



Tiago Miguel Pinto Rodrigues

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

# Otimização do Processo de Remoção de Fósforo em ETAR Urbana

Mestrado em Engenharia do Ambiente, Perfil de  
Engenharia Sanitária

Universidade NOVA de Lisboa

Novembro, 2022



# Otimização do Processo de Remoção de Fósforo em ETAR Urbana

Tiago Miguel Pinto Rodrigues

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

Orientador: António Pedro Macedo Coimbra Mano

Professor auxiliar, Universidade NOVA de Lisboa

## Júri:

**Presidente e arguente:** Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral,  
professora associada da Faculdade de Ciências e  
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

**Vogais:** Doutor Pedro Manuel Horta Santos Coelho,  
professor auxiliar da Faculdade de Ciências e  
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Doutor António Pedro Macedo Coimbra Mano  
professor auxiliar da Faculdade de Ciências e  
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Mestrado em Engenharia do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária

Universidade NOVA de Lisboa

Novembro 2022



### **Otimização do processo de remoção de fósforo em ETAR Urbana**

Copyright © Tiago Miguel Pinto Rodrigues, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa.

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



# Agradecimentos

Em primeiro lugar gostaria de agradecer ao meu orientador, o Professor António Pedro Macedo Coimbra Mano que, ao longo da realização da dissertação esteve sempre disponível e pronto para ajudar. Outra razão pela qual agradeço, é o facto de me ter sempre incentivado e motivado a ir mais além, melhorando a qualidade do trabalho efetuado. Por último, quero também mostrar gratidão pelo facto de me ter ajudado com a revisão do texto, enriquecendo o mesmo do ponto de vista técnico e corrigindo erros que não tinha detetado.

Agradeço às Águas do Vale do Tejo por me terem recebido e permitido fazer a dissertação numa das vossas instalações e por me terem disponibilizado todos os dados necessários para realizar este trabalho. Agradeço em particular à Responsável da Área do Centro Operacional de Évora - Saneamento Eng<sup>a</sup> Ana Pimenta que, durante a realização da dissertação, encontrou-se sempre disponível para retirar quaisquer dúvidas que surgiam sobre a instalação.

Agradeço também em particular a dois dos meus colegas de curso, Fábio Azedo e Cátia Patrão, que estiveram sempre disponíveis para realizar reuniões para debatermos em grupo as dúvidas que surgiram durante a elaboração da dissertação, sendo que também nos motivámos uns aos outros. Também ao Fábio e à Cátia, bem como para a Ianize Cardoso, Viviana Matos, Sofia Gouveia, Beatriz Valente e Shelsia Lange, agradeço por estes cinco anos de universidade, em que estivemos sempre juntos, ajudando-nos uns aos outros. Obrigado por me terem aturado durante todo este tempo.

Por fim um especial obrigado aos meus pais e ao meu irmão, que sempre me motivaram e incentivaram a seguir os meus sonhos, e que mesmo nos períodos mais difíceis ou frustrantes estiveram sempre ao meu lado. Muito obrigado por tudo o que fizeram e continuam a fazer por mim.





# Resumo

Atualmente um número crescente de ETAR inclui a remoção de fósforo e de azoto, o que decorre de estes dois nutrientes serem responsáveis pela potenciação do processo de eutrofização, que contribui para a deterioração da qualidade da água.

A remoção de fósforo pode ser efetuada por via biológica e por via química. A remoção por via biológica utiliza microrganismos denominados de OAP que, quando expostos a condições anaeróbias seguidas de condições aeróbias, acumulam o fósforo presente na água residual em quantidades superiores às necessidades estequiométricas. Por outro lado, a remoção por via química consiste na adição de um reagente, normalmente Cloreto Férrico, que faz com que o fósforo precipite.

A presente dissertação utiliza como caso de estudo a ETAR de Évora, com o objetivo de avaliar a remoção biológica de fósforo à escala industrial, e que tem a particularidade de se socorrer de ambos os métodos referidos no parágrafo anterior. O plano de amostragem desta ETAR inclui 11 pontos de recolha na fase líquida e 13 na fase sólida.

Por forma a garantir a prossecução dos objetivos estabelecidos, foi utilizada e analisada a informação disponibilizada pela entidade que explora a ETAR, tendo sido igualmente efetuadas diversas simulações com recurso ao software Lynx ASM2d. Para este efeito, foram elaborados cinco cenários que procuraram cobrir diferentes características qualitativas associadas ao efluente bruto.

A análise da informação disponibilizada, incluiu a caracterização do efluente bruto, do processo de tratamento, e do efluente tratado, tendo sido utilizados igualmente dados provenientes da exploração para a realização das simulações.

As principais conclusões incluíram o facto de o efluente bruto apresentar características urbanas, o contributo das escorrências e sobrenadantes não parecer afetar a qualidade do efluente que entra no reator biológico, a variação da idade de lamas poder introduzir ineficiências na fase sólida e a ETAR cumprir, na generalidade, os objetivos de qualidade.

As simulações efetuadas indiciam que a remoção de carbono que ocorre na operação de decantação primária afeta a remoção de azoto e fósforo, admitindo-se que se deva considerar a instalação de um bypass parcial ou total a esta operação. Quando a CQO afluente ao reator biológico é reduzida, o volume anaeróbio parece não ser suficiente para garantir a remoção de fósforo por via biológica, e, quando caso a concentração de CQO afluente ao reator biológico é elevada, não parece justificar-se o doseamento de cloreto férrico.

Palavras-chave: ETAR, remoção biológica de fósforo, remoção química de fósforo, simulação.



# Abstract

Urban wastewater includes Phosphorus and Nitrogen that are responsible for eutrophication and contribute to water quality degradation. To limit nutrient loads in the discharge of wastewater treatment plants (WWTP), an increased number include their removal.

Phosphorus removal can be carried out biologically and/or chemically. Biological removal is accomplished by microorganisms called PAO which, when exposed to anaerobic conditions followed by aerobic conditions, are responsible for a luxury phosphorus uptake. Chemical removal includes phosphorus precipitation (normally by adding ferric chloride).

Main goal of present work included the evaluation of Évora WWTP performance, where Phosphorus removal is accomplished either biologically and chemically, and was supported by exploitation data. Main water operation and processes performance are evaluated based on 11 sampling points, and sludge operation and processes performance on 13.

Information gathered was analysed (characterization of the raw effluent, treatment process, and treated effluent), and several simulations were also carried out using Lynx ASM2d software. For this purpose, five scenarios were developed that sought to cover different qualitative characteristics associated with raw effluent.

Main conclusions stressed the urban characteristics of the affluent wastewater, coming loads from sludge unit and process operations doesn't seem to introduce significant variations in wastewater quality, sludge age variation may introduce inefficiencies in sludge treatment processes, namely digestion, and treated effluent achieve quality goals.

Simulations performed indicates that primary sedimentation carbon removal may impact biological nutrient removal, and partial or total flow diversion should be considered. When biological reactor affluent COD is low, it is likely that anaerobic volume is not sufficient to guarantee Phosphorus biological removal. When biological reactor affluent COD is high, it doesn't seem reasonable to add ferric chloride.

Keywords: WWTP, Biological phosphorus removal, chemical phosphorus removal, simulation.



# Índice

1. Introdução.....	1
1.1 Enquadramento .....	1
1.2 Objetivo da dissertação .....	3
1.3 Estrutura da dissertação .....	3
2. Revisão Bibliográfica.....	5
2.1 Água residual urbana.....	5
2.2 Relevância do tratamento de efluentes urbanos .....	5
2.3 Tratamento de efluentes urbanos .....	8
2.4 Tratamentos biológicos .....	9
2.5 Remoção biológica de fósforo .....	12
2.6 Remoção química de fósforo.....	16
2.7 Modelos de simulação relativos ao tratamento de águas residuais.....	17
3. Caso de estudo.....	19
4. Metodologia.....	23
5. Apresentação e discussão dos resultados .....	27
5.1 Caracterização quantitativa e qualitativa do efluente bruto .....	27
5.2 Contribuição das escorrências e sobrenadantes .....	30
5.3 Eficiência da decantação primária .....	33
5.4 Recirculação de lamas .....	35
5.5 Condições de afluência ao reator BioP .....	37
5.6 Condições de afluência ao reator aeróbio .....	39
5.7 Condições de funcionamento dos reatores biológicos.....	40
5.8 Qualidade do efluente final.....	46
5.9 Simulação recorrendo ao Lynx ASM2d .....	49
6. Conclusões .....	51
Referências bibliográficas.....	53
Anexos.....	57
Anexo 1- Diagramas de funcionamento da ETAR .....	57
Anexo 2- Resultados do Lynx ASM2d.....	60



# Índice Figuras

Figura 2.1- Locais onde ocorrem processos de fermentação num coletor .....	6
Figura 2.2- Diagrama esquemático de um processo de lamas ativadas.....	10
Figura 2.3- Processo de remoção biológica de fósforo .....	13
Figura 2.4- Evolução da concentração de fósforo num reator biológico com remoção biológica de fósforo .....	14
Figura 2.5- Principais reações associadas à remoção biológica de fósforo .....	15
Figura 2.6- Remoção biológica de fósforo e azoto numa ETAR .....	15
Figura 4.1-Diagrama simplificado da fase líquida da ETAR.....	23
Figura 4.2- Diagrama simplificado da fase sólida da ETAR .....	23
Figura 5.1- Evolução do caudal médio diário afluente à ETAR de janeiro de 2021 a março de 2022.....	27
Figura 5.2- Evolução dos valores de cargas de CQO no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022.....	27
Figura 5.3- Evolução dos valores de concentração de CQO no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022.....	28
Figura 5.4- Evolução dos valores de SST no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022 .....	28
Figura 5.5- Evolução dos valores de N-NH <sub>4</sub> no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022.....	29
Figura 5.6- Evolução dos valores de N-NO <sub>3</sub> no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022.....	29
Figura 5.7- Evolução dos valores de P no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022 .	30
Figura 5.8- Evolução dos valores de CBO <sub>5</sub> /CQO no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022.....	30
Figura 5.9- Evolução dos valores de CQO antes e depois da introdução das escorrências de janeiro de 2021 a março de 2022.....	31
Figura 5.10- Evolução dos valores de CBO <sub>5</sub> antes e depois da introdução das escorrências de janeiro de 2021 a março de 2022.....	31
Figura 5.11- Evolução dos valores de SST antes e depois da introdução das escorrências de janeiro de 2021 a março de 2022.....	32
Figura 5.12- Evolução dos valores de N-NH <sub>4</sub> antes e depois da introdução das escorrências de janeiro de 2021 a março de 2022.....	32
Figura 5.13- Evolução dos valores de P antes e depois da introdução das escorrências de janeiro de 2021 a março de 2022.....	32
Figura 5.14- Concentração da CQO antes e depois da decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022.....	33
Figura 5.15- Concentração da CBO <sub>5</sub> antes e depois da decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022.....	33
Figura 5.16- Concentração de SST antes e depois da decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022.....	34
Figura 5.17- Evolução da eficiência de remoção de CQO na decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022.....	34
Figura 5.18- Evolução da eficiência de remoção de CBO <sub>5</sub> na decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022.....	35

Figura 5.19- Evolução da eficiência de remoção de SST na decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022.....	35
Figura 5.20- Evolução de SST e SVS nas lamas recirculadas de janeiro de 2021 a março de 2022 .....	36
Figura 5.21- Evolução da razão SVS/SST nas lamas recirculadas de janeiro de 2021 a março de 2022.....	36
Figura 5.22- Comparação dos valores de P antes e depois da recirculação das lamas desde janeiro de 2021 a março de 2022.....	37
Figura 5.23- Evolução da CQO no efluente à entrada do reator BioP de janeiro de 2021 a março de 2022.....	38
Figura 5.24- Evolução da CBO <sub>5</sub> no efluente à entrada do reator BioP de janeiro de 2021 a março de 2022.....	38
Figura 5.25- Evolução de P no efluente à entrada do reator BioP desde janeiro de 2021 a março de 2022.....	38
Figura 5.26- Evolução de N-NO <sub>3</sub> à entrada do reator BioP de janeiro de 2021 a março de 2022 .....	39
Figura 5.27- Evolução dos valores de N-NO <sub>3</sub> no PR2, PR7 e PR3 de janeiro de 2021 a março de 2022.....	40
Figura 5.28- Comparação dos valores de P à entrada e saída do reator BioP desde janeiro de 2021 a março de 2022.....	40
Figura 5.29- Evolução de SST e SVS dentro do reator 1 de janeiro de 2021 a março de 2022 ...	41
Figura 5.30- Evolução de SST e SVS dentro do reator 2 de janeiro de 2021 a março de 2022 ...	41
Figura 5.31- Evolução da razão SVS/SST nos reatores 1 e 2 de julho de 2021 a março de 2022	42
Figura 5.32- Evolução de N-NH <sub>4</sub> e N-NO <sub>3</sub> dentro do reator 1 desde janeiro de 2021 a março de 2022.....	42
Figura 5.33- Evolução de N-NH <sub>4</sub> e N-NO <sub>3</sub> dentro do reator 2 desde janeiro de 2021 a março de 2022.....	42
Figura 5.34- Evolução da recirculação de nitratos de janeiro de 2021 a fevereiro de 2022 .....	43
Figura 5.35- Evolução da recirculação de lamas de janeiro de 2021 a fevereiro de 2022 .....	43
Figura 5.36- Evolução de F/M desde janeiro de 2021 a março de 2022 .....	44
Figura 5.37- Evolução de ILθ de janeiro de 2021 a março de 2022 .....	44
Figura 5.38- Evolução do parâmetro SVI 30 de janeiro de 2021 a março de 2022 .....	45
Figura 5.39- Evolução mensal da dosagem de cloreto férrico de janeiro de 2021 a março de 2022.....	46
Figura 5.40- Evolução da CQO no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022 ....	46
Figura 5.41- Evolução da CBO <sub>5</sub> no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022 ...	47
Figura 5.42- Evolução da SST no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022 .....	47
Figura 5.43- Evolução da P no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022.....	47
Figura 5.44- Evolução de N-total no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022	48
Figura 5.45- Evolução de N-NO <sub>3</sub> no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022 .	48
Figura 5.46- Evolução de N-NH <sub>4</sub> no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022 .	48



# Índice de Tabelas

Tabela 2.1- Organismos patogénicos potencialmente presentes em efluentes urbanos e respetivas doenças transmissíveis.....	7
Tabela 2.2- Parâmetros de funcionamento para cada uma das variantes do processo de lamas ativadas .....	12
Tabela 3.1- Caracterização da linha de tratamento da ETAR de Évora .....	20
Tabela 3.2- Características consideradas para a remodelação da ETAR.....	21
Tabela 3.3- Valores limite da licença de descarga da ETAR de Évora .....	21
Tabela 4.1- Cronograma dos locais de amostragem da fase líquida .....	24
Tabela 4.2- Cronograma dos locais de amostragem da fase sólida.....	24
Tabela 4.3- Informação que permaneceu inalterada nas diferentes simulações efetuadas.....	25
Tabela 4.4- Informação específica de cada simulação .....	25
Tabela 5.1- Resultados das simulações efetuadas no Lynx ASM2d.....	49



# Abreviaturas

a' - Fator associado com a síntese da matéria celular

AGV - Ácidos Gordos Voláteis

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$  - Sulfato de alumínio

b' - Fator de respiração endógena

CBO - Carência Bioquímica de Oxigénio

$C_l$  - Concentração das lamas em excesso

$\text{CO}_2$  - Dióxido de carbono

CQO e DQO - Carência Química de Oxigénio

$C_s$  - Concentração de sólidos totais dentro do reator

$C_{se}$  - Concentração de sólidos afluentes ao reator

$C_{vs}$  - Concentração de sólidos voláteis no reator

e.p. - População equivalente

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

$\text{FeCl}_3$  - Cloreto férrico

F/M - Carga mássica

$f_v$  - carga volúmica

$IL(\theta)$  - Idade de lamas

MS - Matéria total em suspensão

MVS ou MLVSS - Matéria volátil em suspensão

N-total - Azoto total

$\text{N-NH}_4$  e  $\text{Snh}_4$  - Azoto Amoniacal

$\text{N-NO}_3$  e  $\text{Sno}_3$  - Nitratos

N.e - Não especificado

$\text{O}_2$  - Oxigénio

P - Fósforo

OAP ou Xpau- Organismos acumuladores de fósforo

PHB - Polihidroxibutirado

$\text{PO}_4$  ou  $\text{Spo}_4$  - Ortofosfatos

Poli ou Xpp - polifosfatos  
q - Caudal de lamas em excesso  
Q - Caudal afluyente ao reator  
Qponta - Caudal de ponta  
R - Razão de recirculação  
Sa - Produtos de fermentação  
Salk - Alcalinidade  
Si - Matéria orgânica solúvel inerte  
Sf - Substrato fermentável facilmente biodegradável  
Sn2 - Azoto molecular  
S0 - CBO à entrada do reator  
So2 - Oxigénio dissolvido  
SS - Substrato facilmente biodegradável  
SST ou Xtts - Sólidos Suspensos Totais  
SVI - Sluge volume index  
SVS - Sólidos voláteis suspensos  
Trh - Tempo de retenção hidráulico  
UV - Ultravioleta  
Vr - Volume do reator  
Xaut - organismos autotróficos  
Xh - organismos heterotróficos  
Xi - Matéria orgânica particulada inerte  
Xmep - Fosfatos metálicos  
Xmeoh - Hidróxidos metálicos  
Xpha - Matéria orgânica intracelular  
Xs - Substrato lentamente biodegradável

Nota: Em cada caso onde se verificam duas abreviaturas para a mesma designação a segunda apenas existe nas figuras dos anexos, pois estas abreviaturas são “print out” do software utilizado e não podem ser alteradas.

# 1. Introdução

## 1.1 Enquadramento

A água é um recurso fundamental para a vida na terra, no entanto, é um recurso limitado, facto que é potenciado pelos diversos efeitos que decorrem das alterações climáticas. Hoje em dia a escassez de água é um problema global e não apenas restrito a zonas áreas “Mesmo em locais com elevada precipitação ou com grandes bacias hidrográficas, o uso excessivo da água tem potenciado problemas significativos de disponibilidade” (Quevauviller et al., 2006).

O fósforo e o azoto, nutrientes presentes nos efluentes urbanos, são de grande importância, pois potenciam o processo de eutrofização, fenómeno que é caracterizado por um crescimento excessivo de algas e que contribui para a degradação do meio hídrico (Chorus & Bartram, 1999). A eutrofização é um processo natural, mas que, no entanto, pode ser acelerado pela introdução externa daqueles nutrientes. Existem estudos realizados pela OCDE, efetuados em lagoas de várias dimensões, cujos resultados apontam para uma deterioração na qualidade destes meios hídricos devido ao processo de eutrofização causado pelo ser humano (Santos et al., 2004).

No seu dia a dia o ser humano utiliza água de diversas formas, e o seu uso dá origem a águas residuais. Segundo o Decreto-Lei nº152/97 existem três tipos de águas residuais, domésticas, industriais e urbanas, estando esta classificação dependente da origem da água residual.

No que respeita à presença de fósforo em águas residuais, aquela depende da origem do efluente. Em águas residuais domésticas a presença de fósforo está associada, principalmente, ao contributo humano, através das fezes e da urina mas, existem igualmente outras fontes tais como as águas provenientes da lavagem de roupa e da lavagem da loiça na cozinha, o que decorre do facto dos produtos que se utilizam para estas tarefas poderem conter níveis significativos de fósforo (Tjandraatmadja et al., 2010). No que diz respeito a águas residuais industriais, a concentração de fósforo depende da indústria “As aplicações industriais do fósforo incluem a produção de fertilizantes, produção de certos alimentos, químicos à prova de fogo, agentes anticorrosivos para metais, produção de detergentes, inseticidas, aditivos de gasolina e óleos de lubrificação entre outros” (Tjandraatmadja et al., 2010).

Quando não tratadas, ou tratadas de forma incorreta, as águas residuais podem causar impactes significativos no meio recetor, potenciando riscos para a saúde pública. Deste modo, recorre-se a estações para o tratamento de águas residuais (ETAR) com o objetivo de as tratar de forma adequada.

De uma forma geral, uma ETAR é constituída por um conjunto de operações e processos unitários, incluindo as etapas de pré-tratamento, tratamento primário e tratamento secundário. É importante notar que, dependendo dos limites de descarga, o tratamento secundário pode incluir a remoção de azoto e de fósforo, para além da remoção de matéria orgânica, e pode também incluir o tratamento terciário, com o objetivo de remover matéria em suspensão e agentes patogénicos da água residual (Metcalf & Eddy, 2014).

Atualmente, um número crescente de ETAR tem como objetivo não só a remoção de matéria em suspensão e de CBO e CQO, mas também a remoção dos nutrientes azoto e fósforo, o que decorre do aumento das restrições ambientais.

Os processos biológicos que ocorrem no tratamento secundário podem dividir-se em dois grupos, processos de biomassa fixa e processos de biomassa suspensa (Rumana & Husnain, 2022). Pelo facto do caso de estudo que suporta a realização da presente dissertação, se utilizar uma ETAR que utiliza lamas ativadas (biomassa suspensa), este é o processo em foco. Para que este processo funcione, é necessária a presença de uma concentração elevada e constante de microrganismos, um processo de separação sólido/líquido, uma recirculação de lamas e uma purga de lamas (Grady et al., 2011). Um processo de lamas ativadas pode operar em regime de baixa, média ou alta carga, sendo que o regime em que opera é determinado por diferentes parâmetros incluindo a concentração de matéria em suspensão (MS), carga mássica (F/M), carga volúmica (fv), idade de lamas (IL) entre outros (Amaral, 2020).

No que diz respeito à remoção de fósforo esta pode ser efetuada recorrendo a processos biológicos (remoção biológica de fósforo) ou através da adição de reagentes (remoção química de fósforo).

A remoção biológica de fósforo depende da seleção de microrganismos capazes de armazenar mais fósforo que o necessário para o seu crescimento, este processo necessita da alternância entre ambientes anaeróbios e aeróbios que favorecem a acumulação de fósforo pelos OAP (WEF, 2006). No ambiente anaeróbio os OAP não crescem, mas convertem os compostos orgânicos disponíveis em polímeros de carbono ricos em energia, sendo denominados de PHAs e, por outro lado, no ambiente aeróbio os OAP oxidam os PHAs previamente armazenados para obter energia. Esta energia é então utilizada para crescimento e manutenção dos organismos (WEF, 2006).

A remoção química de fósforo é materializada através do doseamento de reagentes (normalmente sais metálicos) ao efluente, por forma a potenciar a precipitação do fósforo “os químicos mais utilizados incluem o alumínio (Al III), ferro férrico (Fe III), ferro ferroso (Fe II) e cálcio (Ca II)” (Metcalf & Eddy, 2014). A escolha do reagente a utilizar está dependente de vários fatores tais como as características do efluente (pH, alcalinidade, fósforo), objetivos de qualidade e características do reagente (preço, disponibilidade entre outros) (Metcalf & Eddy, 2014).

Todos os processos anteriormente referidos apresentam, em geral, custos para as entidades gestoras das ETAR. Deste modo, os modelos de simulação são uma ferramenta que permite apoiar o processo de otimização, uma vez que permitem simular sistemas dinâmicos, como as ETAR, através do recurso a diferentes cenários, e em que, por alteração dos diferentes parâmetros, se obtém informação relativa quer a parâmetros operacionais (p.e. o consumo de oxigénio), como também informação relativa à qualidade do efluente tratado.

No que diz respeito à simulação de sistemas de lamas ativadas existem os modelos ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3. Esta dissertação utilizou um software que se socorre do modelo ASM2d, isto pois é um dos modelos mais recentes que inclui a remoção biológica de fósforo (juntamente com o ASM2) (Henze et al., 2000).

## 1.2 Objetivo da dissertação

Esta dissertação teve como objetivo avaliar os aspetos associados à remoção biológica de fósforo, tendo-se utilizado uma instalação de tratamento à escala real como caso de estudo, a ETAR de Évora. A prossecução deste objetivo incluiu a análise da informação quantitativa e qualitativa disponibilizada pela entidade que opera aquela ETAR, tendo-se igualmente efetuado um conjunto de simulações através do recurso a um software.

## 1.3 Estrutura da dissertação

O presente trabalho inclui os seguintes capítulos:

- Capítulo 1 – enquadramento do tema, apresentação dos objetivos e da estrutura do trabalho;
- Capítulo 2 – revisão da literatura;
- Capítulo 3 – descrição da ETAR em estudo;
- Capítulo 4 – metodologia;
- Capítulo 5 – apresentação e discussão dos resultados;
- Capítulo 6 – conclusões.





## 2. Revisão Bibliográfica

### 2.1 Água residual urbana

As definições das águas residuais (denominadas como efluentes no resto da dissertação) são, segundo o Decreto – Lei nº 152/97, de 19 de junho, no Artigo 2, as seguintes:

- “Águas residuais domésticas: águas que têm como origem instalações residenciais e serviços, e resultam de atividades domésticas bem como do metabolismo humano;”
- “Águas residuais industriais: todas as águas resultantes de atividades que não possam ser categorizadas de águas residuais domésticas ou águas pluviais;”
- “Águas residuais urbanas: águas residuais domésticas, bem como a mistura destas com águas residuais industriais ou águas pluviais.”

As águas residuais fazem parte do ciclo urbano da água que, inclui, normalmente, as seguintes etapas (Águas de Portugal, 2015):

- Captação;
- Tratamento;
- Transporte;
- Armazenamento;
- Distribuição/Consumo;
- Rejeição/Drenagem;
- Transporte;
- Tratamento;
- Devolução ao meio ambiente.

A presente dissertação irá focar-se em águas residuais urbanas, daqui para a frente referidas como efluentes urbanos. Este tipo de efluentes tem como principal fonte habitações e outras instalações, por exemplo escolas, sendo coletadas e enviadas para tratamento, antes do seu encaminhamento para o meio recetor (Butler et al., 2018).

### 2.2 Relevância do tratamento de efluentes urbanos

Os efluentes urbanos podem constituir um problema para a saúde pública caso não sejam tratados de forma correta. Os problemas potenciais associados a este tipo de efluentes, incluem, (Silvestre, 2014):

- A decomposição da matéria orgânica, que gera gases que levam a maus cheiros;
- A presença de microrganismos patogénicos que podem gerar surtos de doenças;
- A presença de nutrientes, azoto e fósforo, podem potenciar fenómenos de eutrofização do meio recetor.

Os maus cheiros característicos deste tipo de águas decorrem dos processos de fermentação ou da presença de efluentes industriais, que podem incluir igualmente substâncias que libertem odores (Stuetz & Franz-Bernd Frechen, 2001). Os processos de fermentação ocorrem em

condições anaeróbias com libertação de ácidos gordos voláteis, que são fortemente odoríficos, e de ácido sulfídrico que é igualmente odorífico e, também, tóxico.

Nas redes de drenagem os processos de fermentação podem ocorrer na água residual, ao longo do transporte, no biofilme que cresce no interior dos coletores e, também, nos sedimentos que se depositam (Stuetz & Franz-Bernd Frechen, 2001), como se pode observar na Figura 2.1.



Figura 2.1- Locais onde ocorrem processos de fermentação num coletor  
Fonte: Stuetz & Franz-Bernd Frechen, 2001

Por outro lado, os efluentes urbanos são caracterizados pela presença de uma forte componente microbiológica, incluindo bactérias, protozoários, helmintes e vírus, que podem contribuir para a ocorrência de problemas de saúde pública (Lazarova et al., 1998). Na Tabela 2.1 resumem-se algumas das doenças transmissíveis pela água, e que poderão estar associadas ao contacto/ingestão de água contaminada.

Tabela 2.1- Organismos patogénicos potencialmente presentes em efluentes urbanos e respetivas doenças transmissíveis

Fonte: Metcalf & Eddy, 2014

Organismo	Doença	Indícios/sintomas
Bactéria	Gastroenterite	Diarreia
	Pneumonia	Mal-estar, mialgia, febre, dor de cabeça e dificuldades respiratórias
	Leptospirose	Icterícia, febre
	Febre tifoide	Febre alta, diarreia, ulceração do intestino delgado
	Salmonella	Intoxicação alimentar
	Shigelose	Disenteria bacilar
	Cólera	Diarreia forte, desidratação
	Yersinia	Diarreia
Protozoários	Balantidiose	Diarreia, disenteria
	Criptosporidiose	Diarreia
	Ciclosporíase	Diarreia forte, cólicas no estomago, náusea e vômitos durante longos períodos de tempo
	Amebíase	Diarreia prolongada com hemorragias, abscessos do fígado e do intestino pequeno
	Giardíase	Diarreia forte, náuseas e indigestão
Helminthes	Ascariíase	N.e
	Enterobiase	N.e
	Fasciolíase	N.e
	Himenolepiíase	N.e
	Teníase	N.e
	Tricuríase	N.e
Vírus	Doenças respiratórias	N.e
	Doenças gastrointestinais	N.e
	Gastroenterite	Vômitos
	Meningite	Icterícia, febre
	Hepatite infecciosa	N.e

Para além da matéria orgânica presente, os efluentes urbanos incluem igualmente quantidades significativas de azoto e de fósforo. O azoto e o fosforo são dois macronutrientes fundamentais em ecossistemas aquáticos, mas que, quando em excesso, podem potenciar fenómenos de eutrofização (Barnard, 2006). A eutrofização é um processo natural em que a atividade biológica aumenta com a idade da massa de água, resultante da assimilação de nutrientes provenientes de cursos de água tributários e escorrências superficiais e subsuperficiais, pelas plantas aquáticas e algas (PWTB, 2001).

Quando os organismos que assimilaram os nutrientes morrem, sedimentam e sofrem processos de decomposição, libertando os nutrientes que, deste modo, são repostos no meio (PWTB, 2001) o que, em conjunto com os contributos externos, conduzem a um declino na qualidade da massa de água (PWTB, 2001).

Este fenómeno afeta, atualmente, todos os continentes, ainda que com expressões distintas, na Europa 53% dos lagos encontram-se eutrofizados, em África esta percentagem é de 28%, na América do Norte e América do Sul as percentagens são de, respetivamente, de 48% e 41% e na Ásia este valor atinge os 54% (Santos et al., 2004). Uma vez que este problema tende a agravar-se com o passar do tempo é espetável que na atualidade estas percentagens tenham aumentado.

No que respeita a Portugal, para o período entre 2012 e 2015, 41% dos lagos e albufeiras encontravam-se eutrofizadas, 33% em estado mesotrófico e 26% em estado oligotrófico (DGADR, 2016). Também é de notar que, quando comparados com relatórios de anos anteriores, a percentagem de estações eutrofizadas tem diminuído, indicando uma tendência positiva de recuperação das albufeiras.

Deste modo, se o azoto e o fósforo não forem removidos nas instalações de tratamento, os processos de eutrofização são acelerados, podendo piorar as estatísticas apresentadas anteriormente. De facto, e no que respeita ao fósforo que é, normalmente, o elemento limitante em águas interiores, a capitação varia entre 1,5 e 1,6 (g/hab.dia) (Petzet & Cornel, 2013), o que faz com que o contributo dos efluentes urbanos seja significativo.

O azoto e o fósforo constituem a maior fonte de eutrofização antropogénica, e o seu aumento em águas superficiais potencia a ocorrência de blooms de algas, normalmente durante o verão, que contribuem para potenciar diversos efeitos, incluindo (Grubbs, 2001):

- Baixos níveis de oxigénio dissolvido;
- Morte de peixes;
- Aumento da turvação;
- Redução da diversidade da fauna e da flora.

## 2.3 Tratamento de efluentes urbanos

Por forma a limitar a presença de nutrientes nos meios recetores, os objetivos de qualidade associados às ETAR incluem, cada vez mais, a remoção de nutrientes. Em Portugal os objetivos de qualidade são definidos pelo Decreto-lei nº 152/97, de 19 de junho, que determina:

- “CBO<sub>5</sub> a 20 °C: 25 mg/L de O<sub>2</sub> ou uma eficiência mínima de redução entre 70 e 90%”;
- “CQO: 125 mg/L de O<sub>2</sub> ou uma eficiência mínima de redução de 75%”;
- “SST: 35 mg/L para populações de mais de 10 000 e.p. e 60 mg/L para populações entre 2000 e 10 000 e.p. ou uma eficiência mínima de redução de 90% para populações de mais de 10 000 e.p. e de 70% para populações entre 2000 e 10 000 e.p.”;
- “N-total: 15 mg/L para populações entre 10 000 e 100 000 e.p. e 10 mg/L para populações de mais de 100 000 e.p. ou uma eficiência mínima de redução de 70 a 80%”;
- “P: 2 mg/L para populações entre 10 000 e 100 000 e.p. e 1 mg/L para populações de mais de 100 000 e.p. ou uma eficiência mínima de redução de 80%”.

As ETAR incluem, no que respeita ao tratamento da fase líquida, uma sequência de operações e de processos que integram o pré-tratamento, o tratamento primário, o tratamento secundário e o tratamento terciário (Metcalf & Eddy, 2014):

- Tratamento preliminar – tem como objetivo a remoção de sólidos grosseiros, areias, óleos e gorduras (EPA, 1997; Metcalf & Eddy, 2014);
- Tratamento primário – tem como objetivo a remoção de matéria em suspensão (Metcalf & Eddy, 2014) e é materializada em órgãos que se designam por decantadores. A remoção de matéria em suspensão varia entre 50 e 70% e a de matéria orgânica, expressa em CBO<sub>5</sub>, entre 20% a 50% (EPA, 1997; Metcalf & Eddy, 2014), a remoção de azoto e de fósforo é marginal (cerca de 5% para ambos);
- Tratamento secundário - remove a matéria orgânica biodegradável e sólidos suspensos, podendo igualmente remover nutrientes (fósforo e azoto), através de processos biológicos veiculados por microrganismos presentes na água residual (Metcalf & Eddy, 2014). Podem ser materializados através de processos de biomassa fixa ou de biomassa suspensa (Silvestre, 2014):
- Tratamento terciário - inclui a remoção de matéria em suspensão e, ou a eliminação de microrganismos patogénicos (Metcalf & Eddy, 2014; Monte et al., 2016).

O tratamento da fase sólida (lamas geradas no tratamento primário e nos processos biológicos) é constituído igualmente por um conjunto de operações e de processos que integram diferentes etapas, incluindo, normalmente, espessamento, digestão e desidratação. O espessamento e a desidratação têm como objetivo aumentar a concentração de sólidos removendo parte da água presente na lama, enquanto a digestão anaeróbia tem por objetivo a redução de carbono orgânico, bem como a redução presença de microrganismos (Turovskiy & Mathai, 2006).

## 2.4 Tratamentos biológicos

Os processos biológicos podem ser divididos, genericamente, em processos de biomassa em suspensão e em processos de biomassa fixa, caracterizados por (Rumana & Husnain, 2022):

- Biomassa em suspensão: Os microrganismos são mantidos em suspensão num reator biológico recorrendo a dispositivos de arejamento e, ou mistura. A variante mais comumente utilizada é designada por lamas ativadas, existindo um conjunto significativo de variantes;
- Biomassa fixa: Os microrganismos fixam-se a um meio inerte (rocha, cascalho, escória ou meios de enchimento sintéticos) dentro do reator, onde crescem, formando um biofilme. O efluente a tratar entra em contacto com o biofilme, ocorrendo assim a remoção de matéria orgânica.

Uma vez que o caso de estudo inclui um processo de lamas ativadas, este será mais detalhado. Este tipo de processo não é recente, datando os primeiros ensaios de 1880 em que se procurou avaliar em que medida o arejamento afetava o processo de oxidação da matéria orgânica, tendo tido continuidade em 1912/1913, Os resultados destes ensaios serviram de motivação para ensaios adicionais realizados por Ardern e Lockett, tendo estes desenvolvido um processo que denominaram de lamas ativadas, uma vez que se produz uma população de microrganismos capazes de remover a matéria orgânica presente na água residual (Metcalf & Eddy, 2014).

As principais características de um sistema de lamas ativadas incluem (Grady et al., 2011; von Sperling, 2007):

- A presença de uma população mista de microrganismos contida num espaço físico denominado reator que, necessariamente, tem de ser arejada, por forma a promover a remoção aeróbia da matéria orgânica presente no efluente;
- Um processo de separação sólido-líquido por forma a remover a matéria em suspensão presente no reator biológico, garantindo um efluente com uma baixa concentração de sólidos;
- Uma recirculação dos sólidos sedimentados para o reator biológico, por forma a manter a concentração de microrganismos constante no reator;
- Uma purga de sólidos por forma a permitir o controlo da idade de lamas.

Na Figura 2.2, apresenta-se um diagrama esquemático do processo anteriormente descrito.

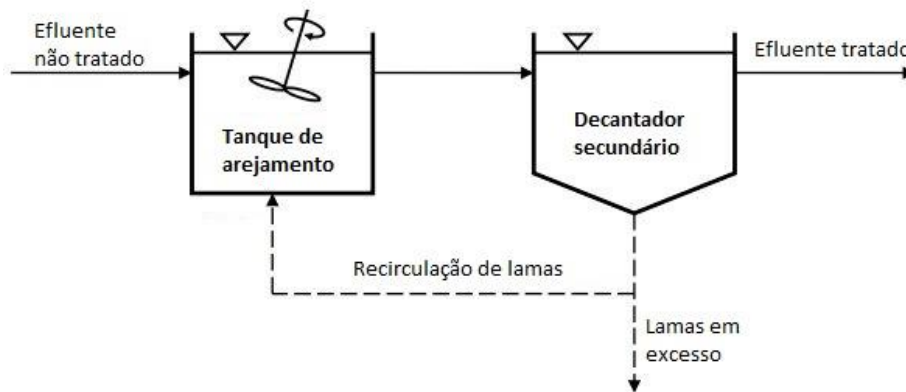


Figura 2.2- Diagrama esquemático de um processo de lamas ativadas  
 fonte: Rumana & Husnain, 2022

Os processos de lamas ativadas podem ser caracterizados através de vários parâmetros, incluindo a separação S/L, a idade de lamas (IL), a carga mássica (F/M), a carga volúmica ( $f_v$ ), a razão de recirculação (R) e o tempo de retenção hidráulico (Trh).

A separação S/L é avaliada através do parâmetro Índice Volumétrico de Lamas (IVL, ou SVI, na terminologia anglo-saxónica) que é definido como o volume (mL) ocupado por grama de lamas após um período de sedimentação de 30 minutos num recipiente graduado de 1 a 2 litros (Metcalf & Eddy, 2014). A faixa de valores normalmente associada a uma boa sedimentação varia entre 100 e 120 ml/g, sendo que valores superiores a 150 ml/g indiciam, tendencialmente, a ocorrência de uma má sedimentação (Metcalf & Eddy, 2014).

Por outro lado, a IL ( $\theta$ ) é definida como a razão entre a massa das lamas que se encontram dentro do reator e a massa das lamas extraídas por dia do sistema (van Haandel & van derLubbe, 2012; von Sperling 2007). Este parâmetro é estimado a partir da Equação 2.1:

$$IL(\theta) = \frac{(V_r \times C_s)}{(q \times C_l) + (Q \times C_{se})}$$

Equação 2.1- Equação de idade de lamas  
 Fonte: adaptado de Rumana & Husnain, 2022

Em que:

- IL( $\theta$ )- Idade de lamas em dias;
- $V_r$ - Volume do reator em  $m^3$ ;
- $C_s$  - Concentração de sólidos totais no reator em  $kg/m^3$ ;
- $q$ - Caudal de lamas em excesso em  $m^3/dia$ ;
- $C_l$ - Concentração das lamas em excesso em  $kg/m^3$ ;
- $Q$ - Caudal afluyente ao reator  $m^3/dia$ ;
- $C_{se}$ - Concentração de sólidos afluyentes ao reator  $kg/m^3$ ;

A razão F/M, normalmente denominada de carga mássica, indica a razão ente a matéria orgânica à entrada do reator (F) e os microrganismos presentes no reator (M) (van Haandel & van der Lubbe, 2012). Este parâmetro pode ser estimado a partir da Equação 2.2:

$$\frac{F}{M} = \frac{Q \times S_0}{V_r \times C_{vs}}$$

*Equação 2.2- Equação da carga mássica*  
*Fonte: adaptado de van Haandel & van der Lubbe, 2012*

Em que:

- F/M- Carga mássica em kg CBO<sub>5</sub>/(kg MVS.dia);
- S<sub>0</sub>- Concentração de CBO<sub>5</sub> à entrada do reator kg/m<sup>3</sup>;
- C<sub>vs</sub>- Concentração dos sólidos voláteis dentro do reator kg/m<sup>3</sup>.

A *f<sub>v</sub>* representa a razão entre a matéria orgânica disponível na água residual por unidade de volume do reator. Este parâmetro pode ser estimado através da Equação 2.3:

$$f_v = \frac{Q \times S_0}{V_r}$$

*Equação 2.3- Equação da carga volúmica*  
*Fonte: adaptado de Rumana & Husnain, 2022*

Em que:

- *f<sub>v</sub>*- Carga volúmica em kg CBO<sub>5</sub>/(m<sup>3</sup> .dia).

A *R* é fundamental por forma a procurar garantir que a concentração de matéria em suspensão dentro do reator se mantenha constante (Spellman, 2020), sendo efetuada a partir do fundo do decantador secundário ou do próprio reator, para a entrada do mesmo.

O *Trh* do reator é definido pelo tempo que uma partícula de fluido demora desde a entrada do reator até à saída do mesmo. Este parâmetro é expresso utilizando a Equação 2.4.

$$Trh = \frac{V_r}{Q}$$

*Equação 2.4- Equação de tempo de retenção hidráulico*  
*Fonte: adaptado de Rumana & Husnain, 2022*

Em que:

- *Trh*- Tempo de retenção.

Os processo de lamas ativadas apresentam três variantes, comumente referidas como baixa carga/arejamento prolongado, média carga/arejamento convencional e alta carga/arejamento rápido (von Sperling, 2007). Para cada um dos parâmetros anteriormente referidos, resumem-se na Tabela 2.2 as faixas de valores que lhes estão associadas.

Tabela 2.2- Parâmetros de funcionamento para cada uma das variantes do processo de lamas ativadas  
Fonte: Amaral, 2020

Sistemas	MS (g/l) (kg/m <sup>3</sup> )	MVS (g/l) (kg/m <sup>3</sup> )	$\beta$	Factores de carga		Coeficientes				$\theta_c$ (dias)	% de remoção T.A.	Tr (horas)	R (%)
				F/M (kg CBO <sub>2</sub> /Kg MVS.dia)	fv (kg CBO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> .dia)	lamas em excesso		O <sub>2</sub> requerido					
						a	b	a'	b'				
BAIXA CARGA OU AREJ. PROLONGADO	4 - 8	3 - 5	0,65	0,03   0,135	≤ 0,3	0,6	0,05	0,55	0,06	≥ 30	≥ 90	16 - 24	100   300
MÉDIA CARGA OU AREJ. CONVENCIONAL	2 - 4	1,5 - 3	0,7	0,2   0,5	0,5 - 1	0,57	0,05	0,5	0,08	4 - 8	90 - 95	4 - 8	30   100
ALTA CARGA OU AREJ. RÁPIDO	0,2 - 0,5	0,14 - 0,35	0,7	1,5   5	1,2 - 2,4	0,55	0,07	0,4	0,1	2 - 4	85 - 90	2 - 4	30   100

MS - Matéria total em Suspensão

MVS ou MLVSS - Matéria Volátil em Suspensão

F/M - factor de carga mássica (fm)

fv - factor de carga volúmica

R - razão de recirculação (R = Qr/Q)

a' factor relacionado com a síntese de material celular, Kg O<sub>2</sub>/Kg CBO eliminado

b' Factor de respiração endógena, Kg O<sub>2</sub>/Kg SVS dia

$\theta_c$  idade das lamas

$\beta$  = MVS/ MS x 100

Nos processos de baixa carga, devido à elevada IL com que são operados, as lamas são estabilizadas aerobiamente, agilizando a linha de tratamento da fase sólida que não inclui a etapa de estabilização/digestão, os processos em média carga têm como objetivo reduzir os custos de energia associados ao arejamento e, deste modo, a idade de lamas é mais baixa, deixando de ocorrer a estabilização das lamas, por outro lado, os processos de alta carga são caracterizados por idades de lamas extremamente baixas, sendo utilizados com um primeiro estágio de desbaste no tratamento de efluentes fortemente carregados (von Sperling, 2007).

Importa igualmente referir que os processos de lamas ativadas são afetados por diferentes fatores externos, incluindo (Spellman, 2020):

- Temperatura;
- Oxigénio disponível;
- Matéria orgânica disponível;
- pH;
- Presença de tóxicos.

## 2.5 Remoção biológica de fósforo

Em ETAR convencionais as remoções de fósforo total variam entre 10 e 20%, estando esta remoção associada à remoção de matéria em suspensão na operação de decantação primária e à incorporação na biomassa celular durante o tratamento biológico (Mano, 2021). No entanto, esta redução nem sempre é suficiente para cumprir os limites de descarga, pelo que se tem de utilizar processos dedicados à sua remoção.

A remoção de fósforo por via biológica é caracterizada pela acumulação de fósforo em quantidades maiores que as necessárias metabolicamente por parte de alguns microrganismos (microrganismos acumuladores de fósforo). Estes organismos podem chegar a acumular 10% do seu peso em fósforo, sendo que, normalmente, estes valores se situam entre 3 e 5% (Jeyanayagam, 2005).



A remoção de fósforo por via biológica inclui uma zona anaeróbia e uma zona aeróbia, a que acresce o facto dos OAP necessitarem da presença de AGV na zona anaeróbia (Curtin et al., 2011). De facto, os OAP são organismos aeróbios pelo que na zona anaeróbia do reator não se multiplicam, mas acumulam os AGV na forma de compostos de carbono.

A energia necessária para acumular aqueles compostos é obtida pela clivagem das moléculas de polifosfato inorgânico o que, por sua vez, leva à libertação de fósforo (Jeyanayagam, 2005). Quando os OAP passam para a zona aeróbia, utilizam os compostos de carbonos previamente armazenados e absorvem quantidades significativas de fosfatos. Importa referir que a quantidade de fósforo removido na zona aeróbia depende da quantidade de fósforo libertada na zona anaeróbia (Jeyanayagam, 2005).

Na Figura 2.3, representam-se de um modo esquemático os mecanismos de remoção de fosforo por via biológica, em cada uma das zonas referidas anteriormente.

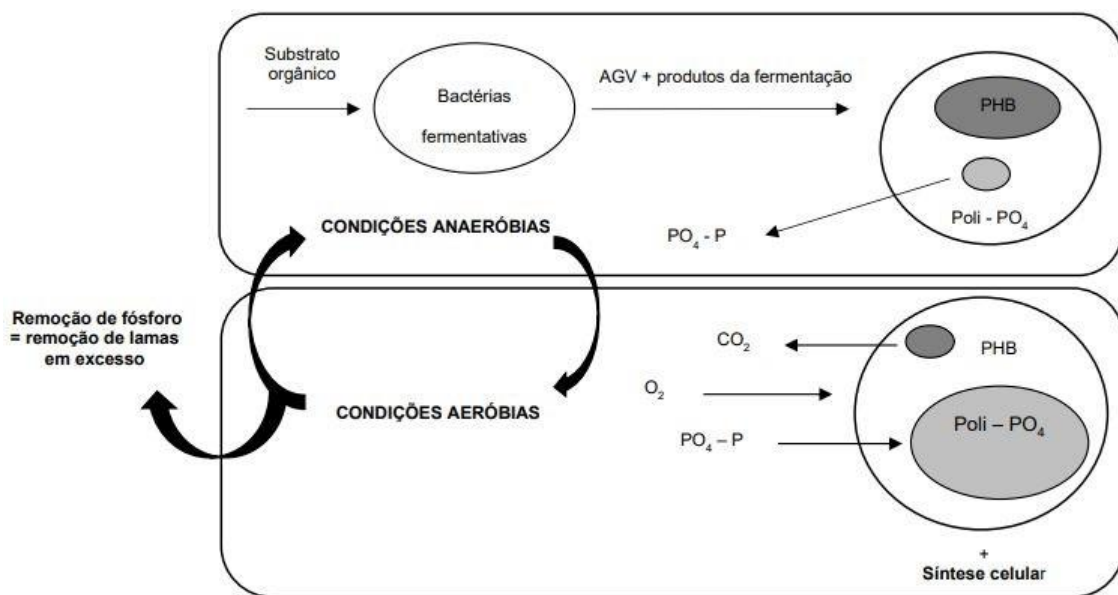


Figura 2.3- Processo de remoção biológica de fósforo  
Fonte: Mano, 2021

A evolução da concentração de fósforo e da CQO num reator biológico que inclua a remoção de fósforo por via biológica, constituído, necessariamente, por uma zona anaeróbia e uma zona aeróbia, é apresentada na Figura 2.4.

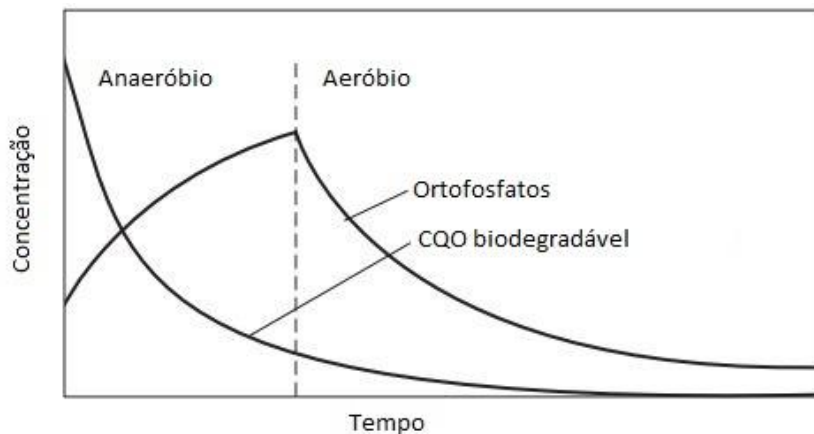


Figura 2.4- Evolução da concentração de fósforo num reator biológico com remoção biológica de fósforo  
 Fonte: Metcalf & Eddy, 2014

Da análise da figura 2.4, verifica-se que a concentração de fósforo aumenta na zona anaeróbica e diminui significativamente na zona aeróbica. A remoção de fósforo do processo é materializada através da extração das lamas biológicas em excesso, conseguindo-se obter eficiências de remoção, de 70 a 90% (Mano, 2021).

No que respeita à evolução de CQO, verifica-se que ocorre remoção em qualquer das zonas, na zona anaeróbica, esta redução deve-se ao facto dos compostos de carbono serem utilizados pelos PAO como reservas de energia, e na zona aeróbica ser oxidada pelos microrganismos heterotróficos (Jeyanayagam, 2005).

Deste modo, para que se realize remoção de fósforo por via biológica são necessárias as seguintes condições (Curtin et al., 2011):

- Existência de ambientes anaeróbios e aeróbios;
- Abundância de AGV na zona anaeróbica, o que poderá ser avaliado através de razão  $CBO_5/P$ , que deverá ser superior a 20:1;
- As zonas anaeróbicas devem garantir um tempo de retenção que não deverá ser superior a 1 hora, por forma evitar a libertação secundária de fósforo;
- Monitorização de sobrenadantes e escorrências da fase sólida, que podem conter elevadas concentrações de fósforo e azoto;
- Limitar, tanto quanto possível, a presença de oxigénio dissolvido e de nitrato na recirculação de lamas.

O fósforo presente nos efluentes urbanos apresenta-se em duas frações distintas, fósforo solúvel e fósforo particulado, sendo que esta última fração é hidrolisada na sua quase totalidade em fósforo solúvel. O fósforo solúvel é a fração que pode ser removida por via biológica, estando a sua remoção diretamente relacionada com a quantidade de AGV presentes na zona anaeróbica do tratamento, tal como foi explicado anteriormente (Jeyanayagam, 2005).

Importa igualmente acentuar o contributo que as escorrências e os sobrenadantes provenientes da fase sólida podem ter na carga de fósforo a remover no processo. De facto, estas duas correntes podem incluir quantidades significativas de fósforo que contribuem para a alteração significativa da razão  $CBO_5/P$ , o que pode limitar a remoção de fósforo.

Na Figura 2.5, apresenta-se um diagrama esquemático de um reator de lamas ativadas para a remoção de carbono e de fósforo, identificando-se as principais reações que ocorrem no seu interior.

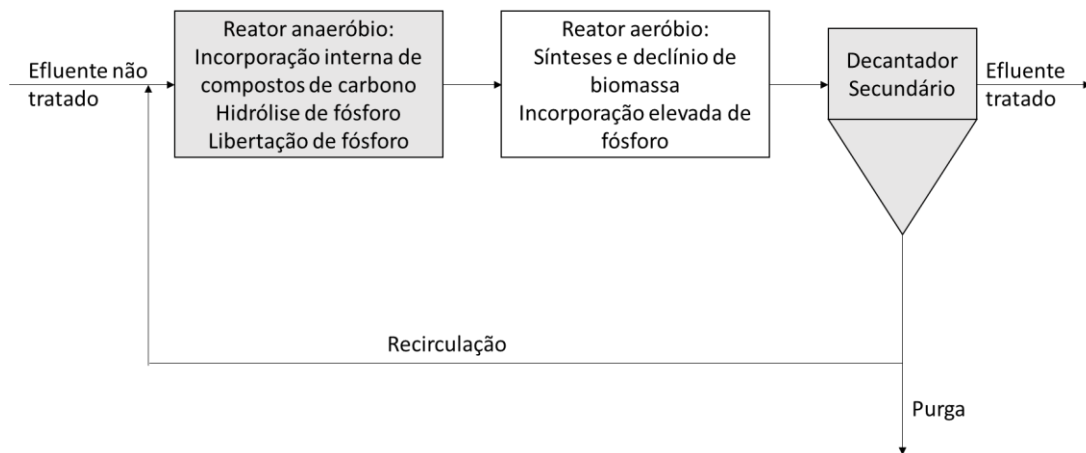


Figura 2.5- Principais reações associadas à remoção biológica de fósforo  
 Fonte: Metcalf & Eddy, 2014

Por outro lado, se se pretender remover fósforo e azoto, ambos por via biológica, no mesmo reator, a configuração normalmente utilizada é a que se apresenta na Figura 2.6.

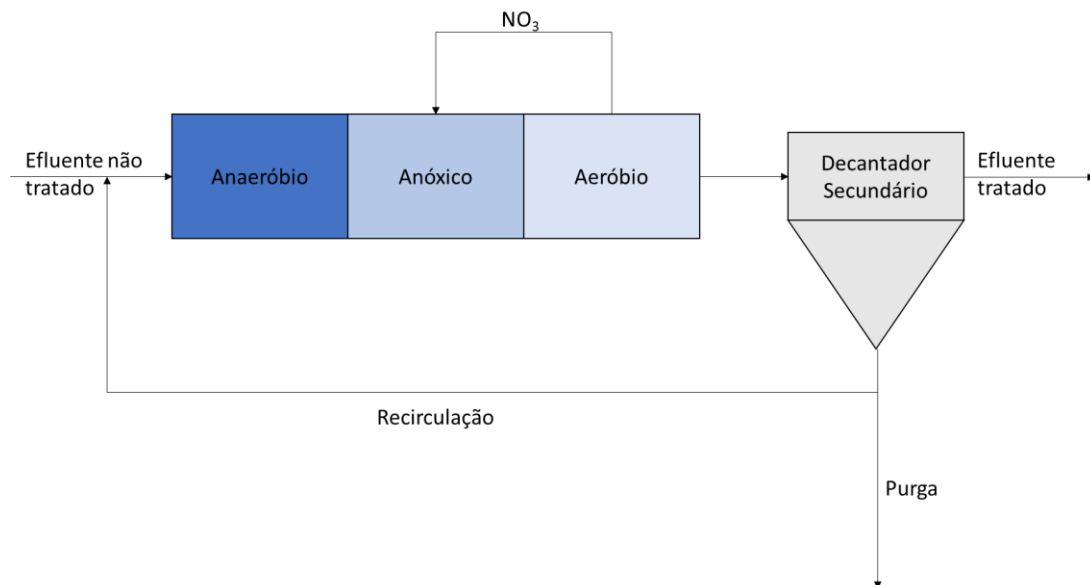


Figura 2.6- Remoção biológica de fósforo e azoto numa ETAR  
 Fonte: adaptado de Curtin et al., 2011

Num reator com esta configuração, deverá efetuar-se a monitorização da recirculação de lamas do decantador secundário para montante do reator anóxico, por forma a procurar minimizar a quantidade de nitratos que afluem á zona anaeróbia e que podem contribuir para a redução da eficiência do processo de remoção de fósforo.

## 2.6 Remoção química de fósforo

A remoção de fósforo por via química é uma alternativa à remoção biológica de fósforo, podendo, no entanto, ser utilizada conjuntamente com o processo biológico, com o objetivo de complementar o processo (Mano, 2021).

Apesar da remoção biológica de fósforo ser um processo bem conhecido, a remoção química de fósforo por precipitação continua a ser a tecnologia mais utilizada (Morse et al., 1998), socorrendo-se do doseamento de sais metálicos (Clark et al., 1997).

Os sais mais utilizados tendem a ser de ferro ( $\text{FeCl}_3$ ), ou de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) (Clark et al., 1997; Mano, 2021). Estes compostos são adicionados à água residual levando à formação de precipitados não solúveis que são removidos conjuntamente com as lamas (Mano, 2021).

A escolha, utilização e eficiência destes reagentes está dependente de vários fatores, seguindo-se alguns dos mesmos (Metcalf & Eddy, 2014; Szabó et al., 2008);

- Concentração de fósforo no efluente;
- Sólidos suspensos do efluente;
- Alcalinidade;
- Custo do reagente;
- Segurança de abastecimento de reagente;
- Operações da fase sólida;
- Compatibilidade com os restantes processos de tratamento;
- Ph do efluente;
- Dose do reagente;
- Tempo de contacto;
- Concentração final de fósforo requerida;
- Eficácia de outras opções (remoção biológica de fósforo);

O processo de precipitação química do fósforo é bastante flexível e pode ser aplicado em diferentes pontos na linha de tratamento, nomeadamente a montante da decantação primária, no reator biológico, ou após o processo biológico (Morse et al., 1998).

O reagente mais utilizado é o cloreto férrico pois, devido ao pH da água residual (normalmente superior a 7) e ao seu grande poder tampão, permite a remoção de quantidades significativas de fósforo utilizando a menor quantidade de reagente. Importa no entanto referir que, em ETAR onde é utilizado este reagente, a desinfecção através do recurso à radiação UV não é aconselhável, pois a sua eficiência é fortemente condicionada pela presença do ferro (Mano, 2021).

As lamas químicas têm repercussões negativas no tratamento da fase sólida devido às suas características, nomeadamente ao facto de serem hidrofílicas, o que faz com o desempenho das operações de espessamento e de desidratação possam ser penalizados. Por outro lado, a redução da percentagem da matéria volátil poderá limitar o desempenho da digestão anaeróbia, afetando a produção de biogás.

Importa igualmente realçar que as lamas químicas não afetam a valorização agrícola das lamas. No entanto, uma vez que contém bastante fósforo, a sua utilização deve ser monitorizada (Mano, 2021).

## 2.7 Modelos de simulação relativos ao tratamento de águas residuais

Os modelos matemáticos são ferramentas computacionais importantes para o apoio ao planeamento, projeto, diagnóstico e gestão de processos de águas residuais e pluviais (LNEC, 2022). De modo geral, um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade sendo constituído por um conjunto de equações e procedimentos, que incluem diversas variáveis e parâmetros (Pombo, 2010).

Os modelos são ferramentas que começaram a ser utilizadas no século passado, tendo sido publicados vários estudos, nas décadas de 70 e 80, com o objetivo de identificar quais os critérios a ser utilizados para a comparação dos diferentes modelos (Khu et al., 2006).

No que respeita ao processo de lamas ativadas foram desenvolvidos quatro modelos, comumente aceites, ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3.

O modelo ASM1 tem como objetivo simular um processo de lamas ativadas que remove carbono e azoto, sendo utilizadas diversas equações para caracterizar os processos de oxidação do carbono, nitrificação e desnitrificação e, a sua aplicação socorre-se de algoritmos de integração numérica e de balanços de massas. Um dos aspetos que caracteriza este modelo é o facto de o decaimento das células nitrificantes estar intimamente ligado com o ciclo de vida das células heterotróficas (Henze et al., 2000).

O modelo ASM2 simula igualmente a remoção de carbono e azoto, mas introduz a remoção de fósforo, sendo uma extensão do ASM1 (Henze et al., 2000). No que diz respeito à remoção de fósforo este modelo permite a simulação utilizando os OAP (remoção biológica) ou utilizando a precipitação química de fósforo.

No modelo ASM2 os OAP são sujeitos aos seguintes processos (Gujer et al., 1995):

- Os OAP são capazes de armazenar fósforo, em condições anaeróbias, na forma de polifosfatos no interior da célula;
- A energia necessária para que o processo ocorra é obtida através do consumo de produtos orgânicos intracelulares;
- Se existirem produtos de fermentação disponíveis os OAP são capazes de os armazenar na forma de Polihidroxitirado quaisquer sejam as condições do meio ambiente;
- A energia para o processo anterior é obtida através da hidrólise de polifosfatos levando à libertação de fósforo solúvel;
- Os únicos substratos orgânicos necessários para o crescimento de OAP em meios aeróbios são os Polihidroxitirado armazenados.

A aplicação do ASM2 socorre-se igualmente de algoritmos de integração numérica e de balanços de massas (Gujer et al., 1995), apresentando algumas restrições que, incluem (Henze et al., 2000):

- Sendo um modelo desenvolvido para águas residuais domésticas não deve ser utilizado para simular o tratamento de efluentes que contenham uma componente industrial significativa;
- A faixa de valores de pH para a qual a aplicação do modelo é válida varia entre 6,3 e 7,8;

- A faixa de temperatura para a qual a aplicação do modelo é válida varia entre 10 e 25 °C, isto, pois o comportamento dos OAP, para valores fora desta faixa não está completamente percebido.

O modelo ASM2d é uma extensão dos modelos ASM2 e ASM1 utilizando e incorporando muitos dos conceitos utilizados nestes dois modelos. Quando comparado com o modelo ASM2 as principais diferenças incluem a adição de dois processos que tem como objetivo acomodar o facto de os OAP poderem utilizar produtos orgânicos armazenados no interior das células para efetuar desnitrificação (Henze et al., 1999). A maior diferença entre o funcionamento do modelo ASM2 e ASM2d está associada ao crescimento dos OAP, pois enquanto que no modelo ASM2 os OAP apenas se desenvolvem no reator aeróbio, no ASM2d podem igualmente crescer no reator anóxico (Henze et al., 2000).

As principais limitações deste modelo, incluem (Henze et al., 1999; Henze et al., 2000):

- É válido apenas para águas residuais municipais;
- A água residual deve conter níveis suficientes de magnésio e potássio;
- O pH deve ser próximo da neutralidade;
- A temperatura deve encontrar-se entre 10 e 25°C.

O modelo ASM3 foi concebido para poder ser uma base agregadora de diferentes modelos, (Henze et al., 2000), incluindo os seguintes processos de transformação:

- Hidrólise;
- Armazenamento de substrato facilmente biodegradável em meio aeróbio;
- Armazenamento de substrato facilmente biodegradável em meio anaeróbio;
- Crescimento aeróbio de organismos heterotróficos;
- Crescimento anóxico de organismos heterotróficos;
- Respiração endógena em meio aeróbio;
- Respiração endógena em meio anóxico;
- Respiração aeróbica de produtos armazenados;
- Respiração anóxica de produtos armazenados.

As limitações deste modelo, incluem (Henze et al., 2000):

- Deve ser operado para temperaturas entre 8 e 23°C;
- Não descreve processos sobre o comportamento de biomassa em condições anaeróbias;
- Os valores de pH devem encontrar-se entre 6,5 e 7,5;
- A alcalinidade tem de ser maioritariamente devido a bicarbonatos;
- O modelo não está preparado para lidar com concentrações de lamas muito elevadas e idades de lamas muito baixas, menos de 1 dia.

Importa referir que os programas de simulação que se encontram no mercado são ferramentas que podem potenciar uma grande ajuda durante todo o processo de tratamento de efluentes. Na conceção e projeto de estações de tratamento permitem validar a informação obtida durante o dimensionamento, durante a operação podem potenciar a otimização dos processos e, também, em sede de processos de reabilitação podem constituir uma ajuda relativamente às intervenções a efetuar.

### 3. Caso de estudo

Por forma a procurar materializar os aspetos abordados na revisão bibliográfica, foram analisadas as condições operacionais da ETAR de Évora, que é explorada pela empresa Águas do Vale do Tejo, que faz parte do Grupo Águas de Portugal.

Esta ETAR entrou em funcionamento em 1982, tendo sido objeto de várias intervenções ao longo do tempo, com o objetivo de melhorar a qualidade do efluente final. A linha de tratamento incluía, inicialmente, um processo de lagunagem, que posteriormente foi substituído por um processo de biomassa fixa (leitões percoladores), tendo este dado lugar a um processo de tratamento por biomassa em suspensão (lamas ativadas), a operar em regime contínuo e em média carga.

Atualmente a ETAR inclui a seguinte sequência de operações e de processos unitários:

- Fase líquida:
  - Tratamento preliminar, que inclui gradagem, tamisação e desarenação/desengorduração;
  - Decantação primária;
  - Tratamento biológico com uma sequência de reatores anaeróbio, anóxico e aeróbio;
  - Remoção biológica de fósforo;
  - Decantação secundária;
- Fase sólida:
  - Espessamento gravítico das lamas primárias;
  - Espessamento mecânico das lamas biológicas, com recurso a mesas de espessamento;
  - Digestão anaeróbia;
  - Desidratação;

Na Tabela 3.1 resumem-se, para cada uma das operações e processos anteriormente referidos, o número de órgãos e as principais dimensões, e na figura seguinte apresenta-se um diagrama esquemático da ETAR.

Tabela 3.1- Caracterização da linha de tratamento da ETAR de Évora

Fase do tratamento	Operação	Descrição
Tratamento preliminar	Remoção de groços	Poço de gradados com recurso a uma garra mecânica
	Gradagem	2 grades mecânicas verticais com espaçamento de 40 mm (uma para cada canal)
	Tamisação	2 tamisadores/compactadores com malha de 6 mm (um por canal)
	Desarenação/Desengorduração	Desarenação com recurso a injeção de ar, com ponte raspadora de fundo. Remoção de gorduras utilizando uma ponte raspadora de superfície, na metade do órgão dedicado a este processo
Tratamento primário	Decantação primária	Dois decantadores de geometria circular com 18 metros de diâmetro e providos de pontes raspadoras de fundo e superfície
Tratamento secundário	Reator anaeróbio/anoxico	A fase anaeróbia é o círculo interior do reator que apresenta uma profundidade de 6 metros, um diâmetro de 16 metros e um volume de 1206 m <sup>3</sup> . O reator anóxico é a coroa exterior e apresenta um volume de 2012 m <sup>3</sup>
	Reator aeróbio	Dois reatores em paralelo cada um com 7 células. O volume útil total destes dois reatores é de 5012 m <sup>3</sup>
	Remoção química de fósforo	Doseamento de Cloreto férrico na caixa de saída do reator aeróbio
	Decantação secundária	Três decantadores de geometria circular com pontes raspadoras de fundo e de superfície, dois destes com diâmetros de 23 metros e 1 com 32,5 metros
Tratamento terciário	Desinfecção	Utilização de raios UV
Espessamento	Espessamento gravítico	Este órgão apresenta uma profundidade de 3,2 metros e um diâmetro de 6
	Espessamento mecânico	Esta operação é realizada através de 2 mesas de espessamento
Estabilização biológica	Digestão anaeróbia	Órgão com geometria circular com 15 metros de diâmetro e uma profundidade útil de 10,6. Este processo é efetuado em alta carga a uma temperatura de 35°C. O biogás proveniente desta etapa é armazenado num gasómetro e é reutilizado para aquecer as lamas por um processo de cogeração ou a partir de uma caldeira
Desidratação	desidratação mecânica	Funciona 5 dias por semana durante 6 horas por dia. É efetuada com recurso a centrífuga com uma capacidade de desidratar 30 m <sup>3</sup> /h de lamas

Para além da informação vertida na Tabela 3.1 existem igualmente outros aspetos que devem ser realizados, incluindo:

- Existência de dois canais adicionais no tratamento preliminar, cada um deles com uma grade grossa e uma grade fina manual, que são utilizados caso seja necessário intervir nos dois canais principais;
- A recirculação de nitratos é efetuada a partir da última célula do reator anaeróbio para a entrada do reator anóxico;
- A recirculação de lamas é efetuada a partir do maior decantador secundário e também dos dois decantadores mais pequenos para uma estação elevatória que envia as lamas para montante do reator anaeróbio;
- Os dois decantadores mais pequenos não têm purga de lamas pelo que esta é efetuada a partir do maior decantador secundário e também a partir do reator aeróbio;
- Os sobrenadantes e as escorrências da fase sólida são envidados para a entrada da operação de desarenação/desengorduração.

De acordo com o mais recente projeto de reabilitação da ETAR, que teve como objetivo garantir a remoção de fósforo e azoto para níveis compatíveis com os objetivos de qualidade da licença de descarga da ETAR, pretendeu-se igualmente automatizar o processo e otimizar os custos de exploração. As principais características quantitativas e qualitativas para qual a ETAR está dimensionada, encontram-se resumidas na Tabela 3.2.



Tabela 3.2- Características consideradas para a remodelação da ETAR  
 Fonte: Adaptado de Águas do Centro Alentejo, 2015

Parâmetro	Unidades	Valor
População servida	Hab.equivalentes	78 600
Caudal médio diário	m <sup>3</sup> /dia	13 720
Qponta (tempo seco)	m <sup>3</sup> /h	906
Qponta (tempo chuvoso)	m <sup>3</sup> /h	1 770
Carga CBO <sub>5</sub>	Kg/dia	4 716
Carga CQO	Kg/dia	9 803
Carga SST	Kg/dia	3 684
Carga N-total	Kg/dia	823
Carga P-total	Kg/dia	140

Por outro lado, os principais objetivos de qualidade vertidos na licença de descarga encontram-se resumidos na Tabela 3.3.

Tabela 3.3- Valores limite da licença de descarga da ETAR de Évora  
 Fonte: Adaptado de Águas do Centro Alentejo, 2015

Parâmetro	Unidades	Valor
CBO <sub>5</sub> <sup>(1)</sup>	mg/L	25
CQO <sup>(1)</sup>	mg/L	125
SST <sup>(1)</sup>	mg/L	35
N-Total <sup>(2)</sup>	mg/L	15
Ovos de parasitas intestinais <sup>(4)</sup>	N/L	2
pH	-	(6,0-9,0) <sup>(1)</sup> (4,5-9,0) <sup>(2)</sup>
Óleos e Gorduras <sup>(3)</sup>	mg/L	15

(1) Quadro nº1 da alínea B) do anexo I do Decreto-lei nº152/97, de 19 de Julho

(2) Quadro nº2 da alínea B) do anexo I do Decreto-lei nº152/97, de 19 de Julho

(3) VMR indicado no anexo XV do Decreto-lei nº236/98, de 19 de agosto

(4) Alvará de Licença de descarga, no caso de águas residuais utilizadas em rega

Atualmente a ETAR está preparada para receber um caudal de 14 000 m<sup>3</sup>/dia e uma população equivalente de 78 600 habitantes.



## 4. Metodologia

Por forma a monitorizar o funcionamento da linha de tratamento, foi estabelecido um plano de amostragem por parte da equipa que explora a ETAR. Na Figuras 4.1 e Figura 4.2 apresentam-se as localizações dos respetivos locais de amostragem e, na Tabelas 4.1 e Tabela 4.2, apresentam-se os cronogramas (dias de recolha e parâmetros analisados em cada ponto de amostragem) relativos à monitorização da fase líquida e da fase sólida.

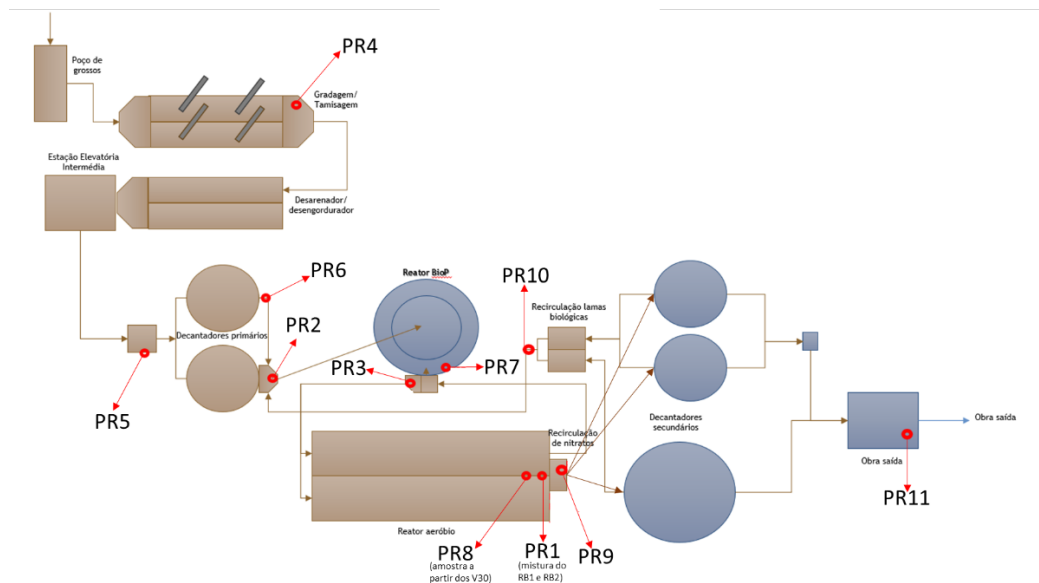


Figura 4.1-Diagrama simplificado da fase líquida da ETAR

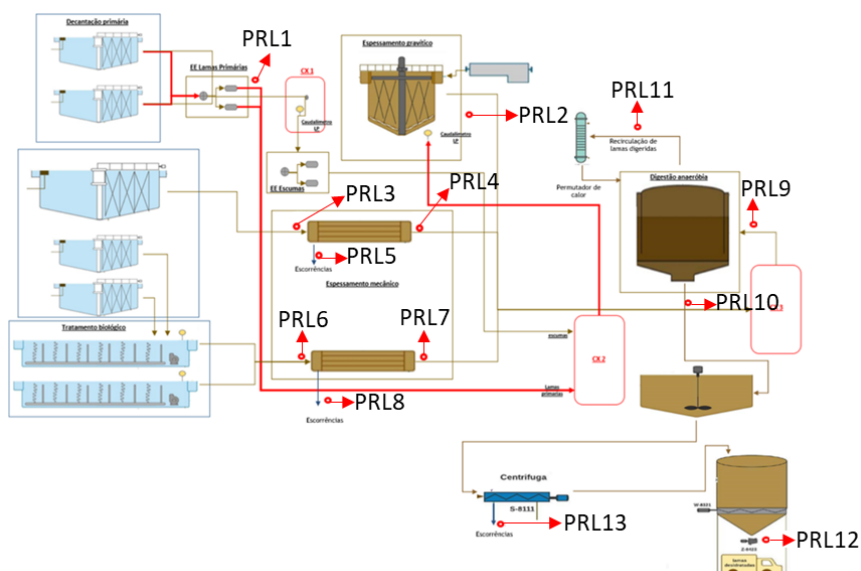


Figura 4.2- Diagrama simplificado da fase sólida da ETAR

Tabela 4.1- Cronograma dos locais de amostragem da fase líquida

Pontos de recolha	CBO5	SSt	pH/temp	CQO	P	NO3-	NH4	Nt	Alcalinidade
PR4	2x(3ª)	3ª/6ª	3ª/6ª	3ª/6ª	3ª/6ª	6ª	6ª	2x(3ª)	1x(3ª)
PR5	1x(3ª)	3ª		3ª	6ª	6ª	3ª/6ª		
PR6	3ª	3ª	3ª/6ª	3ª	6ª				
PR2					6ª	6ª			
PR7						2ª/4ª/6ª			
PR3			6ª		6ª	2ª/4ª/6ª			
PR1					6ª	6ª	2ª/4ª/6ª		
PR8		3ª/6ª							
PR9		3ª/6ª	3ª/6ª						
PR10		3ª/6ª							
PR11	3ª	3ª/6ª	3ª/6ª	3ª/6ª	3ª/6ª	3ª/6ª	3ª/6ª	3ª	

Tabela 4.2- Cronograma dos locais de amostragem da fase sólida

Pontos de Recolha	SSt (mg/l e %MS)	pH/temp	CQO	SSV Int	P	SSV 2	Alcalinidade	AGV	NH4+
PRL1	2ª								
PRL2	2ª								
PRL3	2ª/5ª								
PRL4	2ª/5ª	2ª							
PRL5	2ª/5ª				5ª				
PRL6	2ª/5ª								
PRL7	2ª/5ª	2ª			5ª				
PRL8	2ª/5ª								
PRL9	3ª/5ª	3ª/5ª							
PRL10	3ª/5ª	3ª/5ª	3ª	3ª		2x(3ª)	2x(3ª)	2x(3ª)	2x(3ª)
PRL11	3ª/5ª	3ª/5ª							
PRL12	2ª								
PRL13	2ª				6ª				

Na Tabela 4.1 e Tabela 4.2, um número seguido de um X significa o número de amostras por mês nos dias da semana indicados entre parêntesis e, nos restantes casos, as amostras são retiradas semanalmente nos dias indicados. Importa referir igualmente que os títulos a azul-escuro indicam que esses parâmetros são determinados num laboratório externo, enquanto os restantes parâmetros são determinados no laboratório interno.

A informação disponibilizada diz respeito à janela temporal entre janeiro de 2021 e março de 2022, tendo permitido analisar a evolução da concentração dos vários parâmetros ao longo da linha de tratamento. Na elaboração das figuras que se apresentam no capítulo seguinte não foram apresentados os valores considerados anormalmente elevados.

Para além da análise crítica da informação disponibilizada, foram igualmente efetuadas simulações com o recurso ao programa Lynx ASM2d, tendo sido avaliados cinco cenários distintos. Nas duas tabelas seguintes resumem-se os dados utilizados em cada um dos cenários, sendo apresentado na Tabela 4.3 a informação que não sofre alteração e, na Tabela 4.4, a informação específica de cada simulação.

A informação associada a cada um dos cenários, procurou cobrir diferentes características qualitativas associadas ao efluente bruto, isto é, dias em que a CQO afluente era baixa bem como o P, dias em que a CQO afluente era elevada bem como o P, dias onde a CQO era baixa, mas o P elevado, e ainda dias em que a eficiência de remoção de CQO associada à operação de decantação primária variou de um modo significativo.

Tabela 4.3- Informação que permaneceu inalterada nas diferentes simulações efetuadas

Parâmetro	Unidades	Valor
Volume do reator anóxico	m <sup>3</sup>	2012
Volume do reator aeróbio	m <sup>3</sup>	5012
Oxigénio do reator anaeróbio	mg/L	0
Oxigénio do reator anóxico	mg/L	0
Oxigénio do reator aeróbio	mg/L	1,5
N-NO <sub>3</sub> no efluente bruto	mg/L	0,85
Alcalinidade no efluente bruto	mg/L	100
Sicidade das lamas desidratadas	%	20

Tabela 4.4- Informação específica de cada simulação

Cenário	Simulação	Caudal Afluente à ETAR (m <sup>3</sup> /dia)	CQO (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	P (mg/L)	Volume do reator anaeróbio (m <sup>3</sup> )	Recirculação de nitratos (m <sup>3</sup> /dia)	Recirculação de lamas (m <sup>3</sup> /dia)	Purga total (m <sup>3</sup> /dia)	Concentração de lamas espessadas (%)
1	1 (Com decantador)	10381	267	28,9	1,6	1206	27864	6713	143	2,58
	2 (Sem decantador)	10381	350	30,4	1,6	1206	27864	6713	143	2,58
2	1 (Com decantador)	8881	200	34,1	3,2	1206	27912	5335	177	3,15
	2 (Sem decantador)	8881	239	35,9	3,3	1206	27912	5335	177	3,15
	3 (Alteração do volume anaeróbio)	8881	239	35,9	3,3	2012	27912	5335	177	3,15
	4 (Aumento da CQO afluente)	8881	300	35,9	3,3	1206	27912	5335	177	3,15
3	1 (Com decantador)	7656	575	66,4	5,4	1206	26616	5166	186	2,60
	2 (Sem decantador)	7656	746	69,9	5,5	1206	26616	5166	186	2,60
4	1 (Com decantador)	9040	420	53,2	6,0	1206	40848	6144	209	2,95
	2 (Sem decantador)	9040	972	56,0	6,1	1206	40848	6144	209	2,95
5	1 (Com decantador)	9781	410	49,4	3,8	1206	25392	6105	260	2,25
	2 (Sem decantador)	9781	877	52,0	3,9	1206	25392	6105	260	2,25

Importa também referir que a informação utilizada em cada um dos cenários, inclui dados associados a dias distintos, tendo-se optado por utilizar a informação disponível relativa aos dias mais próximos (por exemplo, os valores da CQO e do P nunca correspondem a amostras recolhidas no mesmo dia, existindo, deste modo, pelo menos duas datas distintas). Por outro lado, há igualmente parâmetros cuja informação está disponível para ambos os dias, tendo-se optado nestes casos, por escolher o valor mais desfavorável.

Os valores da CQO, N-NH<sub>4</sub> e P utilizados, foram retirados do PR5 para as simulações sem decantador, enquanto nas simulações com decantador, os valores da CQO foram retirados do PR6. No entanto, não estão disponíveis valores de N-NH<sub>4</sub> e de P depois da decantação, sem o contributo das lamas, pelo que se assumiu uma eficiência de remoção na decantação primária de 5% para o N-NH<sub>4</sub> e de 2% para o P.

A concentração de lamas espessadas corresponde à informação disponível no ponto de amostragem PRL4 (saída na mesa de espessamento 1) e PRL7 (saída na mesa de espessamento 2). Como existem duas mesas de espessamento, uma associada às purgas dos reatores biológicos e outra associada à purga do decantador de maior dimensão, os valores utilizados nas simulações são os valores médios. Importa igualmente referir que o parâmetro “purga total”, se refere à

soma da purga de lamas efetuada no reator biológico com a purga efetuada a partir do decantador secundário.

Entre as limitações do programa utilizado, destaca-se o facto de não incluir a operação de decantação primária, não ser possível simular a extração de lamas em excesso a partir do reator biológico e não incluir o processo de digestão anaeróbia.

## 5. Apresentação e discussão dos resultados

### 5.1 Caracterização quantitativa e qualitativa do efluente bruto

Na Figura 5.1 apresenta-se a evolução do caudal médio diário para a janela temporal de janeiro de 2021 a março de 2022.

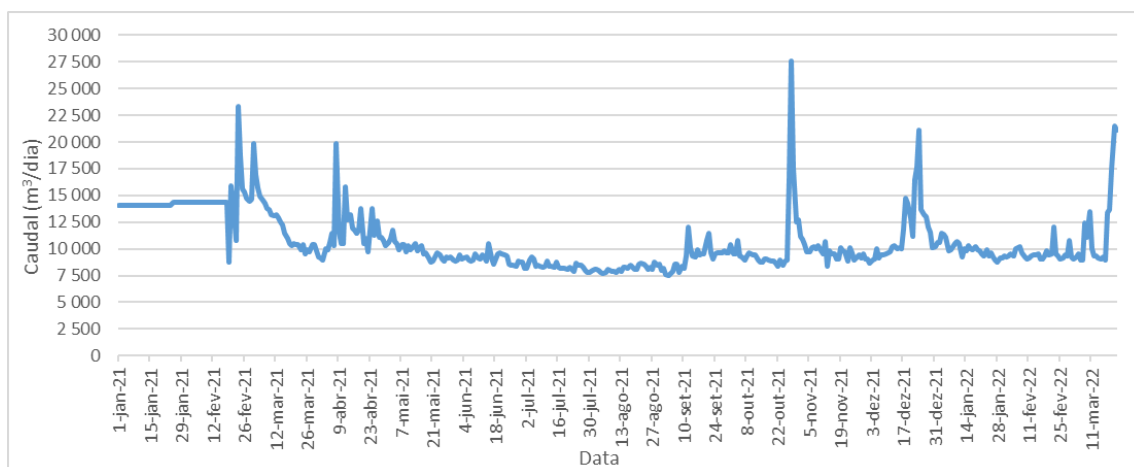


Figura 5.1- Evolução do caudal médio diário afluente à ETAR de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.1 verifica-se que, em termos médios, a faixa de caudal afluente varia entre 7500 m<sup>3</sup>/dia e 12500 m<sup>3</sup>/dia, não parecendo haver uma variação significativa ao longo do tempo. Por outro lado, ocorrem situações pontuais de caudais afluentes extremamente elevados (superiores a 20000 m<sup>3</sup>/dia), que decorrerão do contributo de caudais pluviais.

A caracterização do efluente bruto (amostras recolhidas no PR4), foi efetuada com base nos parâmetros CQO, SST, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, P e na razão CBO<sub>5</sub>/CQO. Importa referir que, pelo facto da informação disponível relativa ao parâmetro CBO<sub>5</sub> ser limitada optou-se apenas pela apresentação da evolução da razão CBO<sub>5</sub>/CQO. Nas Figuras 5.2 e 5.3 apresenta-se a evolução da CQO ao longo do tempo, em carga e em concentração respetivamente (janeiro de 2021 a março de 2022).

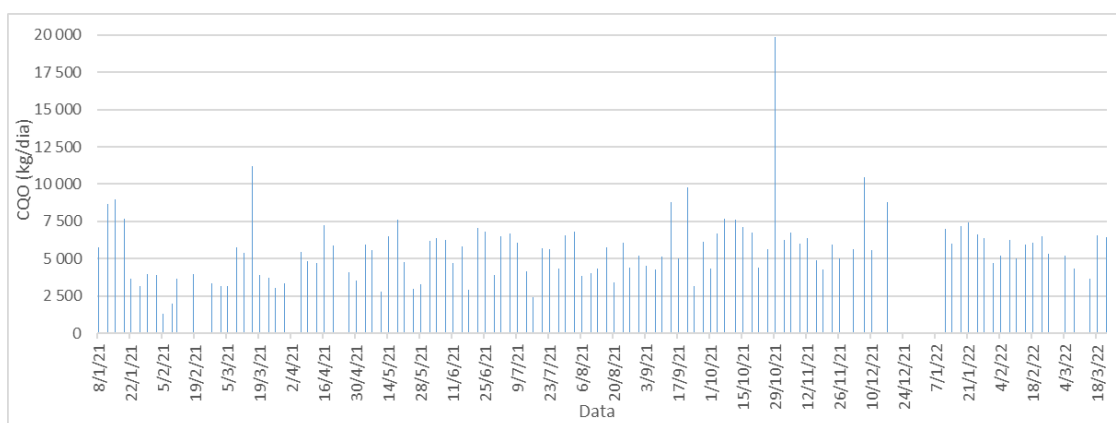


Figura 5.2- Evolução dos valores de cargas de CQO no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022

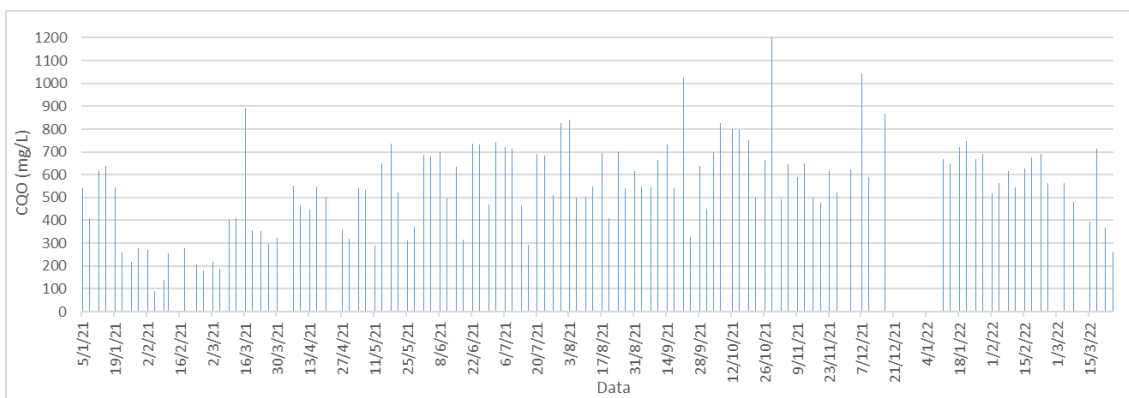


Figura 5.3- Evolução dos valores de concentração de CQO no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figura 5.2 e 5.3, verifica-se que a variação da carga afluente se situa, genericamente, entre 2500 kgCQO/dia e 5000 kgCQO/dia, registando-se, no entanto, um conjunto significativo de valores da ordem dos 7500 kgCQO/dia, isto é a variação de carga afluente é da ordem de 1:3. Os valores que, pontualmente, são superiores a 7500 kgCQO/dia, consideram-se como tendo um carácter de exceção.

Para a janela temporal em análise, não é possível detetar qualquer tipo de tendência sazonal. Este aspeto é igualmente corroborado pela análise da figura relativa à evolução da concentração de CQO ao longo do tempo, apesar de, nos meses de inverno de 2021 os valores de concentração serem, tendencialmente mais reduzidos. Admite-se, no entanto, que a janela temporal não seja suficientemente dilatada por forma a se poder detetar aquele tipo de tendências.

Para o período em análise a CQO média foi de 548 mg/L, valor que se pode considerar normal para efluentes urbanos e, por outro lado, como sempre acontece, a variação entre os valores mais baixos e os valores mais elevados foi significativa (os valores da CQO variam entre 100 mg/L e 1200 mg/L), o que poderá decorrer quer da composição do efluente, quer de erros associados à amostragem/determinação.

Na Figura 5.4 apresenta-se a evolução dos SST ao longo do tempo.

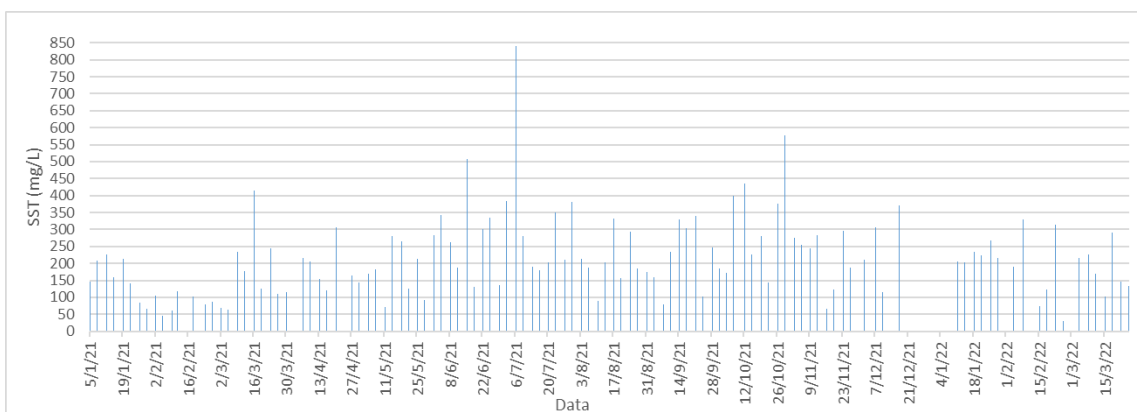


Figura 5.4- Evolução dos valores de SST no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.4, verifica-se que a generalidade dos valores se situa entre concentrações de 100 mg/L e 300 mg/L ocorrendo, no entanto, valores superiores, que, com uma exceção são sempre inferiores a 600 mg/L (o valor médio foi de 214 mg/L). Importa referir que, sendo a



maioria dos valores inferiores a 300 mg/L, a presença de SST no efluente bruto é inferior à faixa de valores comumente associada a efluentes urbanos (valores entre 350 e 500 mg/L).

Nas Figuras 5.5 e 5.6 apresenta-se a evolução de N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>3</sub>, sendo de salientar que a informação disponível é mais reduzida comparativamente à dos parâmetros anteriores.

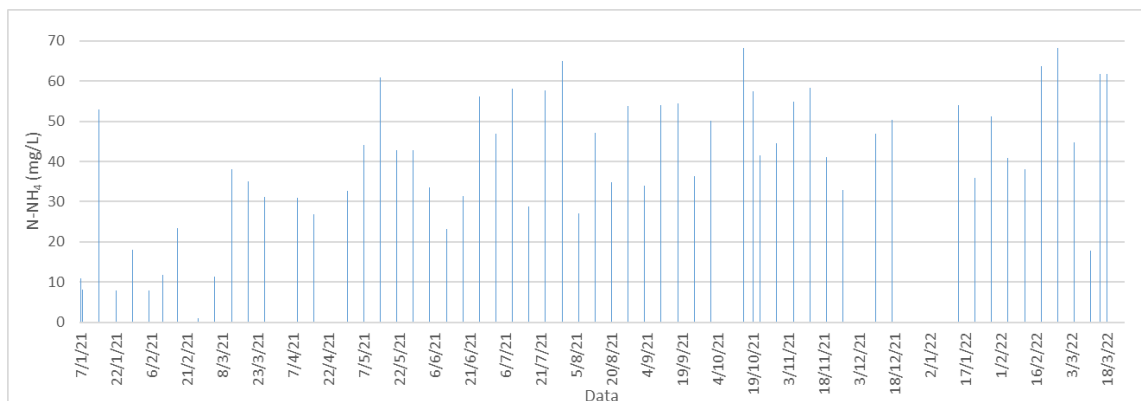


Figura 5.5- Evolução dos valores de N-NH<sub>4</sub> no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022

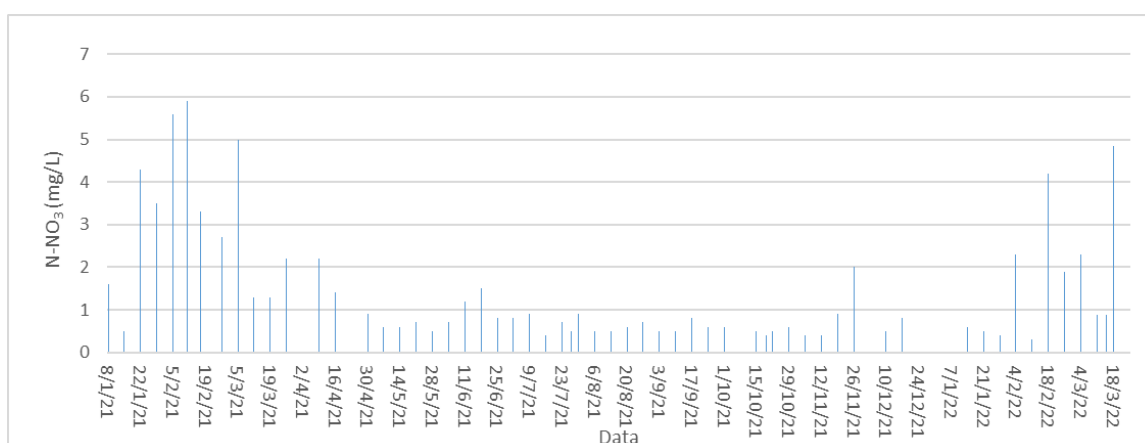


Figura 5.6- Evolução dos valores de N-NO<sub>3</sub> no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figuras 5.5 e 5.6 importa salientar os seguintes aspetos:

- A generalidade dos valores de N-NH<sub>4</sub> varia entre 20 mg/L e 60 mg/L, o que se pode considerar normal em efluentes urbanos;
- A generalidade dos valores de N-NO<sub>3</sub> varia entre 1 mg/L e 2 mg/L, o que se pode considerar igualmente normal, e decorre da limitada nitrificação que ocorre nas redes de drenagem;

Na Figura 5.7 apresenta-se a evolução de P ao longo do tempo.

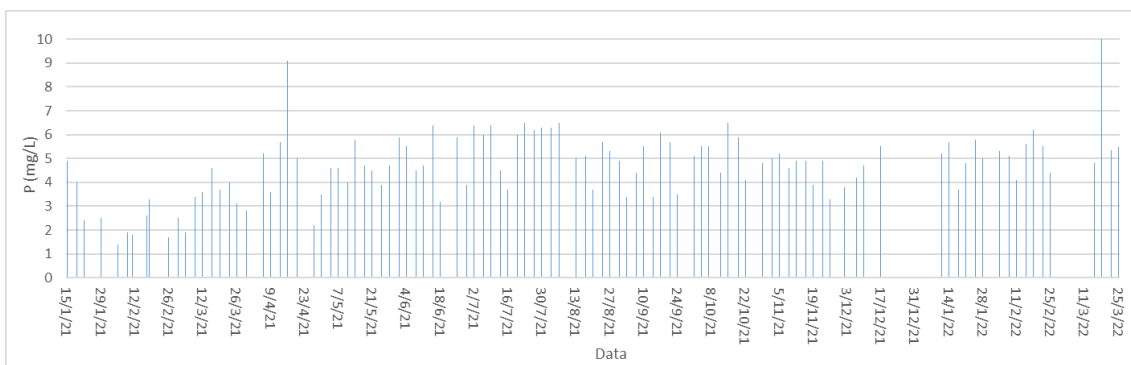


Figura 5.7- Evolução dos valores de P no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022

Na análise da Figura 5.7 verifica-se que a generalidade dos valores se situam entre 3 mg/L e 6 mg/L (o valor médio foi de 4,7 mg/L), valores que se podem considerar igualmente característicos de efluentes urbanos.

Na Figura 5.8 apresenta-se a evolução da razão CBO<sub>5</sub>/CQO ao longo do tempo.

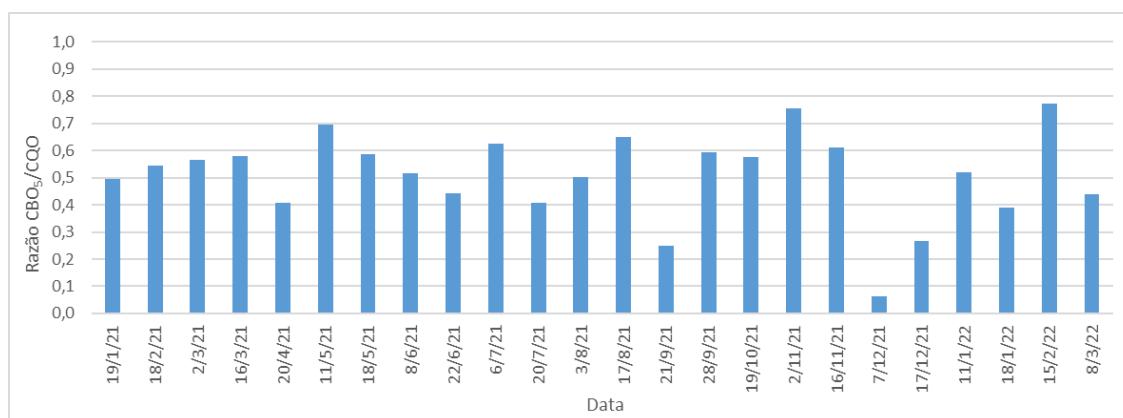


Figura 5.8- Evolução dos valores de CBO<sub>5</sub>/CQO no efluente bruto de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.8 verifica-se que a generalidade dos valores se situa entre 0,4 e 0,6, isto é, valores que caracterizam efluentes urbanos com elevada biodegradabilidade (a razão média foi de 0,5).

De acordo com a informação disponibilizada e analisada nas figuras anteriores, o efluente bruto apresenta características urbanas.

## 5.2 Contribuição das escorrências e sobrenadantes

Por forma a procurar avaliar o contributo das escorrências e dos sobrenadantes das operações e processos da fase sólida, na qualidade do efluente e, conseqüentemente, no tratamento da fase líquida, foram elaboradas as Figuras 5.9, 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13 em que, para os parâmetros CQO, CBO<sub>5</sub>, SST, N-NH<sub>4</sub> e P, se comparam os valores nos pontos de recolha PR4 e PR5.

Na Figura 5.9 apresenta-se aquela comparação para o parâmetro CQO.

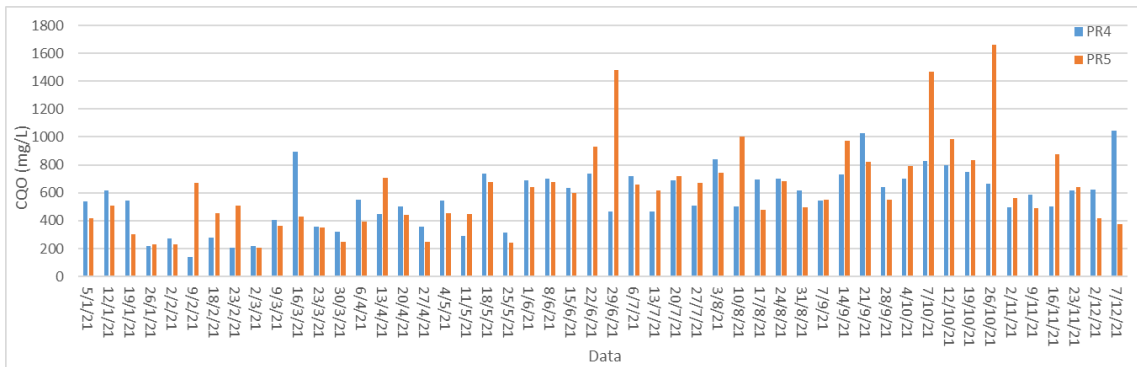


Figura 5.9- Evolução dos valores de CQO antes e depois da introdução das escurências de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.9, verifica-se que a informação relativa a 28 dias, do total de 50 dias que constitui a informação disponível, mostra que a repercussão da qualidade das escurências e dos sobrenadantes é marginal ou inexistente, na qualidade do efluente a tratar. De facto, somente em 11 dias é que se pode considerar que a alteração qualitativa do efluente a tratar, decorrente do impacte das escurências e dos sobrenadantes, é significativo.

Esta informação não reflete, no entanto, a realidade da operação da ETAR, em que o contributo das correntes provenientes da fase sólida aumenta, por vezes significativamente, as cargas poluentes a tratar. Por outro lado, reflete alguma limitação associada à informação disponível, como normalmente acontece, e que possivelmente é justificada pelo facto de a recolha das amostras ser efetuada em tempos que não refletem as características reais das referidas correntes.

Na Figura 5.10 apresenta-se a evolução do parâmetro CBO<sub>5</sub> no PR4 e no PR5.

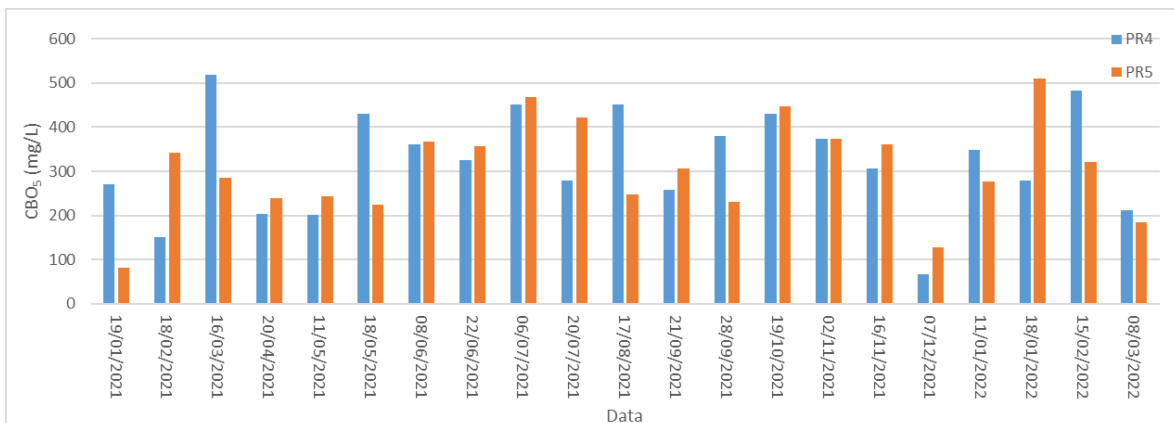


Figura 5.10- Evolução dos valores de CBO<sub>5</sub> antes e depois da introdução das escurências de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.10, e de forma idêntica aos comentários efetuados a propósito da figura anterior, verifica-se que o impacte das escurências e dos sobrenadantes, no que se refere à CBO<sub>5</sub> é igualmente marginal.

Na Figura 5.11 apresenta-se a evolução do parâmetro SST no PR4 e no PR5.

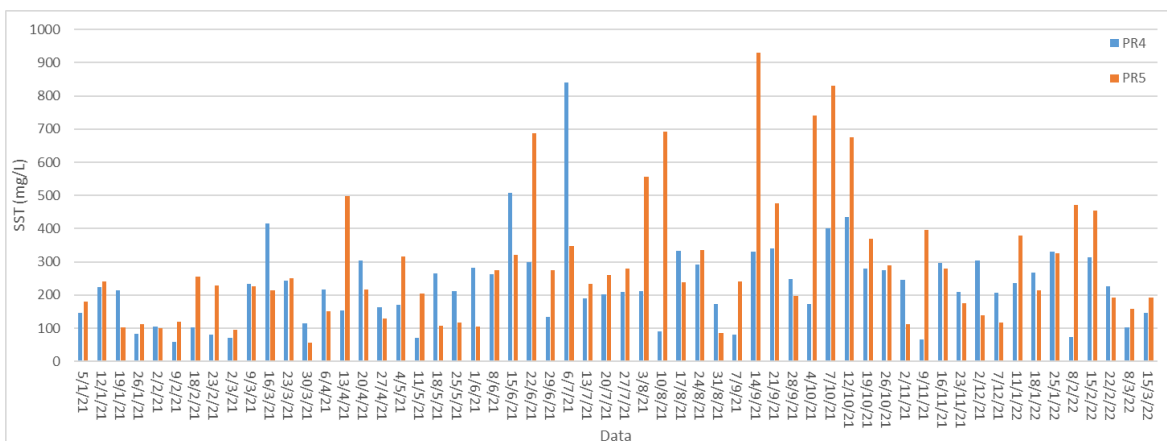


Figura 5.11- Evolução dos valores de SST antes e depois da introdução das escurências de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.11, verifica-se que em 33 dias do total de 58 dias, a concentração de sólidos de SST aumenta em consequência dos contributos das correntes provenientes da fase sólida. Importa, no entanto, referir, que o número de dias em que essa repercussão é significativa, é relativamente reduzido, o que de algum modo corrobora o que anteriormente foi referido a propósito dos parâmetros CQO e CBO<sub>5</sub>.

Nas Figuras 5.12 e 5.13 apresenta-se a evolução dos parâmetros N-NH<sub>4</sub> e P no PR4 e no PR5.

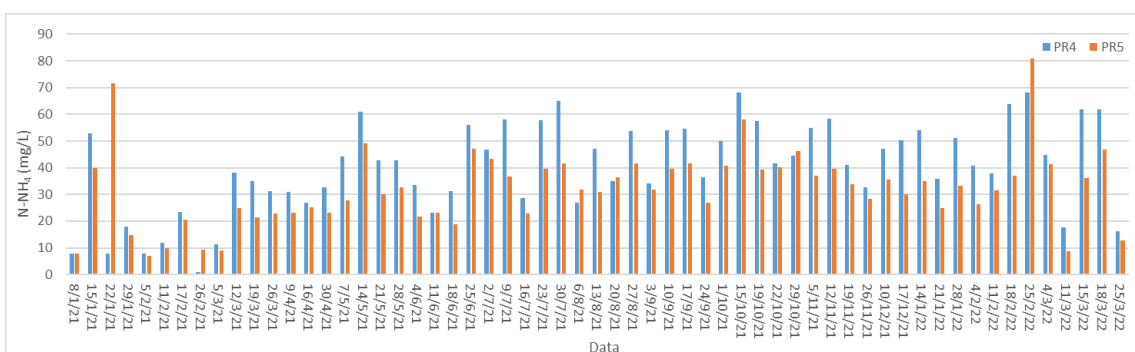


Figura 5.12- Evolução dos valores de N-NH<sub>4</sub> antes e depois da introdução das escurências de janeiro de 2021 a março de 2022

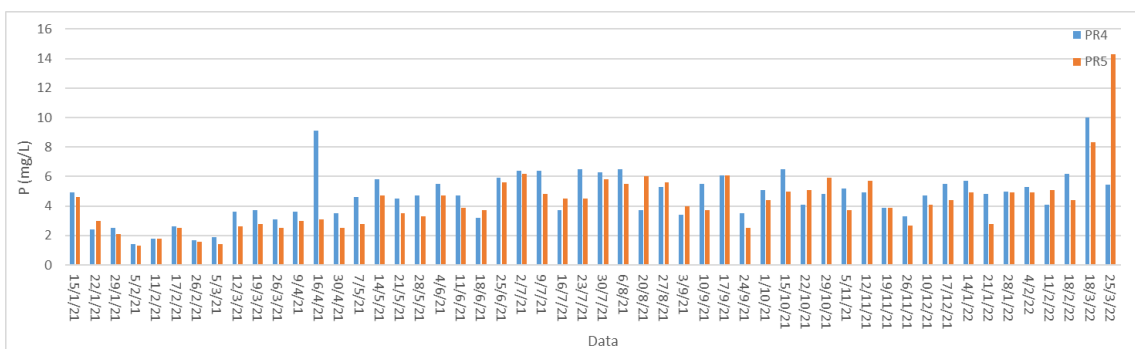


Figura 5.13- Evolução dos valores de P antes e depois da introdução das escurências de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figuras 5.12 e 5.13 verifica-se, tal como anteriormente já foi referido a propósito dos outros parâmetros, que o impacte das escorrências e dos sobrenadantes na qualidade do efluente a tratar, é marginal, o que não parece poder corresponder à realidade. Admite-se, igualmente como referido anteriormente, que a justificação para estes resultados decorra de limitações associadas ao planeamento da amostragem.

### 5.3 Eficiência da decantação primária

Por forma a avaliar o desempenho da operação de decantação primária foram elaboradas as Figuras 5.14, 5.15 e 5.16, em que, para os parâmetros CQO, CBO<sub>5</sub> e SST, se apresentam as concentrações à entrada e à saída. Importa referir que a informação apresentada se refere ao decantador localizado a montante do PR6 por ser o único que permite esta avaliação (a informação qualitativa associada ao decantador que está a montante do PR2 não pode ser considerada para esta análise, pois as amostras recolhidas no PR2 já incluem a recirculação de lamas).

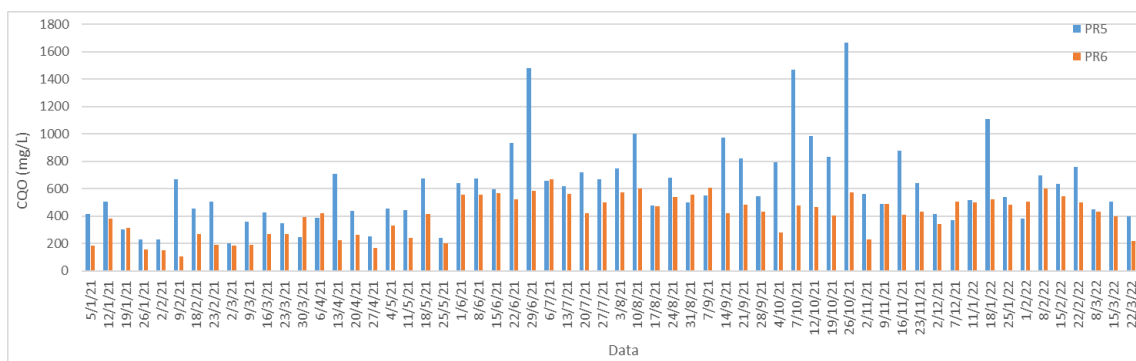


Figura 5.14- Concentração da CQO antes e depois da decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022

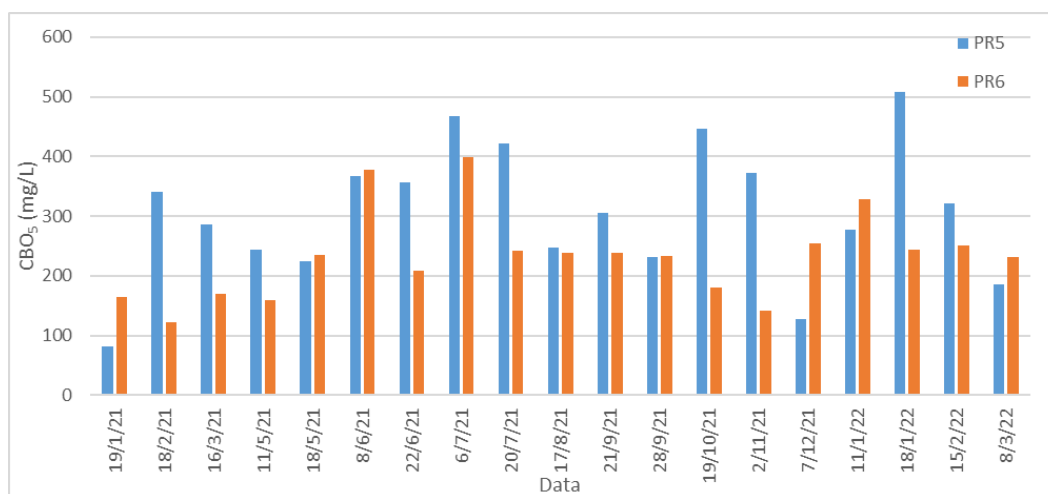


Figura 5.15- Concentração da CBO<sub>5</sub> antes e depois da decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022

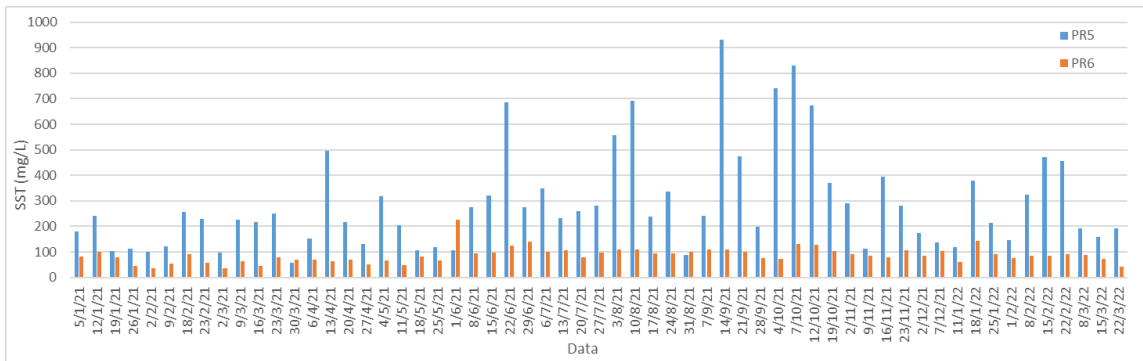


Figura 5.16- Concentração de SST antes e depois da decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figuras 5.14, 5.15 e 5.16, verifica-se que para os diferentes parâmetros e para a generalidade da informação disponível, as concentrações à saída do decantador são inferiores às concentrações à entrada, o que está de acordo com o que é espetável, independentemente de a recolha das amostras poder ter sido feita em tempos relativamente próximos e não acomodar, consequentemente, o tempo de retenção hidráulico do decantador.

Nas Figuras 5.17, 5.18 e 5.19, apresentam-se para cada um dos parâmetros anteriores, a evolução das respetivas eficiências de remoção, não tendo sido considerada a informação que conduziria a eficiências negativas.

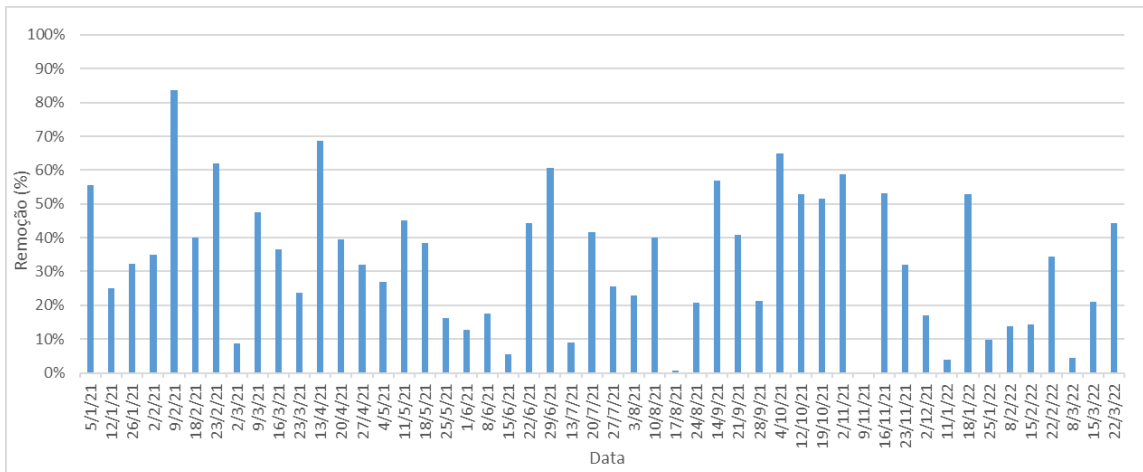


Figura 5.17- Evolução da eficiência de remoção de CQO na decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.17 verifica-se que a faixa de eficiência de remoção é muito ampla, como sempre acontece neste tipo de órgãos, variando entre valores inferiores a 10% e valores superiores a 80%. A eficiência média foi de 33,3%, o que se pode considerar um valor normal.

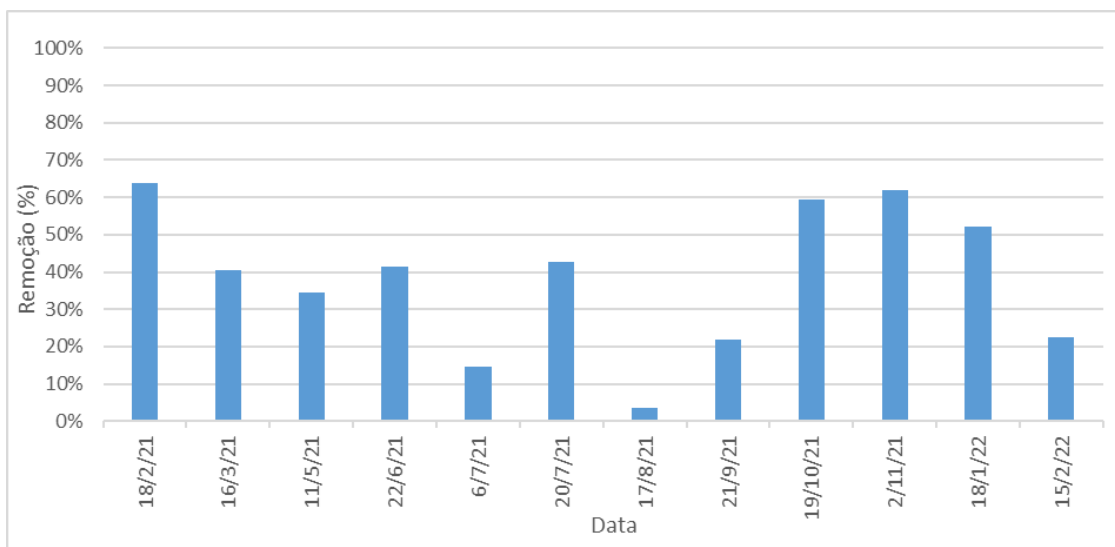


Figura 5.18- Evolução da eficiência de remoção de CBO<sub>5</sub> na decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022

De forma idêntica à informação vertida na Figura 5.18, a faixa de eficiências de remoção na CBO<sub>5</sub> é significativa, variando entre valores inferiores a 10% e valores superiores a 60%. A eficiência média de remoção foi de 38,2% o que se pode considerar igualmente um valor normal para este tipo de órgão.

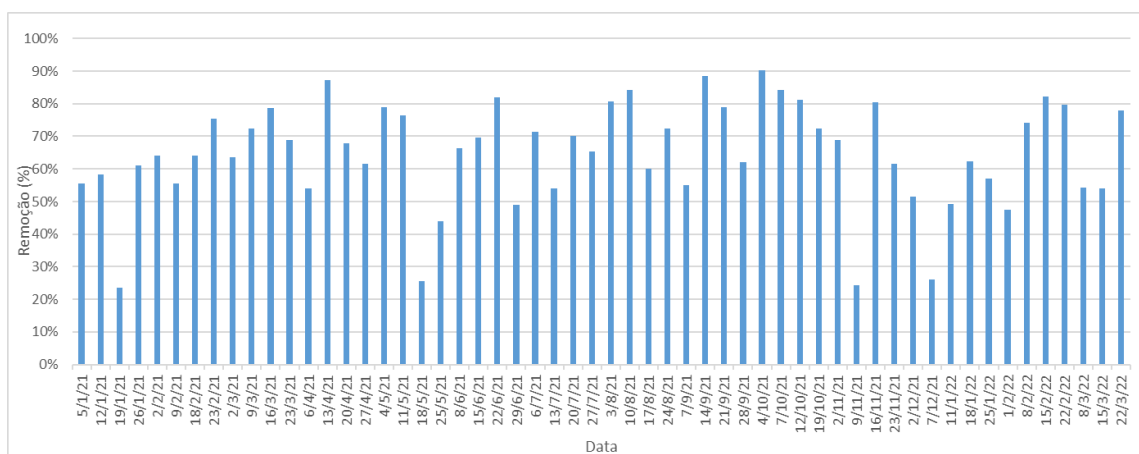


Figura 5.19- Evolução da eficiência de remoção de SST na decantação primária de janeiro de 2021 a março de 2022

Os comentários efetuados anteriormente são igualmente válidos na análise da Figura 5.19 (eficiências de remoção entre 20% e 90%). A remoção média de SST foi de 64,7%, o que está de acordo com os valores espectáveis.

## 5.4 Recirculação de lammas

Por forma a avaliar o impacte da recirculação de lammas no reator biológico foram elaboradas as Figuras 5.20, 5.21 e 5.22. Importa igualmente acentuar que a recirculação de lammas é fundamental por forma a garantir uma concentração de microrganismos elevada e estável dentro do reator biológico.

Na Figura 5.20 apresenta-se a evolução da concentração de SST e de SVS ao longo do tempo, admitindo-se que os valores de SVS correspondam, em grande parte, a biomassa ativa. Salienta-se que a janela temporal relativa à informação da concentração de SVS é de julho de 2021 a março de 2022, isto é, inferior à informação relativa aos SST.

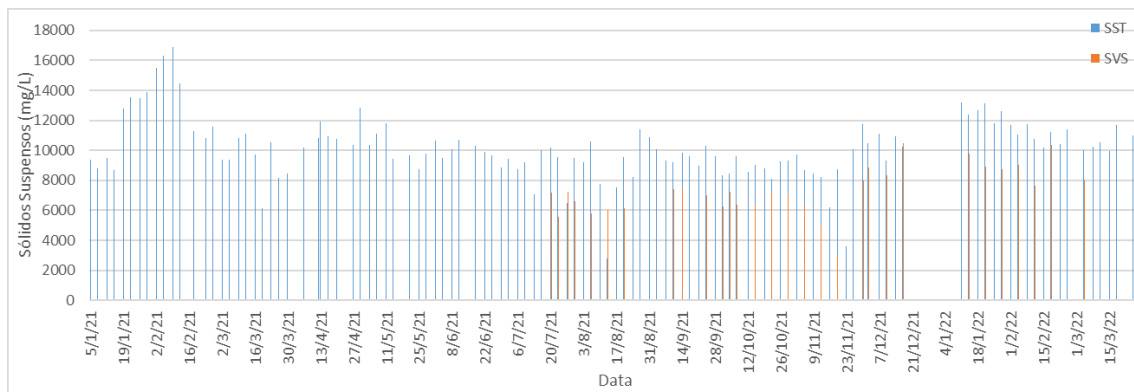


Figura 5.20- Evolução de SST e SVS nas lamas recirculadas de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.20, verifica-se que a concentração de SST é da ordem dos 10000 mg/L (1%), valor que se pode considerar normal. Importa realçar que os valores de concentração ao longo do tempo variam, o que também se pode considerar normal para este tipo de processos. O valor médio de SST foi de 10000 mg/L e o valor médio de SVS foi de 7000 mg/L.

Para os dias em que a informação estava disponível foi estimada a razão SVS/SST, cuja evolução se apresenta na Figura 5.21.

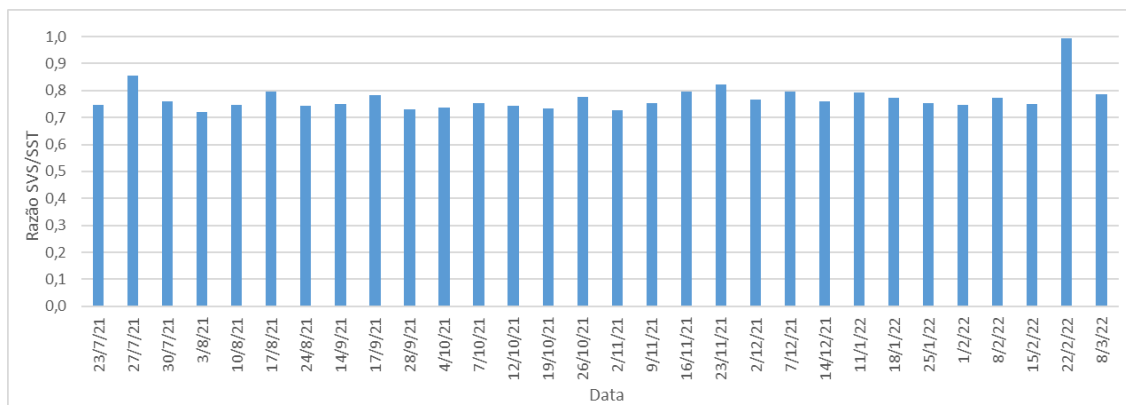


Figura 5.21- Evolução da razão SVS/SST nas lamas recirculadas de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.21 verifica-se que em termos médios a razão varia entre 0,7 e 0,8 (o valor médio foi de 0,77), o que está de acordo com os valores espectáveis.

Por forma a avaliar a repercussão da recirculação de lamas, isto é, a presença de microrganismos acumuladores de fósforo provenientes do reator aeróbio, apresenta-se igualmente a evolução ao longo do tempo da concentração de fósforo no PR5, isto é, à entrada da decantação primária<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pelo facto de não existir informação disponível relativa ao parâmetro fósforo, a jusante da decantação primária, e não sendo, consequentemente, possível estimar a sua remoção neste órgão foi utilizada a informação a montante. Importa salientar que a remoção de fósforo na operação de decantação primária é, normalmente, marginal.



e, também, no PR2, ou seja, a montante do reator biológico anaeróbio, incluindo a recirculação de lamas.

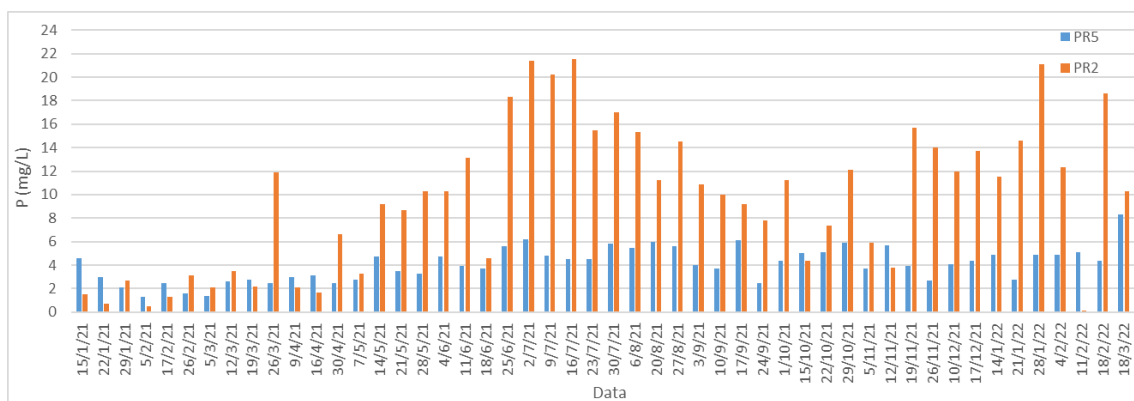


Figura 5.22- Comparação dos valores de P antes e depois da recirculação das lamas desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.22, importa referir os seguintes aspetos:

- De janeiro a abril de 2021 os valores de fósforo tendem a ser relativamente reduzidos, não havendo a assinalar (com duas exceções) diferenças significativas entre as concentrações de P nos diferentes pontos de recolha, o que poderá ser justificado pelo facto de as amostras serem filtradas;
- A partir de abril de 2021 ocorrem diferenças significativas entre o P-total presente nas amostras provenientes do PR5 e do PR2. De facto, as amostras provenientes do PR2 incluem o contributo da recirculação de lamas, ou seja, a fração da biomassa que corresponde aos microrganismos acumuladores de fósforo apresenta concentrações de fósforo elevadas, afetando, necessariamente, os valores de concentração determinados.

## 5.5 Condições de afluência ao reator BioP

Por forma a procurar avaliar as condições de afluência ao reator anaeróbio foram elaboradas as Figuras 5.23, 5.24, 5.25 e 5.26, relativas aos parâmetros CQO, CBO<sub>5</sub>, P e N-NO<sub>3</sub>, importando referir os seguintes aspetos:

- Os valores da CQO e da CBO<sub>5</sub> são relativos ao PR6, isto é a jusante da operação de decantação primária, mas não incluindo a influencia da recirculação de lamas;
- Os valores de P são relativos ao PR2, tal como apresentados no capítulo anterior na figura 5.22;
- Os valores de N-NO<sub>3</sub> são relativos ao PR2, isto é, a jusante da decantação primária, incluindo o contributo da recirculação de lamas.

Nas Figuras 5.23 e 5.24 apresenta-se a evolução dos parâmetros CQO e CBO<sub>5</sub> ao longo do tempo.

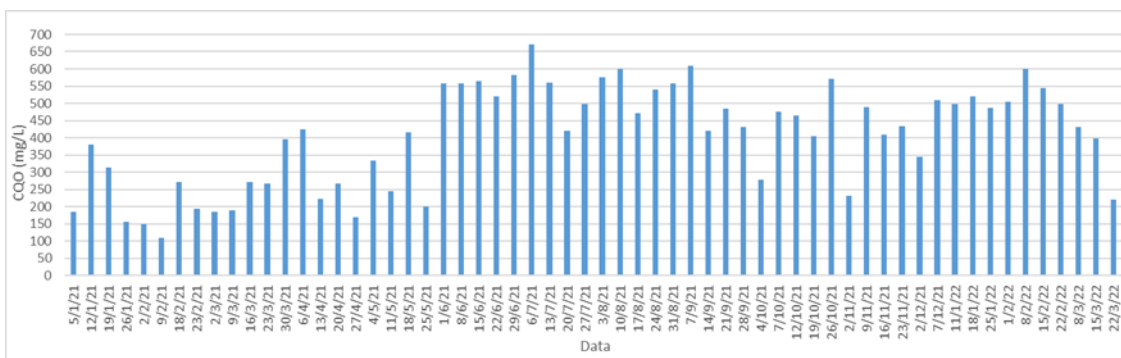


Figura 5.23- Evolução da CQO no efluente à entrada do reator BioP de janeiro de 2021 a março de 2022

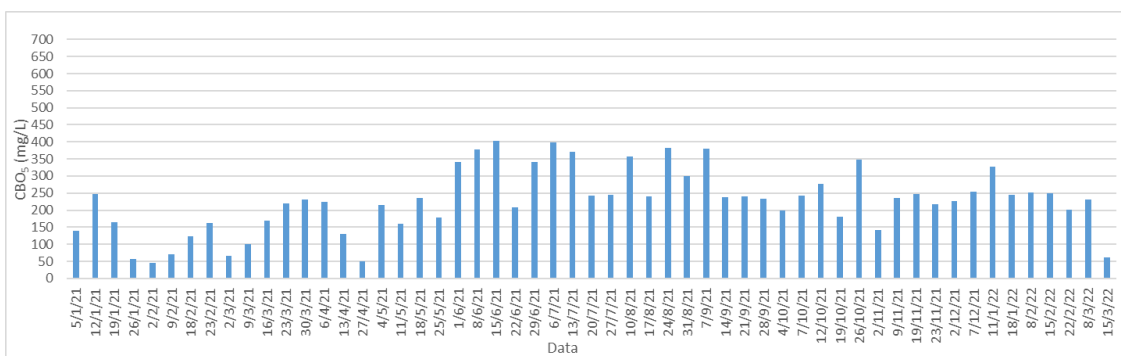


Figura 5.24- Evolução da CBO<sub>5</sub> no efluente à entrada do reator BioP de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figuras 5.23 e 5.24 verifica-se que a evolução dos dois parâmetros ao longo do tempo é idêntica, sendo de realçar que, para qualquer dos parâmetros, ocorrem por vezes valores significativamente baixos (valores entre 100 e 150 mg/L relativamente à CQO e valores inferiores a 50 mg/L relativamente à CBO<sub>5</sub>). Admite-se, no entanto, que estes valores possam decorrer de situações anómalas, quer no que se refere ao efluente proveniente da decantação primária, quer à amostragem/determinações efetuadas. Em termos médios os valores da CQO e da CBO<sub>5</sub> foram de, 405 mg/L e 226 mg/L, respetivamente, e a razão média CBO<sub>5</sub>/CQO foi de 0,56, o que se pode considerar como sendo valores normais para um efluente urbano.

Na Figura 5.25 apresenta-se a evolução dos valores de P no PR2 ao longo do tempo que, como referido anteriormente, já foram apresentados na Figura 5.22, e que incluem o contributo da recirculação de lamas.

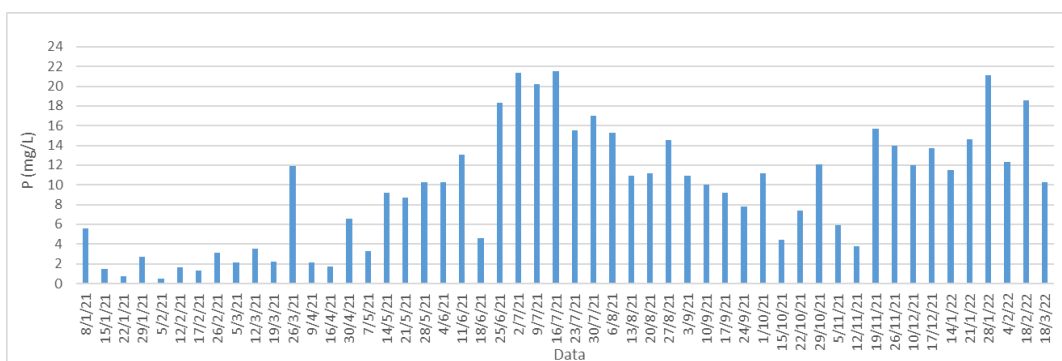


Figura 5.25- Evolução de P no efluente à entrada do reator BioP desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.25, e atendendo a que, como também referido anteriormente as determinações de fósforo a partir de abril de 2021 passaram a ser sobre amostras não filtradas, verifica-se que os valores de fósforo à entrada do reator anaeróbio são claramente superiores aos valores de fósforo no efluente bruto (cf. Figura 5.7) o que decorre da adsorção de fósforo em quantidades claramente superiores às estequiométricas, por parte dos microrganismos acumuladores de fósforo.

Em termos médios a razão CQO/P foi de 40,1 e a razão CBO/P foi de 22,4, o que indicia que a remoção biológica de fósforo não será limitada pela ausência de matéria orgânica.

Na Figura 5.26 apresenta-se a evolução do parâmetro N-NO<sub>3</sub> no PR2, isto é, a montante do reator biológico anaeróbio, incluindo o contributo da recirculação de lamas.

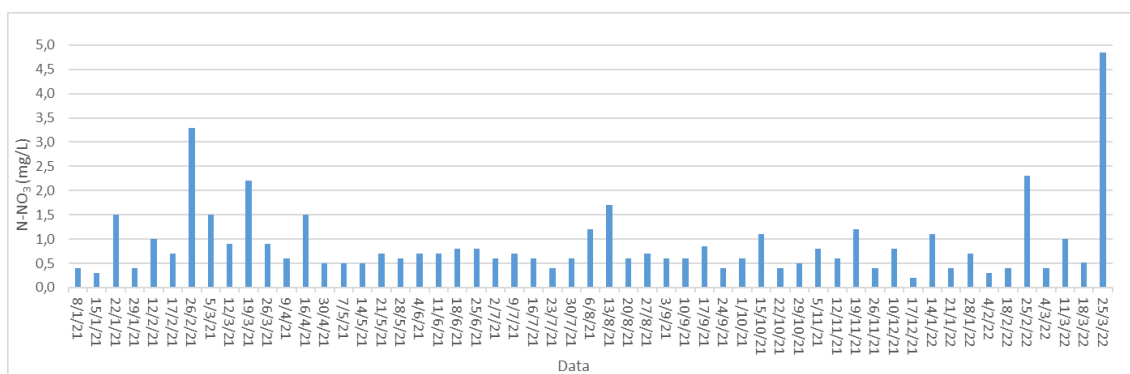


Figura 5.26- Evolução de N-NO<sub>3</sub> à entrada do reator BioP de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.26 verifica-se que, com duas exceções, a concentração de nitrato a montante do reator anaeróbio é sempre inferior a 2,5 mg/L e que, genericamente é inferior a 1 mg/L, o que determina que a ineficiência que a sua presença possa introduzir na remoção biológica de fósforo, isto é, a prevalência da desnitrificação com consumo de AGV em detrimento da acumulação de AGV por parte das bactérias acumuladores de fósforo, é marginal.

## 5.6 Condições de afluência ao reator aeróbio

Por forma a avaliar as condições de afluência ao reator aeróbio, isto é, o desempenho relativamente aos parâmetros N-NO<sub>3</sub> e P dos reatores anaeróbio e anóxico, foram elaboradas as Figuras 5.27 e 5.28. Relativamente a estas figuras importa referir os seguintes aspetos:

- A evolução do parâmetro N-NO<sub>3</sub> ao longo do tempo foi efetuada com a informação disponível relativamente ao PR2, isto é, a jusante da decantação primária, incluindo o contributo da recirculação de lamas, ao PR7, no interior do reator anóxico e ao PR3, à saída do reator anóxico;
- A evolução do parâmetro P ao longo do tempo foi efetuada com informação disponível relativa ao PR2, já utilizada para a elaboração das Figuras 5.22 e 5.25 e também, com a informação disponível relativa ao PR3, isto é, à saída do reator anóxico.

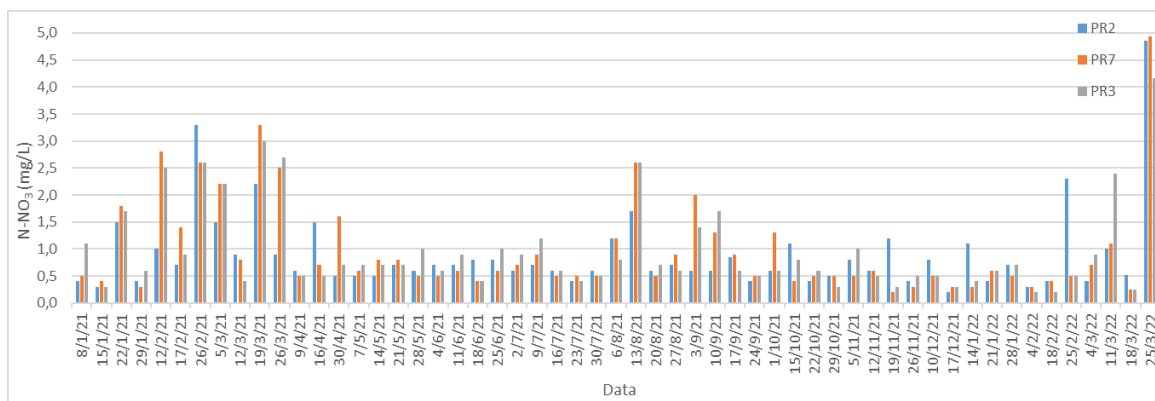


Figura 5.27- Evolução dos valores de N-NO<sub>3</sub> no PR2, PR7 e PR3 de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.27, verifica-se que, com algumas exceções, a evolução da concentração de N-NO<sub>3</sub> nos reatores anaeróbio e anóxico apresenta variações marginais e que a concentração de nitrato afluente ao reator aeróbio é, genericamente da ordem de 0,5 mg/L.

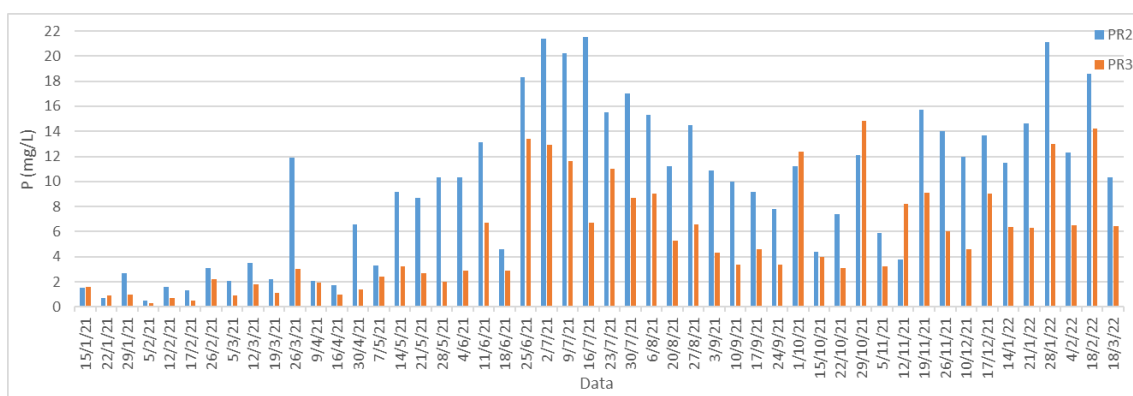


Figura 5.28- Comparação dos valores de P à entrada e saída do reator BioP desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.28 verifica-se que, genericamente, à saída do reator anóxico as concentrações de P são inferiores das concentrações ao reator anaeróbio o que, admite-se, contraria a tendência expectável, pela qual a concentração no reator anaeróbio deveria aumentar em resultado da acumulação de AGV, com a concomitante libertação de fósforo solúvel para o meio aquoso. No entanto, admite-se que esse aumento, que por certo ocorrerá possa ser branqueado pelo consumo de P estequiométrico por parte da população bacteriana responsável pela desnitrificação.

## 5.7 Condições de funcionamento dos reatores biológicos

Por forma a avaliar as condições de funcionamento dos reatores biológicos, elaborou-se um conjunto de figuras com base na informação disponibilizada pela equipa de operação da ETAR, de janeiro de 2021 a março de 2022, incluindo a evolução dos SST e SVS, que se apresenta nas figuras seguintes. Relativamente aos SVS a informação só está disponível de julho de 2021 a março de 2022.

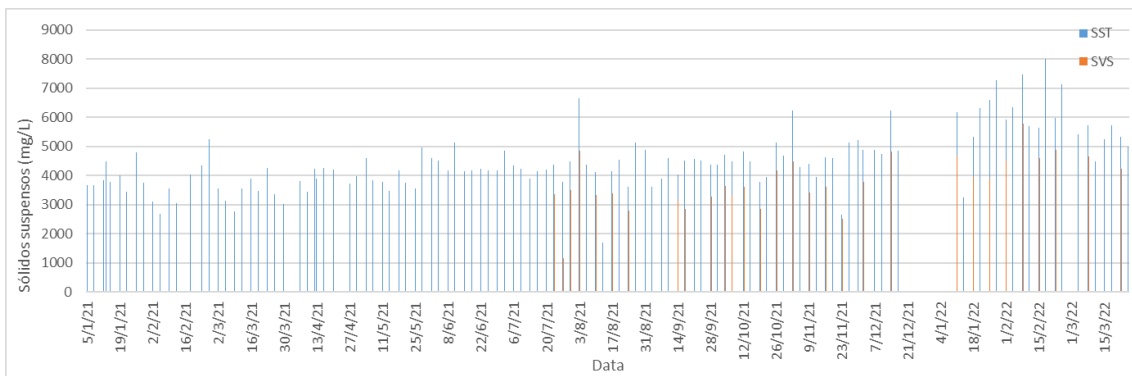


Figura 5.29- Evolução de SST e SVS dentro do reator 1 de janeiro de 2021 a março de 2022

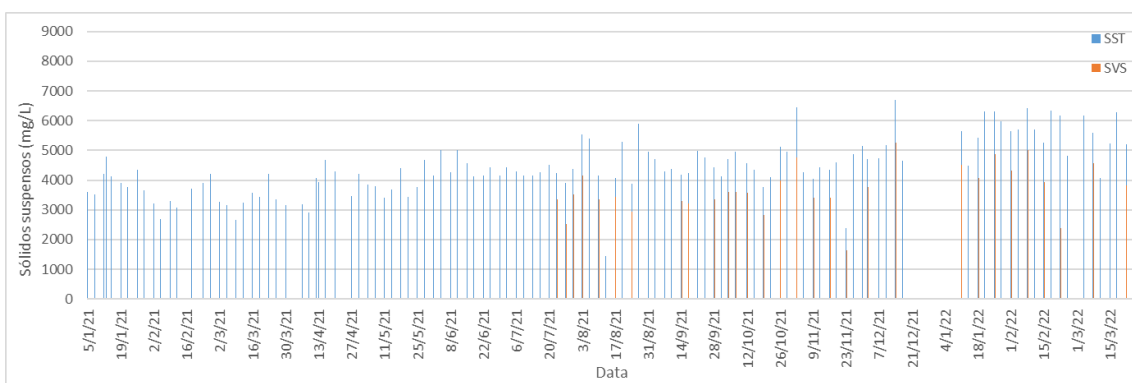


Figura 5.30- Evolução de SST e SVS dentro do reator 2 de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figuras 5.29 e 5.30, verifica-se que as concentrações de SST nos dois reatores e ao longo do tempo, se mantêm relativamente constantes. No reator 1 a concentração média de SST foi de  $4,48 \text{ kg/m}^3$  e no reator 2 foi de  $4,43 \text{ kg/m}^3$ , o que está de acordo com os valores espectáveis para este tipo de reatores ( $3,5$  a  $4,5 \text{ kg/m}^3$ ).

No que se refere aos SVS, os valores médios em ambos os reatores são igualmente da mesma ordem de grandeza ( $3,77 \text{ kg/m}^3$  no reator 1 e de  $3,68 \text{ kg/m}^3$  no reator 2).

Na Figura 5.31 apresenta-se a evolução da razão SVS/SST, ao longo do tempo e em ambos os reatores, para a janela temporal de julho de 2021 a março de 2022.

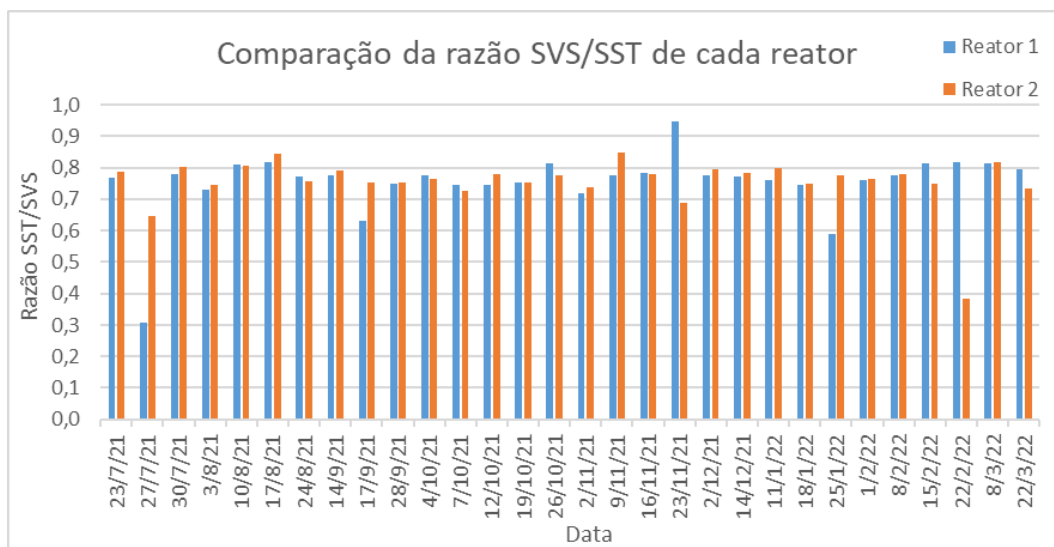


Figura 5.31- Evolução da razão SVS/SST nos reatores 1 e 2 de julho de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.31 verifica-se que a razão SVS/SST em ambos os reatores se mantém, genericamente, entre 0,7 e 0,8, o que está de acordo com a faixa de valores espectável. No reator 1 o valor médio da razão foi de 0,75, enquanto no reator 2, foi de 0,76.

Nas Figuras 5.32 e 5.33 apresenta-se a evolução da concentração de N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>3</sub>, em ambos os reatores.

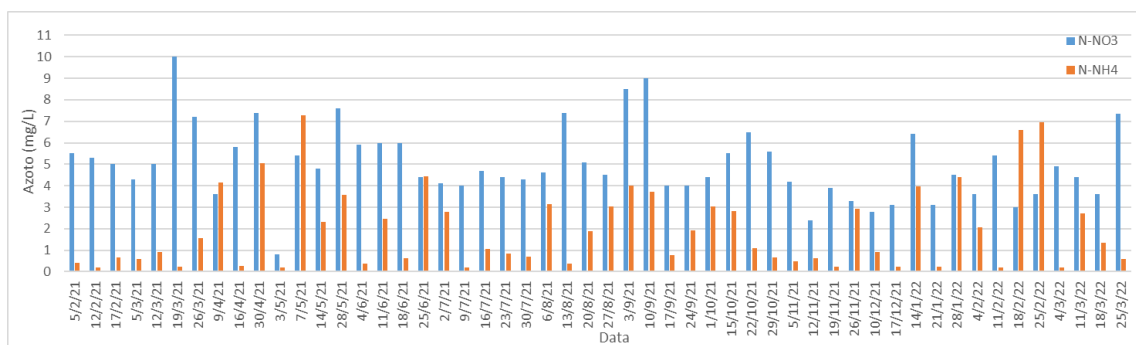


Figura 5.32- Evolução de N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>3</sub> dentro do reator 1 desde janeiro de 2021 a março de 2022

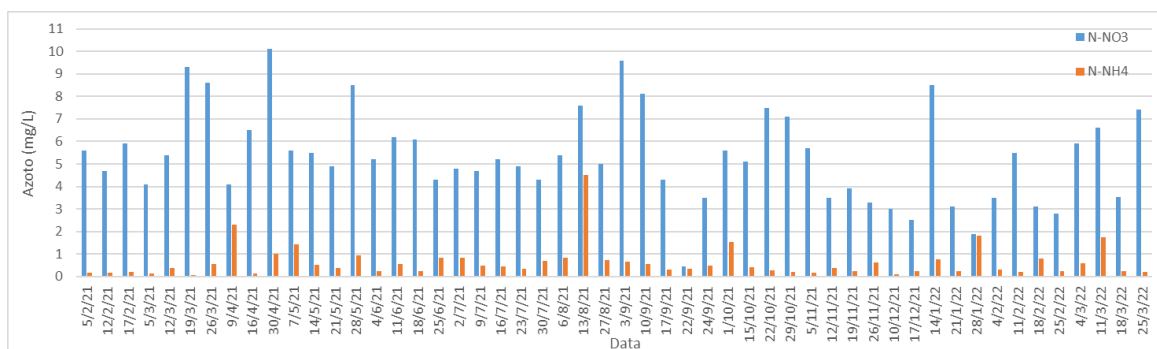


Figura 5.33- Evolução de N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>3</sub> dentro do reator 2 desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figuras 5.32 e 5.33 verifica-se que as concentrações de  $N-NH_4$  e  $N-NO_3$  são relativamente reduzidas em ambos os reatores, o que decorre, por um lado da nitrificação, isto é, da oxidação do  $N-NH_4$  a  $N-NO_3$ , e, por outro, da existência de uma recirculação interna de nitrato do reator aeróbio para o reator anóxico o que, necessariamente, limita a concentração de  $N-NO_3$  no reator aeróbio.

No reator 1 as concentrações médias de  $N-NH_4$  e  $N-NO_3$  são de, respetivamente, de 1,3 mg/L e 5,0 mg/l enquanto no reator 2 são de 0,7 mg/l e de 5,3 mg/L.

A evolução da recirculação de nitrato, que é efetuada a partir do final do reator aeróbio (após a junção do conteúdo dos reatores 1 e 2), é apresentada na Figura 5.34, verificando-se que genericamente é da ordem de 200% (a recirculação de nitratos variou entre 100% e 350%), o que está de acordo com as boas práticas de operação.

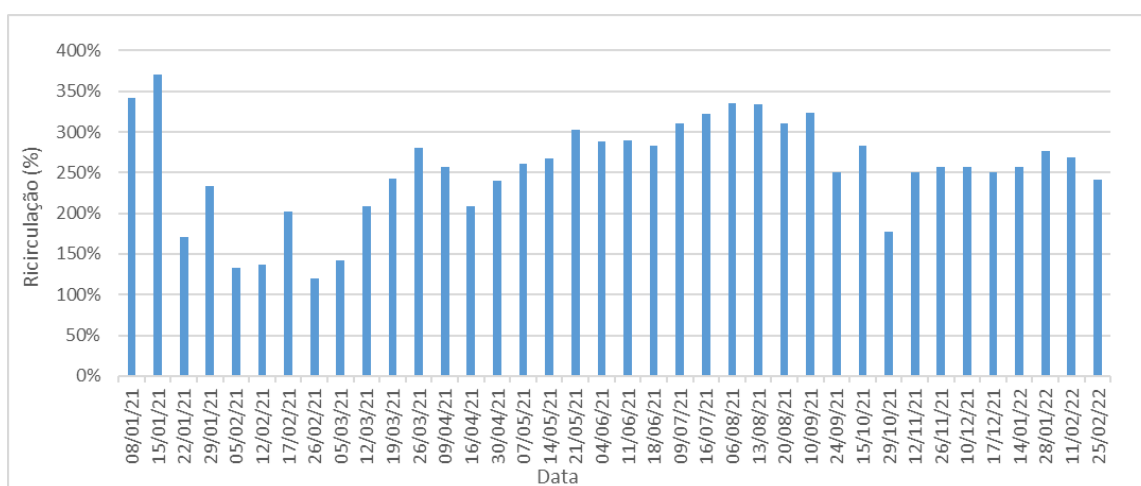


Figura 5.34- Evolução da recirculação de nitratos de janeiro de 2021 a fevereiro de 2022

De modo idêntico foi elaborada a Figura 5.35 com a evolução da recirculação de lamas, a partir do fundo dos decantadores secundários, verificando-se que, em termos médios, esta recirculação é da ordem dos 60%, o que decorrerá de uma boa separação S/L.

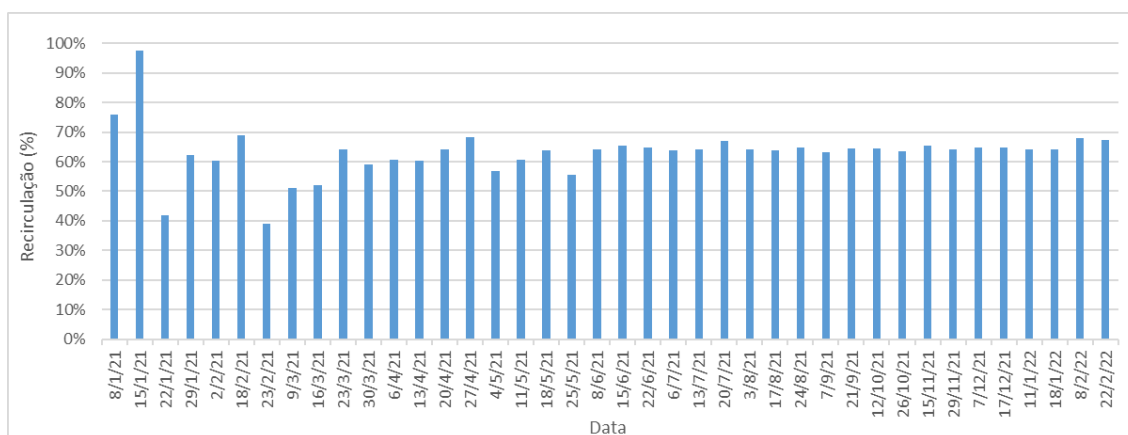


Figura 5.35- Evolução da recirculação de lamas de janeiro de 2021 a fevereiro de 2022

Na Figura 5.36 apresenta-se a evolução dos parâmetros F/M, com base na informação disponibilizada pela operação da ETAR, tendo sido estimado com a carga orgânica afluente ao reator anaeróbio e, também com a concentração média de SVS.

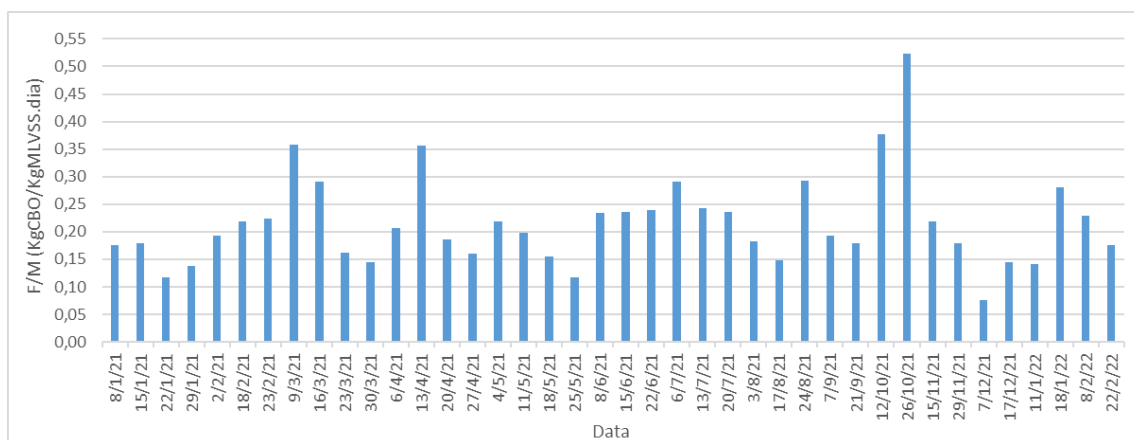


Figura 5.36- Evolução de F/M desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.36 verifica-se que aquele parâmetro se situa, genericamente, entre 0,15 e 0,2 KgCBO<sub>5</sub>/(kgMVS.dia), apesar de o valor médio ter sido de 0,22 KgCBO<sub>5</sub>/(kgMVS.dia), o que decorre de se terem verificado alguns valores anormalmente elevados. Os valores de carga mássica estão de acordo com o regime de operação do processo de lamas ativadas com remoção de carbono, azoto e fósforo.

Na Figura 5.37 apresenta-se a evolução da idade de lamas aeróbia, isto é, os valores utilizados referem-se à estimativa da idade de lamas, com referência ao volume aeróbio, e não ao volume total.

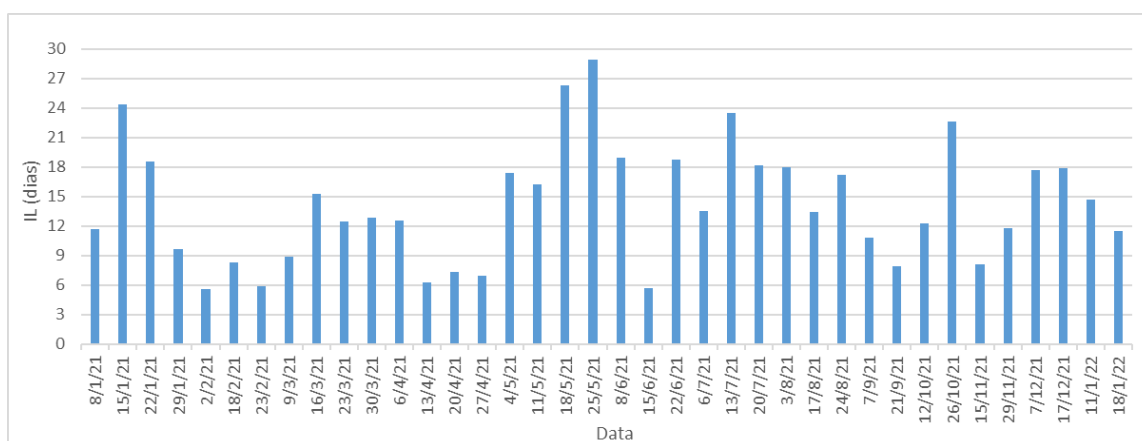


Figura 5.37- Evolução de IL( $\theta$ ) de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.37 importa referir os seguintes aspetos:

- A diferença variação entre valores é significativa, isto é, ocorrem valores relativamente baixos (inferiores a 6 dias), e valores anormalmente elevados (superiores a 20 dias);
- Pelo facto da concentração da matéria em suspensão no interior dos reatores biológicos se manter relativamente constante, a variação do parâmetro idade de lamas só pode ser



justificada por diferenças muito significativas no regime de extração de lamas em excesso que, por sua vez, poderá ser determinada por variações relevantes associadas ao tratamento da fase sólida;

- A variabilidade da idade de lamas determina alterações significativas da presença de matéria orgânica nas lamas biológicas em excesso, o que poderá contribuir para introduzir ineficiências no tratamento da fase sólida em geral, e no processo de digestão anaeróbia.

Tal como referido anteriormente, a recirculação de lamas (recirculação externa) é da ordem de 60%, o que denota uma boa separação S/L. Por forma a avaliar a evolução das condições de sedimentabilidade na operação de decantação secundária, apresenta-se na Figura 5.38 a evolução do parâmetro SVI 30 ao longo do tempo.

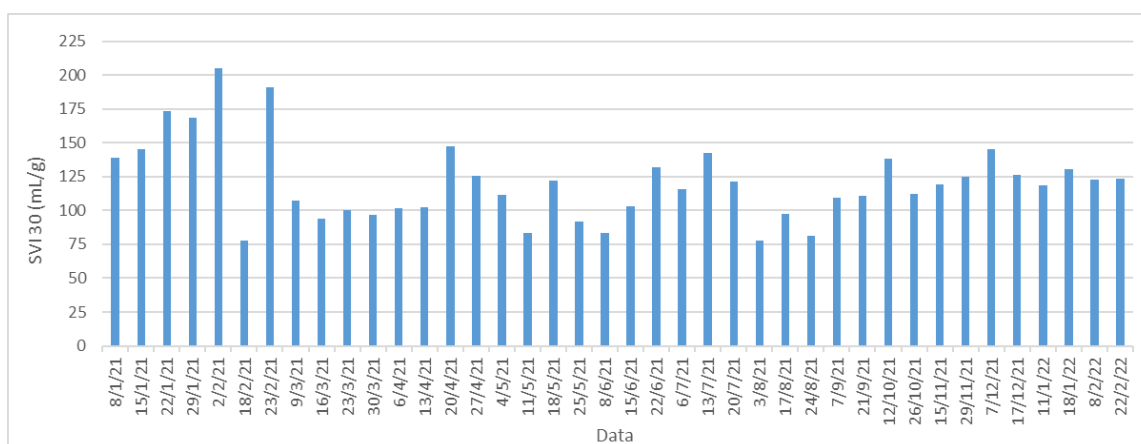


Figura 5.38- Evolução do parâmetro SVI 30 de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.38 verifica-se que a generalidade dos valores se situa entre 75 e de 125 ml/g, o que corrobora o bom desempenho da operação de decantação secundária.

Por forma a garantir-se o cumprimento do referencial de qualidade relativamente ao parâmetro fósforo, apesar da remoção de fósforo por via biológica através da sequência reator anaeróbio reator aeróbio, tem-se justificado o doseamento de cloreto férrico, isto é, garantindo-se o complemento daquela remoção por via química. Na Figura 5.39 apresenta-se a evolução das concentrações médias mensais doseadas.

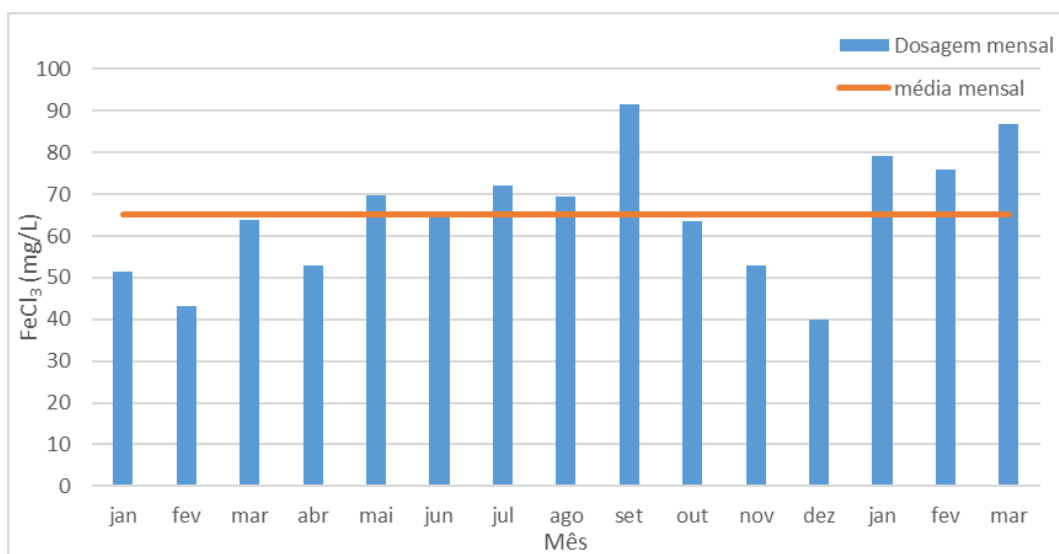


Figura 5.39- Evolução mensal da dosagem de cloreto férrico de janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.39, verifica-se que a concentração varia entre 40 e 90 mg/L, com um valor médio mensal na ordem dos 60 mg/L, doseamentos estes que se podem considerar normais no âmbito da remoção química de fósforo.

## 5.8 Qualidade do efluente final

Por forma a avaliar o desempenho da ETAR, foram elaboradas as figuras seguintes (Figuras 5.40, 5.41, 5.42, 5.43, 5.44, 5.45 e 5.46), relativas à evolução da concentração no efluente tratado (PR11) dos parâmetros CQO, CBO<sub>5</sub>, SST, P, N-total, N-NO<sub>3</sub> e N-NH<sub>4</sub>, tendo sido igualmente representados os respetivos valores limite de emissão. A janela temporal é de janeiro de 2021 a março de 2022, e, sempre que na informação disponibilizada, os valores de concentração apresentados aparecem como sendo inferiores a um determinado valor, foram considerados aqueles valores.

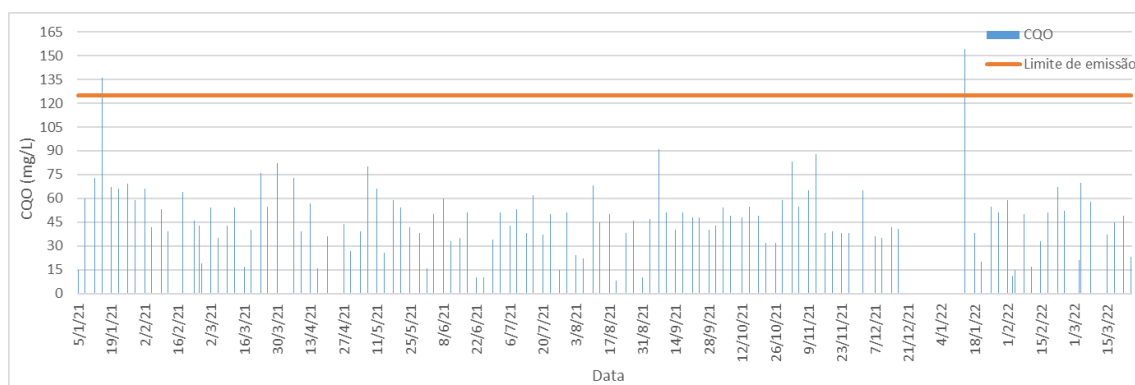


Figura 5.40- Evolução da CQO no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da Figura 5.40 verifica-se que, com duas exceções, não ocorrem incumprimentos, sendo os valores sempre inferiores a 90 mg/L.

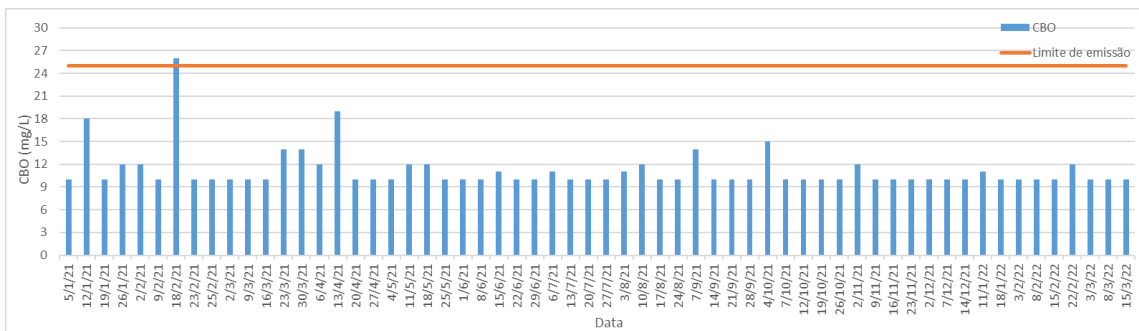


Figura 5.41- Evolução da CBO<sub>5</sub> no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022

De forma idêntica à CQO, a generalidade dos valores de concentração da CBO<sub>5</sub> no efluente tratado são, com uma única exceção, inferiores ao limite de emissão situando-se, na generalidade abaixo dos 15 mg/L.

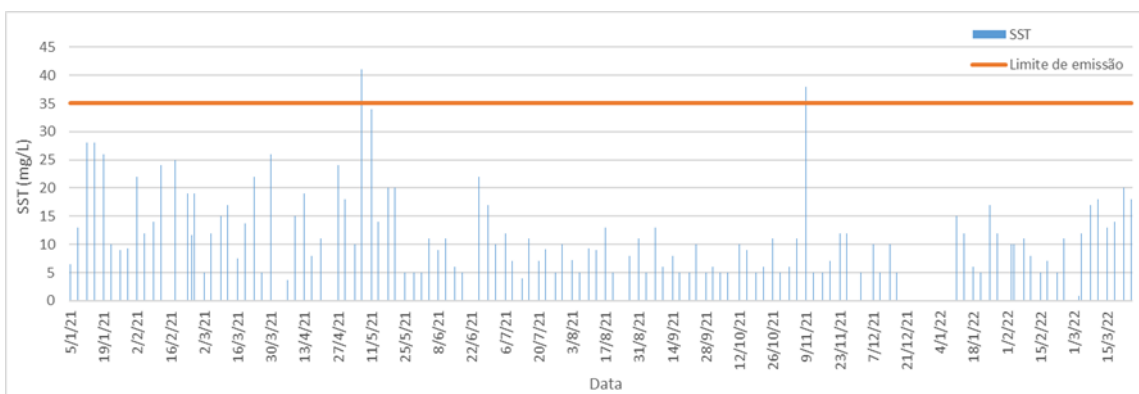


Figura 5.42- Evolução da SST no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022

Relativamente à presença de SST no efluente tratado, os valores de concentração são, normalmente inferiores a 25 mg/L, registando-se apenas dois incumprimentos.

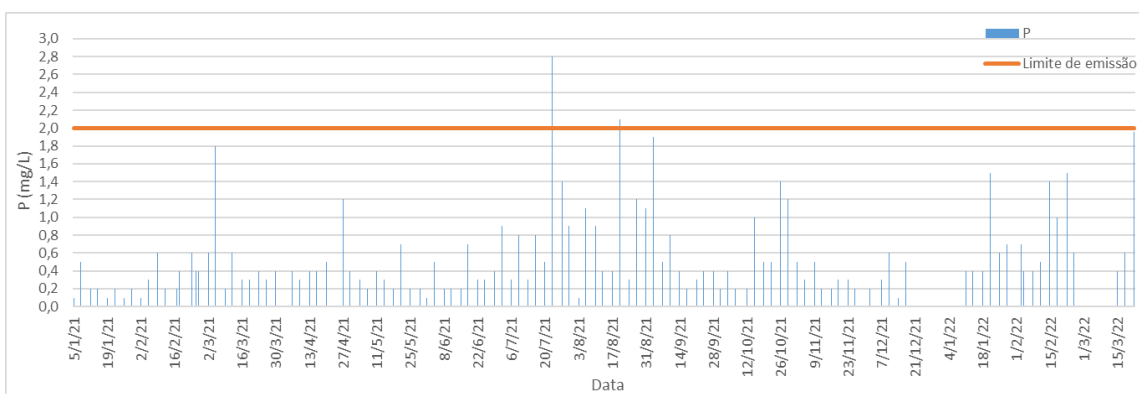


Figura 5.43- Evolução da P no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022

No que se refere à presença de P no efluente tratado ocorrem apenas dois incumprimentos, situando-se a generalidade dos valores abaixo de 1 mg/L.

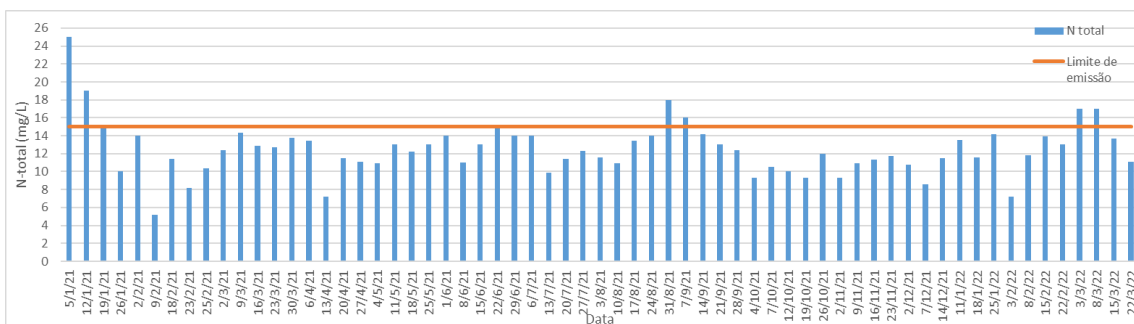


Figura 5.44- Evolução de N-total no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise da informação relativa à presença de N-total no efluente tratado, verifica-se que ocorrem alguns incumprimentos (seis), mas que, na generalidade a ETAR garante o cumprimento do respetivo limite de descarga, independentemente de um número significativo de valores se encontrar próximo daquele limite.

Por forma a avaliar o contributo das diferentes formas de azoto (N-NO<sub>3</sub> e N-NH<sub>4</sub>), na concentração de N-total no efluente tratado, foram elaboradas as Figura 5.45 e 5.46, relativas à evolução daqueles dois parâmetros ao longo tempo.

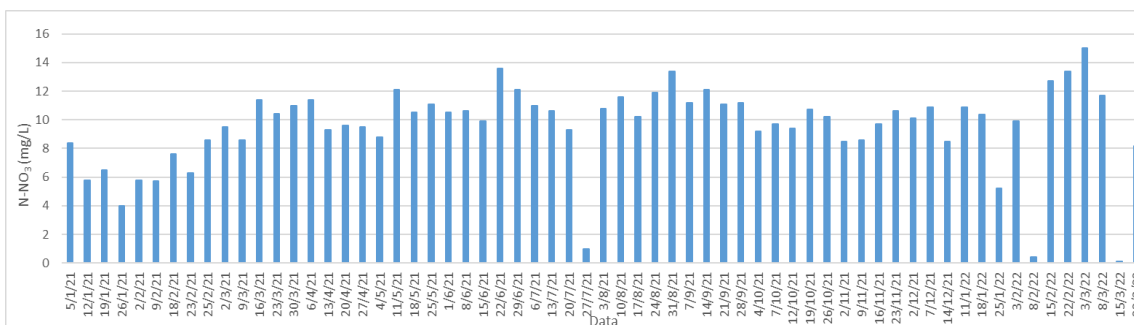


Figura 5.45- Evolução de N-NO<sub>3</sub> no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022

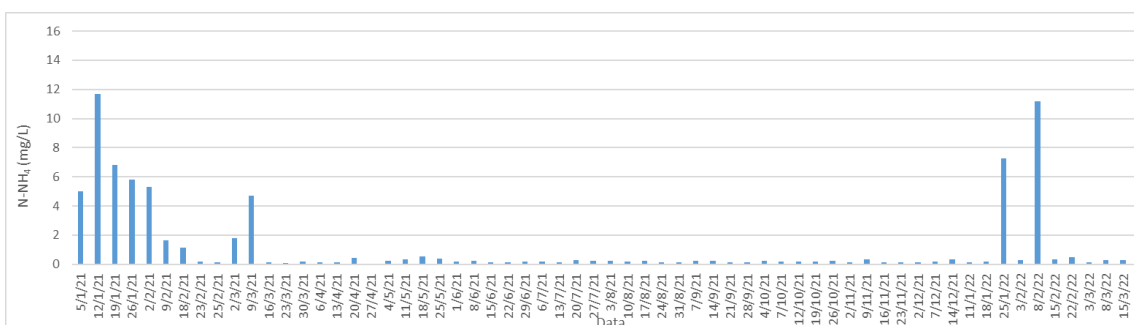


Figura 5.46- Evolução de N-NH<sub>4</sub> no efluente tratado desde janeiro de 2021 a março de 2022

Da análise das Figuras 5.45 e 5.46 verifica-se que, com algumas exceções, a presença de N-NH<sub>4</sub> no efluente tratado é marginal e que, pelo contrário a presença de nitrato é significativa, o que determina as concentrações elevadas de N-total no efluente tratado, o que potencia eventuais incumprimentos.

A presença de concentrações mais elevadas de N-NH<sub>4</sub> no efluente tratado poderá ser justificada por eventuais deficiências associadas ao arejamento e, por outro lado, a presença de N-NO<sub>3</sub> poderá ser justificada por uma recirculação interna relativamente baixa face às características do efluente a tratar e, ou a limitações de carga orgânica.

Da análise global da informação disponibilizada, importa referir que genericamente a ETAR cumpre os objetivos de qualidade vertidos na licença de descarga.

## 5.9 Simulação recorrendo ao Lynx ASM2d

Por forma a procurar avaliar o comportamento da ETAR sem o recurso ao doseamento de cloreto férrico, foram efetuadas várias simulações recorrendo ao programa Lynx ASM2d, de acordo com os cenários anteriormente referidos (cf capítulo 4). Na tabela 5.1 apresentam-se os resultados das simulações efetuadas, incluindo a qualidade do efluente tratado.

*Tabela 5.1- Resultados das simulações efetuadas no Lynx ASM2d*

Cenário	Simulação	CQO afluente (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> afluente (mg/L)	P afluente (mg/L)	CQO saída operação (mg/L)	N-total saída operação (mg/L)	P saída operação (mg/L)	CQO saída simulação (mg/L)	N-total saída simulação (mg/L)	P saída simulação (mg/L)
1	1 (Com decantador)	267	28,9	1,6	76	12,7	0,4	27,0	9,0	0,1
	2 (Sem decantador)	350	30,4	1,6	-	-	-	34,8	8,2	0,1
2	1 (Com decantador)	200	34,1	3,2	42	13,0	0,2	18,3	16,4	4,4
	2 (Sem decantador)	239	35,9	3,3	-	-	-	21,5	15,5	3,1
	3 (Alteração do volume anaeróbio)	239	35,9	3,3	-	-	-	21,7	14,9	0,2
	4 (Aumento da CQO afluente)	300	35,9	3,3	-	-	-	26,7	12,3	0,2
3	1 (Com decantador)	575	66,4	5,4	24	11,6	0,1	47,2	19,8	0,1
	2 (Sem decantador)	746	69,9	5,5	-	-	-	60,9	16,1	0,1
4	1 (Com decantador)	420	53,2	6,0	40	14,2	0,4	36,1	19,7	2,5
	2 (Sem decantador)	972	56	6,1	-	-	-	82,1	9,7	0,1
5	1 (Com decantador)	410	49,4	3,8	38	11,3	0,2	34,1	17,2	0,1
	2 (Sem decantador)	877	52	3,9	-	-	-	72,3	12,4	0,1

Apesar das limitações associadas à informação disponível, referida anteriormente no capítulo 4, importa referir os seguintes aspetos:

- Relativamente ao cenário 1, os resultados obtidos com as simulações efetuadas conduzem, em ambas as situações, ao cumprimento dos objetivos de qualidade relativamente ao azoto e ao fósforo. Importa acentuar que a remoção de fósforo é obtida sem o recurso ao doseamento de cloreto férrico;
- Ainda relativamente ao cenário 1, o bypass à operação de decantação primária não parece introduzir benefícios significativos. Por outro lado, em ambas as simulações a concentração de CQO no efluente tratado é inferior à concentração de CQO medida, enquanto as concentrações de azoto que resultam da simulação se podem considerar da mesma ordem de grandeza da concentração medida. No que se refere ao fósforo os resultados são da mesma ordem de grandeza, apesar de na operação da ETAR se dosear cloreto férrico;
- Relativamente ao cenário 2, em que as concentrações de CQO afluentes ao reator biológico são mais baixas, os resultados obtidos através das simulações, relativamente a CQO e ao azoto, podem-se considerar da mesma ordem de grandeza que os resultados medidos. No entanto, os resultados relativos ao P que resultaram das simulações

efetuadas (com decantador e sem decantador) são superiores ao valor medido o que, decorrerá da utilização de cloreto férrico na ETAR, situação que não se encontra vertida nas simulações efetuadas. Importa acentuar que os valores de P são superiores ao objetivo de qualidade, e que a sua limitada remoção por via biológica poderá decorrer da baixa concentração de CQO afluente;

- Foi efetuada uma nova simulação, admitindo o bypass ao decantador primário e com um volume anaeróbio idêntico ao volume anóxico (cenário 2, simulação 3). Nesta circunstância, os valores simulados relativamente à CQO e ao azoto são idênticos aos valores do cenário 2, simulação 2 (bypass ao decantador primário), mas o valor de fósforo é claramente mais reduzido, garantindo-se os objetivos de qualidade;
- Foi igualmente efetuada uma outra simulação, em que para as condições das simulações anteriores (2 e 3, deste mesmo cenário), se mantiveram as concentrações afluentes de azoto e P mas se aumentou-se a concentração de CQO para cerca de 300 mg/L. De forma idêntica à simulação anterior, o aumento da CQO permitiu uma maior remoção de fósforo com o conseqüente cumprimento dos objetivos de qualidade;
- O cenário 3 permitiu avaliar o desempenho da ETAR, quando as concentrações afluentes (CQO, azoto e P) são elevadas. Os resultados da simulação efetuada com decantador são superiores no que se refere à CQO e ao azoto, sendo, no entanto, da mesma ordem de grandeza relativamente ao azoto, sendo idênticos no que se refere ao P. Na simulação efetuada sem decantador, os resultados obtidos são idênticos, sendo a CQO ligeiramente superior e o azoto ligeiramente inferior. De acordo com esta simulação, o doseamento de cloreto férrico para remoção de fósforo parece não ser justificável, mas, por outro, os resultados relativos ao azoto estão acima do limite de descarga;
- A cenário 4 foi efetuada por incluir valores de CQO claramente distintos, quando se bypassa a operação de decantação primária, e, por outro lado, pelo facto da concentração de P ser superior às concentrações de P das restantes simulações. No que se refere à simulação 1 (com decantador), os resultados obtidos através da simulação podem-se considerar da mesma ordem de grandeza dos resultados medidos, apesar de o resultado simulado relativamente ao P ser superior ao limite de descarga, e o resultado medido ser ligeiramente inferior. Por outro lado, o resultado obtido relativamente ao P é igualmente superior ao limite de descarga enquanto o que o valor medido é claramente inferior, o que decorrerá do doseamento de cloreto férrico;
- No que se refere à simulação 2 (sem decantador) do cenário 4, a presença abundante de CQO garante a remoção de azoto e P, permitindo o cumprimento dos objetivos de qualidade;
- O cenário 5 permitiu simularem-se condições de afluência que incluíam CQO elevadas, ocorrendo igualmente uma eficiência de remoção elevada na operação de decantação primária, e também valores de P da ordem de 4 mg/L. De forma idêntica às simulações do cenário 4, a simulação 1 (com decantador) permite obter resultados idênticos às concentrações medidas, apesar da concentração de azoto simulada ser superior ao objetivo de qualidade, enquanto a concentração medida é inferior. Por outro lado, a concentração de P simulada, que é muito reduzida, indicia que o doseamento de cloreto férrico parece não ser necessário;
- A simulação 2 (sem decantador) do cenário 5, garante a remoção de azoto e P, por forma a garantir-se o cumprimento dos objetivos de qualidade.

## 6. Conclusões

As principais conclusões que decorreram do trabalho efetuado, incluem:

- O efluente bruto apresenta características urbanas, com concentrações de CQO, CBO<sub>5</sub>, azoto e P que estão de acordo com este tipo de efluentes, e, por outro lado, as concentrações de SST são relativamente reduzidas, da ordem dos 300 mg/L. A relação CBO<sub>5</sub>/CQO corrobora o que anteriormente foi referido, indiciando que o efluente é biodegradável;
- De acordo com a informação disponibilizada, o contributo das escorrências e sobrenadantes da fase sólida não parece impactar a qualidade do efluente a tratar, o que parece não poder corresponder à realidade;
- O desempenho da operação de decantação primária está de acordo com o que é espectável, o que significa que parte da matéria orgânica potencialmente necessária para os processos de desnitrificação e de remoção biológica de P é removida, o que poderá contribuir para limitar as respetivas eficiências de remoção. Por outro lado, as lamas primárias constituem uma mais-valia nos processos de estabilização biológica anaeróbia a funcionar em regime de alta carga, isto é, contribuem para aumentar a produção de biogás;
- De acordo com a análise efetuada, pode-se considerar que, genericamente o funcionamento dos reatores biológicos está de acordo com o que é expectável. No entanto, importa referir que seria relevante a disponibilização dos valores de concentração de P após a operação de decantação primária, sem os contributos provenientes da fase sólida, bem como valores de CQO e CBO<sub>5</sub> que caracterizassem o impacte da recirculação de lamas;
- A variabilidade da idade de lamas poderá contribuir para introduzir ineficiências no tratamento da fase sólida em geral, e no processo de digestão anaeróbia em particular, nomeadamente no que se refere à produção de biogás;
- A operação de decantação secundária permite uma boa separação sólido-líquido;
- O doseamento de cloreto férrico de forma a garantir a precipitação de P, é efetuada independentemente das condições de afluência, isto é, da CQO e do P afluentes;
- Genericamente a ETAR cumpre os objetivos de qualidade;
- Os resultados das simulações efetuadas permitiram identificar:
  - a repercussão que a operação de decantação primaria pode ter relativamente à remoção de azoto e ao P, isto é, seria relevante a operação de decantação primária poder ser bypassada em parte ou na totalidade, por forma a garantir mais carbono disponível;
  - Em situações em que a concentração de CQO afluente ao reator biológico é mais reduzida, o volume anaeróbio parece não ser suficiente para garantir a remoção de P por via biológica;
  - Em situações em que a concentração de CQO afluente ao reator biológico é elevada, não parece justificar-se o doseamento do cloreto férrico;
- As estratégias a adotar com o objetivo de otimizar a remoção de nutrientes, nomeadamente do P, por via biológica, deverá ser, necessariamente, compatibilizada com os objetivos pretendidos para o tratamento da fase sólida (digestão anaeróbia em regime alta carga com produção de biogás e respetiva valorização em cogeração).





## Referências bibliográficas

- Amaral, L. (2020). *Parâmetros de dimensionamento de sistemas de lamas ativadas*.
- Águas de Portugal. (2015). O ciclo urbano da água. Retrieved August 6, 2022, from <https://www.adp.pt/pt/atividade/o-que-fazemos/o-ciclo-urbano-da-agua/?id=28>
- Águas do Centro Alentejo. (2015). AMPLIAÇÃO DA ETAR DE ÉVORA Memória Descritiva e Justificativa de Processo de Tratamento e Equipamento.
- Barnard, J. L. (2015). Biological NUTRIENT removal: Where we have been where we are going? *Proceedings of the water environment federation*, 2006(13), 1-25.
- Butler, D., Digman, C. J., Makropoulos, C., & Davies, J. W. (2018). *Urban Drainage* (4th Ed). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781351174305>
- Chorus, I., & Bartram, J. (Eds.). (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. CRC Press.
- Clark, T., Stephenson, T., & Pearce, P. A. (1997). Phosphorus removal by chemical precipitation in a biological aerated filter. *Water Research*, 31(10), 2557–2563. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00091-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00091-2)
- Curtin, K., Duerre, S., Fitzpatrick, B., & Meyer, P. (2011). *Biological Nutrient Removal*. Minnesota Pollution Control Agency.
- Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho. Diário da República n.º 139/1997, Série I-A. Ministério do Ambiente. Lisboa
- DGADR (Direção-Geral da Agricultura e Desenvolvimento Rural). (2016). *Poluição Provocada por Nitratos de Origem Agrícola-Diretiva 91/676/CEE, de 12 de dezembro- Relatório 2012-2015*. [https://apambiente.pt/sites/default/files/\\_SNIAMB\\_Agua/DRH/Legislacao/NitratosOrigemAgricola/PT\\_RelatorioDiretivaNitratos\\_2012\\_2015.pdf](https://apambiente.pt/sites/default/files/_SNIAMB_Agua/DRH/Legislacao/NitratosOrigemAgricola/PT_RelatorioDiretivaNitratos_2012_2015.pdf)
- EPA (Environmental Protection Agency). (1997). *Wastewater treatment manuals: primary, secondary and tertiary treatment*. Environmental Protection Agency, Wexford, Ireland.
- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., Love, N. G., & Filipe, C. D. M. (2011). *Biological wastewater treatment* (3rd Ed). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b13775>
- Grubbs, G. (2001). Development and Adoption of Nutrient Criteria into Water Quality Standards. Office of Science and Technology, US Environmental Protection Agency, WQSP-0101, Washington, DC. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-08/documents/nutrient-memo-nov142001.pdf>
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., & Marais, G. v. R. (1995). The Activated Sludge Model No. 2: Biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 31(2), 1–11. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00175-M](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00175-M)
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & Van Loosedrecht, M. (2000). *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780402369>

- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. V. R., & Van Loosdrecht, M. C. M. (1999). Activated Sludge Model No.2d, ASM2d. *Water Science and Technology*, 39(1), 165–182. <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0036>
- Jeyanayagam, S. (2005). True Confessions of the Biological Nutrient Removal Process. *Florida Water Resources Journal*, 37–46.
- Khu, S. T., Di Pierro, F., Savić, D., Djordjević, S., & Walters, G. A. (2006). Incorporating spatial and temporal information for urban drainage model calibration: An approach using preference ordering genetic algorithm. *Advances in Water Resources*, 29(8), 1168–1181. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.09.009>
- LNEC (Laboratório Nacional de Engenharia Civil) (2022). Curso Modelação de Sistemas de águas Residuais e Pluviais (MSARP).
- Lazarova, V., Janex, M., Fiksdal, L., Oberg, C., Barcina, I., & Pompepuy, M. (1998). Advanced Wastewater Disinfection Technologies: Short and Long Term Efficiency. *Water Science and Technology*, 38(12), 109-117. [https://doi.org/S0273-1223\(98\)00810-5](https://doi.org/S0273-1223(98)00810-5)
- Mano, P. (2021). Remoção de nutrientes em estações de tratamento de água residual urbana. Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade Nova de Lisboa.
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th Ed.). New York, NY: McGraw – Hill Education.
- Monte, H., Santos, M., Barreiros, A., & Albuquerque, A. (2016). Tratamento de águas residuais operações e processos de tratamento físico e químico. <http://hdl.handle.net/10400.21/13925>
- Morse, G. K., Brett, S. W., Guy, J. A., & Lester, J. N. (1998). Review: Phosphorus removal and recovery technologies. *Science of the Total Environment*, 212(1), 69–81. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00332-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00332-X)
- PWTB (Public Works Technical Bulletin). (2001). PWTB 420-49-39 Biological Nutrient Removal.
- Petzet, S. and Cornel, P. (2013). *Phosphorus recovery from wastewater. Issues in Environmental Science and Technology*, 37. *Waste as a Resource*. Edited by R.E. Hester and R.M. Harrison. The Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/9781849737883-00110>
- Pombo, S. (2010). *Contributo para a Utilização de Modelos de Simulação Dinâmica no Dimensionamento de Processos de Lamas Activadas*. Dissertação apresentada na Universidade NOVA de Lisboa para obtenção do grau de mestre em Engenharia Sanitária.
- Quevauviller, P., Thomas, O., & Van Der Beken, A. (Eds) (2006). *Wastewater Quality Monitoring and Treatment*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Rumana, R., & Husnain, T. (2022). *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering* (2nd Ed). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003134374>
- Santos, M., Pacheco, D., Santana, F., & Rodrigues, A. (2004). *A Eutrofização das Lagoas das Sete-Cidades e Furnas (S. Miguel-Açores) Análise evolutiva entre 1988 e 2002*. In Actas do 7º Congresso da Água.
- Silvestre, N. (2014). Contributo para a análise dos principais aspetos associados à operação de instalações de tratamento de lamas ativadas. Dissertação apresentada na Universidade NOVA de Lisboa para obtenção do grau de mestre em Engenharia do Ambiente.

- Spellman, F.R. (2020). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations* (4th Ed). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003038351>
- Stuetz, R., & Franz-Bernd Frechen (Eds). (2001). *Odours in Wastewater Treatment*. IWA publishing.
- Szabó, A., Takács, I., Murthy, S., Daigger, G. T., Licskó, I., & Smith, S. (2008). Significance of Design and Operational Variables in Chemical Phosphorus Removal. *Water Environment Research*, 80(5), 407–416. <https://doi.org/10.2175/106143008X268498>
- Tjandraatmadja, G., Pollard, C., Sheedy, C., & Gozukara, Y. (2010). Sources of contaminants in domestic wastewater : nutrients and additional elements from household products. *CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship, February*, 1–118.
- Turovskiy, I. S., & Mathai, P. K. (2006). Wastewater Sludge Processing. *In Wastewater Sludge Processing*. John Wiley & Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/047179161X>
- van Haandel, A., & van der Lubbe, J. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment- design and optimisation of activated sludge systems* (2nd Ed). IWA Publishing.
- von Sperling, M. (2007). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. IWA publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780402123>
- Water Environmental Federation (WEF). (2005). *Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants*. WEFpress.



# Anexos

## Anexo 1- Diagramas de funcionamento da ETAR

### ETAR ÉVORA - TRATAMENTO PRELIMINAR

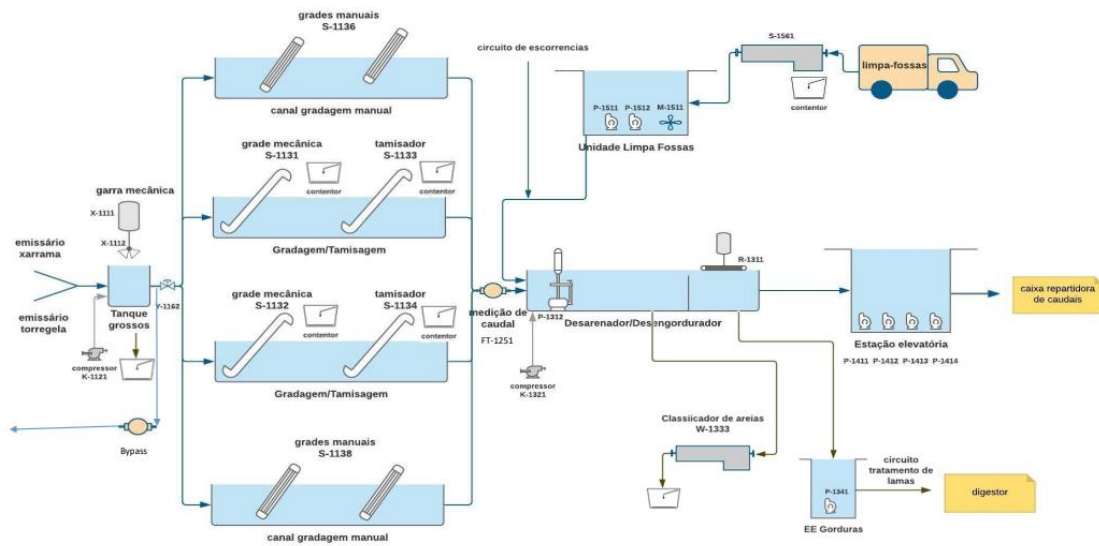


Figura 1 – Diagrama de funcionamento do tratamento preliminar da ETAR

### ETAR EVORA2 - TRATAMENTO PRIMÁRIO

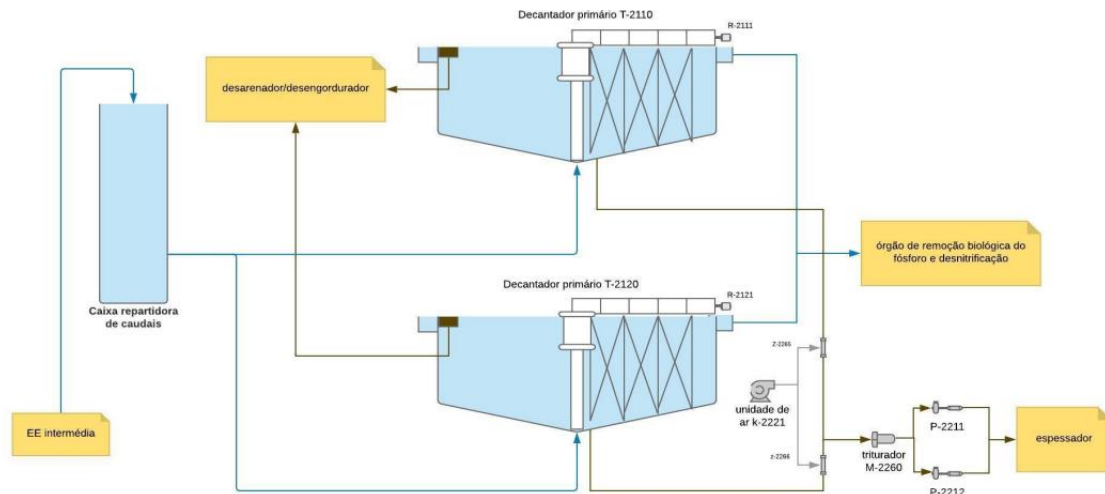


Figura 2 – Diagrama de funcionamento da decantação primária da ETAR

## ETAR ÉVORA - TRATAMENTO SECUNDÁRIO

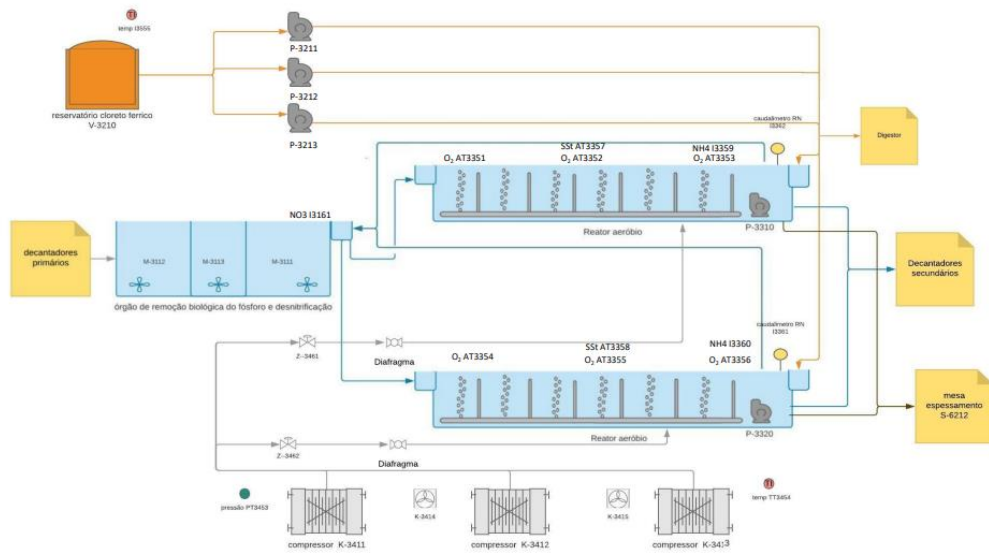


Figura 3 – Diagrama de funcionamento do tratamento biológico da ETAR

## ETAR ÉVORA - TRATAMENTO SECUNDÁRIO

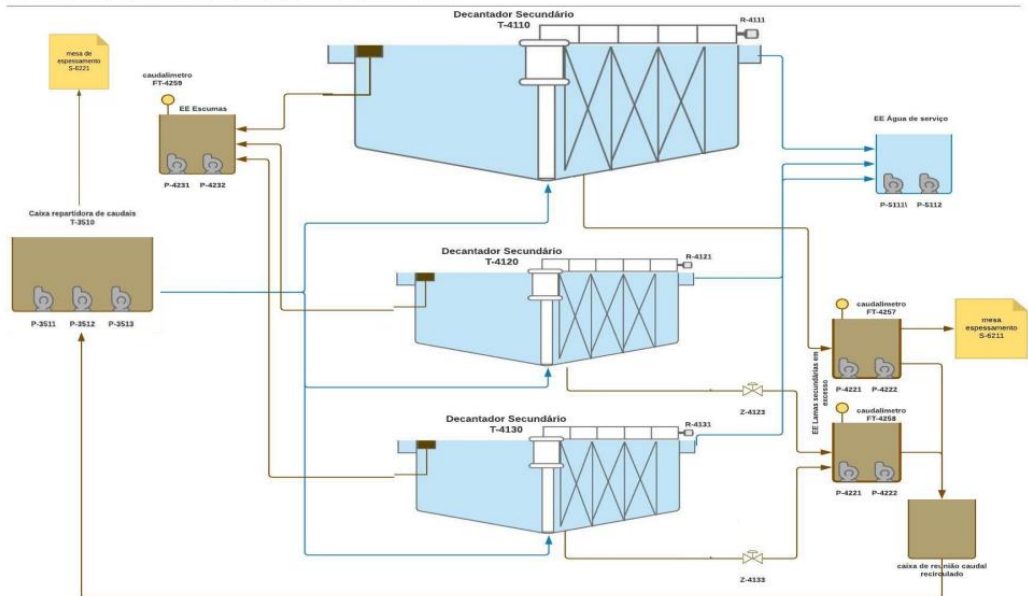


Figura 4 – Diagrama de funcionamento da decantação secundária da ETAR

ETAR ÉVORA - ESPESSAMENTO DE LAMAS

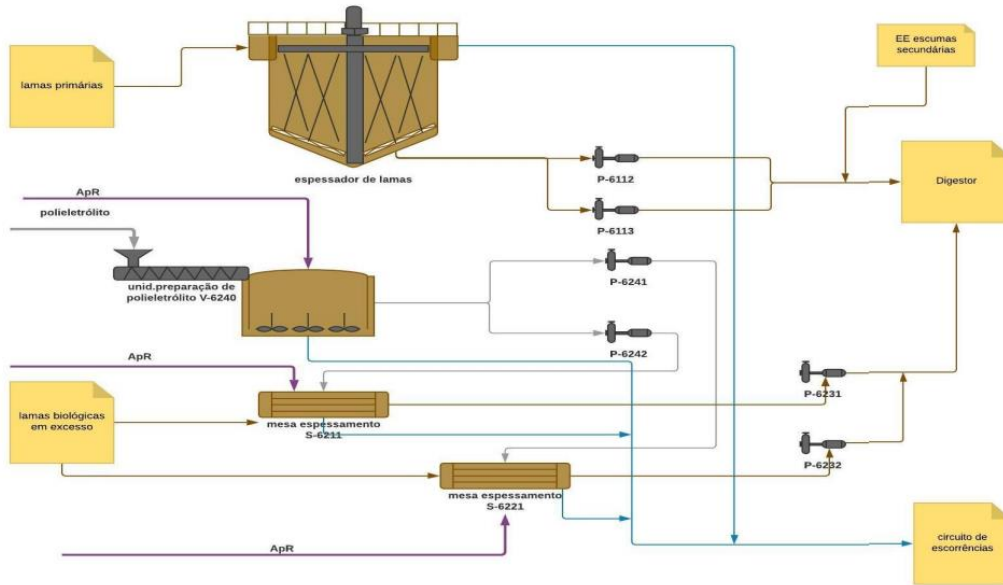


Figura 5– Diagrama de funcionamento da etapa de espessamento da ETAR

ETAR ÉVORA - DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LAMAS

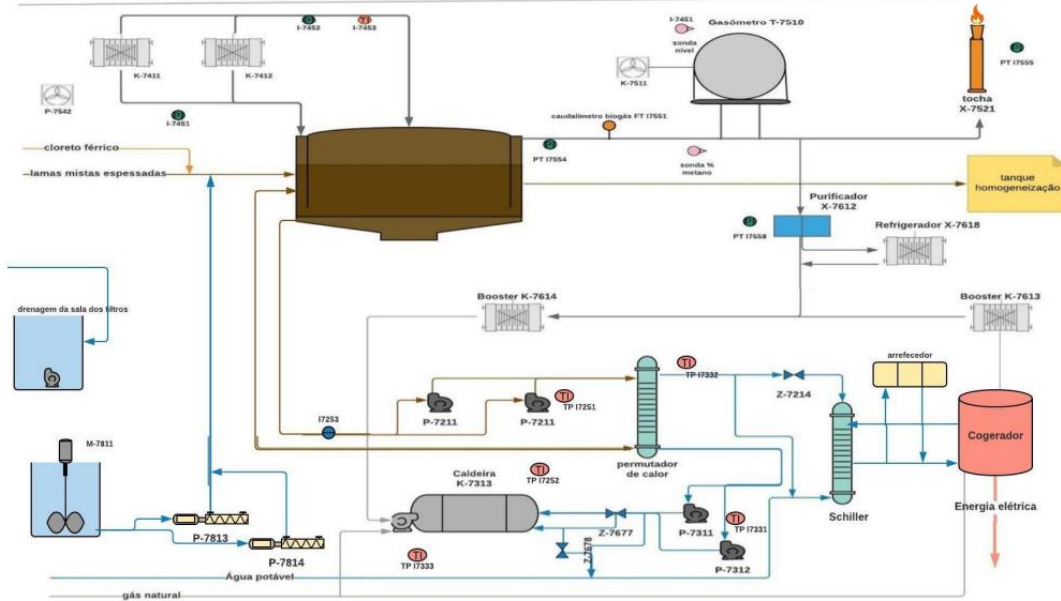


Figura 6 – Diagrama de funcionamento da etapa de digestão anaeróbia da ETAR

ETAR ÉVORA - DESIDRATAÇÃO DE LAMAS

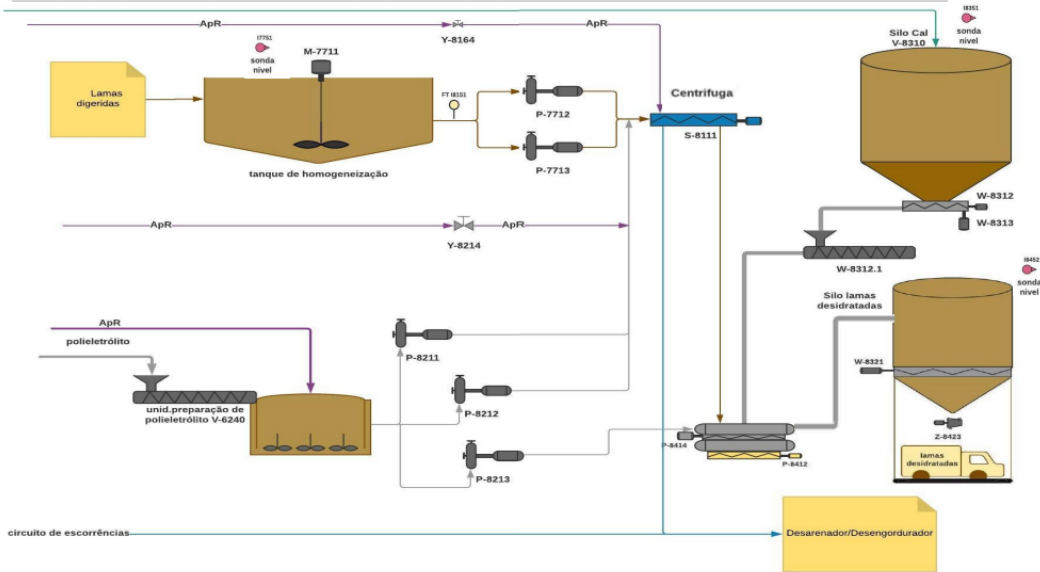


Figura 7– Diagrama de funcionamento da etapa de desidratação da ETAR

Anexo 2- Resultados do Lynx ASM2d

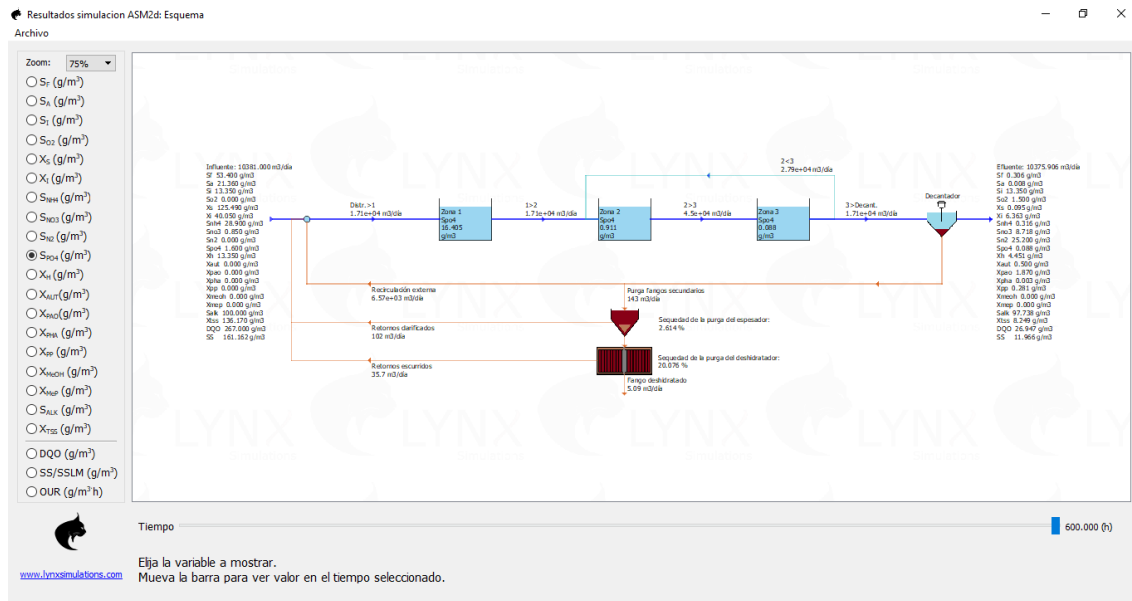


Figura 1 - Resultados do cenário 1 simulação 1



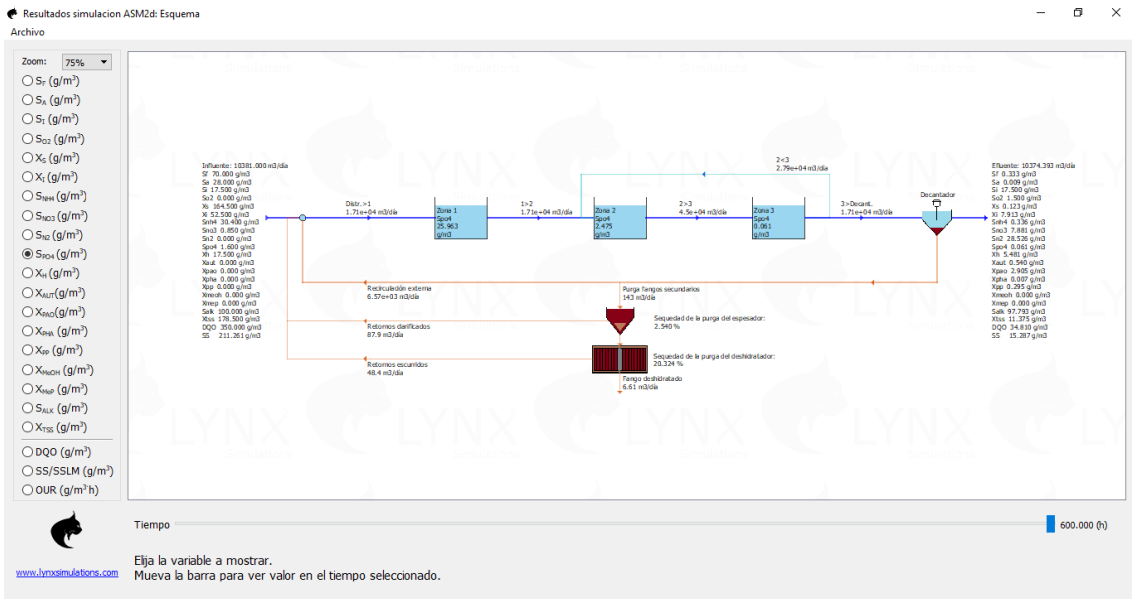


Figura 2- Resultados do cenário 1 simulação 2

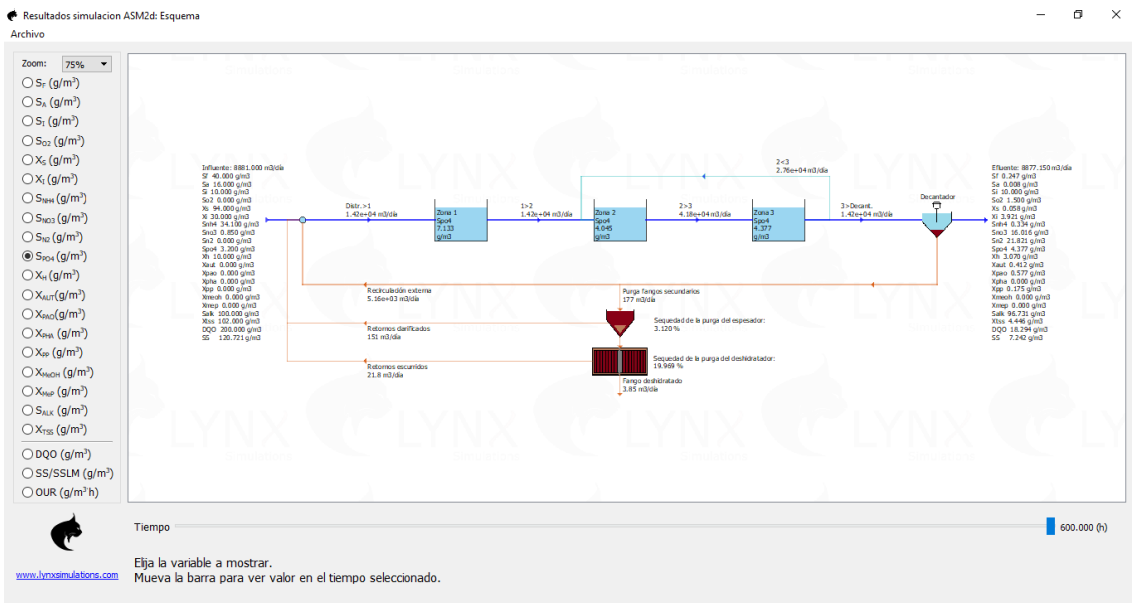


Figura 3- Resultados do cenário 2 simulação 1

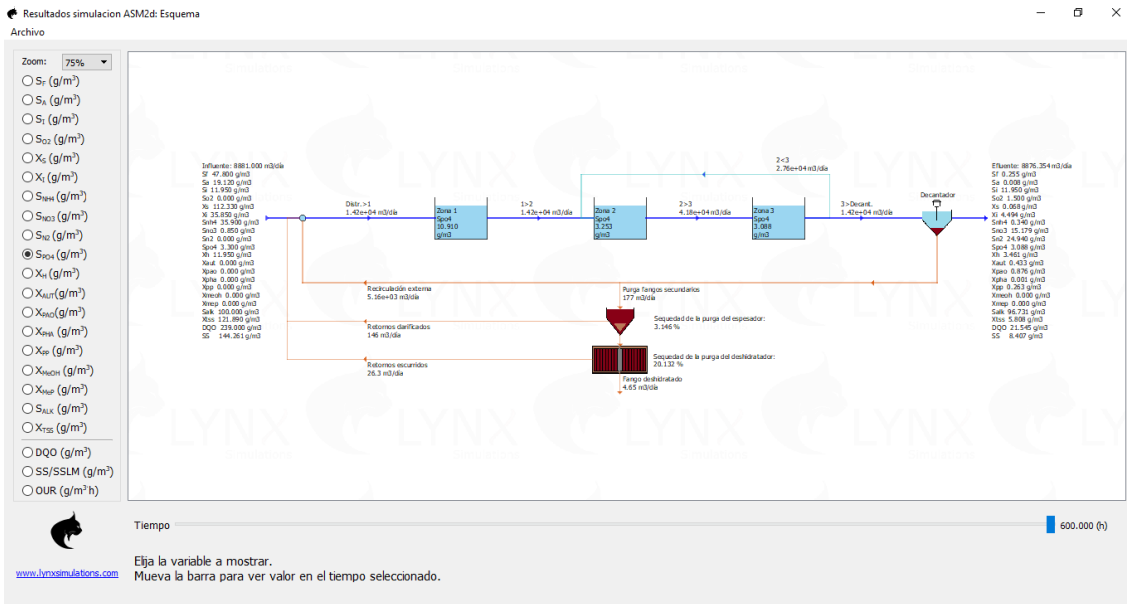


Figura 4 - Resultados do cenário 2 simulação 2

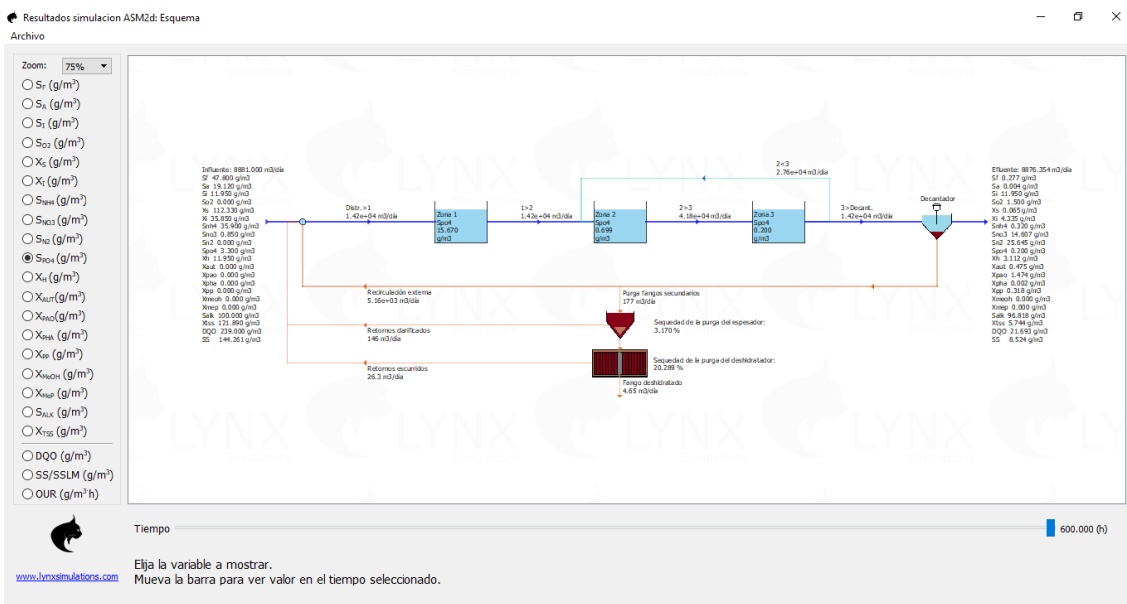


Figura 5 - Resultados do cenário 2 simulação 3

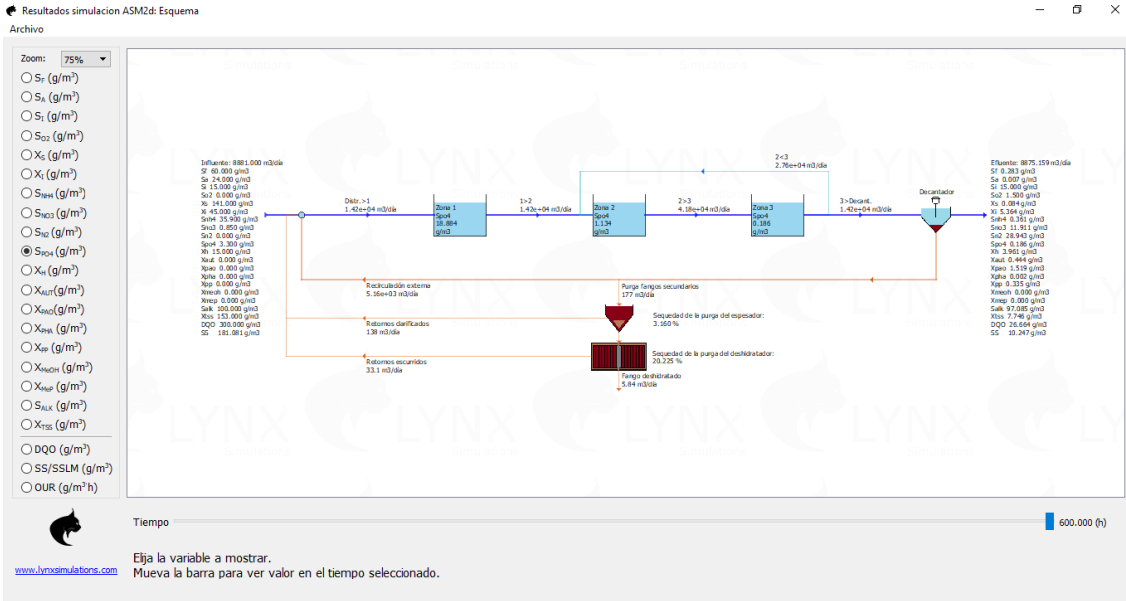


Figura 6 - Resultados do cenário 2 simulação 4

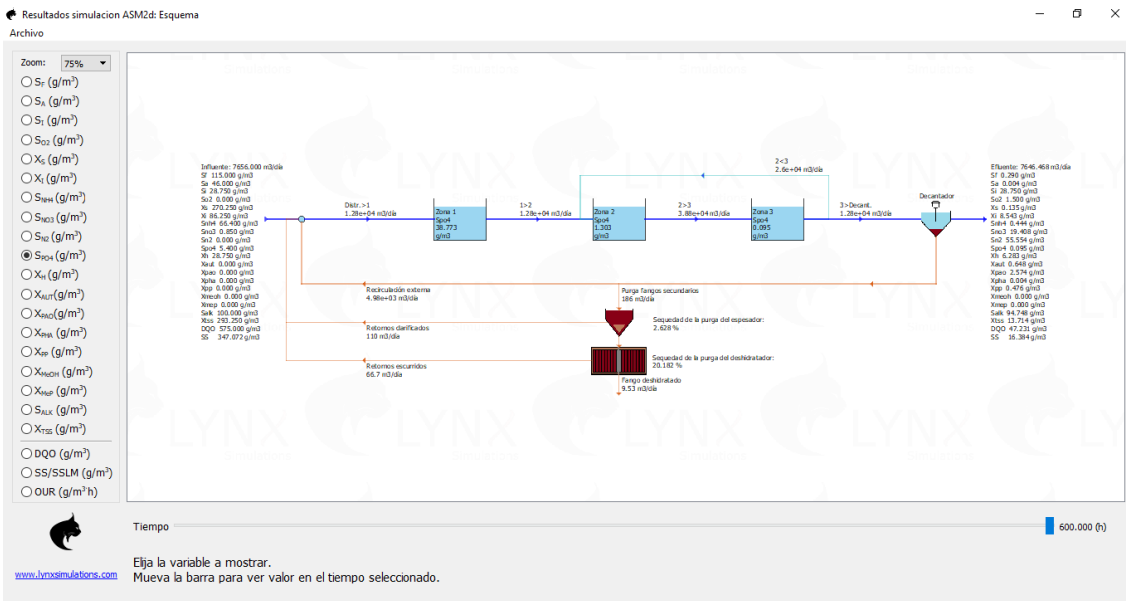


Figura 7 - Resultados do cenário 3 simulação 1

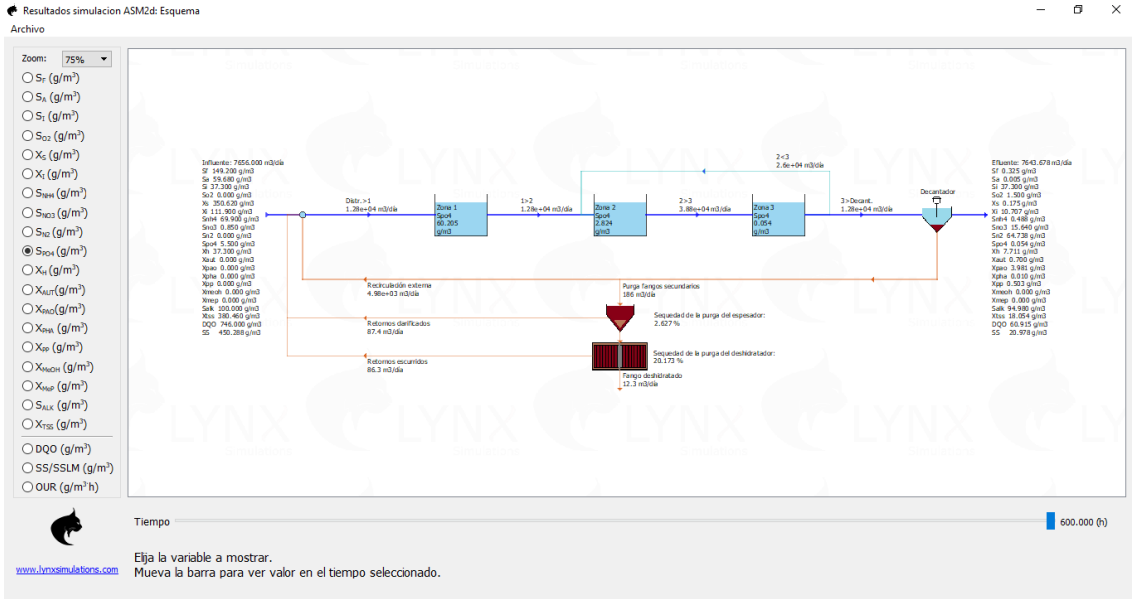


Figura 8 - Resultados do cenário 3 simulação 2

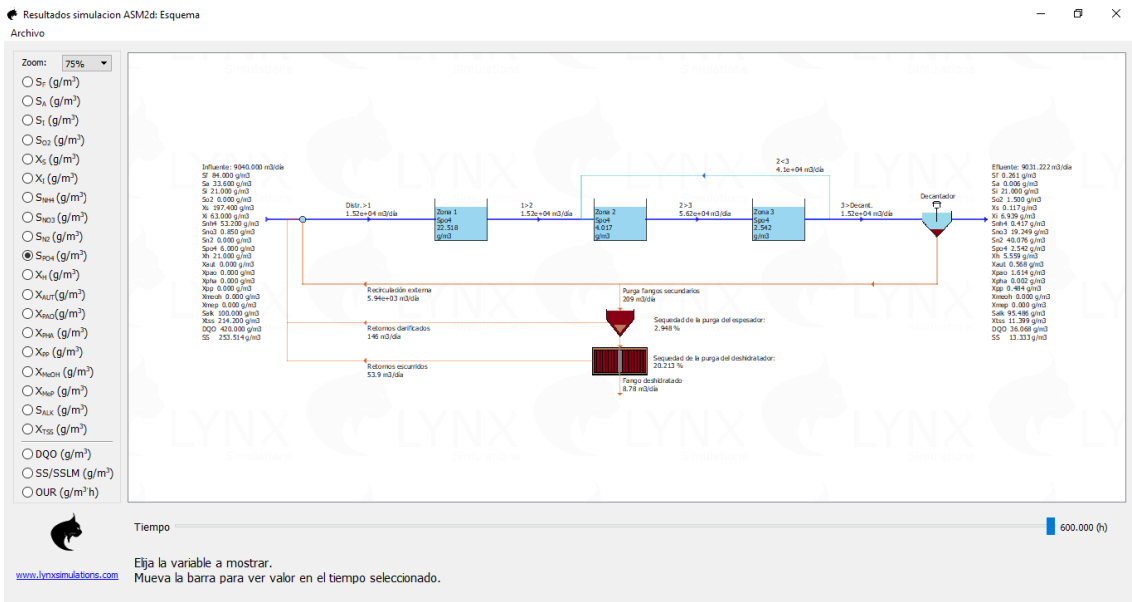


Figura 9 - Resultados do cenário 4 simulação 1

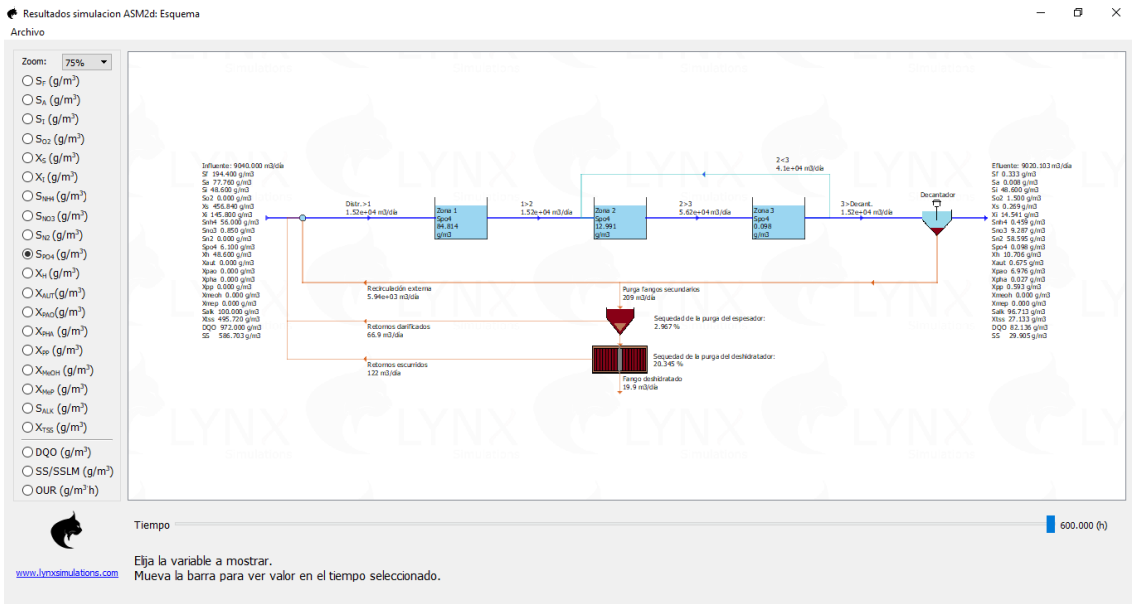


Figura 10 - Resultados do cenário 4 simulação 2

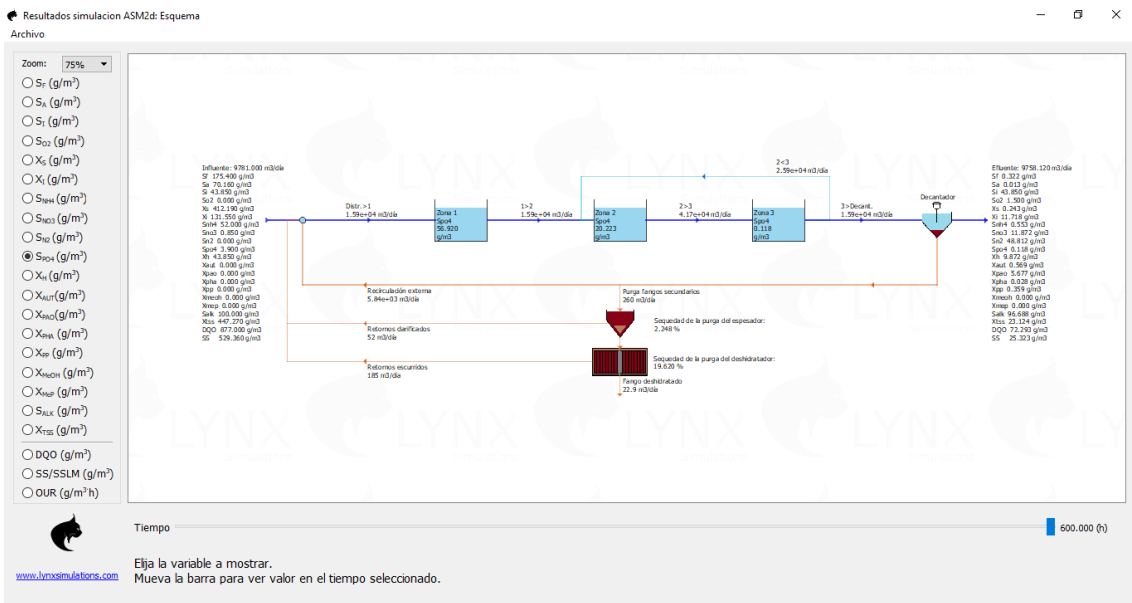


Figura 11 - Resultados do cenário 5 simulação 1

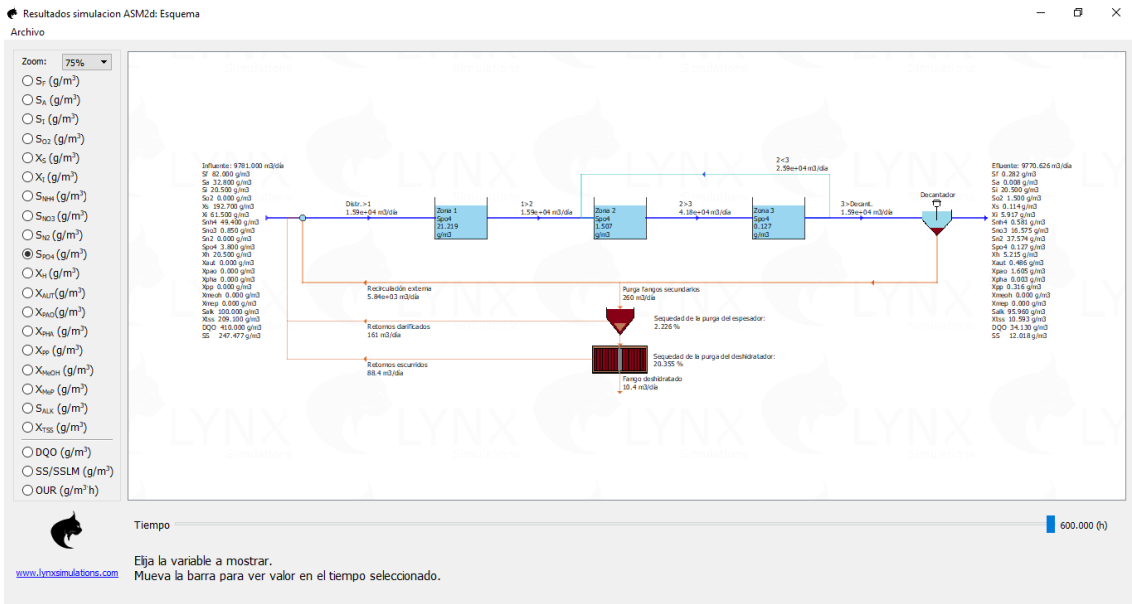


Figura 12 - Resultados do cenário 5 simulação 2



