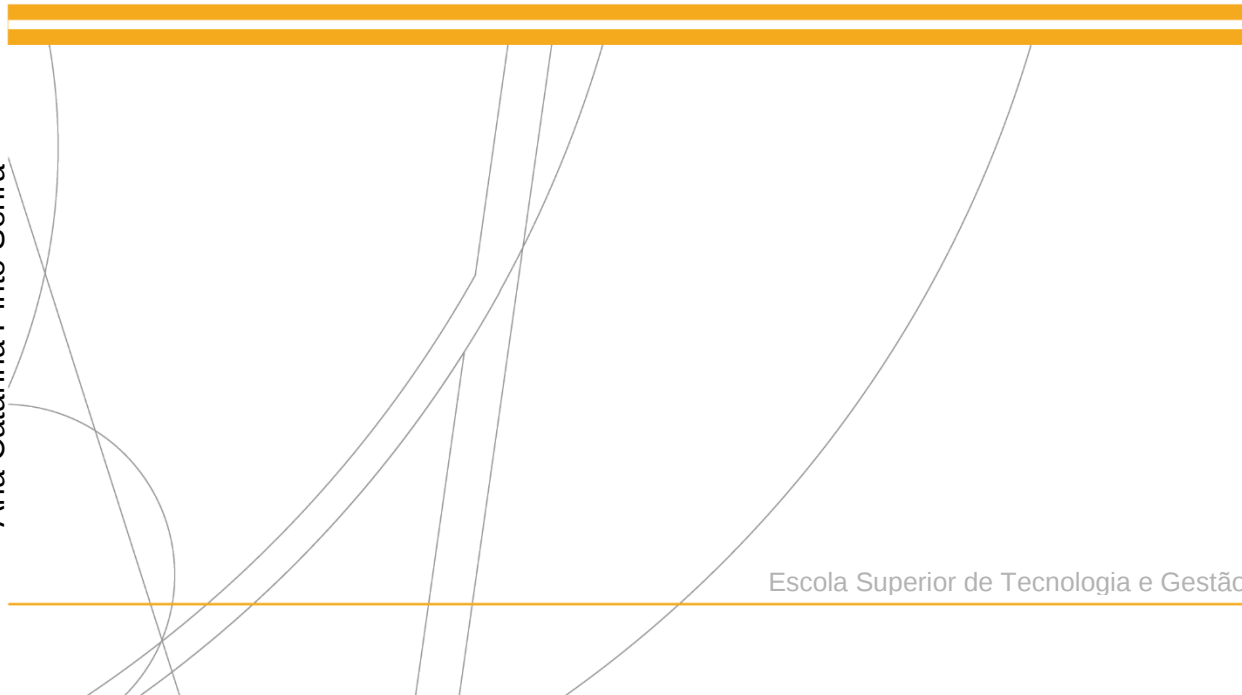
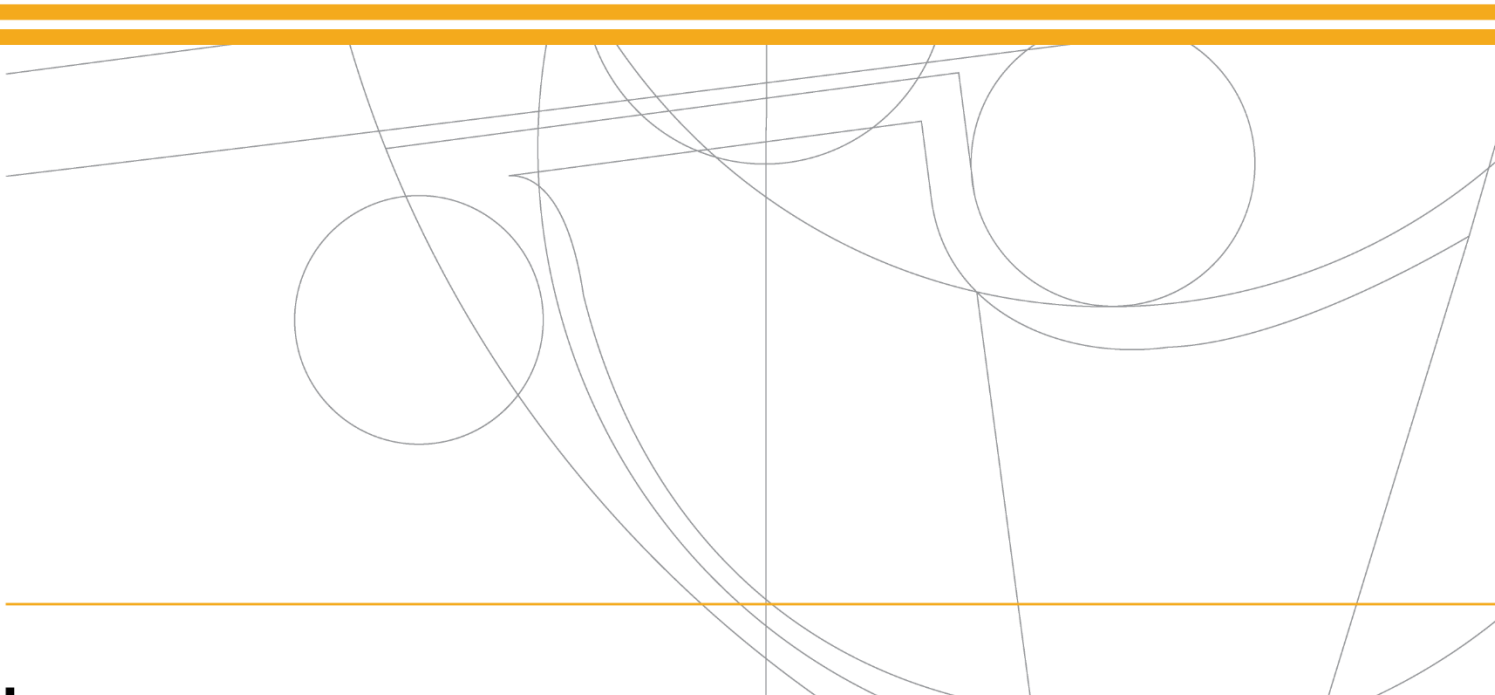
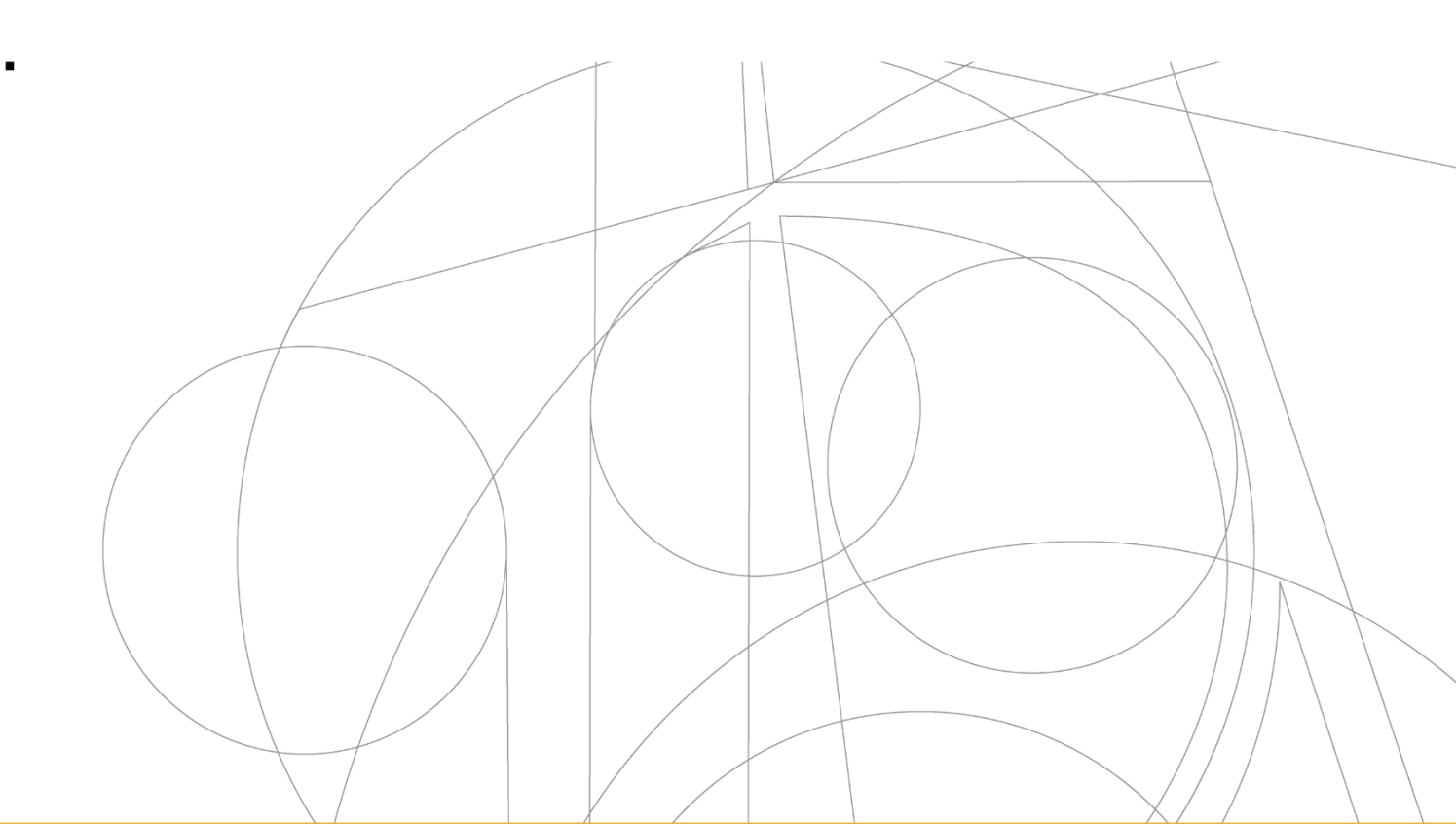




Acompanhamento dos processos de tratamento de água residual numa empresa de sistemas ambientais

Ana Catarina Pinto Senra



INSTITUTO POLITÉCNICO
DE VIANA DO CASTELO

Ana Catarina Pinto Senra
ACOMPANHAMENTO DOS PROCESSOS DE TRATAMENTO
DE ÁGUA RESIDUAL NUMA EMPRESA DE SISTEMAS
AMBIENTAIS

Mestrado em Engenharia Alimentar
Trabalho efetuado sob a orientação da
Professora Maria Alberta Fonseca Araújo

Fevereiro de 2025

MEMBROS DO JÚRI

Presidente:

Doutor(a) Maria Manuela Vaz Velho

Professor(a) Coordenador(a) da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Viana do Castelo

Vogal:

Doutor(a) xxxxxxxxx

Professor(a) xxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxxx

Vogal:

Doutor(a) Maria Alberta Pereira das Neves da Fonseca Araújo

Professor(a) Adjunta da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Viana do Castelo

Orientador(a)

“Construímos muros a mais e pontes a menos”

Isaac Newton

AGRADECIMENTOS

Com o final desta etapa da minha vida são diversos os agradecimentos que quero expressar, tendo cada um deles uma importância diferente para mim.

Em primeiro lugar quero agradecer à instituição que me acolheu para a realização do meu estágio, embora a identificação da mesma tenha de ficar no anonimato, quero que saibam que me senti muito grata pela oportunidade.

Agradecer também à minha orientadora, professora Alberta Araújo, pela paciência e disponibilidade apresentada sempre que necessário.

No local do meu trabalho atual, Estação de Tratamento de Águas Residuais de Matosinhos, são diversos os agradecimentos que quero fazer. A toda a equipa uma “obrigada” pelo bem que me fazem diariamente. Importante salientar a Vanessa, coordenadora da ETAR. A Vanessa foi incansável comigo durante todo este tempo, sempre compreensiva, afável e com uma paciência interminável... tornou-se o meu modelo de profissional a seguir! Sem ela isto teria sido possível, mas muito mais complicado.

É importante realçar a importância dos meus amigos em todo este processo, a todos eles muito obrigada.

A toda a minha família, pais, irmã e avó. Vocês foram imprescindíveis e sem vocês isto não teria sido possível. São o meu porto de abrigo ao final de cada dia.

Um obrigada ao Luís, o meu namorado, pela presença constante e por acreditar em mim quando eu duvido.

Por último, aos meus animais, Barney, Faísca e Stormi porque no final do dia têm sempre o amor mais puro para me oferecer.

A todos, muito obrigada!

RESUMO

O presente estudo descreve o funcionamento de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), com realce nos processos realizados e nas análises físico-químicas executadas, de forma a avaliar a eficiência do tratamento.

Inicialmente, aborda-se o contexto da importância do tratamento de águas residuais no âmbito da proteção do meio ambiente e do conceito de saúde pública, com destaque para os termos associados ao tratamento preliminar, primário, secundário e terciário da estação. O estudo teve como objetivo acompanhar o desempenho da ETAR, identificar pontos críticos de operação e avaliar a conformidade do efluente tratado.

A metodologia passa pela caracterização detalhada dos processos de tratamento em cada etapa, desde a gradagem e desarenação até aos tanques de arejamento e posterior decantação secundária. De forma a avaliar a eficiência da estação, foram realizadas análises físico-químicas de forma regular, estando incluídos parâmetros como o pH, sólidos suspensos totais (SST), carência química de oxigênio (CQO), carência bioquímica de oxigênio (CBO₅), matéria seca, condutividade, entre outros. As amostras foram recolhidas em pontos estratégicos ao longo do processo da ETAR, com o intuito de monitorizar a evolução da qualidade do efluente e diagnosticar possíveis falhas operacionais.

Os resultados mostraram que a ETAR apresenta boa eficiência na remoção de matéria orgânica, cumprindo os limites legais para a maioria dos parâmetros monitorizados. Foi observada uma redução média de 85% na CQO e 90% na CBO₅ entre o efluente bruto e o efluente final. A remoção de sólidos suspensos mostrou-se igualmente eficiente, com uma redução superior a 80%.

Concluiu-se que a ETAR em análise desempenha um importante papel na melhoria contínua da qualidade dos recursos hídricos, demonstrando boa eficiência no tratamento de águas residuais urbanas e industriais. No entanto, recomenda-se a implementação de medidas de forma a aumentar a otimização da remoção de nutrientes e minimizar o impacto de cargas hidráulicas elevadas, uma vez que em períodos de maior caudal, os equipamentos e estruturas da ETAR podem não ter a eficiência pretendida. Este estudo contribui ainda para a

aprendizagem dos processos em ETAR's e medidas de cumprimento das normas ambientais e gestão sustentável de recursos hídricos.

Palavras-chave: Estação de Tratamento de Águas (ETAR); CBO; CQO

ABSTRACT

The present study describes the overall functioning of a Wastewater Treatment Plant (WWTP), emphasizing the processes carried out and the physicochemical analyses performed to evaluate treatment efficiency. Initially, it addresses the importance of wastewater treatment in the context of environmental protection and public health, highlighting the main terms associated with the preliminary, primary, secondary, and tertiary treatment stages of the plant.

The study aimed to characterize the performance of the WWTP, identify critical operational points, and assess the compliance of the treated effluent. The methodology involved a detailed characterization of the treatment processes at each stage, from screening and grit removal to aeration tanks and subsequent secondary settling. To evaluate the plant's efficiency, regular physicochemical analyses were performed, including parameters such as pH, total suspended solids (TSS), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD₅), dry matter, conductivity, among others. Samples were collected at strategic points throughout the WWTP process to monitor the evolution of effluent quality and diagnose potential operational failures.

The results showed that the WWTP exhibits high efficiency in the removal of organic matter and nutrients, meeting legal limits for monitored parameters. An average reduction of 85% in COD and 90% in BOD₅ was observed between the raw and final effluent. Suspended solids removal were also highly efficient, with a reduction exceeding 80%.

It was concluded that the analyzed WWTP plays a crucial role in the continuous improvement of water resource quality, demonstrating good efficiency in treating urban and industrial wastewater. However, it is recommended to implement measures to further optimize nutrient removal and minimize the impact of high hydraulic loads. This study also contributes to a better understanding of WWTP processes and offers valuable insights for complying with environmental standards and promoting the sustainable management of future water resources.

Keywords: Wastewater Treatment Plant (WWTP); COD; BOD.

LISTA DE ABREVIATURAS/SIGLAS

ETAR – Estação de Tratamento de Água Residuais

CQO – Carência química de oxigênio

CBO – Carência Biológica de oxigênio

SMEWW - *Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater*

IVL – Índice Volumétrico de Lamas

ARD – Águas residuais domésticas

ARU – Águas residuais urbanas

ARI – Águas residuais industriais

ER – Eficiência de Remoção

ÍNDICE

RESUMO	ix
ABSTRACT	xii
LISTA DE ABREVIATURAS/SIGLAS.....	xiv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xix
ÍNDICE DE TABELAS	xxi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Tipologia das águas residuais	4
2.2. As ETAR como instrumento de proteção ambiental	5
2.2.1. Principais componentes e caracterização dos efluentes tratados	6
2.3. Descrição da ETAR da Zona Norte.....	6
2.4. Enquadramento geral.....	7
2.4.1. Legislação aplicada no tratamento de águas residuais.....	9
2.5. Processo de tratamento da ETAR na Zona Norte.....	10
2.5.1. Tratamento da fase líquida	11
2.5.1.1. Tratamento preliminar (gradagem e desarenação).....	11
2.5.1.2. Tratamento primário (decantação primária)	13
2.5.1.3. Tratamento secundário (arejamento e decantação secundária).....	14
2.5.1.4. Recirculação	16
2.5.2. Tratamento da fase sólida.....	17
2.5.2.1. Espessamento	17
2.5.2.2. Digestão anaeróbia	18
2.5.2.3. Desidratação mecânica	19
2.5.3. Tratamento da fase gasosa	19
2.6. Aproveitamento das lamas ativadas para biofertilizantes.....	20
2.6.1. Transporte e acondicionamento das lamas	21
2.6.2. Estabilização das lamas	22
2.6.3. Maturação das lamas	22
2.6.4. Monitorização do composto	22
2.6.5. Comercialização	23
2.6.6. Valorização agrícola dos biosólidos enquanto corretivos agrícolas.....	23
2.7. Requisitos básicos para água de consumo.....	25
3. MATERIAIS E MÉTODOS	28

3.1. Amostragem pontual e composta.....	28
3.1.1. Pontos de amostragem analisados	28
3.2. Determinação da carência química de oxigênio (CQO)	30
3.3. Determinação da carência biológica de oxigênio (CBO ₅).....	31
3.3.1. Cálculo do volume da amostra a analisar	32
3.3.2. Cálculo da CBO ₅	32
3.4. Sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV).....	33
3.4.1. Cálculo de SST e SSV	33
3.5. Determinação da condutividade elétrica.....	34
3.6. Determinação da matéria seca e matéria volátil	34
3.6.1. Cálculo da matéria seca.....	35
3.6.2. Cálculo da matéria volátil.....	35
3.7. Determinação do pH e temperatura em amostras sólidas e líquidas.....	35
3.8. Determinação do índice volumétrico de lamas (IVL)	35
3.8.1. Cálculo do IVL	36
3.9. Alcalinidade e ácidos gordos voláteis (AGV)	36
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1. Linha líquida	38
4.1.1. pH	38
4.1.2. Condutividade	40
4.1.3. CQO e CBO ₅	43
4.1.3.1. Efluente bruto	43
4.1.3.2. Efluente misto	45
4.1.3.3. Efluente primário	46
4.1.3.4. Efluente final	47
4.1.4. Sólidos suspensos totais e voláteis (SST's e SSV's).....	49
4.2. Tratamento biológico	52
4.2.1. Tanques de arejamento	52
4.2.1.1. pH	52
4.2.1.2. SST e SSV	53
4.2.1.3. IVL.....	55
4.3. Linha sólida.....	57
4.3.1. Lamas mistas (L1) e Lamas espessadas (L2)	57
4.3.2. Lamas secundárias (L3)	59
4.3.3. Lamas desidratadas (L4).....	60
4.3.4. Lamas digeridas (DIG).....	61

4.3.4.1. pH	61
4.3.4.2. Alcalinidade e ácidos gordos voláteis.....	61
5. CONCLUSÕES.....	65
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Vista aérea da ETAR. (Autor, 2024).....	7
Figura 2.2. Esquema geral da ETAR na Zona Norte.....	10
Figura 2.3. Parafusos de arquimedes	12
Figura 2.4. Sistema de desarenação.....	13
Figura 2.5. Decantação primária.....	14
Figura 2.6. Tanques de arejamento.....	14
Figura 2.7. (A): Decantadores secundários; (B): Saída dos decantadores secundários. 16	
Figura 2.8. Bomba de recirculação das lamas biológicas.....	17
Figura 2.9. Espessador gravítico.....	17
Figura 2.10. Digestão anaeróbia primária.	18
Figura 2.11. Desidratação mecânica das lamas (centrífuga).	19
Figura 2.12. Gasómetro.	20
Figura 2.13. Fase de maturação do composto.	22
Figura 2.14. Sacos pequenos e grandes de composto final embalado.....	23
Figura 3.1. Medidor de condutividade.....	34
Figura 3.2. Cones utilizados para medição do V30 nos 3 tanques de arejamento e na recirculação.....	36
Figura 4.1. Variação dos valores de pH no efluente tamizado (A1), efluente misto (A2); efluente primário (A3); efluente final (A4), nos meses de janeiro, fevereiro e março... 39	
Figura 4.2. Variação da condutividade de A1, A2, A3 e A4 ao longo de 3 meses.	41
Figura 4.3. Efluente A1 nos meses de janeiro, fevereiro e março.	43
Figura 4.4. Variação dos valores de CQO e CBO ₅ no efluente misto (A2) nos meses de janeiro, fevereiro e março.....	45
Figura 4.5. Variação dos valores de CQO e CBO ₅ no efluente primário (A3) nos meses de janeiro, fevereiro e março.	46
Figura 4.6. Variação dos valores de CQO e CBO ₅ no efluente final (A4) nos meses de janeiro, fevereiro e março.....	47
Figura 4.7. Eficiências de remoção (%), para os parâmetros de CQO e CBO ₅ , nos 3 meses de estudo.	48
Figura 4.8. Variação de SST e SSV do efluente bruto (A1) nos meses de janeiro, fevereiro e março.	49
Figura 4.9. Variação de SST e SSV do efluente final (A4) nos meses de janeiro, fevereiro e março.	50
Figura 4.10. Variação da eficiência de remoção no parâmetro SST nos 3 meses de estudo.....	51
Figura 4.11. Variação dos valores de pH nos 3 tanques de arejamento nos meses de janeiro, fevereiro e março.....	52
Figura 4.12. Variação dos SST e SSV nos tanques de arejamento 1,2 e 3 nos 3 meses de estudo.....	53
Figura 4.13. Variação dos resultados obtidos pelo método do V ₃₀ em janeiro, fevereiro e março.	55
Figura 4.14. Variação dos valores de IVL nos 3 tanques de arejamento, nos meses de janeiro, fevereiro e março.....	56

Figura 4.15. Variação do teor de M.S. (%) das lamas mistas (L1) e lamas espessadas (L2) nos 3 meses de estágio realizado.	58
Figura 4.16. Variação da M.S. (%) das lamas secundárias (L3), ao longo dos 3 meses de estudo.....	59
Figura 4.17. Variação da matéria seca da lama desidratada (L4) ao longo dos 3 meses de estudo.....	60
Figura 4.18. Variação do pH das lamas digeridas (DIG) nos meses de janeiro, fevereiro e março.	61
Figura 4.19. Variação dos valores da alcalinidade nos 3 digestores, nos meses de fevereiro e março.	62
Figura 4.20. Variação dos valores da alcalinidade nos 3 digestores, nos meses de fevereiro e março	62
Figura 4.21. Variação dos valores da alcalinidade nos 3 digestores, nos meses de fevereiro e março	64

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1. Valores limite de emissão (VLE) da ETAR. (Especificação interna ETAR, 2024).....	8
Tabela 2.2. Valores limite de alerta (VLA) para o efluente bruto, misto e final da ETAR na Zona Norte (Especificação Interna da ETAR, 2024).....	8
Tabela 2.3. Dimensões das infraestruturas utilizadas na ETAR do Norte (Especificações da ETAR, 2024).....	11
Tabela 2.4. Parâmetros físico-químicos do composto produzido na ETAR do Norte. ..	21
Tabela 2.5. Caracterização das lamas tratadas (Adaptado de Sousa, 2005).....	24
Tabela 2.6. Características físicas, químicas e microbiológicas da água própria para consumo em Portugal (ERSAR, 2023).....	26
Tabela 3.1. Pontos de recolha das amostras, designação e parâmetros analisados.	30
Tabela 4.1. Valores médios e desvio-padrão dos valores de pH referentes a janeiro, fevereiro e março nos 4 efluentes em estudo.....	39
Tabela 4.2. Valores médios de condutividade referentes a janeiro, fevereiro e março nos 4 efluentes em estudo.	41
Tabela 4.3. Valores médios e desvios-padrão dos 4 efluentes em estudo, ao longo dos 3 meses, dos parâmetros de CQO e CBO ₅	43
Tabela 4.4. Valores médios e desvio padrão dos 3 tanques de arejamento.	53
Tabela 4.5. Média e desvio-padrão dos 3 tanques nos meses de janeiro, fevereiro e março.	54
Tabela 4.6. Média e desvio padrão do volume decantado ao fim de 30 minutos, nos tanques de arejamento 1, 2 e 3, ao longo dos 3 meses de estágio.	55

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuais é um dos principais fatores responsáveis pela proteção do meio ambiente e manutenção da qualidade dos diversos recursos hídricos existentes. Com o maior desenvolvimento nos últimos anos das atividades urbanas e industriais, as estações de tratamento de águas residuais (ETAR) têm vindo a desempenhar um papel fulcral na minimização dos diversos poluentes presentes nas águas e consequentemente no impacto dos mesmos nos diversos ecossistemas terrestres (Monte *et al*, 2016).

A presente dissertação teve como principais objetivos a identificação do ciclo completo de tratamento de água residual, assim com a identificação dos requisitos/parâmetros básicos que a água deve possuir para ser descartada no meio hídrico após tratamento. Como tal, a monitorização e identificação das etapas das unidades de tratamento de água e posterior tratamento das lamas resultantes, assim como a seleção das condições mínimas de distribuição do produto obtido através das lamas, foi também um dos principais temas da presente dissertação. Para além dos objetivos referidos anteriormente, também se procedeu à realização de análises de rotina em laboratório, avaliando parâmetros como SST, CQO, CBO₅, pH, contribuindo desta forma para uma caracterização mais detalhada do desempenho da ETAR.

Este tema foi escolhido, de forma a aprofundar os conhecimentos de funcionamento de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) e das respetivas fases de tratamento, avaliando o desempenho e eficiência de remoção de matéria final.

A escolha deste tema incidiu também na importância em garantir a qualidade da água, uma vez que os resultados permitem confirmar os padrões de qualidade estabelecidos nos regulamentos obrigatórios. O controlo e consequente monitorização do processo de tratamento permite também avaliar a eficiência de remoção dos poluentes ao longo de todo o tratamento das águas (contaminantes e microrganismos patogénicos). Desta forma, é possível devolver a água ao meio ambiente de forma segura, diminuindo os impactos negativos nos meios recetores como os oceanos, lagos e rios.

É assim possível diagnosticar determinadas anomalias da ETAR, adotando atempadamente medidas em conformidade com as necessidades.

Este trabalho contribuiu para o aperfeiçoamento das metodologias de análises adotadas na instituição, promovendo desta forma melhores práticas na gestão e tratamento de águas residuais.

Este trabalho está estruturado em 5 capítulos. No primeiro, uma breve introdução ao tema escolhido, no segundo, uma análise mais profunda e detalhada sobre o tema, assim como uma contextualização teórica. No terceiro capítulo estão descritas as metodologias adotadas para a realização das análises físico-químicas que se efetuaram ao longo do trabalho e posteriormente, no capítulo 4 os resultados obtidos. Por último, no capítulo 5 as conclusões sobre o trabalho e recomendações futuras adotadas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nas últimas décadas, diversas questões hídricas têm sido motivo de discussão, tendo em conta que a água constitui um bem essencial para a sobrevivência de todos os seres vivos (Henriques, 2022). Devido à sua relevância e utilização continuada, as atividades antropogénicas têm vindo a afetar e a alterar a disponibilidade e a qualidade dos recursos hídricos. De acordo com a Organização das Nações Unidas, dentro de alguns anos metade da população não terá acesso a água potável de boa qualidade, sendo cada vez mais importante a informação e a prática do uso de forma sustentável e consciente (ONU, 2019).

Ao longo da história, e até à idade moderna, os sistemas de drenagem e tratamento de águas não eram considerados estruturas essenciais ao correto desenvolvimento das sociedades. No entanto, com o aumento de informação disponível, a visão foi alterada. Para além disso, o envelhecimento das estruturas de drenagem em conjunto com o avanço das atividades humanas, gerou ao longo do tempo um esgotamento dos sistemas de drenagem. Como tal, foi necessário investir na qualidade e reconstrução das mesmas, de forma a satisfazer as necessidades populacionais, uma vez que a drenagem e tratamento de água estão diretamente relacionados com a melhoria da qualidade de vida das comunidades, promoção de um desenvolvimento sustentável e proteção do meio ambiente (Galvão, 2009).

“Saúde pública” é o termo que define a ciência que permite a prevenção de doenças, prolongamento da vida e promoção da saúde através de diversos esforços, abrangendo uma ampla gama de atividades e práticas.

Com um melhor conhecimento do conceito de “saúde pública” e das doenças associadas, o tratamento das águas residuais passou a ser alvo de estudo, uma vez que a água é um bem presente no dia-a-dia, na higiene e na alimentação (Cassal et al, 2013).

A poluição aquática também está na base desta mudança de mentalidade, assim como o reaproveitamento das águas residuais, de forma que esta seja usada, tratada e posteriormente devolvida ao ambiente, reduzindo desta forma a pressão crescente sobre os recursos hídricos.

A crescente consciencialização pública sobre as questões patogénicas, ambientais ou políticas têm levado as sociedades a adotar práticas mais sustentáveis (Monte *et al*, 2016).

2.1. Tipologia das águas residuais

De forma a ser de mais fácil a identificação do tipo de águas, procedeu-se à classificação das águas tendo em conta determinadas características. De acordo com o Decreto-Lei nº152/97 de 19 de junho, as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e/ou com pluviais denominam-se Águas Residuais Urbanas (ARU). Segundo este decreto, as águas residuais provenientes do metabolismo humano e das atividades domésticas denominam-se águas residuais domésticas (ARD). Por sua vez, qualquer outro tipo de água residual que não tenha como origem as atividades domésticas nem pluviais, denominam-se águas residuais industriais (ARI) (Tchobanoglous et al., 2003).

Os sistemas de drenagem, segundo o Decreto Regulamentar nº 23/95 de 23 de agosto, podem classificar-se como:

- **Unitários:** são admitidas as ARI, as ARD e as águas que tenham como origem a pluviosidade. Estas são constituídas por uma única rede de coletores;
- **Separativos:** são formados por duas redes de coletores, uma rede destinada às ARD, outra destinada às ARI e por fim, outra destinada às águas pluviais;
- **Mistos:** constituídas pelos dois tipos referidos anteriormente. Neste sistema, metade funciona como sistema unitário e a outra metade como sistema separativo;
- **Separativos Parciais:** em condições especiais, a ligação de águas pluviais de pátios interiores é admitida ao coletor de ARD.

As águas residuais de sistemas de drenagem mistos ou unitários apresentam uma elevada quantidade de sólidos. Em períodos de elevada pluviosidade, estes sistemas fazem afluir grandes caudais às ETAR, sendo muitas vezes superiores à sua capacidade de tratamento. Por este motivo, existe muitas vezes a necessidade de desviar uma parte do caudal à entrada da ETAR.

Nos últimos anos, as construções são na maior parte constituídos por sistemas separativos e mistos, sendo as águas pluviais descarregadas diretamente no meio recetor e as águas residuais urbanas tratadas em ETAR (Monte *et al*, 2016).

De acordo com o Diário da República n.º 194/1995, as águas que tenham origem em lavagens de garagens, instalações de aquecimento ou ainda descargas de piscinas, conforme as condições do local, podem ser descarregadas na rede pluvial ou doméstica.

2.2. As ETAR como instrumento de proteção ambiental

As ETARs têm um papel preponderante ao nível da promoção da sustentabilidade ambiental, garantindo a gestão sustentável dos recursos hídricos e promovendo a sua utilização a longo prazo. São também responsáveis pela minimização dos impactos dos ecossistemas aquáticos, pois através das ETARs é possível minimizar impactos negativos, que podem contribuir para a perda da biodiversidade em rios e mares (diminuição da qualidade da água, poluição, etc).

A vida humana também é salvaguardada, uma vez que a presença de microrganismos patogénicos é significativamente reduzida, o que irá promover uma melhoria da saúde pública.

As ETARs removem diversos poluentes e matérias contaminantes das águas aquando do tratamento, antes da sua devolução ao meio ambiente. Isto reduz a carga de poluentes presente, promovendo a melhoria da saúde humana, animal e ambiental (Monte et al, 2016).

Quando a água residual não tem a possibilidade de sofrer um tratamento eficiente, a interação que pode existir entre os seus constituintes poluentes e o meio ambiente, pode prejudicar severamente um ecossistema, levando a diversos impactos ambientais: (Oliveira et al., 2024).

- Criação de um película no meio hídrico (devido à presença de óleos e gorduras de diversos tipos), impedindo trocas eficientes de oxigénio da atmosfera para o meio hídrico;
- A saúde pública pode ser colocada em causa devido ao desenvolvimento de agentes infecciosos. Isto pode acontecer, caso existam descargas de água residual com matéria orgânica, o que leva ao consumo de oxigénio por parte das bactérias;
- Desenvolvimento de doenças no ser humano, caso existam descargas realizadas perto da captação de água para consumo ou irrigação;
- Existência do fenómeno de eutrofização quando as águas residuais contêm nutrientes e estes são enviados em excesso para o meio hídrico;
- Existência de bioacumulação, quando existe a possibilidade da passagem de substâncias tóxicas introduzidas no organismo do ser humano, sendo observada a acumulação ao longo da cadeia alimentar.

Mediante todos estes factos tornou-se indispensável concretizar um tratamento prévio que seja adequado às águas residuais, para que as agressões ao meio ambiente, resultantes da deposição destes resíduos, sejam minimizadas e que a saúde pública e ambiental seja assegurada (Oliveira et al., 2024).

2.2.1. Principais componentes e caracterização dos efluentes tratados

Os efluentes após a sua passagem pelas ETARs podem ainda manter na sua composição diversos componentes, estando divididos em 3 grandes categorias: característica física (associadas à temperatura, cor, cheiro ou ainda turbidez), químicas (presença de matéria orgânica e inorgânica) e ainda características biológicas (presença de fungos, bactérias ou protozoários).

As análises ecotoxicológicas representam um bom mecanismo de forma a indicar a eficiência da remoção dos diversos contaminantes presentes nos efluentes tratados, além disso, também fornece uma indicação dos efeitos destrutivos provocados por esses mesmos resíduos no meio ambiente e nos ecossistemas associados aos meios recetores, servindo assim para reforçar a necessidade de análises constantes, como também o cumprimento dos parâmetros exigidos pelas diversas ETARs (Lobo e Pinheiro, 2021).

2.3. Descrição da ETAR da Zona Norte

A ETAR na Zona Norte encontra-se ativa desde 1992 e realiza um tratamento que abrange um total de 80000 habitantes e um caudal médio de 18000 L/dia. Esta ETAR encontra-se preparada para realizar o tratamento de efluente doméstico e industrial (Especificação interna ETAR, 2024).

Na Figura 2.1 é ilustrada a vista aérea da ETAR onde o estágio foi realizado.



Figura 2.1. Vista aérea da ETAR. (Autor, 2024).

Na ETAR na Zona Norte, é realizado o tratamento das águas residuais, com posterior utilização das lamas resultantes de todo o processo. Para tal, estas são submetidas a um espessamento e posteriormente passam por um processo de digestão anaeróbia (passando a designar-se lamas digeridas). As lamas são sujeitas a desidratação e posteriormente enviadas para a Estação de Compostagem de lamas da ETAR.

Na ETAR onde se realizou o estágio, as lamas desidratadas são aproveitadas e misturadas com casca de pinheiro e dão origem a um produto final 100% de origem natural, altamente rico em matéria orgânica e sem qualquer tipo de contaminante. Este produto é produzido na central de compostagem da própria ETAR, depois de passar por várias etapas, tem como finalidade servir de substrato ao crescimento de diversas culturas (Especificação interna ETAR, 2024).

Durante a digestão das lamas é produzido biogás que posteriormente é utilizado na ETAR sob a forma de energia, reduzindo assim os respetivos consumos de energia da rede (Costa, 2014).

2.4. Enquadramento geral

O tratamento de águas residuais tem como objetivo tratar as águas de origem doméstica e/ou industrial, de forma que possam ser escoadas para o rio ou para o mar, de acordo com os valores da legislação em vigor (Barreto, 2016).

Os valores de descarga dos efluentes nos rios e mares irão variar de ETAR para ETAR, no entanto na ETAR na Zona Norte o efluente final tem de apresentar os valores limite de emissão (VLE) apresentados na Tabela 2.1. (Especificação interna ETAR, 2024).

Tabela 2.1. Valores limite de emissão (VLE) da ETAR. (Especificação interna ETAR, 2024).

Parâmetros	VLE
CQO (mg/L)	125
CBO (mg/L)	20
SST (mg/L)	35

Para além dos valores limite descritos anteriormente, as ETARs têm ainda uma série de valores limite de alerta (VLA), que têm como principal objetivo servir como indicadores da operação, de forma a monitorizar o desempenho de cada etapa do processo de tratamento.

Na Tabela 2.2., encontram-se apresentados os principais valores limite de alerta (VLA) existentes na ETAR na Zona Norte, assim como o processo de tratamento, nos quais os valores têm de ser controlados e cumpridos (Especificação interna ETAR, 2024).

Tabela 2.2. Valores limite de alerta (VLA) para o efluente bruto, misto e final da ETAR na Zona Norte (Especificação Interna da ETAR, 2024).

Processo de tratamento	Parâmetro	VLA
Efluente Bruto	pH (Escala de Sorense)	5,5; 9,5
	CQO (mg/L)	>1200
	CBO (mg/L)	>400
	SST (mg/L)	>750
Efluente Misto	pH (Escala de Sorense)	6; 9
	SST (mg/L)	3500; 5000
	V30	>950
Efluente final	pH (Escala de Sorense)	6; 9
	CQO (mg/L)	>120
	CBO (mg/L)	>15
	SST (mg/L)	>30

Quando ultrapassados os valores limite de alerta, é necessário investigar a causa e atuar sobre o problema, uma vez que estes limites estabelecem parâmetros específicos de

concentração de substâncias ou determinadas condições que caso sejam ultrapassadas, revelam que o sistema está a operar de forma deficiente.

2.4.1. Legislação aplicada no tratamento de águas residuais

Com o aumento da industrialização e urbanização, a produção de águas residuais aumentou, aumentando desta forma também a preocupação face ao tratamento das mesmas, levando à necessidade de medidas regulatórias, de forma a controlar e mitigar os impactos negativos possíveis no meio ambiente. As leis e decretos-leis têm como objetivo promover práticas mais sustentáveis e diminuir os riscos de poluição das águas, sendo necessário garantir um correto tratamento e um descarte consequente.

Em Portugal, o tratamento de águas residuais urbanas tem por base os seguintes diplomas:

Decreto-Lei nº 236/98 – Estabelece as normas gerais para a gestão de águas residuais em Portugal, abrangendo uma grande diversidade de temas relacionados com o tratamento de águas residuais, proteção do ambiente e recursos hídricos. Apresenta como objetivos a promoção da saúde pública e a prevenção da poluição e da qualidade de água.

Decreto-Lei nº 152/97 – Aborda questões relacionadas com a recolha, transporte, valorização, produção e eliminação de resíduos. Transpõe a Diretiva 91/271/CEE do Conselho europeu, de 21 de maio de 1991.

Decreto-Lei nº 349/93 – legislação portuguesa que estabelece diversas normas técnicas relativas ao tratamento de águas residuais industriais e urbanas. Estabelecimento de parâmetros relativos à qualidade da água ao longo do processo de tratamento.

Decreto-Lei nº 119/2019 - Utilização de águas de drenagem de sistemas de rega ou de águas residuais tratadas, com o objetivo de beneficiar indivíduos particulares ou da comunidade, sujeita a licenciamento nos termos do DL nº 119/2019.

Decreto-Lei nº 276/2009 - Institui o regime de uso de lamas de depuração que se apresentem em solos agrícolas, com a finalidade de evitar efeitos nocivos para o homem, água, solos, vegetação e animais, promovendo desta forma a sua correta utilização, transpondo para a ordem jurídica interna a Diretiva nº 86/278/CEE, do Conselho, de 12 de junho.

2.5. Processo de tratamento da ETAR na Zona Norte

O processo global da ETAR engloba duas fases distintas. A primeira fase é denominada de fase líquida. Nesta primeira fase o tratamento do efluente é focado na remoção de contaminantes como matéria orgânica, nutrientes (azoto e fosforo), sólidos suspensos, metais pesados ou ainda, microrganismos que sejam considerados patogénicos. Os principais processos envolvidos na fase líquida são: gradeamento, desarenação, decantação primária, tratamento biológico e decantação secundária. Na segunda fase, ou fase sólida, serão tratados os produtos resultantes da fase anterior, designando-se lamas ativadas. Estas serão tratadas através de processos como: espessamento, digestão anaeróbia e desidratação, tendo estes processos como objetivo a redução do volume das lamas e possibilidade da sua disposição final de forma segura e mais eficiente.

Para além destas duas etapas, existe também o tratamento de odores, de forma a melhorar o ambiente em volta das instalações, facilitando desta forma a acessibilidade pública das infraestruturas de tratamento. Para além do descrito anteriormente, existem também estruturas de apoio ao correto funcionamento da ETAR, através de vários sistemas de automação, assim como de instrumentação, é possível um melhor controlo das diversas etapas dos sistemas de tratamento (Barreto, 2016).

Na Figura 2.2. é possível observar um esquema geral da ETAR, que compreende todas as fases de tratamento da mesma.

Na Figura 2.2. está representado um esquema geral da ETAR em estudo.

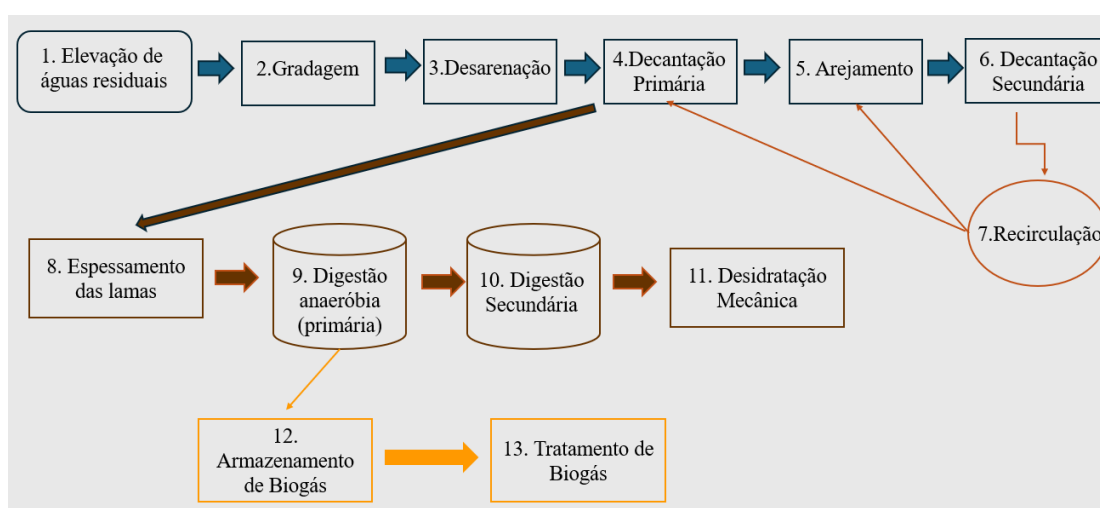


Figura 2.2. Esquema geral da ETAR na Zona Norte.

As características dos equipamentos estão descritas na Tabela 2.3. Estes valores podem alterar-se de instalação para instalação.

Tabela 2.3. Dimensões das infraestruturas utilizadas na ETAR do Norte (Especificações da ETAR, 2024).

Fase de Tratamento	Equipamentos
Tratamento Preliminar	Parafusos de Arquimedes $Q = 500 \text{ l/s}$; $c = 14573 \text{ mm}$; $d = 1620 \text{ mm}$
Tratamento Primário	Decantadores Primários $d = 19\text{m}$; $h = 1,90\text{m}$; $v = 610 \text{ m}^3$
Tratamento Biológico	Decantadores Secundários $d = 23\text{m}$; $h = 3\text{m}$; $v = 1400 \text{ m}^3$
Fase Sólida	Espressadores $d = 8\text{m}$; $h = 3,40$; $v = 206\text{m}^3$
Digestão Anaeróbia	Digestor Primário $d = 15\text{m}$; $h = 6,50\text{m}$; $v = 1150 \text{ m}^3$
	Digestor Secundário $l = 9\text{m}$; $h = 5\text{m}$; $v = 430 \text{ m}^3$

2.5.1. Tratamento da fase líquida

O tratamento da linha líquida compreende as seguintes etapas: (Carlos, 2016a)

- **Tratamento preliminar:** onde ocorrem as etapas de gradagem e desarenação (sendo esta etapa específica para a remoção de sólidos com diversas origens e tamanhos);
- **Tratamento primário:** realizado através da decantação primária, sendo esta etapa importante para a sedimentação dos sólidos e consequente separação do efluente a tratar.
- **Tratamento secundário:** com a ajuda de microrganismos ocorre a degradação de matéria orgânica dissolvida (tanques de arejamento) e novamente uma decantação semelhante à que ocorre no tratamento primário, dando então maior eficiência ao processo de separação de sólidos (decantação secundária).

2.5.1.1. Tratamento preliminar (gradagem e desarenação)

As águas residuais provenientes de várias regiões quando chegadas à ETAR são designadas de **efluente bruto** e são primeiramente elevadas a uma determinada altura, de forma a promover o seu transporte através da gravidade, sendo que para tal são utilizados parafusos de Arquimedes (Figura 2.3.).

Após a sua elevação, o efluente inicia um tratamento preliminar que tem como finalidade a eliminação de areias, gorduras, sólidos e ainda a equalização nos fluxos e na carga. As

operações unitárias que se combinam de forma a tornar este tratamento mais eficaz são: a gradagem e a desarenação.

A etapa de gradagem é constituída por gradagem média seguida de gradagem fina/tamisagem. As grades grossas e finas são portadoras de um sistema automático, responsável pelo transporte dos sólidos/gradados que posteriormente são descarregados num contentor de resíduos de processo. Este contentor seguirá para incineração (Monte et al, 2016)

A etapa da desarenação é responsável pela eliminação prévia de areias. O seu funcionamento tem por base a entrada do efluente no desarenador, com velocidade ajustada. Desta forma as partículas sedimentáveis irão depositar-se no fundo do desarenador, sendo posteriormente recolhidas periodicamente. O sistema de desarenação pode ser observado na Figura 2.4.

Esta etapa é de extrema importância uma vez que promove a proteção dos equipamentos, evitando desta forma o desgaste excessivo das bombas, tubos, etc. Para além disso também serve para que nos próximos passos do processo haja uma menor sedimentação de materiais inorgânicos nos tanques de arejamento (FEUP, 2007)

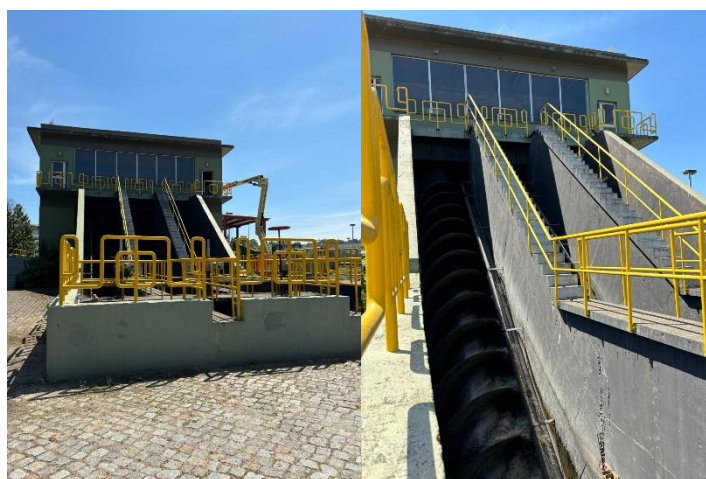


Figura 2.3. Parafusos de arquimedes



Figura 2.4. Sistema de desarenação

2.5.1.2. Tratamento primário (decantação primária)

O princípio da decantação consiste no uso da força da gravidade com o intuito de separar e concentrar os sólidos sedimentáveis existentes na água residual. Para a decantação primária são utilizados 4 decantadores de planta retangular equipados com módulos de lamelas, semelhantes à Figura 2.5. Nestes órgãos, as lamas sedimentadas são posteriormente recolhidas com o auxílio de pontes raspadoras de fundo, tendo o objetivo de raspar e encaminhar as lamas depositadas para o local de recolha de lamas primárias e ainda remoção das escumas acumuladas à superfície. O tratamento primário é um processo que promove a remoção de cerca de 50-70% dos Sólidos suspensos totais (SST) (Santos, 2018). Cerca de 10% de fósforo e 10 a 20% do azoto orgânicos são eliminados num tratamento primário convencional. A eficiência de remoção do tratamento primário pode ser aumentada com a incorporação de um processo de coagulação/floculação após a sedimentação gravítica e/ou pelo uso de filtração após a sedimentação. Na decantação primária são recebidas lamas que se encontram em excesso nos decantadores secundário, aumentando então a carga orgânica do efluente (Asano, 1998).

À entrada do decantador primário existe a junção de efluente que provém do tratamento preliminar, juntamente com lama recirculada, que se designa **efluente misto**.

No fundo dos decantadores irão juntar-se lamas proveniente do tratamento primário e lamas provenientes da recirculação, sendo estas designadas de **lamas mistas**.



Figura 2.5. Decantação primária

Após a decantação primária, as águas residuais são transportadas para uma caixa de repartição de caudais, com um anel intermédio que irá enviar o efluente para os espessadores. O anel exterior armazena os efluentes já decantados e envia-os posteriormente para os tanques de arejamento. No centro desta câmara chegam as lamas ativadas em excesso que regressam aos decantadores, onde irão sedimentar em conjunto com as lamas primárias.

No final do processo de decantação primária, é obtido então o **efluente primário**.

2.5.1.3. Tratamento secundário (arejamento e decantação secundária)

O tratamento secundário é dividido em arejamento e decantação secundária.

O processo de arejamento é realizado em 3 tanques de arejamento (Figura 2.6.) e tem como objetivo reduzir a carga orgânica e a concentração de sólidos no efluente. Desta forma existe uma “preparação” do efluente, facilitando os processos seguintes (Barreto, 2016).

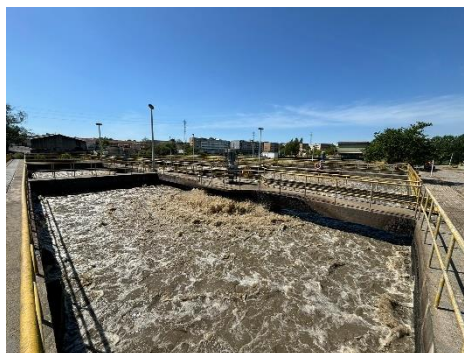


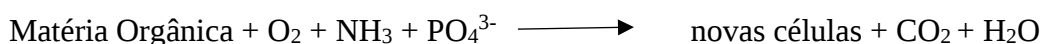
Figura 2.6. Tanques de arejamento

Os decantadores secundários têm como função assegurar a clarificação, ou seja, a correta separação entre as lamas biológicas formadas nos tanques de arejamento e a água decantada e ainda assegurar o espessamento, ou seja, aumento da concentração das lamas biológicas antes do reenvio para os tanques de arejamento (recirculação de lamas).

Os quatro decantadores secundários da ETAR na Zona Norte são do tipo circular contendo um fundo ligeiramente inclinado na direção do centro. Neste mesmo centro existe um cone central onde são recolhidas as lamas para recirculação. Os decantadores secundários estão munidos de pontes raspadoras e os efluentes clarificados são recolhidos por uma caleira periférica. Na Figura 2.7. estão ilustrados os decantadores secundários da ETAR onde se realizou o estágio.

Nesta etapa do processo, a presença da biomassa é essencial, uma vez que é através dela que se desenvolve o processo de biodegradação (na presença de O_2) (Pereira, 2009).

Este processo pode traduzir-se pela seguinte expressão:



Em cada tanque existem duas turbinas que têm como funções fornecer O_2 aos microrganismos presentes no efluente. Ao fim de algum tempo, a mistura da biomassa com o substrato é conduzida a uma câmara de repartição que irá realizar a distribuição pelos 3 decantadores secundários (Silva, 2013a).

Nestas infraestruturas ocorre a separação do efluente tratado dos flocos biológicos gerados pela biodegradação (Tchobanoglous et al, 2003).

No final deste processo, é obtido então o **efluente final**.

No fundo de cada decantador secundário irão acumular lamas que se designam de **lamas secundárias**.

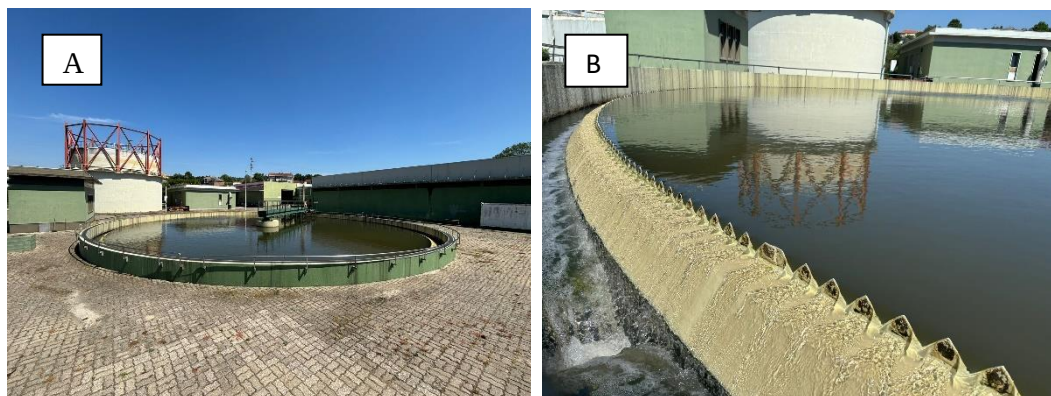


Figura 2.7. (A): Decantadores secundários; (B): Saída dos decantadores secundários.

2.5.1.4. Recirculação

O sistema de recirculação tem como finalidade garantir uma correta manutenção da biomassa existente nos tanques, isto irá permitir uma boa degradação aeróbica das águas residuais, para tal são utilizadas bombas de recirculação (Figura 2.8). O excesso de lamas nos tanques é removido através da purga, representando este excesso o crescimento de lamas, que devem ser eliminadas de forma a garantir uma correta concentração das mesmas. No caso da ETAR da Zona Norte, as lamas em recirculação irão ao início de tratamento primário.

A razão de recirculação deve ser um parâmetro corretamente determinado para que haja uma diminuição do consumo de energia elétrica na estação elevatória de recirculação de lamas (Rodrigues, 2012).

Admitindo que a concentração de biomassa no caudal afluente é, normalmente, exígua em relação à concentração de biomassa que se encontra no interior do reator, então a biomassa que entra no tanque de arejamento tem apenas origem do caudal de recirculação, tal como representado na equação (1) (Tchobanoglous et al, 2003).

$$SST \times Q_r = MLSS (Q_r + Q) \quad (1)$$

Onde,

SST: concentração de sólidos suspensos totais provenientes das lamas secundárias, mg/L.

Q_r : caudal de recirculação, m³/dia.

MLSS: concentração de sólidos suspensos totais, mg/L.

Q : caudal que afluí no decantador secundário, m³/dia.



Figura 2.8. Bomba de recirculação das lamas biológicas.

2.5.2. Tratamento da fase sólida

Na ETAR na Zona Norte, o tratamento da fase sólida compreende as seguintes etapas: espessamento, digestão anaeróbia e a desidratação mecânica das lamas.

2.5.2.1. Espessamento

As lamas mistas acumuladas nos decantadores primários são conduzidas através da gravidade para 3 espessadores, sendo que na Figura 2.9. pode-se observar um deles.

Estas infraestruturas têm como objetivo a redução do volume das lamas, através da supressão de água intersticial. São ainda equipados com agitadores de forma a facilitar a separação da água. O objetivo do espessamento das lamas é a diminuição do volume de lamas e a concentração dos sólidos, de forma a reduzir os custos de transporte e possíveis operações subsequentes (Gonçalves, 2017).

No processo de espessamento gravítico são obtidas as **lamas espessadas**.



Figura 2.9. Espessador gravítico.

2.5.2.2. Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo de decomposição de matéria orgânica que ocorre na ausência de oxigénio. Para tal, as lamas são conduzidas até um poço, onde são bombados, por 2 grupos eletrobomba de parafuso excêntrico, para 3 digestores primários (Figura 2.10.). Estas unidades têm como objetivo a mineralização da biomassa, sendo desta forma promovida a degradação através dos microrganismos presentes (Crespo, 2013).



Figura 2.10. Digestão anaeróbia primária.

Apresenta 4 fases: a hidrólise, a acidogénese, a acetogénese e a metanogénese.

Na etapa da hidrólise, os polímeros complexos como por exemplo proteínas, hidratos de carbono ou gorduras são decompostos de forma a dar origem a compostos mais simples, designados monómeros. Este processo ocorre com a ajuda de enzimas extracelulares, designadas hidrólases. O tempo de decomposição das moléculas vai depender da sua complexidade e da sua natureza.

A etapa da acidogénese tem como objetivo a produção de vários ácidos (como por exemplo ácido acético, ácido propiónico, ácido butírico, etc), com o auxílio de bactérias acidogénicas, responsáveis por utilizar os compostos orgânicos produzidos durante a fase de hidrólise para produzir pequenas cadeias de ácidos orgânicos (C1-C5) (Pires, 2015)

Relativamente à acetogénese, os produtos resultantes da fase da acidogénese são transformados em hidrogénio, acetato ou por exemplo dióxido de carbono. Esta etapa conta com a presença de bactérias acetogénicas (Crespo, 2013).

Por último, na etapa da metanogénese, ocorre o consumo dos produtos resultantes da fase anterior (acetato e dióxido de carbono), mantendo desta forma o seu metabolismo constante, resultando na produção de biogás (Crespo, 2013).

No final deste processo são designadas **lamas digeridas**.

2.5.2.3. Desidratação mecânica

Para além do espessamento, existe outra etapa que tem como objetivo maior remoção de água, a desidratação (Figura 2.11.). Esta etapa permite aumentar de 4% para 20% a concentração de sólidos. Durante esta fase o filtro é continuamente lavado com efluente tratado, que passa antes por um filtro de limpeza automática em linha.

A lama seca na ETAR atinge os 30% de concentração de sólidos, sendo posteriormente descarregada por tapetes transportadores diretamente para a instalação de compostagem, ou para contentores (Pinto, 2019).



Figura 2.11. Desidratação mecânica das lamas (centrífuga).

No final do tratamento de desidratação mecânica são obtidas as **lamas desidratadas**.

2.5.3. Tratamento da fase gasosa

O biogás é um biocombustível gasoso que apresenta na sua composição: metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), contendo também, vestígios de compostos, tais como oxigénio (O_2) ou ácido sulfídrico (H_2S), amoníaco (NH_3). O biogás pode ser produzido em ETAR, unidades de codigestão ou aterros sanitários. Globalmente, é constituído por cerca de 30 a 60% de CO_2 , 40 a 70% de CH_4 , e contendo também vestígios de amoníaco, ácido sulfídrico e hidrogénio. O aproveitamento energético do biogás envolve usualmente a produção de energia elétrica, produção de biometano (gás natural) ou térmica, tendo de ser previamente submetido a processos de limpeza e purificação, antes da sua utilização (Abbasi et al., 2012)

O biogás produzido nos digestores primários é posteriormente acumulado num recipiente designado gasómetro (representado na Figura 2.12.), após a sua passagem através de

filtros de pedras para retirada das impurezas dos mesmos. O biogás é usado como combustível no queimador das caldeiras, que têm como destino a produção de água quente (para aquecimento das lamas), ou para alimentar cogeneradores. O biogás usado é sujeito previamente a um novo tratamento e filtros de granalha de aço, lavadores e secadores. Quando a produção do mesmo é excessiva face às necessidades, o biogás não necessário é enviado para um queimador de ignição automática (Pires, 2015).



Figura 2.12. Gasómetro.

Atualmente a produção de biogás demonstra ser uma boa alternativa, uma vez que possui uma elevada rentabilidade, quando aplicada de forma correta numa determinada unidade. É também uma alternativa sustentável, pois evita custos adicionais, uma vez que aproveita energia gerada pelo biogás para gerar corrente elétrica (Silva, 2015d).

2.6. Aproveitamento das lamas ativadas para biofertilizantes

A compostagem tem por base um processo controlado, o qual dá origem a um produto final designado de composto. Este composto é obtido através da decomposição de matéria orgânica (como por exemplo restos de alimentos, folhas, etc), em condições de aerobiose. Na ETAR da Zona existe a produção de um adubo natural e por esse motivo os sólidos presentes nas lamas ativadas quando em condições controladas, irão sofrer a decomposição biológica e a estabilização dos materiais orgânicos presentes (Silva, 2013a).

Este composto apresenta condições controladas ao longo do processo, atua como fertilizante, servindo desta forma para auxiliar na melhoria das características físico-

químicas dos solos. Para melhor análise dos componentes presentes no composto, elaborou-se a Tabela 2.4. que mostra os constituintes do composto, assim como a sua percentagem.

Tabela 2.4. Parâmetros físico-químicos do composto produzido na ETAR do Norte.

Humidade	%	49 ± 4,25
Matéria orgânica	%	83 ± 3,55
Carbono total (C)	%	46 ± 1,8
pH	unidades pH	7,2 ± 0,4
Condutividade elétrica	mS/cm	1,8 ± 0,5
Relação C/N	-	18
Azoto (N) total	%	1,2
Fósforo (P ₂ O ₅) total	%	1,3
Potássio (K ₂ O) total	%	2,8
Cálcio (CaO)	%	10,8
Magnésio (MgO)	%	1,2 (*)
Boro (B) total	mg/kg	18
Cádmio (Cd) total	mg/kg	0,7
Chumbo (Pb) total	mg/kg	17
Cobre (Cu) total	mg/kg	175
Crómio (Cr) total	mg/kg	32 (**)
Mercúrio (Hg) total	mg/kg	0,3
Níquel (Ni) total	mg/kg	59
Zinco (Zn) total	mg/kg	805
Massa volúmica aparente	kg/dm ³	0,6 ± 0,03

2.6.1. Transporte e acondicionamento das lamas

O transporte do composto, é realizado com o auxílio de tapetes de transporte até um silo retangular, sob condições controladas. Neste silo, o material de suporte vindo do exterior (casca de pinheiro) é descarregado e posteriormente armazenado. Neste silo é também depositado o composto final recirculado, que irá atuar como material estruturante no processo.

Por fim, com a ajuda de uma pá carregadora, é realizada a mistura dos biosólidos com o material de suporte (casca de pinheiro e composto recirculado). Para formar o composto final, estes são colocados nas quantidades adequadas, sendo utilizado 35% de lamas, 50% de casca de pinheiro e 15% de composto recirculado (Especificações internas da ETAR, 2024).

2.6.2. Estabilização das lamas

A estabilização das lamas é realizada com a finalidade de reduzir a quantidade de microorganismos patogénicos presentes; eliminar odores e inibir, eliminar ou diminuir o potencial de putrefação de lamas. A mistura é diariamente colocada através de uma pá carregadora, nos 5 biorreatores onde se processa a compostagem. No topo dos reatores movem-se duas máquinas que percorrem diariamente cada um daqueles órgãos, promovendo desta forma a homogeneização, o envolvimento e o arejamento de toda a mistura. O processo de estabilização demora cerca de três semanas (Sousa, 2005).

2.6.3. Maturação das lamas

Na fase de maturação (Figura 2.13.), o composto é depositado no parque de armazenamento, para maturação ao longo do tempo, assim como a redução da humidade. Neste processo, os microrganismos presentes nos resíduos continuam a decompor a matéria orgânica, diminuindo desta forma o potencial de poluição e a sua carga orgânica. A maior parte do composto segue para comercialização, no entanto uma pequena percentagem é enviada para o silo de armazenamento (Especificação interna da ETAR, 2024).



Figura 2.13. Fase de maturação do composto.

2.6.4. Monitorização do composto

A monitorização ao longo dos processos anteriores passa pela verificação de diversos valores padrão de todas as etapas do processamento, assim como do produto final. São monitorizados os valores limite da lama desidratada e do material que se adiciona também para a formulação do produto (critérios de qualidade das matérias-primas, limite de metais pesados, etc). De forma a monitorizar a eficácia e otimização do processo de estabilização aeróbia, são realizadas diariamente diversas análises em diversos pontos da ETAR

(Sousa, 2005). A medição do pH e a determinação da matéria seca e volátil são realizados ao longo do processo de monitorização das lamas.

2.6.5. Comercialização

O produto final é comercializado a granel ou em sacos de 10, 50 e 80 L, para tal é utilizada uma linha de ensacagem totalmente automatizada que embala e envolve o produto numa película estirável. Os sacos onde o produto é embalado para posteriormente ser comercializado está representado no Figura 2.14. A comercialização do produto é realizada através de uma rede de distribuição e revenda, sendo garantido um serviço de venda e escoamento de produto totalmente profissional e seguro (Carlos, 2016a).

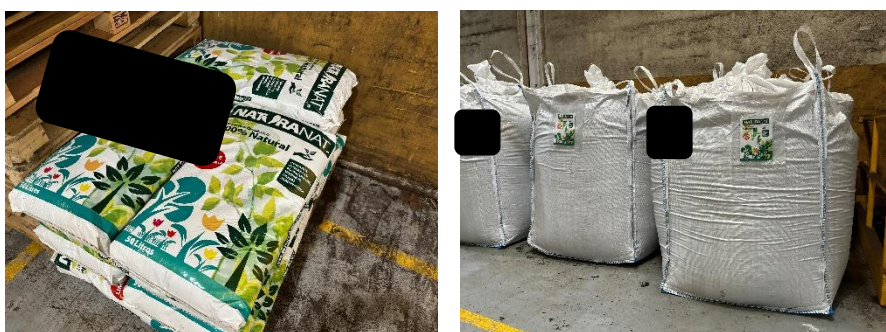


Figura 2.14. Sacos pequenos e grandes de composto final embalado.

2.6.6. Valorização agrícola dos biosólidos enquanto corretivos agrícolas

A utilização de biosólidos (ou lamas tratadas) na agricultura tem sido uma prática adotada ao longo dos anos. No entanto, mais recentemente, ocorreu um aumento no interesse da sua aplicação. Isto deve-se à diminuição da disponibilidade de outras opções, como por exemplo o aterro ou a incineração. Na Tabela 2.5. pode observar-se a caracterização geral das lamas tratadas (Sousa, 2005).

Tabela 2.5. Caracterização das lamas tratadas (Adaptado de Sousa, 2005).

Características	Valor Tipo
pH	7
Matéria orgânica (%)	48
Azoto total (N % matéria seca)	3,3
Razão C/N	8,4
Fósforo total (P ₂ O ₅ % matéria seca)	4,3
Potássio total (K ₂ O % matéria seca)	0,3
Cálcio total (Ca %)	6,5
Magnésio total (Mg % matéria seca)	0,7
Enxofre total (S % matéria seca)	2,6

Através da observação da tabela 2.5 pode-se concluir que os biosólidos são estruturas compostas maioritariamente por macronutrientes como o azoto (N), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), fosforo (P) e enxofre (S), sendo estes essenciais ao crescimento e bom funcionamento de culturas. Para além destes compostos, estão presentes nos biosólidos diversos micronutrientes, como é o caso do ferro (Fe), cobre (Cu) ou zinco (Zn).

Devido ao seu elevado valor nutricional, as lamas tratadas são utilizadas como corretivos orgânicos, promovendo um aumento do teor de matéria orgânica no solo, o que irá consequentemente aumentar o seu poder de fertilização (Sousa, 2005).

De entre as várias funções dos corretivos orgânicos, pode-se destacar:

- i) melhorar a estrutura e densidade do solo, favorecendo condições para o desenvolvimento das plantas;
- ii) aumentar a quantidade de matéria orgânica estável no solo;
- iii) aumentar a capacidade de retenção de água;
- iv) reduzir a perda de água por lixiviação em solos considerados arenosos;
- v) aumentar a infiltração e permeabilidade nos solos pesados reduzindo a erosão por escoamento superficial da água;
- vi) reduzir a patogenicidade de alguns microrganismos presentes no solo;
- vii) aportar macro e micronutrientes para a planta;
- viii) aumentar a diversidade de microrganismos benéficos para o solo;
- ix) estabilizar o pH do solo (Davis et al, 2007).

A presença de condições climáticas adversas, má gestão das rotações das culturas e das mobilizações do solo, assim como a ausência de restituição de resíduos orgânicos, podem estar na base da destruição da matéria orgânica dos solos de diversos terrenos.

É de salientar ainda que o teor de macro e micronutrientes presentes nos biosólidos não são fixos, podendo variar muito dependendo do tipo de tratamento aplicado na fase líquida ou do processo de estabilização aplicado ao longo de todo o tratamento das lamas.

Por este motivo, a quantidade aplicável dos biosólidos nos solos deverá ser racional. A porção a aplicar deverá ter em conta as diversas características dos solos, assim como ter em atenção o seu estado de fertilidade. É de extrema importância adequar também as quantidades de biosólidos aplicadas às carências nutricionais das culturas que habitam ou que vão habitar os solos recetores (Sousa, 2005).

2.7. Requisitos básicos para água de consumo

A água para consumo humano ou animal, não deve apresentar na sua composição determinados componentes em quantidades excessivas. Embora na ETAR de estágio a água não se predestine a consumo, existem estações de tratamento em que isto acontece, nas ETAs (Estações de tratamento de água) (ERSAR, 2023).

Na Tabela 2.6 estão referidas algumas das características físicas, químicas e biológicas da água apta para consumo e valores limite.

Tabela 2.6. Características físicas, químicas e microbiológicas da água própria para consumo em Portugal (ERSAR, 2023).

Característica água para consumo		
Físicas	Cor	Incolor
	Odor	Inodoro
	Turbidez	≤ 4 NTU
	Condutividade	2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 20°C
Químicas	pH	$\geq 6,5$ e $\leq 9,5$
	Al^{3+}	200 $\mu\text{g}/\text{L}$ Al^+
	Cl^-	250 mg/L Cl^-
	Fe^{2+}	200 $\mu\text{g}/\text{L}$ Fe^+
	SO_4^{2-}	250 mg/L SO_4
	Na^+	200 mg/L Na
	Ca^{2+}	≤ 100 mg/L Ca^+
	NO_3^-	50 mg/L
	NO_2^-	0,50 mg/L
	Hg_2^{2+}	1 $\mu\text{g}/\text{l}$
Biológicas	Bactérias coliformes	0 NMP
	<i>Escherichia Coli</i>	0 NMP
	<i>Enterococos Intestinais</i>	0 NMP
	<i>Clostridium perfringens</i>	0 NMP
	Bactérias Heterotróficas Aeróbias	≤ 100 UFC/ml

As características físicas como a cor, o odor ou a turvação têm um papel determinante para a aceitabilidade da água para consumo, uma vez que quando alterados esses parâmetros podem implicar a presença de impurezas, podendo o odor e o sabor afetar diretamente a qualidade da água (ERSAR, 2023)

Quando estes parâmetros são alterados, normalmente está na base do problema uma elevada carga de material coloidal ou em suspensão. Relativamente às características químicas, a alteração pode ter origem em diversos fatores. É necessário que exista um controlo rigoroso destes parâmetros, uma vez que a falha do controlo pode levar à ocorrência de doenças ou morte. Quanto à presença de microrganismos, a maioria deles deve estar ausente na água, uma vez que, quando existem contaminações microbiológicas a segurança da água para consumo humano fica comprometida. O impacto destas

contaminações está diretamente relacionado com o perigo. Este grau pode ser determinado através da dose infectante de cada agente infeccioso (*ERSAR, 2023*).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizadas diversas análises físico-químicas ao longo de 3 meses de estudo na ETAR na Zona Norte, nas várias áreas do sistema de atuação da ETAR, com o objetivo de acompanhar alguns resultados obtidos do funcionamento da ETAR.

3.1. Amostragem pontual e composta

São utilizados normalmente 2 tipos de amostragem, pontual e composta (Assunção, 2014).

A amostragem designa-se como pontual quando a colheita da amostra se realiza num momento bem determinado e específico, sendo as características da água residual representadas pela amostra. No caso da amostragem se prolongar por um período mais longo, passa a tratar-se de uma amostragem composta, sendo representadas pelas características médias da água residual que aflui ao local durante o período escolhido. Uma amostra composta é o resultado da junção de um determinado número de amostras pontuais – recolhidas em intervalos de tempo regulares ao longo do período de amostragem previamente definido. O período de amostragem para a realização de amostras compostas pode ser muito variável, porém o mais habitual são os períodos de 8h (durante o turno do operador de serviço) ou de 24h (quando existe a possibilidade do uso de um amostrador automático) (Assunção, 2014).

3.1.1. Pontos de amostragem analisados

Para que uma amostragem seja correta, deve-se ter em atenção vários critérios, nomeadamente: (Silva, 2014b)

- Os locais de recolha devem ser de fácil acesso;
- Deve optar-se por locais onde a água residual não se encontre estagnada;
- Junto de descarregadores devem-se ter cuidado redobrados, uma vez que estes são pontos onde a deposição de sólidos acontece com maior facilidade;
- A boca do recipiente de recolha deve ser mergulhada para impedir que materiais flutuantes se incluam na amostra;
- A localização de pontos de recolha, assim como os ensaios das respetivas amostras devem ser definidos tendo em conta o objetivo pretendido.

Os pontos de amostragem foram previamente definidos pelos responsáveis da ETAR, e usados para a realização das análises do estágio. Os pontos de amostragem são divididos em linha líquida, linha de tratamento biológico e linha sólida.

- **Linha Líquida:** Efluente tamizado ou efluente bruto (A1); Efluente misto (A2); Efluente primário (A3); Efluente final (A4)
- **Linha de Tratamento Biológico:** Tanque de arejamento 1,2 e 3 (sendo “TA” a média dos 3 tanques da respetiva ETAR); Recirculação de lamas biológicas (Rec); Purga de lamas em excesso (PLE); Sobrenadante (S3).
- **Linha Sólida:** Lamas mistas (L1); Lamas espessadas (L2); Lamas digeridas 1, 2 e 3 (sendo “Dig” a média dos 3 digestores da ETAR); Lamas secundárias (L3); Lamas desidratadas (L4).

O volume de cada amostra depende da natureza da água residual e dos parâmetros que se pretendem determinar. A quantidade a recolher deve ser suficiente, de forma que a amostra seja representativa e suficiente para a realização dos ensaios laboratoriais.

As características da amostra ao longo das fases de amostragem (recolha, transporte e armazenamento) devem ser mantidas o mais próximo das características de recolha. Não existem regras universais que impeçam a ocorrência de reações químicas indesejáveis, por esse mesmo motivo é aconselhável realizar as análises o mais breve possível (Vaz, 2016).

Dependendo do ponto de amostragem foram analisados diferentes parâmetros, expressos na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Pontos de recolha das amostras, designação e parâmetros analisados.

Sigla	Designação	Parâmetros Analisados
A1	Efluente bruto	pH; condutividade; CBO ₅ (mg/L); CQO (mg/L); SST/SSV (mg/L)
A2	Efluente misto	pH; condutividade; CBO ₅ (mg/L); CQO (mg/L); SST/SSV (mg/L)
A3	Efluente primário	pH; condutividade; CBO ₅ (mg/L); CQO (mg/L); SST/SSV (mg/L)
A4	Efluente final	pH; condutividade; CBO ₅ (mg/L); CQO (mg/L); SST/SSV (mg/L)
T.A. 1	Tanque de arejamento 1	pH; SST/SSV (mg/L); V30
T.A. 2	Tanque de arejamento 2	pH; SST/SSV (mg/L); V30
T.A. 3	Tanque de arejamento 3	pH; SST/SSV (mg/L); V30
L1	Lamas mistas	pH; M.S. (%); M.V. (%)
L2	Lamas espessadas	pH; M.S. (%); M.V. (%)
L3	Lamas secundárias	pH; M.S. (%); M.V. (%)
L4	Lamas desidratadas	pH; M.S. (%); M.V. (%)
Dig. 1	Digestor 1	pH; M.S. (%); M.V. (%); Alcalinidade (mg/L); Ácidos Gordos Voláteis (AGV)
Dig. 2	Digestor 2	pH; M.S. (%); M.V. (%); Alcalinidade (mg/L); Ácidos Gordos Voláteis (AGV)
Dig. 3	Digestor 3	pH; M.S. (%); M.V. (%); Alcalinidade (mg/L); Ácidos Gordos Voláteis (AGV)

Todas as amostras dos ensaios foram pontuais, sendo recolhidas diariamente pelo operador disponível na ETAR na Zona Norte e posteriormente armazenadas no frigorífico, até à realização dos ensaios laboratoriais.

3.2. Determinação da carência química de oxigénio (CQO)

O método descrito para a determinação da CQO está de acordo com o estabelecido no método SMEWW 5220, sendo este método aplicável a todas as amostras de águas residuais analisadas na ETAR na Zona Norte.

Para a determinação da carência química de oxigénio recolheu-se uma amostra e procedeu-se à sua homogeneização. Posteriormente utilizaram-se 2 ml de amostra e 2 ml de água destilada (branco) e 2 ml de solução padrão de hidrogenoftalato. Após a mistura estar homogeneizada as cuvets foram colocadas no reator (*Hanna Instruments, modelo C 9800*) durante 2 horas a $150 \pm 2^\circ\text{C}$.

Posteriormente, deixaram-se as amostras arrefecer à temperatura ambiente e mediu-se o valor de CQO no fotómetro multiparâmetro (*Hanna Instruments, modelo HI83224*).

É possível ainda, com valores de CQO do efluente bruto e do final, calcular a eficiência de remoção (%) através da expressão (1)

$$\text{Eficiência de remoção CQO(\%)} = \frac{\text{CQO}_{\text{efluente bruto}} - \text{CQO}_{\text{efluente final}}}{\text{CQO}_{\text{efluente bruto}}} \times 100 \quad (1)$$

3.3. Determinação da carência biológica de oxigênio (CBO₅)

O método descrito para a determinação da CBO está de acordo com o estabelecimento no método SMEWW 5210, sendo este método aplicável a todas as amostras de águas residuais analisadas na ETAR na Zona Norte.

Para a determinação da CBO₅ preparou-se uma solução com 300 mL de água destilada por cada amostra a analisar, sendo que, por cada litro de água adicionou-se 1mL de tampão fosfato (servindo para a estabilização do pH durante o processo de incubação), sulfato de magnésio (MgSO₄⁺), que funciona como cofator essencial para muitas enzimas envolvidas no metabolismo dos microrganismos, ajudando desta forma na atividade biológica. Adicionou-se também cloreto de cálcio (CaCl₂), que auxilia a estabilidade celular e atividade bacteriana e por último, cloreto de ferro (FeCl₃), necessário para os processos enzimáticos dos microrganismos. Após adição de todos os reagentes, ligou-se a mistura a um difusor de forma a saturar a água (durante 1h).

Procedeu-se à verificação do valor de oxigênio dissolvido e apenas quando inferior a 8 mg/L procedeu-se à realização do restante procedimento. Sendo objetivo medir a quantidade de oxigênio consumido por parte dos microrganismos para decompor a matéria orgânica existente na amostra durante um período de 5 dias, a uma temperatura de 20°C, a presença de oxigênio dissolvido em níveis elevados no início da amostra pode interferir nos resultados, sendo este o motivo da necessidade de o valor do oxigênio ser inferior a 8 mg/L.

De seguida realizou-se o pré-tratamento das amostras, tendo-se procedido à neutralização através da adição de ácido sulfúrico (H₂SO₄) ou hidróxido de sódio (NaOH) de forma a compreender um pH entre 6,5 e 7,5.

Estabilizou-se as amostras a uma temperatura de cerca de 20°C e anotou-se o registo do volume de cada frasco *winkler* usado. Mediu-se o volume de amostra determinado com pipete ou proveta, consoante o volume a utilizar, para o frasco *winkler*. Encheu-se o resto do volume do frasco com água destilada e mediu-se a concentração de oxigênio dissolvido

inicial. Os frascos foram colocados na estufa de incubação (*VELP Scientica, modelo FTC 120*), a 20°C durante 5 dias. Após este tempo os valores foram medidos através do medidor de oxigénio portátil (*Hach, modelo LDO101*) e registados.

3.3.1. Cálculo do volume da amostra a analisar

Para o cálculo do volume de amostra a analisar utilizou-se a expressão (2)

$$V = \frac{1200}{CQO \times Razão} \quad (2)$$

Onde,

V= volume da amostra inicial para determinação da CBO₅

CQO= valor da CQO, mg/L

Razão= proporção entre o volume da amostra de água contaminada e o volume total da solução diluída no ensaio

3.3.2. Cálculo da CBO₅

Para a determinação da CBO ao final de 5 dias foi utilizada a expressão (3)

$$CBO_5 = (OD_i - OD_5) \times \frac{V_f}{V} \quad (3)$$

Onde,

OD_i = oxigénio dissolvido inicial, mg/L

OD₅= oxigénio dissolvido ao final de 5 dias, mg/L

V_f= volume do frasco de *winkler*, mL

V = volume de amostra usada na diluição, mL

É possível ainda, com valores de CBO₅ do efluente bruto e do final, calcular a eficiência de remoção (%) através da expressão (4)

$$Eficiência\ de\ remoção\ CBO_5(\%) = \frac{CBO_{5\text{efluente bruto}} - CBO_{5\text{efluente final}}}{CBO_{5\text{efluente bruto}}} \times 100 \quad (4)$$

3.4. Sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV)

Para a determinação dos SST lavaram-se primeiramente os filtros com água destiladas (3 lavagens) no sistema de filtração, utilizando-se 20 ml de água de cada vez. Os mesmos foram transferidos para placas de alumínio e colocados na estufa a 100°C durante uma hora. Após este tempo foram recolhidos e colocados no exsiccador.

Este passo do processo permite garantir a limpeza dos filtros e com menor número de impurezas a interferir no processo seguinte.

As amostras a analisar foram homogeneizadas e pesou-se primeiramente o conjunto filtro + disco de alumínio, devidamente identificado (P₁). Filtrou-se a amostra a analisar, dependendo o volume utilizado do tipo de amostra em questão.

Após a filtração colocou-se os filtros e as respectivas placas de alumínio a secar na mufla, a 100°C, durante 1h. No final, os mesmos foram colocados no exsiccador a arrefecer e voltou-se a pesar (P₂).

Para a determinação posterior dos SSV, os filtros e respectivas placas de alumínio foram colocados na mufla a 550°C, durante 1h. Após o tempo colocou-se novamente no exsiccador a arrefecer e após o arrefecimento pesou-se o conjunto filtro + disco de alumínio (P₃).

3.4.1. Cálculo de SST e SSV

Para a determinação de SST e SSV foram utilizadas as seguintes equações (5) e (6), respetivamente:

$$SST(mg/L) = \frac{(P_2 - P_1) \times 1.000.000}{V} \quad (5)$$

$$SSV(mg/L) = \frac{(P_2 - P_3) \times 1.000.000}{V} \quad (6)$$

É possível ainda, com valores de SST do efluente bruto e do final, calcular a eficiência de remoção (%) através da expressão (7)

$$Eficiência\ de\ remoção\ SST(\%) = \frac{SST_{efluente\ bruto} - SST_{efluente\ final}}{SST_{efluente\ bruto}} \times 100 \quad (7)$$

3.5. Determinação da condutividade elétrica

O método descrito para a determinação da condutividade elétrica está de acordo com o estabelecimento no método SMEWW 2510, sendo este método aplicável a todas as amostras de águas residuais analisadas na ETAR na Zona Norte.

Para a determinação da condutividade elétrica das amostras foi utilizado um medidor de condutividade VWR CO, modelo CO 3100 L (Figura 3.1.).

O valor da condutividade foi registado em $\mu\text{S}/\text{cm}$.



Figura 3.1. Medidor de condutividade.

3.6. Determinação da matéria seca e matéria volátil

O procedimento utilizado para determinar a matéria seca e a matéria volátil está conforme o estabelecido no procedimento SMEWW 2540.

Para iniciar o procedimento colocaram-se os cadinhos na mufla (*JP Selecta, modelo Select-Horn*) durante 1 hora a 550°C . Arrefeceu-se os cadinhos e anotou-se o peso dos mesmos.

Agitaram-se bem as amostras das lamas de forma a homogeneizá-las, tendo sido posteriormente colocados 50 e 100 mL de amostra nos cadinhos e anotado o peso.

Os cadinhos foram colocados na estufa de secagem (Binder, ED53) a 103°C - 105°C durante 24 horas. Os pesos foram novamente registados. Após o procedimento anterior, os cadinhos foram colocados na mufla durante 1 hora a 550°C . Posteriormente os pesos foram novamente registados.

3.6.1. Cálculo da matéria seca

A matéria seca foi calculada de acordo com a expressão (8)

$$\% \text{ Matéria Seca} = \frac{(A-B) \times 100}{(C-B)} \quad (8)$$

Onde,

A = peso da cápsula + resíduo seco, g (após a secagem)

B = peso da cápsula, g

C = peso da cápsula + amostra húmida, g

D = peso da cápsula + resíduo seco, g (após ignição)

3.6.2. Cálculo da matéria volátil

A matéria volátil foi calculada de acordo com a expressão (9)

$$\% \text{ Matéria Volátil} = \frac{(A-D) \times 100}{(A-B)} \quad (9)$$

3.7. Determinação do pH e temperatura em amostras sólidas e líquidas

Para a determinação do pH foi utilizado o procedimento estabelecido SMEWW 4500-H⁺.

Relativamente à determinação do pH em amostras líquidas foi utilizado um medidor com sonda de pH Jenway Model 3150, sendo que, nas amostras sólidas o equipamento utilizado foi uma sonda de pH Hanna Instruments HI-1292D.

Os valores de pH foram registados.

3.8. Determinação do índice volumétrico de lamas (IVL)

Nesta instrução foi utilizado o método de determinação do índice volumétrico de lamas (IVL) (índice de Mohlman) SMEWW 2710 D. Foi colocado 1L de amostra homogeneizada no cone de sedimentação (capacidade de 1000 mL), (Figura 3.2.). Ao fim de 30 minutos foi anotado o valor de lama sedimentada resultante da suspensão (V₃₀) que se registaram nos tanques de arejamento 1, 2, 3 e na amostra de recirculação.



Figura 3.2. Cones utilizados para medição do V30 nos 3 tanques de arejamento e na recirculação.

3.8.1. Cálculo do IVL

Para o cálculo do IVL utilizou-se a seguinte expressão (10)

$$IVL(mg/STT) = \frac{\text{volume de lama sedimentavel (ml/L)} \times 1000}{\text{sólidos suspensos totais (mg/L)}} \quad (10)$$

O cálculo do IVL é fundamental para avaliar a sedimentabilidade das lamas nos tanques de arejamento das instalações.

Quanto mais baixo for o valor do IVL, melhor irá ocorrer a floculação e consequentemente a sedimentação (Gray, 2004).

- IVL < 80 mg/L Boa capacidade de sedimentação;
- IVL = 100 mg/L Capacidade de sedimentação satisfatória;
- IVL > 120 mg/L Fraca capacidade de sedimentação.

3.9. Alcalinidade e ácidos gordos voláteis (AGV)

Para a determinação da alcalinidade homogeneizou-se a amostra de lama digerida, primeiramente. De seguida, colocou-se 25 ml da amostra homogeneizada dentro de um gobelé. Posteriormente colocou-se um magneto na placa de agitação. Mediu-se o pH da amostra e titulou-se com ácido sulfídrico 0.1N até atingir o pH 4.

O valor da alcalinidade é obtido através da seguinte equação (11)

$$mg\ CaCO_3/L = \frac{V \times 0.1 \times 50 \times 1000}{25} \quad (11)$$

Onde:

V=volume de ácido sulfúrico gasto (ml)

Para a determinação dos AGV utilizou-se as mesmas amostras da determinação da alcalinidade e acidificou-se com ácido sulfúrico até pH= 3.5. Retirou-se o magneto do gobelé e colocou-se na placa de aquecimento (aprox. 100°C), durante 3 min.

Seguidamente, deixou-se arrefecer até a amostra atingir a temperatura ambiente. Colocou-se novamente o magneto no gobelé e colocou-se a amostra em agitação. Mediu-se o pH da amostra e titulou-se com hidróxido de sódio até atingir pH=7.

O valor de pH foi registado.

O valor dos AGV é obtido através da seguinte equação (12)

$$mgCH_3COOH/L = \frac{V \times 0.1 \times 50 \times 1000}{25} \quad (12)$$

Onde:

V= volume de hidróxido de sódio gasto (ml)

Geralmente é estabelecida uma razão entre AGV e alcalinidade, pelo que: (Korres et al, 2013)

- $0.1 < \frac{AGV}{ALC} < 0.2$: sistema estável
- $\frac{AGV}{ALC} > 0.4$: sistema instável

Onde,

AGV= Ácidos gordos voláteis, mg/L

ALC= Alcalinidade, mg/L

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos ao longo dos 3 meses de estudo na ETAR na Zona Norte para diferentes parâmetros.

Os valores podem variar uma vez que as ETARs são sistemas dinâmicos, onde chegam efluentes de naturezas diferentes (industriais, domésticas, etc...), podendo variar com a estação do ano, da baixa ou alta utilização de água, etc.

4.1. Linha líquida

A linha líquida foi dividida em 4 efluentes: efluente bruto (A1), efluente misto (A2), efluente primário (A3) e efluente final (A4). Para estes 4 efluentes foram analisados parâmetros como o pH, condutividade, CQO, CBO₅, SST e SSV.

4.1.1. pH

Quando se trata de águas residuais, o controlo do pH é essencial, uma vez que, quando se registam alterações bruscas, podem indicar contaminações por substâncias ácidas ou alcalinas, o que poderá afetar a eficiência do processo futuro.

Na Figura 4.1., pode-se observar os gráficos com os resultados obtidos de pH ao longo dos 3 meses de estudo para os 4 tipos de efluentes estudados (A1, A2, A3 e A4) ao longo dos dias.

Na Tabela 4.1., é ainda possível observar a média e o desvio padrão de cada efluente.

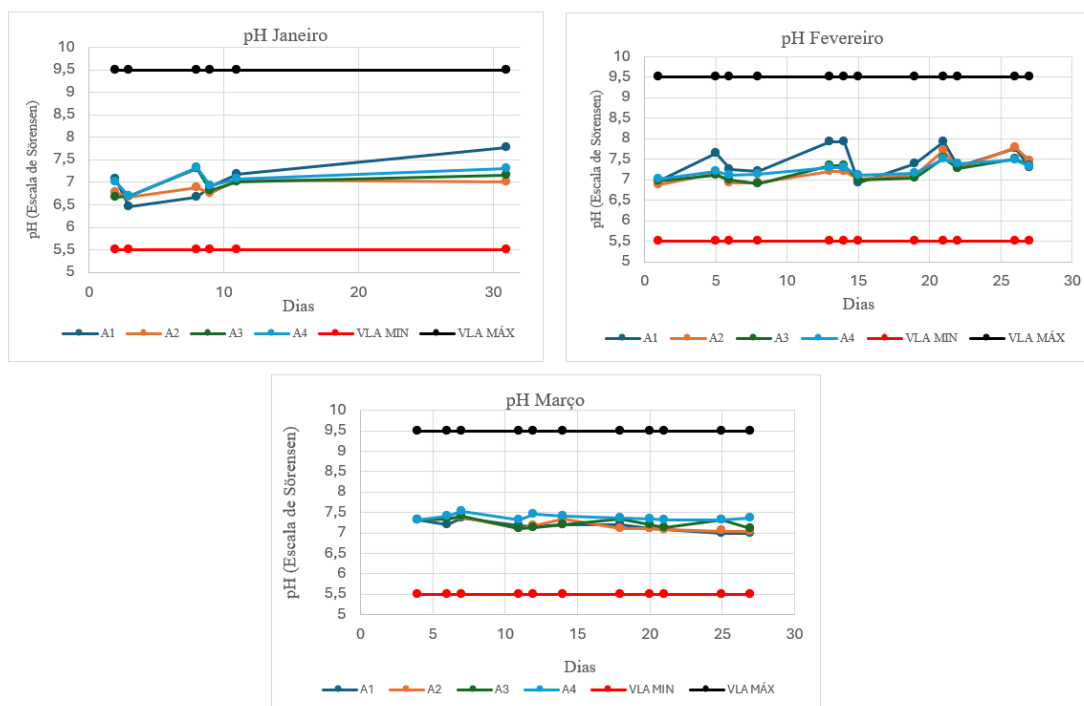


Figura 4.1. Variação dos valores de pH no efluente tamizado (A1), efluente misto (A2); efluente primário (A3); efluente final (A4), nos meses de janeiro, fevereiro e março.

Tabela 4.1. Valores médios e desvio-padrão dos valores de pH referentes a janeiro, fevereiro e março nos 4 efluentes em estudo.

	<i>Janeiro</i>	<i>Fevereiro</i>	<i>Março</i>
A1	$7 \pm 0,42$	$7,46 \pm 0,35$	$7,16 \pm 0,11$
A2	$6,86 \pm 0,14$	$7,22 \pm 0,29$	$7,19 \pm 0,13$
A3	$6,94 \pm 0,23$	$7,19 \pm 0,21$	$7,24 \pm 0,10$
A4	$7 \pm 0,22$	$7,25 \pm 0,15$	$7,38 \pm 0,06$

Através da observação dos gráficos e dos valores da tabela, pode-se concluir que os valores de pH não ultrapassaram os valores limite de alerta. Adicionalmente, verifica-se que o efluente bruto apresentou valores de pH acima de 7, nunca tendo excedido o 8.

A média dos valores mais altos registou-se no mês de fevereiro para os efluentes A1 e A2 ($7,46 \pm 0,35$ e $7,22 \pm 0,29$, respetivamente). Relativamente aos efluentes A3 e A4, pode-se concluir que os valores médios mais elevados se registaram no mês de março ($7,24 \pm 0,10$ e $7,38 \pm 0,06$). Neste parâmetro os desvio-padrão são baixos, o que significa que os dados estão próximos da média, existindo assim pouca variação dos dados.

O mês de janeiro apresentou pH mais baixo em todos os efluentes de estudo, apresentando como pH mais baixo do efluente tamisado o valor de 6.58, do efluente misto 6.72, do efluente primário 6.71 e por fim, no efluente final 6.78. Este fenómeno pode estar relacionado com a presença de precipitação nos primeiros 20 dias do mês de janeiro de 2024.

De uma forma geral, no efluente final (A4), os valores de pH não oscilaram ao longo dos 3 meses de estudo.

Em todos os meses, exceto março, o pH do efluente bruto é mais elevado quando comparado com o pH do efluente final. Isto vai de encontro ao estudo realizado por (Ascensão, 2014), onde o pH do efluente bruto é normalmente mais elevado.

No estudo realizado por (Carneiro, 2020) é possível concluir que o pH é um parâmetro que oscila bastante ao longo de todo o processo, sendo resultado das diversas etapas de tratamento que o efluente sofre e das reações associadas, sendo importante o seu controlo.

4.1.2. Condutividade

Relativamente aos valores de condutividade, em águas residuais, a amostragem em estudo fornece informações sobre a presença de substâncias dissolvidas, como sais, metais pesados e outros poluentes, que podem afetar o ambiente e a saúde pública.

Na Figura 4.2. é possível observar os 3 gráficos que representam as oscilações dos valores da condutividade diária nos 4 efluentes em estudo, ao longo dos 3 meses em análise.

Na Tabela 4.2. observa-se as médias e os desvios-padrões dos resultados da condutividade na ETAR na Zona Norte.

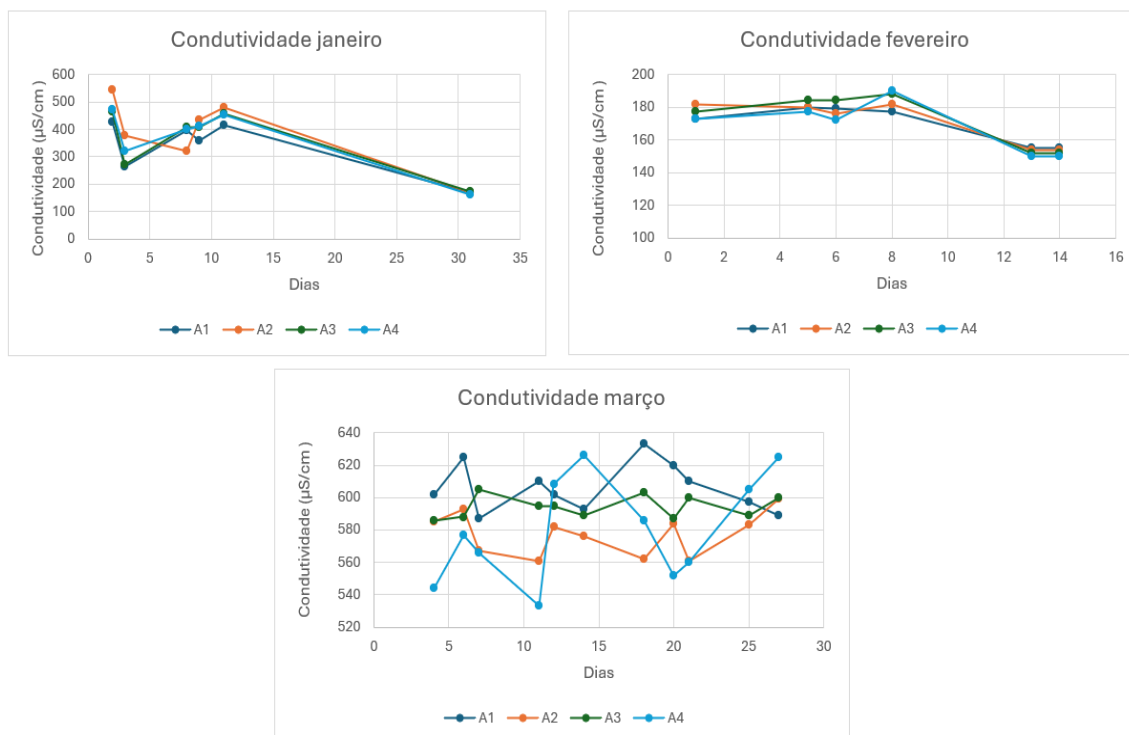


Figura 4.2. Variação da condutividade de A1, A2, A3 e A4 ao longo de 3 meses.

Tabela 4.2. Valores médios de condutividade referentes a janeiro, fevereiro e março nos 4 efluentes em estudo.

	<i>Janeiro</i>	<i>Fevereiro</i>	<i>Março</i>
A1	338,17 ± 92,71	169,8 ± 10,71	606,18 ± 14,30
A2	387,33 ± 121,49	171,3 ± 12,41	577,55 ± 12,60
A3	363,33 ± 106,14	172,83 ± 15,08	594,27 ± 6,57
A4	369,83 ± 104,45	168,67 ± 14,44	580,18 ± 30,87

Relativamente aos valores obtidos de condutividade, pode-se concluir que, entre os 4 efluentes em estudo, o mês de março apresentou valores mais elevados, valores intermédios no mês de janeiro e valores mais baixos no mês de fevereiro. Observou-se o maior valor do efluente bruto no mês de março, 620.48 $\mu\text{S/cm}$, em contrapartida, o menor valor observou-se no efluente bruto no mês de fevereiro 159.09 $\mu\text{S/cm}$.

No mês de janeiro os valores de condutividade são elevados, especialmente para A1 e A2, variando entre 400 e 600 $\mu\text{S/cm}$, sendo que, nos últimos dias do mês tenderam a diminuir. O efluente tamisado apresenta uma média de 338,17 ± 92,71 $\mu\text{S/cm}$, enquanto

o efluente misto e o efluente final mostram médias um pouco mais elevadas (aproximadamente 369-387 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Nos mês de fevereiro os valores de condutividade são bastante mais estáveis comparativamente com o mês de janeiro, variando entre 150 e 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em todos os efluentes. Não foram observadas grandes oscilações e os valores mantiveram-se próximos ao longo dos dias.

No mês de março a condutividade varia entre os 4 efluentes em estudo, especialmente para o efluente tamisado, chegando a valores próximos de 630 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Neste mês foi observada uma maior dispersão dos resultados obtidos. Isto pode justificar-se devido à alteração de fatores pontuais, como por exemplo mudanças à entrada do processo.

Segundo Sauerheber *et al*, 2015, o aumento da condutividade acompanha o aumento da temperatura. Este fenómeno ocorre pelo aumento da energia devido a uma vibração que as moléculas são submetidas, que irá interferir no fluxo de eletrões, à medida que a temperatura aumenta.

A condutividade é um parâmetro que pode variar devido à diluição do efluente em períodos de maior entrada de águas pluviais, isto pode justificar as oscilações observadas no mês de março, uma vez que março de 2024 foi um mês muito chuvoso (Agroportal, 2024).

A condutividade no estudo realizado por Gonçalves, 2021 apresentou também alguma instabilidade, refletindo a presença de sais dissolvidos no efluente que não são removidos de forma muito eficiente nos processos convencionais de tratamento.

4.1.3. CQO e CBO₅

Nos gráficos seguintes é possível observar as variações de CQO e CBO nos 4 efluentes estudados (A1, A2, A3 e A4), ao longo dos 3 meses de análises diárias, na ETAR na Zona Norte. A Tabela 4.3. mostra as médias mensais de cada efluente relativamente aos parâmetros CQO e CBO₅, dos 3 meses de estágio.

Tabela 4.3. Valores médios e desvios-padrão dos 4 efluentes em estudo, ao longo dos 3 meses, dos parâmetros de CQO e CBO₅.

	Janeiro		Fevereiro		Março	
	CBO ₅ mg/l	CQO mg/l	CBO ₅ mg/l	CQO mg/l	CBO ₅ mg/l	CQO mg/l
A1	180,37 ± 63,61	341,18 ± 118,5	333,9 ± 154	356,5 ± 113,6	133,27 ± 42,69	340,67 ± 208,99
A2	377,43 ± 229,35	728,64 ± 366,9	434,46 ± 108,02	640,88 ± 568,4	116,36 ± 23,77	301,37 ± 102,20
A3	188,44 ± 92,63	505,82 ± 294,95	111,15 ± 19,13	281,41 ± 119,40	92,91 ± 18,31	157,74 ± 45,33
A4	22,45 ± 6,14	73,73 ± 37,61	17,28 ± 7,24	61,27 ± 41,42	8,73 ± 6,78	59,11 ± 42,63

4.1.3.1. Efluente bruto

A Figura 4.3. mostra os valores de CQO e CBO₅ referentes ao efluente bruto (A1), nos 3 meses de estudo.

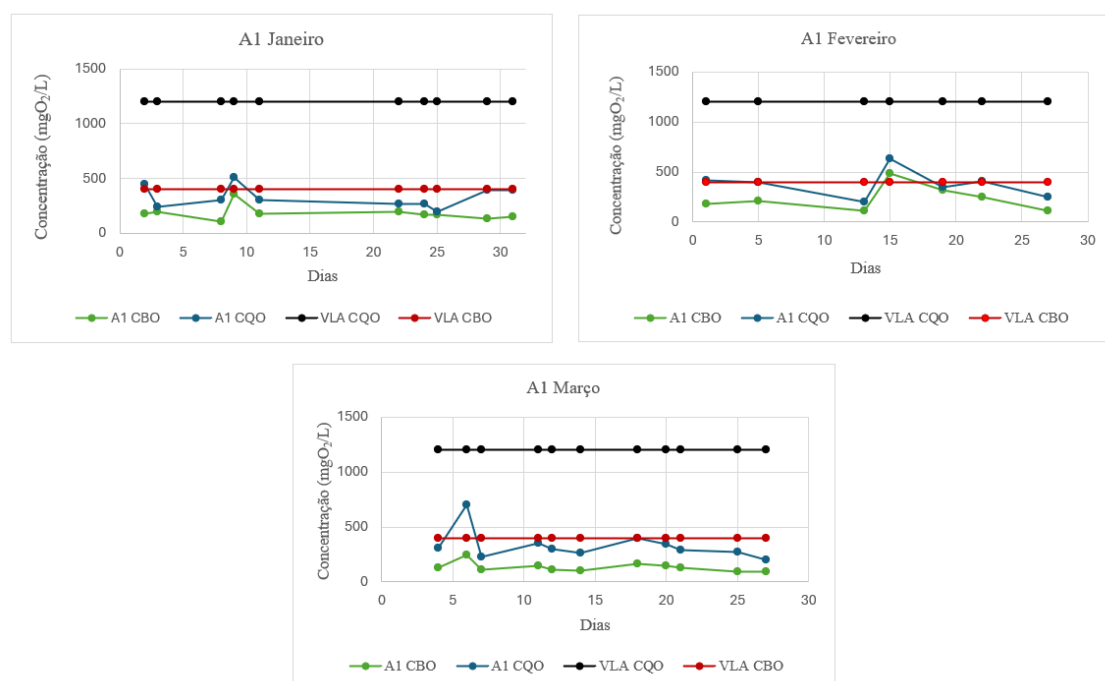


Figura 4.3. Efluente A1 nos meses de janeiro, fevereiro e março.

Os valores médios da CQO para os meses de janeiro, fevereiro e março foram de 341.18 ± 63.61 , 356.5 ± 113.6 e 340.67 ± 208.99 mg O₂/L, respetivamente. Relativamente aos valores médios registados para o parâmetro da CBO₅, os valores dos 3 meses de estudo foram de 180.37 ± 63.61 , 333.9 ± 154 e 132.27 ± 42.69 mg O₂/L.

Através da observação da Figura 4.3, pode-se concluir que no mês de janeiro as concentrações de CQO e CBO₅ chegam aos 500 mg O₂/L. A CQO apresentou valores mais variáveis, comparativamente ao CBO₅ que registou valores mais baixos.

Pode também observar-se que no mês de janeiro, a CQO do efluente tamisado manteve-se distante do VLA, tendo sido o maior valor registado de 512 mg O₂/L

Os valores de CBO₅ também não ultrapassaram do VLA, no entanto, no dia 9 de janeiro, aproximou-se ligeiramente com um valor de 355 mg O₂/L.

No mês de fevereiro foi registado um pico de CQO e CBO₅, tendo sido registados os valores de 635 e 488 mg O₂/L, respetivamente. Apesar deste pico não existiu desvio dos VLA de ambos.

No mês de março os valores de CQO apresentam maior variabilidade em comparação com os restantes meses do estudo. Apesar das oscilações verificadas, os valores permanecem dentro dos limites.

Desta forma é possível concluir que em todos os meses de estudo, o efluente bruto (A1) permaneceu com os VLA controlados, não existindo qualquer motivo de alarme do efluente neste período de estudo.

Os valores para os parâmetros CQO e CBO₅ registados na ETAR na Zona Norte foram inferiores aos registados por Fonte, 2017, uma vez que este obteve valores médios para CQO de 757 mg/L e CBO₅ de 365 mg/L.

Estes valores também foram observados no estudo realizado por (Tavares, 2009), com valores de CQO de aproximadamente 500 mg/L. Porém, em contrapartida os valores de CBO₅ foram ligeiramente mais altos (300 mg/L), quando comparados aos obtidos na ETAR da Zona Norte.

4.1.3.2. Efluente misto

Na Figura 4.4. estão presentes 3 gráficos que demonstram as variações de CQO e CBO₅ do efluente misto A2, nos meses de janeiro, fevereiro e março.

O efluente misto consiste na junção do efluente que provém do tratamento preliminar + de lama recirculada (lama em excesso) que provém da decantação secundária. Por este motivo é de esperar que os valores de CQO e CBO₅ sejam mais elevados comparativamente ao efluente A1.

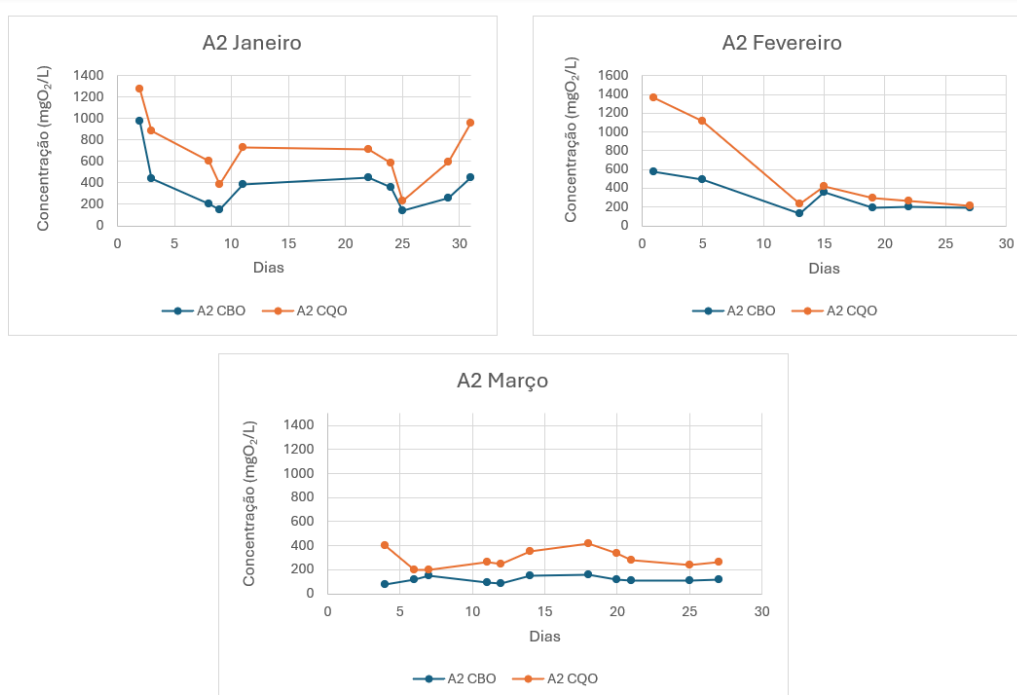


Figura 4.4. Variação dos valores de CQO e CBO₅ no efluente misto (A2) nos meses de janeiro, fevereiro e março.

A partir da Figura 4.4. é possível concluir que o efluente misto obteve os valores mais variáveis no mês de janeiro. No dia 2 de janeiro registaram-se os valores máximos do mês de CQO e CBO₅ (1275 e 978 mg O₂/L). Entre os dias 12 e 22 foi registado um período mais estável, tendo este subido novamente no final do mês, obtendo-se 955 e 450 mg O₂/L de CQO e CBO₅, respetivamente.

No mês de fevereiro observaram-se valores mais elevados na primeira quinzena, comparativamente com a segunda. Neste mês o maior valor de CQO e CBO₅ registados foram de (1363 e 578 mg O₂/L, respetivamente).

No terceiro mês do estudo, observaram-se valores de CQO e CBO₅ no geral mais baixos, inferiores a 400 mg O₂/L. Para este mês, o maior valor registrado de CQO e CBO₅ foi de 400 e 155 mg O₂/L, respectivamente.

Assim, no efluente A2, foi observado no mês de janeiro os maiores desafios em termos de carga orgânica, com valores significativamente maiores de CQO e CBO₅. A partir de fevereiro, observou-se uma melhoria clara nos parâmetros de tratamento, com redução acentuada nos parâmetros. No mês de março registou-se a maior estabilidade de valores.

4.1.3.3. Efluente primário

A Figura 4.5. retrata a variação dos parâmetros de CQO e CBO₅ diário, nos 3 meses de estágio.

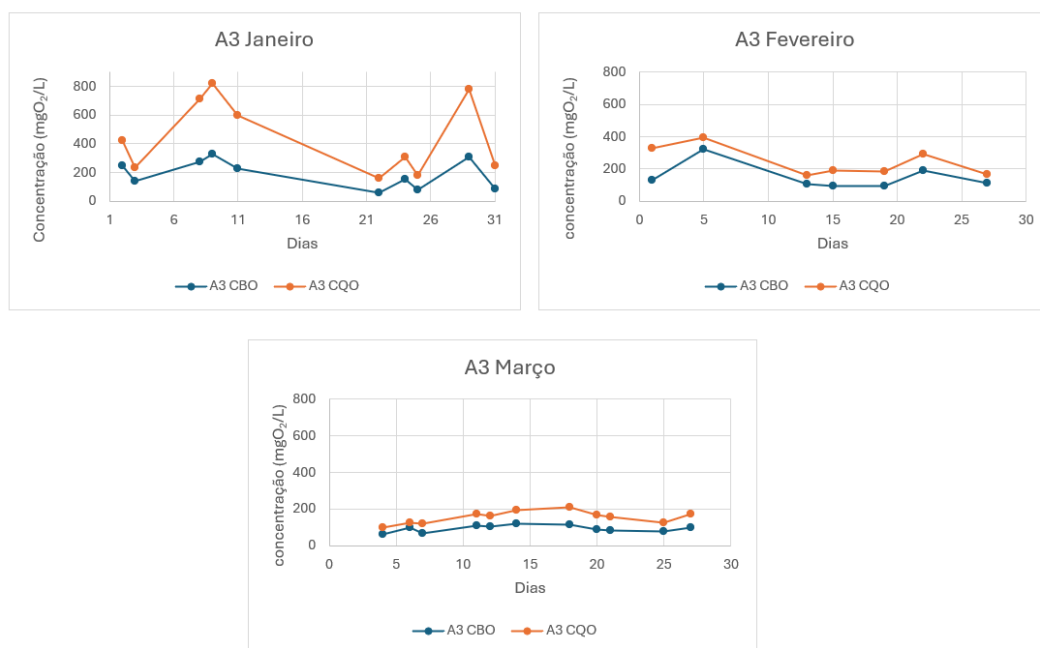


Figura 4.5. Variação dos valores de CQO e CBO₅ no efluente primário (A3) nos meses de janeiro, fevereiro e março.

No mês de janeiro os valores de CQO e CBO₅ são relativamente baixos no início do mês, tendo atingido nestes dias os valores máximos de 424 e 250 mg O₂/L, respectivamente. No dia 9 de janeiro observou-se um pico de valores de CQO e CBO₅, com 821 e os 329 mg O₂/L. No dia 29 de janeiro, observaram-se os segundos valores mais elevados do mês, 784 e 306 mg O₂/L de CQO e CBO₅, respectivamente.

No mês de fevereiro, os valores de CBO e CBO₅ foram inicialmente elevados, tendo tendência para baixar a partir da segunda quinzena. Os valores mais elevados de CQO e CBO₅ foram de 393 e 320 mg O₂/L, respectivamente, no dia 5 de fevereiro.

Em março, os valores foram mais baixos. Os maiores valores registados foram no dia 14 de março, tendo-se obtido 194 e 118 mg O₂/L, de CQO e CBO₅, respectivamente.

O mês de março apresentou no geral os valores mais baixos de CQO e CBO₅.

4.1.3.4. Efluente final

Na Figura 4.6. é possível observar os gráficos do efluente final (A4) da ETAR na Zona Norte, ao longo dos 3 meses de estudo. Nestes gráficos é assinalado o valor limite de emissão (VLE), uma vez que, sendo A4 o efluente final do processo, necessita de cumprir os limites antes de ser libertado no meio ambiente (CQO=125 mg O₂/L e CBO₅= 20 mg O₂/L).

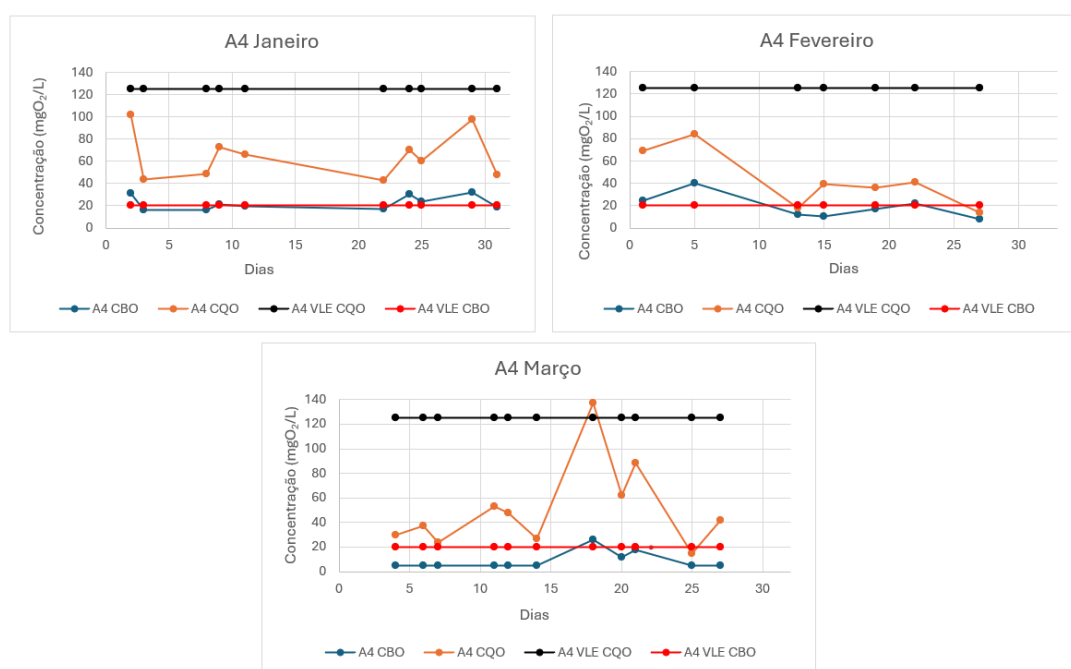


Figura 4.6. Variação dos valores de CQO e CBO₅ no efluente final (A4) nos meses de janeiro, fevereiro e março.

Relativamente ao efluente final (A4), no mês de janeiro foram observados alguns incumprimentos de CBO₅ nos dias 2, 9, 24, 25 e 29 de janeiro. Estes dias apresentaram valores de CBO₅ de 31.34, 21.28, 30, 23.88 e 32.07 mg O₂/L, respectivamente. Quanto aos valores de CQO, não existiu nenhum desvio do valor limite de emissão.

No mês de fevereiro, os valores de CQO estão dentro do VLE permitidos, ao contrário dos valores de CBO₅, à semelhança do mês anterior, ultrapassou o VLE. Esta situação registou-se nos dias 1, 5 e 22 de fevereiro, tendo-se obtido os valores de 24.5, 40 e 22 mg O₂/L, respetivamente.

Na Tabela 4.3., é possível ver as médias e desvio-padrão dos parâmetros CQO e CBO₅ dos 4 efluentes em estudo, nos 3 meses.

Com os valores obtidos de CQO e CBO₅ do efluente bruto e do efluente final, foi possível determinar a eficiência de remoção da ETAR na Zona Norte para estes dois parâmetros. Na Figura 4.7. é possível observar os valores da eficiência de remoção para os parâmetros de CQO e CBO₅, nos 3 meses do estágio realizado na ETAR na Zona Norte.

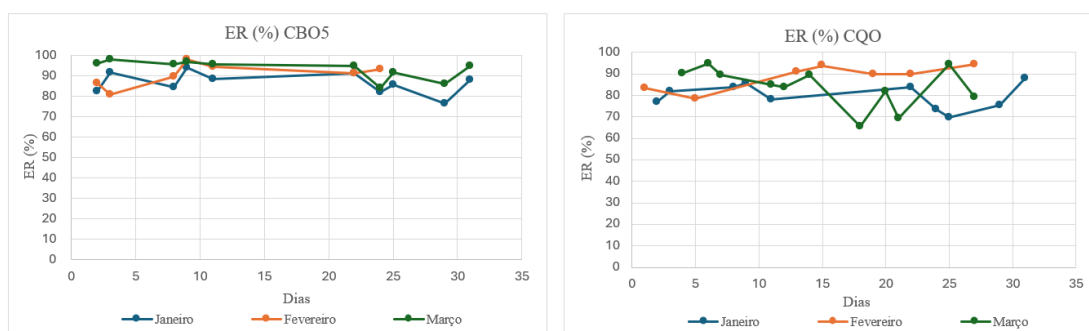


Figura 4.7. Eficiências de remoção (%), para os parâmetros de CQO e CBO₅, nos 3 meses de estudo.

Com a observação da Figura 4.7, pode-se concluir que a eficiência de remoção da CQO foi mais elevada no mês de fevereiro, tendo apresentado valor mais alto no dia 27 (94.4% de remoção). Apesar disso, conclui-se que todos os meses apresentaram valores elevados de remoção (sempre acima dos 70%). Desde a entrada do efluente na ETAR até à saída, existe uma eficiente remoção.

Relativamente à eficiência de remoção do CBO₅ foi mais linear comparativamente ao CQO, sendo bastante elevado em todos os meses, com uma melhor eficiência de remoção no mês de março.

De forma geral, é possível concluir que na ETAR em estudo ocorreu uma remoção eficaz da CBO₅ (ou seja, existiu uma remoção de forma eficiente da matéria orgânica biodegradável), sendo uma reflexão do bom desempenho nos processos biológicos da instalação. Em relação à CQO removida, foi observado o mesmo, indicando que a ETAR

para além da elevada eficiência em remover a componente orgânica do efluente, remove também parte da matéria não biodegradável.

No estudo realizado por (Assunção, 2013) observaram-se valores semelhantes de eficiência de remoção para os parâmetros de CQO e CBO₅, com uma média de 92.69 % e 98.57% para os parâmetros de CQO e CBO₅, respetivamente.

4.1.4. Sólidos suspensos totais e voláteis (SST's e SSV's)

Na Figura 4.8. é possível observar a variação dos SST's e SSV's do efluente bruto (A1) nos 3 meses de estudo na ETAR na Zona Norte. É possível também ver no gráfico a linha referente ao valor limite de alerta (VLA= 750 mg/L) referente a estes parâmetros.

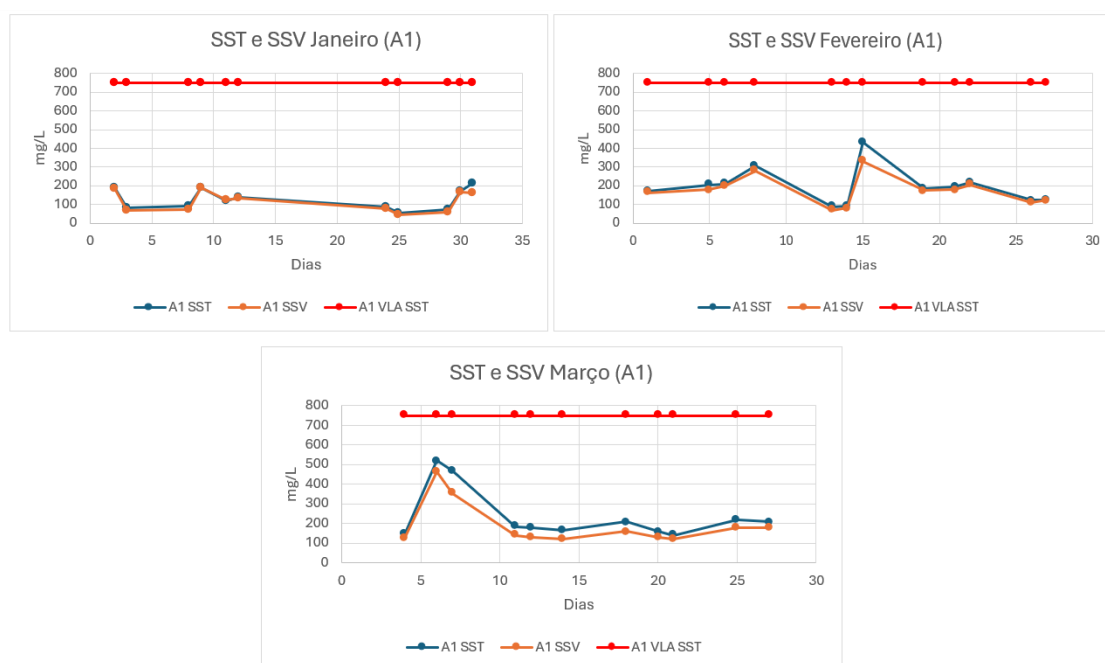


Figura 4.8. Variação de SST e SSV do efluente bruto (A1) nos meses de janeiro, fevereiro e março.

Em todos os meses do estudo os valores de SST's do efluente bruto são bastante distantes no VLA.

No mês de janeiro o valor mais alto registou-se nos dias 9 e 31, tendo-se obtido 192 e 212 mg/L. Observaram-se também dois picos no mês de fevereiro nos dias 8 e 15, obtendo-se os valores de 306 e 432 mg/L. No mês de março foram também observados dois picos de SST's, 520 e 470 mg/L nos dias 6 e 7 de março.

Sendo o efluente bruto difícil de controlar, é normal que existam diversas oscilações nos valores de SST e SSV. Em concordância com (Patrão, 2023) com uma diversa gama de valores para SST no efluente bruto em estudo.

Para além do controlo e monitorização destes parâmetros à entrada da ETAR, é também de extrema importância avaliar a saída. Desta forma, registaram-se também os valores ao longo dos 3 meses para os mesmos parâmetros. Na Figura 4.9. pode-se observar estes parâmetros.



Figura 4.9. Variação de SST e SSV do efluente final (A4) nos meses de janeiro, fevereiro e março.

Relativamente aos valores de SST's e SSV's obtidos para o efluente final A4, pode-se observar que existiu um desvio do valor de limite de emissão em todos os meses do estudo. No estudo realizado por Patrão, 2023 os valores médios mensais da concentração de SST ultrapassaram também o VLE em vários meses do estudo.

No mês de janeiro este limite foi ultrapassado nos dias 11 e 12, tendo-se obtido valores de 35 e 40 mg/L, respetivamente.

O mês de fevereiro registou 4 infrações de VLE com valores de 34, 58, 42 e 32 mg/L, nos dias 1, 5, 6 e 27, respetivamente.

Relativamente ao mês de março, nos dias 18, 20 e 21 registaram-se valores de emissão superiores aos obrigatórios.

Na ETAR na Zona Norte, os valores médios de SST para o efluente final nos meses de janeiro, fevereiro e março foi de $79,09 \pm 129,03$, $38,5 \pm 16,68$ e $22,18 \pm 13,19$ mg/L.

A eficiência de remoção também foi estudada através do uso dos SST do efluente bruto e final, tendo-se obtido o gráfico apresentado na Figura 4.10.

O cálculo da eficiência de remoção deve ser regular, uma vez que o valor indica a capacidade da instalação em reduzir a carga orgânica.

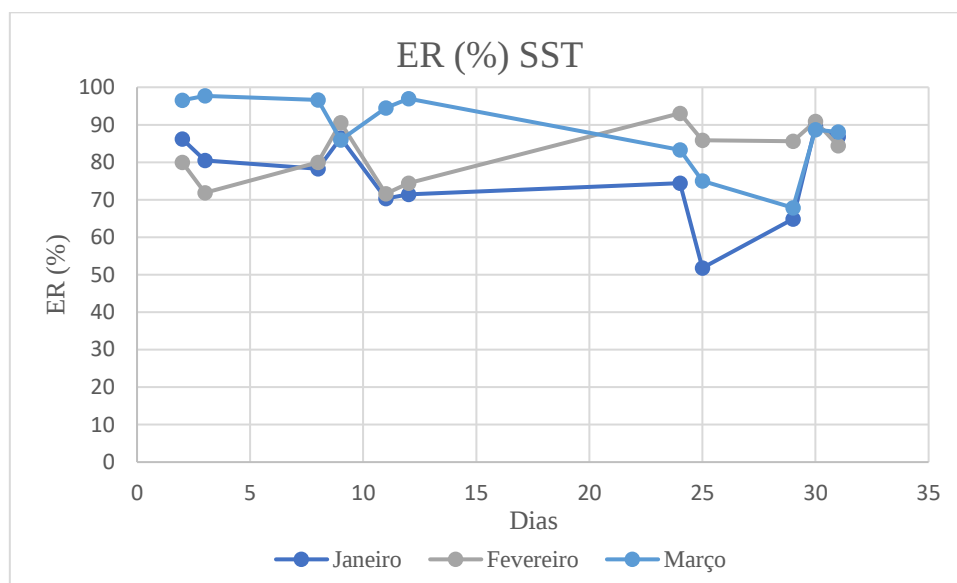


Figura 4.10. Variação da eficiência de remoção dos SST nos 3 meses de estudo.

Com a observação da Figura 4.10 verifica-se que a eficiência de remoção de SST é elevada nos 3 meses de estudo, tendo-se obtido os melhores resultados no mês de março. Isto reflete a capacidade de remoção de partículas sólidas suspensas no efluente durante o processo de tratamento. Estas partículas podem ser de origem orgânica ou inorgânica. As principais etapas responsáveis por esta função são a gradagem, desarenação e decantação primária e secundária. Pode-se concluir que a instalação está a operar da forma correta nas etapas em questão.

No estudo realizado por (Josué, 2016), durante 6 meses numa instalação de tratamento de água, foi obtida uma eficiência de remoção de SST abaixo de 80% em quase todos os meses de estudo, exceto no ultimo mês de estudo onde foi obtida uma eficiência de 89%. A ER está diretamente relacionada com o clima.

Para além da condição referida anteriormente, velocidades inadequadas nos tanques de arejamento, decantação primária ou secundária ou manutenção inadequada de

equipamentos como desarenadores ou grades, podem prejudicar o processo de remoção de sólidos no efluente.

No estudo realizado por (Assunção, 2013), a eficiência de remoção teve algumas oscilações conforme o presente estudo.

4.2. Tratamento biológico

Relativamente às análises realizadas no tratamento biológico, foram efetuadas em tanques de arejamento (3 unidades) e recirculação.

Os parâmetros realizados nos tanques de arejamento foram SST e SSV, pH e V_{30} . No caso da recirculação foram analisados apenas SST e SSV.

4.2.1. Tanques de arejamento

4.2.1.1. pH

Na Figura 4.11. estão representados os valores do pH ao longo dos meses do estudo realizado na ETAR na Zona Norte.

A Tabela 4.4. mostra as médias mensais dos 3 tanques de arejamento com os respectivos desvio-padrão.

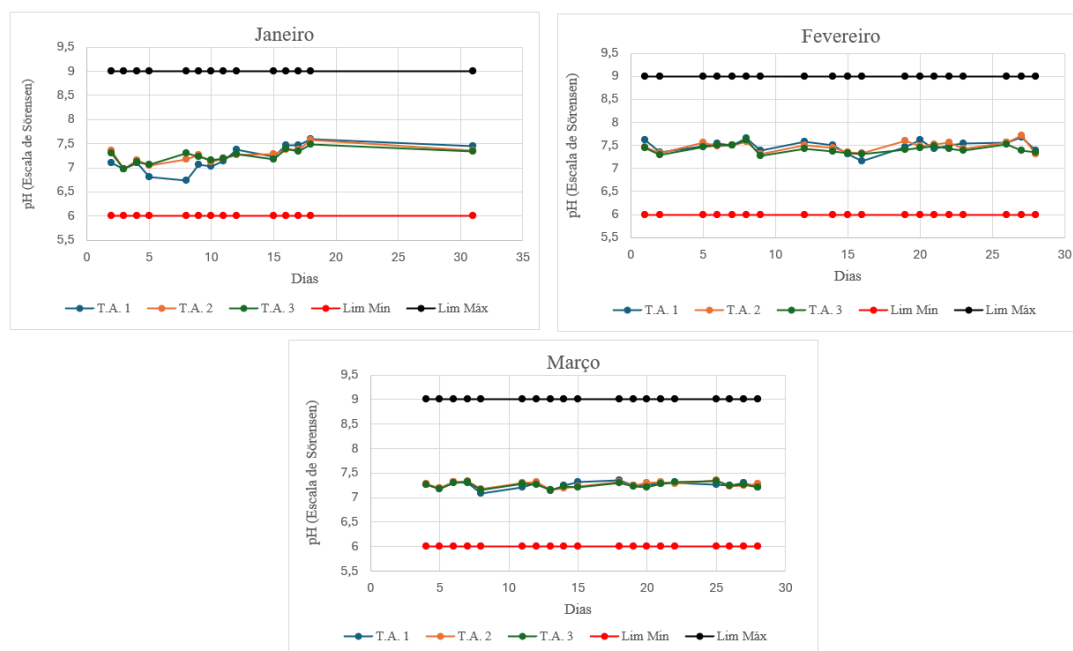


Figura 4.11. Variação dos valores de pH nos 3 tanques de arejamento nos meses de janeiro, fevereiro e março.

Tabela 4.4. Valores médios e desvio padrão de pH dos 3 tanques de arejamento.

pH		
Janeiro	Fevereiro	Março
$7,22 \pm 0,18$	$7,46 \pm 0,11$	$7,25 \pm 0,06$

De acordo com a Figura 4.11., em nenhum dos meses de estudo os valores de pH ultrapassaram os VLA admitidos, sendo bastante distantes dos VLA.

É possível ainda realçar que em todos os meses os valores foram mais ao menos constantes. O mês de fevereiro foi o que registou valores médios maiores dos 3 tanques de arejamento ($7,46 \pm 0,11$), e o mês de janeiro pH médios menores ($7,223 \pm 0,18$).

4.2.1.2. SST e SSV

Na Figura 4.12. estão representados os resultados dos parâmetros de SST e SSV obtidos nos tanques de arejamento 1, 2 e 3 nos 3 meses na ETAR na Zona Norte.

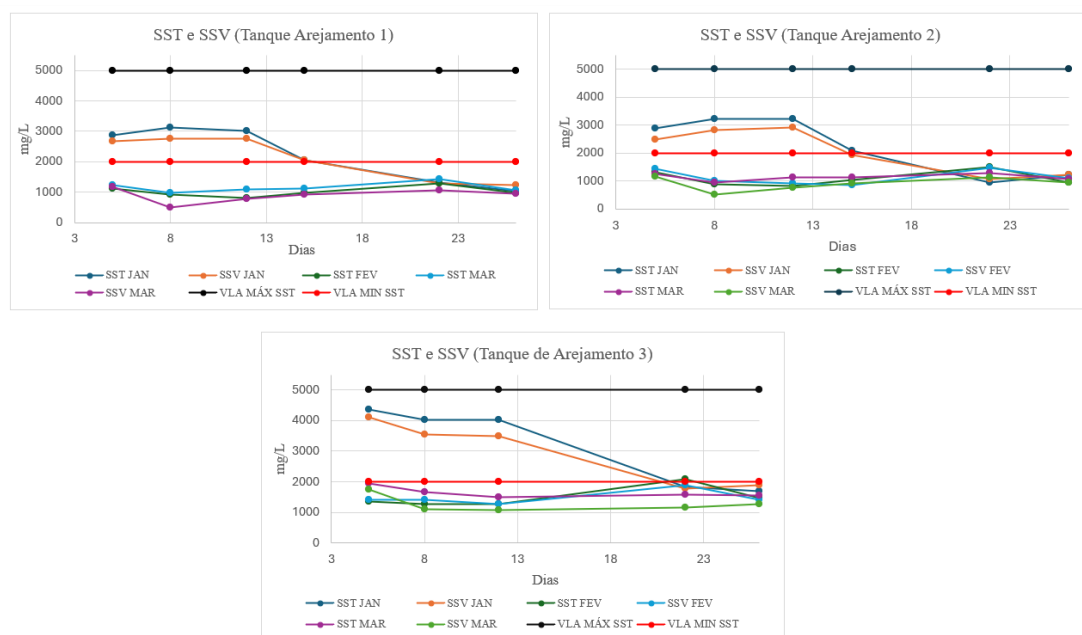


Figura 4.12. Variação dos SST e SSV nos tanques de arejamento 1,2 e 3 nos 3 meses de estudo.

A Tabela 4.5. mostra a média e desvio padrão dos parâmetros de SST e SSV dos 3 tanques de arejamento nos 3 meses. Tal como nos dados anteriores esta tabela mostra os dados mensais.

Tabela 4.5. Média e desvio-padrão dos SST e SSV dos 3 tanques nos meses de janeiro, fevereiro e março.

Janeiro		Fevereiro		Março	
SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
2433 ± 980, 33	2343,33 ± 838,87	1269 ± 274,5	1255 ± 401,3	1340,18 ± 262,63	1101,2 ± 246,13

Através da observação da Figura 4.12, pode-se concluir que no tanque de arejamento 1, no mês de janeiro, os SST e SSV nos primeiros 15 dias do mês estão dentro dos limites de alerta estabelecidos para a instalação, tendo na segunda quinzena do mês sido menores que o limite de alerta mínimo (> 2000 mg/L). Nos meses de fevereiro e março, os tanques de arejamento mantiveram-se sempre abaixo do VLA mínimo. Relativamente aos tanques de arejamento 2 e 3, sucedeu o mesmo. Tal facto é explicado devido aos 3 tanques de arejamento sofrerem as alterações de igual forma.

No mês de janeiro registou-se uma média de SST e SSV de 2433 ± 980.33 e 2343.33 ± 838.87 mg/L, respetivamente. A média no mês de fevereiro foi de 1269 ± 274.5 e 1255 ± 401.3 mg/L para os SST e SSV (significativamente mais alta comparativamente ao mês de janeiro). Por fim, no mês de março a média de SST foi ligeiramente mais elevada comparativamente ao mês de fevereiro (1340.18 ± 262.63 mg/L), tendo o valor de SSV sido ligeiramente mais baixos quando comparados ao mês anterior (1101.2 ± 246.13 mg/L).

Os valores de SST nos tanques de arejamento variam bastante ao longo dos dias, uma vez que existem diversas flutuações no volume de esgoto, assim como na composição. No estudo realizado por (Martins, 2008) é possível observar que também se registam oscilações, contudo, sempre entre os 2000-4000 mg/L.

4.2.1.3. IVL

Na Figura 4.13. observa-se a variação do volume de lama decantada através do método laboratorial V_{30} ao final de 30 min, nos meses de janeiro, fevereiro e março.

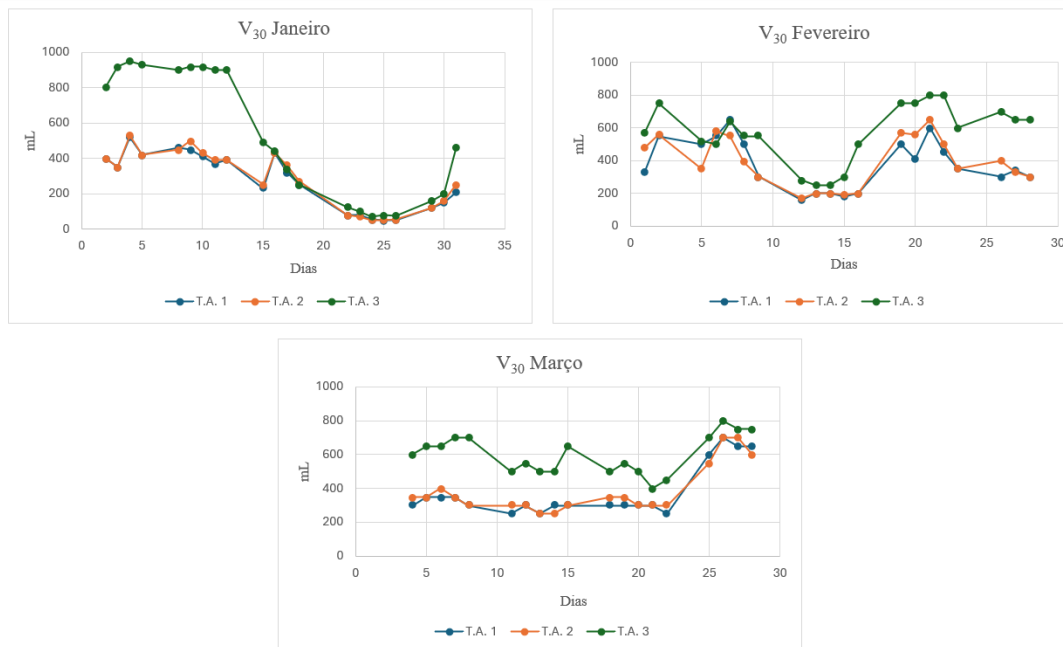


Figura 4.13. Variação dos resultados obtidos pelo método do V_{30} em janeiro, fevereiro e março.

Na Tabela 4.6. a seguir estão expressas as médias mensais dos resultados obtidos para os tanques de arejamento 1,2 e 3.

Tabela 4.6. Média e desvio padrão do volume decantado ao fim de 30 minutos, nos tanques de arejamento 1, 2 e 3, ao longo dos 3 meses de estágio.

	V_{30}		
	Janeiro	Fevereiro	Março
T.A. 1	275,86 $\pm$ 155,35	378,5 $\pm$ 147,96	373,68 $\pm$ 146,33
T.A. 2	285,95 $\pm$ 150,76	391,5 $\pm$ 151,57	384,21 $\pm$ 138,65
T.A. 3	520,48 $\pm$ 353,17	568 $\pm$ 175,12	600 $\pm$ 112,39

Através da Figura 4.13. conclui-se que, nos meses de janeiro, fevereiro e março o tanque de arejamento 3 apresenta maior volume sedimentado, atingindo picos perto dos 1000 mL no mês de janeiro e em fevereiro e março perto dos 800 mL. Os tanques de arejamento 1 e 2 apresentam valores mais semelhantes e inferiores ao tanque de arejamento 3 em todos os meses de estágio.

Tal como referido anteriormente, o tanque arejamento apresentou médias de volume sedimentado ao fim de 30 minutos significativamente mais elevados que os outros tanques.

A média mensal mais alta do tanque de arejamento 1 foi no mês de fevereiro (com cerca de $378,5 \pm 147,96$ mL), tendo sido a média mais alta do tanque de arejamento 2 também registada nesse mês ($391,5 \pm 151,57$ mL).

Com os valores obtidos no método V30 e os SST's dos tanques de arejamento apresentados anteriormente é possível obter o IVL (índice volumétrico de lamas). Tal como foi referido anteriormente, o valor IVL relaciona as lamas com a sua capacidade de sedimentação.

Os valores diários obtidos no IVL estão expressos na Figura 4.14.

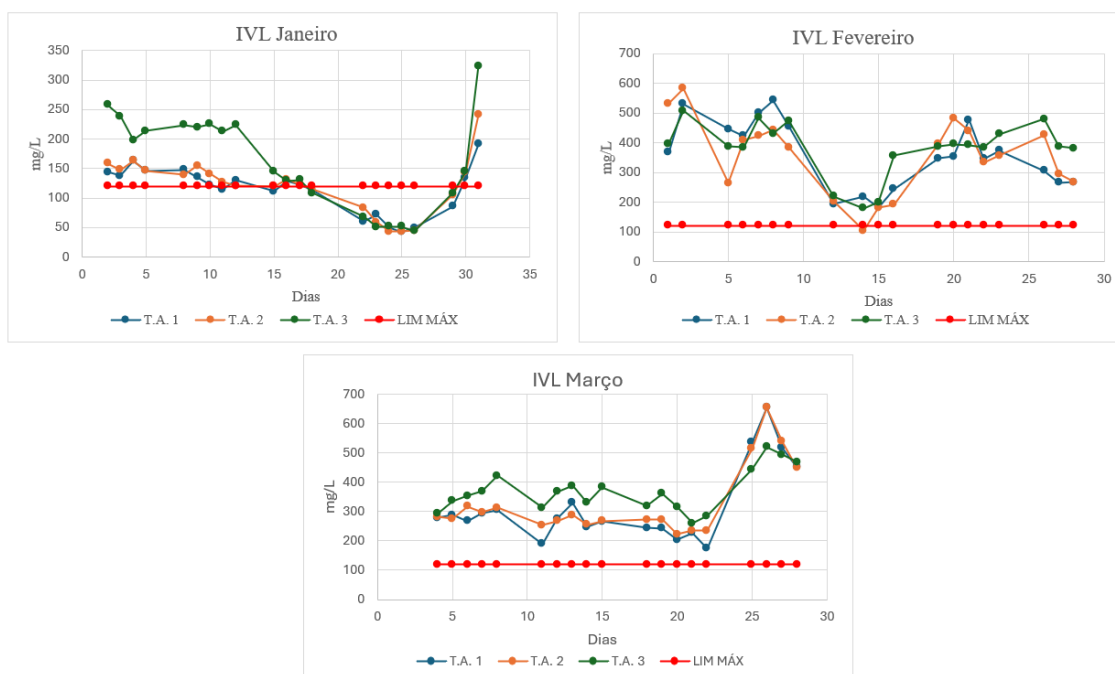


Figura 4.14. Variação dos valores de IVL nos 3 tanques de arejamento, nos meses de janeiro, fevereiro e março.

De acordo com a Figura 4.14., no mês de janeiro ocorreu uma boa sedimentabilidade nos 3 tanques de arejamento a meio do mês, sendo que no início e no final a sedimentabilidade ultrapassou o limite máximo recomendável. Com a observação dos gráficos dos meses de fevereiro e março os tanques de arejamento apresentaram fraca sedimentabilidade.

De uma forma geral existiu uma fraca sedimentação das lamas nos decantadores secundários, à semelhança de (Inocêncio, 2012). Podendo ser justificado por fenómenos de *bulking* ou acumulação de lamas no decantador secundário, podendo estar associado a avaria ou não disponibilidade eficiente do sistema de desidratação de lamas.

4.3. Linha sólida

Relativamente à linha sólida, foram realizadas análises às lamas mistas, espessadas, secundárias e desidratadas.

A análise é de extrema importância, de forma que a instalação possa monitorizar a eficiência, reduzir custos associados ao transporte das lamas e otimizar os diversos processos operacionais (Berco, 2013).

4.3.1. Lamas mistas (L1) e Lamas espessadas (L2)

Na Figura 4.15., estão representados os gráficos que ilustram a variação da matéria seca e volátil nas lamas mistas (L1) e lamas espessadas (L2).

As lamas mistas são provenientes do fundo do decantador primário, sendo que estas posteriormente deslocam-se para os espessadores gravíticos, onde irão sofrer um espessamento através da gravidade. Como tal, será de esperar que o teor de matéria seca seja mais elevado nas lamas espessadas, comparativamente às lamas mistas.

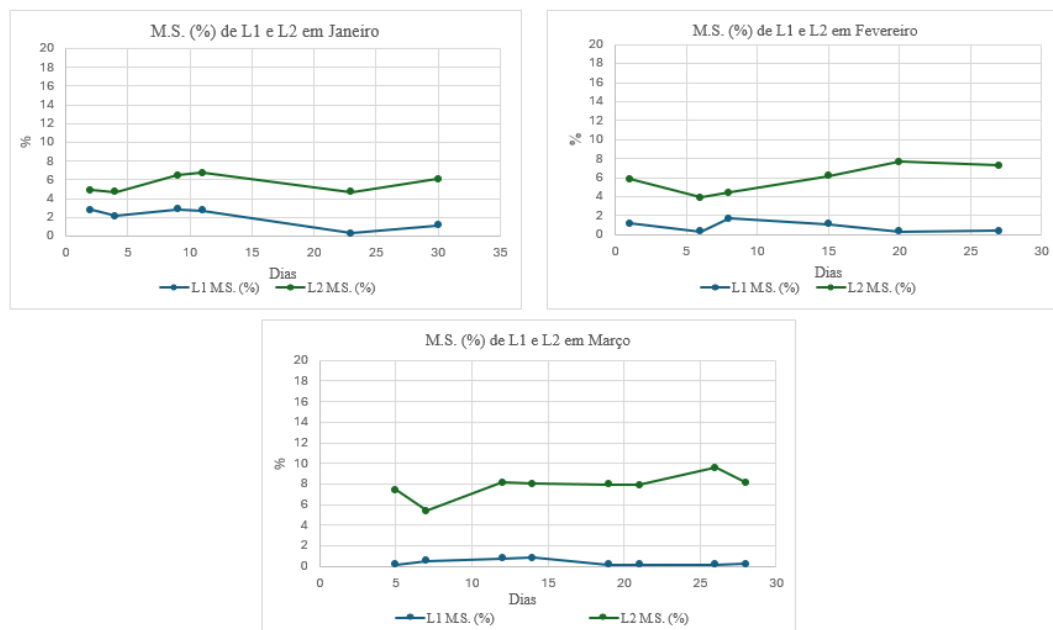


Figura 4.15. Variação do teor de M.S. (%) das lamas mistas (L1) e lamas espessadas (L2) nos 3 meses de estágio realizado.

Através da Figura 4.15. é possível concluir que a matéria seca das lamas espessadas foi superior à das lamas mistas em todos os meses. No mês de janeiro as lamas mistas apresentaram valores médios de $1,50 \pm 1,20$ %, enquanto as lamas espessadas apresentaram uma média de $5,79 \pm 0,98$ %. No mês de fevereiro, nas lamas espessadas, o teor de matéria seca aumentou ligeiramente face ao mês anterior, tendo atingido um valor médio de $6,07 \pm 1,34$ %. No último mês de estudo, o valor continuou a aumentar, tendo o valor médio de L2 subido para $7,82 \pm 1,09$ %.

De acordo com os resultados obtidos, ocorreu um aumento da eficiência do espessamento mecânico das lamas.

Na passagem da lama mista para lama desidratada é essencial reduzir ao máximo o teor de água, uma vez que, uma maior concentração de matéria seca significa um menor volume a ser transportado, armazenado ou tratada, promovendo desta forma a redução de custos operacionais.

4.3.2. Lamas secundárias (L3)

As lamas secundárias são as lamas provenientes do tratamento secundário (decantação secundária). Na Figura 4.16. estão expressos os resultados obtidos dos parâmetros matéria seca e volátil para as lamas secundárias (L3).

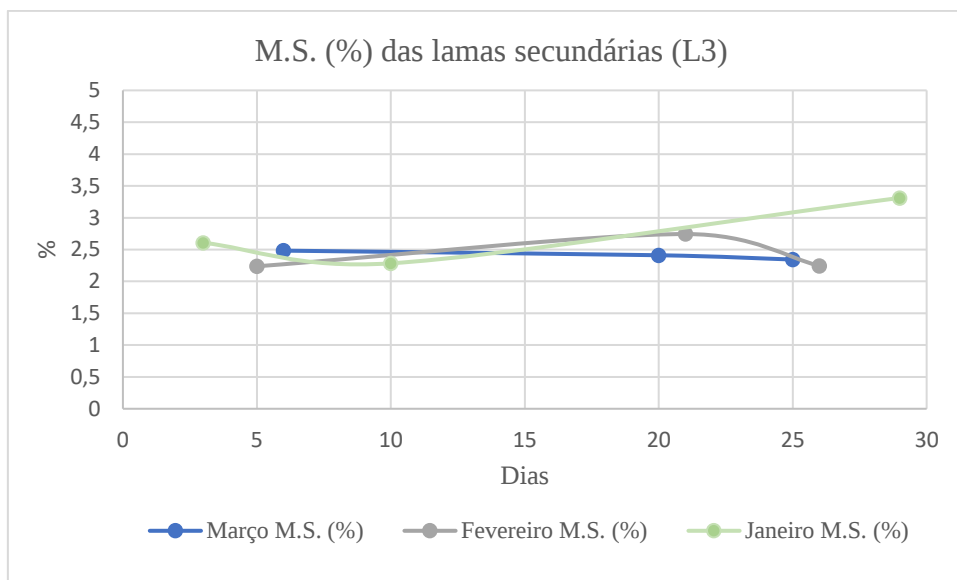


Figura 4.16. Variação da M.S. (%) das lamas secundárias (L3), ao longo dos 3 meses de estudo.

Através da Figura 4.16., em todos os meses, a média da matéria seca é mais elevada nas lamas secundárias comparativamente às lamas mistas, apresentando valores médios de $2,73 \pm 0,43$ % em janeiro, $2,41 \pm 0,24$ % em fevereiro e $2,41 \pm 0,06$ % em março. Isto ocorre porque o teor de sólidos é mais elevado nas lamas secundárias em comparação com as lamas mistas, devido às diferenças da constituição nas lamas primárias e nos processos envolvidos. As lamas secundárias são compostas maioritariamente por biomassa microbiana, tendo tendência a ter uma elevada concentração de sólidos e menor quantidade de água, quando comparadas com as lamas mistas, uma vez que estas contêm na sua composição uma proporção significativa de lamas primárias.

Em contrapartida, o valor médio da matéria seca da lama secundária comparativamente às lamas espessadas é bastante inferior, isto acontece porque as lamas espessadas passaram por um processo de espessamento que concentra os sólidos e removem a água. As lamas secundárias, por outro lado, são provenientes do tratamento biológico e contêm mais água na sua composição, não tendo ainda passado por processos de espessamento.

Assim, o espessamento das lamas é o principal responsável pelo aumento da matéria seca nas lamas espessadas.

4.3.3. Lamas desidratadas (L4)

A Figura 4.17. mostra os valores de matéria seca e volátil da lama desidratada ao longo dos 3 meses de estudo.

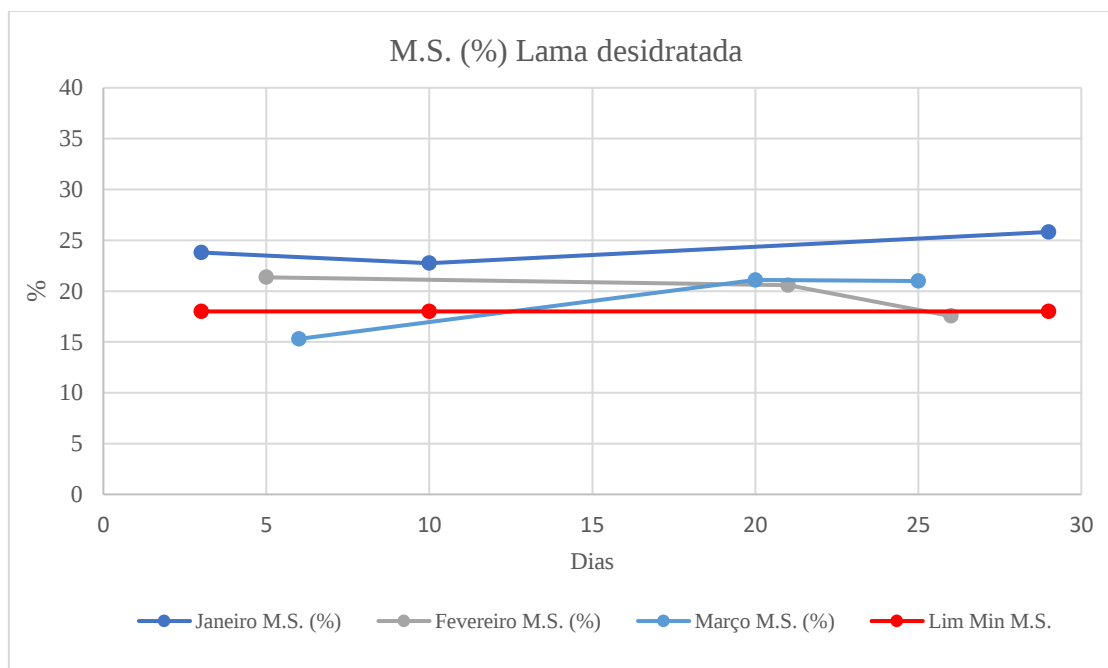


Figura 4.17. Variação da matéria seca da lama desidratada (L4) ao longo dos 3 meses de estudo.

Através da Figura 4.17., o valor da matéria seca e matéria volátil mantiveram-se constantes ao longo dos 3 meses de estudo. No mês de janeiro o valor médio da matéria seca foi de $24,12 \pm 1,28$ % sendo mais baixo no mês de fevereiro, apresentando um valor médio de $19,8 \pm 1,65$ %.

A média do mês de março manteve-se semelhante ao mês anterior, tendo-se registado um valor médio de $19,13 \pm 2,71$ %.

A linha vermelha do gráfico da Figura 4.17. representa o valor mínimo satisfatório para a matéria seca, de forma geral a matéria seca registou bons resultados.

No trabalho realizado por Assunção, 2013, os valores obtidos para matéria seca na ETAR de Serzedo variaram entre 17 e 20.40 %, estando dentro dos limites aceitáveis para este parâmetro. Desta forma é possível concluir que em ambos os estudos, os valores traduzem uma boa eficiência no tratamento das lamas biológicas na operação de desidratação.

4.3.4. Lamas digeridas (DIG)

Relativamente aos parâmetros analisados para as lamas digeridas, foram registados valores para pH, alcalinidade e ácidos gordos. A alcalinidade está relacionada com o facto do sistema conseguir (ou não) neutralizar o aumento de ácidos formados nos digestores, prevenindo consequentemente a existência de oscilações nos valores de pH dos mesmos.

4.3.4.1. pH

Nas lamas digeridas foram estudados os parâmetros do pH, matéria seca, matéria volátil, ácidos gordos e alcalinidade. Na Figura 4.18. observam-se as oscilações dos valores de pH nos 3 meses na ETAR na Zona Norte.

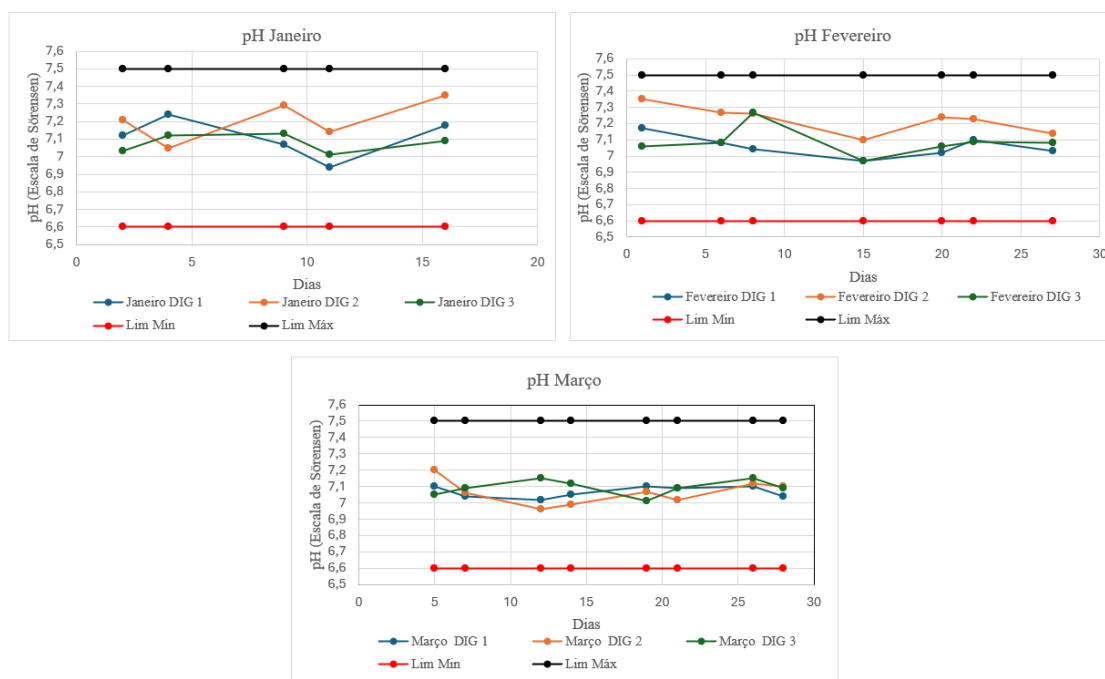


Figura 4.18. Variação do pH das lamas digeridas (DIG) nos meses de janeiro, fevereiro e março.

De acordo com a Figura 4.18., em nenhum dos meses o pH da lama digerida ultrapassou o limite mínimo e máximo do valor recomendado. No mês de janeiro o valor médio foi de $7,13 \pm 0,09$, semelhante ao mês de fevereiro $7,132 \pm 0,11$ e março, $7,08 \pm 0,05$.

4.3.4.2. Alcalinidade e ácidos gordos voláteis

O controlo de forma eficaz dos ácidos gordos voláteis dos digestores no processo de digestão anaeróbia é de extrema importância, uma vez que elevadas concentrações destes compostos (ácidos) podem afetar o equilíbrio de todo o processo. Mais concretamente, a

produção de grandes quantidades de AGV aumenta consequentemente a atividade das bactérias acetogênicas, sendo que as bactérias metanogênicas não têm a capacidade de metabolizar estes compostos com a mesma velocidade, havendo acumulação de AGV no processo (Aquino & Chernicharo, 2005).

A alcalinidade e os ácidos gordos voláteis foram analisados nos meses de fevereiro e março. Na Figura 4.19. pode-se observar a variação dos valores da alcalinidade dos 3 digestores da ETAR na Zona Norte ao longo dos 2 meses, por sua vez, na Figura 4.20. estão expressos os valores dos AGV.

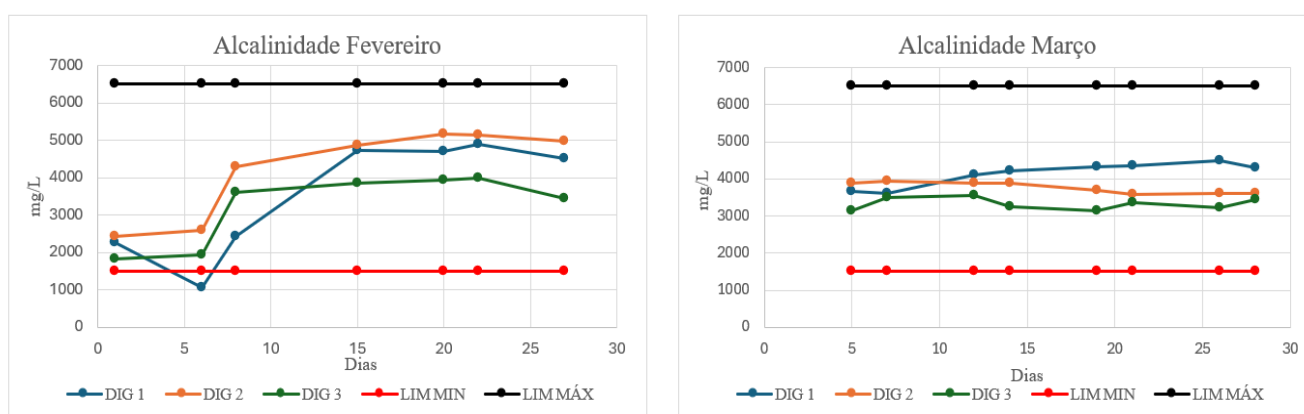


Figura 4.19. Variação dos valores da alcalinidade nos 3 digestores, nos meses de fevereiro e março.

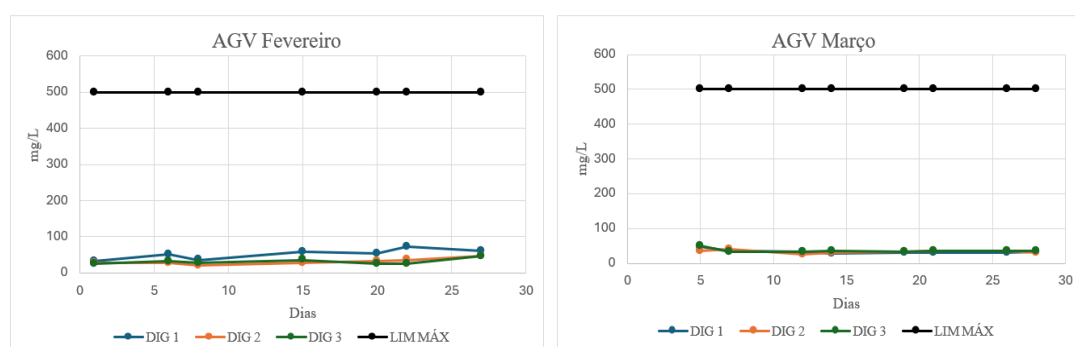


Figura 4.20. Variação dos valores da alcalinidade nos 3 digestores, nos meses de fevereiro e março

Através da observação das Figuras 4.19. e 4.20., conclui-se que, de forma geral os valores da alcalinidade e ácidos gordos voláteis cumprem os VLE.

No mês de fevereiro o valor médio dos 3 digestores para alcalinidade foi de 3653 ± 1236 mg/L, enquanto no mês de março foi ligeiramente mais alta ($3740,8 \pm 390,65$ mg/L). No mês de fevereiro o digestor 1 registou um valor abaixo do VLE mínimo, 1050 mg/L (6 de fevereiro). À exceção do dia 6, todos os valores registados encontram-se dentro dos parâmetros considerados razoáveis. A explicação para o sucedido está no facto de ter dado entrada na ETAR uma descarga com baixa alcalinidade (água de descarga), fazendo com que a alcalinidade nos digestores baixasse.

Relativamente aos valores obtidos para AGV, de forma geral foram bastante inferiores aos VLE, tal como se pode verificar na Figura 32. No mês de fevereiro a média de AGV dos 3 digestores foi de $38,55 \pm 13,59$ mg/L, sendo a média em março ligeiramente mais baixa, $34,63 \pm 5,21$ mg/L.

Para além da análise dos valores da alcalinidade e dos ácidos gordos voláteis, é também recomendado que se analise a razão entre os dois. Este é um parâmetro utilizado de forma a monitorizar e controlar a estabilidade de sistemas que contenham processos de digestão anaeróbia. O controlo desta razão é importante para identificar o equilíbrio ácido-base do sistema, prevenindo possíveis falhas operacionais.

Tal como já referido anteriormente, a razão entre AGV e alcalinidade deve ser inferior a 0.4 para garantir que o sistema se encontra estável (Aquino, 2005).

No estudo realizado por (Valente, 2013), é possível observar que os valores obtidos de alcalinidade foram semelhantes aos registados na ETAR da Zona Norte, variando entre 2500-4000 mg/L.

Na Figura 4.21. observam-se as variações na razão entre AGV e alcalinidade, nos 2 meses de estudo.

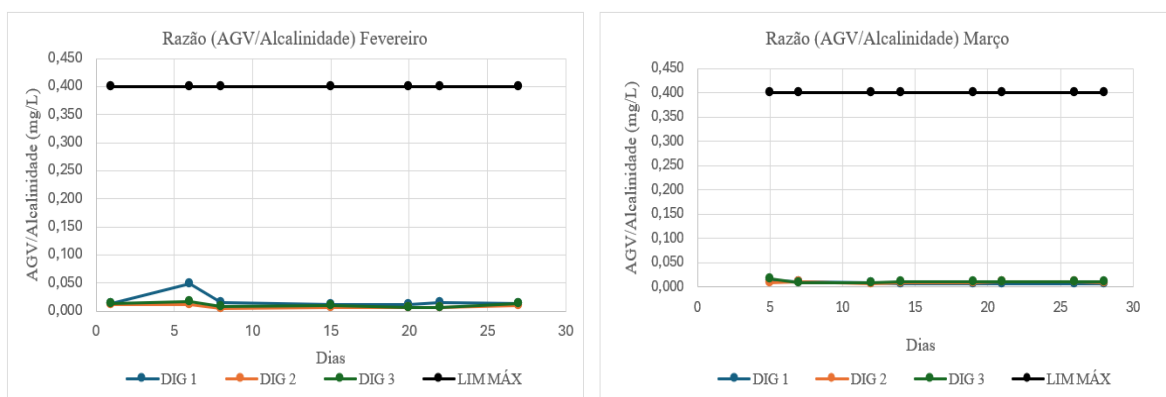


Figura 4.21. Variação dos valores da alcalinidade nos 3 digestores, nos meses de fevereiro e março

Conclui-se desta forma que todos os valores são inferiores a 0.4, o que significa que o sistema se encontra estável. Isto indica o bom funcionamento do processo e revela que não existe acumulação dos AGV na fase acidogénica. A acumulação destes ácidos, quando não é compensada pela alcalinidade do meio, conduz à redução do pH e posteriormente altera a fase da metanogénese (Valente, 2013). Nos casos em que a razão se encontra dentro dos parâmetros corretos, é recomendável que se controlem outros parâmetros (por exemplo a temperatura ou retenção hidráulica dos digestores) (Mata-Alvarez, 2005). Mesmo que o sistema se encontre em equilíbrio, é recomendável manter a monitoração dos sistemas, de forma a garantir que os valores se mantêm no intervalo ideal. É recomendado ainda que sejam feitos leves ajustes nos níveis de AGV ou na alcalinidade, de forma a evitar possíveis instabilidades no processo futuro.

No estudo realizado por (Babo, 2022), a razão AGV/Alcalinidade foi igualmente muito baixa, tendo apresentado um mínimo de 0.07 e um máximo de 0.12, apresentando uma grande estabilidade no processo efetuados.

5. CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo monitorizar o funcionamento da ETAR da Zona Norte, a partir da avaliação e análise de diversos parâmetros físico-químicos em diferentes pontos dos sistemas de tratamento da ETAR, tanto da linha líquida como da linha sólida.

Concluiu-se que a água residual quando chega à ETAR apresenta na sua constituição uma elevada carga orgânica (altos valores de CQO, CBO₅ e SST), proveniente de efluente doméstico e industrial. Em contrapartida, a água residual já tratada apresenta uma redução substancial nos valores de CQO, CBO₅ e SST. Os resultados obtidos mostram uma elevada eficiência de remoção. Existem apenas alguns incumprimentos relativamente ao parâmetro da CBO₅, uma vez que em alguns dias os valores deste parâmetro ultrapassam os valores limites de emissão.

Quando estudado o tratamento biológico da ETAR, observou-se que os tanques de arejamento apresentaram valores ligeiramente variáveis ao nível de SST que posteriormente resultou em alterações na sedimentabilidade, podendo ser justificadas por fenómenos de *bulking*, por exemplo.

Relativamente à linha de lamas, foram analisadas lamas primárias, secundárias, espessadas e desidratadas, encontrando-se dentro dos parâmetros considerados normais a nível de matéria-seca.

Ao nível do processo de digestão, os parâmetros analisados (alcalinidade, AGV e pH) encontram-se dentro da normalidade, o que indica um bom funcionamento do processo digestivo das lamas.

De uma forma geral, para a monitorização de uma estação de tratamento de águas residuais, é essencial que exista um acompanhamento diário, com registo de todas as ações realizadas para que seja possível atuar nos processos em conjunto com as análises laboratoriais realizadas no laboratório, uma vez que são diversos os parâmetros que podem influenciar o processo. Apenas desta forma é possível obter um efluente final de qualidade e que cumpra todos os requisitos legais.

Foi possível perceber a grande importância que estas estruturas de tratamento de águas representam na sociedade, sendo por isso de extrema importância continuar e melhorar o investimento nas mesmas ao longo do tempo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbasi, T., Tauseef, S. M., & Abbasi, S. A. (2012). Biogas and Biogas Energy: An Introduction. Em T. Abbasi, S. M. Tauseef, & S. A. Abbasi (Eds.), *Biogas Energy* (pp. 1–10). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-1040-9_1
- Agroportal. (2024, abril 15). *Boletim climatológico de março de 2024 – Março o mais quente a nível global*. Agroportal. <https://www.agroportal.pt/boletim-climatologico-de-marco-de-2024-marco-o-mais-quente-a-nivel-global/>
- Aquino, S. F. de, & Chernicharo, C. A. L. (2005). Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: Causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 10, 152–161. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000200009>
- Asano, T. (1998). *Wastewater Reclamation and Reuse: Water Quality Management Library*. CRC Press.
- Ascensão, V. R. F. (2014). *Arranque e exploração de ETAR* [masterThesis]. <https://estudogeral.uc.pt/handle/10316/38457>
- Assunção, P. C. C. (2013). *Controlo analítico da ETAR de Serzedo e avaliação do desempenho da instalação* [masterThesis]. <https://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/35369>
- Babo, M. P. de. (2022). *Análise do desempenho do digestor anaeróbio de lamas da ETAR do Sousa* [masterThesis]. <https://recipp.ipp.pt/handle/10400.22/21091>
- Barreto, J. M. P. N. (2016). *Estudo de ETAR* [masterThesis]. <https://comum.rcaap.pt/handle/10400.26/18616>
- Berco, V. (2013). *Análise qualitativa de lamas de ETAR e competitividade económica dos processos de tratamento e escoamento: Caso da ETAR da Guia* [masterThesis, ISA/UTL]. <https://repositorio.ulisboa.pt/handle/10400.5/5671>

- Carlos. (2016a, novembro 4). *Tecnologias de Tratamento* [Text]. Águas do Algarve.
<https://www.aguasdoalgarve.pt/content/tecnologias-de-tratamento>
- Carlos. (2016b, novembro 6). *Lamas de ETAR* [Text]. Águas do Algarve.
<https://www.aguasdoalgarve.pt/content/lamas-de-etar>
- Carneiro, C. M. M. (2020). *Refinação do efluente da ETAR de uma fábrica de curtumes* [masterThesis]. <https://recipp.ipp.pt/handle/10400.22/18122>
- Cassal V., B., Azevedo L., F., Ferreira R., P., Silva D., G., Simão R., S., (2013).
Agrotóxicos: uma revisão de suas consequências para a saúde publica. Revista eletrônica de Gestão, Educação e Tecnologia Digital, v. (18), p.437-445. <https://doi.org/10.5902/2236117012498>
- Comunicações, M. D. O. P., Transportes E. (1995, agosto 23). *Decreto Regulamentar 23/95, de 23 de Agosto*. Diários da República.
<https://dre.tretas.org/dre/68696/decreto-regulamentar-23-95-de-23-de-agosto>
- Costa, C. M. da E. (2014). *Estudo de melhorias em ETAR com produção de Biogás e geração de Eletricidade ETAR Municipal de Abrantes* [masterThesis].
https://ubibliorum.ubi.pt/handle/10400.6/5503?utm_source=chatgpt.com
- Crespo, E. de J. M. (2013). *Digestão anaeróbia de resíduos agroalimentares: Reutilização das frações líquidas e sólidas (state-of-art)* [masterThesis, Faculdade de Ciências e Tecnologia]. <https://run.unl.pt/handle/10362/11101>
- Davis J., G., Wilson C., R., (2007). Choosing a Soil Amendment.
https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/DAVIS%20and%20WILSON%202005%20Choosing%20a%20Soil%20Amendment.pdf
- Decreto-Lei nº152/97, Serie I-A de 1997-06-10.
<https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/152-1997-365343>
- Decreto-Lei nº. 349/99, Serie I-A de 1993.
<https://files.dre.pt/1s/1993/10/231a00/55545556.pdf>

Decreto-Lei nº. 119/2019.

https://www.pgdlisboa.pt/leis/lei_mostra_articulado.php?artigo_id=3127X0001&nid=3127&tabela=leis&pagina=1&ficha=1&so_miolo=&nversao=

Decreto-Lei nº. 276/2009, de 2 de outubro.

<https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/276-2009-490974>

Decreto-Lei nº. 446/91, de 22 de Novembro. <https://dre.tretas.org/dre/36257/decreto-lei-446-91-de-22-de-novembro>

ERSAR - ERSAR publica relatório sobre o controlo da qualidade da água para consumo humano, edição 2023. (sem data). Obtido 17 de janeiro de 2025, de <https://www.ersar.pt/pt/site-comunicacao/site-notas-a-imprensa/Paginas/rasarp-volume2-edicao2023.aspx>

Fonte, B. M. D. da. (2017). *Avaliação de desempenho de ETAR: Balanços de massa*. <http://hdl.handle.net/10400.21/8608>

Galvão, A. F. (2009). Comportamento Hidráulico e Ambiental de Zonas Húmidas Construídas Para o Tratamento de Águas Residuais. *Universidade Técnica de Lisboa*. <https://scholar.google.com/scholar?cluster=17426115354855696387&hl=en&oi=scholar>

Gonçalves, J. C. (2017, setembro 5). Análise das tecnologias correntes para o tratamento e secagem de lamas de ETAR. *Análise das tecnologias correntes para o tratamento e secagem de lamas de ETAR*. Análise das tecnologias correntes para o tratamento e secagem de lamas de ETAR. <https://estudogeral.uc.pt/handle/10316/82967>

Henriques, P. H. de F. (2022). *Pré-dimensionamento de uma ETAR para o município de Magé—Brasil* [masterThesis]. <https://comum.rcaap.pt/handle/10400.26/40324>

- Inocêncio, S. N. (2012). *Contribuição para o estudo do processo de lamas ativadas com vista à redução de custos de operação* [masterThesis, Faculdade de Ciências e Tecnologia]. <https://run.unl.pt/handle/10362/8526>
- Josué, T. G. (2016). *Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto Gertrudes composta por reator anaeróbio e filtro percolador na cidade de Ponta Grossa* [bachelorThesis, Universidade Tecnológica Federal do Paraná]. <http://repositorio.utfpr.edu.br:8080/jspui/handle/1/16541>
- Korres N., E., Okiely P., Benzie J., West J., S., 2013. *Bioenergy Production by Anaerobic Digestion: Using Agricultural Biomass and Organic Waste*. ResearchGate. https://www.researchgate.net/publication/215921686_Bioenergy_Production_by_Anaerobic_Digestion_Using_Agricultural_Biomass_and_Organic_Waste
- Lobo, I. V., & Pinheiro, J. H. P. A. (2021). Esgoto sanitário: caracterização, tratamento e ecotoxicidade. *Periódico Eletrônico–Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 17(5).
- Martins, A. G. (2008). *Estudo da tratabilidade de águas residuais sintéticas pelo processo de lamas activadas*. <https://repositorio-aberto.up.pt/handle/10216/58359>
- Mata-Alvarez, J. (2005). *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780402994>
- Oliveira, H. E. de, Araújo, L. A., & Silva, A. C. G. da. (2024). *Impactos ambientais causados por efluentes provenientes de lavanderias: Uma análise sob a ótica dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável*. 30–45.
- Organização das Nações Unidas (ONU). (2019). Água. <https://unric.org/pt/agua/>
- Patrão, C. I. C. (2023). *OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE AREJAMENTO EM ETAR DE LAMAS ATIVADAS* [masterThesis]. <https://run.unl.pt/handle/10362/160461>
- Temperature Effects on Conductivity of Seawater and Physiologic Saline, Mechanism and Significance. (2024). *ResearchGate*.

https://www.researchgate.net/publication/287147827_Temperature_Effects_on_Conductivity_of_Seawater_and_Physiologic_Saline_Mechanism_and_Significance

- Pereira, A. C. D. (2009). *Avaliação de desempenho operacional de estações de tratamento de águas residuais como instrumento associado à reutilização da água na rega de campos de golfe*. <http://hdl.handle.net/10400.1/3913>
- Pinto, A. F. de A. F. B. (2019). *Avaliação do desempenho da desidratação mecânica por centrifugação de lamas anaerobiamente digeridas: Caso de estudo de seis ETAR em Portugal* [masterThesis]. <https://run.unl.pt/handle/10362/152444>
- Pires, M. P. (2015). *Análise da eficiência de um processo de digestão anaeróbia de lamas de ETAR municipal do Choupal* [masterThesis]. <https://estudogeral.uc.pt/handle/10316/40218>
- Rodrigues, I. M. S. (2012). *Sistema de apoio à exploração de estações de tratamento de águas residuais* [masterThesis]. <https://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/29537>
- Santos, A. R. V. (2018). *Diagnóstico do desempenho operacional de Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR) e avaliação do potencial de valorização agrícola do efluente tratado – Casos de estudo das ETAR de Montemor-o-Velho e da ETAR Norte de Leiria/Coimbrão* [masterThesis]. <https://comum.rcaap.pt/handle/10400.26/28183>
- Silva, A. A. B. C. da. (2013a). *Pré-dimensionamento ETAR Sever do Vouga Sul* [masterThesis, Universidade de Aveiro]. <https://ria.ua.pt/handle/10773/12452>
- Silva, A. D. M. da. (2014b). *Otimização da Amostragem e Estudo de Viabilidade da Monitorização de Sondas na ETAR de Rabada* [masterThesis, Instituto

- Politécnico do Porto. Instituto Superior de Engenharia do Porto.].
<https://recipp.ipp.pt/handle/10400.22/5600>
- Silva, T. C. F. (2015d). *Utilização de biogás de estações de tratamento de esgoto para fins energéticos* [Text, Universidade de São Paulo].
<https://doi.org/10.11606/D.106.2016.tde-20052015-182523>
- SNIRH | SNIAmb. (sem data). Obtido 17 de janeiro de 2025, de
<https://sniamb.apambiente.pt/content/snirh>
- Sousa, R. J. V. de. (2005). *Estratégias de gestão de lamas das estações de tratamento de águas residuais (ETAR): Estrusão de lamas para aplicação na agricultura*.
<https://repositorio-aberto.up.pt/handle/10216/11160>
- Tavares, L. A. C. (2009). *Contribuição para o estudo do fenómeno do “bulking”* [masterThesis, FCT - UNL]. <https://run.unl.pt/handle/10362/2525>
- Temperature Effects on Conductivity of Seawater and Physiologic Saline, Mechanism and Significance. (2024). *ResearchGate*.
https://www.researchgate.net/publication/287147827_Temperature_Effects_on_Conductivity_of_Seawater_and_Phyiologic_Saline_Mechanism_and_Significance
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., & Metcalf & Eddy (Eds.). (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse* (4th ed). McGraw-Hill.
- Valente, J. L. da S. (2013). *Estudo e monitorização do processo da fase sólida da ETAR Norte* [masterThesis]. <https://iconline.ipleiria.pt/handle/10400.8/3127>
- Vaz, A. I. P. (2016). *Caracterização microbiológica e físico-química da ETAR da Ribeira de Frades e de uma instalação piloto como forma de avaliar o seu funcionamento* [masterThesis]. <https://comum.rcaap.pt/handle/10400.26/16556>