



Gestão do sistema de tratamento de águas residuais urbanas de Mirandela

Ninabay Esco Cardoso

*Relatório final de estágio apresentado à Escola Superior
Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em
Tecnologia Ambiental*

Orientado por

Manuel Feliciano

Maria da Luz Coelho

Bragança

2024

Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por me guiar e me dar forças ao longo deste percurso, permitindo-me concluir com sucesso esta etapa tão importante.

Agradeço também ao Instituto Politécnico de Bragança (IPB), pela oportunidade de aprendizado proporcionado, e aos meus professores, pelo apoio e orientação ao longo do meu percurso académico.

À empresa Águas do Norte, expesso o meu sincero agradecimento por me acolher e proporcionar um ambiente de trabalho enriquecedor. Um agradecimento especial aos meus orientadores, Professor Manuel Joaquim Sabeça Feliciano e Maria da Luz Coelho, pelo acompanhamento, orientação e dedicação ao longo de todo o estágio.

Gostaria de expressar um agradecimento especial à Maria da Luz Coelho, ao Benjamim Carpinteiro e ao Gil Guerra, que foram incansáveis e sempre demonstraram grande disponibilidade para me ajudar.

Agradeço ainda à Bárbara Olmo, pelo apoio prestado na parte laboratorial, e a toda a equipa da ETAR de Mirandela, que me acompanhou e ajudou a aprender no dia a dia.

Por fim, agradeço profundamente à minha família e amigos, pelo suporte incondicional, e também a mim mesma, por ter mantido a persistência e a determinação em todos os momentos desafiantes deste percurso.

Com gratidão a todos os que fizeram parte desta jornada.

Resumo

Com a crescente preocupação sobre questões ambientais e os agentes responsáveis pela sua degradação, o tratamento de águas residuais torna-se essencial para preservar a qualidade de vida das populações. Os efluentes líquidos apresentam características físicas, químicas e biológicas que, se não forem adequadamente identificadas e tratadas, podem transformar-se em poluentes prejudiciais aos corpos de água recetores.

Este relatório foi elaborado no âmbito do Estágio Curricular na Águas do Norte. Este estágio teve como objetivo principal avaliar a eficiência e a eficácia dos processos de tratamento de águas residuais em termos de remoção de poluentes, qualidade da água tratada e conformidade com os Valores Limite de Emissão (VLE).

A ETAR de Mirandela, uma unidade convencional de lamas ativadas projetada para servir uma população de aproximadamente 26.509 habitantes, realiza tratamento secundário, descarregando o efluente no rio Tua.

As análises de controlo evidenciaram uma elevada eficiência de remoção na maioria dos parâmetros (superior a 94%), exceto para o fósforo total (78%) e o azoto total (87%). Em relação ao afluente bruto, constatou-se que os níveis de CBO₅ e CQO ultrapassaram os valores de projeto estabelecidos pela licença de descarga, observando-se maiores concentrações no início do ano, devido, sobretudo, à atividade industrial dominante, em particular produção de enchidos. Quanto ao efluente tratado, as concentrações de CQO, CBO₅, SST e fósforo total mantiveram-se abaixo dos VLE, exceto o azoto total, que excedeu o limite no mês de fevereiro.

No controlo operacional, com exceção de algumas variações no Índice de Mohlman e na eficiência de remoção de SST nos decantadores primários, os parâmetros operacionais mantiveram-se dentro dos valores de referência.

Conclui-se que a ETAR de Mirandela alcançou bons resultados, cumprindo os objetivos de qualidade estabelecidos no primeiro semestre de 2024.

Palavras-chave: Tratamento de águas residuais, controlo analítico e operacional, conformidade legal.

Abstract

With growing concern about environmental issues and the agents responsible for their degradation, wastewater treatment is becoming essential to preserve people's life quality. Liquid effluents have physical, chemical and biological characteristics which, if not properly identified and treated, can turn into harmful pollutants to the receiving bodies of water.

This report was drawn up as part of my internship at Águas do Norte. The main aim of this internship was to assess the efficiency and effectiveness of wastewater treatment processes in terms of pollutant removal, treated water quality and compliance with Emission Limit Values (ELVs).

The Mirandela WWTP, a conventional activated sludge plant designed to serve a population of approximately 26,509 inhabitants, carries out secondary treatment, discharging the effluent into the River Tua.

The control analyses showed a high removal efficiency in most parameters (over 94%), except for total phosphorus (78%) and total nitrogen (87%). In fact, the raw effluent BOD₅ and COD levels exceeded the values established in the discharge licence, with higher concentrations observed at the beginning of the year, mainly due to the dominant industrial activity (particularly, sausage traditional production). As for the treated effluent, the concentrations of COD, BOD₅, TSS and total phosphorus remained below the ELVs, except for total nitrogen, which exceeded the limit in February.

In operational control, apart from some variations in the Mohlman Index and TSS removal efficiency in the primary decanters, the operational parameters remained within the reference values.

Thus, it can be concluded that the Mirandela WWTP achieved good results, meeting the quality goals set for the first half of 2024.

Keywords: Wastewater treatment, analytical and operational control, legal compliance

Índice

Agradecimentos	ii
Resumo	iii
Abstract	iv
Índice	vi
Abreviaturas, Siglas e Acrónimos	viii
Índice das Figuras.....	ix
Índice de Tabelas.....	x
1. Introdução	11
1.1 Enquadramento	11
1.2 Objetivos do estágio curricular	11
1.3 A empresa Águas do Norte, S.A.....	11
1.4 Estrutura do relatório.....	12
1.5. Tratamento de águas residuais Urbanas	13
1.5.1 Enquadramento Geral.....	13
1.6 Níveis de tratamento de águas residuais urbanas	14
1.6.1 Tratamento da fase líquida	14
1.6.2 Tratamento da fase sólida	17
1.6.3 Tratamento da fase Gasosa	18
1.6.4 Enquadramento Legislativo.....	19
1.7 Processo de lamas ativadas	21
1.7.1 Principais microrganismos em sistemas de Lamas Ativadas	22
1.7.2 Principais desafios provocados por organismos filamentosos em sistemas de lamas ativadas	22
1.7.3 Destinos Finais das Lamas das ETAR	25
❖ Valorização agrícola	26
❖ Compostagem	28
❖ Aterros	28
❖ Incineração	28
2. Metodologia.....	29
2.1. Descrição da ETAR de Mirandela.....	29
2.2 Processos de tratamento e órgãos instalados na ETAR de Mirandela.....	31
2.2.1 Fase Líquida	31

2.2.2 Fase Sólida	33
2.3 Controlo analítico do processo de tratamento de ETAR de Mirandela	36
2.4 Parâmetros de Controlo analítico	38
2.4.1 Fase Líquida	38
2.4.2 Fase Sólida	40
2.5 Parâmetros de Controlo Operacional	46
3. Análise e discussão dos resultados	49
3.1 Caudal Médio Diário	49
3.2 Parâmetros Analíticos	50
3.3 Qualidade do efluente tratado	60
3.4 Parâmetros Operacionais	64
3.5 Consumos energéticos e produção de resíduos	66
3.6 Melhorias propostas	67
4. Considerações finais	68
Referências	69

Abreviaturas, Siglas e Acrónimos

ETAR- Estação de Tratamento de Águas Residuais

ARU- Águas residuais urbanas

CBO - Carência Bioquímica de Oxigênio

CQO - Carência Química de Oxigênio

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

SST - Sólidos Suspensos Totais

IVL - Índice Volumétrico de Lamas

IBL - Índice Biótico de Lamas

ST - Sólidos Totais

SV - Sólidos Voláteis

MS - Matéria Seca

MV - Matéria Volátil

NT – Azoto total

PT – Fósforo total

VLE - Valor Limite de Emissão

e.p. - Equivalente de População

SBR - Sequencing Batch Reactor

TRH - tempos de retenção hidráulica

SLA - Sistema de Lamas Ativadas

Índice das Figuras

Figura 1: Rede trófica estabelecida num processo de lamas ativadas.....	21
Figura 2: Localização e aspeto geral de ETAR de Mirandela	29
Figura 3: Diagrama e processo de ETAR Mirandela	35
Figura 4: Representação de caudal medio diário afluyente á ETAR de Mirandela e o valor do projeto.....	49
Figura 5: Variação da temperatura de afluyente bruto, o reator biológico e o efluente tratado	50
Figura 6: Representação do pH à entrada em comparação com o pH à saída.....	51
Figura 7: Relação entre oxigénio dissolvido e temperatura no reator biológico.....	52
Figura 8: Representação das concentrações de entrada, saída, da percentagem de remoção de CBO ₅ e o valor do projeto das concentrações de entrada	53
Figura 9: Representação das concentrações de entrada, saída, da percentagem de remoção de CQO e o valor do projeto das concentrações de entrada	54
Figura 10: Representação das concentrações de entrada, saída e percentagem de remoção de SST	56
Figura 11: Variação do índice volumétrico de lamas	57
Figura 12: Representação das concentrações de entrada, saída e da percentagem de remoção do azoto total e o valor do projeto das concentrações da entrada.....	58
Figura 13: Representação das concentrações de entrada, saída e da percentagem de remoção do fósforo total e o valor do projeto das concentrações da entrada.....	59
Figura 14: Concentração da CBO ₅ à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença.....	60
Figura 15: Concentração da CQO à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença.....	61
Figura 16: Concentração da SST à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença	61
Figura 17: Concentração azoto total à saída da ETAR e o valor limite da licença de descarga.	62
Figura 18: Concentração fósforo total à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença.....	63

Índice de Tabelas

Tabela 1: Composição típica de águas residuais domésticas	13
Tabela 2: Requisitos para as descargas das ETAR	19
Tabela 3: Requisitos para as descargas das ETAR em zonas sensíveis	20
Tabela 4: Principais espécies de bactérias filamentosas associadas ao fenómeno de bulking em sistemas de tratamento de efluentes domésticos ou industriais.....	23
Tabela 5: Valorização de lamas.....	26
Tabela 6: Valores limite de concentração de metais nas lamas destinadas à agricultura.	27
Tabela 7: Valores limite de concentração de compostos orgânicos e dioxinas nas lamas destinadas à agricultura.	27
Tabela 8: Valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura.	27
Tabela 9: Bases do dimensionamento hidráulico da ETAR para uma época baixa.	30
Tabela 10: Bases do dimensionamento hidráulico da ETAR para uma época alta.....	30
Tabela 11: Plano de controlo operacional de sistema de águas residuais de Mirandela (PCOSAR).....	36
Tabela 12: Lista de ETAR's analisadas no LP-AR-Mirandela.....	37
Tabela 13: Gama de CBO ₅ , o volume da amostra, o número de gotas de Nallythiurela e o fator correspondente	39
Tabela 14: Tabela de duas entradas para o cálculo do IBL.....	44
Tabela 15: Conversão do IBL em classes de qualidade biológica de lamas ativadas....	45
Tabela 16: Valores típicos de carga orgânica mássica (A/M) e tempo de retenção hidráulica (TRH).....	47
Tabela 17: Parâmetros operacionais, monitorizados no 1º semestre de 2024	65
Tabela 18: Consumo de energia e índices de desempenho.....	66
Tabela 19 : Resíduos produzidos no 1º semestre de 2024 na ETAR de Mirandela.....	67

1. Introdução

1.1 Enquadramento

A água é um recurso natural finito e fundamental para a vida, a biodiversidade e a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas. Além disso, é crucial para a humanidade, pois é indispensável para atividades económicas, tanto na produção de bens como na prestação de serviços. O Ciclo da Água, ou Ciclo Hidrológico, enfrenta várias pressões, incluindo o uso excessivo, alterações climáticas e poluição, entre outras. Assim, para assegurar a disponibilidade de água para as gerações presentes e futuras, é imperativo gerir os recursos hídricos com atenção à sua utilização, disponibilidade e estado. É precisamente nas fases de utilização e avaliação da água que as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) desempenham um papel vital (Cabral, 2022).

Os serviços de água e saneamento são delegados a entidades gestoras específicas para cada região. As ETAR urbanas processam as águas residuais geradas pela população e devem cumprir rigorosas condições de descarga. Estas condições são definidas numa Licença de Utilização dos Recursos Hídricos, emitida pela entidade licenciadora, que autoriza a descarga de efluentes dentro de certos limites de emissão, os quais variam conforme o parâmetro em análise. Para garantir o cumprimento destas exigências diárias, é necessária uma constante otimização do desempenho dos sistemas de tratamento das ETAR.

1.2 Objetivos do estágio curricular

O estágio curricular ocorreu na empresa Águas do Norte, mais especificamente em ETAR de Mirandela. Este estágio teve como objetivos avaliar a eficiência e a eficácia dos processos de tratamento de águas residuais em termos de remoção de poluentes, qualidade da água tratada e conformidade com Valores Limite de Emissão (VLE).

1.3 A empresa Águas do Norte, S.A.

A Águas do Norte, S.A. iniciou a sua atividade em 30 de junho de 2015 e foi constituída por Decreto-Lei nº 93/2015, de 29 de maio. Enquanto entidade responsável pela concessão do sistema multimunicipal de abastecimento de água e saneamento no Norte de Portugal, em “alta”, tem a função de captar, tratar e distribuir água para consumo público, bem como pela recolha, tratamento e rejeição de efluentes domésticos, urbanos e industriais, incluindo efluentes provenientes de fossas sépticas (Águas do Norte, 2024).

1.4 Estrutura do relatório

A estrutura do relatório é composta por cinco capítulos distintos:

1. Introdução: Este capítulo apresenta o enquadramento do tema abordado, descrevendo os objetivos do estágio curricular e fornecendo uma breve introdução à empresa onde o estágio foi realizado.
2. Revisão bibliográfica: Aqui são abordadas informações importantes sobre as águas residuais, incluindo uma análise dos vários níveis de tratamento a que estas águas são sujeitas. Dá-se especial ênfase ao processo de Lamas Ativadas, destacando-se os principais microrganismos envolvidos, os principais desafios causados por organismos filamentosos nos sistemas de lamas ativadas, bem como os destinos finais das lamas resultantes das ETAR.
3. Materiais e métodos: Este capítulo descreve a ETAR de Mirandela, seu processo de tratamento específico e os seus parâmetros de controlo analítico.
4. Principais resultados: Neste capítulo, são apresentados e analisados detalhadamente os resultados alcançados durante o estágio, discutindo-os com base nos objetivos definidos e nas metodologias utilizadas.
5. Conclusão: Por fim, este capítulo apresenta as conclusões do estudo realizado. Adicionalmente, são apresentadas as referências bibliográficas.

1.5. Tratamento de águas residuais Urbanas

1.5.1 Enquadramento Geral

De acordo com a Diretiva 91/271/CEE, as águas residuais urbanas são compostas por águas residuais domésticas ou uma combinação destas com águas residuais industriais e/ou pluviais. Existem diversas categorias de águas residuais, diferenciadas pela sua origem. As águas residuais domésticas, por exemplo, provêm de instalações sanitárias, cozinhas e lavagens de roupa, sendo caracterizadas pela presença de quantidades substanciais de matéria orgânica facilmente biodegradável.

As águas residuais industriais, como o próprio nome indica, provêm do setor industrial e são notórias pela ampla variedade de compostos que podem conter, dependendo do tipo de processo industrial em questão, além das transformações que esses compostos podem sofrer ao longo do tempo.

As águas residuais urbanas, por sua vez, apresentam uma grande variabilidade na qualidade, resultante da presença de uma ampla gama de contaminantes, conforme ilustrado na Tabela 1.

Tabela 1: Composição típica de águas residuais domésticas (Adaptado de Tchobanoglous et al., 1991).

Contaminantes	Unidades	Concentração		
		Fraca	Média	Forte
Sólidos Totais	mg/l	350	720	1200
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/l	250	500	850
Fixos	mg/l	145	300	525
Voláteis	mg/l	105	200	325
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	100	220	350
Fixos	mg/l	20	55	75
Voláteis	mg/l	80	165	275
Sólidos Sedimentáveis	mg/l	5	10	20
CBO ₅ (20°C)	mg O ₂ /l	110	220	400
COT	mg/l	80	160	290
CQO	mg O ₂ /l	250	500	1000
Azoto Total	mg/l	20	40	85
Orgânico	mg/l	8	15	35
Azoto amoniacal	mg/l	12	25	50
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fósforo Total	mg/l	4	8	15
Orgânico	mg/l	1	3	5
Inorgânico	mg/l	3	5	10
Cloretos	mg/l	30	50	100
Sulfatos	mg/l	20	30	50
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /l	50	100	200
Gorduras	mg/l	50	100	150
COV	µg/l	< 100	100-400	> 400
Coliformes Totais	NMP/100 ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	-	10 ⁶ -10 ⁷	-
Estreptococos Fecais	NMP/100 ml	-	10 ⁵ -10 ⁶	-
Enterococos	NMP/100 ml	-	10 ⁴ -10 ⁵	-
<i>Shigella</i>	-	-	Presente	-
<i>Salmonella</i>	NMP/100 ml	-	10 ² -10 ⁴	-
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	NMP/100 ml	-	10 ³ -10 ⁴	-
<i>Clostridium perfringens</i>	NMP/100 ml	-	10 ³ -10 ⁵	-
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	-	-	Presente	-
Cistos de Protozoários	NMP/100 ml	-	10 ² -10 ⁵	-
Cistos de <i>Giardia</i>	NMP/100 ml	-	10 ¹ -10 ⁴	-
Cistos de <i>Cryptosporidium</i>	NMP/100 ml	-	10 ¹ -10 ³	-
Ovos de Helminatas	NMP/100 ml	-	10 ² -10 ³	-
Vírus entéricos	NMP/100 ml	-	10 ² -10 ⁴	-

Para determinar se uma água está poluída, é fundamental analisar a sua qualidade através de vários parâmetros. Estes parâmetros podem ser:

- ❖ Químicos: abrangem o pH, dureza, carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigénio (CBO), entre outros.
- ❖ Físicos: incluem características como cor, turbidez, sólidos e organoléticos (sabor e cheiro).
- ❖ Biológicos: Compreendem a presença de bactérias, algas, vírus, entre outros organismos.

Os valores de cada um destes parâmetros variam de acordo com o uso pretendido para a água, seja ele potável, industrial ou recreativo, entre outros (Afolalu, et al., 2022).

As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) recebem as águas através de coletores e têm como objetivo remover poluentes e contaminantes das águas residuais, tornando-as seguras para que possam ser devolvidas ao meio ambiente de forma segura ou reutilizadas de maneira responsável. A missão principal destas estações é salvaguardar a saúde pública e o meio ambiente, garantindo que os efluentes estejam em conformidade com os padrões de qualidade ambiental estabelecidos pelas autoridades reguladoras. Para alcançar este objetivo, as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) utilizam uma série de processos físicos, químicos e biológicos para remover sólidos em suspensão, materiais orgânicos, nutrientes, microrganismos patogénicos e outras substâncias nocivas presentes nas águas residuais.

1.6 Níveis de tratamento de águas residuais urbanas

1.6.1 Tratamento da fase líquida

A fase líquida do tratamento de águas residuais urbanas (ARU) representa uma etapa crucial do processo, com o objetivo principal de produzir um efluente clarificado que possua as características físicas, químicas e microbiológicas desejadas. Nessa fase, podem ser distinguidos cinco níveis diferentes de tratamento: preliminar, primário, secundário, terciário e avançado. A seguir, são apresentados detalhes sobre cada um desses níveis.

1.6.1.1 O tratamento preliminar

Durante a fase de tratamento preliminar, as águas residuais submetem-se a diversas operações essenciais. Inicialmente, é efetuada a gradagem, que consiste na remoção de sólidos de grande dimensão através de grades manuais com espaçamento entre 20 e 30 mm ou sistemas automatizados com malha de 3 ou 6 mm. Em seguida, procede-se ao desarenamento e desengorduramento, com o objetivo de eliminar areias e gorduras do efluente. Adicionalmente, pode-se realizar a equalização para uniformizar o fluxo de entrada nas etapas subsequentes e mitigar variações acentuadas nas cargas de contaminantes (Águas do Algarve, 2024).

O principal objetivo dessa fase é proteger os equipamentos e processos de tratamento subsequentes, prevenindo obstruções nas redes hidráulicas e contaminações nas águas e lamas, com o intuito de otimizar a eficiência do tratamento global (Monte et al., 2016).

Os equipamentos dessa etapa de tratamento são localizados na entrada da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) (Cerdeira, 2008).

Os resíduos gerados no tratamento preliminar, como materiais gradados, tamisados e areias, são enviados para destinação final, geralmente em aterros sanitários. Sempre que possível, procura-se valorizar esses materiais, como a reutilização das areias na construção civil (Mendes, 2014).

1.6.1.2 Tratamento primário

O tratamento primário envolve a remoção de sólidos em suspensão por meio de processos físicos ou químicos que facilitam a sedimentação. Alternativamente, pode ser realizado por outros métodos, desde que a Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅) das águas tratadas seja reduzida em pelo menos 20% antes da liberação e que a quantidade total de sólidos em suspensão seja diminuída em, no mínimo, 50% (Decreto-Lei nº152/97).

Na prática, o tratamento primário consiste na remoção de sólidos facilmente sedimentáveis. Geralmente, isso é feito através de sedimentação/decantação, embora em casos menos frequentes possa ocorrer por flotação. Algumas operações podem ser assistidas por coagulação química (Monte et al., 2016).

Esse tratamento, presente em ETAR com leitos percoladores ou sistemas de lamas ativadas de média carga, ocorre nos decantadores primários. Durante essa etapa, os sólidos mais finos são separados por gravidade, com a lama sedimentando-se no fundo dos decantadores. Essa lama primária é direcionada para o tratamento da fase sólida. Em sistemas destinados a pequenas populações, pode-se combinar a decantação primária com a digestão de lamas em tanques Imhoff (Águas do Algarve, 2024).

Após o tratamento primário, as águas residuais ainda contêm coloides, partículas em suspensão de dimensões muito pequenas, o que favorece a eficácia das etapas seguintes, especialmente os processos biológicos (Mendes, 2014). De acordo com von Sperling (2007), a eficiência na remoção de sólidos em suspensão (SST) deve ser superior a 60%, enquanto a CBO₅ deve variar entre 25% e 40%, e a remoção de coliformes deve situar-se entre 30% e 40%.

1.6.1.3 Tratamento secundário

O tratamento secundário é um processo biológico utilizado para tratar águas residuais, que envolve a degradação da matéria orgânica por microrganismos (Samer, 2015).

Esse tratamento consiste em processos biológicos seguidos de processos físico-químicos. Os métodos de tratamento biológico incluem:

- ❖ Processos de biomassa fixa, como os sistemas de leitos percoladores e biofiltros, onde os microrganismos responsáveis pelo processo estão fixados a um meio de suporte criando um filme biológico (biofilme) (Águas do Algarve, 2024).
- ❖ Processos de biomassa em suspensão, como os sistemas de lamas ativadas, onde os microrganismos responsáveis pelo processo são mantidos em suspensão (Águas do Algarve, 2024; Ariscrisnã, 2012).

O método mais utilizado, devido à sua alta eficiência de remoção, é o de lamas ativadas (Meireles, 2011)

1.6.1.3.1 Lamas ativadas

Os sistemas de lamas ativadas podem ser classificados em sistemas de arejamento convencional, conhecidos como sistemas de média carga, que são precedidos por um tratamento primário (por exemplo, decantação primária), e sistemas de arejamento prolongado, designados sistemas de baixa carga, que geralmente não têm um tratamento primário anterior. Esses sistemas também podem ser categorizados pelo tipo de alimentação, que pode ser contínua ou descontínua, como nos Reatores Sequenciais em Bateladas (SBR, do inglês Sequential Batch Reactors) (Águas do Algarve, 2024).

Os sistemas de lamas ativadas consistem em duas etapas interconectadas. Na primeira etapa, que ocorre no reator biológico, os microrganismos são mantidos em suspensão na forma de flocos (licor misto), sendo fornecido oxigénio (arejamento) para a oxidação biológica da matéria orgânica e, em certas condições, do azoto amoniacal. Este reator pode incluir zonas anóxicas, onde estão presentes nitratos ou nitritos, mas há ausência de oxigénio, ou zonas anaeróbias, caracterizadas pela ausência de oxigénio, nitratos e nitritos.

Essas condições são essenciais para facilitar os processos de desnitrificação, nos quais os nitratos e nitritos são convertidos em azoto, assim como para a remoção biológica de fósforo. Na segunda fase, nos decantadores secundários, a biomassa é separada do efluente decantado. Uma parte dessa biomassa é recirculada para o reator biológico, de modo a manter concentrações adequadas de microrganismos no sistema. Além disso, caso necessário, pode-se adicionar um coagulante químico para auxiliar na remoção do fósforo (Águas do Algarve, 2024).

Para aumentar a eficiência da separação da biomassa nos decantadores secundários, pode ser instalado um seletor ou tanque de contacto antes do reator biológico, favorecendo a formação de flocos biológicos mais densos e com velocidades de sedimentação mais elevadas (Águas do Algarve, 2024).

1.6.1.4 Tratamento terciário

O tratamento terciário visa a remoção de poluentes que não são eliminados nas etapas de tratamento primário e secundário. Isso é alcançado através de operações físicas, como filtração e microtamisagem, processos biológicos, incluindo lagunagem e tratamento em solo, e processos químicos, que abrangem precipitação química, absorção, desinfecção, entre outros (Sapo Blogs, 2006).

Em muitos casos, o tratamento terciário visa a remoção de nutrientes, como compostos de azoto e fósforo, a fim de evitar a eutrofização do meio recetor. Isso ocorre porque os nutrientes promovem um crescimento excessivo de plantas aquáticas, levando à redução do oxigénio dissolvido na água e à morte de organismos aquáticos. Além disso, o tratamento terciário pode incluir a desinfecção para reduzir a presença de microrganismos patogénicos (Mendes, 2014).

1.6.1.5 Tratamento avançado

O tratamento avançado visa remover poluentes que ainda persistem em concentrações residuais na água tratada, especialmente certas substâncias refratárias aos processos de tratamento anteriores. Este tratamento é projetado para lidar com contaminantes que podem resistir aos métodos convencionais de tratamento de água, garantindo assim que a qualidade da água atenda aos padrões regulatórios e ambientais mais rigorosos (Monte et al., 2016).

1.6.2 Tratamento da fase sólida

Os sólidos presentes nas águas residuais urbanas são eliminados em diferentes fases do processo de tratamento. Na fase inicial, designado tratamento preliminar, esses resíduos são removidos sob a forma de gradados, tamisados, areias e gorduras.

Nas fases seguintes, como o tratamento primário e secundário, os resíduos sólidos aparecem principalmente sob a forma de lamas e flotados. Estes resíduos representam uma preocupação ambiental significativa, exigindo tratamento e destino adequados para evitar impactos negativos no meio ambiente. Contudo, também existem oportunidades para valorizar esses resíduos, promovendo uma gestão de resíduos mais sustentável (Monte et al., 2016).

De forma geral, os resíduos provenientes dos gradados e tamisados são compactados com o objetivo de diminuir o seu volume e o teor de água. Posteriormente, são encaminhados para instalações geridas por entidades responsáveis pela gestão de resíduos sólidos, onde podem ser tratados em incineradoras ou depositados em aterros sanitários (Monte et al., 2016).

As areias são lavadas para eliminar as partículas orgânicas antes de serem transportadas para aterros. Contudo, pode-se também considerar a valorização dessas areias, como a sua utilização em materiais de construção. A água resultante do processo de lavagem é recirculada e reintegrada no sistema de tratamento da própria ETAR (Monte et al., 2016).

Quanto às gorduras, devido à sua difícil biodegradabilidade, uma solução interessante é incluir na fileira de tratamento um processo dedicado ao tratamento desses resíduos (Monte et al., 2016).

As lamas primárias, quando presentes, e as lamas secundárias passam por um processo de espessamento, visando aumentar a concentração de sólidos. Este processo é realizado em espessadores gravitacionais ou mecânicos. No caso das lamas provenientes dos sistemas de arejamento de média carga, estas podem ser estabilizadas por meio da digestão anaeróbia. Esse processo não só reduz a quantidade de lamas formadas, mas também produz biogás, com uma alta proporção de metano, que pode ser aproveitado em sistemas de cogeração para gerar energia elétrica e térmica (Águas do Algarve, 2024).

Em seguida, as lamas são desidratadas usando sistemas mecânicos, como centrífugas ou filtros de banda. Esse processo resulta em um produto final com uma concentração de matéria seca de aproximadamente 20%, podendo ser maior em sistemas de média carga. Para sistemas de lamas ativadas que servem pequenas comunidades, as lamas podem ser

desidratadas naturalmente ao ar, utilizando sistemas de leitos de secagem (Águas do Algarve, 2024).

Temporariamente após a desidratação, as lamas são armazenadas em silos ou contentores. Geralmente, as lamas finais não são higienizadas e são coletadas, transportadas e armazenadas temporariamente ou valorizadas por meio da compostagem antes de serem aplicadas em solos agrícolas. Outra opção é depositá-las em aterros sanitários (Águas do Algarve, 2024).

O uso das lamas como fertilizante agrícola ou corretor de solos é uma das formas mais frequentes e benéficas de valorização sob a perspectiva ambiental. Isso ocorre porque representa uma recuperação de nutrientes essenciais para o solo. No entanto, essa prática só é viável se as lamas tratadas atenderem a certos requisitos estabelecidos no Decreto-Lei n.º 276/2009 de 2 de outubro. Este regulamento define os padrões e critérios que as lamas tratadas devem cumprir para serem consideradas seguras e adequadas para uso agrícola (Monte et al., 2016).

1.6.3 Tratamento da fase Gasosa

As águas residuais possuem gases dissolvidos que resultam da combinação do ar atmosférico com a água, mas a maior parte é gerada internamente através de reações químicas e bioquímicas. Entre esses gases, destacam-se o gás sulfídrico (H_2S), o dióxido de carbono (CO_2) e o metano (CH_4), que apresentam impactos ambientais negativos. Esses compostos podem provocar odores desagradáveis, causar corrosão (especialmente o H_2S) e contribuir para o efeito estufa (CO_2 e CH_4), além de representar riscos à saúde humana (Monte et al., 2016).

Nas fases do processo suscetíveis à emissão de odores, como tratamentos preliminares, primários e infraestruturas de tratamento da fase sólida, o ar contaminado é removido por meio de um sistema de ventilação, que não apenas elimina odores, mas também promove a renovação do ar nos interiores dos edifícios, assegurando a qualidade do ar nos locais de trabalho. O ar extraído é encaminhado para um sistema de tratamento, frequentemente denominado sistema de desodorização, onde ocorre a remoção de gases como o sulfureto de hidrogénio (gás sulfídrico), metilmercaptano e aminas, entre outros (Águas do Algarve, 2024).

A remoção do ar contaminado pode ser efetuada através de duas abordagens principais: biológica, que utiliza biofiltros, ou química, que emprega torres de lavagem (scrubbers). No método biológico, o ar é inicialmente tratado em uma torre de lavagem para humedecimento antes de passar pelos biofiltros. Por outro lado, na abordagem química, são utilizados reagentes como ácido sulfúrico, peróxido de hidrogénio e hidróxido de sódio nas torres de lavagem, com o objetivo de neutralizar os compostos responsáveis pelos odores (Águas do Algarve, 2024).

1.6.4 Enquadramento Legislativo

Em Portugal, o tratamento das águas residuais urbanas é regulado pela Diretiva 91/271/CEE, posteriormente emendada pela Diretiva 98/15/CE, e pelo Regulamento (CE) n.º 1882/2003. Essas Diretivas foram integradas na legislação portuguesa através do Decreto-Lei n.º 152/97, na sua versão atual, e do Decreto-Lei n.º 348/98 (APA, 2022).

Conforme estabelecido pela DARU, as descargas de águas residuais urbanas provenientes de aglomerações com um (e.p.) inferior a 2000, lançadas em águas doces e estuários, assim como as descargas de aglomerações com um e.p. inferior a 10000, lançadas em águas costeiras, devem passar por um tratamento adequado. Aglomerações com uma população superior a 10000 e.p. devem receber tratamento secundário, obrigatoriamente, se descarregarem em áreas normais, ou um tratamento mais avançado do que o secundário se descarregarem em áreas sensíveis (APA, 2022).

Conforme estipulado pelo Decreto-Lei n.º 152/97, modificado pelo Decreto-Lei n.º 348/98, é necessário aplicar pelo menos um dos requisitos, seja o valor limite ou a percentagem mínima de redução (%), conforme listados na Tabela 2, para as descargas de ARU das ETAR. A verificação do parâmetro SST é recomendada, porém opcional.

Tabela 2: Requisitos para as descargas das ETAR (Decreto-Lei n.o 152/97)

Parâmetros	Valor Limite	Percentagem de redução mínima (%)
Carência bioquímica de oxigénio (CBO₅ a 20°C)	25 mg/L O ₂	70-90 %
Carência química de oxigénio (CQO)	125 mg/L O ₂	75%
Total de partículas sólidas em suspensão	35 mg/L (para: e.p. > 10000) 60 mg/L (para: 2000 < e.p. ≤ 10000)	90 % (para: e.p. > 10000) 70 % (para: 2000 < e.p. ≤ 10000)

Para áreas sensíveis e suscetíveis à eutrofização, são considerados mais dois parâmetros, conforme indicado na Tabela 3.

Tabela 3: Requisitos para as descargas das ETAR em zonas sensíveis (Decreto-Lei n.o 152/97)

Parâmetros	Concentração	Percentagem mínima de redução
P - Fósforo total	2mg/L P (para: 10000 < e.p. ≤100000)	80 %
	1 mg/L P (para: e.p. > 100000)	
N - Azoto total	15 mg/L N (para: 10000 < e.p. ≤ 100000)	70-80 %
	10 mg/L N (para: e.p. > 100000)	

A conceção, construção e manutenção dos sistemas de drenagem desempenham um papel crucial no tratamento da ARU, pois são responsáveis por controlar o fluxo de água contaminada que chega às estações de tratamento. É essencial projetar sistemas de drenagem que possam lidar adequadamente com o volume e as características das ARU diariamente geradas em áreas urbanas. Isso inclui a instalação de sistemas de drenagem dimensionados corretamente para evitar vazamentos, bem como a implementação de medidas de controlo de poluição para prevenir a contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Além disso, a manutenção regular dos sistemas de drenagem é fundamental para garantir o seu bom funcionamento ao longo do tempo e para evitar problemas operacionais que possam comprometer a eficiência do tratamento de ARU nas ETAR (Decreto-Lei n.o 152/97).

Em conclusão, a conceção e dimensionamento de uma ETAR requer uma análise detalhada dos diversos processos e operações de tratamento que podem ser implementados para cada situação específica. É fundamental compreender o funcionamento de cada um desses processos e operações, bem como o desempenho dos componentes do sistema de tratamento, a fim de garantir que as exigências legais sejam atendidas (Cerdeira, 2008).

1.7 Processo de lamas ativadas

O tratamento biológico por lamas ativadas, que foi introduzido pela primeira vez na Inglaterra em 1914, é atualmente o método mais amplamente utilizado para o tratamento de águas residuais, tanto domésticas como industriais, a nível global (Orhon, 1994). Este processo envolve uma comunidade microbiana diversificada, composta por vários micro e macro-organismos, que metabolizam tanto substâncias inorgânicas quanto orgânicas presentes no efluente, transformando-as em formas que são ambientalmente aceitáveis (Richard et al., 1989).

Em termos gerais, o sistema é constituído por um reator biológico, geralmente tanques de arejamento, e um decantador secundário. No tanque de arejamento, desenvolve-se uma complexa rede trófica, onde diferentes populações interagem por meio de várias relações, incluindo competição, predação e até canibalismo, conforme ilustrado na Figura 1.

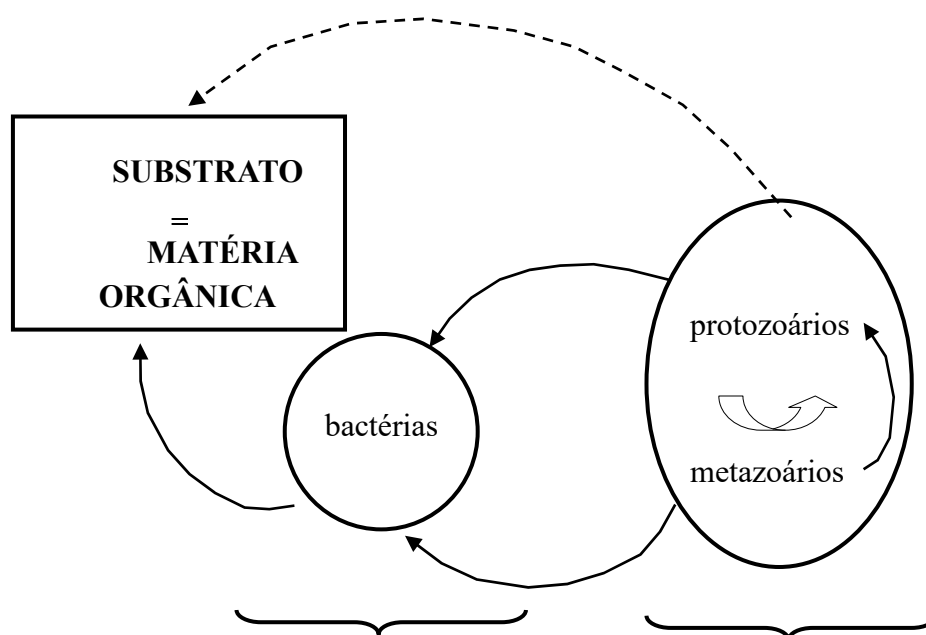


Figura 1: Rede trófica estabelecida num processo de lamas ativadas. Adaptado de (Canler et al., 1999)

A componente biótica é formada por decompositores e produtores primários, como bactérias e fungos, que obtêm sua energia a partir da matéria orgânica dissolvida. Além disso, inclui consumidores ou predadores, que englobam organismos como flagelados heterotróficos, protozoários ciliados, rizópodes e pequenos metazoários que se alimentam de bactérias e outros microrganismos. A quantidade de decompositores, especialmente das bactérias heterotróficas, aumenta em função da concentração de substâncias orgânicas dissolvidas no licor misto. Por outro lado, o crescimento da população de consumidores depende da disponibilidade de presas (Pinto, 2012). As bactérias dispersas desempenham o papel de alimento para os flagelados heterotróficos e para os ciliados bacteriófagos. Estes últimos, por sua vez, são presas dos protozoários e metazoários carnívoros (Spigoni et al., 1992).

1.7.1 Principais microrganismos em sistemas de Lamas Ativadas

De maneira geral, a biomassa num processo de lamas ativadas é composta, aproximadamente, por 95% de bactérias e 5% de outros organismos, incluindo protozoários, rotíferos e invertebrados (Richard et al., 1989).

As lamas ativadas consistem em uma componente orgânica e outra inorgânica que se agregam de forma mais ou menos aleatória para formar o floco. Este floco é composto por diversas espécies de bactérias conhecidas como formadoras de flocos, principalmente dos gêneros *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Citromonas*, *Flavobacterium* e *Zooglea*. Essas bactérias têm a capacidade de secretar um material extracelular gelatinoso que envolve a membrana externa, chamado de glicocálix. O glicocálix é composto por polissacarídeos no caso das bactérias Gram-negativas e por peptidoglicano no caso das bactérias Gram-positivas.

Esse polímero orgânico aumenta a viscosidade da água, auxiliando as bactérias dispersas na criação do microambiente necessário para a atividade das enzimas extracelulares. Além disso, contribui para a agregação de células individuais, promovendo a formação de estruturas mais complexas, que eventualmente se desenvolvem em flocos. (Madoni,1996).

Algumas bactérias presentes não têm a função de formar flocos. Na verdade, muitos organismos filamentosos, principalmente bactérias, mas também fungos, têm a capacidade de se desenvolver no licor misto (Richard et al., 1989).

1.7.2 Principais desafios provocados por organismos filamentosos em sistemas de lamas ativadas

As bactérias filamentosas são vistas como uma componente essencial da comunidade microbiológica no processo de lamas ativadas. Apesar disso, a maneira como elas surgem nas instalações ainda é desconhecida na maioria dos casos (Wanner, 1993, 1994). As bactérias filamentosas desempenham um papel crucial na formação de flocos com uma boa capacidade de sedimentação (Jenkins et al., 2003).

Os problemas surgem quando o equilíbrio da comunidade normal deste sistema é perturbado e as bactérias filamentosas proliferam, resultando em complicações como o sludge bulking e o sludge foaming.

1.7.2.1 “Sludge Bulking”

Existem dois tipos de fenômenos relacionados ao bulking: o bulking filamentoso e o bulking viscoso (ou zooglear). O bulking filamentoso é considerado um dos principais desafios em estações de tratamento de águas residuais (ETAR) que utilizam o sistema de lamas ativadas. Este fenômeno caracteriza-se pela diminuição da sedimentação no decantador secundário, resultando em um índice volumétrico de lamas (IVL) elevado, frequentemente acima de 150 mL/g, além de baixas velocidades de sedimentação e má qualidade do efluente final. Normalmente, está ligado à falta de nutrientes essenciais, como nitrogênio e fósforo, à presença de substâncias tóxicas e à insuficiência de oxigênio. Também pode estar associado ao crescimento excessivo de bactérias filamentosas, sendo

frequentemente confundido com o foaming filamentoso, que se manifesta pela ascensão de biomassa para a superfície dos tanques de arejamento e do decantador secundário (Jenkins et al., 2003).

Por sua vez, o bulking viscoso geralmente se relaciona a problemas de formação de espuma (foaming), ocorrendo em efluentes com alta biodegradabilidade e cargas orgânicas, além de arejamento inadequado, presença de ácidos gordos e falta de nutrientes específicos, como nitrogênio e fósforo. Este fenômeno resulta em um efluente final turvo, com alta viscosidade e elevado teor de matéria orgânica, formando flocos grandes que sedimentam com dificuldade. É predominantemente associado à presença de bactérias como *Acinetobacter* e *Zoogloea* (Jenkins et al., 2003).

Tabela 4: Principais espécies de bactérias filamentosas associadas ao fenômeno de bulking em sistemas de tratamento de efluentes domésticos ou industriais. Adaptado de Spigoni et al., 1992)

Espécie	Comum em instalações de tratamento de efluentes domésticos	Comum em instalações de tratamento de efluentes industriais
<i>Sphaerotilus natans</i>	X	
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	X	X
<i>Tipo 1701</i>	X	
<i>Tipo 0041</i>		X
<i>Tipo 021N</i>	X	X
<i>Microthrix parvicella</i>		X
<i>Tipo 0803</i>		X
<i>Tipo 0092</i>		X
<i>Nocardia</i>	X	X
<i>Tipo 0675</i>		X
<i>Tipo 1851</i>		X
<i>Tipo 0914</i>		X
<i>Tipo 0961</i>		X
<i>Tipo 8581</i>		X
<i>Tipo 1863</i>	X	
<i>Nostocoida limicola</i>	X	X
<i>Thiothrix</i>	X	X
<i>Beggiatoa</i>	X	X

O fenômeno do bulking é reconhecido como um dos problemas mais graves nos sistemas de tratamento biológico utilizando lamas ativadas. Portanto, é crucial identificar o filamento dominante responsável pelo bulking, a fim de abordar o problema na raiz, adotando medidas corretivas específicas para combater esse microrganismo. No entanto,

a identificação nem sempre é fácil, pois muitos filamentos têm características semelhantes.

Isso requer a identificação de características distintivas, às vezes difíceis de observar, e o uso de colorações específicas ou, mais recentemente, métodos moleculares (Abreu, 2004).

1.7.2.2 Sludge Foaming

Existem dois principais fenômenos de formação foaming (escumas, também designadas mais recentemente por espumas): o filamentososo e o não filamentososo. O foaming filamentososo ocorre devido ao crescimento excessivo de bactérias filamentosas, predominantemente hidrofóbicas, que são responsáveis pela produção de substâncias tensoativas, resultando na formação de espuma (Jenkins et al., 2003). Por outro lado, o foaming não filamentososo é causado pela presença elevada de tensoativos e outras substâncias de difícil degradação. Os fatores associados a esse fenômeno incluem a presença de carboidratos de alto peso molecular, gorduras e óleos no efluente, bem como a ocorrência de pequenas bolhas de ar, provenientes do processo de arejamento, que são aprisionadas pelas bactérias filamentosas presentes nos flocos (Jenkins et al., 2003).

1.7.3 Destinos Finais das Lamas das ETAR

Os destinos finais das lamas originárias das ETAR constituem um desafio crescente, devido ao aumento da sua produção, que está relacionado com o crescimento populacional e à composição dessas lamas. Desde 1998, a deposição de lamas em corpos de água foi proibida pela Diretiva 91/271/CEE da União Europeia, o que levou ao desenvolvimento de alternativas mais sustentáveis para o seu tratamento e eliminação (Diretiva nº 91/271/CEE).

O Decreto-Lei nº 102-D/2020, de 17 de junho, estabelece uma hierarquia para a gestão de resíduos, que prioriza a prevenção, redução e reciclagem, dando ênfase à valorização das lamas. As principais formas de valorização incluem a sua aplicação na agricultura, compostagem, deposição em aterros e incineração, conforme apontado pela Comissão (Comissão Europeia, 2015)

A operação de gestão de resíduos foi agrupada pelo Decreto-Lei nº 73/2011 em duas categorias: operações de eliminação (código D) ou de valorização (código R) (Decreto-Lei nº 73/2011).

A escolha do destino final das lamas depende de diversos fatores, incluindo (Mendes, 2014):

- ❖ As características físicas das lamas, nomeadamente o seu estado (líquido ou seco) e se foram ou não tratadas;
- ❖ O nível de contaminação, especialmente no que diz respeito à presença de metais pesados, como cádmio, mercúrio, crómio, zinco, cobre e níquel;
- ❖ A disponibilidade de solos agrícolas ou infraestruturas adequadas para compostagem;
- ❖ O fácil acesso ao transporte e o aos locais de destino;
- ❖ Considerações económicas, relacionadas com os custos das diferentes opções.

Tem-se investido consideravelmente em alternativas para a reutilização de lamas. Entre os usos considerados, destacam-se a sua aplicação como combustível, na produção de cerâmica, e na fabricação de painéis para edifícios. Além disso, as lamas têm sido utilizadas na criação de diversos artigos, como broches, alfinetes de gravata e individuais para mesa. A Tabela 5 apresenta algumas das possíveis atividades em que as lamas provenientes da depuração podem ser integradas.

Tabela 5: Valorização de lamas. Fonte: (Myers, 1998)

Atividade	Possibilidade de reutilização de Lamas
Agricultura	Fertilização e melhoramento de solos
Aplicação no solo	Correção de solos
Aquacultura e silvicultura	Fertilização e melhoramento de solos
	Matéria-prima de produtos industriais
Indústria	Materiais de construção
	Fertilizantes e Combustíveis
Utilização Urbana	Fertilizantes
Atividades Recreativas	Fertilizantes

❖ Valorização agrícola

O Decreto-Lei n.º 276/2009, publicado em 2 de outubro, define as normas para a utilização de lamas em terrenos agrícolas.

O objetivo é enriquecer a terra com nutrientes, garantindo, ao mesmo tempo, que a saúde pública e a qualidade ambiental, especialmente das águas e dos solos, não sejam comprometidas (Tejo, 2024). Este método aproveita o elevado teor de matéria orgânica e nutrientes das lamas para aumentar a produtividade dos solos, sendo uma solução frequentemente económica (Mendes, 2009).

As lamas são ricas em nutrientes orgânicos, como azoto (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), bem como micronutrientes, incluindo ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu) e zinco (Zn), entre outros. Podem ser utilizados os elementos tais como sódio (Na) e o cobalto (Co) nas culturas específicas, como a beterraba sacarina e leguminosas, respetivamente, sendo o cobalto essencial para a fixação do azoto atmosférico (Soveral, 2004).

Apesar das suas vantagens, a utilização das lamas na agricultura requer precauções, uma vez que podem conter substâncias prejudiciais, como metais pesados, compostos orgânicos e inorgânicos, além de microrganismos nocivos resultantes do processo de tratamento (Verlicchi et al., 2015).

O Artigo 12.º do Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, define as utilizações proibidas de lamas, estipulando várias restrições. Entre as restrições estabelecidas, destaca-se a proibição de aplicar lamas no solo sem que haja um processo de valorização agrícola; a proibição de enterrar lamas no solo, exceto nos casos em que tal seja autorizado pelo regime jurídico de deposição de resíduos em aterros, e a proibição de aplicar lamas no solo quando a concentração de metais pesados nas lamas exceder os valores-limite estabelecidos. (Tabela 6). Adicionalmente, é proibida a aplicação de lamas quando a concentração de compostos orgânicos ou de organismos patogénicos, como *Escherichia coli* e *Salmonella spp*, exceder os valores-limite estipulados nas Tabelas 7 e 8, respetivamente.

Tabela 6: Valores Limite de concentração de metais nas lamas destinadas à agricultura de acordo com o Decreto-Lei n° 276/2009.

Parâmetros	Valores Limite (mg/kg de matéria seca)
Cádmio	20
Cobre	1000
Níquel	300
Chumbo	750
Zinco	2500
Mercúrio	16
Crómio	1000

Tabela 7: Valores Limite de concentração de compostos orgânicos e dioxinas nas lamas destinadas à agricultura ⁽¹⁾ de acordo com o Decreto-Lei n° 276/2009.

Compostos orgânicos	Valores limite (mg/kg de matéria seca)
LAS	5000
NPE	450
PAH	6
PCB	0,8

Dioxinas	Valores limite (ng TEQ/kg de matéria seca)
PCDD/F	100

⁽¹⁾ Caso sejam exigidos pela CCDR, a ARH e, ou, a DRAP.

Tabela 8: Valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura de acordo com o Decreto-Lei n° 276/2009.

Microrganismos	Valores limite (células/g de matéria fresca. Ausente em 50 g de matéria original)
<i>Escherichia coli</i>	<1000
<i>Salmonella spp</i>	

❖ **Compostagem**

A compostagem é uma solução amplamente utilizada para o reaproveitamento de lamas, favorecida pela flexibilidade das legislações, especialmente no controlo de contaminantes e metais pesados (González, 2020). Este processo reduz significativamente o volume das lamas e produz um composto orgânico higienizado, sem sementes, que pode ser armazenado e aplicado no solo. Além de não causar impactes ambientais negativos, este composto melhora as características físicas, químicas e biológicas do solo, funcionando como um fertilizante de elevada qualidade (Carvalho, 2010).

❖ **Aterros**

A deposição de resíduos em aterro é considerada uma operação de eliminação, regulada pelo Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de agosto. O Artigo 8 deste diploma estabelece objetivos para reduzir a quantidade de resíduos biodegradáveis, incluindo as lamas de ETAR urbanas. Em particular, visa-se reduzir a quantidade de resíduos urbanos biodegradáveis produzidos em 1995 para 50% até julho de 2013 e para 35% até julho de 2020 (Lopes, 2016).

A deposição em aterro deve ser considerada como um recurso de último recurso, aplicando-se apenas quando a valorização das lamas não é uma opção viável. Esta situação é especialmente relevante em casos de contaminação por metais pesados, como cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), zinco (Zn), cádmio (Cd), crómio (Cr) e chumbo (Pb), ou por outras substâncias tóxicas (Gonçalves, 2017). Mesmo nestas circunstâncias, é fundamental estabilizar as lamas e monitorizar cuidadosamente o processo para prevenir a contaminação do solo e das águas subterrâneas (Meneses, 2023).

❖ **Incineração**

A incineração é outra alternativa para o destino final das lamas. Embora reduza significativamente o seu volume, este método gera resíduos, nomeadamente as cinzas (Sousa, 2005). Além disso, é um processo caro e pode resultar na produção de gases nocivos (Garrido Baserba et al., 2014; von Sperling et al., 2007). A principal vantagem da incineração é a redução considerável do volume de lama, a eliminação de agentes patogénicos e a carbonização da matéria orgânica. No entanto, a construção, manutenção e operação dos incineradores são dispendiosas, e o processo de combustão de substâncias tóxicas exige um tratamento adequado para evitar emissões perigosas para a atmosfera (Zhang et al., 2021).

2. Metodologia

Neste capítulo, apresenta-se uma descrição abrangente do sistema em estudo, começando com uma análise demográfica e os caudais de dimensionamento, assim como os objetivos de qualidade estabelecidos. Também é detalhado o processo de tratamento que a água residual atravessa, desde a sua entrada na instalação até à saída como efluente tratado. Por fim, são expostos os parâmetros analítico e operacional, conforme definidos pelo plano de controlo operacional.

2.1. Descrição da ETAR de Mirandela

A estação de tratamento de águas residuais de Mirandela, situada no concelho de Mirandela, na Avenida Engenheiro Camilo Mendonça 3a, 5370-208, foi projetada para atender a uma população equivalente de 26509 habitantes, correspondendo a um caudal médio de 5.422 m³/dia, durante o período de horizonte do projeto.

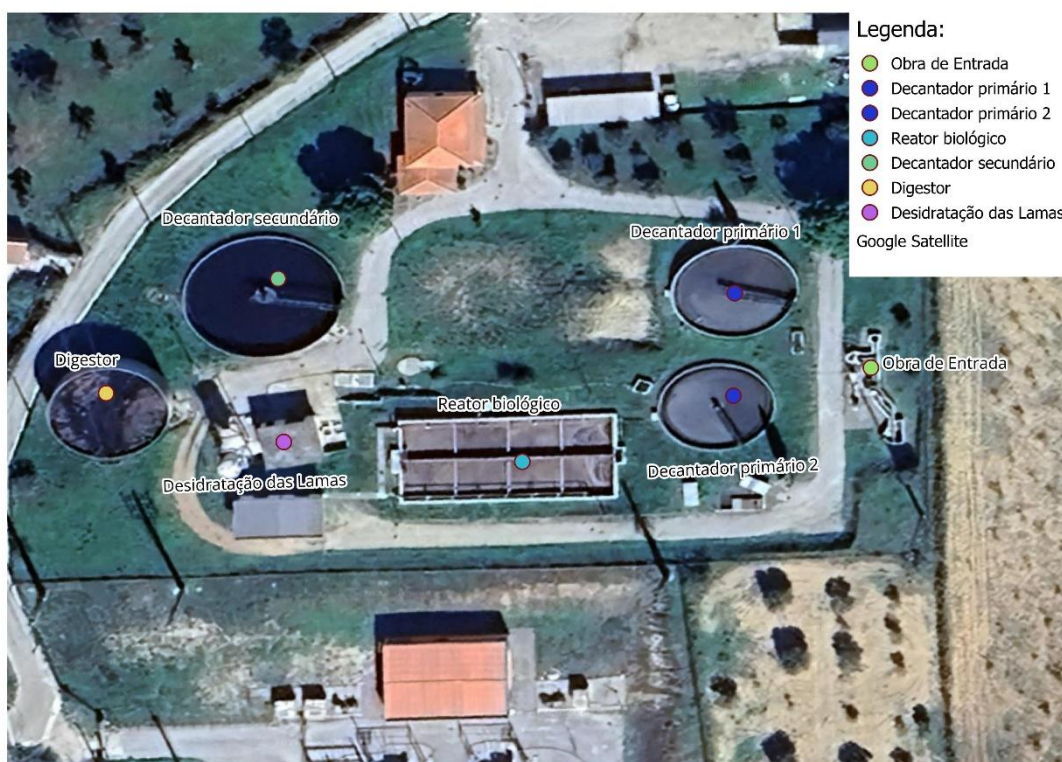


Figura 2: Localização e aspeto geral de ETAR de Mirandela

A Estação de Tratamento de Águas Residuais de Mirandela foi projetada para acolher os efluentes domésticos da população da cidade e das localidades vizinhas, como Vila Nova das Patas, Carvalhais e Vale Madeiro. Além disso, também recebe efluentes industriais que foram previamente tratados nas unidades da região.

Para compreender as características de afluência que influenciaram o dimensionamento da estação de tratamento, a seguir são apresentadas tabelas que compilam as bases de dimensionamento hidráulico, considerando períodos de época alta (maio e outubro) e baixa (novembro e abril), com referência ao ano zero (HP0).

Tabela 9: Bases do dimensionamento hidráulico da ETAR para uma época baixa.

Época baixa	
HP0	
População	
Domestica (hab.eq.)	20434
Caudais	
Caudal médio diário (m3/d)	3207
Caudal máximo admissível (m3/h)	250
Cargas poluentes	
CQO (mg O2/L)	992
CBO5 (mg O2/l)	496
SST (mg SST/l)	744
Nt (mg N/l)	99

Tabela 10: Bases do dimensionamento hidráulico da ETAR para uma época alta.

Época alta	
HP0	
População	
Domestica (hab.eq.)	26509
Caudais	
Caudal médio diário (m3/d)	5422
Caudal máximo admissível (m3/h)	422
Cargas poluentes	
CQO (mg O2/L)	587
CBO5 (mg O2/l)	293
SST (mg SST/l)	440
Nt (mg N/l)	59

2.2 Processos de tratamento e órgãos instalados na ETAR de Mirandela

2.2.1 Fase Líquida

2.2.1.1. Obra de entrada e Tratamento preliminar

Na fase inicial o efluente doméstico, juntamente com o industrial, é inicialmente transportado pelos coletores municipais e pelas cinco estações elevatórias (EE Golfeiras, EE de Mirandela, EE de Carvalhais, EE de Vila Nova das Patas e EE de Vale Madeiro) que integram o sistema. Em seguida, o efluente é enviado para a estação elevatória da Preguiça, de onde é encaminhado para a entrada da ETAR.

Após isso, o afluente passa por um pré-tratamento mecânico que inclui uma gradagem em tambor rotativo, destinada a remover sólidos em suspensão com dimensões superiores a 6 mm. Os resíduos sólidos resultantes são então transportados para um sistema de lavagem e desidratação, que utiliza uma escova e jatos de água, sendo depositados em uma tremonha no tambor e, finalmente, encaminhados por um parafuso sem-fim para um contentor.

O efluente é então direcionado para um desarenador do tipo "Pista-Grit", onde a areia é removida por ação centrífuga. Esta areia é transportada através de um sistema de elevação por "air lift" para um equipamento de classificação e desidratação, onde é depositada em contentores e, posteriormente, encaminhada para um destino final apropriado.

A retenção dos sólidos durante o pré-tratamento mecânico é fundamental para proteger os dispositivos que conduzem as águas residuais, bem como os componentes a jusante. Após essas operações, o efluente flui através de um canal de Parshall, onde o caudal é medido com um medidor de nível ultrassónico.

2.2.1.2 Tratamento Primário

O tratamento primário nas (ETAR) é fundamental para a remoção de sólidos que podem sedimentar ou flutuar, além de ajudar a diminuir a carga orgânica contida nas águas residuais. Na presente ETAR, essa etapa é conduzida por meio de dois decantadores primários.

2.2.1.2.1 Decantadores primários

A decantação primária é crucial para a eliminação de partículas em suspensão que não foram retidas na etapa de pré-tratamento.

Os decantadores primários, estruturas equipadas com pontes raspadoras de fundo e superfície, operam de maneira contínua para facilitar a separação dos sólidos sedimentáveis do líquido decantado. O líquido decantado é então conduzido para o reator biológico, onde prosseguirá para os próximos etapas de tratamento. As lamas sedimentadas no fundo dos decantadores, designadas por lamas primárias, são removidas regularmente e enviadas para a estação elevatória de lamas, assegurando o funcionamento eficiente do sistema.

2.2.1.3 Tratamento Secundário

O tratamento secundário em ETAR desempenha um papel crucial na remoção adicional de matéria orgânica presente nos efluentes, que não foi completamente tratada no

processo anterior. O tratamento secundário da ETAR em estudo consiste no processo de lamas ativadas.

2.2.1.3.1 Reator biológico

O reator biológico existente funciona com uma dinâmica de reator contínuo de mistura completa (CSTR - Continuous Stirred-Tank Reactor). Ele consiste em duas linhas equipadas com difusores de membrana interligados por tubagem metálica e alimentados por 4 compressores, 2 válvulas motorizadas de admissão de ar e por 4 válvulas manuais em cada uma das linhas. Esses compressores são responsáveis por fornecer o oxigénio essencial para o funcionamento do tanque, onde os microrganismos aeróbios realizam a decomposição da matéria orgânica contida na água residual. A monitorização dos níveis de oxigénio é realizada por sondas de oxigénio colocadas nos tanques de arejamento, garantindo uma concentração adequada de O_2 entre 1,5-3 mg/L. Além disso, o controle do oxigénio pode ser realizado através da temporização dos compressores, definindo os períodos de funcionamento e de paragem, de modo a manter a concentração de oxigénio desejada dentro do tanque.

2.2.1.3.2 Lamas ativadas

O processo de tratamento utilizado baseia-se na aplicação de lamas ativadas em regime de média carga. Este método visa principalmente transformar a matéria orgânica presente na água residual em flocos biológicos, conhecidos como lamas ativadas, que são facilmente sedimentáveis no decantador secundário a jusante.

2.2.1.3.3 Decantador secundário

O decantador secundário desempenha um papel crucial na separação das lamas biológicas do efluente já clarificado. Neste equipamento, uma raspadora de fundo opera de forma contínua, recolhendo as lamas sedimentadas para o cone central de recolha, enquanto o efluente clarificado é direcionado através de uma conduta para a linha de água a jusante da ETAR.

Para assegurar a presença de flocos adequados, que possuam as características necessárias para absorver e biodegradar a matéria orgânica que alimenta constantemente o reator, é realizada a recirculação dos flocos sedimentados do decantador secundário de volta para os tanques de arejamento. Devido ao crescimento contínuo da biomassa (lamas ativadas) durante o processo de depuração da matéria orgânica nas águas residuais, uma parte do excesso, conhecida como "lamas em excesso", é extraída.

2.2.2 Fase Sólida

2.2.2.1 Tratamento de Lamas

O tratamento de lamas é uma etapa essencial no processo de purificação das águas residuais em ETARs. Após o tratamento biológico, as lamas biológicas resultantes precisam de ser adequadamente tratadas para minimizar os impactos ambientais e promover a sua reutilização.

Nesta ETAR, as lamas provenientes dos decantadores primários e secundários são encaminhadas para a elevatória das lamas mistas. Esta quando atinge nível alto, faz arrancar um grupo de bombagem que as eleva ao digestor anaeróbio. Posteriormente as lamas digeridas são desidratadas.

2.2.2.1.1 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia da lama é um processo que envolve a degradação da matéria orgânica sem a presença de oxigénio, levando à produção de dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄). Esse processo é conduzido pela atividade bacteriana em três fases distintas:

1. Hidrólise: Nesta fase, ocorre a quebra das moléculas orgânicas complexas em fragmentos solúveis, facilitando sua posterior metabolização pelos microrganismos.
2. Acidificação: Os fragmentos solúveis resultantes da hidrólise são metabolizados pelas bactérias acidogénicas, que convertem esses substratos em ácidos orgânicos de cadeia curta, como ácido acético e ácido propiónico.
3. Metanogénese: Na última fase, os ácidos orgânicos produzidos na etapa anterior são convertidos em metano e dióxido de carbono pelas bactérias metanogénicas, resultando na produção final de biogás.

O processo de digestão anaeróbia realiza-se num digestor de baixa carga, que se caracteriza pela falta de agitação e aquecimento. No interior do digestor, podem ser identificadas quatro zonas distintas:

1. Camada superior - Escumas: Consiste em materiais leves e gorduras que se acumulam na superfície do líquido.
2. Camada de líquido sobrenadante: Esta camada é composta pelo líquido resultante da digestão anaeróbia, que contém os produtos finais da decomposição orgânica.
3. Camada de biomassa ativa: É nesta camada que ocorre a maior parte da atividade bacteriana responsável pela degradação da matéria orgânica.
4. Camada inferior constituída por inertes e sólidos digeridos: Aqui se encontram os resíduos sólidos resultantes do processo de digestão anaeróbia, que eventualmente serão removidos do digestor.

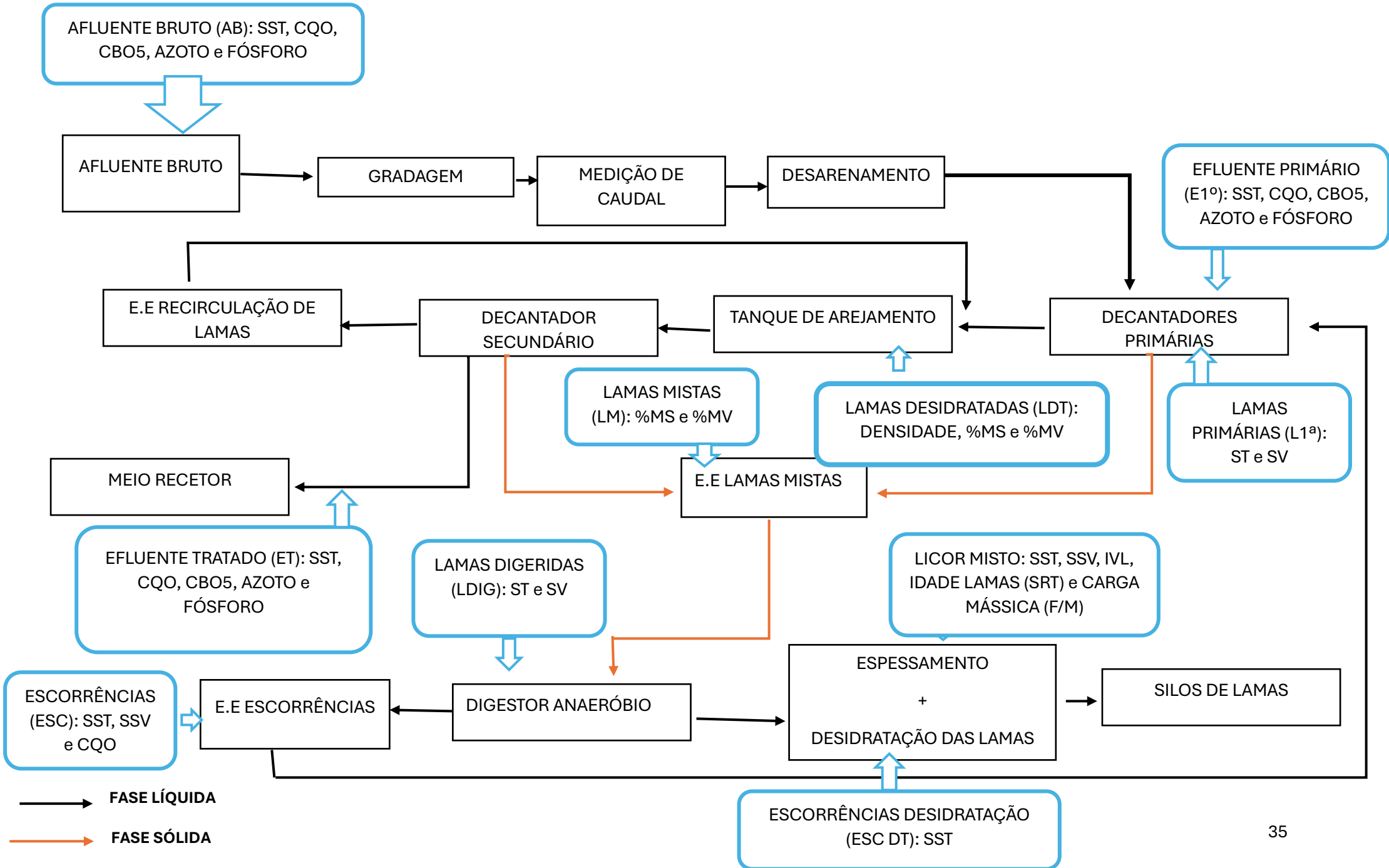
2.2.2.1.2 Desidratação de lamas

As lamas são aspiradas do digestor através duas bombas para o filtro de bandas e é desidratada, onde é adicionado em linha polímero para atingir um teor de matéria seca entre 20-25%. Durante o processo de desidratação, a lama desidratada é bombeada para um silo de armazenamento de 40m².

As escorrências resultantes da digestão e da desidratação são encaminhadas para o início do tratamento (câmara repartidora de caudal).

O destino final dessas lamas desidratadas é a valorização agrícola, onde são utilizadas como fertilizante orgânico, contribuindo para o ciclo sustentável de nutrientes no solo e promovendo a saúde das plantas e também podem ser usadas no processo de compostagem.

Figura 3: Diagrama e processo de ETAR Mirandela



2.3 Controlo analítico do processo de tratamento de ETAR de Mirandela

A Águas do Norte mantém um programa de monitorização da qualidade da água para rejeição no meio hídrico, realizando análises periódicas de diversos parâmetros ao longo das várias fases do processo de tratamento. Os pontos de amostragem, os parâmetros a serem medidos e a frequência das análises são definidos pelo Plano de Controlo Operacional (Tabela 11), aprovado para o subsistema de Mirandela.

O Laboratório de Processo de Águas Residuais de Mirandela (LP-AR-Mirandela) está equipado com toda a instrumentação necessária para a realização do Controlo Analítico da instalação, programada para garantir o monitoramento do funcionamento do processo. Isso assegura a eficiência dos diferentes órgãos de tratamento e o cumprimento dos parâmetros de descarga, conforme estabelecido na Licença.

Os métodos analíticos utilizados permitem a determinação de parâmetros como CQO, CBO₅, SST, SSV, nitratos, azoto, fósforo, densidade, matéria seca e matéria seca volátil. Além disso, parâmetros como pH, temperatura e oxigénio dissolvido são analisados *in situ*.

Tabela 11: Plano de Controlo Operacional de Sistema de Águas Residuais de Mirandela (PCOSAR)

SAR MIRANDELA (amostras simples)		
PONTO AMOSTRAGEM	PARÂMETROS	Periodicidade
AB	pH, T, SST, CQO, CBO ₅	Semanal
	N, P	Mensal
E1°	pH, T, SST, CQO, CBO ₅	Semanal
	N, P	Mensal
ET	pH, SST, CQO, CBO ₅	Semanal
	N, P	Mensal
ESC Desidratação	SST	Semanal
ESC Digestor	pH, T, SST, SSV, CQO	Quinzenal
Licor Misto	pH, T, OD, SST, SSV, V30, IVL, Idade Lamas (SRT), Carga Mássica (F/M)	Semanal
	IBL	Quinzenal
LBR	pH, ST, V30	Semanal
L1^a	pH, T, ST, SV	Semanal
LDIG	pH, T, ST, SV	Semanal
	Alcalinidade	Mensal
LM	pH, T, %MS, %MV	Semanal
LDT	Densidade, %MS, %MV	Semanal

Neste laboratório, são analisadas amostras simples de 34 ETAR's, de 2 áreas de gestão diferentes conforme a Tabela 12, sendo que 17 destas são exploradas pela agência contratada AGS. Essas 17 ETAR's são analisadas duas vezes por mês para fins de faturação.

Tabela 12: Lista de ETAR's analisadas no LP-AR-Mirandela

LP-AR-Mirandela	
Área de Gestão Terra fria/Terra quente	Área de Gestão Douro Superior
ETAR Mirandela	ETAR Freixo de Espada a Cinta
ETAR Torre de Chama	ETAR Lagoaça
ETAR Cachão	ETAR Fornos
ETAR Macedo de Cavaleiros	ETAR Vila Nova Foz Côa
ETAR Carrapatas	ETAR Touça
ETAR Morais	ETAR Sebadelhe
ETAR Santa Combinha	ETAR Mós (do Douro)
-----	ETAR Seixas
-----	ETAR Almendra
-----	ETAR Freixo Numão
AGS	
ETAR Bragança	ETAR Torre de Moncorvo
ETAR Izeda	ETAR Açoreira
ETAR Vinhais	ETAR Ligares
ETAR Rebordelo	ETAR Maçores
-----	ETAR Sequeiros
-----	ETAR Mós
-----	ETAR Carviçais
-----	ETAR Vila Flor
-----	ETAR Castedo
-----	ETAR Vide
-----	ETAR Horta da Vilariça
-----	ETAR Alfândega da Fé
-----	ETAR Sambade

No contexto deste estágio, serão apresentados exclusivamente os dados analisados dos parâmetros físico-químicos da ETAR de Mirandela. Isso inclui informações detalhadas sobre os parâmetros como CQO, CBO₅, SST, SSV, nitratos, nitrogénio, fósforo, densidade, matéria seca e matéria seca volátil.

2.4 Parâmetros de Controle analítico

2.4.1 Fase Líquida

2.4.1.1 Carência Química de Oxigênio (CQO)

O CQO avalia a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica, utilizando um oxidante forte como o dicromato de potássio. Este processo de oxidação é facilitado pela presença de sulfato de prata (Teixeira, 2007). Através da relação entre a quantidade de matéria orgânica oxidável e o dicromato de potássio consumido, torna-se viável estimar de forma relativamente simples a quantidade de matéria orgânica presente.

Para a determinação da CQO, utilizou-se o método colorimétrico em refluxo fechado, recorrendo a um teste em cuvete com uma faixa de medição entre 100 e 2000 mg O₂/L. Desta forma, as amostras de água residual foram analisadas sem necessidade de diluições. O procedimento foi realizado num termo-reator, utilizando o programa de alta temperatura, com uma duração total de 15 minutos.

2.4.1.2 Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅)

CBO₅ - Carência Bioquímica de Oxigênio em 5 dias. Trata-se da medição da quantidade de oxigênio consumido pela amostra ao longo de um período de incubação de 5 dias. Este consumo de oxigênio ocorre tanto devido à degradação bioquímica da matéria, como à oxidação de compostos orgânicos (como os compostos de azoto) e inorgânicos (tais como sulfuretos e ferro (II)). Contudo, estes processos podem ser inibidos através da adição de substâncias químicas específicas. A oxidação de certas formas de azoto, como a amônia e os óxidos de azoto, pode gerar uma interferência significativa na medição da CBO₅. A precisão e a exatidão da determinação deste parâmetro podem ainda ser influenciadas por fatores como a presença de sólidos em suspensão ou a ausência de agitação.

Na determinação da CBO₅, recorreu-se ao método analítico Oxitop. Para esta análise, os valores de CBO₅ foram estimados a partir dos valores de CQO, assumindo-se que a CBO₅ corresponde a 80% do valor da CQO.

Esta estimativa de 80% é frequentemente usada como uma aproximação geral, especialmente para águas residuais de origem doméstica ou de composição semelhante.

Com esta estimativa, foi selecionada a gama apropriada de CBO₅, permitindo identificar os volumes de amostra a utilizar, o número de gotas de inibidor de nitrificação (Nallythiurela) e o fator de correção a aplicar, conforme indicado na Tabela 13.

Com base no valor estimado, seleciona-se da Tabela 13 o volume de amostra, o número de gotas de Nallythiurela e o fator apropriado. Em seguida, procede-se à execução do método. O volume de amostra é medido de acordo com a gama prevista, insere-se o magneto no frasco, adiciona-se o inibidor de nitrificação, introduzem-se as pastilhas de NaOH e, finalmente, o conjunto é colocado na incubadora a 20°C durante um período de 5 dias. Após a incubação, a CBO₅ é calculada recorrendo à seguinte equação:

Tabela 13: Gama de CBO₅, o volume da amostra, o número de gotas de Nallythiurela e o fator correspondente

Gama de medida (mg O ₂ /L)	Volume da Amostra (mL)	Gotas de Nallythiurela	Fator
0 - 40	432	9	1
40 - 80	365	7	2
80 - 200	250	5	5
200 - 400	164	4	10
400 - 800	97	2	20
800-2000	43,5	1	50
2000-4000	22,7	0,5	100

A partir dos dados da Tabela 13, selecionou-se o volume de amostra a recolher em garrafa de vidro âmbar e a quantidade de gotas de inibidor de nitrificação a adicionar. As amostras foram então transferidas para as garrafas, as quais foram devidamente seladas com as tampas Oxitop após a adição de uma a duas pastilhas de hidróxido de sódio (NaOH). As garrafas foram colocadas em incubação a 20°C durante cinco dias, após o qual o valor final foi calculado utilizando a seguinte equação:

$$CBO_5 = \text{Valor do 5º dia} \times \text{fator} \quad (\text{eq.1})$$

2.4.1.3 Determinação de Azoto Total

Nas águas residuais as formas de azoto com maior interesse estão no estado oxidado de nitratos, nitritos, amónia e azoto orgânico. Todas estas formas de azoto são quimicamente convertíveis num tipo de azoto.

A determinação deste parâmetro foi efetuada com recurso ao método fotométrico. Para o efeito, foram utilizados testes em cuvetes. Deve-se seguir o procedimento de acordo com as instruções fornecidas pelo fabricante.

2.4.1.4 Determinação de Amónia

A determinação deste parâmetro foi efetuada com recurso ao método fotométrico. Para o efeito, foram utilizados testes em cuvetes. Deve-se seguir o procedimento de acordo com as instruções fornecidas pelo fabricante.

2.4.1.5 Determinação de Nitratos (NO₃⁻)

Numa solução ácida (sulfúrico e fosfórico), os nitratos reagem com 2,6-dimetilfenol para formar o composto 4-nitro-2,6-dimetilfenol, que é determinado por espectrofotometria. A intensidade da cor é proporcional à concentração de nitratos

A determinação deste parâmetro foi efetuada com recurso ao método fotométrico. ara o efeito, foram utilizados testes em cuvetes. Deve-se seguir o procedimento de acordo com as instruções fornecidas pelo fabricante.

2.4.1.6 Determinação de Fósforo Total

Determinação do fósforo presente em amostras de águas residuais, através de testes em cuvete por fotometria.

2.4.2 Fase Sólida

2.4.2.1 Determinação de Sólidos Suspenso Totais e Sólidos Suspensos Voláteis (SST/SSV)

Os Sólidos Suspensos Totais correspondem à fração de sólidos retidos por um filtro, que é seco até atingir um peso constante a uma determinada temperatura. Para a realização deste ensaio foi necessário colocar os filtros no dispositivo com a parte rugosa voltada para cima:

- ❖ Lavar os filtros com 3 porções de 20 mL de água destilada;
- ❖ Coloque o filtro numa placa de alumínio e coloque-o na estufa a 105 °C durante 1 hora.
- ❖ Levar à mufla cerca de 15 minutos e deixar arrefecer num exsiccador.
- ❖ Repetir o ciclo até que o peso fosse constante, ou até que a diferença entre pesagens fosse inferior a 4% ou 0,5 mg.
- ❖ Para a análise, foi necessário homogeneizar e filtrar a quantidade de amostra desejada;
- ❖ colocar os filtros na respetiva placa e secá-los a 105°C na estufa, durante 1 hora; deixar arrefecer num exsiccador.
- ❖ Repetir o ciclo até que o peso fosse constante, ou até que a diferença entre pesagens fosse inferior a 4% ou 0,5 mg.
- ❖ Por fim, pesar e determinar SST pela equação 2:

$$SST = \frac{((P2 - P1) \times 1000)}{V} \times 1000 \text{ (mg/L)} \quad (\text{eq.2})$$

Para a determinação de SSV foi necessário incinerar o resíduo obtido, numa mufla a 550°C, durante 15 minutos;

deixar arrefecer num exsiccador, para equilibrar a temperatura até pesos constantes; pesar e determinar SSV pela equação 3:

$$❖ \quad SSV = \frac{((P2 - P3) \times 1000)}{V} \times 1000 \text{ (mg/L)} \quad (\text{eq.3})$$

- ❖ P1 - Peso do filtro (g)
- ❖ P2 - Peso do filtro + resíduo seco (g)
- ❖ P3 - Peso do filtro após ignição (g)
- ❖ V - Volume de amostra (mL)

2.4.2.2 Determinação de Sólidos Totais, Sólidos Voláteis, Sólidos Fixos, Matéria Seca e Matéria Volátil

O método empregado é o gravimétrico, utilizando balança analítica ou de precisão. Esse método envolve operações de secagem e calcinação, permitindo a identificação das diferentes frações de sólidos presentes nas águas residuais. Em amostras com baixa concentração de sólidos voláteis e elevados níveis de sólidos fixos, pode ocorrer um erro negativo durante o processo de secagem, causado pela volatilização dos compostos de carbonato de amônio e de substâncias orgânicas voláteis.

Para a matéria seca e volátil em amostras sólidas e semi-sólidas foi necessário deixar secar os cadinhos vazios numa estufa a 105°C durante o mínimo 1 hora (No caso da determinação fixa e volátil deve colocar-se os cadinhos numa mufla a 550°C durante 1 hora); deixar arrefecer num exsiccador e pesar.

Para a análise, foi necessário homogeneizar a amostra e colocar 25g a 50g, no caso de ser uma amostra líquida coloca-se entre 25 mL e 30 mL, num cadinho preparado; deixar secar na estufa a 105°C durante 24 horas; arrefecer no exsiccador à temperatura ambiente e pesar; determinar % MS e ST; incinerar o resíduo obtido numa mufla a 550°C, durante 1 hora; deixar arrefecer num exsiccador e pesar; determinar % MS e % MV pelas equações 4 e 5:

$$\% \text{ Matéria Seca} = \frac{((P3-P1) \times 100)}{P2-P1} \quad (\text{eq.4})$$

$$\% \text{ Matéria Volátil} = \frac{((P3-P4) \times 100)}{P3-P1} \quad (\text{eq.5})$$

- ❖ P1 - Peso do filtro (g)
- ❖ P2- Peso do filtro + resíduo seco (g)
- ❖ P3- Peso do filtro após ignição (g)
- ❖ P4- Peso do cadinho após ignição + peso do resíduo seco (g)
- ❖ V- Volume de amostra (mL)

Para determinar sólidos totais e sólidos voláteis em amostras líquidas foi necessário colocar a amostra num cadinho preparado, a escolha do volume deve ter como critério a produção de um resíduo seco entre 10 mg e 200 mg (como valores de referência podem utilizar-se 25 mL para amostras de água bruta e 100 mL para água tratada); evaporar até à secura na placa de aquecimento regulada; transferir os cadinhos para a estufa a 105°C e secar durante 1 hora; arrefecer no exsiccador à temperatura ambiente e pesar; para determinar sólidos voláteis deve-se incinerar o resíduo numa mufla a 550°C, durante 1 hora; deixar arrefecer e pesar. Determinar ST e SV pelas equações 6 e 7:

$$ST = \frac{((P2-P1) \times 1000)}{V} \times 1000 \text{ (mg/L)} \quad (\text{eq.6})$$

$$SV = \frac{((P3-P1) \times 1000)}{V} \times 1000 \text{ (mg/L)} \quad (\text{eq.7})$$

2.4.2.3 Densidade

A densidade de uma lama é a relação das massas de volumes iguais dessa amostra com a água destilada. É determinada com base na comparação da massa com um determinado volume de uma amostra homogénea e a massa de água destilada com o mesmo volume a uma temperatura específica de 4°C.

No caso de ETAR de Mirandela apenas se procedeu à análise de Lamas Sólidas que não fluem livremente.

O procedimento passou por colocar a amostra dentro de um gobelé sem exercer pressão, pesar e registar massa do gobelé + amostra (P) cerca de 10mg;

Encha o gobelé com água destilada até à marca (volume), assegurando-se de que não existam bolhas de ar. Em seguida, pese e registe a massa do gobelé + amostra + água (Q);

Pesar todas as massas para valores próximos de 10mg;

Registar os valores obtidos e calcular a densidade pela equação 8:

$$\text{Densidade (T 4°C)} = P - \frac{w}{(R-W)-(Q-P)} \times F \text{ (m amostra/ m água)} \quad (\text{eq.8})$$

- ❖ P - Massa do gobelé + amostra (g)
- ❖ W - Massa do gobelé vazio (g)
- ❖ R - Massa do gobelé + água (g)
- ❖ Q - Massa do gobelé + amostra + água (g)
- ❖ F - Fator de correção da temperatura, escolhido de acordo com a temperatura ambiente.

2.4.2.4 Alcalinidade

A alcalinidade das lamas refere-se à conversão de todos os bicarbonatos em ácido carbónico. O método consiste em uma titulação ácido-base até alcançar o ponto de viragem do pH.

O método utilizado é o método da alcalinidade por titulação, que envolve os seguintes passos:

- ❖ medir com o máximo de precisão 24mL de lama;
- ❖ centrifugar essa lama, a 5000 t/min durante 10 minutos;
- ❖ o líquido sobrenadante é recolhido num erlenmeyer de 400 mL.
- ❖ adicionar 50 mL de água destilada no recipiente com cuidado de não perder nada da parte sólida;
- ❖ centrifugar de novo a 5000 t/min durante 10 minutos e recolher novamente o sobrenadante;
- ❖ Adicione cuidadosamente mais 50 mL de água destilada ao recipiente, certificando-se de que não perde nenhuma parte sólida. Centrifugar a 5000 t/min durante 10 minutos e recolher o sobrenadante;

O líquido coletado no erlenmeyer inclui, entre outros componentes, bicarbonatos e ácidos voláteis solúveis. Para medir a alcalinidade, deve-se agitar o sobrenadante em um agitador magnético e, em seguida, medir o pH da amostra. A titulação deve ser realizada utilizando uma solução de H₂SO₄ a 0,1 N até que o pH atinja o valor de 4. É importante registrar o volume de ácido utilizado durante o processo.

2.4.2.5 Determinação de microfauna e Índice Biótico de Lamas (IBL)

A análise rotineira da microfauna, como indicador do desempenho das instalações de lamas ativadas, tem-se tornado cada vez mais comum, uma vez que proporciona informações extremamente úteis sobre a atividade biológica das lamas, com base na estrutura da comunidade microbiana presente.

Proposto por Madoni, em 1994 o Índice Biótico de Lamas (SBI- Sludge Biotic Index), baseia-se na abundância e na diversidade específica da comunidade e nas diferentes sensibilidades reveladas por alguns grupos de microfauna aos fatores físico-químicos prevalentes no sistema.

O IBL avalia apenas a estação de tratamento ao nível do funcionamento do tanque de arejamento, não permitindo inferir sobre a qualidade do tratamento ao nível do tanque de sedimentação secundária.

Para realizar o ensaio foi necessário, homogeneizar a amostra, colocar 25 µl de amostra numa lâmina, fazer amostragem com uma lamela, proceder à identificação e quantificação de espécies existentes, usando a ampliação de 100X (grandes flagelados, ciliados, amibas com teca e amibas nuas, rotíferos, nematodes, gastrotríqueos), inspecionar toda a lâmina, seguindo o percurso aconselhado. Para contabilizar os pequenos flagelados é necessário usar a câmara de FuchsRosenthal de 32µl.

Coloque uma gota da amostra em cada reticulado da câmara e, utilizando uma ampliação de 200x, proceda à contagem dos microrganismos presentes dentro ou sob as 16 quadrículas que compõem cada uma das diagonais.

Após a contagem, deve-se consultar a tabela apropriada para calcular o Índice de Biocarga (IBL) (Tabela 14). Em seguida, utilize uma tabela adicional para converter o IBL nas classes de qualidade biológica das lamas ativadas (Tabela 15).

Tabela 14: Tabela de duas entradas para o cálculo do IBL (S- n° espécies da microfauna, excluindo os pequenos flagelados; F- n° de pequenos flagelados na diagonal da câmara de Fuchs Rosenthal)

		S>10		8<S<10		5<S		S<5	
Grupo Dominante	Densidade (ind/l)	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<100	10<F<100	F<100	10<F<100
Ciliados móveis + sésseis e/ou amebas com teca	>10 ⁶	10	8	9	7	8	6	7	5
	<10 ⁶	9	7	8	6	7	5	6	4
Ciliados sésseis	>10 ⁶	9	7	8	6	7	5	6	4
	<10 ⁶	8	6	7	5	6	4	5	3
Operculária spp	>10 ⁶	7	5	6	4	5	3	4	2
	<10 ⁶	6	4	5	3	4	2	3	1
Vorticella micróstoma	>10 ⁶	6	4	5	3	4	2	3	1
	<10 ⁶	5	3	4	2	3	1	2	0
Ciliados nadadores	>10 ⁶	5	3	4	2	3	1	2	0
	<10 ⁶	4	2	6	1	2	0	1	0
Pequenos flagelados (>100)	>10 ⁶	4		3		2		1	
	<10 ⁶	3		2		1		0	

Tabela 15: Conversão do IBL em classes de qualidade biológica de lamas ativadas

Valor SBI	Classe	Avaliação
8 a 10	I	Lamas bem colonizadas e estáveis; atividade biológica ótima; elevada eficiência da depuradora
6 a 7	II	Lamas bem colonizadas e estáveis; atividade sub ótima; eficiência eficiente da depuradora
4 a 5	III	Atividade biológica insuficiente; eficiência medíocre da depuradora
0 a 3	IV	Atividade biológica muito baixa; baixa eficiência da depuradora

2.5 Parâmetros de Controlo Operacional

2.5.1 Decantabilidade e Índice volumétrico de Lamas (IVL)

O índice de Mohlman ou IVL é efetuado na monitorização das características de sedimentação da lama ativada e de outras suspensões biológicas. O método consta da colocação do material em suspensão e sedimentado num período de 30 minutos, em caso de amostras muito concentradas é necessário fazer diluição com água residual tratada.

Na decantabilidade sem diluição foi necessário recolher a amostra em quantidade suficiente, pelo menos 1000mL.

O procedimento envolve os seguintes passos:

- ❖ Depois de homogeneizar a amostra, colocar 1000 mL num cone Imhoff;
- ❖ Deixar sedimentar durante 30 minutos;
- ❖ Registrar o volume de assentamento da lama (altura do sedimento);
- ❖ Na decantabilidade com diluição, colocou-se 200 mL de amostra no cone Imhoff;
- ❖ O volume é completado até 1000 mL com água residual tratada;
- ❖ Deixa-se sedimentar 30 minutos;

Calcular o volume de assentamento de lamas utilizando a equação 9:

$$IVL = \frac{V_{30}}{SST} \times 1000 \quad (\text{eq.9})$$

Onde:

IVL: Índice Volumétrico de Lamas (mL/g)

V30: volume de lamas sedimentadas em 30 minutos (mL/L)

SST: Sólidos suspensos totais (mg/L)

2.5.2 Razão Alimento/Microrganismos (Carga Mássica)

A relação que existe entre a quantidade de substrato disponível, expressa pela Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), que serve como um indicador da biomassa biodegradável, e a concentração de massa microbiana presente no licor misto, é frequentemente denominada A/M (razão entre alimento e microrganismos) ou F/M (food/microorganisms) (Sousa, 2011).

A quantidade de alimento (A), que indica o fluxo de substrato que entra no tanque de arejamento, é medida em kg de CBO por dia. Este valor é obtido a partir do caudal (em m³/dia) e da concentração de CBO (em mg/L). Por outro lado, a quantidade de microrganismos disponíveis (M) para a assimilação da CBO que chega ao sistema é calculada com base na massa total dos microrganismos presentes no tanque de arejamento, que é definida pelo peso do material volátil suspenso no tanque (ou MLVSS). Esta quantidade é obtida multiplicando o volume do tanque pela concentração de lamas em mg/L (Sousa, 2011).

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S_o}{x \cdot V} = \frac{S_o}{x \cdot TRH} \quad (\text{eq.10})$$

De acordo com a Equação 11, a razão A/M é expressa em kg CBO₅/kg MLVSS/dia, em que:

- ❖ A: Alimento (kg CBO₅)
- ❖ M: Microrganismos (kg MLSS ou MLVSS)
- ❖ Q: Caudal (m³/dia)
- ❖ So: CBO₅ (kg/m³)
- ❖ x: Concentração de biomassa (kg/m³)
- ❖ V: Volume do reator (m³)
- ❖ TRH: Tempo de residência hidráulica (dias)

O parâmetro M pode frequentemente ser representado pela massa total de lamas presente no tanque de tratamento, o que se refere ao material total em suspensão (MLSS). Em média, aproximadamente 70 a 80% do conteúdo de MLSS corresponde ao valor de MLVSS.

Com base na relação entre A e M, os sistemas podem ser classificados em diferentes categorias: baixa carga ou arejamento prolongado, alta carga ou arejamento rápido, e média carga ou arejamento convencional. Os valores típicos para cada umas dessas classificações estão apresentadas na Tabela 16 (Sousa, 2011).

Tabela 16: Valores típicos de Carga Orgânica Mássica (A/M) e tempo de retenção hidráulica (TRH) Adaptado de: (Metcalf, 2003)

Carga	Razão F/M (kgCBO ₅ /kgMLSSV.dia)	TRH no reator (h)
Arejamento prolongado (baixa carga)	0,05-0,15	18-36
Convencional (Média Carga)	0,2-0,4	4-8
Alta Carga	0,4-1,5	2-4

Valores baixos de A/M indicam um nível de tratamento mais elevado, o que se traduz em um tempo de retenção hidráulica mais longo, um maior volume do tanque de arejamento e um aumento no consumo de energia para o processo de arejamento.

2.5.3 Idade de lamas

Este parâmetro indica o tempo médio que os sólidos das lamas ativadas permanecem no sistema de tratamento. O cálculo é feito de forma intuitiva, através da razão entre a quantidade total de biomassa presente no reator e a quantidade de sólidos removidos diariamente, tanto pelo efluente quanto pela purga de lamas em excesso. A fórmula para este cálculo é a seguinte (Mascarenhas, 2017):

$$\theta = \frac{VX}{(Q-Q_w)Xe + Q_wXR} \quad (\text{eq.11})$$

onde:

- ❖ θ : Idade de lamas ou tempo de retenção de células/sólidos (dias)
- ❖ V: Volume do reator (m^3)
- ❖ Q: Caudal afluyente (m^3/dia)
- ❖ X: Concentração de biomassa no tanque de arejamento ($g\ SSV/m^3$)
- ❖ Q_w : Caudal de purga de lamas (m^3/dia)
- ❖ X_e : Concentração de biomassa no efluente ($g\ SSV/m^3$)
- ❖ XR: Concentração de biomassa no caudal de lamas recicladas ($g\ SSV/m^3$)

2.5.4 Tempo de Retenção Hidráulica

O Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) refere-se ao tempo que o afluyente permanece em cada tanque, por unidade de volume, e expressa a duração de cada fase do tratamento. Este parâmetro é fundamental para garantir que o afluyente a tratar tenha o tempo necessário em cada componente do sistema.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (\text{eq.12})$$

2.5.5 A recirculação de lamas

A recirculação de lamas é um aspeto fundamental no tratamento de lamas ativadas, pois possibilita a redistribuição dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico, deslocando-os de áreas onde estão em excesso para locais onde a sua concentração é necessária. Esta taxa refere-se à proporção de lamas recicladas em relação ao caudal de afluyente do sistema, podendo variar conforme as circunstâncias específicas. Nos sistemas de Membrana Biológica de Reação (MBR), é habitual utilizar rácios de recirculação que variam entre 4,0 e 6,0 (Tchobanoglous, 2014).

2.5.6 Carga volúmica (F/V)

A carga volúmica (F/V), é definida como a quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente por unidade de volume do reator. É geralmente expressa em kg de CBO (Carência Bioquímica de Oxigênio) ou kg de SST (Sólidos Suspensos Totais) por m^3 de volume do reator por dia.

A equação para calcular a carga volumétrica é:

$$F/V = \frac{Q \cdot S_0}{V} \quad (\text{eq.13})$$

Onde:

- ❖ F/V = Carga volumétrica ($kg/m^3/dia$)
- ❖ Q = Caudal afluyente (m^3/dia)
- ❖ S_0 = Concentração de substrato no afluyente (kg/m^3)
- ❖ V = Volume do reator (m^3)

3. Análise e discussão dos resultados

Neste capítulo será analisado o desempenho global da ETAR com base nos parâmetros de controlo operacional, bem como os consumos e produção de resíduos gerada no tratamento de águas residuais em 2024. No caso presente, esta análise é realizada através da apresentação das figuras, entre o valor do parâmetro na entrada e saída da ETAR e respetiva eficiência de remoção, permitindo uma análise conjunta e possível comparação entre os diferentes valores. Será neste seguimento que todos os parâmetros serão abordados, com exceção para o caudal médio diário, a temperatura, o pH e o oxigénio dissolvido.

3.1 Caudal Médio Diário

Durante o primeiro semestre de 2024, o caudal médio de afluência à ETAR foi de 3494 m³/dia, o que representa 36% abaixo do limite máximo permitido pela Licença Ambiental da APA, que é de 5422 m³/dia. O mês de abril registou o maior valor de afluência, com 3859 m³/dia, enquanto o menor foi observado em junho, com 3282 m³/dia.

O aumento do caudal em abril deve-se a dois fatores principais: a má gestão das águas pluviais, que, devido à rede de drenagem unitária, foram desviadas incorretamente para a rede de esgotos, e o aumento da atividade nas fábricas de enchidos, o que resultou numa maior produção de águas residuais. Por outro lado, o caudal mais baixo em junho pode ser explicado pela menor atividade industrial e uma melhor gestão das águas pluviais.

A variação do caudal na ETAR depende de vários fatores, como a hora do dia, o dia da semana, a estação do ano e a natureza das descargas (Metcalf & Eddy, 2003). No entanto, a ligeira variação observada no caudal ao longo dos meses, pode indicar que a quantidade de águas residuais afluentes à estação de tratamento se mantém relativamente estável, indicando padrões de consumo de água muito regulares e uma baixa influência sazonal, no período apresentado.

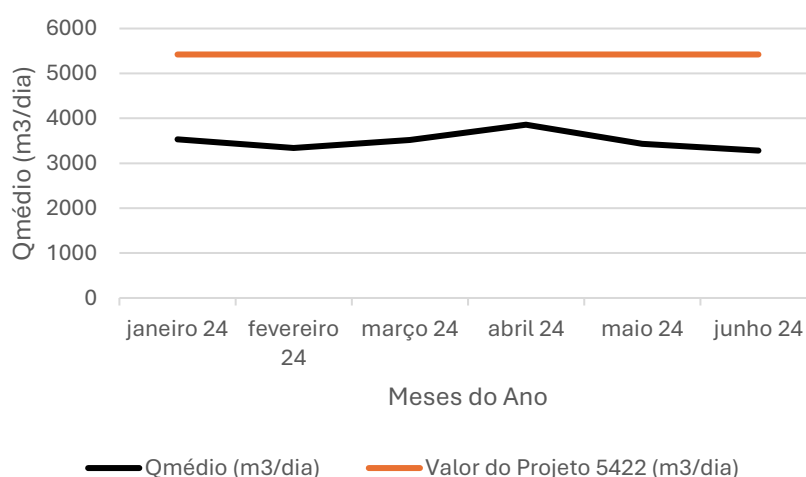


Figura 4: Representação de caudal medio diário afluente à ETAR de Mirandela e o valor do projeto

3.2 Parâmetros Analíticos

A temperatura foi medida em três pontos ao longo do processo de tratamento: afluente bruto, reator biológico e efluente tratado. Os resultados demonstram que o afluente bruto, o reator biológico e o efluente tratado apresentaram uma temperatura média idêntica de 15 °C. Durante o período de monitorização, foram observadas variações nas temperaturas, com o afluente bruto apresentando uma temperatura máxima de 16,77 °C e uma mínima de 13,64 °C. No reator biológico, a temperatura variou entre um máximo de 16,8 °C e um mínimo de 13,7 °C. Por sua vez, o efluente tratado registou uma temperatura máxima de 16,45 °C e uma mínima de 13,75 °C.

Segundo Von Sperling (2016), é aconselhável manter as temperaturas no reator dentro da faixa de 4 a 40 °C para evitar problemas de ineficiência no sistema. Os dados obtidos mostram que as temperaturas médias nos três pontos de medição se mantiveram dentro dessa faixa, indicando um bom controlo do processo.

A análise das temperaturas revela que, embora a temperatura média tenha permanecido constante, houve variações ao longo do tempo. No reator biológico, foi registado no mês de junho a temperatura média mais elevada, atingindo 16,8 °C, enquanto janeiro apresentou a temperatura média mais baixa, com 13,7 °C. Estes resultados são coerentes com as temperaturas típicas das respetivas estações do ano.

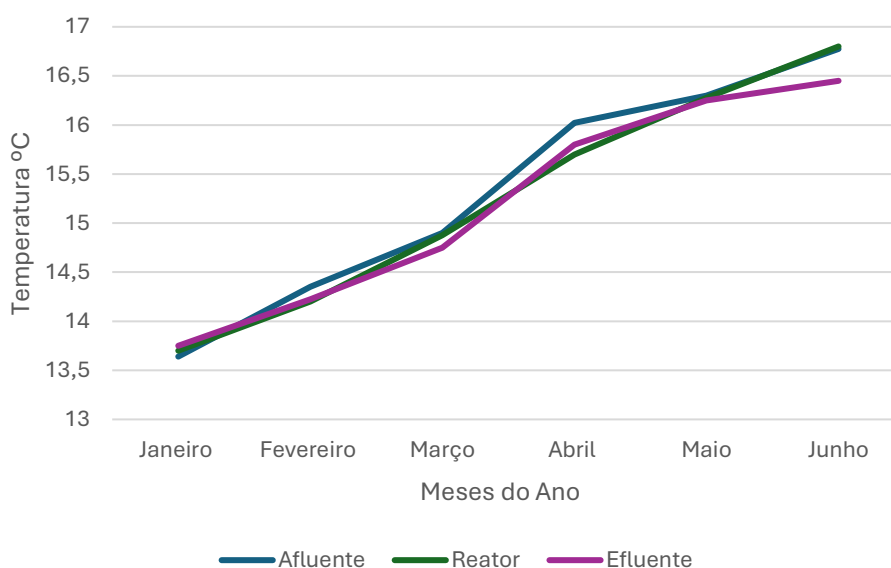


Figura 5: *Variação da temperatura de afluente bruto, o reator biológico e o efluente tratado*

A Figura 6 mostra a evolução do pH à entrada e à saída da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). O pH do afluente na ETAR varia ligeiramente entre 7,2 e 7,25, enquanto o pH do efluente é consistentemente mais elevado, entre 7,3 e 7,45. Estes valores indicam uma ligeira alcalinização ao longo do processo de tratamento, permanecendo dentro do intervalo que garante a vida biológica, entre 6 e 9.

A análise dos valores de pH ao longo do tratamento revela uma diferença notável entre o afluente e o efluente. Conforme indicado por Metcalf & Eddy (2003), o intervalo de pH de 6 a 9 é essencial para a saúde e o bom funcionamento dos processos biológicos dentro da ETAR. O pH do afluente (entre 7,2 e 7,25) indica uma solução neutra, ligeiramente alcalina, adequada para o tratamento biológico. O aumento do pH no efluente (7,3 a 7,45) pode ser explicado por reações químicas ou biológicas que ocorrem durante o processo de tratamento, possivelmente devido à remoção de substâncias ácidas ou à formação de compostos alcalinos. A estabilidade relativa destes valores sugere um processo de tratamento eficiente e bem controlado, sem grandes variações que pudessem comprometer a qualidade do efluente final.

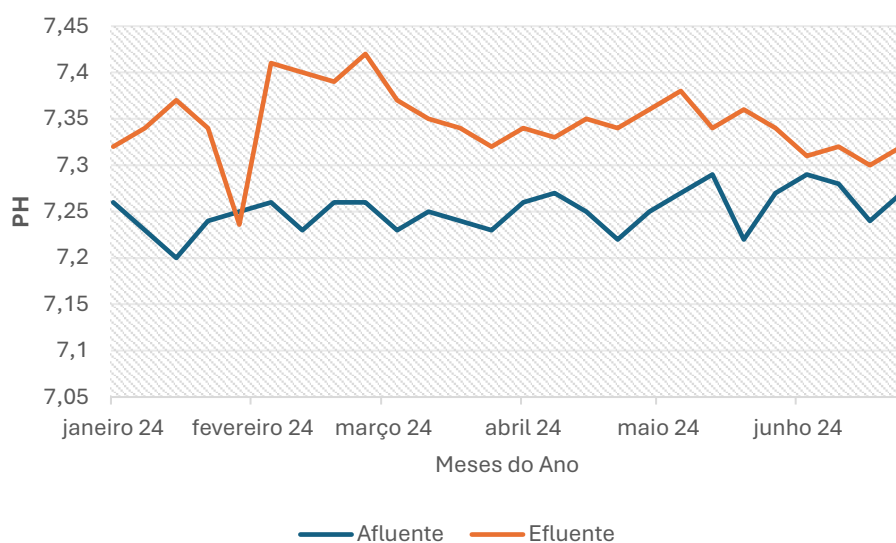


Figura 6: Representação do pH à entrada em comparação com o pH à saída

Na figura 7, verifica-se que o mês de junho apresentou a menor concentração de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento, com uma média de 1,26 mg/L, coincidindo com a temperatura mais elevada de 16,8 °C. Por outro lado, fevereiro registou a maior concentração de oxigénio dissolvido, com uma média de 1,28 mg/L, apesar de não ter sido o mês mais frio. O coeficiente de Pearson entre temperatura e oxigénio dissolvido foi de -0,242, indicando uma correlação negativa fraca.

A relação teórica entre temperatura e oxigénio dissolvido sugere que à medida que a temperatura aumenta, a solubilidade do oxigénio na água diminui, favorecendo o crescimento biológico. Este padrão é ligeiramente visível no reator biológico da ETAR, onde o coeficiente de correlação de -0,242 mostra uma tendência negativa, mas fraca, entre a temperatura e o oxigénio dissolvido. Ou seja, o aumento da temperatura provoca uma redução no oxigénio dissolvido, mas essa relação não é suficientemente forte para ter um impacto significativo.

O mês de junho, com a temperatura mais elevada, registou a menor concentração de oxigénio, o que está em concordância com a teoria. No entanto, fevereiro registou a maior concentração de oxigénio dissolvido, sem uma correspondência direta com a menor

temperatura. Isto sugere que outros fatores além da temperatura estão a influenciar a concentração de oxigênio dissolvido, como as condições de arejamento no tanque de arejamento e a carga biológica. A carga orgânica pode ser maior em meses de maior atividade industrial, como fevereiro, influenciando a dinâmica de oxigênio no sistema. Esses fatores adicionais destacam a complexidade do processo e a importância de uma monitorização rigorosa para garantir o equilíbrio entre temperatura, oxigênio dissolvido e eficiência biológica no tratamento.

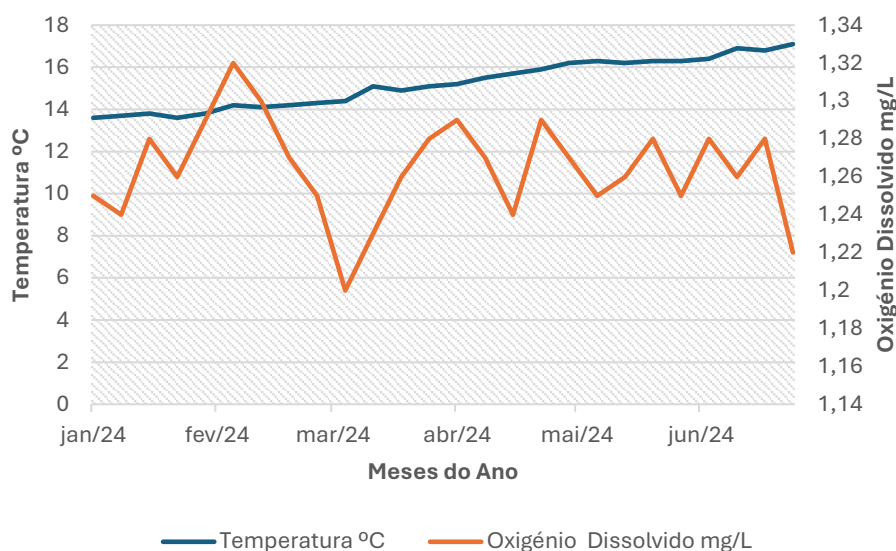


Figura 7: Relação entre oxigênio dissolvido e temperatura no reator biológico

A concentração média de CBO_5 à entrada da ETAR foi de 425 mg O_2/L , enquanto à saída foi de 14 mg O_2/L , o que resultou numa percentagem média de remoção de 96%. A concentração de CBO_5 à entrada apresentou uma tendência decrescente desde o início do ano até junho, com valores elevados até fevereiro, enquanto à saída os valores mantiveram-se consistentemente baixos.

A tendência decrescente da concentração de CBO_5 à entrada ao longo do primeiro semestre reflete a influência da atividade industrial, em particular a produção de enchidos, que tem o seu pico no início do ano, devido à Feira de Enchidos em Mirandela. Esse aumento na carga orgânica nas águas residuais durante os primeiros meses provoca uma elevação nos valores de CBO_5 , que frequentemente ultrapassam os limites do projeto. A estabilização dos valores de CBO_5 à entrada após fevereiro está diretamente ligada ao abrandamento da produção industrial, o que reduz a carga poluente.

Apesar dessas variações na carga à entrada, a concentração de CBO_5 à saída manteve-se consistentemente baixa, com uma média de 14 mg O_2/L , demonstrando a elevada eficiência do processo de tratamento na ETAR. A percentagem média de remoção de 96% reflete a capacidade do sistema em lidar eficazmente com picos de carga e garantir que o efluente final cumpra os padrões exigidos. A estabilidade do desempenho do sistema, mesmo durante os períodos de maior atividade industrial, evidencia um controle rigoroso e uma capacidade de adaptação do processo às variações sazonais de carga.

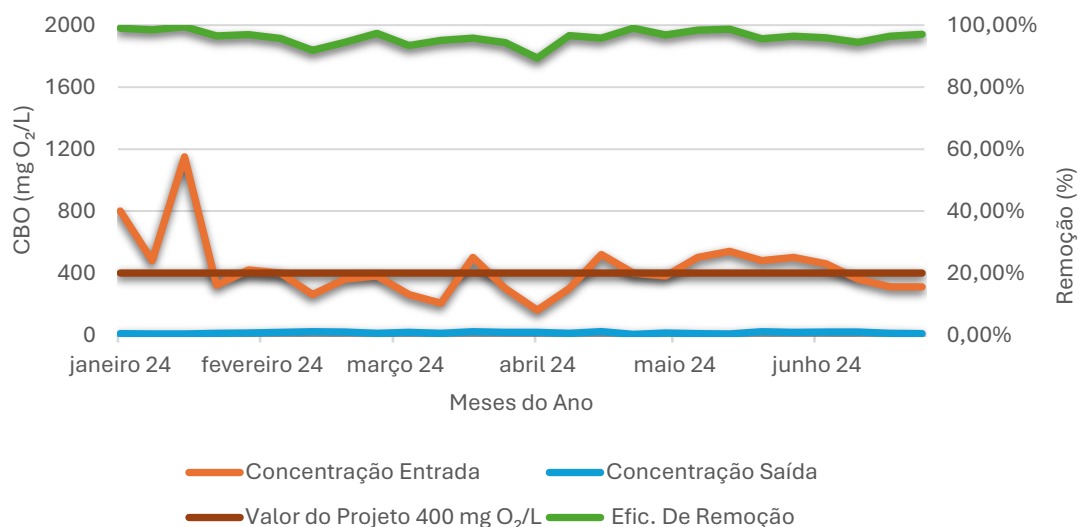


Figura 8: Representação das concentrações de entrada, saída, da percentagem de remoção de CBO₅ e o valor do projeto das concentrações de entrada

Observando a figura 9, a concentração média de CQO à entrada da ETAR foi de 649 mg O₂/L, enquanto à saída foi de 26 mg O₂/L. A percentagem média de remoção de CQO foi de 95%, com a curva de remoção a variar predominantemente entre 95% e 100%, indicando uma elevada eficiência no processo de tratamento.

A elevada eficiência na remoção de CQO (Carência Química de Oxigénio) observada no processo de tratamento da ETAR é confirmada pela diferença significativa entre as concentrações à entrada e à saída. A variação considerável na concentração à entrada reflete as flutuações nas cargas de poluentes que chegam à estação, muitas vezes influenciadas por atividades industriais ou eventos específicos, como a Feira de Enchidos em Mirandela, que ocorre no início do ano e pode aumentar a carga orgânica no afluente.

A consistência dos valores de CQO à saída, com uma concentração média de 26 mg O₂/L, demonstra a eficácia do sistema em remover compostos orgânicos, garantindo que o efluente final cumpra os parâmetros estabelecidos. A correlação entre os valores elevados de CQO e de CBO₅ (Carência Bioquímica de Oxigénio) à entrada é um indicativo de que o aumento da matéria orgânica biodegradável afeta ambos os parâmetros de forma semelhante, como esperado. O sistema de tratamento mostrou-se robusto, mantendo uma remoção média de 95% mesmo em períodos de maior carga poluente, o que reforça a sua capacidade de lidar com variações na qualidade do afluente.

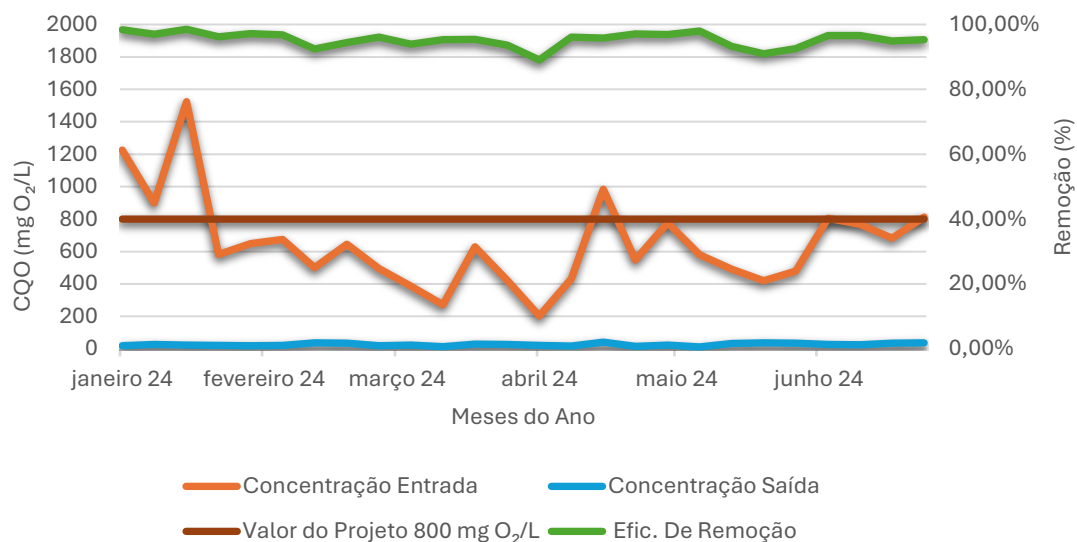


Figura 9: Representação das concentrações de entrada, saída, da percentagem de remoção de CQO e o valor do projeto das concentrações de entrada

De seguida, apresenta-se o cálculo da razão entre a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅) e a Carência Química de Oxigénio (CQO). Esta relação permite indicar o nível de biodegradabilidade de uma água residual não tratada. Neste caso específico, utilizou-se a média dos valores de entrada da CBO₅ e da CQO ao longo de 6 meses. A partir destes dados, foi obtido um valor de 0,65 para esta relação.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), uma água residual não tratada é considerada facilmente biodegradável se a relação entre os dois parâmetros for superior a 0,5. Caso a razão seja inferior a 0,3, as águas podem conter compostos tóxicos ou necessitar de microrganismos específicos para a estabilização. Assim, quanto menor a biodegradabilidade de um efluente, maior o impacto potencial no meio hídrico recetor.

Com base nesta informação, o resultado da ETAR de Mirandela, que apresenta uma razão de 0,65, situa-se acima do valor de 0,5, indicando que as águas residuais que entram nesta estação de tratamento são consideradas facilmente biodegradáveis.

$$\frac{CBO}{CQO} = \frac{425}{649} = 0,65 \quad (\text{eq.14})$$

Na Figura 10, encontra-se representada a concentração de SST à entrada e à saída da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), bem como a respetiva percentagem de remoção.

A concentração de sólidos suspensos totais (SST) à entrada da ETAR variou, com a maioria dos valores (88,9%) sendo inferiores a 500 mg/L, e um valor máximo anómalo de 1500 mg/L. A concentração de SST à saída foi consistentemente reduzida, com uma

média de 2,04 mg/L. A percentagem média de remoção foi de 99%, com apenas 11% dos dados abaixo desse valor.

A elevada eficiência na remoção de SST, com uma média de 99%, reflete o bom desempenho do processo de tratamento na ETAR. A maioria dos valores de concentração de SST à entrada foram inferiores a 500 mg/L, o que é típico para águas residuais comuns, mas o valor anómalo de 1500 mg/L destaca-se como uma exceção que pode ter sido causada por um evento específico, como uma descarga industrial ou aumento de carga durante um período de maior atividade, como a Feira de Enchidos em Mirandela, que ocorre entre fevereiro e março.

Esse aumento pontual na carga de SST, possivelmente ligado à feira, poderia sobrecarregar temporariamente o sistema de tratamento, mas a robustez do processo permitiu uma remoção eficaz mesmo sob estas condições. A concentração consistentemente baixa de SST à saída, com valores tão reduzidos que são difíceis de visualizar no gráfico, indica que o sistema mantém um nível de tratamento de alta qualidade, assegurando a conformidade com os parâmetros exigidos para o efluente final.

Apesar das ligeiras variações na percentagem de remoção, com 11% dos valores abaixo dos 99%, a eficiência geral do sistema foi mantida, sugerindo que o tratamento de SST é estável e confiável, mesmo em cenários de variação de carga.

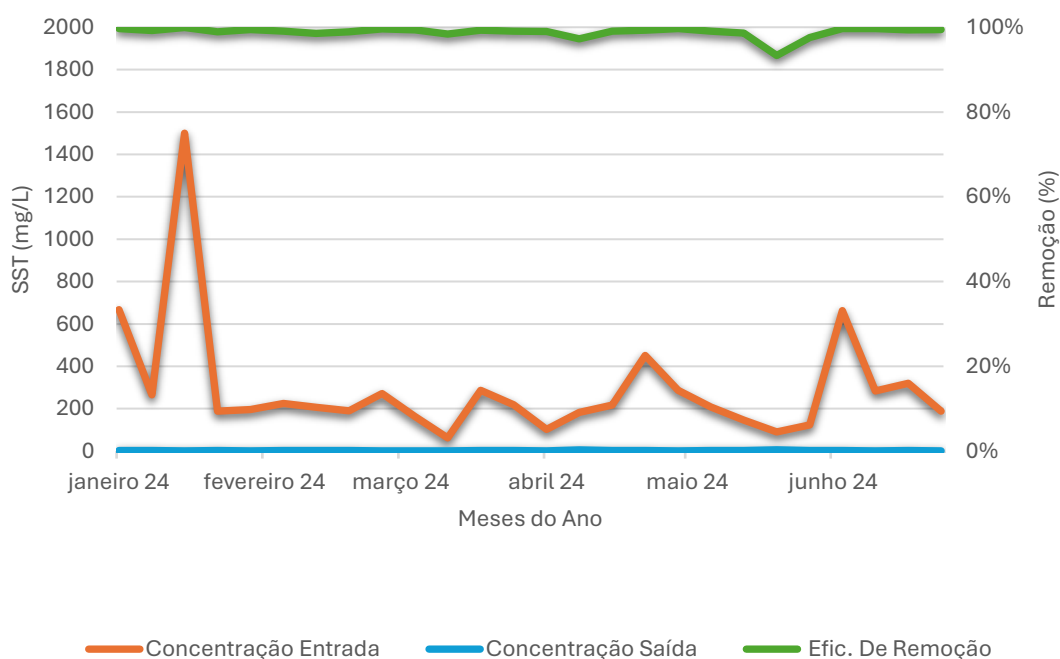


Figura 10: *Representação das concentrações de entrada, saída e percentagem de remoção de SST*

Na Figura 11, estão apresentados os resultados referentes às médias mensais do IVL. Os resultados obtidos ao longo dos meses indicam períodos de decantabilidade fraca, média e boa, em conformidade com as referências estipuladas por Von Sperling (2001).

As lamas no sistema variaram ao longo dos meses, com valores de IVL (Índice de Volume de Lamas) sistematicamente superiores a 200 mL/g em 83% do período. O mês com a maior concentração de lamas foi março, com 388 mL/g, indicando uma fraca decantabilidade, enquanto maio apresentou a melhor condição, com 183 mL/g. Apesar disso, a relação CBO/CQO de 0,65 sugere uma elevada eficiência de remoção de matéria orgânica.

Os valores elevados de IVL, superiores a 200 mL/g na maior parte do período, são indicativos de uma fraca decantabilidade das lamas, muitas vezes associada ao crescimento excessivo de bactérias filamentosas. Este fenómeno, conforme descrito por Jenkins et al. (2003), compromete a eficiência da decantação, uma vez que as bactérias filamentosas tornam o floco mais hidrofóbico e propenso a ligar-se a bolhas de ar, dificultando a separação eficaz entre as lamas e a fase líquida. O mês de março, com o maior valor de IVL (388 mL/g), foi o mais afetado, demonstrando uma condição de decantabilidade fraca.

Por outro lado, maio destacou-se com a melhor decantabilidade (183 mL/g), o que sugere que o sistema conseguiu recuperar o desempenho em alguns períodos. A elevada relação CBO/CQO de 0,65 é um fator positivo, pois indica que, apesar das dificuldades com a decantabilidade, a água residual é facilmente biodegradável, facilitando a remoção de matéria orgânica pelos microrganismos. Este dado é essencial para explicar porque, mesmo em condições de fraca decantabilidade, a eficiência do tratamento permaneceu elevada. A capacidade dos microrganismos de degradar rapidamente a matéria orgânica contribui para a manutenção de bons resultados no processo de remoção, mesmo em condições adversas.

Assim, apesar dos desafios com o controlo das lamas, a elevada biodegradabilidade da água residual permitiu ao sistema compensar os problemas de decantação, mantendo a qualidade do efluente final.

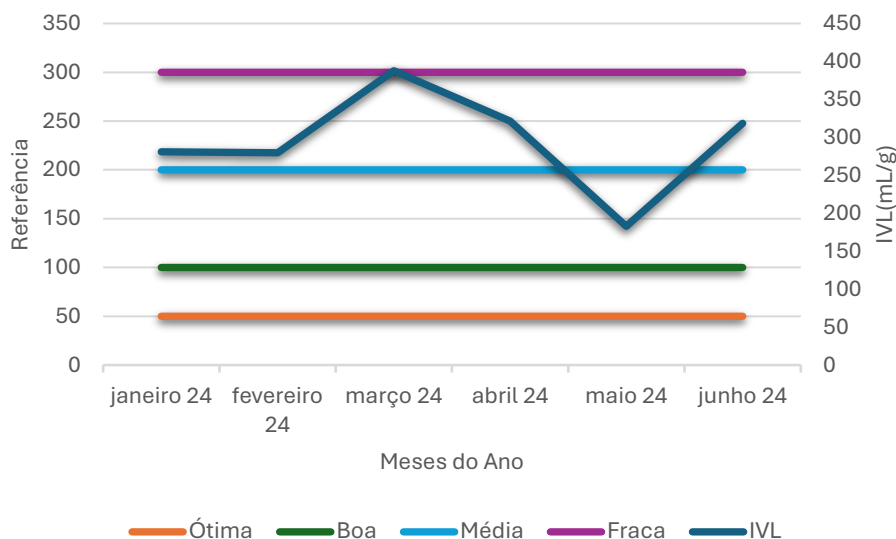


Figura 11: *Variação do Índice Volumétrico de Lamas*

A Figura 12 apresenta as curvas de evolução da concentração de azoto total, comparando-as com o valor estabelecido na licença de descarga nº L007431.2017.RH3. Esta figura inclui também a concentração de azoto total à saída da ETAR e a respetiva percentagem de remoção.

A remoção de azoto total na ETAR variou entre 70% e 90%, com 50% dos valores de eficiência inferiores a 90%, resultando numa média de remoção de 86%. A concentração média de azoto total à entrada foi de 62 mg N/L, e à saída foi de 8 mg N/L. As concentrações à entrada, que variaram entre 49,5 mg N/L e 84,3 mg N/L, ultrapassaram o valor do projeto, indicando uma carga elevada de azoto no afluente. A concentração à saída variou entre 2,45 mg N/L e 16,5 mg N/L, sugerindo variações na eficiência do tratamento.

Os dados mostram que, embora a média de remoção de azoto total seja elevada (86%), 50% dos valores de eficiência estão abaixo de 90%, refletindo uma variação significativa na capacidade de remoção do sistema. Esta variação pode estar relacionada com a sobrecarga do sistema, uma vez que as concentrações de azoto total à entrada ultrapassam o valor do projeto. A carga de azoto relativamente alta, com picos de até 84,3 mg N/L, sugere que a ETAR está a operar além da sua capacidade projetada em termos de carga de azoto, o que pode estar a influenciar a eficiência de remoção.

A variabilidade na concentração de azoto à saída, entre 2,45 mg N/L e 16,5 mg N/L, confirma que o desempenho do sistema não é completamente estável. Esta flutuação pode ser explicada por vários fatores, como condições operacionais variáveis, mudanças sazonais, ou oscilações na carga de poluentes. Apesar dessas variações, o sistema continua

a apresentar um desempenho global satisfatório, mantendo a média de remoção de 86%, o que indica um bom funcionamento da unidade de tratamento.

Contudo, os níveis elevados de azoto no afluente representam um desafio contínuo, sugerindo que a ETAR pode estar a lidar com cargas superiores às que foi projetada para tratar. Para mitigar essas variações na eficiência, seria importante considerar possíveis ajustes no processo de tratamento ou intervenções de otimização para lidar com as cargas elevadas de azoto de forma mais consistente e eficaz.

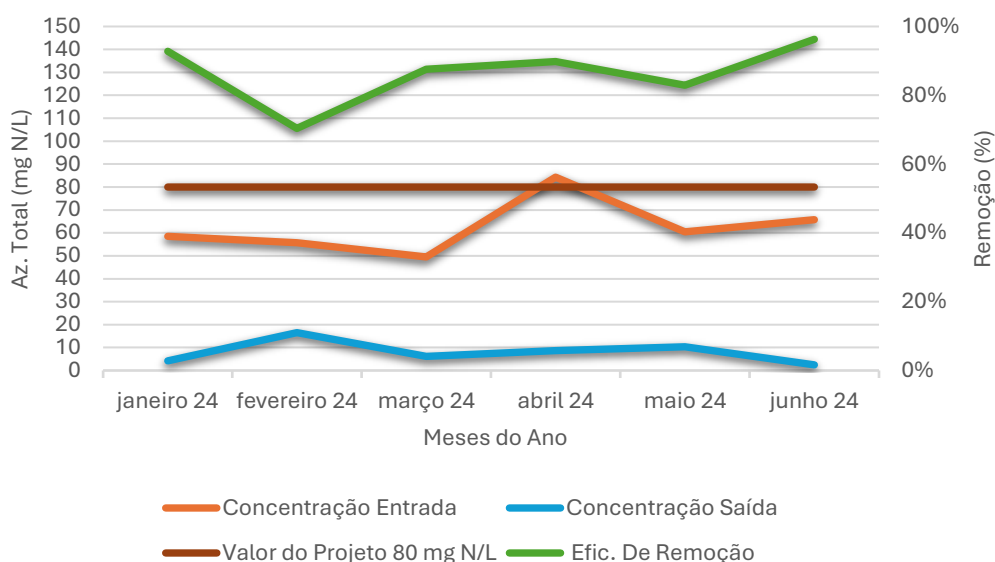


Figura 12: Representação das concentrações de entrada, saída e da percentagem de remoção do azoto total e o valor do projeto das concentrações da entrada

A Figura 13 apresenta as curvas de evolução da concentração de fósforo total, comparando-as com o valor estabelecido na licença de descarga nº L007431.2017.RH3. Esta figura inclui também a concentração de fósforo total à saída da ETAR e a respetiva percentagem de remoção.

A eficiência média de remoção de fósforo total na ETAR foi de 78,6%, com a maioria dos valores de remoção variando entre 60% e 80%. A concentração de fósforo total à entrada variou entre 3,89 mg P/L e 7,35 mg P/L, enquanto à saída os valores oscilaram entre 0,215 mg P/L e 2,15 mg P/L, com uma média de 1,29 mg P/L. Estes valores permaneceram dentro dos limites estabelecidos pela licença de descarga.

A eficiência de remoção de fósforo total, com uma média de 78,6%, indica que o processo de tratamento na ETAR é relativamente eficaz, embora 83% dos valores de remoção tenham sido inferiores a 90%, sugerindo que há espaço para melhorias. A variação da concentração de fósforo total à entrada, entre 3,89 mg P/L e 7,35 mg P/L, e à saída, entre 0,215 mg P/L e 2,15 mg P/L, reflete um processo de remoção que funciona de forma consistente, mantendo-se dentro dos limites do projeto e da licença ambiental.

No entanto, entre fevereiro e março, a concentração de fósforo total à entrada pode ter sido influenciada pela Feira de Enchidos em Mirandela, evento que ocorre anualmente e

leva a um aumento da atividade industrial e comercial na região. A feira gera uma maior carga de efluentes devido ao processamento de produtos alimentares, o que pode explicar um possível aumento temporário na carga de fósforo à entrada da ETAR durante esse período. Mesmo assim, o sistema foi capaz de lidar com a carga adicional, garantindo que a concentração de fósforo total à saída permanecesse controlada. Isso reforça a robustez do tratamento, embora seja necessário monitorizar de forma contínua os picos de carga durante eventos sazonais para otimizar ainda mais o desempenho do sistema de remoção de fósforo.

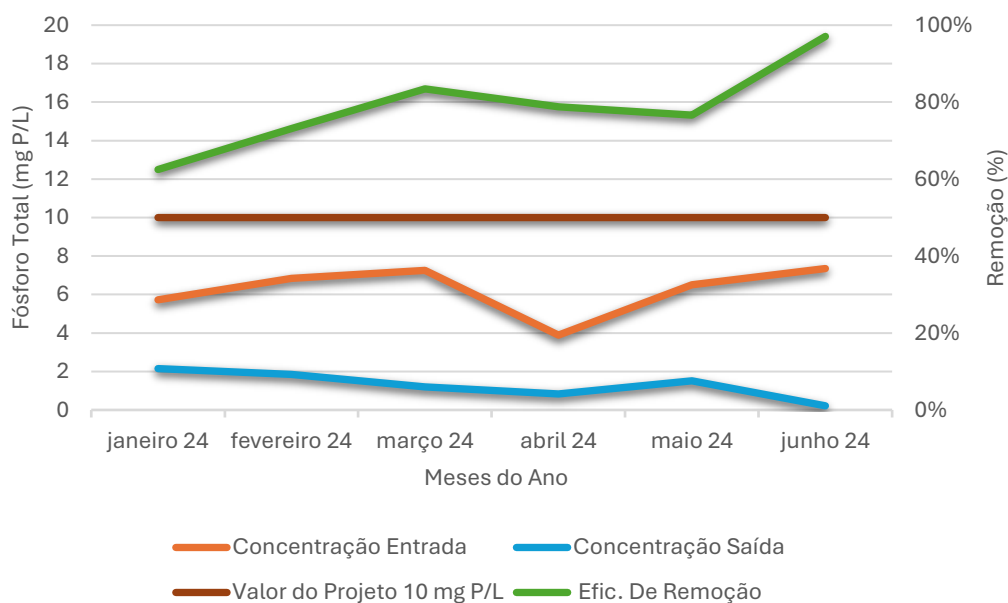


Figura 13: Representação das concentrações de entrada, saída e da percentagem de remoção do fósforo total e o valor do projeto das concentrações da entrada

3.3 Qualidade do efluente tratado

A Figura que se segue apresenta a concentração da CBO à saída da ETAR a preto e o valor limite estabelecido na licença de descarga nº L007431.2017.RH3 a vermelho. Pela análise da Figura, observa-se que o valor limite não foi ultrapassado em nenhuma amostra. O valor máximo registado foi de 22 mg O₂/L, enquanto o valor mínimo foi de 4 mg O₂/L.



Figura 14: Concentração da CBO₅ à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença

Na Figura 15 está representada a concentração da CQO à saída da ETAR, comparando com o valor limite indicado na Licença de descarga nº L007431.2017.RH3. Como se pode observar, não houve incumprimento dos limites regulamentares. O valor máximo registado foi de 41,4 mg O₂/L, enquanto o mínimo foi de 11,9 mg O₂/L.

Deste modo, tal como para o parâmetro da CBO₅, podemos afirmar que os parâmetros orgânicos, no seu conjunto, não provocam impacto negativo no rio Tua. A ETAR está a funcionar correta e em níveis adequados.

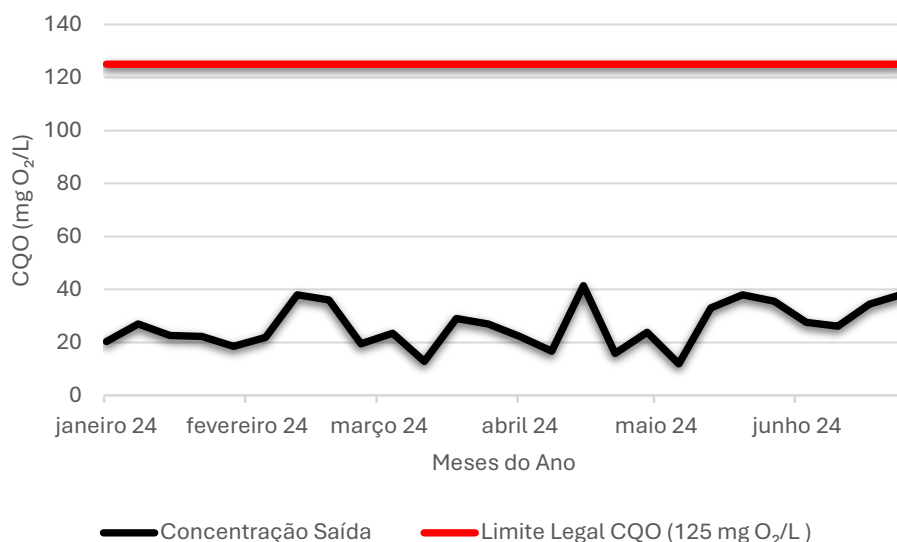


Figura 15: Concentração da CQO à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença

Na Figura 16 está representada a concentração de SST à saída da ETAR, bem como o seu valor limite indicado na Licença de descarga nº L007431.2017.RH3. Durante o período em análise, não houve qualquer incumprimento dos limites estabelecidos. O valor máximo observado foi de 6 mg/L, enquanto o mínimo alcançado foi de 1 mg/L.

Assim, conclui-se que a quantidade de sólidos suspensos totais no efluente tratado não irá provocar danos na massa de água recetora, pois as concentrações são bastante reduzidas e inferiores ao limite de descarga (35 mg/L).

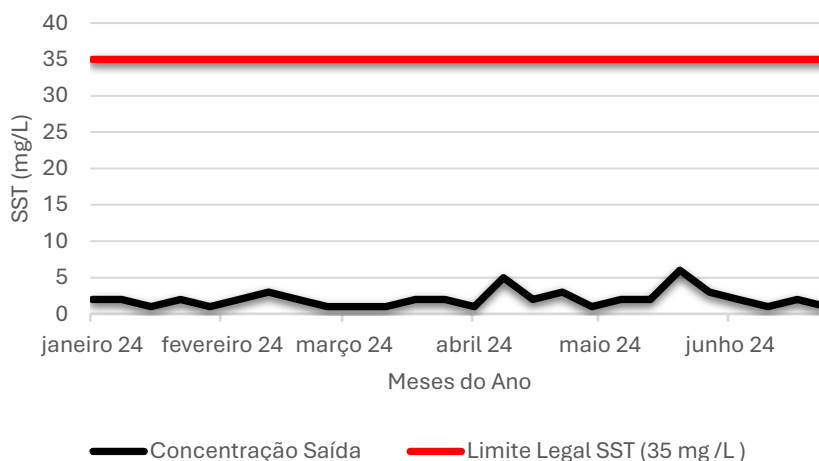


Figura 16: Concentração da SST à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença

Na Figura 17, estão representadas a concentração de azoto total à saída da ETAR e o respetivo valor limite estabelecido na Licença de descarga nº L007431.2017.RH3.

A média da concentração de azoto total no efluente tratado foi de 8 mg N/L, como ilustrado na Figura 17. Embora em fevereiro o valor limite de concentração de azoto total estabelecido pela Licença de descarga tenha sido excedido, esta análise não é conclusiva quanto ao cumprimento do parâmetro geral, pois a contribuição específica do azoto amoniacal nas concentrações observadas não está claramente definida.

Ao analisar a figura, verifica-se que a média da concentração de azoto total no efluente tratado foi de 8 mg N/L. É importante destacar que, de acordo com a legislação, houve um intervalo em fevereiro em que o limite de concentração não foi cumprido. No entanto, esta análise não permite concluir que o efluente final não respeitou o estabelecido para este parâmetro, uma vez que a contribuição específica do azoto amoniacal nas concentrações observadas não está claramente definida.

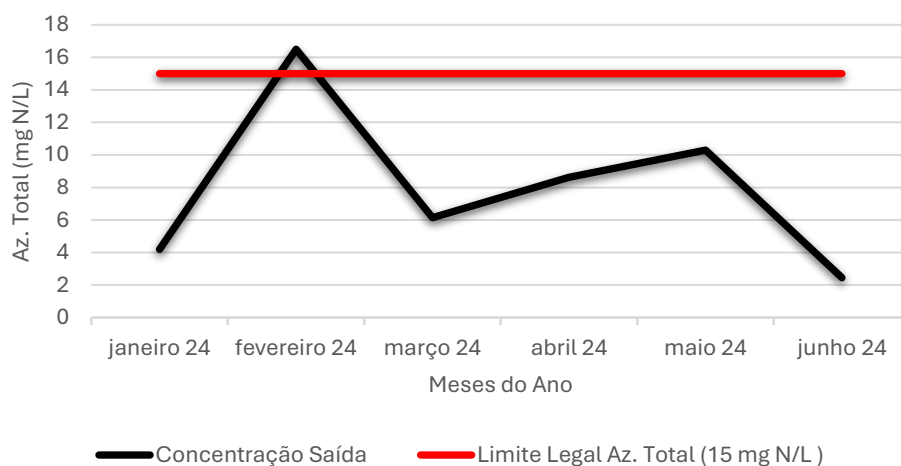


Figura 17: Concentração Azoto Total à saída da ETAR e o valor limite da licença de descarga.

Na Figura 18 está representada a concentração de Fósforo Total à saída da ETAR, bem como o seu valor limite regulamentar na Licença de descarga nº L007431.2017.RH3. Ao longo do período de análise, não foram registadas incumprimento dos limites estipulados. O valor máximo registado foi de 2,15 mg P/L e o valor mínimo foi de 0,21mg P/L.

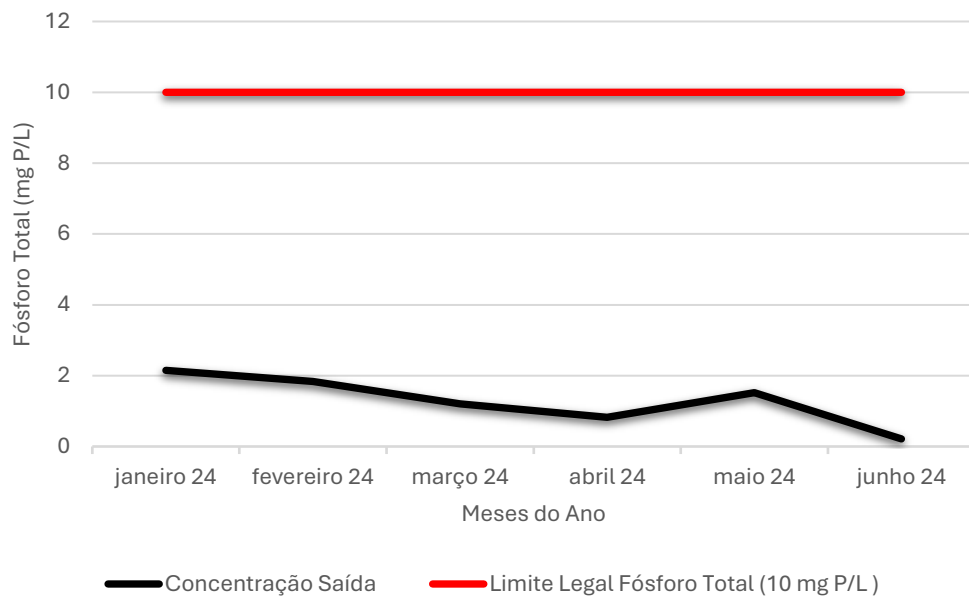


Figura 18: *Concentração Fósforo Total à saída da ETAR e o valor limite estabelecido na licença*

3.4 Parâmetros Operacionais

A monitorização dos parâmetros operacionais é essencial para assegurar que a atividade biológica se desenvolve de acordo com os objetivos definidos. Na Tabela 17, estão apresentados os valores médios anuais dos parâmetros operacionais monitorizados no primeiro semestre de 2024, bem como os valores de referência utilizados para o controlo do processo de tratamento.

De uma forma geral, os valores dos parâmetros monitorizados permaneceram dentro da faixa de referência para sistemas de lamas ativadas convencionais, com a exceção do Índice de Mohlman ou IVL, que registou 294,24 mL/g, um valor indicativo de baixa decantabilidade, ultrapassando os 200 mL/g. Adicionalmente, os decantadores primários apresentaram uma percentagem de remoção de SST abaixo do valor de referência, situando-se nos 63,5%, devido à entrada de gorduras na ETAR de Mirandela sem tratamento prévio.

Os tempos de retenção hidráulica nos decantadores estiveram acima dos valores de referência. O controlo da biomassa no reator biológico, cuja quantidade depende das características das águas residuais afluentes e do desenvolvimento dos microrganismos, foi regulado através da recirculação média de 2450 m³/dia e da remoção de biomassa em excesso, que se situou em cerca de 30 m³ por dia.

As regulações foram implementadas monitorizando a relação entre os alimentos (A), processados no tanque de arejamento, e a biomassa (M) desenvolvida, conhecida como A/M ou carga mássica. Em média, esse valor foi de 0,22 kg CBO₅/kg SSV.dia, que indica um processo operando com boa eficiência, pois há substrato suficiente para manter o crescimento microbiano e a carga orgânica está dentro dos limites adequados, prevenindo assim a sobrecarga do sistema.

A carga volúmica (F/V), que representa a relação entre o alimento diário afluente ao reator biológico e o volume deste, teve em 2024 um valor médio de 0,40 kg CBO₅/m³dia, dentro da gama esperada para média carga, que é de 0,32-0,64 kg CBO₅/m³dia. Observa-se, conforme apresentado na Tabela 17, que a idade das lamas se encontra dentro do valor de referência.

Assim, com exceção das discrepâncias no Índice de Mohlman ou IVL e na eficiência de remoção de SST nos decantadores primários, os parâmetros operacionais mantiveram-se dentro dos valores de referência, o que indica que a ETAR tem um bom funcionamento.

Tabela 17: Parâmetros Operacionais, monitorizados no 1º semestre de 2024

	Parâmetro	Valor médio anual	Valores ref.^a
Caudais	Caudal diário (m ³ /d)	3 494	HP: 5 422
	Caudal lamas recirculadas (m ³ /d)	2 450	
	Caudal lamas purgadas (m ³ /d)	30	
Cargas afluentes	Carga orgânica afluyente (kg CBO ₅ /d)	420	HP: 1.591
	Carga CQO (kg CQO/d)	638	HP: 3181
	Carga de sólidos afluyente (kg SST/d)	266	HP: 2.386
	Carga de azoto afluyente (kg N/d)	62	HP: 318
	Carga de fósforo afluyente (kg P/d)	6	HP: 51
Afluência ao tratamento biológico	Carga orgânica afluyente (kg CBO ₅ /d)	790	1165
	Carga de azoto afluyente (kg N/d)	191	338
	Carga de SST afluyente (kg SST/d)	300	906
	Relação CBO/N-total afluyente	4,2	<20
	Relação CBO/P-total afluyente	42,2	<100
	Relação CQO/CBO ₅ afluyente	1,5	<2
Decantação primária	Tempo de retenção hidráulico (h)	7,85	7,5
	Carga hidráulica (m ³ /m ² .h)	0,36	1,06
	Carga de sólidos (kg/m ² .h)	0,10	
	Taxa linear de descarga (m ³ /m.h)	1,65	< 10
	Eficiência de remoção de CBO ₅ (%)	42,5%	35
	Eficiência de remoção de CQO (%)	41,5%	
	Eficiência de remoção de SST (%)	63,5%	65
Tanques arejamento	SSV/SST	0,94	> 0,7
	Idade das lamas (d)	7,80	3 a 15
	F/V (kg CBO ₅ /m ³ .d)	0,40	0,3 a 0,7
	F/M (kg CBO ₅ /kg SSV.d)	0,22	0,2 a 0,4
	Índice de Molhman (ml/g)	295,24	< 150
	Idade das lamas (d)	7,80	3 a 15
	Razão de Recirculação (%)	70%	25 a 100
	TRH (h) Tanque de Arejamento	13,5	14,7
Decantação secundária	Tempo de retenção hidráulico (h)	7,01	6,8
	Carga de sólidos (kg/m ² .h)	1,39	1,5 a 4,8
	Carga hidráulica (m ³ /m ² .h)	0,42	1,09
	Taxa linear de descarga (m ³ /m.h)	2,11	< 10
	Eficiência de remoção de SST (%)	99,9%	≥ 35

3.5 Consumos energéticos e produção de resíduos

Os consumos energéticos totais e os índices de desempenho relativos à água potável, reagentes, água reutilizada, kWh/m³ de água tratada e CBO₅ removida são apresentados na Tabela 18. O consumo mensal total de energia da ETAR foi mais elevado em março, com 37412 kWh, e mais reduzido em abril, com 29795 kWh. O consumo de água foi elevado em janeiro, com 219 m³, devido às obras no Edifício de desidratação das lamas na ETAR. Relativamente ao polielectrólito, o mês de maior consumo foi fevereiro, com 75 kg, enquanto o menor consumo ocorreu em março, com 25 kg.

O mês em que a água foi mais reutilizada foi junho, com 4185 m³, e o de menor reutilização foi fevereiro, com 2004 m³. Loubet e colaboradores, em 2014, estudaram várias ETAR a nível mundial e observaram valores de consumos específico de energia entre 1,09 e 0,14 kWh/m³ de efluente tratado. Os consumos energéticos nesta instalação estão dentro do esperado, registando um máximo de 0,37 kWh/m³ em junho e um mínimo de 0,26 kWh/m³ em abril. Este bom desempenho pode estar relacionado com as condições climáticas, uma vez que água de chuva tende a diluir o efluente reduzindo a concentração de poluentes.

Em 1980, a Comunidade Europeia propôs um valor de 2 kWh/kg CBO₅ removido como consumo específico de energia para uma Estação de Tratamento de Águas Residuais. No presente relatório, destacam-se valores entre 0,60 kWh/kg CBO₅ removido e um mínimo de 0,28 kWh/kg CBO₅ removido.

Assim, para tratar 636009 m³ de águas residuais na ETAR de Mirandela durante o primeiro semestre de 2024, foram consumidos 206695 kWh de energia, 702 m³ de água potável, 300 kg de polielectrólito para a desidratação de lamas, foi reutilizada 17477 m³ de água para limpezas na instalação no processo de desidratação de Lamas e foi gasto 1,97 kWh/kg para o efluente tratado e 2,23 kWh/kg para remoção de CBO₅.

Tabela 18: Consumo de energia e índices de desempenho

Mês	Consumíveis						Total Semestral
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maió	Junho	
Energia (kWh)	34787	35008	37412	29795	33759	35934	206695
Água potável (m ³)	219	130	107	109	67	70	702
Polielectrólito (t)	0,050	0,075	0,025	0,050	0,050	0,050	0,300
Água reutilizada (m ³)	2020	2004	3464	2075	3729	4185	17477
(kWh/m ³) Efluente tratado	0,32	0,36	0,34	0,26	0,32	0,37	0,33
kWh/Kg CBO ₅ removido	0,60	0,28	0,28	0,30	0,46	0,31	0,37

Relativamente à produção de resíduos, os gradados provenientes do tratamento preliminar e as lamas Desidratadas, no primeiro semestre de 2024 foi de 209 toneladas de lamas e 18,8 toneladas de gradados. Cerca de 91% são provenientes das elevatórias do sistema, conforme indicado na Tabela 19.

Todos os resíduos gerados foram direcionados para um destino final apropriado, em conformidade com a legislação em vigor. As lamas foram enviadas para compostagem, no âmbito das prestações de serviço em curso na empresa.

Tabela 19 : Resíduos produzidos no 1º semestre de 2024 na ETAR de Mirandela

Produção de Resíduos	Média Semestral Mensal	Total Semestral
Lamas desidratadas (ton)	34,8	208,7
Lamas desidratadas (ton MS)	18,2	109,0
Gradados (ton) _ origem na ETAR	0,3	1,7
Gradados (ton) _ origem nas EE	2,8	17,1
Gradados (ton) _ Total do subsistema	3,1	18,8

3.6 Melhorias propostas

O índice de Mohlman deve ser baixa para garantir uma eficiente clarificação no decantador secundário da ETAR de Mirandela. No primeiro semestre de 2024, o valor médio ultrapassou o valor da referência de 150 mL/g, indicando dificuldades na decantação. Este problema está diretamente ligado à elevada carga de gorduras, especialmente entre janeiro e março de cada ano.

4.Considerações finais

O principal objetivo do estágio foi entender o sistema de tratamento de efluentes da ETAR de Mirandela, com o intuito de caracterizá-lo e avaliar a sua eficiência de acordo com a legislação em vigor. Ao analisar todos os resultados obtidos e compará-los com os objetivos de qualidade, podemos concluir que, de maneira geral, a ETAR de Mirandela teve um desempenho positivo no primeiro semestre de 2024, atendendo à licença de descarga em vigor.

Com base nos resultados apresentados, é possível inferir que o sistema opera de maneira satisfatória, visto que a grande maioria dos parâmetros analíticos de controlo operacional avaliados se encontram abaixo dos valores limite regulamentares. Como demonstrado pelos valores apresentados na Tabela 10, a descarga de efluente tratado no meio hídrico não apresenta impacto significativo relativamente aos parâmetros monitorizados.

As eficiências médias de remoção de CQO e CBO₅ ficaram acima de 90%, enquanto as de azoto e fósforo se mantiveram pouco acima de 80% e 70%, respetivamente. A carga orgânica e a relação F/M mantiveram-se dentro dos valores projetados.

Relativamente à afluência registada, o caudal médio diário esteve abaixo do valor de projeto, resultando em tempos de retenção hidráulica e cargas hidráulicas aceitáveis nos órgãos de tratamento. Os parâmetros operacionais monitorizados registaram valores dentro da gama de referência para lamas ativadas do tipo convencional, com exceção do Índice de Mohlman devido a limitações já discutidas anteriormente na ETAR.

Concluimos que, de forma geral, a ETAR apresenta resultados satisfatórios, cumprindo os objetivos de qualidade estabelecidos.

Referências

- Abreu, Â. A. (2004). Identificação de bactérias filamentosas em processos de lamas activadas através da técnica de hibridização in-situ de fluorescência (FISH) [Dissertação De Mestrado]. In Uminho.pt. <https://hdl.handle.net/1822/575>
- Afolalu, S. A., Ikumapayi, O. M., Ogedengbe, T. S., Kazeem, R. A., & Ogundipe, A. T. (2022). Waste pollution, wastewater and effluent treatment methods – An overview. *Materials Today: Proceedings*, Volume 62 parte 6. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.04.231>
- APA- Agência portuguesa do ambiente. (2022). Águas residuais urbanas. *Apambiente.pt*. <https://apambiente.pt/agua/aguas-residuais-urbanas>
- Águas do Algarve. (18 de Março de 2024). ETAR da Boavista. Obtido de <https://www.aguasdoalgarve.pt/content/etar-da-boavista-0>
- Águas do Algarve. (19 de Março de 2024). Tecnologias de Tratamento. Obtido de <https://www.aguasdoalgarve.pt/content/tecnologias-de-tratamento>
- Águas do Norte. (2024). Quem Somos. Obtido de <https://www.adnorte.pt/pt/aguas-do-norte/quem-somos/?id=5>
- Ariscrisnã, Priti Mukesh. (2012). Simulação numérica aplicada ao tratamento de efluentes [Dissertação De Mestrado]. In *Handle.net*. <http://hdl.handle.net/10400.21/2560>
- Canler, J., Perret, J., Duchene, P., & Cotteux, E. (1999). Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activés :: IRC. In *Ircwash.org* (pp. 155 p.: fig., tabs.). Cemagref Editions. <https://fr.ircwash.org/resources/aide-au-diagnostic-des-stations-d%C3%A9puration-par-lobservation-microscopique-des-boues>
- Cabral. (2022). Otimização do desempenho de uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR) com reatores SBR: ETAR de ançã [Dissertação De Mestrado]. In *Handle.net*. <http://hdl.handle.net/10773/34529>
- Carvalho, A. C. P. T. (2010). Estudo integrado para transporte, tratamento, valorização e destino final das lamas produzidas na ETAR de sobreiras, na ETAR do freixo [Dissertação De Mestrado]. <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/58039/1/000145124.pdf>
- Cerdeira, L. A. B. M. (2008). Acompanhamento do arranque/exploração de uma ETAR [Dissertação De Mestrado]. In *Handle.net*. oai: digitool.fe.up.pt:50860
- Comissão europeia, sítio Web oficial. (2024, March 18). Comissão europeia. http://ec.europa.eu/index_pt.htm
- Corrosionpedia. (2014, June 30). Biochemical oxygen demand. *Corrosionpedia*. <https://www.corrosionpedia.com/definition/biochemical-oxygen-demand>
- David J.A. Jenkins, Richard, M. J., & Daigger, G. T. (2003). Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems. In *CRC Press eBooks* (3ª Edição). Informa. <https://doi.org/10.1201/9780203503157>

Decreto-lei n.º 152/97 de 19 de junho, n.º 139-19-6-1997 (1997). <https://files.dre.pt/1s/1997/06/139a00/29592967.pdf>

Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho. (2011, June 17). [Diariodarepublica.pt. https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/73-2011-670034](https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/73-2011-670034)

Diretiva n.º 91/271/CEE- EUR-Lex. (1991, May 21). [Europa.eu. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31991L0271](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31991L0271)

Garrido-Baserba, M., Molinos-Senante, M., Abelleira-Pereira, J. M., Fdez-Güelfo, L. A., Poch, M., & Hernández-Sancho, F. (2015). Selecting sewage sludge treatment alternatives in modern wastewater treatment plants using environmental decision support systems. *Journal of Cleaner Production*, 107, 410–419. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.021>

Gonçalves, J. C. (2017). Análise das tecnologias correntes para o tratamento e secagem de lamas de ETAR analysis of current technologies for treatment and drying of sewage sludge [Dissertação De Mestrado]. <https://hdl.handle.net/10316/82967>

Lopes, J. V. S. (2016). Análise e melhoria dos processos de gestão de lamas de depuração de efluentes líquidos [Dissertação De Mestrado]. <https://hdl.handle.net/10316/37026>

Madoni, P. D. (1996). *Atlante Fotografico: Guida all'analisi microscópica del fango attivo*. AGAC Reggio Emilia. Università degli Studi di Parma.

Madoni, P. (2004). *Applicazione dell'Indice biotico del fango (S.B.I.) nel processo di depurazione a fanghi attivi*. Università Degli Studi Di Parma. https://swater-saas.com/sito/wp-content/uploads/2022/01/e05b.file_.pdf

Meireles. (2011). *Optimização da estação de tratamento de águas residuais de Crestuma* [Dissertação De Mestrado]. In [Handle.net. http://hdl.handle.net/10400.22/2551](http://hdl.handle.net/10400.22/2551)

Mendes, A. F. T. (2009). *Estudo técnico-económico de uma unidade de co-compostagem de lamas de ETAR* [Dissertação De Mestrado]. <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/58275/1/000136845.pdf>

Mendes, S. I. S. (2014). *Valorização de lamas de tratamento de águas residuais urbanas para utilização agrícola* [Dissertação De Mestrado]. In [Handle.net. http://hdl.handle.net/10400.21/3545](http://hdl.handle.net/10400.21/3545)

Meneses, R. M. de A. O. (2023). *Valorização agrícola de lamas de ETAR* [Dissertação De Mestrado]. <http://hdl.handle.net/10198/28602>

Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. In G. Tchobanoglous, F. L. Burton, H. D. Stensel, & Metcalf & Eddy (Eds.), *Library Catalog (Blacklight)* (4th ed). McGraw-Hill. <https://searchworks.stanford.edu/view/4791512>

Monte, H. M. do. (2016). *Tratamento de águas residuais: Operações e processos de tratamento físico e químico*. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, 1–544. <http://hdl.handle.net/10400.21/13925>

- Myers, S. D., Aasgaard, G. F., Ratnaweera, H., & Vieira, J. M. P. J. M. P. (2001). BNP - Sistemas de águas residuais urbanas. In Bnportugal.gov.pt. Agência Europeia Do Ambiente. <https://bibliografia.bnportugal.gov.pt/bnp/bnp.exe/registo?1078284> (Original work published 1991)
- Mascarenhas, F. d. (2017). Tratamento de águas residuais pelo processo de membranas – método de cálculo [Dissertação De Mestrado]. In FenixEdu. <https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/cursos/mec/dissertacao/1972678479054012>
- Orhon, D. (1997). Modeling of activated sludge systems. In Google Books (ilustrada, pp. 589 páginas). CRC Press, 1997. https://books.google.pt/books/about/Modeling_of_Activated_Sludge_Systems.html?id=IFkeOoNy9uwC&redir_esc=y
- Pinto, C. W. F. (2012). Tanque séptico aumento da eficiência no tratamento de efluentes [Monografia]. <https://repositorio.mar.mil.br/bitstream/ripcmb/451035/1/00000835.pdf>
- Richard, M., Sear-Brown, F., & Collins. (2003). Activated sludge microbiology the water pollution control federation. 20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference. https://extapps.dec.ny.gov/docs/water_pdf/drrichard1.pdf
- Samer, M. (2015). Biological and chemical wastewater treatment processes. Wastewater Treatment Engineering. <https://doi.org/10.5772/61250>
- Sapo Blogs. (23 de Maio de 2006). Estações de tratamento de águas residuais. Sapo.pt. <https://etar.blogs.sapo.pt/1720.html>
- Sousa, J. P. (2011). Caracterização da decantabilidade das lamas activadas da ETAR de sobreiras, porto, via determinação fisiológica global através da monitorização de sour. [Dissertação De Mestrado]. <http://hdl.handle.net/10216/62100>
- Soveral-Dias, J. C. (2004). Guia de Boas Práticas – Aplicação de Lamas na Agricultura.
- Spigoni, G., & Donatella, C. (1992). I principali microrganismi filamentosi del fango attivo. Quaderni Tecnici Dell'AGAC.
- Tchobanoglous, G., & Eddy, M. (2014). Wastewater engineering: Treatment and resource recovery. volume 1. Mcgraw-Hill.
- Teixeira, F. (2007). Apontamentos da disciplina de Tratamento de Efluentes Líquidos, ISEP.
- Verlicchi, P., & Zambello, E. (2015). Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil — A critical review. *Science of the Total Environment*, 538, 750–767. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.108>
- Von Sperling, M. G. Cleverson Vitorio Andreoli, Fernandes, F., & International Water Association. (2007). Sludge treatment and disposal. Iwa Publishing.

Zhang, S., Wang, F., Mei, Z., Lukai Lv, & Chi, Y. (2020). Status and Development of Sludge Incineration in China. *Waste and Biomass Valorization*, 12(7), 3541–3574. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01217-9>