrosão dos materiais) e ainda de forma a agitar os sólidos por forma a potenciar a libertação de gases (melhorando a separação dos sólidos e a sua decantação posterior).
3. Gradagem: tem por objetivo a remoção sólidos de maiores dimensões que possam danificar ou obstruir equipamentos a jusante, reduzir a eficácia geral do processo de tratamento ou ainda obstruir as tubagens de água residual ao longo do processo de tratamento.
4. Tamisação: operação realizada por equipamentos electromecânicos com o mesmo objetivo do sistema anterior, apresentando, no entanto, uma maior eficiência de remoção dado que possui uma malha mais fina retendo assim sólidos de menores dimensões.
5. Desarenação: tem por objetivo a remoção de areias do efluente. Pode ser efectuada, por exemplo, num tanque onde o efluente passa com uma velocidade reduzida permitindo que as areias assentem por gravidade, sendo removidas e encaminhadas para um clarificador de areias.
6. Desengordurador: visa a remoção de óleos e gorduras do efluente através, por exemplo, de uma injeção ascendente de ar dissolvido que leva a uma acumulação de gorduras à superfície. Estes são posteriormente encaminhadas a um destino final adequado através de um processo contínuo.

### ***Tratamento primário***

Após a água residual passar pelas várias etapas que constituem o tratamento preliminar, esta ainda contém sólidos suspensos que podem ser parcialmente removidos em unidades de decantação. Uma parte significativa destes sólidos suspensos é constituída por matéria orgânica em suspensão. Deste modo, a sua remoção por simples processos como a decantação implica uma diminuição da concentração de  $CBO_5$ . Reduz-se assim a quantidade de matéria orgânica que é diretamente conduzida para o tratamento secundário, onde a sua remoção apresenta custos monetários mais elevados (Von Sperling, 2007c). A eficiência associada é da ordem de 20% na remoção de  $CBO_5$  e de 50% em termos de sólidos em suspensão (SST). O tratamento primário é efetuado genericamente através de sedimentação/decantação, ou flotação (Simões *et al.*, 2008; Tillman, 1991):

1. **Decantação/sedimentação** – tem por objetivo a remoção de sólidos em suspensão por ação da gravidade. Esta operação é realizada num decantador onde a água permanece o tempo suficiente para permitir que as partículas

- suspensas sedimentem no fundo, sendo também removidas as escumas que ascendem à superfície dos decantadores.
2. **Flotação** – processo que tem por objetivo remover os sólidos que não são removíveis pelo processo de decantação devido às suas dimensões muito reduzidas. Consiste na injeção de um fluxo de ar ascendente no interior do tanque que arrasta os sólidos para a superfície, juntamente com as bolhas de ar. Estes sólidos são de seguida recolhidos e encaminhados para o tratamento da fase sólida.
  3. **Adição de reagentes químicos e coagulantes** – a adição de reagentes químicos e coagulantes tem por objetivo aumentar a eficiência de remoção dos sólidos durante o tratamento primário, no entanto, pode também ser usado para reduzir odores. Estes agentes químicos promovem a aglutinação das partículas criando-se deste modo partículas maiores e com uma maior massa, ocorrendo deste modo uma sedimentação mais rápida.

### ***Tratamento secundário***

O principal objetivo do tratamento secundário é promover a remoção de matéria orgânica biodegradável existente no efluente, na forma coloidal, dissolvida ou suspensa, para além da remoção que é atingida no tratamento primário. O tratamento secundário pode ainda ser dimensionado para remover nutrientes como fósforo e azoto. Os processos biológicos podem ser aeróbios (na presença de oxigénio), anaeróbios (sem oxigénio), anóxicos (sem oxigénio dissolvido e na presença de nitritos e/ou nitratos) e processos mistos (Simões *et al.*, 2008). Existem três abordagens principais neste tipo de tratamento, todas elas aproveitando a capacidade que certos microrganismos possuem em converter matéria orgânica em outros compostos estabilizados. Duas destas abordagens seguem sequencialmente o tratamento primário (Spellman, 1999), sendo divididas nas seguintes categorias: *processos de biomassa em suspensão* e *processos de biomassa fixa* (Tchobanoglous *et al.*, 2014). Existem ainda sistemas híbridos e sistemas combinados (Simões *et al.*, 2008) que possuem características comuns aos dois processos mencionados anteriormente. A terceira abordagem refere-se à opção do uso de lagoas. Estas estruturas podem fornecer resultados equivalentes aos processos acima descritos, sem necessitar de tratamento preliminar (Spellman, 1999).

Num processo de biomassa em suspensão, os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão na água residual através de métodos apropriados de mistura. O processo de biomassa em suspensão mais utilizado no tratamento de água residual doméstica é designado de lamas activadas (Tchobanoglous *et al.*, 2014).

Neste processo dá-se a transformação de matéria solúvel em matéria sedimentável através da actividade dos microrganismos presentes no líquido em mistura. Para que tal ocorra é necessário que o líquido seja devidamente arejado (através da adição de ar ou oxigénio puro) de modo a que os microrganismos metabolizem a matéria orgânica. De seguida estes são removidos num decantador secundário, onde ocorre a separação da fase líquida (efluente tratado) e da fase sólida (lamas secundárias).

A concentração ideal de microrganismos no tanque de arejamento é garantida através da recirculação das lamas recolhidas no fundo do decantador secundário (Simões *et al.*, 2008).

Os sistemas de biomassa em suspensão podem ser de três tipos consoante a faixa de F/M (carga mássica) a que operam. Sendo assim podem ser divididos do seguinte modo (Grady, Daigger, Love, & Filipe, 2011; Moura, 2012; U.S. EPA, 2000):

1. Alta carga. São sistemas que se caracterizam por um baixo tempo de permanência dos microrganismos e da água residual a tratar biologicamente. Dada a abundância de alimento nestes sistemas, observam-se elevadas taxas de absorção e síntese de matéria orgânica, assim como de multiplicação de organismos e de consumo de oxigénio. O rendimento do processo, quanto à remoção de CBO, não ultrapassa os 75%. Deste modo, as águas residuais devem ser submetidas a tratamento preliminar e primário antes de afluírem ao reator biológico. As lamas em excesso apresentam uma elevada atividade biológica necessitando assim de serem submetidas a um processo de estabilização biológica antes de serem desidratadas.
2. Média carga. Estes sistemas apresentam valores menos elevados da relação F/M em comparação com os processos de alta carga. Deste modo, limitam a multiplicação dos microrganismos até um ponto a partir do qual, por falta de alimento, esses microrganismos utilizam as suas próprias reservas celulares. Apresentam um rendimento superior (da ordem dos 90%) relativamente aos sistemas que operam em alta carga. Além disso caracterizam-se por uma menor produção de lamas que requerem, assim como os sistemas de alta carga, estabilização biológica.
3. Baixa carga. São sistemas que se caracterizam por operarem em valores muito baixos da relação F/M. Os microrganismos e a água residual são sujeitos a arejamento durante um período elevado. A escassez de alimento destes sistemas obriga os microrganismos a metabolizarem o seu próprio material celular, ou seja, a auto-oxidarem-se. A quantidade de oxigénio consumido por unidade de carga orgânica eliminada é a mais elevada dos três sistemas. As principais vantagens de se operar numa relação F/M baixa são sobretudo a elevada quantidade de sólidos em suspensão que funcionam como um tampão a variações no CBO, pH, composição da água residual ou temperatura. Além

disso são sistemas simples de dimensionar e operar, produzem um efluente de elevada qualidade e produzem quantidades de lamas mais reduzidas e estabilizadas (sem produção de maus odores), quando comparando com outras variantes do sistema de lamas ativadas (média carga e alta carga). Como desvantagens tem-se o facto de necessitarem de operar com reatores biológicos maiores e mais caros, o aumento das necessidades de energia devido aos maiores períodos de arejamento associados e, em alguns casos, a produção de sólidos de difícil decantação.

A dimensão da instalação é um dos factores que pode condicionar o tipo de processo de lamas ativadas a ser escolhido, particularmente a nível municipal. Os processos de lamas ativadas que operam em alta carga são particularmente atraentes para municípios onde o espaço é limitado e não é necessário ocorrer nitrificação. A remoção de CBO com idades de lamas baixas (próprio destes processos) requer menos energia para arejamento e move uma maior quantidade de matéria orgânica para digestão anaeróbia com um conseqüente aumento da produção de metano (Tchobanoglous *et al.*, 2014). Os processos de lamas ativadas em regime de arejamento prolongado são maioritariamente usados em ETAR municipais de pequena dimensão, com caudais que variam entre 20.000 e 60.000 m<sup>3</sup>/dia. A sua operação simples e segura acaba por compensar o custo superior associado à presença de reatores biológicos de maiores dimensões. Estes reatores de maiores dimensões permitem uma boa equalização em ocorrências de elevado caudal e carga, sendo esta outra das vantagens deste tipo de processo de lamas ativadas. O tratamento convencional de lamas ativadas é normalmente usado em instalações de maior dimensão. A poupança associada aos reatores biológicos de menor dimensão necessários ao processo é suficiente para justificar a operação mais intensiva que é requerida (Grady *et al.*, 2011; Tchobanoglous *et al.*, 2014). A seleção de um processo de lamas ativadas para a remoção de CBO e azoto depende de vários factores, em particular restrições específicas do local de construção, compatibilidade com o processo existente (caso exista), compatibilidade com equipamento existente (caso exista), necessidades de tratamento presentes e futuras, nível de capacidade da equipa de operação, custos capitais e custos operacionais (Tchobanoglous *et al.*, 2014). Apresenta-se de seguida, na Tabela 2.3 as principais diferenças nos principais parâmetros que caracterizam um processo de arejamento convencional e de arejamento prolongado.

Tabela 2.3 – Parâmetros associados a um sistema de lamas ativadas em regimes de arejamento convencional e arejamento prolongado e respectivos valores. Adaptado de (Von Sperling, 2007a).

<b>Parâmetro geral</b>	<b>Parâmetro específico</b>	<b>Arejamento convencional</b>	<b>Arejamento prolongado</b>
Idade de lamas	Idade de lamas (dias)	4-10	18-30
Relação F/M	Relação F/M (kgCBO/kgMLVSS.dia)	0.25-0.50	0.07-0.15
Eficiência de remoção	CBO (%)	85-95	93-98
	CQO (%)	85-90	90-95
	Sólidos suspensos (%)	85-95	85-95
	Amônia (%)	85-95	90-95
	Azoto (%)	25-30	15-25
	Fósforo (%)	25-30	10-20
	Coliformes (%)	60-90	70-95
Área requerida	Área (m <sup>2</sup> /habitante)	0.2-0.3	0.25-0.35
Volume total	Volume (m <sup>3</sup> /habitante)	0.10-0.12	0.10-0.12
Energia	Potência instalada (W/habitante)	2.5-4.5	3.5-5.5
	Energia consumida (kWh/habitante.ano)	18-26	20-35
Volume de lamas	A serem tratadas (L lamas/habitante.dia)	3.5-8.0	3.5-5.5
	A serem eliminadas (L lamas/habitante.dia)	0.10-0.25	0.10-0.25
Massa de lamas	A ser tratada (g ST/habitante.dia)	60-80	40-45
	A serem eliminadas (g ST/habitante.dia)	30-45	40-45

Nos processos de biomassa fixa, os microrganismos responsáveis pela conversão de matéria orgânica ou nutrientes estão fixos a um substrato inerte fixo. A matéria orgânica e nutrientes são removidos à medida que a água residual passa pela estrutura de microrganismos que se encontram fixos ao substrato, também designada de bio-filme. O substrato pode ser constituído por pedras, areia, alguns tipos de madeira e uma grande variedade de plásticos e outros materiais sintéticos (Simões *et al.*, 2008; Tchobanoglous *et al.*, 2014). Descrevem-se de seguida os principais sistemas de biomassa fixa (Simões *et al.*, 2008):

- I. **Leitos percoladores** – sistemas compostos por tanques circulares onde é colocado um material de enchimento que serve de meio de suporte à biomassa. O efluente é distribuído pela parte superior do leito e, à medida que passa através do meio de enchimento, os microrganismos removem os nutrientes e decompõem a matéria orgânica. Para assegurar as necessidades de oxigénio e o crescimento dos microrganismos, é promovida a circulação de ar. O efluente tratado que sai do leito percolador é de seguida encaminhado para um decantador secundário, de modo a garantir a separação dos fragmentos de bio-filme que se vai desprendendo da superfície das partículas de enchimento.
- II. **Discos biológicos** – conjunto de discos circulares, dispostos paralelamente e unidos por um eixo horizontal. Devido à rugosidade da superfície dos discos, os microrganismos aderem, constituindo um bio-filme. Os discos giram em torno do eixo e mergulham parcialmente num canal com o efluente a tratar, garantindo deste modo que os microrganismos estão alternadamente em contacto com o ar e com a matéria orgânica.
- III. **Biofiltros** – reatores com enchimento de pequenas esferas mantidas em contacto com o efluente e arejadas com ar introduzido através de uma rede distribuidora existente na secção inferior. A água residual a tratar circula por gravidade e o ar atravessa o meio filtrante com um movimento ascendente (originando-se deste modo um processo de contra-corrente entre a água e o ar).

No que se refere aos processos por lagoas, importa referir que estas estruturas conseguem acomodar grandes variações de caudal e permitem uma eficácia de tratamento que se aproxima aos sistemas convencionais, a um preço mais baixo. O grau de tratamento depende do tipo e número de lagoas usado. As lagoas podem ainda ser usadas como único processo de tratamento, ou em conjunto com outros processos de tratamento (Spellman, 1999). Neste tipo de tratamento, a água residual atravessa um conjunto de lagoas onde ocorrem processos de degradação, através de microrganismos e microalgas, semelhantes aos que ocorreriam em meio natural (Simões *et al.*, 2008).

As lagoas podem ser divididas em três tipos, com base nos processos que ocorrem nestas (Spellman, 1999):

- I. **Lagoas aeróbias** – o oxigênio está presente em toda a lagoa (decomposição aeróbia). Nestas lagoas o oxigênio é fornecido através de arejadores mecânicos ou por difusão de ar;
- II. **Lagoas anaeróbias** – sem oxigênio presente (decomposição anaeróbia). Este tipo de lagoas funcionam, normalmente, como pré-tratamento (Simões *et al.*, 2008);
- III. **Lagoas facultativas** – com oxigênio presente nas partes mais altas da lagoa, que proporciona a ocorrência de processos aeróbios, e sem oxigênio presente nas partes mais baixas da lagoa, onde ocorrem processos anóxicos e anaeróbios. É o tipo de lagoa mais comum;

Estas estruturas são normalmente mais indicadas para comunidades rurais e indústrias onde os custos de solo não são um fator limitante. Estas estruturas podem ser usadas para tratar esgoto municipal bruto, previamente sujeito a tratamento preliminar ou decantação primária e ainda águas residuais industriais biodegradáveis. Apresenta-se de seguida as principais vantagens e desvantagens associadas a estas estruturas (USEPA, 2000):

Vantagens:

- Eficácia moderada na remoção de sólidos sedimentáveis, CBO, agentes patogénicos, coliformes fecais e amoníaco;
- Fácil de operar;
- Requer pouca energia, com sistemas concebidos para operar usando a gravidade.

Desvantagens:

- Lamas sedimentadas e material inerte requerem remoção periódica;
- Dificuldade em controlar ou prever os níveis de amoníaco no efluente;
- A acumulação de lamas é superior em climas frios devido a reduzida atividade microbiana;
- Mosquitos e outros insetos vetores semelhantes podem ser um problema se a vegetação emergente não é controlada;
- Requer grandes áreas de solo.

### **Tratamento terciário**

Este tratamento tem por objetivo remover determinados poluentes que se mantêm na água após terem passado pelos tratamentos anteriores, nomeadamente partículas dificilmente sedimentáveis, microrganismos patogénicos, ou outros compostos, como herbicidas ou pesticidas (Simões *et al.*, 2008). Apresenta-se de seguida na Tabela 2.4 os principais processos utilizados no tratamento terciário para a remoção de constituintes dissolvidos e particulados da água residual.

Tabela 2.4 - Exemplos de processos utilizados no tratamento terciário de água residual. Adaptado de (Tchobanoglous *et al.*, 2014)

<b>Processo</b>	<b>Fase</b>	<b>Aplicação</b>
<b>Absorção</b>	Gás → líquido	Arejamento, transferência de oxigénio, <i>scrubbing</i> de SO <sub>2</sub> , cloração, ozonização
<b>Adsorção</b>	Gás → sólido Líquido → sólido	Remoção de compostos orgânicos e inorgânicos usando carvão ativado, óxido de alumínio ativado, hidróxido de ferro granular, ou outros materiais adsorventes
<b>Destilação</b>	Líquido → gás	Desmineralização da água
<b>Electrodialise</b>	Líquido → líquido	Remoção de espécies dissolvidas, remoção de sais
<b>Gás stripping</b>	Líquido → gás	Remoção de NH <sub>3</sub> e outros compostos químicos volatéis orgânicos e inorgânicos
<b>Troca iónica</b>	Líquido → sólido	Desmineralização da água, remoção de constituintes específicos, amaciamento
<b>Microfiltração ultrafiltração</b>	Líquido → líquido	Remoção de constituintes particulados e coloidais
<b>Nanofiltração</b>	Líquido → líquido	Remoção de espécies dissolvidas e coloidais; amaciamento
<b>Osmose inversa</b>	Líquido → sólido	Remoção de constituintes dissolvidos
<b>Sedimentação</b>	Líquido → sólido	Remoção de constituintes particulados

## 2.6.2 Fase sólida

A fase sólida inclui os processos que tratam as lamas originadas na fase líquida, incluindo (Simões *et al.*, 2008; Tchobanoglous *et al.*, 2014; Turovskiy & Mathai, 2006):

- I. **Espessamento:** processo que tem por objetivo a redução do volume de lamas afluentes aos órgãos subsequentes, contribuindo assim para órgãos com dimensões mais reduzidas com um consequente custo de investimento mais baixo. Permite ainda a homogeneização das lamas, e deste modo, a otimização do funcionamento dos processos biológicos na digestão de lamas e também a desidratação. Os principais processos existentes de espessamento de lamas incluem o espessamento gravítico, o espessamento por flotação com ar dissolvido e o espessamento mecânico, recorrendo a equipamentos electromecânicos como mesas de espessamento, crivos e tambores rotativos e centrífugas.
- II. **Estabilização:** o objetivo da estabilização é evitar, reduzir ou eliminar o potencial de putrefação, remover organismos patogénicos e eliminar odores. A estabilização pode ser realizada através dos seguintes processos:
  - a. **Digestão anaeróbia** – processo de mineralização biológica da matéria orgânica na ausência de oxigénio. As lamas são tratadas na ausência de ar durante um tempo de retenção que varia entre 15 dias a uma temperatura entre 35 e 55°C e 60 dias a uma temperatura de 20°C. Uma das principais vantagens deste processo é a produção de biogás que pode ser usado para produzir calor e eletricidade, que podem ser aproveitados interna ou externamente.
  - b. **Digestão aeróbia** – consiste na estabilização biológica aeróbia da matéria orgânica. Neste processo as lamas são agitadas com ar e oxigénio de modo a manter condições aeróbias durante um tempo de retenção que varia entre 40 dias a 20°C e 60 dias a 15°C. É produzido dióxido de carbono, que não pode ser valorizado.
  - c. **Esterilização química por adição de cal** – a adição de cal, viva ou hidratada, contribui para uma elevação do pH das lamas (para valores superiores a 12), e ainda, para uma conjugação do fenómeno anterior com o aumento de temperatura para valores superiores a 60°C, quando é usada cal viva. Estas condições impedem a atividade da maioria dos microrganismos presentes nas lamas contribuindo deste modo para a estabilização/desinfecção das mesmas, reduzindo ainda, como consequência, os maus odores.
  - d. **Esterilização térmica** – processo que tem por objetivo reduzir o teor de humidade das lamas por adição de calor (através da evaporação da água), até um teor desejado que pode chegar aos 90%. Estabiliza e

higieniza as lamas, facilitando a sua valorização orgânica ou a sua incineração.

- e. **Compostagem** – processo de degradação biológica aeróbio que estabiliza as lamas produzindo uma substância húmida (composto) que pode ser utilizada como corretor de solos.

Existem ainda outros processos, como a irradiação por raios beta ou gama e a pasteurização, que contribuem também para a estabilização de lamas (Tchobanoglous *et al.*, 2014).

- III. Desidratação: tem por objetivo reduzir o teor de humidade presente nas lamas além da redução já efetuada na etapa de espessamento. Reduzir o teor de humidade tem como consequência uma diminuição na massa das lamas e no volume ocupado pelas mesmas, reduzindo-se deste modo o custo de transporte deste material. Este processo é realizado com recurso a equipamentos electromecânicos como filtros banda, filtros prensa e centrífugas.

### 2.6.3 Fase gasosa

O objetivo desta fase é eliminar os maus odores originados pela produção de compostos orgânicos voláteis (COV), resultantes da degradação da matéria orgânica presente nas águas residuais, que se verifica essencialmente nas fases de tratamento preliminar e primário, bem como em diversas operações da fase sólida.

Para isso são usadas tecnologias que se baseiam em biofiltros, sistemas de adsorção, geralmente através de carvão ativado, e sistemas de lavagem química (*scrubbers*) (Simões *et al.*, 2008).

## 2.7 Fluxos de energia nas ETAR

No presente capítulo pretende-se fazer uma revisão aos principais aspetos associados aos fluxos de energia numa ETAR, nomeadamente os consumos energéticos associados aos vários processos, a produção energética que é possível obter e ainda os métodos que existem para avaliar a eficiência energética de uma instalação.

### 2.7.1 Consumo energético das ETAR

De acordo com Plappally e Lienhard (2012) citado por (Teixeira *et al.*, 2016), o tratamento de água residual consome aproximadamente 7% da energia elétrica produzida no mundo. De um modo geral, o consumo de eletricidade de uma instalação representa 5 a 30% dos seus custos de operação totais (Liu, Ouedraogo, Manghee, & Danilenko, 2012).

O consumo de energia numa ETAR urbana varia substancialmente, dependendo das tecnologias de tratamento aplicadas, que irão depender do controlo de poluição que é necessário efetuar e da disponibilidade de terreno para construção da instalação (que irá levar à escolha de tecnologias mais, ou menos, compactas) (Liu *et al.*, 2012). Numa ETAR convencional os principais consumidores de energia são tipicamente o arejamento das lamas ativadas (55-70%), a decantação primária e secundária com o bombeamento de lamas (15,6%) e a desidratação de lamas (7%) (Panepinto *et al.*, 2016).

Relativamente à variação do consumo energético durante o dia, esta depende essencialmente do caudal e carga orgânica que são produzidos pela população e encaminhados para a respetiva ETAR. Isto uma vez que, nas horas de maior produção de caudal existe conseqüentemente uma maior necessidade de o bombear para a instalação, juntamente com o aumento de potência, e respetivo aumento de energia, que necessita de ocorrer para serem cumpridas as necessidades de arejamento e restantes. Analisando a Figura 2.3, apresentada de seguida, é possível concluir que o primeiro pico de caudal é registado aproximadamente entre as 9 e 11 horas da manhã (correspondente à água residual produzida no início da manhã que chega à ETAR após 2 a 3 horas, dependendo do sistema de drenagem). O segundo pico de caudal observa-se aproximadamente entre as 19 e 21 horas. Em algumas comunidades a amplitude do segundo pico excede a do primeiro (Tchobanoglous *et al.*, 2014).

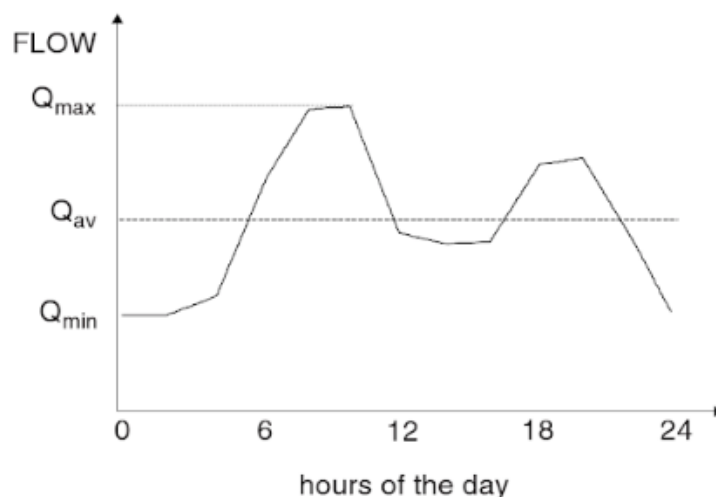


Figura 2.3 - Variação típica diária do caudal de água residual (Von Sperling, 2007c)

De modo a perceber em maior pormenor o modo como a energia é utilizada numa ETAR apresentam-se de seguida as conclusões de um estudo publicado por (Longo *et al.*, 2016). A amostra utilizada é composta por 388 instalações que servem um EP de cerca de 15,7 milhões pertencentes aos principais países desenvolvidos da atualidade, incluindo Canadá, Estados Unidos da América, Reino Unido, Espanha, França, Itália, Alemanha, China e Japão. Seguem-se as conclusões:

- Os indicadores de desempenho (ID)  $\text{kWh/m}^3$  ou  $\text{kWh/EP}$  assumem que a concentração de poluentes no afluente (sólidos, matéria orgânica, azoto e fósforo) não variam significativamente entre ETAR, restringindo deste modo a sua aplicação. Estudos que reportam o consumo de energia em  $\text{kWh/m}^3$  resultam muitas vezes em valores que são influenciados pelo grau de diluição da água residual. Por exemplo, instalações que tratam água residual que provém de um sistema de drenagem de água residual combinado apresentam muitas vezes maior eficiência energética que resulta do maior grau de diluição dos poluentes no afluente;
- Quando se utiliza o indicador  $\text{kWh/EP}$ , o EP deve ser calculado a partir da carga de azoto (N) que chega à ETAR, em vez de ser obtido através da carga de CBO ou CQO. Isto porque, em sistemas combinados existe CQO inerte que pode ser arrastado para a ETAR a partir de águas pluviais, existindo deste modo uma maior carga do que a real. Uma vez que a maioria do azoto está presente na água sobre a forma de amónio dissolvido, este apresenta uma menor probabilidade de sedimentar no sistema de esgoto, quando comparado à matéria orgânica;

- Utilizar ID que relacionam o consumo energético por unidade de poluente removido (por exemplo, SST, CBO, CQO, N e/ou P removido) poderá levar a uma abordagem mais sensível. A vantagem de reportar o consumo de energia através deste método é o facto de que a remoção de matéria orgânica ou nutrientes são grandes contribuintes no consumo energético das ETAR. Idealmente deve ser criado um ID que inclua todos os poluentes principais numa única variável;
- O consumo específico de energia diminui com o aumento do equivalente populacional;
- Nas fases de tratamento preliminar e tratamento primário a bombagem é responsável pelo maior gasto de energia. No que respeita à etapa de tratamento terciário o processo de tratamento através de radiação UV (ultra-violeta) apresenta o maior gasto energético quando comparado com os restantes processos;
- O processo de tratamento MBR (*Membrane Bioreactor*) é caracterizado por ter o maior consumo energético de todos os processos analisados. Os sistemas convencionais de lamas ativadas são caracterizados por ter o menor consumo energético dos vários processos;
- A estabilização aeróbia de lamas é o único processo que representa um contributo relevante no consumo de energia da fase sólida. Tal deve-se ao gasto de energia efetuado pelos arejadores de modo a que o processo se realize;
- França e Canadá apresentam os maiores consumos de energia. Foram encontrados consumos semelhantes entre os restantes países analisados;
- Espanha, Alemanha e Itália são os países com a maior eficiência energética;
- O preço da eletricidade influencia o consumo de eletricidade das ETAR dos vários países. Verificou-se que países com preços de eletricidade mais baixos (França, por exemplo, 0.079 €/kW), apresentam os maiores consumos energéticos, opondo-se a países com preços de eletricidade mais elevados como Espanha, Alemanha ou Itália, que apresentam uma tendência de consumo inversa;
- As ETAR que recebem um afluente com baixo fator de diluição apresentam maior eficiência energética, independentemente do tipo de tratamento utilizado;
- Instalações sobre-dimensionadas que recebem uma carga orgânica menor que aquela para a qual foram projetadas apresentam pior desempenho energético;
- Quanto maior o tamanho da ETAR, menor o impacto da diluição do afluente no consumo de energia da instalação. Este facto explica a maior variabilidade do consumo específico de energia verificado em instalações de menor dimensão;
- O parâmetro mais importante que afeta a eficiência de arejamento é a idade de lamas. A idade de lamas está diretamente relacionada com a concentração de biomassa e dita as necessidades de oxigénio do sistema;

- A literatura mostra que a eficiência de transferência de oxigênio é diretamente proporcional à idade de lamas, inversamente proporcional ao caudal de ar por difusor, e diretamente proporcional à geometria do reator (profundidade dos difusores, número e área superficial coberta por estes).

Os processos que envolvem remoção de azoto têm uma maior necessidade energética quando comparados com um processo tradicional de lamas ativadas que só remove matéria orgânica. Tal deve-se ao processo de oxidação e ao sistema de recirculação necessário (Kjellén e Andersson, 2002, citado por Jonasson, 2007). É ainda de salientar que o processo aeróbio de estabilização de lamas gasta uma quantidade adicional significativa de energia, quando comparado com o processo de estabilização anaeróbia, sendo o processo com maior consumo de energia na fase de tratamento de lamas, com um consumo superior aos processos de desidratação (CUAS, 2015).

O sobredimensionamento das instalações, de modo a acomodar variações de caudal e carga orgânica, pode resultar numa perda de eficiência do ponto de vista energético que resulta da instalação de equipamentos com uma capacidade de tratamento acima do necessário. Do mesmo modo, o subdimensionamento de instalações conduz também a problemas associados à deterioração da qualidade do efluente levando ao não cumprimento dos requisitos de qualidade (Longo *et al.*, 2016). Assim, a capacidade de utilização das ETAR é um factor que afeta o seu desempenho energético, pelo que, quanto mais próximo da capacidade máxima de utilização as ETAR operarem, mais eficientes serão as suas operações e processos (Silva & Rosa, 2015).

Relativamente às emissões de carbono associadas ao consumo de eletricidade das ETAR, estas dependem do conjunto de combustíveis usados para produzir a energia elétrica, das tecnologias de tratamento utilizadas pela instalação, da capacidade de tratamento da instalação e da qualidade da água a tratar bem como dos respetivos requisitos de descarga exigidos (Wang *et al.*, 2016).

Em resumo, das principais variáveis que afectam o consumo energético das ETAR destacam-se as características de concepção do projeto, que determinam a capacidade de otimização na fase de operação, as características do equipamento eletromecânico, os critérios de operação seleccionados pelo operador da ETAR e ainda a manutenção adequada dos equipamentos e sistemas de controlo implementados (Silva, 2016).

## 2.7.2 Produção de energia nas ETAR

O efluente urbano contém 10 vezes mais energia que a requerida para o processo de tratamento de modo a cumprir os requisitos de descarga estabelecidos por lei (WERF, 2011). Tendo por base as medições caloríficas apresentadas por Shizas e Bagley (2004) chegou-se à conclusão que existe uma quantidade de energia equivalente a 1760 kJ por EP em 120 g de CQO de matéria orgânica. Podem ser criadas três categorias de energia obtida a partir da degradação de hidratos de carbono:  $E_T$  – Energia térmica,  $E_S$  – Energia de síntese e  $E_E$  – eletricidade (Wett, Buchauer, & Fimml, 2007). Porém, existem muitos desafios associados ao aproveitamento dessa energia, não só do ponto de vista técnico, mas também do ponto de vista económico, social e regulamentar (Shen, Linville, Urgun-Demirtas, Mintz, & Snyder, 2015).

O metabolismo aeróbio produz uma grande quantidade de energia sendo esta, no entanto, difícil de aproveitar. A produção de energia através deste processo está associada a uma elevada produção de lamas e calor como sub-produto do crescimento microbiano. A digestão anaeróbia produz uma quantidade de energia muito menor, produzindo deste modo uma menor quantidade de biomassa, e uma menor quantidade de energia térmica. Uma grande parte do conteúdo energético permanece no metano. Esta energia é facilmente acessível podendo ser transformada por uma unidade de co-geração, quer em energia elétrica, quer em energia térmica. Estes produtos energéticos podem depois ser usados, por um lado para apoiar o sistema de arejamento, do ponto de vista elétrico, e por outro lado para aquecer os digestores (Wett *et al.*, 2007).

Segundo Keller *et al.*, 2000, citado por (Descoins *et al.*, 2011), “a digestão anaeróbia é um fenómeno biológico que surge quando as concentrações de nitrato e oxigénio são muito baixas. Sendo proporcionadas condições específicas de temperatura e tempos de residência suficientes, microrganismos especializados tornam-se ativos. Os nutrientes orgânicos presentes nas lamas são depois usados por estes microrganismos que parcialmente convertem esses nutrientes numa mistura de dióxido de carbono e metano”. O biogás produzido pode depois ser queimado por um motor e produzir energia elétrica e energia térmica que podem ser aproveitadas dentro da própria instalação, reduzindo deste modo os custos energéticos associados ao tratamento da água residual (EPA, 2013).

De modo a maximizar a produção deste composto existem medidas que devem ser implementadas sempre que possível. Segundo estudos existentes que irão ser mencionados de seguida, a aplicação destas medidas pode significar aumentos de produção de até 635% relativamente a condições base. Segundo (Shen *et al.*, 2015) existem duas medidas particularmente importantes que proporcionam um aumento na produção de biogás no processo de digestão anaeróbia, sendo estas:

- Implementação de co-digestão de lamas com resíduos orgânicos. A produção de biogás em instalações europeias equipadas com o processo de co-digestão varia entre 2,5 e 4 m<sup>3</sup> biogás/dia/m<sup>3</sup> do tanque de digestão enquanto que a produção de biogás nas ETAR dos EUA que usam apenas a digestão de lamas sem co-digestão varia entre 0,9 e 1,1 m<sup>3</sup> biogás/dia/m<sup>3</sup> do tanque de digestão. As lamas provenientes de uma alimentação simples (sem co-digestão) são caracterizadas por um quociente C:N baixo (menos de 10) e uma biodegradabilidade anaeróbia relativamente baixa. A adição de material de co-digestão rico em carbono pode aumentar potencialmente o quociente C:N para o intervalo ótimo (20-30) para um desempenho ótimo do processo de digestão anaeróbia. Existem vários produtos que podem ser usados no processo de co-digestão sendo de destacar os óleos e gorduras, que apresentam o maior rendimento na produção de biogás (aproximadamente 950 m<sup>3</sup> gás/ton. de massa húmida e 1250 L CH<sub>4</sub>/kg SV). Estes valores representam um aumento de 368% no potencial específico de produção de biometano (L CH<sub>4</sub>/kg SV) em relação ao processo de DA sem o uso de co-digestão. Este processo irá ainda ser responsável por gerar uma receita extra que resulta da cobrança da instalação ao receber os resíduos orgânicos que irão ser utilizados, e ainda criar um processo integrado de aproveitamento de resíduos com origem local;
- Pré-tratamento de lamas antes destas serem direcionadas para o processo de digestão anaeróbia (DA). Como exemplos de processos de tratamento de lamas tem-se a hidrólise térmica ou a desintegração mecânica, que têm o potencial de duplicar a biodegradabilidade das lamas aumentando assim a produção de biogás bem como a desidratação das lamas. Exemplos de tecnologias que foram aplicadas com sucesso a ETAR localizadas nos Estados Unidos da América (EUA) e Europa incluem a CAMBI™ (hidrólise térmica), Exelys™-DLD (hidrólise térmica) e o processo de BTA® (pré-tratamento hidro-mecânico).

De modo a avaliar o aumento de produção que decorre com a implementação das técnicas anteriormente referidas, (Kroff *et al.*, 2008) analisaram o potencial de aumento da produção de biogás através de modificações operacionais (por exemplo através da implementação de pré-tratamento de lamas) e/ou através da implementação de regimes de co-digestão. O estudo incluiu seis ETAR de pequena a média dimensão, localizadas em Portugal. Os objetivos propostos consistiam não só em avaliar o potencial de aumento na produção de biogás através das técnicas descritas, mas também simular diferentes cenários de tarifas de eletricidade que são praticadas na venda do biogás, de modo a calcular a receita resultante da produção e venda deste composto. Foram considerados três cenários de valorização distintos.

Um primeiro cenário (SC1) que corresponde a digestão anaeróbia de lamas comum, um segundo cenário (SC2) que consiste em digestão anaeróbia num regime de co-digestão e por último um terceiro cenário (SC3) que consiste em digestão anaeróbia com pré-tratamento de lamas.

O estudo concluiu que os cenários que incluem co-digestão mostram os maiores potenciais de produção de energia, chegando a ser observados aumentos de 635%. As tecnologias de pré-tratamento mostraram não ser tão eficazes no aumento do aproveitamento energético, proporcionando apenas um aumento de 30% na produção de energia. Para cada cenário, e com base nas receitas calculadas a partir dos valores de energia, a receita específica (€/ton. de matéria seca) foi calculada. Adicionalmente foi calculado os custos de investimento e manutenção para cada cenário, e ainda a sua viabilidade económica, através da determinação do Valor Atual Líquido (VAL), que não é mais do que a soma das despesas, investimento e receitas geradas com o projeto descontadas pelo custo de capital (Silva, 2016). Os valores de VAL calculados (que excluem os custos de transporte de lamas e co-substratos) mostram que as receitas energéticas obtidas na maioria das ETAR que funcionam sobre SC1 e SC2 poderão não ser suficientes para justificar a implementação das alterações. Foi concluído que o SC2 tem maior impacto na produção de biogás em ETAR de pequena a média dimensão ou ainda em ETAR que apresentam tratamentos de arejamento prolongado. O estudo conclui ainda que o consumo direto da energia produzida poderá ser interessante apenas quando é implementado um esquema tarifário e restringindo a localizações onde a capacidade de co-geração e armazenamento permitem uma adequada gestão do biogás.

A legalização do auto-consumo através de instalações de co-geração foi aprovada com o DL 68-A/2015 de 30 de Abril. Este DL garante para instalações de autoconsumo com energia produzida através de co-geração e que tenham potência elétrica de injeção inferior a 20 MW, a compra de todo o excedente por parte do comercializador de último recurso (CUR). Considera-se que a co-geração opera em modo de autoconsumo quando a energia elétrica produzida se destine ao abastecimento de uma unidade de utilização associada, e a energia térmica se destine ao próprio cogrador ou seja fornecida a terceiros. Relativamente ao autoconsumo, este passa a ser permitido em Portugal com a entrada em vigor do DL 153/2014, sendo também regulado pela portaria nº14/2015 e ainda pelo já referido DL 68-A/2015 (Silva, 2016). Em Portugal, a Empresa Portuguesa das Águas Livres (EPAL) inaugurou em Janeiro de 2017 a primeira ETAR autossuficiente do país, localizada em Cascais. Tal foi possível através de um sistema de cogeração que se baseia no aproveitamento do poder calorífico do Biogás, bem como através da aplicação de outras medidas. A poupança resultante irá ser de um milhão de euros por ano (Jornal Económico, 2017).

Em alguns casos pode ainda ser aproveitada energia a partir do sol, energia essa que alcança a Terra sobre a forma de irradiação. A irradiação é a potência por unidade de tempo que atinge a superfície do planeta e é expressa em Wh/m<sup>2</sup>. A energia solar divide-se em três tipos:

1. *Energia solar térmica* – energia produzida com o objetivo de aquecer água e espaços. O aproveitamento desta energia é realizado através de coletores solares térmicos que convertem a luz que penetra através dos vidros, em calor (GREENPRO, 2004 citado por Silva, 2016);
2. *Energia solar térmica de concentração* – energia produzida através de espelhos ou lentes que concentram os raios solares de modo a aquecer um fluido e produzir vapor. O vapor aciona uma turbina e gera energia da mesma forma que as centrais elétricas convencionais (Santos *et al.*, 2018);
3. *Energia solar fotovoltaica* – energia produzida através da conversão direta da luz em eletricidade através de células fotovoltaicas. Neste processo são utilizados materiais semi-condutores como o silício, arsenieto de gálio, telurieto de cádmio ou disselenieto de cobre e índio (Baxter *et al.*, 2008).

Portugal é um dos principais países da UE no que se refere ao potencial solar para produção de energia elétrica, apresentando um número médio de horas de sol anual que varia entre 2200 e 3000 horas. No caso de Portugal, a energia fotovoltaica, apesar da evolução que tem tido, desde 2007, continua a ter um peso quase residual, face aos restantes tipos de aproveitamento energético do género, representando aproximadamente 1,5% da energia elétrica produzida através de energias renováveis (Lourenço, 2014).

A energia hidroelétrica pode ser aproveitada no caso de instalações que apresentem uma elevação natural que dê para tal. A energia do vento pode ainda ser aproveitada, no entanto na maioria dos casos é complicado uma vez que tradicionalmente as ETAR estão situadas a cotas mais baixas. (Kjellén e Andersson, 2002, citado por Jonasson, 2007).

A análise da literatura revela que a autossuficiência energética das ETAR é já uma realidade para várias instalações. Tal consegue-se aliando a aplicação de medidas de poupança energética juntamente com a produção de energia elétrica dentro das próprias instalações através do processo de digestão anaeróbia, mais concentradamente através do processo de co-geração, já descrito anteriormente. Apesar de ser uma realidade para algumas instalações, estas pertencem a uma minoria no universo global. Existe assim uma grande oportunidade de mudança de paradigma nesta área.

Apresenta-se de seguida, na Tabela 2.5, várias ETAR que possuem autossuficiência energética acima de 90% (à data de Novembro do ano de 2014), sendo apresentadas as suas principais características.

Tabela 2.5 - Autossuficiência energética de ETAR com digestão anaeróbia de lamas e co-digestão de restos orgânicos nos EUA e Europa (adaptado de Shen *et al.*, 2015).

Nome da instalação	Localização	Caudal diário (MGD)	Capacidade dos digestores (m <sup>3</sup> )	Produção anual de biogás (GW h)	Autossuficiência energética
<b>Caudal médio diário &lt; 5 MGD</b>					
Grevesmuhlen	Alemanha	2	2×1000	1,95	100% (venda superior a 20%)
Wolfgangsee-Ischl	Áustria	2	N/A	3	100% (venda de 10%)
<b>Caudal médio diário &lt; 50 MGD</b>					
Strass im Zillertal	Áustria	6	N/A	10	100% (venda de 20%)
Gloversville-Johnstown Joint	Nova Iorque, EUA	11	5700+4900	28	100%
Gresham	Óregon, EUA	13	2×3800	17,2	100%
Prague Central	República Checa	42	12×4800	115	94%
<b>Caudal médio diário &lt; 100 MGD</b>					
Zürich Werdhölzli	Suíça	67	4×7250	41,4	100%
East Bay Municipal Utility District	Califórnia, EUA	70	12×7500	90	100%
<b>Caudal médio diário &lt; 500 MGD</b>					
Point Loma	Califórnia, EUA	175	8×13600	193	100%
Davyhulme	Manchester, Inglaterra	200	2×7500	238	96%
Joint Water Pollution Control Plant	Califórnia, EUA	300	24×14200	484	97%

## 2.8 Benchmarking em ETAR

O presente capítulo tem por objetivo resumir as técnicas de *benchmarking* existentes realizando uma breve abordagem a cada uma. De seguida descreve-se ainda as principais organizações existentes na área, a nível global, e ainda os principais estudos de *benchmarking* efetuados no setor do tratamento de água residual.

### 2.8.1 Processos de Benchmarking

O *benchmarking* de energia é definido como um processo contínuo e sistemático de comparação da eficiência energética contra um desempenho de referência, identificando deste modo as instalações e métodos mais eficientes (Longo *et al.*, 2016).

As técnicas de *benchmarking* podem ser divididas em três grupos: técnicas de normalização, técnicas estatísticas e técnicas de programação. A abordagem de normalização é uma abordagem determinista que se baseia no uso de indicadores de desempenho que são construídos através do quociente entre inputs e outputs (por exemplo, kWh/m<sup>3</sup> de água tratada). A principal vantagem desta metodologia é o facto dos indicadores serem fáceis de calcular e interpretar e os dados necessários estarem normalmente disponíveis em relatórios anuais (IBNET, 2012, citado por Molinos-Senante *et al.*, 2013). Um vasto número deste tipo de indicadores para serviços de águas residuais, bem como o procedimento para seleção dos mesmos e seleção da informação de contexto, pode ser consultado em (Duarte *et al.*, 2004). As técnicas estatísticas e técnicas de programação baseiam-se em análise de fronteira. As análises de fronteira baseiam-se na criação de uma linha (designada de fronteira) que descreve o desempenho médio, ou o melhor desempenho, para um dado conjunto de inputs (por exemplo, dados de dimensionamento ou operacionais). O desempenho das instalações relativamente ao parâmetro em estudo (neste caso específico, a eficiência energética) é depois comparado com o desempenho médio ou ótimo fornecido pelos métodos de fronteira (Longo *et al.*, 2016).

O conceito de abordagem estatística de fronteira pode ser explicado com base no modelo de regressão linear, como por exemplo, o Método dos Mínimos Quadrados (MMQ) do inglês *Ordinary Least Squares* (OLS). Sendo fornecidos dados acerca do uso de energia (ou outro ID equivalente), e usando dados operacionais ou de dimensionamento como inputs (Y), os parâmetros  $\alpha$  e  $\beta$  podem ser adaptados através de um simples modelo de regressão linear. Cria-se assim uma equação do tipo:

$$E = \alpha + Y\beta + \varepsilon_t,$$

Onde  $E$  ( $N \times 1$ ) é o uso de energia de  $N$  instalações,  $Y$  ( $N \times m$ ) representa os dados operacionais ou de dimensionamento,  $\beta$  ( $m \times 1$ ) são coeficientes de declive para  $m$  inputs diferentes e dados de  $N$  instalações, e  $\varepsilon_i$  é o termo de erro que define a ineficiência relativa. Através da aplicação deste método é possível criar uma linha de regressão que representa o nível médio de eficiência das instalações. Instalações com classificações acima desse valor médio são consideradas ineficientes enquanto as que têm classificações abaixo são consideradas eficientes (Chung W., 2011, citado por Longo *et al.*, 2016).

A segunda técnica baseada em análise de fronteira é a Análise de Fronteira Estocástica (AFE) do inglês *Stochastic Frontier Analysis* (SFA). A AFE estima a fronteira de eficiência, tal como o MMQ/OLS, mas ao contrário desta última, considera o desvio que cada instalação tem da fronteira de eficiência como dois termos distintos, uma vez que separa componentes de erro de componentes de ineficiência. A AFE requer, deste modo, a criação de hipóteses separadas nas distribuições das componentes de erro e de ineficiência, levando potencialmente a medições mais corretas da eficiência relativa (Chung W., 2011, citado por Longo *et al.*, 2016). Na AFE, o termo de erro,  $\varepsilon_i$ , é definido da seguinte maneira:

$$\varepsilon_i = V_i - U_i,$$

Onde,  $V_i$  representa os erros aleatórios, assumidos *a priori* como sendo independentes e identicamente distribuídos, e  $U_i$  representa as componentes não negativas de ineficiência técnica. O termo de erro aleatório permite abranger o efeito aleatório de erro de medição no output, observação, ruído estatístico e efeito de factores estocásticos que estão fora do controlo da empresa, como por exemplo, sazonalidade, meteorologia e fator humano (Longo *et al.*, 2016). Uma das vantagens da AFE é o seu foco em custo-ineficiência em vez de se focar apenas em ineficiência técnica (Clementi & Maruotti, 2007).

Relativamente às técnicas de programação, a maioria da investigação conduzida até à data analisou a eficiência energética de ETAR usando modelos não-paramétricos como a Análise por Envoltória de Dados (AED), do inglês *Data Envelopment Analysis* (DEA) (Longo *et al.*, 2016). Existe ainda outra técnica de programação que se baseia na técnica anterior, mas acrescenta extensões estocásticas que aumentam a sua robustez a erros associados a dados e valor atípicos, sendo esta designada de SDEA (*Stochastic Data Envelopment Analysis*) (Kavousian & Rajagopal, 2014).

A DEA é um método que estima a eficiência técnica – o rácio de *outputs* e *inputs* usado. Envolve o uso de programação linear para classificar organizações que produzem bens ou serviços de acordo com a sua avaliação de eficiência relativa. A DEA baseia-se na ideia das unidades de produção procurarem maximizar o seu *output* por unidade de *input* (orientação por *output*) ou, alternativamente, minimizar a quantidade de *inputs* por unidade de *output* (orientação por *input*) (Forgia & Couttolenc, 2008).

Segundo (Sherman, H. David; Zhu, 2006) a DEA permite:

- Comparar unidades em operação considerando todos os recursos usados e os serviços fornecidos, e identifica as unidades mais eficientes ou as unidades com melhores práticas e as unidades ineficientes em que é possível melhorar a sua eficiência. Isto é possível comparando o tipo e volume de serviços fornecidos e os recursos usados por cada unidade comparando com todas as outras unidades;
- Calcular os custos e poupanças de recursos que podem ser obtidas quando cada unidade ineficiente é tornada o mais eficiente possível;
- Identificar mudanças específicas nas unidades ineficientes, mudanças estas que a gestão pode implementar para atingir potenciais poupanças. A DEA tem ainda a capacidade de estimar a quantidade de serviço adicional que uma unidade ineficiente pode fornecer sem a necessidade de usar recursos adicionais;
- Comunicar à gestão informação acerca do desempenho das unidades em serviço que pode ser usada para ajudar a transferir conhecimento de unidades bem geridas para outras que são ineficientes. Isto resulta na melhoria da produtividade de unidades ineficientes, reduzindo os custos operacionais e aumentando os lucros.

Segundo (M. Molinos-Senante *et al.*, 2013), a sequência de passos necessária para efectuar um estudo DEA é a seguinte:

1. Escolher conjunto de instalações a estudar;
2. Recolher dados para input e output;
3. Seleção do modelo, características do modelo e formulação;
4. Solução do modelo de otimização;
5. Avaliações de eficiência e benchmarking operacional.

Embora a DEA proporcione mais vantagens que muitas outras abordagens estatísticas, esta metodologia possui ainda assim limitações. Um problema importante é a sensibilidade a dados. Deste modo, alguns investigadores têm proposto vários modelos que lidam com a variação de dados na DEA, através de modelos estocásticos (Wen, 2014). Os modelos DEA que incluem extensões estocásticas são designados de modelos SDEA (do inglês, *stochastic data envelopment analysis*). No caso da aplicação dos modelos SDEA no *benchmarking* de eficiência energética em ETAR, esta abordagem envolve uma medição mais completa do conjunto de dados (medições repetidas do consumo de energia, a cada 10 minutos). Usando medições repetidas do consumo de energia para estimar erros estatísticos e intervalos de confiança para a fronteira de eficiência, os autores conseguiram estimar as incertezas nas classificações de eficiência energética (Longo *et al.*, 2016). Apresenta-se de seguida na Tabela 2.6 as principais vantagens e desvantagens associadas aos métodos de benchmarking mais comumente usados.

Tabela 2.6 - Vantagens e desvantagens associadas aos métodos de benchmarking usados na medição de eficiência energética no setor da água residual (Forgia & Couttolenc, 2008; Longo *et al.*, 2016; M. Molinos-Senante *et al.*, 2013).

<b>Método de <i>benchmarking</i></b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Normalização	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Processo de cálculo simples</li> <li>• Fácil interpretação dos resultados obtidos</li> <li>• Dados necessários estão normalmente disponíveis em relatórios anuais</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Assume que o conjunto de instalações a ser comparada é universalmente comparável e com apenas uma métrica</li> </ul>
Método dos Mínimos Quadrados	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fácil de implementar a nível computacional</li> <li>• Adequado para utilizadores públicos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Os residuais são associados diretamente a ineficiência, mesmo que provenham de uma combinação de fatores não associados a ineficiência</li> <li>• Sensível a valores atípicos</li> <li>• Difícil de implementar em amostras pequenas</li> </ul>
Análise por Envoltória de Dados	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Não precisa de uma forma funcional particular para relacionar <i>inputs</i> e <i>outputs</i></li> <li>• Permite a estimativa de vários tipos de eficiência usando diferentes modelos</li> <li>• Pode acomodar um grande número de <i>inputs</i> e <i>outputs</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Os resultados são sensíveis às variáveis de <i>input</i> e <i>output</i> escolhidas</li> <li>• Os resultados avaliam eficiência relativa em vez de eficiência absoluta – uma dada instalação irá ter uma classificação diferente consoante a amostra</li> </ul>

## 2.8.2 Estudos de Benchmarking

Dada a importância do consumo de energia associado ao sector da água, vários são já os estudos publicados relacionados com *benchmarking* em ETAR.

A primeira e principal vantagem associada aos estudos de benchmarking está associada à melhoria da eficiência energética e qualidade de tratamento das águas residuais (Silva, 2016). Mais especificamente, os resultados de benchmarking podem ajudar as ETAR e os seus operadores a determinar a classificação de uma determinada instalação no estudo de benchmarking que está a ser efetuado. Além disso, destaca as instalações com melhor e pior desempenho, revelando deste modo quais seriam as ETAR com maior potencial para implementar medidas de poupança energética (Longo *et al.*, 2016). O processo de benchmarking permite aos operadores serem expostos a novos métodos e tecnologias que permitem que as reduções de energia atinjam maiores níveis de poupança que aquelas previamente identificadas. Além disso, o benchmarking é uma boa ferramenta para notificar os gestores de uma instalação de que alguma condição na instalação se alterou de repente ou que a instalação não está a operar de maneira usual (FRWA, n.d.). Estudos de benchmarking de energia entre ETAR têm resultado num decréscimo do consumo de energia. Efetuando um estudo de benchmarking é possível assim extrair conclusões acerca de melhorias que possam ser implementadas para tornar os processos energéticos mais eficientes (Jonasson, 2007).

Dentro da União Europeia, as normas EN 16231:2012 – *Energy Efficiency Benchmarking Methodology*, EN 16212:2012 – *Energy Efficiency and Savings Calculation* e EN 16247-1:2012 – *Energy Audits – Part 1: General requirements*, revelam-se importantes na área do *benchmarking* de energia. A norma EN 16212:2012 cobre os seguintes tópicos (Estonian Centre for Standardisation, 2012a):

- 1 - A metodologia e regras gerais de cálculo;
- 2 - Terminologia e definições;
- 3 - Parâmetros e dados, incluindo qualidade dos dados e fontes dos mesmos.

A Norma EN 16231:2012 especifica os requisitos e fornece recomendações para a metodologia de benchmarking de eficiência energética. Esta norma descreve como estabelecer os limites do que está a ser sujeito ao processo de benchmark fornecendo orientação acerca dos critérios que devem ser usados de modo a escolher o nível apropriado de detalhe na recolha, processamento e análise de dados (Estonian Centre for Standardisation, 2012b).

A norma EN 16247-1:2012 pode ser aplicada em conjunto com a norma ISO 50001:2011 e descreve os diferentes aspetos que devem ser considerados quando se está a

conduzir uma auditoria energética (requisitos, metodologia e material a produzir). Estes aspetos podem ser adaptados quando se está a desenvolver auditorias energéticas para casos particulares como edifícios, processos industriais e transportes (ENERWATER, 2016).

Várias iniciativas internacionais desenvolveram projetos como a ferramenta de benchmarking dos usos energéticos da Energy Star. Outro exemplo é o grupo especializado em benchmarking e avaliação do desempenho no âmbito da Associação Internacional da Água (IWA), que publicou em 2000 o seu primeiro manual sobre ID que incide nos elementos-chave para um estudo de benchmarking (Silva, 2016). É ainda de destacar o programa IBNET (Internacional Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities), tendo este a maior base de dados sobre desempenho no sector da água e saneamento (IBNET, 2017). Também o projeto ENERWATER, iniciado no dia 1 de Março de 2015 e com uma duração de três anos, tem por objetivo desenvolver, validar e disseminar uma metodologia padrão inovadora para a continua medição e melhoria do desempenho energético em ETAR (Enerwater, 2017). O primeiro estudo de *benchmarking* associado a este programa foi publicado a 30 de Setembro de 2015 e apresenta uma análise ao consumo energético de 369 ETAR distribuídas por vários países (CUAS, 2015). Em países como a Áustria é promovido o *benchmarking* em ETAR. As cerca de 950 ETAR existentes no país são convidadas todos os anos a disponibilizar dados para este processo de comparação de desempenho nacional. A participação das instalações é voluntária e os dados individuais de cada instalação permanecem privados (Wett *et al.*, 2007). Na Ásia, o Water and Sanitation Program - South Asia é o principal órgão de benchmarking no sector da água e saneamento (Jonasson, 2007).

Vários são os estudos publicados com informação acerca do desempenho energético de várias ETAR situadas nos principais países desenvolvidos (ENERWATER, 2015; Longo *et al.*, 2016).

Relativamente às poupanças reais que é possível obter através da implementação de medidas de eficiência energética vários são já os casos exemplo. Após 5 anos de benchmarking anual na Áustria os custos elétricos decresceram em 30%, desde o início em 1999 (Jonasson, 2007). Uma recente avaliação de ETAR em países industrializados sugere também uma poupança energética semelhante (5 a 25%). Também na Suíça (1994) e Alemanha (1999) foram publicados manuais com informação sobre análise de desempenho energético para ETAR. Os objetivos que se pretendia atingir com estas publicações incluíam a transferência de conhecimento associado ao uso de energia em ETAR, a definição de uma abordagem padrão para a otimização de energia, a redução dos custos de operação e por último, uma redução das emissões de CO<sub>2</sub>.

Após 10 anos de aplicação prática destes manuais um grande número de ETAR tirou partido dessas otimizações. Na Suíça, dois terços de todas as ETAR já realizaram

análise energética. Por consequência, o custo de energia foi reduzido em média 38% (2/3 desta redução é devido a um aumento na produção de eletricidade a partir de biogás e 1/3 é devido a poupanças “reais”). Na Alemanha, até agora, 344 ETAR em *North Rhine Westphalia* (NRW) efetuaram análise energética. Os resultados indicam que as poupanças energéticas poderão ser ainda maiores que as verificadas na Suíça, podendo atingir os 50% (Wett *et al.*, 2007).

Segundo uma análise elaborada por (Longo *et al.*, 2016) a vários estudos de *benchmarking* em ETAR, a maioria dos estudos publicados até à data são realizados com base em métodos de normalização. No entanto existem outros estudos que recorrem a métodos mais complexos como a DEA ou OLS, ou ainda a uma combinação de DEA e LCA (do inglês, *Life Cycle Assessment*).

No estudo elaborado por (Longo *et al.*, 2016), são extraídas as seguintes conclusões relativamente a métodos de *benchmarking*:

- O método de *benchmark* a usar depende do propósito e tipo de análise que se pretende realizar, uma vez que o intervalo de validade e aplicabilidade é alterado consoante o método;
- As técnicas de normalização, baseadas em ID únicos, podem ser aplicadas quando existem condições semelhantes, as ETAR são semelhantes e as tecnologias/processos de tratamento são também semelhantes;
- As técnicas baseadas em regressão, como por exemplo o MMQ, conseguem controlar o efeito de outras variáveis (caudal, tamanho da instalação, carga orgânica), e aumentarem o intervalo de validade. Desde que esteja disponível um conjunto representativo de amostras quando se está a construir um modelo de regressão linear, a equação resultante pode ser usada em *benchmarking* por utilizadores externos;
- Os vários métodos de *benchmarking* aplicados na atualidade são meramente ferramentas de diagnóstico que normalmente acabam por não recomendar qualquer estratégia de melhoria de modo a converter uma ETAR ineficiente numa ETAR eficiente;

A Tabela 2.7 inclui um resumo de vários estudos elaborados a ETAR no âmbito energético. Estes estudos recorrem aos vários processos de *benchmarking* apresentados na secção 2.8.1 da presente dissertação, sendo estes usados isoladamente ou combinados.

Tabela 2.7 - Estudos de benchmarking. Adaptado de (Longo *et al.*, 2016).

Referência	Método	Ano	Localização	Amostra
(Xie & Chengwen, 2012)	Normalização	2009	China	1856 ETAR
(Mizuta & Shimada, 2010)	Normalização	2010	Japão	985 ETAR
(Yang <i>et al.</i> , 2010)	Normalização	2010	China	559 ETAR
(Krampe, 2013)	Normalização	2013	Austrália	24 ETAR
(Bodík & Kubaska, 2013)	Normalização	2013	Eslováquia	68 ETAR
(Campanelli <i>et al.</i> , 2013)	Normalização	2013	Itália	289 ETAR
(C. Silva & Rosa, 2015)	Normalização	2015	Portugal	17 ETAR
(Carlson & Walburger, 2007)	OLS	2007	EUA	266 ETAR
(Spruston <i>et al.</i> , 2012)	OLS	2012	Canadá	35 ETAR
(Sala-Garrido <i>et al.</i> , 2011)	DEA	2011	Espanha	99 ETAR
(Hernández-Sancho, Molinos-Senante, & Sala-Garrido, 2011)	DEA	2011	Espanha	177 ETAR
(Sala-Garrido <i>et al.</i> , 2012)	DEA	2012	Espanha	45 ETAR
(Alidrisi, 2014)	DEA	2014	Médio Oriente	8 ETAR
(María Molinos-Senante <i>et al.</i> , 2014)	DEA + LCA	2014	Espanha	60 ETAR
(Lorenzo Toja <i>et al.</i> , 2014)	DEA + LCA	2015	Espanha	113 ETAR

## 2.9 Sistemas de certificação ambiental e energética

As vantagens associadas a um aumento da eficiência energética são conhecidas. Estas dividem-se principalmente entre dois sectores, o sector ambiental e o sector económico. A nível ambiental destaca-se a diminuição do consumo de energia. Esta vantagem está diretamente associada a uma redução da poluição atmosférica e das emissões de gases de efeito de estufa (GEE), um dos principais problemas que a humanidade se debate atualmente. A redução do consumo energético leva à principal vantagem do ponto de vista económico, a redução dos custos económicos associados a esse mesmo consumo. Ainda a nível económico destaca-se o crescimento que é obtido através da criação de emprego e desenvolvimento do mercado. Ao nível de processo destacam-se vantagens como o aumento na segurança do tratamento. Tal ocorre uma vez que um aumento de eficiência energética conduz a uma redução do consumo elétrico associado aos vários equipamentos reduzindo assim a probabilidade de episódios de queda de potência ou mesmo quebra total de eletricidade durante períodos de elevado consumo energético (EPA, 2013).

Apesar de todas as vantagens associadas ao investimento em eficiência energética, existe um número de barreiras que inibem a gestão pro-ativa de energia. Algumas estão diretamente associadas à administração do setor, referidas como questões institucionais e regulamentares, outras estão associadas com a falta de conhecimento sobre oportunidades de eficiência energética, soluções, custos e benefícios. O acesso limitado e disponibilidade de financiamento é também um dos principais problemas conhecidos (Liu *et al.*, 2012).

Apesar das barreiras existentes existem várias instituições que reconhecem as vantagens e a importância de investir nesta área. As que assim o decidem possuem à sua disposição vários instrumentos que devem ser usados, mais concretamente sistemas de gestão energética. A aplicação destes instrumentos permite realizar uma correta análise de eficiência energética a uma determinada organização seguindo um processo que conduz exatamente ao objetivo proposto: medir os consumos energéticos e detetar as principais oportunidades de melhoria, de um modo eficaz e simplificado.

Atualmente existe a norma NP EN ISO 50001:2012, de aplicação voluntária, que define os requisitos gerais e as linhas de orientação de um Sistema de Gestão de Energia (SGE), que permite, de forma sistematizada e integrada, melhorar o desempenho energético da entidade gestora (EG). Esta norma tem como objetivo permitir que as organizações estabeleçam os sistemas e processos necessários para melhorar o desempenho energético, incluindo a eficiência energética, uso e consumo de energia (Boavida, 2016).

A norma ISO 50001 permite ainda a integração de eficiência energética através de outros sistemas organizacionais, como por exemplo a família de normas ISO 9000 (Gestão da Qualidade) e ISO 14000 (Gestão do Ambiente) (Pabi, Amarnath, Goldstein, & Reekie, 2013). As instalações que implementam a norma ISO 50001 conseguem, deste modo, reduzir o seu consumo de energia, as emissões de GEE e outros impactes ambientais através da implementação de uma gestão sistemática de energia, comprometendo-se assim a melhorar continuamente o seu desempenho a nível energético (SGS, 2018).

A norma é aplicável a todos os tipos e dimensões de organizações, independentemente de condições geográficas, culturais e sociais e do tipo de energia utilizada. A sua estrutura baseia-se no ciclo PDCA, “Plan-Do-Check-Act”. O ciclo PDCA tem por princípio tornar mais claros e ágeis os processos envolvidos na gestão de uma organização, como, por exemplo, a gestão da qualidade (Boavida, 2016). A abordagem PDCA pode ser descrita da seguinte forma (AIDA, 2014):

- **Plan (planear)**: realizar a avaliação energética e estabelecer a linha de base, os indicadores de desempenho energético (IDE), objetivos, metas e planos de ação necessários para produzir resultados que vão melhorar o desempenho energético de acordo com a política de energia da organização;
- **Do (executar)**: implementar os planos de ação de gestão de energia, incluindo procedimentos e processos, com o objetivo de melhorar o desempenho energético;
- **Check (verificar)**: monitorizar e medir os processos e produtos, as características chave das operações que determinam o desempenho energético face à política energética e aos objetivos, e relatar os resultados;
- **Act (atuar)**: empreender ações que visem melhorar continuamente o desempenho do SGE face aos resultados atingidos.

Tal como mencionado anteriormente, a norma ISO 50 001 baseia-se num ciclo. Como tal, na fase “Act” é efetuado o processo de revisão pela gestão, com o objetivo de assegurar se o SGE é adequado à organização e se necessita, ou não, de ser reformulado, de modo a cumprir novos objetivos e metas e resolver problemas que possam ter sido identificados durante a iteração atual.

Cumpridas todas estas etapas, a EG está apta a certificar o seu SGE por uma entidade externa e independente, que emite o certificado que demonstra que a EG cumpre a totalidade dos requisitos da norma ISO 50 001 (AIDA, 2014).

Não existem dados oficiais acerca do número de empresas que já se encontram certificadas pela norma ISO 50 001 em Portugal, no entanto, segundo o Relatório de Estado do Ambiente do ano 2017 existiam, no ano 2016, 1123 empresas portuguesas certificadas pela norma ISO 14 001 (Sistema de Gestão Ambiental).

Em cada fase do ciclo PDCA são efetuados vários registos que visam o cumprimento do programa energético a que a organização se propôs. São apresentados na Figura 2.4 exemplos de registos para cada uma das etapas.

<p><b>Plan (Planear)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Nomeação do representante da gestão e aprovação da constituição da equipa de energia</li> <li>- Identificação das pessoas a integrar a equipa de energia</li> <li>- Decisão de considerar o desempenho energético no planeamento de longo prazo</li> <li>- Decisão sobre a necessidade de manutenção de registos no SGE, para demonstrar o cumprimento dos requisitos e que foram atingidos os resultados quanto ao desempenho energético</li> <li>- Registos das avaliações energéticas</li> <li>- Consumo energético de referência</li> <li>- Metodologia para determinar e atualizar os IDE's</li> <li>- Registos da revisão dos requisitos legais e outros requisitos, a intervalos de tempo definidos</li> </ul>	<p><b>Do (Executar)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Registos das competências do pessoal relevante (exemplos: certificados, diplomas, licenças, etc.)</li> <li>- Registos das necessidades de formação</li> <li>- Registos das formações frequentadas</li> <li>- Registos a informar os fornecedores que o desempenho energético é critério de aquisição</li> <li>- Decisão quanto aos critérios a utilizar na avaliação do desempenho energético durante as ações de aprovisionamento de bens e serviços</li> <li>- Decisão a considerar na conceção o controlo operacional e as oportunidades para melhorias do desempenho energético</li> <li>- Resultados das atividades de conceção</li> <li>- Decisão sobre se a organização irá comunicar externamente sobre o seu SGE e o seu desempenho energético</li> </ul>
<p><b>Check (Verificar)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Resultados da monitorização e medição das características-chave do SGE</li> <li>- Registos da calibração</li> <li>- Resultados da avaliação de cumprimento dos requisitos legais aplicáveis</li> <li>- Resultados da avaliação de cumprimento dos outros requisitos aplicáveis</li> <li>- Resultados das auditorias internas</li> <li>- Registos das ações corretivas e das ações preventivas</li> </ul>	<p><b>Act (Atuar)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Registos das revisões pela gestão, incluindo:             <ul style="list-style-type: none"> <li>- Entradas da revisão pela gestão;</li> <li>- Saídas da revisão pela gestão;</li> <li>- Decisões adotadas;</li> <li>- Ações corretivas implementadas;</li> <li>- Ações preventivas implementadas.</li> </ul> </li> </ul>

Figura 2.4 - Exemplo dos registos a realizar em cada uma das etapas da metodologia PDCA (AIDA, 2014)

## 2.10 Medidas de poupança energética

De modo a reduzir o consumo energético de uma instalação é possível implementar várias medidas. Estas podem passar por uma maior monitorização e controlo dos processos e consumo energético, pela implementação de novos equipamentos que realizam as mesmas funções consumindo menos energia que os anteriores, ou ainda medidas de formação das equipas responsáveis pela operação das instalações que irão resultar numa operação mais inteligente das mesmas do ponto de vista do consumo energético e otimização de processos.

De modo a optar pela escolha de uma determinada medida de poupança energética deve-se proceder à realização de uma análise custo-benefício. É apresentado na Figura 2.5 um fluxograma com os vários passos que constituem essa análise. São fornecidos detalhes acerca de cada um dos pontos que constituem o fluxograma em (ISQ *et al.*, 2006) .

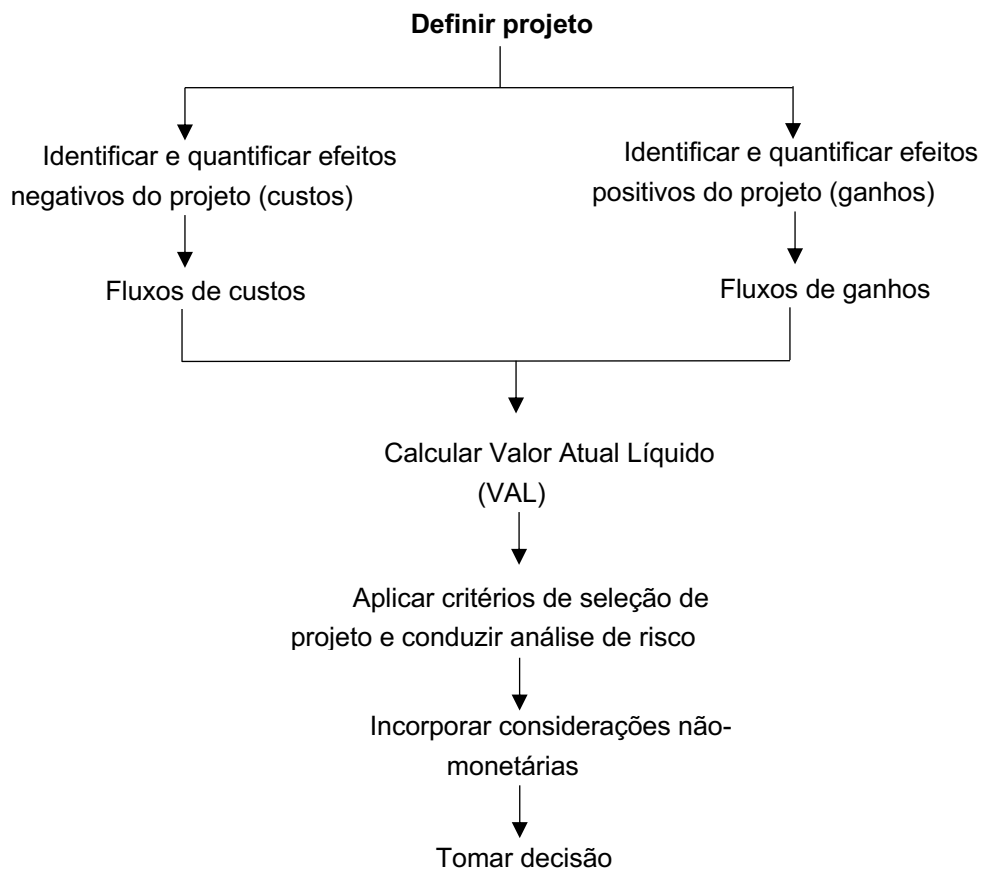


Figura 2.5 - Fluxograma da análise que suporta a escolha de medidas de poupança energética. Adaptado de (ISQ *et al.*, 2006).

Na Tabela 2.8 são apresentados alguns exemplos de medidas e estratégias de eficiência energética utilizadas em ETAR.

Tabela 2.8 - Medidas e estratégias de eficiência energética aplicadas em ETAR (Longo *et al.*, 2016; Oregon, 2014; Pabi *et al.*, 2013; Silva, 2016)

Estratégia	Descrição	Poupança energética potencial (%)	Período de retorno do capital (anos)
<b>Variador eletrônico de velocidade (VEV)</b>	Controlador eletrônico que ajusta a velocidade do motor às necessidades do processo evitando desperdício de eletricidade.	10-40	0,5-5
<b>Bombas de alta eficiência conjuntamente com VEV</b>	Bombas que operam usando menos energia e requerem menor manutenção.	5-30	Variável
<b>Motores elétricos de alta eficiência conjuntamente com VEV</b>	Este tipo de motores opera com um menor consumo energético. Os motores devem ser o mais apropriados possível ao intervalo de carga orgânica esperada devendo ser evitado o uso de motores sobredimensionados.	Variável	Variável
<b>Sistema de controlo e aquisição de dados (SCADA)</b>	Sistema composto por <i>hardware</i> e <i>software</i> que adquire informação e dados sobre os processos de tratamento e os respetivos equipamentos associados. Permite aos operadores uma operação mais inteligente da instalação.	Variável	2-5
<b>Controladores automáticos de oxigénio dissolvido (OD)</b>	Possibilitam a otimização das necessidades de oxigénio dissolvido evitando que o sistema opere com arejamento em excesso. Os sensores de OD devem ser corretamente posicionados de modo a fornecerem informação precisa.	40	2-3
<b>Arejamento com bolha-fina</b>	Permite uma maior eficiência de transferência de oxigénio para a água residual.	10-40	1-7
<b>Arejadores-turbo de alta velocidade (<i>High-speed turbo blowers</i>)</b>	Permitem uma redução da energia utilizada e dos custos associados à manutenção.	30-35	2,5-7
<b>Dispositivos de previsão de limpeza de difusores</b>	Dispositivos de monitorização online que prevêm a necessidade de limpeza dos sistemas difusores de ar. Impedem que estes estejam a funcionar enquanto estão entupidos.	15	-
<b>Otimização da mistura na digestão anaeróbia</b>	Ajustar os sistemas de mistura existentes usando o mínimo de misturadores possível mantendo uma mistura adequada. Otimizar a velocidade de mistura destes sistemas usando VFD.	-	-
<b>Otimização da desinfecção por UV</b>	Adicionar sistemas de filtração a montante da etapa de desinfecção de modo a reduzir a concentração de SST. Deste modo aumenta a eficiência de desinfecção das lâmpadas UV. Instalar sensores de turbidez que otimizam a intensidade e número de lâmpadas UV a funcionar.	Variável	Variável

Existem ainda medidas administrativas e operacionais que podem ser introduzidas pelas EG. Estas medidas irão contribuir para uma redução nos custos associados ao consumo de eletricidade, não sendo necessário realizar qualquer investimento para a sua implementação. Apresenta-se de seguida as medidas administrativas (I-V) e operacionais (VI-VII) de uma forma sucinta. Informação mais detalhada pode ser consultada em (Boavida, 2016; Morales, 2007; Neto, 2008):

- I. Correção da potência contratada - A potência contratada é a potência que os operadores das redes colocam à disposição do utilizador. Não pode ser superior à potência requisitada (EDP, 2011) e define o valor instantâneo máximo de energia elétrica que uma instalação de consumo pode receber (Iberdrola, 2012). É importante verificar se os contratos não têm uma potência contratada superior à necessária, dado que quanto maior a potência contratada maior será o encargo mensal fixo na instalação. Isto poderá acontecer no caso de a instalação ter implementado, por exemplo, medidas de eficiência energética que contribuem para uma diminuição da potência necessária. Caso seja detetada uma situação deste tipo torna-se assim necessário contactar o comercializador de energia elétrica no sentido de diminuir o escalão da potência contratada de modo a minimizar custos.
- II. Alteração da estrutura tarifária - As várias opções tarifárias colocadas à disponibilidade do utilizador por parte das entidades provedoras de energia possibilitam uma otimização do consumo energético caso as EG consigam perceber qual o tarifário mais adequado ao tipo de consumo elétrico que se dá na instalação em causa. A escolha da tarifa de uma determinada unidade operacional é feita mediante a simulação das diversas opções e escolha daquela que resulta em menor custo. A simulação da tarifa é feita tendo como base o número de horas diárias de bombeamento e a potência dos motores instalados na unidade operacional. Sabendo essa informação calcula-se assim o valor a ser pago em cada uma das opções tarifárias.
- III. Desativação de instalações não utilizadas - É importante, quando a EG procede à desativação, mesmo que temporária, de instalações em BTN, BTE, MT ou AT, proceder ao cancelamento do contrato de fornecimento de eletricidade uma vez que, mesmo sem consumo de energia ativa, continuará a ser cobrado o termo tarifário fixo e a potência contratada, custos que podem facilmente ser evitados.
- IV. Comunicação de leituras e telemetria - As EG deverão proceder à conferência das faturas de eletricidade de modo a contabilizar os consumos verificados e a despistar eventuais erros de faturação. Assim, é importante que possam dispor de contadores inteligentes (*smart meters*) que permitam também a obtenção de diagramas de carga nas diversas instalações. Alternativamente, um operador da empresa poderá verificar a leitura no medidor da unidade consumidora e fornecer os dados para comparação.

- V. Negociação com fornecedores de energia elétrica - As EG devem realizar uma pesquisa de mercado e verificar quais são os comercializadores que oferecem as melhores condições para fornecimentos nas gamas de tensões necessárias ao funcionamento da EG (BTN, BTE, MT e AT). Esta mudança é gratuita e não existe limite para as mudanças que podem ser efetuadas.
- VI. Correção do fator de potência - A maioria das cargas das unidades consumidoras consome energia reativa indutiva. As cargas indutivas necessitam de campo eletromagnético para o seu funcionamento, por isso, a sua operação requer dois tipos de potência: potência ativa (potência que efetivamente realiza trabalho gerando calor, luz, movimento, etc., medida em kW) e potência reativa (potência usada apenas para criar e manter o campo eletromagnético das cargas indutivas, medida em kVar). Enquanto a potência ativa é sempre consumida na execução de trabalho, a potência reativa, além de não produzir trabalho, circula entre a carga e a fonte de alimentação, ocupando um espaço no sistema elétrico que poderia ser utilizado para fornecer mais energia ativa. A potência aparente (potência pedida à rede de distribuição) é dada pela soma vetorial da potência ativa e da potência reativa. O fator de potência é o quociente entre a potência ativa e a potência aparente. Este indica a eficiência do uso de energia. Um fator de potência alto indica uma eficiência alta e inversamente, um fator de potência baixo indica baixa eficiência energética. As principais consequências de um baixo fator de potência são: perda de energia elétrica na instalação (na forma de calor) que varia com o quadrado da corrente, quedas de tensão (provocando sobrecargas e/ou interrupções) e subutilização da capacidade instalada (uma vez que para a mesma potência aparente, quanto maior for a potência reativa, menor será a potência ativa, logo menor será a potência mecânica do equipamento). As causas que provocam um baixo fator de potência, assim como as principais medidas de correção existentes encontram-se em (Neto, 2008).
- VII. Melhoria do factor de carga – O fator de carga é um índice que reflete o regime de funcionamento de uma dada instalação. É dado pelo quociente entre o valor médio e máximo de potência requisita à rede, durante um determinado intervalo de tempo. Um fator de carga mais próximo de 1 indica que a energia é consumida com valores médios de potência próximos dos valores máximos (melhor utilização) e, um valor próximo de zero indica que a energia é consumida com valores máximos de potência distantes dos valores médios (pior utilização), com exceção de casos específicos, durante a maior parte do intervalo de tempo. De modo a melhorar o fator de carga deve-se assim manter o consumo de energia e diminuir a potência ou aumentar o consumo e manter a potência.

## 2.11 Manuais de benchmarking para ETAR

De modo a que as equipas responsáveis pela análise energética das instalações possam consultar informação útil e concreta acerca deste processo, o uso de manuais de benchmarking mostra ser de grande importância. Apresenta-se de seguida alguns dos documentos mais relevantes para o setor do *benchmarking* de energia em ETAR.

### **Manual 1 - *Ensuring a Sustainable Future: An Energy Management Guidebook for Wastewater and Water Utilities* (EPA, 2008)**

O manual foi desenvolvido pela EPA (U.S. Environmental Protection Agency) no ano de 2008.

Este manual:

- Apresenta uma abordagem de gestão para conservação de energia, baseada no processo *Plan-Do-Check-Act*, que permite às instalações estabelecer e priorizar metas de conservação de energia (*Plan*), implementar práticas específicas para atingir esses objetivos (*Do*), monitorizar e medir as melhorias no desempenho energético e as poupanças resultantes (*Check*), e rever periodicamente o progresso e fazer ajustes aos programas energéticos (*Act*).
- Do mesmo modo que um manual de operações, este manual apresenta e descreve em detalhe os passos necessários que uma instalação necessita de aplicar de modo a perceber o seu uso de energia e estabelecer objetivos de redução, tomar ações, e fazer progressos de modo a atingir os objetivos de redução de energia.
- Fornece ainda exemplos de ETA e ETAR que já estão a aproveitar os benefícios que resultam do uso de um programa de gestão energética.

### **Manual 2 - *Energy Efficiency in Water and Wastewater Facilities - A guide to developing and implementing greenhouse gas reduction programs* (EPA, 2013)**

Este manual descreve como as ETA e ETAR podem dar o exemplo e atingir múltiplos benefícios melhorando a eficiência energética dos seus edifícios novos, existentes ou renovados e as suas operações do dia-a-dia. Os leitores deste manual devem obter um entendimento de opções para melhorar a eficiência energética das suas ETA e ETAR. Os leitores devem também entender os passos e considerações envolvidas em desenvolver e implementar estas melhorias de eficiência energética, bem como ficar com uma perspetiva dos investimentos esperados e das oportunidades de financiamento.

Este guia descreve:

1. Os benefícios da eficiência energética em ETA e ETAR (secção 2);
2. Uma abordagem passo-a-passo para melhorar a eficiência energética em ETA e ETAR novas e já existentes (secção 3);
3. Participantes chave e os seus respetivos papéis no processo (secção 4);
4. Os mecanismos políticos que as instalações têm usado para apoiar os seus programas de eficiência energética nas suas operações (secção 5);
5. Estratégias de implementação que garantem o cumprimento de programas eficazes (secção 6);
6. Oportunidades de investimento e financiamento (secção 7);
7. Programas federais e estatais que poderão ajudar ETA e ETAR com informação ou assistência técnica e financeira, aplicado ao caso dos EUA (secção 8);
8. Dois casos de estudo de ETA e ETAR que melhoraram com sucesso a eficiência energética das suas operações (secção 9).

**Manual 3 – *Energy best practices guide: water & wastewater industry*** (Wisconsin Focus on Energy, 2016)

O objetivo deste manual é fornecer informação e recursos para ajudar os gestores e operadores de ETA e ETAR a identificar e implementar oportunidades para reduzir o uso de energia.

Este documento apresenta:

1. Informação básica sobre benchmarking de energia;
2. Os passos a seguir para construir um programa de gestão energética;
3. As melhores práticas a aplicar na gestão de uma ETAR de modo a reduzir o consumo de energia;
4. Informação acerca da medição do uso de energia de uma instalação e os KPI (*Key Performance Indicators*) que se podem criar, bem como as *checklists* que devem ser cumpridas na gestão de energia de pequenas instalações.

**Manual 4 – *Energy reduction techniques for small and medium water and wastewater systems*** (FRWA, n.d.)

Este documento, elaborado pela FRWA (*Florida Rural Water Association*) é dedicado, tal como o título indica, a apresentar técnicas de redução de energia para ETA e ETAR de pequena e média dimensão.

Este documento complementa o manual mencionado anteriormente com medidas extra que podem ser aplicadas a instalações de média e pequena dimensão.

## 3. Caso de estudo

### 3.1 Introdução

Tendo em conta a área de estudo da presente dissertação, o caso de estudo incidiu na análise de uma situação real, nomeadamente o consumo energético de uma ETAR.

Foi selecionada a ETAR de Santa Cita para o presente caso de estudo. Esta ETAR opera através de um sistema de tratamento por lamas ativadas na variante vala de oxidação num regime de baixa carga. A ETAR foi dimensionada para um caudal médio de 8.663 m<sup>3</sup>/dia para o ano 2020, ano de horizonte de projeto. Esta instalação é gerida pelo grupo Águas de Portugal (AdP).

O grupo AdP é atualmente responsável pelo consumo de 704 GWh por ano, cerca de 1,4% da energia consumida a nível nacional, estando deste modo entre os cinco maiores consumidores de energia de Portugal. Deste modo, havendo uma preocupação crescente em diminuir a dependência energética, a empresa prevê investir cerca de 18 milhões de euros até ao ano de 2020 para duplicar a produção atual de energia renovável. Além de prever aumentar a produção de energia, o plano prevê ainda reduzir consumos, ajustar os respetivos horários e melhorar as condições de aquisição de energia.

A ETAR do presente caso de estudo não apresenta qualquer sistema de produção de energia, sendo esse um dos principais aspetos que se pretende estudar quanto à possibilidade de inclusão. Além disso pretende-se determinar se as condições atuais, do ponto de vista quantitativo e qualitativo se adequam às condições estimadas no projeto de dimensionamento da mesma uma vez que uma ETAR sobre-dimensionada poderá apresentar um consumo energético superior ao que seria de esperar. No caso de as condições médias não corresponderem às condições para as quais a ETAR se encontra dimensionada propõe-se alterações à linha de tratamento atual de modo a que esta se adeque melhor a essas condições, com o objetivo principal de reduzir o consumo energético garantindo sempre o cumprimento das normas de descarga previstas pela lei.

## 3.2 Metodologia aplicada

De modo a incluir toda a informação que compõe o caso de estudo numa única secção, optou-se por dividir esta em três sub-secções principais, sendo estas:

1. Metodologia aplicada;
2. Situação de referência;
3. Análise à eficiência energética da instalação.

Apresenta-se de seguida na Figura 3.1 que detalha os vários tópicos que compõem as três partes acima mencionadas.

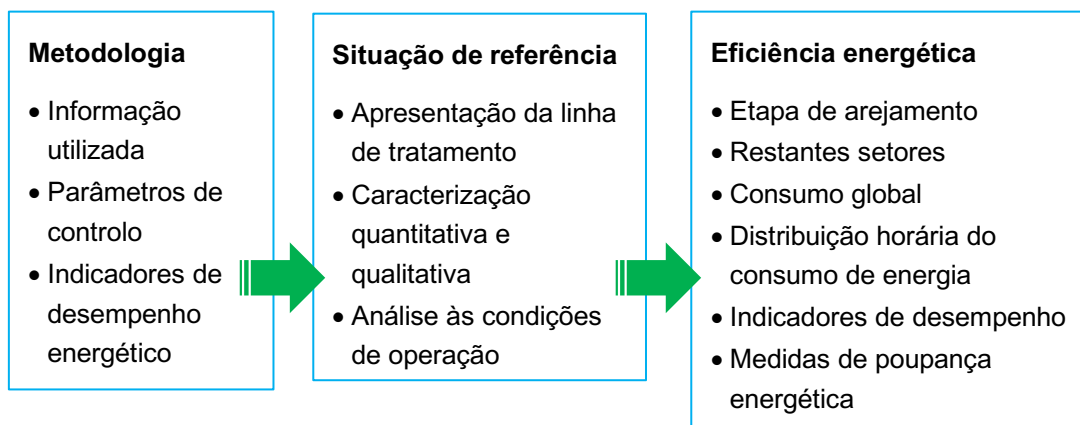


Figura 3.1 – Divisão do caso de estudo

De acordo com o DL nº 71/2008, a presente ETAR não é considerada uma instalação consumidora intensiva de energia uma vez que não possui um consumo energético superior a 500 tep/ano. Deste modo não se encontra obrigada ao registo das instalações e não é abrangida pelo Sistema de Gestão dos Consumos Intensivos de Energia (SGCIE) não sendo deste modo obrigada ao reporte de vários IDE que poderiam dar mais detalhes acerca da situação energética da ETAR.

### 3.2.1 Informação utilizada

Para a avaliação dos consumos atuais da ETAR foi utilizada informação disponibilizada pela Empresa Portuguesa das Águas Livres (EPAL).

A informação relativa aos dados qualitativos é dada sobre a forma de análises compostas realizadas duas vezes por mês. É sabida a concentração à entrada e à saída da ETAR, e ainda a respetiva percentagem de redução. A partir desses dados extrapolou-se uma média mensal à entrada e à saída obtendo-se uma concentração média mensal de cada parâmetro para o período em estudo (Janeiro de 2014 a Junho de 2017). Os parâmetros qualitativos que compõem cada análise são a CBO<sub>5</sub> (Carência Bioquímica de Oxigénio), CQO (Carência Química de Oxigénio), SST (Sólidos Suspensos Totais), pH, Nt (Azoto Total), Pt (Fósforo total) e NH<sub>4</sub> (Azoto Amoniacal). Relativamente aos dados quantitativos (caudais) é dada informação acerca do caudal afluente à ETAR e o caudal registado à saída, para cada mês. Deste modo é possível determinar o caudal tratado em cada mês. Juntando as informações quantitativas e qualitativas é possível calcular as cargas poluentes removidas em cada mês. Juntando os vários dados obtidos anteriormente é possível então calcular os vários indicadores propostos, apresentados na secção 3.2.3.

Os dados necessários ao cálculo dos parâmetros de controlo do processo foram obtidos nos relatórios de exploração da ETAR e na memória descritiva da mesma.

De modo a avaliar o nível de eficiência energética da ETAR optou-se por utilizar um sistema de indicadores de forma a identificar o desempenho energético da ETAR. Foi assim necessário, numa primeira fase, realizar uma revisão da literatura de modo a conhecer os indicadores existentes mais utilizados na avaliação da eficiência energética de uma ETAR. Após serem conhecidos os dados existentes sobre a instalação em estudo procedeu-se então à escolha dos indicadores que poderiam ser calculados para a realização do diagnóstico energético.

A memória descritiva da ETAR mostrou-se essencial para perceber em pormenor o processo de tratamento usado, bem como as características dos vários órgãos. Isto serviu para calcular os vários parâmetros de processo e também para comparar as condições de afluência que foram estimadas na altura de conceção da ETAR com as atuais condições.

### 3.2.2 Parâmetros de controlo

De modo a avaliar as características de funcionamento do processo de tratamento da ETAR de Santa Cita procedeu-se ao cálculo dos principais parâmetros que caracterizam um processo de lamas ativadas, nomeadamente:

1. IVL (Índice Volumétrico de Lamas);
2. Carga mássica (F/M);
3. Taxa de recirculação de lamas;
4. Idade de lamas.

Os valores mensais obtidos para cada parâmetro resultaram da média dos vários dias que representam o mês em questão. Optou-se ainda por incluir informação relativa à concentração de matéria em suspensão existente em cada vala de oxidação.

Apresenta-se de seguida uma breve explicação sobre cada um dos parâmetros acima mencionados e as respetivas expressões de cálculo, quando existam (Pombo, 2010; Tchobanoglous *et al.*, 2014):

**Matéria em suspensão** – Também designada de Sólidos Suspensos Totais (SST), é a fração de Sólidos Totais (ST) retidos num filtro após terem sido submetidos a uma temperatura específica (105°C).

**Índice Volumétrico de Lamas (IVL):** este parâmetro constitui um indicador da sedimentabilidade das lamas no decantador secundário e representa o volume ocupado por 1 grama de lama (peso seco) após sedimentação durante 30 minutos. Tradicionalmente, o IVL determina-se enchendo uma proveta graduada de 1 ou 2 L com uma amostra proveniente do reator biológico, sem diluição, medindo-se o volume sedimentado após 30 minutos. O valor do IVL pode ser estimado a partir da seguinte expressão:

$$IVL = \frac{(\text{volume de lama sedimentada, mL/L}) (10^3 \text{ mg/g})}{(\text{sólidos suspensos, mg/L})} = \text{mL/g}$$

Equação 4.1

**Carga mássica (razão F/M):** parâmetro de processo utilizado para caracterizar o sistema relativamente à quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa de microrganismos. Este quociente pode ser obtido a partir da seguinte expressão:

$$\frac{F}{M} = \frac{S_0 \times Q_0}{V \times X}$$

Equação 4.2

em que:

F/M – Carga mássica (kg CBO<sub>5</sub>/kg MVS.dia)

S<sub>0</sub> – Concentração de CBO<sub>5</sub> no afluente (kg/m<sup>3</sup>);

Q<sub>0</sub> – Caudal tratado (m<sup>3</sup>/dia);

V – Volume do reator biológico (m<sup>3</sup>);

X – Matéria volátil em suspensão (kg/m<sup>3</sup>);

**Taxa de recirculação de lamas** - De modo a manter uma correta concentração de microrganismos dentro do reator biológico, bem como uma altura do manto de lamas adequada no decantador secundário, é necessário recircular lamas deste para o reator. Tal ocorre em função dos objetivos de carga mássica e idade de lamas com que se quer operar, que por sua vez dependem essencialmente do processo de tratamento biológico que está a ser utilizado. São tipicamente utilizadas taxas de recirculação de lamas entre 50% e 75% do caudal médio diário sendo que a capacidade média de dimensionamento situa-se tipicamente entre 100-150% do caudal médio diário.

**Idade de lamas (IL)** – Parâmetro que representa o período médio de tempo durante o qual os microrganismos permanecem no sistema antes de abandonarem o mesmo através, quer do efluente tratado, quer da purga de lamas. A IL é, deste modo, o quociente entre a quantidade total de microrganismos presentes no tanque de arejamento e a velocidade de saída dos mesmos do sistema. É considerado um dos parâmetros mais importantes no dimensionamento de um sistema de lamas ativadas na medida em que está diretamente associado ao desempenho do processo de tratamento, ao volume de reação necessário, à produção de lamas e ainda às necessidades de oxigénio do sistema. A idade de lamas pode ser representada pela seguinte expressão:

$$IL = \frac{V \times X}{(Q_e \times X_e) + (Q_w \times X_w)}$$

Equação 4.3

Em que:

IL – Idade de lamas (dias);

V – Volume do tanque de arejamento ( $m^3$ );

X – Concentração de microrganismos no tanque de arejamento ( $kg/m^3$ );

$Q_e$  – Caudal do efluente ( $m^3$ );

$X_e$  – Concentração de microrganismos no efluente ( $kg/m^3$ );

$Q_w$  – Caudal de purga de lamas ( $m^3/dia$ );

$X_w$  – Concentração de microrganismos na purga de lamas ( $kg/m^3$ ).

A revisão da literatura menciona que a etapa do tratamento secundário, em particular o processo de arejamento, é a responsável pela maior quantidade de energia gasta em todo o processo (Jonasson, 2007; Longo *et al.*, 2016). Relativamente à etapa de arejamento procurou-se perceber duas vertentes: o consumo energético associado a esta etapa e ainda a determinação da potência a que estes equipamentos operam, em média, em relação à potência máxima que podem debitar. Este último aspecto serve para determinar se estes equipamentos operam entre 65% e 100% da sua capacidade, valores recomendados pela (NYSERDA, 2010) para minimizar desperdícios de energia.

De modo a determinar a potência a que os arejadores operam, em média, em relação à potência máxima, começou-se por calcular a energia que seria gasta pelos arejadores e agitadores caso estes operassem sempre com a potência máxima. Para tal utilizou-se o número de horas de funcionamento mensais destes equipamentos e as respetivas potências nominais aparentes. As horas de funcionamento destes dispositivos são automaticamente registadas pelo sistema de controlo da ETAR, diariamente, de forma acumulada e guardadas num documento de texto que é gerado no sistema. A potência nominal foi obtida realizando uma visita à instalação e recolhendo informações a partir das chapas que caracterizam cada equipamento. Este primeiro método foi usado para estimar a energia consumida entre o período de Janeiro de 2014 e Dezembro de 2016. De modo a poder determinar a que potência os equipamentos operam, em média, era necessário conhecer o seu consumo energético real. Foram assim disponibilizados dados relativos a leituras parciais dos consumos energéticos da ETAR de Santa Cita. A partir destas leituras foi possível conhecer o consumo real atribuído a quatro etapas que constituem o processo de tratamento, entre estas a etapa de arejamento. Além desta etapa, as leituras parciais registaram ainda o consumo energético atribuído à obra de entrada, recirculação de lamas e desidratação de lamas. Este método forneceu o consumo de energia real entre os meses de Março de 2015 e Junho de 2016.

As quatro etapas do processo incluem o consumo energético dos seguintes equipamentos:

1. A obra de entrada (OE) – inclui as bombas de elevação do afluente bruto que chega à ETAR, os equipamentos da obra de entrada (tratamento preliminar) e os equipamentos da desodorização (ventiladores, bombas de recirculação das torres e bombas doseadoras);
2. O arejamento – inclui os arejadores e agitadores;
3. A recirculação de lamas – inclui as bombas de recirculação de lamas secundárias e de extração de lamas em excesso;
4. A desidratação de lamas – inclui todos os equipamentos associados à desidratação de lamas.

Procedeu-se ainda ao tratamento de informação relativa à distribuição do consumo de eletricidade da ETAR nos vários horários que compõem o tarifário em vigor (vazio, super vazio, ponta e cheia).

### 3.2.3 Indicadores de desempenho energético

Apresenta-se na Tabela 3.1 os indicadores escolhidos para verificar a eficiência energética da ETAR de Santa Cita.

Tabela 3.1 - Indicadores usados para avaliação da situação energética atual da ETAR

Indicador	Fórmula de cálculo
$I_1$ - Consumo específico de energia elétrica (kWh/m <sup>3</sup> )	$I_1 = \frac{E}{V_{AR}}$ <p><math>E</math> – Energia elétrica anual consumida no tratamento global da ETAR (kWh);  <math>V_{AR}</math> – Volume anual de água residual tratada (m<sup>3</sup>).</p>
$I_2$ – Consumo específico de energia elétrica por população equivalente (kWh/(PE.ano))	$I_2 = \frac{E}{PE}$ <p><math>E</math> – Energia elétrica anual consumida no tratamento global da ETAR (kWh);  <math>PE</math> – População equivalente (PE/ano)</p>
$I_3$ – Consumo específico de energia elétrica (kWh/kg CQO removido)	$I_3 = \frac{E}{CQO}$ <p><math>E</math> – Energia elétrica anual consumida no tratamento global da ETAR (kWh);  <math>CQO</math> - Quantidade em kg de CQO removido do efluente (kg).</p>
$I_4$ – Adequabilidade da capacidade da ETAR (%)	$I_4 = \frac{CA}{CD} \times 100$ <p><math>CA</math> – Capacidade de utilização atual da ETAR (m<sup>3</sup>/dia);  <math>CD</math> - Capacidade para que a ETAR foi dimensionada (m<sup>3</sup>/dia).</p>

A principal razão que determinou a escolha dos indicadores usados decorreu sobretudo da disponibilidade de dados. Eram conhecidos vários outros indicadores que forneciam um nível de detalhe muito superior relativamente ao consumo de cada processo de tratamento, no entanto não existiam dados para o seu cálculo nem a possibilidade da sua aquisição. De modo a estimar a população equivalente (PE), parâmetro usado para o cálculo do indicador  $I_2$ , utilizou-se a carga mensal de CBO<sub>5</sub> à entrada da ETAR e uma capitação de CBO<sub>5</sub> de 60 g/hab.dia.

Fazendo a divisão entre a carga à entrada e a capitação considerada obtém-se o equivalente populacional para um determinado mês. A PE utilizada para o cálculo do indicador é o valor da média dos vários meses. Para este cálculo procedeu-se novamente à remoção dos mesmos valores atípicos que já tinham sido anteriormente considerados, uma vez que a sua introdução na média iria provocar uma variabilidade maior relativamente ao valor médio.

É sabido que o sobredimensionamento de uma ETAR pode provocar elevados consumos de energia. Deste modo optou-se por incluir um indicador que calculasse este aspecto, o indicador  $I_4$ . De acordo com Reis (2016) citado por (Silva, 2016), uma capacidade adequada significa que a estação opera mais do que 60% do tempo com uma utilização entre 70-95% da capacidade máxima. Assim, no caso de uma capacidade de utilização inferior a 50% o desempenho é considerado insatisfatório de acordo com a mesma metodologia.

### **3.3 Avaliação da situação de referência**

#### **3.3.1 Descrição geral da ETAR**

A ETAR de Santa Cita situa-se no município de Tomar, próxima à localidade de Santa Cita pertencente à freguesia de Asseiceira, estando em operação desde o ano 2006.

Foi construída com o objetivo de substituir a anterior ETAR de Santa Cita, que tratava principalmente efluentes industriais e encontrava-se no limite da sua capacidade, e ainda receber o efluente tributário à ETAR de Tomar, que estava também na altura a funcionar no limite da sua capacidade, quer em termos de caudal afluente, quer em termos de carga afluente.

Foi dimensionada para tratar um caudal de 8663 m<sup>3</sup>/dia e 79.832 habitantes equivalentes no ano 2020 (ano HP). Dois emissários gravíticos e três condutas elevatórias afluem a esta estação de tratamento. O meio recetor da água residual tratada é a ribeira da Bezelga, a cerca de 500 m da confluência com o rio Nabão. A ETAR funciona num processo de biomassa em suspensão em arejamento prolongado na variante vala de oxidação, sendo que a fase sólida compreende as etapas de espessamento gravítico e desidratação por centrifugação de alto rendimento. Além da fase líquida e sólida existe ainda a fase gasosa responsável pelo tratamento dos gases nocivos produzidos na obra de entrada (HIDROPROJECTO, 2003). Apresenta-se de seguida um breve resumo dos processos que compõem a linha de tratamento da presente ETAR.

### 3.3.2 Linha de tratamento

## **Fase líquida**

### **Tratamento preliminar**

A maioria do caudal afluente à ETAR de Santa Cita chega por bombagem através de três sistemas elevatórios sendo encaminhado até à câmara de entrada, a partir da qual se escoam por gravidade para os dois canais de gradagem. Cada canal está equipado com uma grelha automática com malha de 6 mm à qual se encontra associado um parafuso transportador e compactador de sólidos.

De seguida ocorre a remoção de areias, óleos e gorduras. Foram dimensionados dois tanques de secção retangular equipados com ponte raspadora de fundo e superfície, incluindo ainda a introdução de ar de modo a aumentar a eficiência na remoção de flutuantes. As pontes raspadoras do sistema possuem um movimento de translação e elevação. As areias acumuladas nas tremonhas do fundo dos tanques são bombadas para o lavador de areias. Os flutuantes (óleos, gorduras e escumas) removidos à superfície dos tanques são elevados para o separador de flutuantes.

Após tratamento preliminar o efluente é recolhido e encaminhado pelo distribuidor de caudal para as valas de oxidação.

### **Tratamento secundário**

A oxidação biológica da matéria orgânica e da amónia e a redução dos nitratos (etapas de nitrificação e desnitrificação) têm lugar em dois reatores em paralelo através de um processo de biomassa em suspensão, em regime de baixa carga e na variante vala de oxidação. Estes reatores estão equipados com arejadores de eixo horizontal, agitadores de fluxo, descarregador regulável e analisadores.

O arejamento da massa líquida é ajustado em função das características do caudal afluente, através da maior, ou menor, imersão dos arejadores e, ou da paragem de algum dos equipamentos de arejamento. Cada vala de oxidação é equipada por 5 arejadores de superfície, 4 agitadores submersíveis, 3 sondas de oxigénio e 3 sondas de redox.

A última etapa do tratamento secundário é efetuada por dois decantadores secundários, de planta circular, ambos com 27 m de diâmetro. Possuem alimentação central e estão equipados com ponte raspadora de fundo para lamas secundárias e de superfície para remoção de escumas.

De modo a ser possível a reutilização da água residual tratada existe ainda um sistema de filtração em filtro de malha de aço inoxidável, autolavável e desinfecção por radiação ultravioleta tubular. Este sistema tem por objetivo elevar a qualidade da água de modo a ser possível o seu uso como água de serviço (lavagens e, ou rega).

## **Fase sólida**

Tal como mencionado anteriormente, as areias removidas nos tanques de remoção de areias, óleos e gorduras são elevadas para o lavador de areias sendo posteriormente recolhidas em contentor e enviadas para aterro. Os óleos e gorduras removidos neste órgão e ainda as escumas provenientes dos decantadores secundários são concentrados num separador de flutuantes sendo posteriormente recolhidas em contentor e enviadas para destino final.

As lamas secundárias em excesso no sistema são extraídas dos decantadores secundários e elevadas, através do poço de bombagem de lamas secundárias, para um espessador gravítico de planta circular, equipado com ponte espessadora. Após esta etapa as lamas, já espessadas, são encaminhadas para a etapa de desidratação mecânica, efetuada através de duas centrífugas. O sistema previsto permite a operação de uma ou duas centrífugas em simultâneo. Das centrífugas, as lamas desidratadas são encaminhadas para uma tremonha de alimentação da bomba de elevação das lamas desidratadas ao silo de armazenamento.

## **Fase gasosa**

O ar contaminado, proveniente de vários locais, é submetido a uma lavagem química em duas torres em série.

### **3.3.3 Situação de referência**

Um dos primeiros aspetos que se deve analisar numa análise de eficiência energética a uma ETAR são as condições de afluência que se verificam, comparando posteriormente com as condições para as quais a ETAR foi dimensionada. Este primeiro passo permite obter uma ideia acerca da adequação da ETAR relativamente às condições atuais. Tal como mencionado na revisão da literatura, uma ETAR sobredimensionada irá possuir um gasto energético acima do que seria esperado. Já uma ETAR subdimensionada poderá ter problemas ao nível do cumprimento dos requisitos de descarga, uma vez que se encontra dimensionada para tratar uma carga poluente inferior à que realmente chega.

Deste modo apresenta-se de seguida, na Tabela 3.2, o caudal médio tratado bem como a carga média removida para os principais poluentes que constituem o caudal afluente, para o período compreendido entre Janeiro do ano 2014 e Junho do ano 2017. Além disso apresenta-se ainda, para os mesmos parâmetros, os valores que seriam esperados obter para o ano 2020 (ano mais próximo para comparação), registados na memória descritiva da ETAR.

Tabela 3.2 - Contribuição média quantitativa e qualitativa durante o período 2014-2017

Parâmetro	Unidade	Contribuição total		Decréscimo entre real e previsto (%)
		Período 2014-2017 (real)	Ano 2020 (previsto)	
Caudal médio	m <sup>3</sup> /dia	4 972	8 663	43
Carga de SST	kg SST/dia	2 531	5 264	52
Carga de CBO5	kg CBO <sub>5</sub> /dia	2 435	5 180	53
Carga de CQO	kg CQO/dia	4 316	9 302	54
Carga de Ntotal	kg Ntotal/dia	489	825	41

Analisando os valores acima calculados é possível observar que as contribuições médias anuais do período em questão estão aquém do que se encontrava estimado para o ano 2020 (ano de horizonte de projeto e considerado o mais adequado para realizar comparações com as atuais condições).

É possível observar que o caudal médio diário tratado correspondeu a aproximadamente 57% do valor para o qual a ETAR foi dimensionada. Relativamente às várias cargas poluentes registou-se um decréscimo médio em relação ao previsto de 50%. Através destes resultados conclui-se desde já que a ETAR apresenta um grau de sobredimensionamento considerável que conduz desde logo a uma diminuição na eficiência global do processo de tratamento (sendo a principal causa o sobredimensionamento dos vários equipamentos que constituem a instalação).

Procedeu-se ainda ao cálculo do caudal médio diário e cargas médias removidas para os períodos húmido (em que se considerou os meses de Novembro a Fevereiro) e seco (em que se considerou os meses de Junho a Setembro), assim como as concentrações médias dos vários poluentes para os dois períodos mencionados acima. Apresenta-se esses resultados nas Tabelas 3.3 e 3.4, que se apresentam de seguida.

Tabela 3.3 - Contribuição média quantitativa e qualitativa para os meses de Verão e Inverno durante o período 2014-2017

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor médio – meses de Verão</b>	<b>Valor médio – meses de Inverno</b>
Caudal médio diário	(m <sup>3</sup> /dia)	3 604	5 102
Carência Química de Oxigénio (CQO)	kg/dia	3 967	5 121
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO)	kg/dia	1 777	2 648
Sólidos Suspensos Totais (SST)	kg/dia	1 872	2 629
Azoto total	kg/dia	454	503
Fósforo Total	kg/dia	25	11

É possível concluir que, para o período analisado, a carga removida é, em geral, maior nos meses de Inverno. Tal deve-se essencialmente ao maior caudal médio diário que chega à ETAR neste período, uma vez que, em média, as concentrações dos vários poluentes são menores durante os meses de Inverno (com a excepção da CBO). Tal pode ser observado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Concentrações médias dos principais poluentes para os meses de Verão e Inverno durante o período 2014-2017

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor médio – meses de Verão</b>	<b>Valor médio – meses de Inverno</b>
Carência Química de Oxigénio (CQO)	mg/l	1069	878
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO)	mg/l	476	536
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/l	516	480
Azoto total	mg/l	127	93
Fósforo total	mg/l	7	2

As maiores concentrações, à excepção do parâmetro CBO, são registadas durante os meses de Verão. Tal poderá ser explicado pelos menores caudais que se registam neste período que acabam por contribuir para a presença de maiores concentrações dos vários poluentes uma vez que a diluição é menos intensa. Apresenta-se de seguida a variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo dos anos 2014, 2015, 2016 e primeiros cinco meses de 2017, nas Figuras 3.2, 3.3, 3.4 e 3.5, respetivamente.

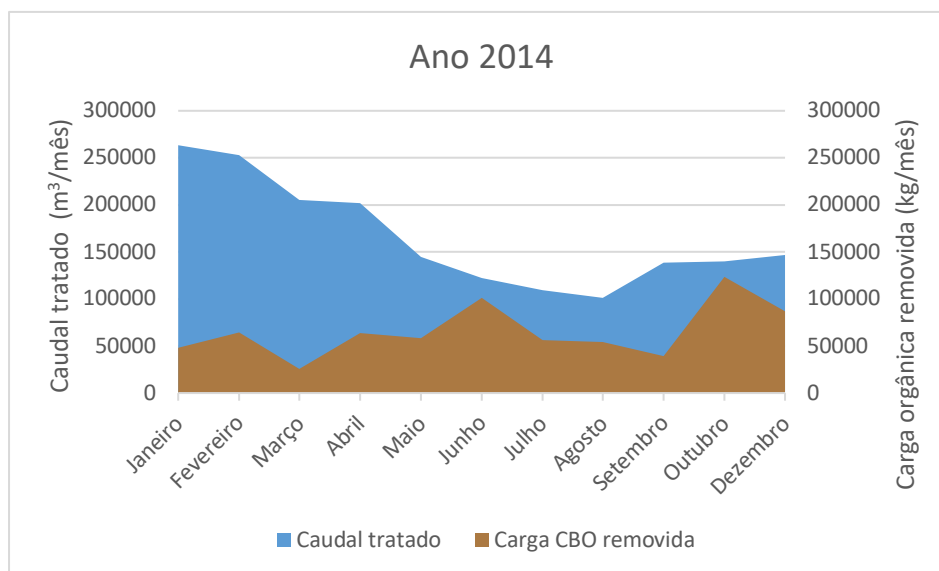


Figura 3.2 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo do ano 2014

Analisando a Figura 3.2 observa-se que o início do ano começa com um elevado caudal tratado no mês de Janeiro (o maior registado nos quatro anos em análise) e vai diminuindo ao longo do ano, registando a maior baixa nos meses de verão, particularmente no mês de Agosto. A carga de CBO removida mostra-se relativamente baixa no início do ano, variando ao longo do mesmo sendo registado um valor máximo no mês de Outubro (isto deve-se sobretudo a uma maior concentração de CBO<sub>5</sub> registada, uma vez que o caudal tratado neste mês não é particularmente elevado para representar uma contribuição significativa na carga removida).

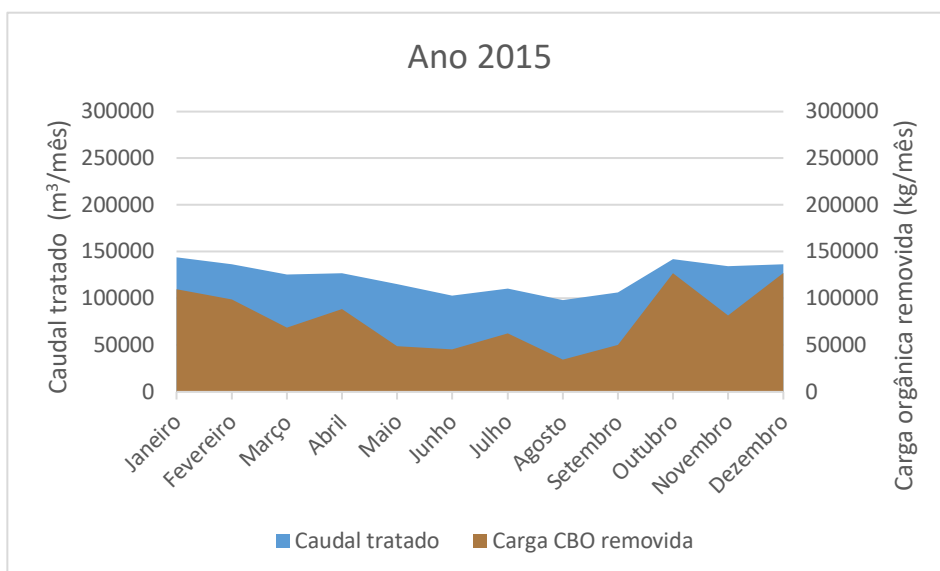


Figura 3.3 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo do ano 2015

No ano 2015 regista-se uma menor variação anual no caudal tratado não ultrapassando os 150.000 metros cúbicos mensais. Os valores mais elevados são registados nos meses de Outono e Inverno. A carga orgânica removida varia proporcionalmente ao caudal tratado registando-se o maior valor no mês de Dezembro.

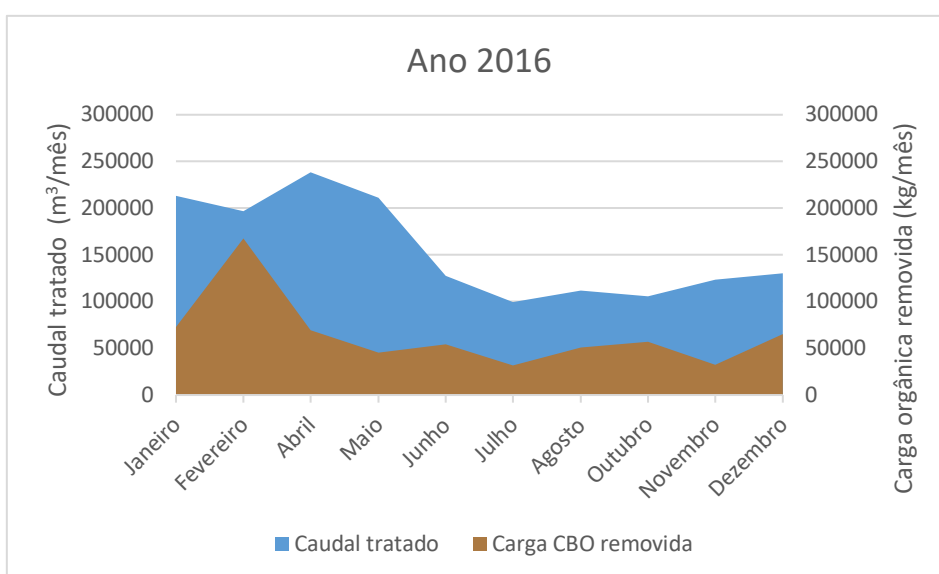


Figura 3.4 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo do ano 2016

O ano 2016 apresenta um maior caudal tratado nos primeiros cinco meses do ano seguindo-se um decréscimo acentuado nos restantes meses. Relativamente à remoção de carga orgânica observou-se um pico máximo no mês de Fevereiro seguindo-se uma diminuição acentuada que se manteve relativamente constante durante os restantes meses do ano.

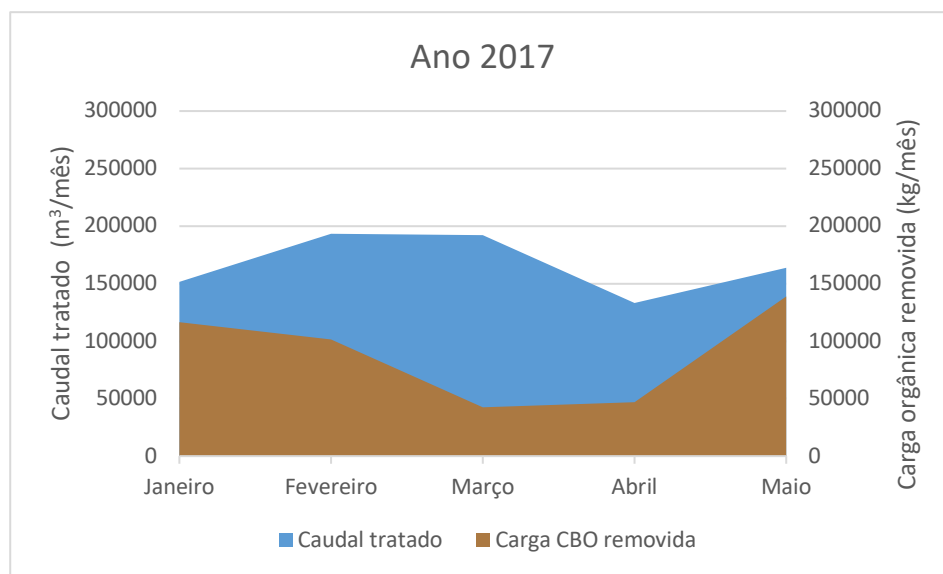


Figura 3.5 - Variação do caudal tratado e carga de CBO removida ao longo dos primeiros cinco meses do ano 2017

Por último, o ano 2017 registou um caudal tratado que obteve os valores mais elevados nos meses de Fevereiro e Março sendo que a carga orgânica removida atingiu o seu pico máximo no mês de Maio.

Fazendo uma análise geral dos dados relativos ao caudal tratado conclui-se que, de um modo geral, este aumenta nos meses de Inverno. Tal ocorre uma vez que a zona abrangida pela ETAR não está sujeita a elevadas variações sazonais de população durante o ano, em particular no período de Verão. Durante o Inverno, uma vez que as contribuições pluviais aumentam espera-se que o caudal tratado aumente também neste período. Os meses de Novembro do ano 2014 e Março do ano 2016 não se encontram representados uma vez que as análises qualitativas apresentaram concentrações de CBO que se distaciavam significativamente dos restantes valores. Deste modo considerou-se estes meses como sendo *outliers* procedendo-se deste modo à sua remoção.

Embora seja essencial conhecer o consumo energético da ETAR e as respetivas condições de afluência com vista a realizar uma análise de eficiência energética, é ainda útil possuir conhecimento acerca das condições de operação da mesma. Tal permite determinar a maior ou menor adequação do modo de operação às condições médias de afluência que se verificaram.

De modo a conhecer as condições médias de operação da ETAR procedeu-se então à análise de vários parâmetros, sendo estes:

1. Matéria em suspensão (MS);
2. IVL (Índice Volumétrico de Lamas);
3. Carga mássica (F/M);
4. Recirculação de lamas;
5. Idade de lamas.

Apresenta-se de seguida os resultados dos parâmetros acima mencionados. Os períodos representados variam consoante a disponibilidade dos dados existentes. A concentração de sólidos das valas de oxidação 1 e 2 é apresentada nas Tabelas 3.5 e 3.6, respetivamente.

Tabela 3.5 - Concentração de sólidos suspensos na vala de oxidação 1 no período 2014-2018

	Matéria em suspensão (kg SST.m <sup>-3</sup> )				
	2014	2015	2016	2017	2018
Janeiro	-	3,66	7,48	-	7,94
Fevereiro	-	4,27	7,41	-	7,49
Março	-	3,94	8,24	5,45	-
Abril	-	3,47	7,38	4,99	-
Maio	-	3,52	6,48	4,35	-
Junho	4,00	3,32	7,22	4,62	-
Julho	3,88	3,36	7,67	3,74	-
Agosto	-	2,86	6,89	5,10	-
Setembro	4,17	3,37	7,14	3,34	-
Outubro	3,81	3,92	3,06	4,49	-
Novembro	3,70	4,59	4,35	3,83	-
Dezembro	4,03	6,97	4,07	5,90	-

Tabela 3.6 - Concentração de sólidos suspensos na vala de oxidação 2 no período 2014-2018

	Matéria em suspensão (kg SST.m <sup>-3</sup> )				
	2014	2015	2016	2017	2018
Janeiro	-	3,54	7,46	-	7,82
Fevereiro	-	4,02	7,39	-	7,50
Março	-	4,07	8,30	5,40	-
Abril	-	3,88	7,41	5,21	-
Maiο	-	3,81	6,50	4,20	-
Junho	3,53	3,34	7,23	4,73	-
Julho	4,55	3,42	7,09	3,97	-
Agosto	-	2,96	7,07	4,55	-
Setembro	-	3,42	7,19	4,01	-
Outubro	4,18	3,95	3,03	4,35	-
Novembro	3,87	4,58	4,43	3,84	-
Dezembro	4,46	7,00	4,09	5,46	-

Os resultados obtidos relativamente à concentração de matéria em suspensão não revelam valores que se possam considerar inadequados ao presente processo de tratamento biológico. A gama de valores de MLSS apropriada para um processo de biomassa em suspensão por arejamento prolongado na variante vala de oxidação pode situar-se entre os 3000 mg/L e 5000 mg/L ou 3000 mg/L e 6000 mg/L, dependendo essencialmente da idade de lamas, carga mássica e carga volúmica que são usadas.

O Índice Volumétrico de Lamas é útil para determinar a possível formação de bactérias filamentosas no reator e a maior ou menor capacidade de sedimentação das lamas no decantador secundário. De modo a perceber se a ETAR em estudo poderá ter sido afetada por algum destes problemas, apresenta-se os resultados relativos a este parâmetro na Tabela 3.7 (vala de oxidação 1) e Tabela 3.8 (vala de oxidação 2). Apesar dos resultados serem apresentados em separado (por existirem dados em separado para cada uma das valas) estes apresentam valores muito idênticos entre si.

Deste modo a análise apresentada irá considerar as duas valas como se constituíssem um sistema único.

Tabela 3.7 - Índice volumétrico de lamas (IVL) da vala de oxidação 1 nos anos 2015 e 2016

	Índice Volumétrico de Lamas (IVL) – mL.g <sup>-1</sup>	
	2015	2016
Janeiro	288	133
Fevereiro	276	134
Março	232	120
Abril	239	131
Maio	276	119
Junho	295	97
Julho	289	96
Agosto	296	84
Setembro	276	89
Outubro	245	258
Novembro	219	182
Dezembro	144	183

Dos valores apresentados, 58% destes encontram-se acima do valor máximo recomendado para um sistema de lamas ativadas (150 mL/g). A maioria destes é registada durante o ano 2015 verificando-se uma clara diminuição durante o ano 2016.

Estes valores elevados indicam que as lamas poderão ter sedimentado a um ritmo abaixo do esperado e poderão ter tido maior dificuldade a compactar corretamente. Apesar da remoção de sólidos suspensos poder ser prejudicada pelas razões anteriormente apresentadas, os requisitos de descarga relativos a esse parâmetro foram sempre cumpridos na totalidade do período em estudo. Apresenta-se de seguida a Tabela 3.8 que inclui os valores do IVL da vala de oxidação 2. Tal como mencionado anteriormente, os valores relativos às duas valas são muito idênticos entre si pelo que a análise atrás apresentada é válida para os resultados apresentados de seguida.

Tabela 3.8 - Índice volumétrico de lamas (IVL) da vala de oxidação 2 nos anos 2015 e 2016

	Índice Volumétrico de Lamas (IVL) – mL.g <sup>-1</sup>	
	2015	2016
Janeiro	287	178
Fevereiro	273	134
Março	231	119
Abril	234	131
Maio	270	118
Junho	293	98
Julho	284	99
Agosto	290	87
Setembro	273	91
Outubro	243	265
Novembro	219	179
Dezembro	144	180

Apesar de no ano de 2016 se ter verificado uma descida substancial no IVL médio de cada mês, a maioria dos valores encontrou-se ainda acima dos 100 mL/g recomendados para uma boa sedimentabilidade de lamas.

Tal como se pode verificar nas Figuras 3.6 e 3.7 (apresentadas de seguida), os elevados valores de IVL (particularmente durante o ano 2015) não tiveram impacto no cumprimento dos requisitos de descarga relativos aos sólidos suspensos. Ainda assim, manter este parâmetro controlado dentro da gama de valores recomendada irá aumentar a eficiência de remoção de sólidos no decantador secundário e diminuir os problemas associados à proliferação de bactérias filamentosas no reator biológico.

Um maior controlo do processo, nomeadamente o aumento ou a diminuição do caudal de lamas em excesso poderá assegurar uma correta concentração de microrganismos no sistema que leve a valores de IVL abaixo dos 100 mL/g.

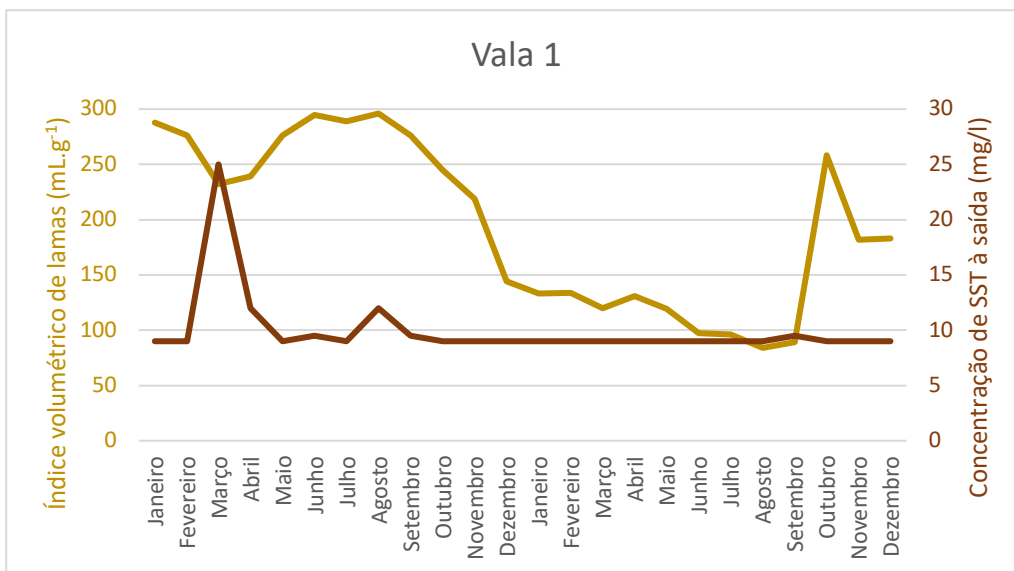


Figura 3.6 - Variação do Índice volumétrico de lamas na vala de oxidação 1 e concentração de SST no efluente

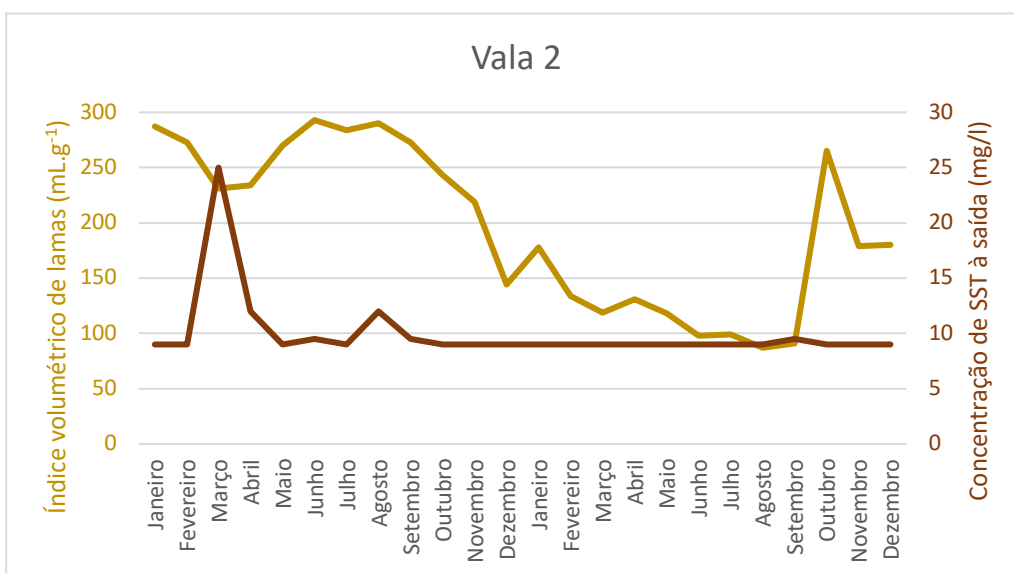


Figura 3.7 - Variação do Índice volumétrico de lamas na vala de oxidação 2 e concentração de SST no efluente

A carga mássica é um dos parâmetros de controlo mais importantes do sistema. Uma carga mássica muito alta ou muito baixa resulta na formação de um floco menos aglomerado que irá ter maior dificuldade em sedimentar quando se encontra no decantador secundário. Numa situação extrema este fenómeno poderá levar ao incumprimento dos requisitos de descarga relativamente à concentração de SST à saída. A Tabela 3.9 apresenta os resultados relativos a este parâmetro entre os meses de Junho do ano 2014 e Junho do ano 2017.

Tabela 3.9 - Variação da carga mássica no período 2014-2017

	<b>Carga mássica (F/M) – kg CBO<sub>5</sub>.kg SSV<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup></b>			
	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>
Janeiro	-	0,06	0,02	-
Fevereiro	-	0,06	0,05	-
Março	-	0,04	0,08	0,02
Abril	-	0,05	0,02	0,02
Maió	-	0,03	0,02	0,07
Junho	0,06	0,03	0,02	0,07
Julho	0,03	0,04	0,01	-
Agosto	-	0,03	0,02	-
Setembro	0,02	0,03	0,05	-
Outubro	0,06	0,07	0,04	-
Novembro	0,14	0,04	0,02	-
Dezembro	0,04	0,04	0,03	-

Analisando os dados acima apresentados, conclui-se que a ETAR opera na maior parte do tempo com uma baixa relação de F/M, mesmo operando na variante de baixa carga. Dos valores apresentados, aproximadamente 49% correspondem a meses em que se registou uma relação F/M abaixo do limite mínimo recomendado para um sistema biológico a funcionar em regime de arejamento prolongado na variante vala de oxidação (0,04 kg CBO<sub>5</sub>.kg SSV<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). Tal deve-se principalmente ao grande volume de reação existente (19540 m<sup>3</sup>) que não está a receber a carga de matéria orgânica diária que era esperada na altura de dimensionamento do sistema (que era aproximadamente o dobro do que chega atualmente).

Apesar de não ser possível controlar a carga orgânica que afluí à ETAR, é possível ter algum controlo na concentração de sólidos que se encontra no reator biológico (isto é, o denominador do parâmetro carga mássica). Tal é possível aumentando ou diminuindo a taxa de recirculação de lamas sedimentadas para o reator biológico. Neste caso, uma vez que praticamente metade dos valores de carga mássica se encontravam relativamente baixos existia a possibilidade de diminuir a recirculação de lamas de modo a conduzir a uma diminuição da concentração de sólidos nas valas de oxidação. Isto iria provocar, para uma carga orgânica afluyente fixa, um aumento da carga mássica. Apesar das implicações descritas acima acerca de baixos valores de carga mássica diminuir a eficiência de sedimentação, no período entre Junho de 2014 e Junho de 2017 não houve qualquer incumprimento na concentração de SST no efluente tratado (concentração de SST inferior a 30 mg/L), como se pode observar na Figura 3.8.

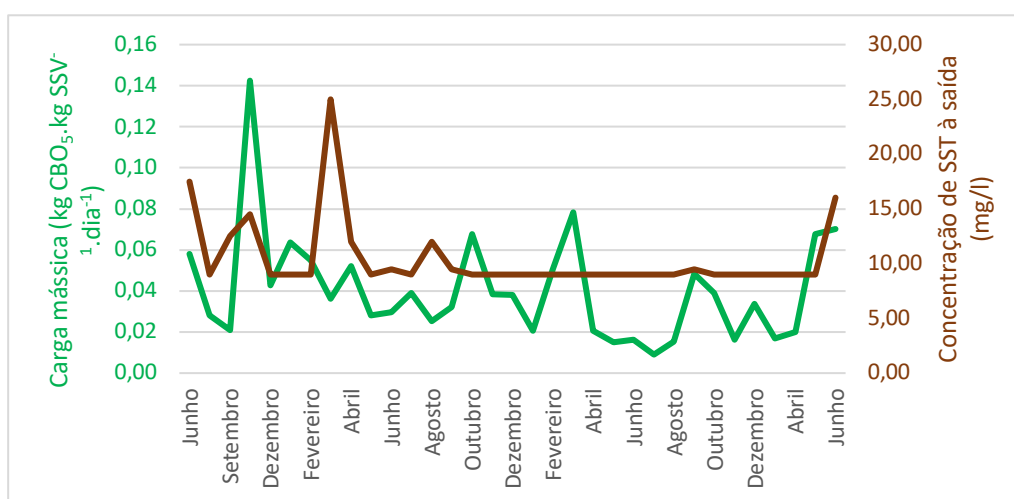


Figura 3.8 - Variação da carga mássica e concentração de SST à saída

É possível observar que a carga mássica oscila consideravelmente durante todo o período em estudo. O valor máximo (0,14) é atingido no mês de Novembro do ano 2014 e o valor mínimo no mês de Julho do ano 2016 (0,01).

A concentração de SST à saída apresenta uma maior oscilação no período compreendido entre Junho de 2014 e Maio de 2015 sendo que no mês de Março de 2015 é atingido o valor mais alto correspondente a 25 mg/l. Relativamente ao período compreendido entre Junho de 2015 e Junho de 2017 a concentração de SST à saída apresenta uma variação muito baixa, registando-se na grande maioria dos meses uma concentração de 9 mg/l com uma concentração máxima de 16 mg/l registada no mês de Junho de 2017.

## Recirculação de lamas

A importância e necessidade da recirculação de lamas já se encontra anteriormente descrita na secção 3.2.2. Deste modo apresenta-se de seguida na Figura 3.9 a relação entre a taxa de recirculação e a carga mássica registadas.

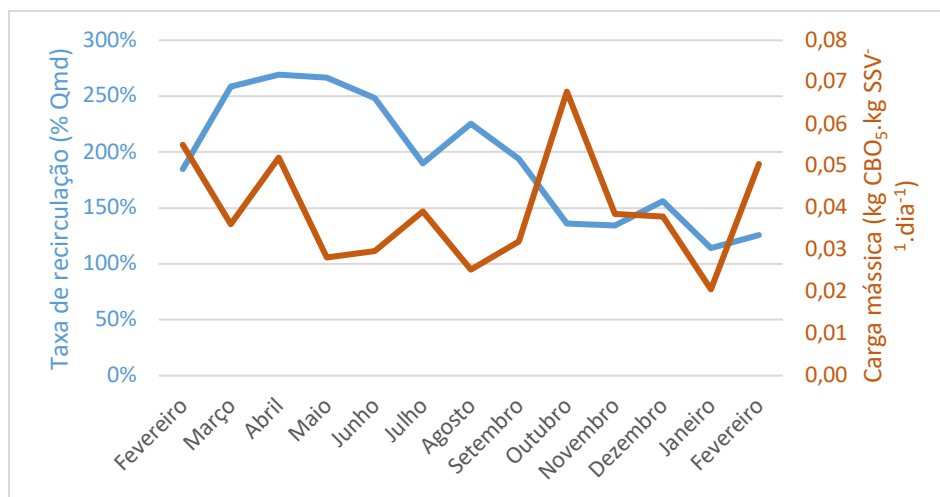


Figura 3.9 - Variação da taxa de recirculação e carga mássica entre os meses de Fevereiro de 2015 e Fevereiro de 2016

Analisando a Figura 3.9 observa-se uma taxa de recirculação alta entre os meses de Fevereiro e Agosto do ano 2015 (média de 235%) observando-se de seguida uma diminuição durante o período compreendido entre Setembro do ano 2015 e Fevereiro do ano 2016. Os valores elevados registados no período anteriormente descrito devem-se provavelmente à concentração de sólidos presente no reator durante esse período, que se encontrava relativamente baixa para um processo de lamas ativadas em regime de arejamento prolongado ( $< 4,0 \text{ kg/m}^3$ ). Deste modo, as elevadas taxas de recirculação registadas tiveram por objectivo aumentar essa concentração de sólidos para valores mais recomendados para o presente processo de tratamento. É ainda de notar que neste período registou-se ainda uma carga mássica particularmente baixa ( $< 0,04$ ), exceptuando-se o mês de Julho. Entre Outubro e Fevereiro registou-se valores de carga expectáveis para o presente processo de tratamento, com a excepção do mês de Janeiro do ano 2016 onde se registou um valor relativamente baixo ( $0,02 \text{ kg CBO}_5 \cdot \text{kg SSV}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ).

## Idade de lamas

Tal como mencionado anteriormente, a idade de lamas constitui um parâmetro essencial no dimensionamento de um sistema de lamas ativadas.

Esta deve ser mantida dentro de uma gama recomendada uma vez que valores abaixo do recomendado irão implicar um crescimento bacteriano com tendência para um crescimento disperso, em vez de floculento (Von Sperling, 2007a). Já uma idade de lamas acima da gama recomendada irá provocar uma baixa disponibilidade de substrato no meio. Isto irá originar uma predominância da ocorrência do processo de respiração endógena provocando uma diminuição da fração biodegradável dos sólidos voláteis. Deste modo, quanto maior a idade de lamas, maior é a fração inerte dos sólidos (devido à digestão aeróbia que ocorre dentro do reator) (Von Sperling, 2007b).

Apresenta-se de seguida a idade de lamas obtida para o sistema na Tabela 3.10.

Tabela 3.10 - Variação da idade de lamas entre 2014 e 2017

	Idade de lamas (dias)			
	2014	2015	2016	2017
Janeiro	-	23	73	-
Fevereiro	-	27	29	-
Março	-	26	19	91
Abril	-	29	74	75
Maio	-	53	101	22
Junho	26	51	92	21
Julho	53	47	168	-
Agosto	-	44	98	-
Setembro	73	126	31	-
Outubro	23	96	38	-
Novembro	10	39	94	-
Dezembro	35	43	44	-

A idade de lamas recomendada para um sistema de lamas ativadas em regime de arejamento prolongado situa-se entre os 15 e os 30 dias.

Analisando a Tabela 3.10 observa-se que para o período em estudo verificou-se que aproximadamente 65% dos valores se encontram acima do limite máximo de 30 dias.

Convém, no entanto, referir que os valores obtidos resultam de uma estimativa, uma vez que para a grande maioria do período em questão não existia dados suficientes que possibilitassem este cálculo (em particular o parâmetro concentração de lamas em excesso). Os únicos meses em que a idade de lamas foi calculada a partir de todos os parâmetros necessários ao seu cálculo são Março, Julho, Agosto, Setembro, Outubro e Dezembro do ano de 2015. A idade de lamas dos restantes meses apresentados calculou-se considerando-se a produção de lamas em excesso como sendo 85% da carga de CBO removida (0,85 kg MS/kg CBO<sub>5</sub> removido), um valor médio para um processo de lamas ativadas em baixa carga. Ainda assim, dado o elevado número de valores altos que foram obtidos, recomenda-se alguma atenção a este parâmetro de controlo do sistema.

### 3.4 Análise de eficiência energética

#### 3.4.1 Consumo energético da etapa de arejamento

Apresenta-se nesta secção os resultados obtidos relativamente ao consumo de energia da etapa de arejamento. A Figura 3.10, apresentada de seguida, representa a variação da contribuição energética que se verificou para a etapa de arejamento no período entre Março de 2015 e Junho de 2016.

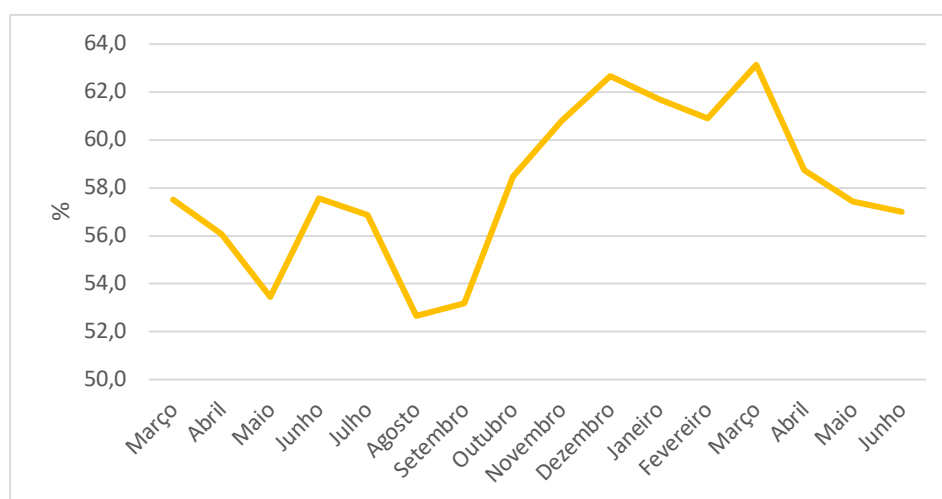


Figura 3.10 - Contribuição percentual da etapa de arejamento no consumo de eletricidade global

Analisando a Figura 3.10 é possível observar que a etapa de arejamento apresenta, de um modo geral, uma maior contribuição nos meses de Inverno. Esta maior contribuição poderá estar associada à maior remoção de carga orgânica que se verifica nesse período, visível nos resultados apresentados na Figura 3.3 e Figura 3.4. O valor mínimo observado foi registado no mês de Agosto de 2015 (52,7%) e o valor máximo observado registou-se no mês de Março de 2016 (63,1%). Para o ano 2015 registou-se uma contribuição média de 56,9% e para o ano 2016 uma contribuição média de 59,8%. Os valores observados encontram-se dentro da gama esperada para um sistema biológico de lamas ativadas (contribuição do arejamento a variar entre 55% e 70%).

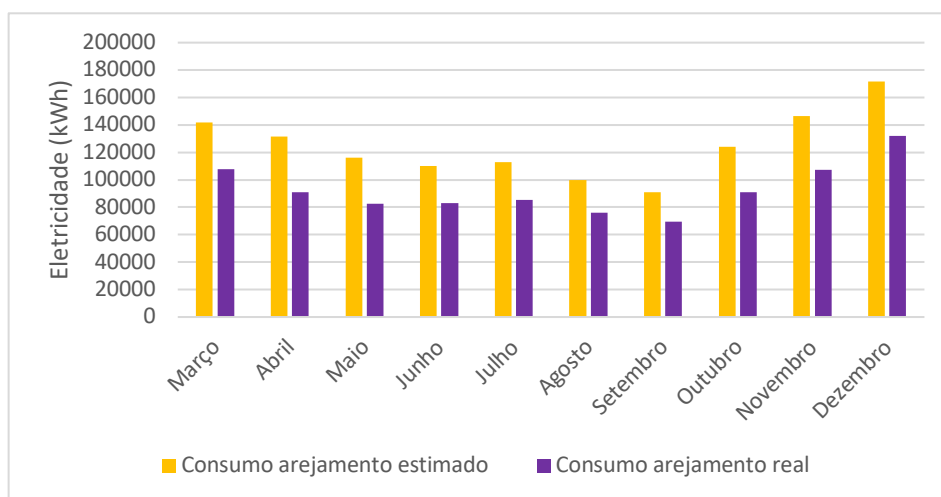


Figura 3.11 - Consumo energético associado à etapa de arejamento - Ano 2015

Analisando a Figura 3.11, observa-se que os maiores consumos são observados nos meses de Outono e Inverno. Estes resultados estão associados ao maior caudal tratado e maior carga orgânica removida nesse período (registado na Figura 3.3).

De modo a conhecer a que capacidade os equipamentos associados à etapa de arejamento estão a funcionar, procedeu-se à determinação da diferença entre a energia real gasta e a energia máxima que os equipamentos poderiam consumir. Deste modo é possível conhecer a que percentagem média os equipamentos operam relativamente à potência máxima para a qual estão dimensionados (Figura 3.12 e Figura 3.14). Os resultados relativos ao ano 2015 são apresentados de seguida na Figura 3.12.

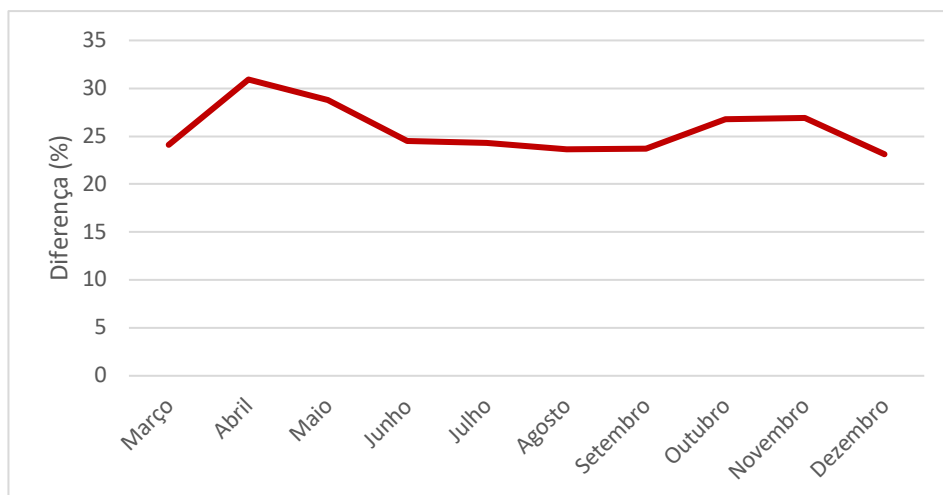


Figura 3.12 - Diferença entre o consumo estimado e real - Ano 2015

Relativamente à diferença entre o consumo energético estimado e real, observa-se que esta oscila entre os 23% e 31%, o que significa que os equipamentos estão a operar entre 69% e 77% da sua potência máxima, com uma média que se situa nos 74%. Relativamente à diferença entre o consumo estimado e real no ano 2015 observa-se que esta não variou significativamente ao longo do ano registando-se a maior diferença no mês de Abril (31%) e a menor no mês de Dezembro (23%).

Apresenta-se nas Figuras 3.13 e 3.14 a continuação dos resultados acima apresentados.

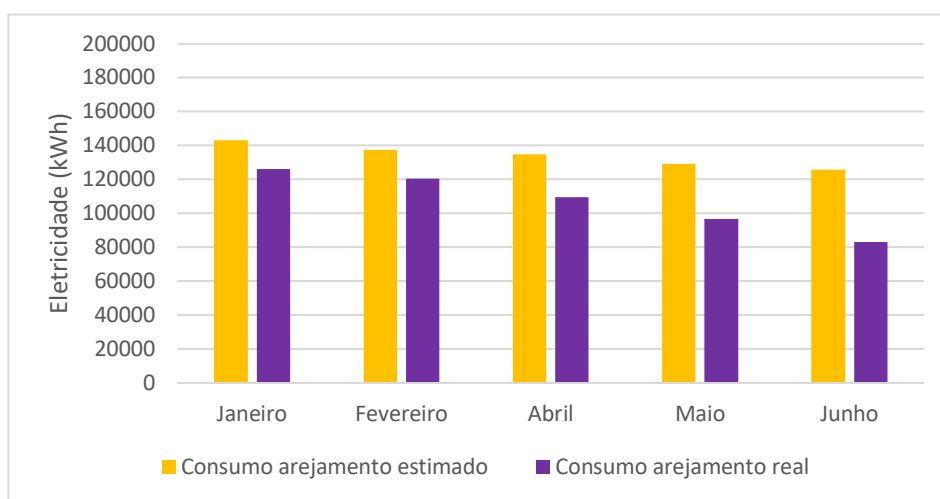


Figura 3.13 - Consumo energético associado à etapa de arejamento - Ano 2016

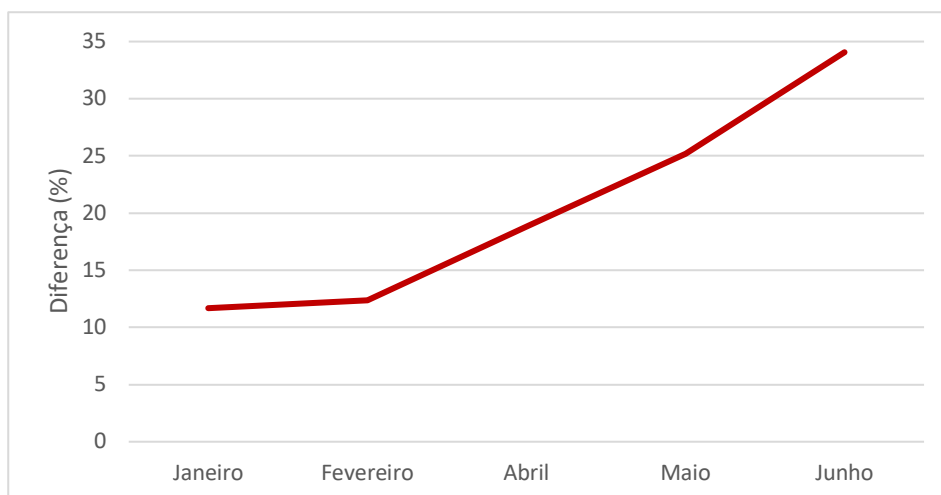


Figura 3.14 - Diferença entre o consumo estimado e real - Ano 2016

Tal como no ano 2015 observa-se um consumo energético que se mostra superior nos meses de Inverno (Janeiro e Fevereiro) que se deve às contribuições quantitativas e qualitativas que se mostraram consideravelmente superiores nesses meses. Relativamente à diferença entre o consumo estimado e real observa-se uma variação mais acentuada ao longo do decorrer dos meses, quando comparando ao ano de 2015. É registado um valor mínimo de 12% nos meses de Janeiro e Fevereiro e um valor máximo de 34% no mês de Junho, o que significa que os equipamentos operaram entre 66% e 88% da sua potência máxima, apresentando uma média que se situa nos 80%. De modo a perceber se o consumo referente ao arejamento é diretamente proporcional à carga orgânica removida optou-se por cruzar a informação relativa a estas duas áreas procurando estabelecer algumas conclusões. O consumo associado ao arejamento é medido em kWh e a carga orgânica removida em kg.

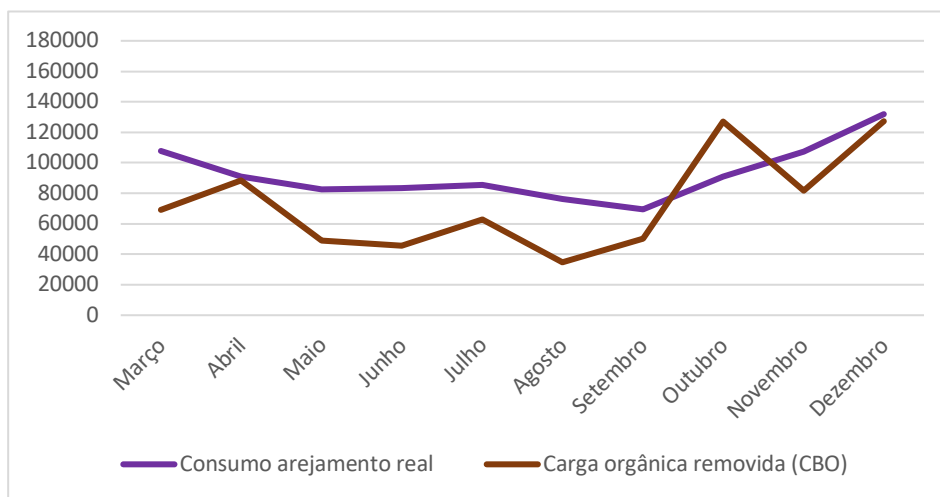


Figura 3.15 - Variação do consumo de eletricidade associado ao arejamento em função da carga orgânica removida - Ano 2015

Analisando a Figura 3.15 observa-se uma relação de proporcionalidade entre as duas variáveis, no entanto apenas são visíveis variações consideráveis no consumo associado ao arejamento quando existe uma variação abrupta na carga orgânica removida. Foi também calculado o consumo específico associado a esta etapa. Observa-se que este parâmetro é inversamente proporcional à carga orgânica removida, isto é, os valores mais baixos são registados nos meses onde se verifica maiores cargas orgânicas removidas. Analisando o gráfico verifica-se ainda uma variação significativa relativamente a este parâmetro, registando-se um valor máximo no mês de Agosto (2,20) e um valor mínimo no mês de Outubro (0,72), meses em que se registou o valor mínimo e máximo de carga orgânica removida, respetivamente. A variação do consumo específico pode ser observada na Figura 3.16, apresentada de seguida.

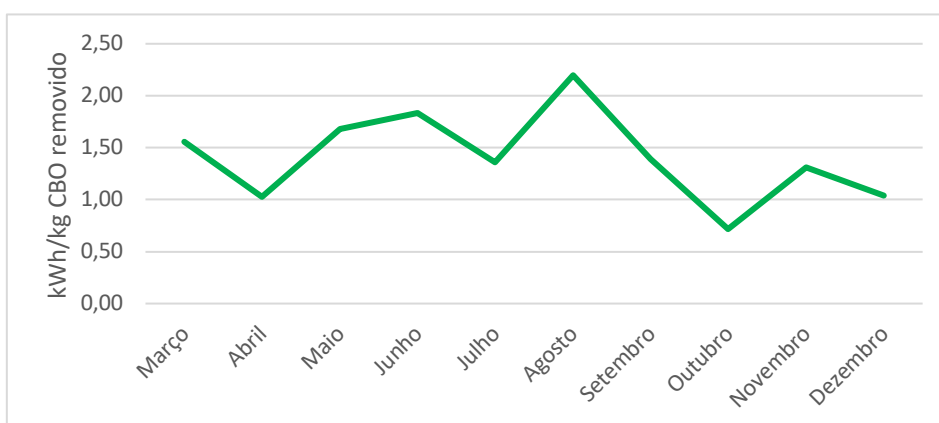


Figura 3.16 - Consumo específico da etapa de arejamento em relação à carga orgânica removida - Ano 2015

Os resultados da análise anterior aplicada ao ano 2016 são apresentados nas Figuras 3.17 e 3.18.

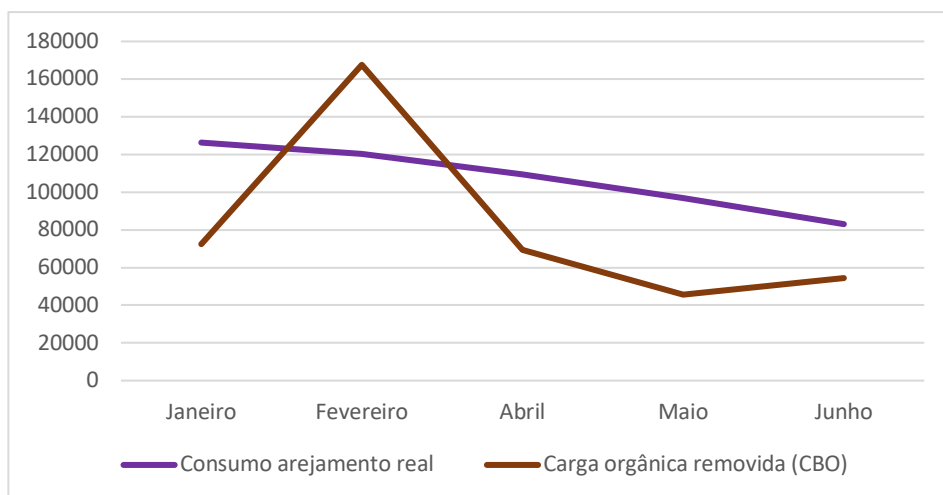


Figura 3.17 - Variação do consumo de eletricidade associado ao arejamento em função da carga orgânica removida - Ano 2016

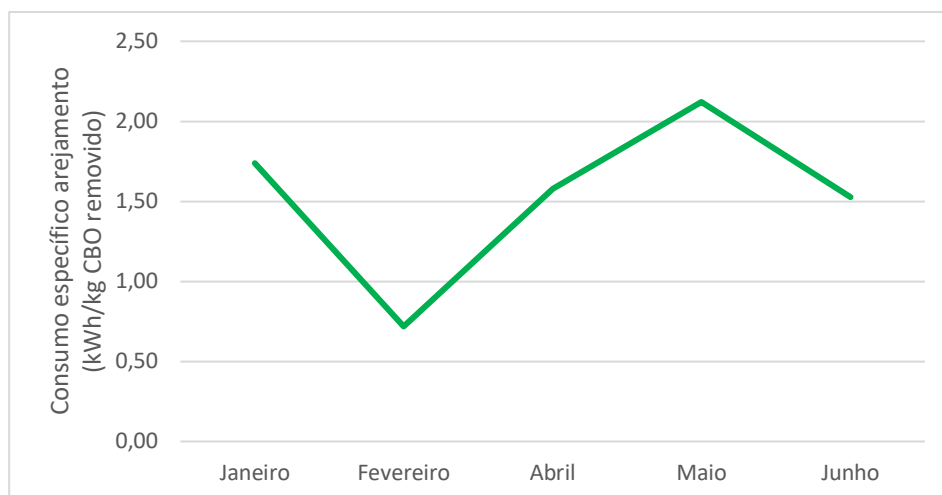


Figura 3.18 - Consumo específico da etapa de arejamento em relação à carga orgânica removida - Ano 2016

É possível observar uma descida no consumo do arejamento ao longo do ano que acompanha uma diminuição, de um modo geral, da carga orgânica removida. Tem-se como exceção o mês de Fevereiro onde se registou um pico na carga orgânica removida não se registando, no entanto, um aumento proporcional no consumo energético.

Tal poderá dever-se ao facto das análises qualitativas de CBO não terem representado corretamente o mês em questão levando a uma estimativa que poderá ter sido consideravelmente superior ao que realmente foi removido.

Relativamente ao consumo específico registado neste período observa-se, mais uma vez, um comportamento inversamente proporcional à carga orgânica removida em que o menor valor é registado no mês de Fevereiro e o maior valor no mês de Maio, correspondendo aos meses em que se registou a remoção de carga orgânica máxima e mínima do período em estudo, respetivamente.

### 3.4.2 Consumo energético das restantes etapas

Sendo o arejamento do licor misto o processo com maior consumo de energia na ETAR, este torna-se o mais importante do ponto de vista de otimização com vista à diminuição da sua contribuição energética. No entanto, sempre que possível, é interessante conhecer o consumo energético das restantes secções do processo e a sua contribuição para o consumo global da instalação.

Estando ciente deste facto a EPAL possui, na ETAR em estudo, quadros elétricos que registam os consumos parciais de vários conjuntos de equipamentos associados a uma dada parte do processo de tratamento. Tendo por base dados registados a partir destes quadros, durante o período de Março do ano 2015 e Junho do ano 2016, procedeu-se ao seu tratamento de modo a extrair conclusões relativas à contribuição das várias etapas constituintes.

Deste modo apresenta-se, nas Figuras 3.19 e 3.20, a distribuição média do consumo energético pelos vários setores da ETAR já anteriormente descritos. Apresenta-se ainda nas Tabelas 3.11 e 3.12 o valor mínimo e o valor máximo registados na contribuição de cada sector para os anos 2015 e 2016, respetivamente. Os resultados relativos ao ano 2015 são compostos pelos resultados sobre o consumo de eletricidade que se registou entre os meses de Março e Dezembro e os resultados de 2016 estão associados ao período correspondente ao primeiro semestre. Importa ainda referir que estas leituras parciais não registam toda a eletricidade que é gasta na ETAR. Observou-se, entre os meses de Março e Setembro de 2015 um acréscimo médio de 7,6% no consumo faturado pela EDP, que variou, nesse período, entre 6 e 13%, ou seja, existem ainda equipamentos cujo seu consumo energético não é contabilizado nestas leituras. Deste modo optou-se por incluir esses equipamentos no sector “outros”.

Tabela 3.11 - Variação registada na contribuição energética de cada sector - Ano 2015

Sector	Valor mínimo	Valor máximo
OE	21,9 %	33,4 %
Arejamento	52,7 %	62,7 %
Recirculação	2,3 %	4,6 %
Desidratação	1,7 %	4,5 %
Outros	6,1 %	9,5 %

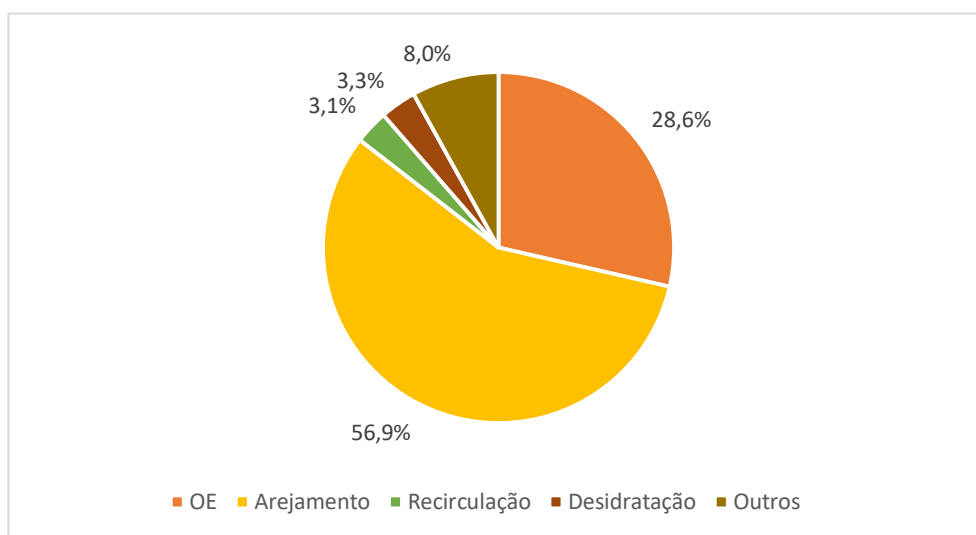


Figura 3.19 - Distribuição do consumo médio de energia por sector - Ano 2015

Tabela 3.12 - Variação registada na contribuição energética de cada sector - Ano 2016

Sector	Valor mínimo	Valor máximo
OE	21,8 %	29,4 %
Arejamento	57,0 %	63,1 %
Recirculação	2,1 %	2,8 %
Desidratação	2,5 %	4,5 %
Outros	7,2 %	9,1 %

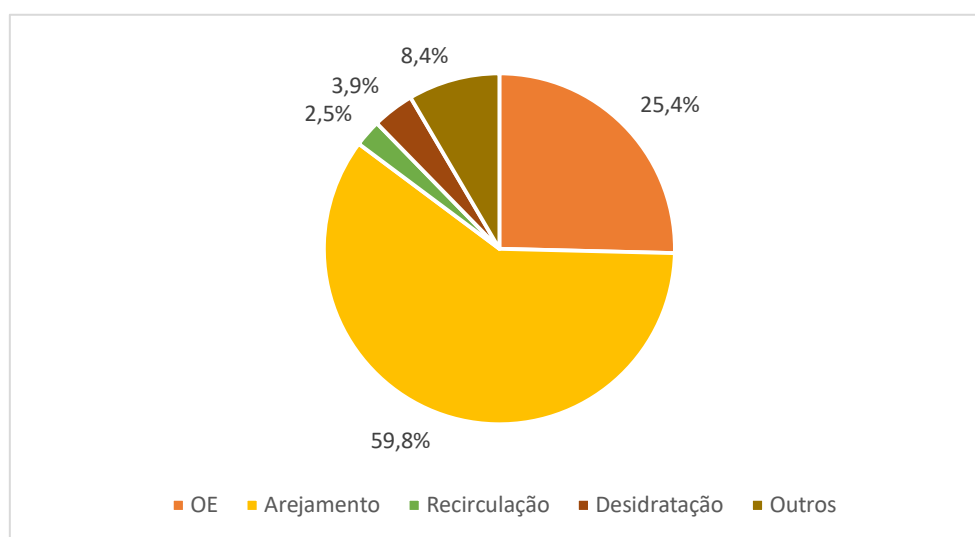


Figura 3.20 - Distribuição do consumo médio de energia por sector - Ano 2016

Analisando os resultados acima apresentados é possível concluir que a etapa de arejamento contabilizou uma contribuição média de 58,4% para o período de estudo considerado. Já no que respeita aos restantes setores da ETAR observa-se que a obra de entrada representa uma contribuição energética média significativa. Tal deve-se principalmente às estações elevatórias que elevam o afluente e à etapa de desodorização, que também está incluída neste setor. A percentagem de energia atribuída à desidratação e recirculação representam uma contribuição relativamente baixa no gasto energético global da ETAR (contribuição média de 3,6% e 2,8%, respetivamente).

### 3.4.3 Consumo energético global

Apresenta-se na Figura 3.21 informação relativa ao consumo de energia em função do caudal tratado. A análise tem por objetivo tentar perceber se o consumo de energia global acompanha diretamente o caudal tratado. O consumo total de energia é apresentado em kWh e o caudal tratado em m<sup>3</sup>. Além disso apresenta-se nas Figuras 3.22 e 3.24 informação relativa ao consumo específico geral dos anos 2015 e 2016, respetivamente.

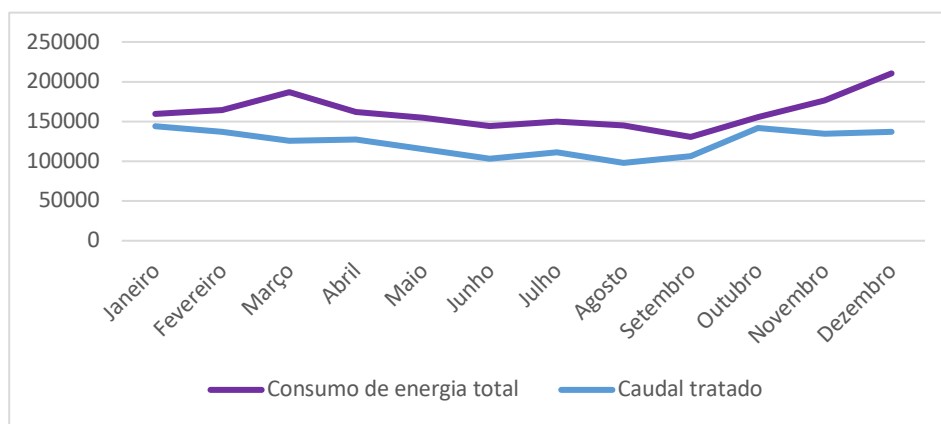


Figura 3.21 - Variação do consumo energético global e caudal tratado - Ano 2015

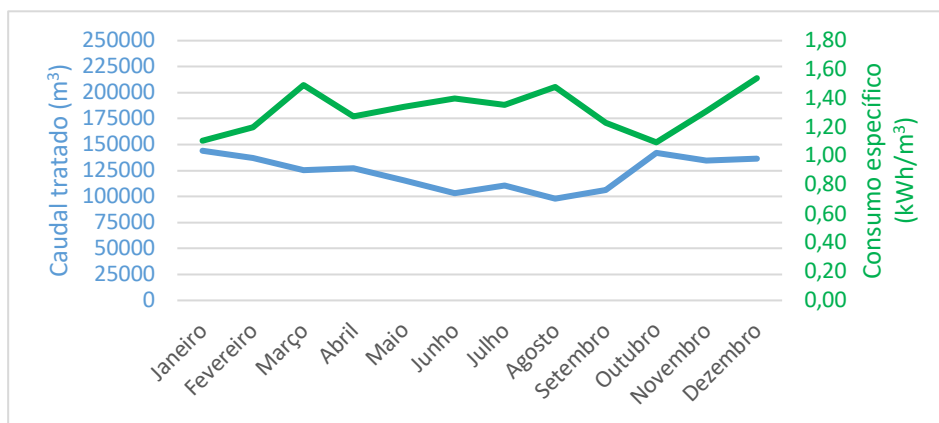


Figura 3.22 - Variação anual do caudal tratado e consumo específico de energia em relação ao mesmo - Ano 2015

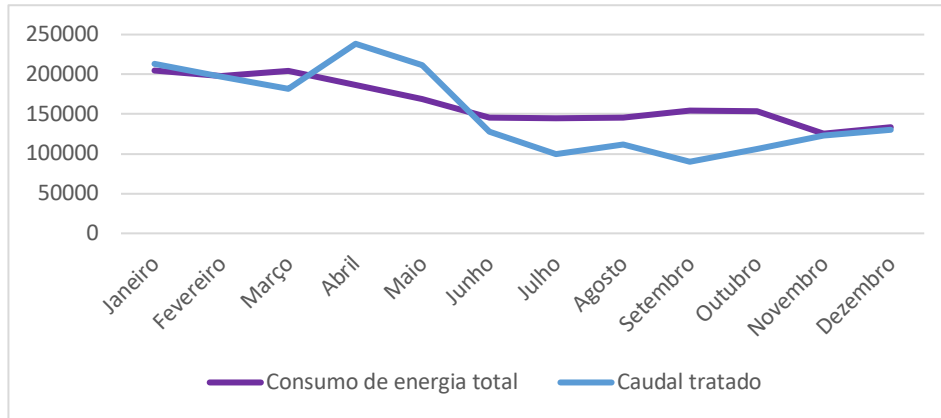


Figura 3.23 - Variação do consumo energético global e caudal tratado - Ano 2016

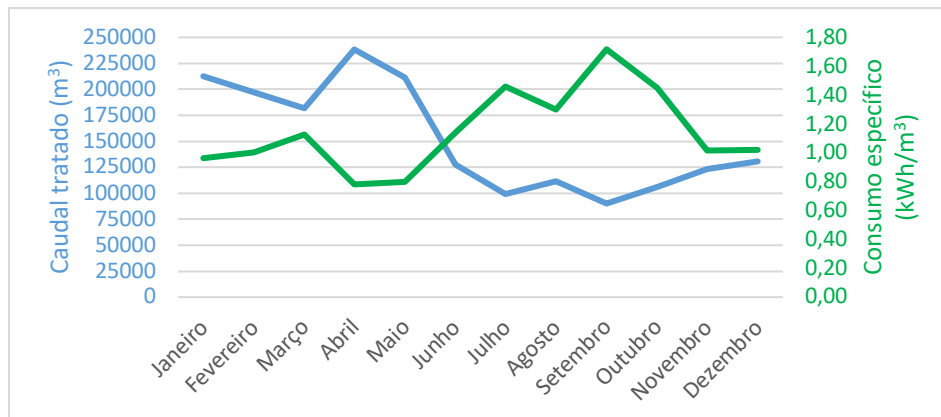


Figura 3.24 - Variação anual do caudal tratado e consumo específico de energia em relação ao mesmo - Ano 2016

Tal como já tinha sido referido na revisão da literatura, o consumo específico é inversamente proporcional ao caudal tratado. Isso é observado quer durante o ano 2015, quer durante o ano 2016. Relativamente ao ano 2015, o valor mais baixo é atingido no mês de Outubro e no ano 2016 é atingido no mês de Abril. Convém ainda referir que o ano 2016 apresentou um consumo específico médio consideravelmente inferior ao do ano 2015, registando-se valores de 1,15 e 1,32, respetivamente. Importa ainda notar que o consumo específico pode variar consideravelmente para caudais idênticos em situações pontuais. Isto é observado por exemplo nos meses de Janeiro e Dezembro do ano 2015 em que existe uma diferença de 5% no caudal tratado, no entanto é registada uma diferença de 28% no consumo específico.

### 3.4.4 Distribuição horária do consumo de eletricidade

A ETAR de Santa Cita apresenta um tarifário elétrico com uma estrutura tetra-horária, isto é, existem horas de ponta, de cheia, de vazio e super vazio. O preço da eletricidade segue, por ordem decrescente, os quatro períodos apresentados anteriormente. Deste modo, é importante conhecer a contribuição de cada um destes períodos no consumo energético da instalação de modo a perceber se os períodos em que a eletricidade é taxada a um preço mais alto estão a representar um contributo acima do esperado. Estes períodos devem ser os primeiros onde se deve visar uma diminuição do consumo energético.

Dada a relevância desta informação, apresenta-se de seguida, nas Figuras 3.25, 3.26 e 3.27, a distribuição horária do consumo de eletricidade dos anos 2014, 2015 e 2016, respetivamente. O ano 2014 inclui a contribuição média do período de Abril a Dezembro, o ano 2015 inclui o período de Janeiro a Dezembro e por último, o ano de 2016 inclui o primeiro semestre do ano.

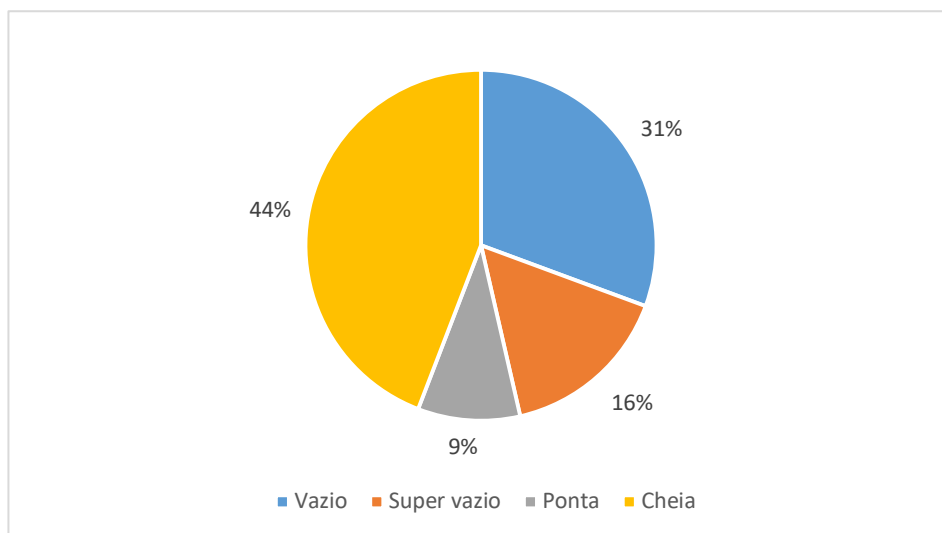


Figura 3.25 - Distribuição do consumo de energia pelos setores que constituem o processo de tratamento da ETAR no ano 2014

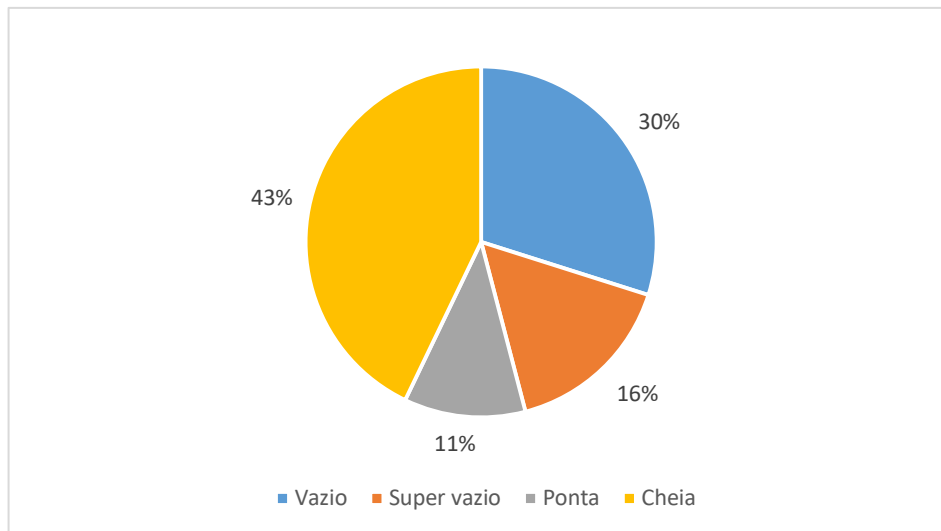


Figura 3.26 - Distribuição do consumo de energia pelos setores que constituem o processo de tratamento da ETAR no ano 2015

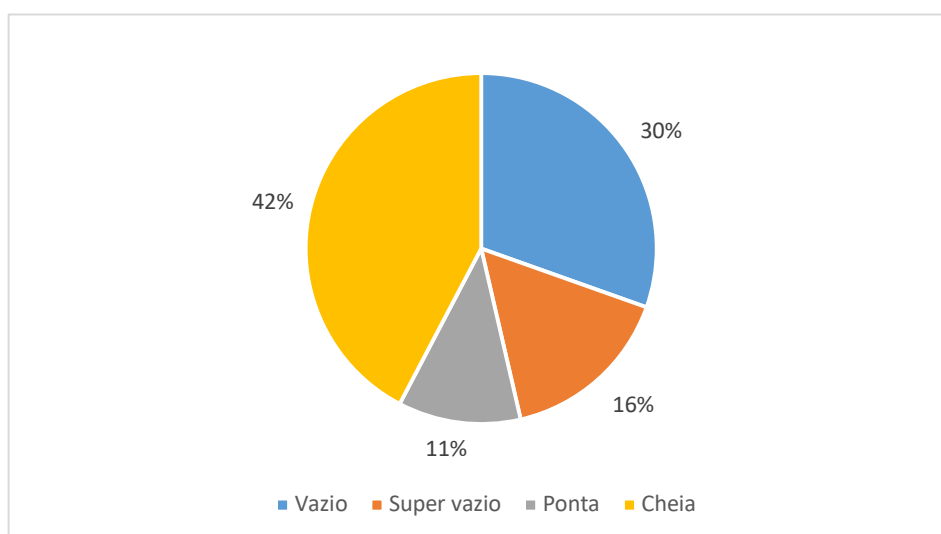


Figura 3.27 - Distribuição do consumo de energia pelos setores que constituem o processo de tratamento da ETAR no ano 2016

Analisando a distribuição do consumo dos 3 anos em estudo observa-se que a energia é maioritariamente usada no período de cheia (43,1%), seguindo-se o período de vazio (30,3%), supervazio (15,9%) e por último ponta (10,6%). Pelos motivos já apresentados, os resultados obtidos podem considerar-se positivos do ponto de vista da distribuição horária. A eletricidade consumida no período de ponta representa aproximadamente 1/10 do consumo global de eletricidade. Embora a percentagem de energia gasta neste período deva ser o mais baixa possível, existirá sempre uma quantidade fixa de energia que terá de ser gasta durante este período uma vez que existem equipamentos que, por razões variadas, têm obrigatoriamente de estar ligados durante esse período horário.

Deste modo, embora se deva minimizar o consumo de energia durante este período, será sempre de esperar uma contribuição base. É de notar ainda que já seria de esperar que o período de cheia correspondesse à maior contribuição uma vez que este apresenta normalmente o maior número de horas num tarifário.

De modo a completar a análise energética à instalação em estudo apresenta-se de seguida, na secção 3.4.5, o cálculo dos vários IDE. Tal será crucial para comparar o desempenho da presente ETAR com outras instalações que apresentem processos de tratamento idênticos obtendo-se deste modo as últimas ilações acerca do seu nível de eficiência energética.

### 3.4.5 Indicadores de desempenho

Tal como descrito na secção 3.2.3, de modo a classificar a instalação do ponto de vista da sua eficiência energética optou-se por usar um conjunto de quatro indicadores usados com regularidade em vários estudos já publicados. Apresenta-se na Tabela 3.13 os resultados obtidos para cada um dos indicadores, para os anos 2015 e 2016.

Tabela 3.13 - Indicadores de desempenho energético para os anos de 2015 e 2016

<b>Indicadores de desempenho</b>	<b>Ano 2015</b>	<b>Ano 2016</b>
<b>I<sub>1</sub></b> – Consumo específico de energia elétrica	1,32	1,15
<b>I<sub>2</sub></b> – Consumo específico de energia elétrica por população equivalente	44,95	45,05
<b>I<sub>3</sub></b> – Consumo específico de energia elétrica (CQO)	1,39	1,30
<b>I<sub>4</sub></b> – Adequabilidade da capacidade da ETAR (%)	47	58

Relativamente ao indicador I<sub>1</sub>, observa-se que o seu valor melhorou entre o ano 2015 e 2016. No entanto, embora tenha ocorrido este aumento de eficiência energética, estes valores continuam relativamente acima dos resultados que se encontram publicados para instalações que operam com valas de oxidação. Por exemplo, no estudo elaborado ao abrigo do projeto ENERWATER, no ano 2015, é apresentado para este indicador um valor médio amostral de 0,58 em que o valor máximo atinge os 0,77.

Deste modo, comparando com o valor máximo registado nesse estudo, regista-se um acréscimo de aproximadamente 28% para o ano 2016 e de aproximadamente 41% para o ano 2015. Outros estudos revelam que no Japão os resultados para o mesmo indicador variam entre 0,43 e 2,07, na Austrália regista-se valores entre 0,5 e 1,0 e na China regista-se uma média amostral de 0,302 (Gu *et al.*, 2017). Na África do Sul registam-se ainda valores que variam entre 0,48 e 1,03 (Wang *et al.*, 2016). A nível nacional regista-se valores de 0,78 para a ETAR de Loulé, que opera através do mesmo processo que a ETAR em estudo. A ETAR de Quinta do Lago, que possui um tratamento biológico de lamas ativadas constituído por valas de oxidação e um tanque de arejamento em média carga com digestão anaeróbia apresenta para o presente indicador um valor de 0,98. Ambas as ETAR mencionadas possuem um caudal anual afluyente que se aproxima ao registado na ETAR de Santa Cita permitindo deste modo uma comparação direta que não é afetada pela diminuição do consumo específico quando se registam maiores caudais afluentes. É sabido que este indicador possui as suas limitações e não é dos mais indicados para realizar comparações diretas dado a existência de várias variáveis que podem deturpar os resultados obtidos (e.g. sistemas combinados *versus* sistemas separativos). Ainda assim, os acréscimos obtidos relativamente aos resultados que se encontram nos vários estudos existentes sugerem que existe espaço para melhoria no campo da diminuição do consumo energético na presente instalação.

Relativamente ao indicador  $I_2$ , é possível observar que houve um aumento no seu valor (diminuição de desempenho) entre o ano 2015 e 2016. Utilizando novamente outros estudos como comparação, o estudo associado ao projeto ENERWATER aponta para este indicador um valor médio de 26,6, sendo que o terceiro quartil apresenta um valor de 38,2 e o valor máximo é de 68,3. Deste modo é possível concluir que a ETAR em estudo apresenta um valor mais alto que o valor médio não apresentando deste modo um bom desempenho relativamente à amostra estudada.

Quanto ao indicador  $I_3$ , é possível observar que ocorreu uma pequena melhoria entre os anos 2015 e 2016. Mais uma vez, recorrendo ao estudo associado ao projeto ENERWATER, conclui-se que os valores obtidos se encontram acima da média obtida (0,58) e, igualmente, acima do terceiro quartil (1,1), encontrando-se, no entanto, abaixo do valor máximo registado (2,55). Deste modo conclui-se que a ETAR em estudo apresenta um desempenho energético inferior à média amostral, relativamente ao consumo específico de energia na remoção de CQO.

Por último, analisando o indicador  $I_4$  conclui-se que, em média, para os dois anos em estudo, a ETAR operou a 53% da sua capacidade máxima, o que indica um grau de sobredimensionamento considerável que leva a uma diminuição da eficiência energética da instalação.

### 3.4.6 Medidas de poupança energética propostas

A análise elaborada nos capítulos anteriores leva a concluir que a ETAR em estudo apresenta oportunidades de melhoria no que respeita ao seu consumo energético. Deste modo sugere-se a aplicação de medidas de poupança energética que possam minimizar o consumo atual de energia apresentando-se de seguida algumas das medidas que poderão ser alvo de um estudo mais pormenorizado com vista à viabilidade da sua implementação.

#### **Medida 1 - Operar com uma vala de oxidação**

Uma vez que se registam condições quantitativas e qualitativas de afluência à ETAR inferiores às que foram estimadas aquando da conceção da mesma, operar com o volume de reação atual associa-se a algumas desvantagens, entre as quais um sistema de arejamento sobredimensionado e uma carga mássica que tem tendência a ser consideravelmente baixa, principalmente em períodos em que a carga orgânica afluente é baixa. Deste modo, a primeira medida de poupança de energia recomendada é uma alteração ao nível do processo de modo a que o tratamento secundário seja realizado apenas com uma vala de oxidação.

As vantagens obtidas com esta alteração estão sobretudo associadas:

1. Ao aumento da adequação do sistema de arejamento às necessidades de oxigénio que se verificam atualmente;
2. A menor probabilidade de manutenção exigida (devido ao menor número de equipamentos ativos)
3. Um aumento da eficiência global do processo de tratamento (devido ao menor desperdício de energia).

A principal desvantagem associada a esta medida passa sobretudo pela diminuição do caudal máximo tratado que a ETAR pode receber (devido à diminuição do volume de reação). No entanto, tendo em conta as condições médias de afluência presentes nos últimos anos, não irá haver problemas relativamente a este ponto.

De modo a verificar a possibilidade de implementação desta medida devem ser simuladas as condições de funcionamento do sistema a operar deste modo, nomeadamente as condições de operação relativamente à carga mássica e idade de lamas e ainda o cumprimento das necessidades de arejamento. Deste modo apresenta-se, no sub-capítulo 3.4.6.1, uma breve análise às áreas de operação acima descritas.

## **Medida 2 - Implementação de difusores de oxigénio por bolha fina**

Apesar da elevada robustez e fácil manutenção associada aos arejadores mecânicos de eixo horizontal presentes nas valas de oxidação da ETAR de Santa Cita, existem várias desvantagens associadas a este tipo de equipamentos quando comparados com difusores de oxigénio por bolha fina, sendo as mais importantes:

1. Eficiência de transferência de oxigénio consideravelmente inferior;
2. Maior consumo de energia para atingir o mesmo nível de tratamento (associado à menor eficiência de transferência de oxigénio);
3. Alcance limitado do oxigénio em profundidade dado a transferência ocorrer apenas à superfície;
4. Menor capacidade de homogeneizar o caudal relativamente aos níveis de oxigénio dissolvido;
5. Criação de aerossóis na proximidade do reator, sobretudo no caso de rotores de alta velocidade;

A implementação dos difusores de oxigénio por bolha fina resolve as limitações acima apresentadas. A principal desvantagem associada a estes sistemas está associada sobretudo à dificuldade do processo de manutenção (particularmente quando é necessário o esvaziamento de tanques para limpeza ou substituição destes equipamentos). No entanto, esta desvantagem pode ser minimizada com a implementação de algumas técnicas ao nível da engenharia associada ao seu dimensionamento e colocação no sistema de tratamento para os quais estão a ser dimensionados. A instalação de difusores colocados sobre uma grelha amovível é uma das soluções utilizadas em valas de oxidação. Outra desvantagem é o custo elevado de investimento inicial. No entanto importa referir que a poupança associada a esta medida varia entre os 20% e os 75%. O período de retorno associado ao investimento destes sistemas depende de vários factores, em particular do grau de ineficiência associada ao sistema de arejamento presente quando comparado à eficiência dos arejadores a implementar. São vários os casos de sucesso registados em várias ETAR que operam através de valas de oxidação, tal como Santa Cita.

### **Medida 3 - Analisar equipamentos em fim de ciclo de vida**

Sem um programa de substituição regular uma ETAR pode vir a encontrar-se a operar com um número considerável de motores que se encontram obsoletos, instáveis e ineficientes. Deste modo deve-se proceder à seleção dos motores associados às características acima descritas e proceder à sua substituição por motores mais recentes que operam com uma eficiência superior aos atuais. Este investimento pode ficar rapidamente pago devido à poupança que é conseguida através da menor necessidade de manutenção exigida e ainda devido à menor quantidade de energia que é consumida devido ao maior nível de eficiência.

Analisando os resultados anteriores sobre a contribuição energética dos vários sectores conclui-se que esta medida deve ser aplicada com prioridade aos motores associados à etapa de arejamento e à obra de entrada, uma vez que estes representam as maiores contribuições no consumo total proporcionando assim maiores poupanças energéticas.

#### 3.4.6.1 Verificação das condições de arejamento e operação com uma vala de oxidação a operar

De modo a determinar se uma vala de oxidação consegue cumprir as necessidades de oxigénio que são exigidas em média, procede-se ao cálculo do oxigénio necessário para a remoção de matéria orgânica.

##### Pressupostos tidos em conta para a elaboração desta secção:

- A quantidade média de CBO a remover por dia corresponde à quantidade média de CBO removida nos meses húmidos (Novembro, Dezembro, Janeiro e Fevereiro) do período de tempo usado no caso de estudo (Janeiro de 2014 a Junho de 2017). Foi considerado o período húmido uma vez que a quantidade de CBO removida é superior quando comparada aos meses secos (Junho, Julho, Agosto, Setembro);
- Foi considerado um factor de 1,3 para a degradação da matéria orgânica. Este factor já inclui a respiração endógena inerente ao processo.
- Foi incluído o processo de nitrificação no cálculo das necessidades de oxigénio. Para tal considerou-se a carga média de azoto que aflui à ETAR no período húmido uma vez que esta é superior à que se verifica nos meses secos;
- De modo a calcular a contribuição total de azoto a remover foi necessário calcular a carga de azoto Kjeldahl total presente no efluente tratado. Para tal considerou-se o caudal médio diário verificado nos meses húmidos uma vez que este é superior ao verificado nos meses secos;
- Foi considerado um factor de ponta no consumo de  $O_2$  para nitrificação de 1,5 sendo este igual ao que consta na memória descritiva da ETAR em questão;
- Não sendo conhecida a eficiência de arejamento dos arejadores de eixo horizontal presentes na ETAR em estudo considerou-se um valor de 2,3 kg  $O_2$ /kWh (valor médio referenciado em bibliografia para arejadores de eixo horizontal de várias marcas existentes no mercado). Este valor é vital para estimar a quantidade de energia necessária para cumprir as exigências de oxigénio do processo;

Tabela 3.14 - Necessidades de arejamento para as condições médias atuais de afluência

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Valor</b>
Carga orgânica removida	kg CBO/dia	2590
Necessidade de oxigênio para remoção de matéria orgânica (incluindo respiração endógena)	kg O <sub>2</sub> /dia	3367
Necessidade de oxigênio para remoção de matéria orgânica (incluindo respiração endógena) – em ponta	kg O <sub>2</sub> /h	182
Azoto afluente	kg Nt/dia	503
Azoto assimilado	kg Nt/dia	130
Caudal médio diário	m <sup>3</sup> /dia	5102
Azoto Kjeldahl total no efluente	kg/dia	24
Azoto a ser nitrificado	kg/dia	350
Nitrato a ser desnitrificado	kg/dia	297
Oxigênio necessário para nitrificação	kg O <sub>2</sub> /dia	1609
Oxigênio necessário para nitrificação – em ponta	kg O <sub>2</sub> /h	101
Oxigênio disponibilizado pela desnitrificação	kg O <sub>2</sub> /dia	592
Oxigênio disponibilizado pela desnitrificação – em ponta	kg O <sub>2</sub> /h	37
Necessidades de oxigênio totais	kg O <sub>2</sub> /dia	4384
Necessidades de oxigênio totais – em ponta	kg O <sub>2</sub> /h	246

Tabela 3.15 - Verificação do cumprimento das necessidades de arejamento

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor</b>
Número de valas	un.	1
Número de arejadores	un.	5
Potência de cada arejador	kW	30
Eficiência de arejamento	kg O <sub>2</sub> /kWh	2,3
Necessidades de oxigénio totais	kg O <sub>2</sub> /dia	4384
Necessidades energéticas	kWh/dia	1905
Quantidade de energia máxima produzida pelos arejadores (teoricamente)	kWh/dia	3600
Quantidade de energia máxima produzida pelos arejadores (real) – considerando rendimento de 85%	kWh/dia	3060
Necessidades de oxigénio - ponta	kg O <sub>2</sub> /h	245
Necessidades energéticas - ponta	kWh/h	107
Quantidade de energia máxima produzida pelos arejadores (teoricamente) - ponta	kWh/h	150
Quantidade de energia máxima produzida pelos arejadores (real) – considerando rendimento de 85% - ponta	kWh/h	127,5

As necessidades de arejamento são cumpridas apenas com uma vala de oxidação a operar com 5 arejadores, considerando rendimento de 85%.

Apresenta-se na Tabela 3.16 a verificação das condições de funcionamento do sistema operando com apenas uma vala de oxidação. Foram simulados os principais parâmetros de controlo associados a um sistema de lamas ativadas para as condições médias de afluência dos anos 2015 e 2016.

Tabela 3.16 - Simulação das condições de operação utilizando uma vala de oxidação

	Idade de lamas		Carga mássica (F/M)	
	2015	2016	2015	2016
Janeiro	12	37	0,13	0,04
Fevereiro	14	15	0,11	0,10
Março	13	21	0,07	0,16
Abril	14	14	0,10	0,04
Maio	27	27	0,06	0,03
Junho	25	25	0,06	0,03
Julho	24	19	0,08	0,02
Agosto	22	30	0,05	0,03
Setembro	63	23	0,06	0,10
Outubro	48	11	0,14	0,08
Novembro	19	19	0,08	0,03
Dezembro	22	20	0,08	0,07

Analisando a Tabela 3.16 observa-se que os valores obtidos para os parâmetros idade de lamas e carga mássica estão na sua maioria dentro da gama de valores esperada para um sistema de lamas ativadas a operar em regime de arejamento prolongado (uma idade de lamas que varia entre os 15 e os 36 dias e uma relação F/M que varia entre os 0,04 e 0,15 kg CBO<sub>5</sub>.kg<sup>-1</sup> SSV.dia<sup>-1</sup>). Deste modo conclui-se que, caso as condições médias de afluência dos anos anteriores se mantenham, não existirá problemas ao implementar a medida proposta.

### 3.4.7 Limitações

As conclusões obtidas apresentam as suas limitações devido a várias razões, nomeadamente:

- O processo de extrapolação associado à determinação das condições de afluência introduz um nível de incerteza à análise uma vez que apenas são conhecidas as condições em dois dias por mês e assume-se que os restantes dias são representados por uma média desses dois dias. É sabido que as concentrações podem variar consideravelmente de um dia para o outro (por exemplo devido a contribuições pluviais extremas que aumentam o caudal e diluem a carga poluente). Deste modo, apesar de se ter procedido à remoção de valores considerados *outliers*, reconhece-se as limitações deste tipo de análise;
- Associado ao ponto mencionado acima, não são conhecidos os métodos de cálculo que levaram aos resultados obtidos pelas outras ETAR nem a quantidade de dados (quantitativos e qualitativos) utilizados para a realização dessas análises, apenas se conhece os resultados associados aos vários indicadores. Deste modo não se conhece o nível de incerteza associado aos resultados obtidos para essas instalações, nem as semelhanças e diferenças que existem entre o processo de análise que utilizam e o processo de análise utilizado para o presente caso de estudo;
- Não são conhecidas as características de algumas das ETAR sujeitas aos estudos selecionados. Essas instalações podem estar dimensionadas para populações muito distintas da população equivalente associada ao caso de estudo, podem ter necessidades de remoção de poluentes mais/menos exigentes, e ainda uma maior ou menor adequabilidade de capacidade que a ETAR em estudo. Todos estes fatores introduzem uma variabilidade considerável no consumo de energia pelo que deste modo não seria correto assumir que os valores registados nos vários estudos devem obrigatoriamente ser valores de referência para a presente instalação. Estes valores servem apenas para estabelecer uma comparação de modo a verificar que a ETAR se encontra dentro da gama de consumos esperada para os vários indicadores;

Deste modo, apesar das conclusões estabelecidas continuarem a ser válidas, reconhece-se que existe uma incerteza inerente. Este nível de incerteza poderá diminuir em estudos futuros caso se procure sobretudo trabalhar sobre os pontos anteriormente mencionados.

## **4. Conclusões e recomendações para prosseguimento da investigação**

### **4.1 Conclusões**

O presente estudo levou ao estabelecimento de conclusões importantes que poderão contribuir para a diminuição da dependência energética da presente instalação caso sejam implementadas as devidas medidas.

Relativamente a este ponto concluiu-se que a ETAR se encontra consideravelmente sobredimensionada, com uma capacidade de tratamento que se encontrava preparada para tratar um acréscimo de aproximadamente 50% da carga poluente e caudal que chegam atualmente.

Quanto à remoção de poluentes verifica-se um nível de eficácia elevado. Em particular, a remoção de CBO apresentou uma eficácia média de 96,5%, 98,2% e 97,6% nos anos 2014, 2015 e 2016, respetivamente. Já no que respeita à remoção de SST, verificou-se uma eficácia de 89,3%, 97,2% e 96,7% para os anos 2014, 2015 e 2016, respetivamente.

O arejamento apresentou uma contribuição média de 57% e 60% para os anos 2015 e 2016, respetivamente. Concluiu-se ainda que os equipamentos associados ao arejamento operaram em média a 74% da sua capacidade máxima para o ano 2015 e a 80% para o ano 2016. Relativamente ao consumo específico de energia desta etapa em relação à remoção de carga orgânica registou-se um valor médio de 1,41 para o período correspondente ao ano 2015 e 1,54 para os meses pertencentes ao ano 2016 (sendo que este último foi caracterizado por um período de análise mais curto com apenas metade dos meses do ano 2015). É ainda de destacar que a obra de entrada apresenta uma contribuição no consumo energético global que representa em média 29% no ano 2015 e 25% no ano 2016, existindo deste modo um potencial de poupança de energia significativo nesta etapa.

Verificou-se uma melhoria no desempenho geral da instalação do ano 2015 para o ano 2016, quer no consumo específico de energia relativamente ao caudal tratado quer no consumo específico de energia relativamente à carga de CQO removida. No entanto, os resultados obtidos indicam que a ETAR apresenta um consumo específico de energia superior ao registado na maioria dos estudos consultados, para ambos os indicadores atrás mencionados. Além disso, o indicador que mede a adequabilidade da capacidade da ETAR indica que esta opera aproximadamente a metade da capacidade para a qual foi dimensionada (47% no ano 2015 e 58% no ano 2016), facto que provoca uma diminuição da eficiência geral do ponto de vista energético.

## 4.2 Prosseguimento da investigação

O estudo realizado permite a obtenção de conclusões relativamente aos grandes consumidores de energia da ETAR. No entanto, recomenda-se ainda uma investigação mais detalhada aos restantes consumidores de energia que, embora tenham um contributo energético mais baixo, poderão não estar corretamente otimizados às atuais condições de afluência. Para isto podem, e devem, ser usados os manuais mencionados na secção 2.9, em particular o manual 1 para saber como deve ser conduzido o processo, e os manuais 3 e 4 para a avaliação e implementação de medidas concretas de poupança energética.

Recomenda-se ainda a aplicação de análises de eficiência energética às restantes ETAR pertencentes ao grupo de modo a que se atinja um aumento significativo de eficiência energética no sector nacional de tratamento de água residual. De modo a aumentar a transparência de informação a nível nacional seria ainda útil criar um sistema de registo de desempenho energético anual para as várias instalações que constituem Portugal, um pouco do que acontece em países como a Áustria (em que todos os anos as 950 ETAR existentes são convidadas a disponibilizar os dados relativos ao seu consumo e desempenho energético), caso descrito ao longo da revisão da literatura da presente dissertação. Tal iria contribuir para perceber até que ponto uma instalação poderia melhorar (em relação a outras com características semelhantes com melhor desempenho energético), e ainda para detectar diminuições de desempenho registadas ao longo de vários anos seguidos (que podem significar inadequação da ETAR às condições de afluência presentes ou ainda equipamentos a operar com baixa eficiência que necessitam de substituição). Um histórico de registos mostra-se assim fundamental para estes casos.

Relativamente à produção de energia na ETAR por métodos alternativos recomenda-se o desenvolvimento de estudos sobre o aproveitamento de energia solar, quer para produção de energia elétrica quer para aquecimento de água para consumo. Dado o espaço limitado para a instalação de painéis, esta energia iria ser maioritariamente para o consumo energético dos equipamentos do edifício de exploração. Embora a poupança energética resultante desta implementação não seja significativa do ponto de vista do consumo energético global da instalação, esta destaca-se pela sua relevância ambiental uma vez que uma percentagem do consumo de energia passaria a ser proveniente de uma fonte de energia limpa e sustentável.

## 5. Bibliografia

- AIDA. (2014). *Sistema de Gestão Energética - Guia Prático*. (AIDA, Ed.) (1ª ed.). Aveiro: AIDA
- Alidrisi, H. (2014). *Developing an Input-Oriented Data Envelopment Analysis Model for Wastewater Treatment Plants*. *Life Science Journal* (Vol. 11).
- Baxter, R., Hastings, N., Law, A., & Glass, E. J. . (2008). Energia Fotovoltaica - manual sobre tecnologias, projeto e instalação. *Animal Genetics*, 39(5), 561–563.
- Boavida, S. (2016). *Contributos para a Gestão de Energia em Serviços de Águas*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa.
- Bodík, I., & Kubaska, M. (2013). *Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant*. *Environment Protection Engineering* (Vol. 39). <http://doi.org/10.5277/EPE130202>
- Butler, D., & Davies, J. (2010). *Urban Drainage, Third Edition*. CRC Press. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=8Y0Mj1ZV6rsC>
- Campanelli, M., Foladori, P., & Vaccari, M. (2013). *Consumi elettrici ed efficienza energetica del trattamento delle acque reflue*. Maggioli Editore. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=loyPAgAAQBAJ>
- Carlson, S., & Walburger, A. (2007). *Energy index development for benchmarking water and wastewater utilities*. *TAmerican Water Works Association (AWWA) Research Foundation, CDH Energy Corp., Evansville, Wis.* Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Energy+index+dvelopment+for+benchmarking+water+and+wastewater+utilities#0>
- Clementi, L., & Maruotti, A. (2007). Efficiency Indicators Versus Frontier Methods: An Empirical Investigation of Italian Public Hospitals. *Statistica*, 67(3), 263–279. Retrieved from [http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract\\_id=1758634](http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1758634)
- CUAS. (2015). Standard method and online tool for assessing and improving the energy efficiency of waste water treatment plants.
- Descoins, N., Deleris, S., Lestienne, R., Trouvé, E., & Maréchal, F. (2011). Energy efficiency in waste water treatments plants: Optimization of activated sludge process coupled with anaerobic digestion. *Energy*, 41(1), 153–164. <http://doi.org/10.1016/j.energy.2011.03.078>
- Duarte, P., Molinari, A., Matos, R., Cardoso, A., Ashley, R., & Schulz, A. (2004). *Indicadores de desempenho para serviços de águas residuais*.
- ENERWATER. (2015). *Standard method and online tool for assessing and improving the energy efficiency of waste water treatment plants*.
- ENERWATER. (2016). Standard method and online tool for assessing and improving the energy efficiency of waste water treatment plants, 1–14.
- EPA. (2008). *Ensuring a Sustainable Future: An Energy Management Guidebook for Wastewater and Water Utilities*. *The Journal of medicine and philosophy* (Vol. 39). Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24616484>
- EPA. (2013). Energy Efficiency in Water and Wastewater Facilities. *U.S. Environmental Protection Agency*, 49.

- Estonian Centre for Standardisation. (2012a). EN 16212: Energy Efficiency and Savings Calculation, Top-Down and Bottom-up Methods.
- Estonian Centre for Standardisation. (2012b). EN 16231: Energy efficiency benchmarking methodology.
- Forgia, G. M. L., & Couttolenc, B. (2008). *Hospital Performance in Brazil: The Search for Excellence*. World Bank. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=i3R43xW5KqcC>
- FRWA. (n.d.). *Energy Reduction Techniques For Small and Medium Water and Wastewater Systems*.
- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. M. (2011). *Biological Wastewater Treatment, Third Edition*. Taylor & Francis. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=WDOFPgAACAAJ>
- Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Wang, X., ... Li, F. (2017). Energy Self-sufficient Wastewater Treatment Plants: Feasibilities and Challenges. *Energy Procedia*, 105, 3741–3751. <http://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.868>
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., & Sala-Garrido, R. (2011). Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.018>
- HIDROPROJECTO. (2003). Projecto de Saneamento do Baixo Zêzere e do Nabão - ETAR de Santa Cita.
- Jonasson, M. (2007). *Energy benchmark for wastewater treatment processes - A comparison between Sweden and Austria*. Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation.
- Kavousian, A., & Rajagopal, R. (2014). Data-Driven Benchmarking of Building Energy Efficiency Utilizing Statistical Frontier Models. *Journal of Computing in Civil Engineering*, 28(1), 79–88. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)CP.1943-5487.0000327](http://doi.org/10.1061/(ASCE)CP.1943-5487.0000327)
- Krampe, J. (2013). Energy benchmarking of South Australian WWTPs. *Water Science and Technology*, 67(9), 2059 LP-2066. Retrieved from <http://wst.iwaponline.com/content/67/9/2059.abstract>
- Kroff, P., Dias, S., Teixeira, E., Laia, C., Nogueira, R., & Brito, A. G. (2008). Bio4gas: evaluation and analysis of wastewater treatment facilities in the scope of biogas production maximization and energy production optimization, 618–624.
- Liu, F., Ouedraogo, A., Manghee, S., & Danilenko, A. (2012). *A primer on energy efficiency for municipal water and wastewater utilities*. Retrieved from [http://documents.worldbank.org/curated/en/2012/02/16253058/primer-energy-efficiency-municipal-water-wastewater-utilities%5Cnhttp://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2012/05/03/000356161\\_20120503035610/Rendered/PDF/682800ESMAP](http://documents.worldbank.org/curated/en/2012/02/16253058/primer-energy-efficiency-municipal-water-wastewater-utilities%5Cnhttp://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2012/05/03/000356161_20120503035610/Rendered/PDF/682800ESMAP)
- Longo, S., D'Antoni, B. M., Bongards, M., Chaparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., ... Hospido, A. (2016). Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement, 179 OP-, 1251. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.043>
- Lorenzo Toja, Y., Vázquez-Rowe, I., Chenel, S., Marín-Navarro, D., Moreira, M., & Feijoo, G. (2014). *Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA plus DEA method*. *Water Research* (Vol. 68). <http://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.040>

- Lourenço, P. D. S. F. (Universidade N. de L. (2014). *Produção de eletricidade a partir de energia solar fotovoltaica de larga escala PV e CPV na zona rural do município de Évora : área disponível e potencial técnico*.
- Marsalek, J., Cisneros, B. J., Karamouz, M., Malmquist, P. A., Goldenfum, J. A., & Chocat, B. (2008). *Urban Water Cycle Processes and Interactions: Urban Water Series - UNESCO-IHP*. Taylor & Francis. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=UXJXJgQCVUwC>
- Mizuta, K., & Shimada, M. (2010). Benchmarking energy consumption in municipal wastewater treatment plants in Japan. *Water Science and Technology*, 62(10), 2256–2262. Retrieved from <http://wst.iwaponline.com/content/62/10/2256.abstract>
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Mocholí-Arce, M., & Sala-Garrido, R. (2014). Economic and environmental performance of wastewater treatment plants: Potential reductions in greenhouse gases emissions. *Resource and Energy Economics*, 38, 125–140. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2014.07.001>
- Molinos-Senante, M., Hernandez-Sancho, F., & Sala-Garrido, R. (2013). Benchmarking in wastewater treatment plants: A tool to save operational costs. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(1), 149–161. <http://doi.org/10.1007/s10098-013-0612-8>
- Möller, K., Hamburg, F. B., & Munich, S. N. (2012). *Benchmarking in the wastewater sector – taking stock*. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall (Vol. 59).
- Morales, C. (2007). *Indicadores de consumo de energia elétrica como ferramentas de apoio à gestão: Classificação por prioridades de atuação na Universidade de São Paulo*.
- Moura, I. (2012). *Opções de tratamento de águas residuais por sistemas clássicos de lamas ativadas numa perspectiva de minimização de recursos aplicados*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa.
- Neto, M. (2008). *Medidas de eficiência energética em serviços de distribuição de água e saneamento*. Retrieved from <http://repositorio-aberto.up.pt/handle/10216/60115>
- NYSERDA. (2010). *Water & Wastewater Energy Management Best Practices Handbook*, (September).
- Oregon, E. T. of. (2014). *Wastewater Treatment Energy Savings Guide*.
- Pabi, S., Amarnath, A., Goldstein, R., & Reekie, L. (2013). *Electricity Use and Management in the Municipal Water Supply and Wastewater Industries*. Retrieved from <http://www.epri.com/search/Pages/results.aspx?k=3002001433>
- Panepinto, D., Fiore, S., Zappone, M., Genon, G., & Meucci, L. (2016). Evaluation of the energy efficiency of a large wastewater treatment plant in Italy. *Applied Energy*, 161, 404–411. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.10.027>
- Pombo, S. (2010). Contributo para a Utilização de Modelos de Simulação Dinâmica no Dimensionamento de Processos de Lamas Activadas, 233.
- Punmia, B. C., & Jain, A. K. (1998). *Waste Water Engineering*. Laxmi Publications Pvt Limited. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=VmsvcHoq2cgC>
- Purcell, P. J. (2003). *Design of Water Resources Systems*. Thomas Telford. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=CSeiT8j6aykC>

- Ramalho, R. (2012). *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. Elsevier Science. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=r96wS3W0-sUC>
- Rojas, J., & Zhelev, T. (2012). Energy efficiency optimisation of wastewater treatment: Study of ATAD. *Computers and Chemical Engineering*, 38, 52–63. <http://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2011.11.016>
- Sala-Garrido, R., Hernández-Sancho, F., & Molinos-Senante, M. (2012). Assessing the efficiency of wastewater treatment plants in an uncertain context: a DEA with tolerances approach. (F. A. O. of the UN, Ed.). Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2011.12.012>
- Sala-Garrido, R., Molinos, M., & Hernández-Sancho, F. (2011). *Comparing the efficiency of wastewater treatment technologies through a DEA metafrontier model*. *Chemical Engineering Journal - CHEM ENG J* (Vol. 173). <http://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.047>
- Santos, J. J. C. S., Palacio, J. C. E., Reyes, A. M. M., Carvalho, M., Freire, A. J. R., & Barone, M. A. (2018). Concentrating Solar Power. *Advances in Renewable Energies and Power Technologies*, 1(2), 373–402. <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-812959-3.00012-5>
- SGS. (2013). *Serviços De Certificação E Formação Em Sistemas De Gestão Da Energia Iso 50001*.
- Shen, Y., Linville, J. L., Urgun-Demirtas, M., Mintz, M. M., & Snyder, S. W. (2015). An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 346–362. <http://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.129>
- Sherman, H. David; Zhu, J. (2006). *Service Productivity Management* (1st ed.). Springer US.
- Silva, C., & Rosa, M. J. (2015). Energy performance indicators of wastewater treatment: A field study with 17 Portuguese plants. *Water Science and Technology*, 72(4), 510–519. <http://doi.org/10.2166/wst.2015.189>
- Silva, D. (2016). *Análise dos consumos energéticos nas ETAR. Casos de estudo : ETAR do Seixal e Sesimbra*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa.
- Simões, C., Rosmaninho, I., & Henriques, A. G. (2008). *Guia para a Avaliação de Impacte Ambiental de Estações de Tratamento de Águas Residuais*.
- Sintra, S., ISQ, & Questor. (2006). *Short guide to improve small WWTP efficiency*.
- Spellman, F. R. (1999). *Spellman's Standard Handbook for Wastewater Operators: Intermediate Level*. Taylor & Francis. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=OrDfcGnzdtkC>
- Spruston, S., Kolesov, A., & Main, D. (2012). *Leveraging the Energy of the Group to Manage the Energy of the Utility : The NWWBI Adopts Industry Tools to Improve Energy Performance*.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. (M. Hill, Ed.) (5th ed.). New York.
- Teixeira, M. R., Mendes, P., Murta, E., & Nunes, L. M. (2016). Performance indicators matrix as a methodology for energy management in municipal water services. *Journal of Cleaner Production*, 125, 108–120.

<http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.016>

- Tillman, G. M. (1991). *Primary Treatment at Wastewater Treatment Plants*. Taylor & Francis. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=RsY1pem0d-gC>
- Turovskiy, I. S., & Mathai, P. K. (2006). *Wastewater Sludge Processing*. Wiley. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=DwMWvTki7h8C>
- U.S. EPA. (2000). Wastewater Technology Fact Sheet Package Plants. *United States Environmental Protection Agency*, 1–7. [http://doi.org/EPA 832-F-99-062](http://doi.org/EPA%20832-F-99-062)
- USEPA. (2000). Wastewater Technology Fact Sheet Facultative Lagoons. *Environmental Protection Agency*, 1–7. [http://doi.org/EPA 832-F-99-062](http://doi.org/EPA%20832-F-99-062)
- Von Sperling, M. (2007a). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. IWA Publishing. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=X5PUUJW7oycC>
- Von Sperling, M. (2007b). *Basic Principles of Wastewater Treatment*. IWA Publishing. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=GJewinz8jVEC>
- Von Sperling, M. (2007c). *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. IWA Publishing. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=wHSKO7Gz7ykC>
- Wang, H., Yang, Y., Keller, A. A., Li, X., Feng, S., Dong, Y. N., & Li, F. (2016). Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa. *Applied Energy*, 184, 873–881. <http://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.061>
- Wen, M. (2014). *Uncertain Data Envelopment Analysis*. Springer Berlin Heidelberg. Retrieved from <https://books.google.pt/books?id=AYIrBAAQBAJ>
- WERF. (2011). Energy Production and Efficiency Research – The Roadmap to Net-Zero Energy.
- Wett, B., Buchauer, K., & Fimml, C. (2007). Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems. *Proceedings of the IWA Leading Edge Technology Conference (Singapore)*, (February 2014), 21–24. Retrieved from [http://www.araconsult.at/download/literature/let07\\_wett\\_energy\\_selfsufficiency3.pdf](http://www.araconsult.at/download/literature/let07_wett_energy_selfsufficiency3.pdf)
- Wisconsin Focus on Energy. (2016). *Energy Best Practices Guide : Water & Wastewater Industry*.
- Xie, T., & Chengwen, W. (2012). *Energy Consumption in Wastewater Treatment Plants in China*. <http://doi.org/10.13140/2.1.1228.9285>
- Yang, L., Zeng, S., Chen, J., He, M., & Yang, W. (2010). Operational energy performance assessment system of municipal wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 62(6), 1361 LP-1370. Retrieved from <http://wst.iwaponline.com/content/62/6/1361.abstract>

## **Disposições legais**

Decreto-lei n.º 198/2008, de 8 de Outubro de 2008. Diário da República - 1ª série – N.º 195 – Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional

## **Endereços electrónicos**

<http://www.ib-net.org/partnership/ibnet-partners/> (consultado a 12 de Fevereiro de 2017)

<http://www.iso.org/iso/home/about.htm> (consultado a 14 de Fevereiro de 2017)

<http://www.enerwater.eu> (consultado a 12 de Fevereiro de 2017)

<https://www.waterandwastewatercourses.com/overview-of-sludge-volume-index-svi/>

(consultado a 19 de Maio de 2018)

<https://www.sgs.pt/pt-pt/training-services/environment/energy-management/iso-50001-energy-management-systems-certification> (consultado a 3 de Junho de 2018)

<https://www.agda.pt/tratamento-de-aguas-residuais.html> (consultado a 5 de Agosto de 2018)

<http://www.adp.pt/pt/atividade/o-que-fazemos/o-ciclo-do-valor-da-agua/?id=142>

(consultado a 8 de Setembro de 2018)









