

# **MODELAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE UM SISTEMA DE LAMAS ATIVADAS COM REATORES BIOLÓGICOS DO TIPO VALA DE OXIDAÇÃO**

**THAIS MESSIAS BERTO**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de  
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia  
Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a Universidade  
Tecnológica Federal do Paraná*

Orientado por  
**Manuel Feliciano (IPB)**  
**Cláudio Costa (Tratave)**  
**Joseane Theodoro (UTFPR-Londrina)**

**Bragança**  
**2020**



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, pela vida, saúde e força para que eu pudesse concluir mais esta etapa importante da minha carreira.

Aos meus pais, Sidnei e Marcilene, obrigada por todo o esforço, paciência, dedicação, educação e amor ao longo deste trabalho. Sem vocês nada disso seria possível.

À minha irmã, Tamires, por todo o incentivo, força e correções ao longo deste trabalho. Sou muito grata por todos os conselhos que me deu.

Ao meu namorado, Murilo, deixo também um agradecimento pelo companheirismo, compreensão, amor e edição das imagens.

Ao meu orientador do Instituto Politécnico de Bragança, Professor Doutor Manuel Feliciano, agradeço pela disponibilidade no desenvolvimento deste trabalho e todos os ensinamentos transmitidos e a Professora Doutora Joseane Theodoro pela atenção, auxílio e presença ao longo desta jornada. Agradeço também ao IPB e a UTFPR (Londrina) pelo apoio incondicional prestado no âmbito do programa de Dupla Diplomação.

Ao engenheiro Cláudio Costa, por fornecer todos os dados para que esta tese pudesse ser realizada e pela disponibilidade em retirar todas as dúvidas que surgiram.

Aos suportes do software pela atenção prestada.

Aos meus amigos, em especial aos que estavam presentes ao longo da graduação e dupla-diplomação, que protagonizaram dramas, aprendizados, desesperos e conquistas juntos.

E a todos que de maneira direta ou indireta contribuíram para o meu sucesso acadêmico, o meu muito obrigada.



## RESUMO

A partir de 1970 iniciou-se a modelação computacional de drenagem de águas residuais, como instrumento de planeamento, projeto, análise e operação de sistemas. Desde então foram desenvolvidos diversos modelos destinados a simular o comportamento e processos que ocorrem numa estação de tratamento de águas residuais (ETAR). O presente estudo teve como objetivo modelar e simular o tratamento biológico de uma ETAR localizada no norte de Portugal, visando avaliar e otimizar o desempenho do processo biológico. A construção do modelo foi realizada com recurso do *software* SUMO, versão 2019, desenvolvido pela empresa Dynamita. O modelo foi utilizado para avaliar a qualidade do efluente em função de alterações de caudal e composição do afluente, de alterações de condições operatórias e do uso de coagulantes químicos alternativos. O modelo desenvolvido para a ETAR apresentou um desempenho muito similar ao do sistema real em relação aos parâmetros de Carência Química de Oxigénio (CQO), Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO<sub>5</sub>), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Azoto Total (NT). A inclusão da adição de coagulantes químicos convencionais permitiu obter também uma excelente resposta do modelo relativamente à eficiência de remoção de Fósforo Total (PT). As alterações nas condições operatórias permitiram concluir a ETAR está a ser operada com os níveis ótimos de Oxigénio Dissolvido (OD). Além disso, os resultados do modelo demonstram que a ETAR tem capacidade para responder as variações de 50% e 200% do caudal afluente, porém quando se dobra as concentrações de CQO, NT e PT afluentes a eficiência de remoção de NT diminui em 5%, devido à remoção incompleta deste nutriente.

Palavras-chave: Águas residuais, Tratamento Biológico, Simulação matemática, SUMO.



## **ABSTRACT**

Since 1970, computer modeling of wastewater drainage has started, as a tool for planning, design, analysis and operation of systems. Since then, several models have been developed to simulate the behavior and processes that occur in a wastewater treatment plant (WWTP). The present study aimed to model and simulate the biological treatment of a WWTP located in the north of Portugal, aiming to evaluate and optimize the performance of the biological process. The construction of the model was performed using the SUMO software, version 2019, developed by the company Dynamita. The model was used to evaluate the quality of the effluent due to changes in the flow and composition of the tributary, changes in operating conditions and the use of alternative chemical coagulants. The model developed for the WWTP presented a performance very similar to that of the real system in relation to the parameters of Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (CBO<sub>5</sub>), Total Suspended Solids (SST) and Total Nitrogen (NT). The inclusion of the addition of conventional chemical coagulants also allowed to obtain an excellent response of the model regarding the removal efficiency of Total Phosphorus (PT). The changes in the operating conditions allowed to conclude the WWTP is being operated with the optimal levels of Dissolved Oxygen (DO). In addition, the model's results demonstrate that the WWTP is capable of responding to variations of 50% and 200% of the affluent flow, however when doubling the concentrations of affluent COD, NT and PT, the removal efficiency of NT decreases by 5%, due to the incomplete removal of this nutrient.

Key-words: Wastewater, Biological treatment, Mathematical simulation, SUMO



## ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 ENQUADRAMENTO .....	1
1.2 OBJETIVOS .....	2
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO .....	2
<b>2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS .....</b>	<b>4</b>
2.1 EFLUENTES DOMÉSTICOS E INDUSTRIAIS .....	4
2.2 SISTEMAS DE TRATAMENTOS DE ÁGUAS RESIDUAIS .....	5
2.2.1 TRATAMENTO PRELIMINAR .....	6
2.2.2 TRATAMENTO PRIMÁRIO.....	8
2.2.3 TRATAMENTO SECUNDÁRIO .....	9
2.3 SISTEMAS DE LAMAS ATIVADAS .....	10
2.3.1 SISTEMAS CONVENCIONAIS.....	10
2.3.2 SISTEMAS COMBINADOS .....	12
2.3.2.1 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO .....	12
2.3.2.1.1 PHOSTRIP .....	13
2.3.2.1.2 PHOREDOX .....	14
2.3.2.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE AZOTO .....	14
2.3.2.2.1 VALA DE OXIDAÇÃO.....	16
2.3.2.2.2 LUDZARCK ETTINGER MODIFICADO (MLE).....	17
2.3.2.3 REMOÇÃO BIOLÓGICA SIMULTÂNEA DE AZOTO E FÓSFORO.....	18
2.3.2.3.1 BARDENPHO MODIFICADO .....	18
2.3.2.3.2 A <sup>2</sup> O .....	19
2.4 ENQUADRAMENTO LEGAL .....	20
<b>3. MODELAÇÃO E SIMULAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS .....</b>	<b>23</b>
3.1 PRINCÍPIOS DE MODELAÇÃO.....	23
3.2 SOFTWARES DE MODELAÇÃO.....	24
3.2.1 SOFTWARE SUMO .....	24
3.3 MODELOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO POR LAMAS ATIVADAS .....	25
3.3.1 MODELO ASM1 .....	25
3.3.2 MODELO ASM2 E ASM2 <sub>D</sub> .....	28

3.3.3 MODELO ASM3.....	29
3.3.4 BARKER & DOLD E UCTHPO .....	30
3.3.5 MINI SUMO, SUMO 1 E SUMO 2 .....	31
3.4 MODELAÇÃO DE PROCESSOS FÍSICOS (DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA).....	31
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>33</b>
4.1 BREVE DESCRIÇÃO METODOLÓGICA.....	33
4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE ESTUDO .....	34
4.2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ETAR .....	34
4.2.2 DESCRIÇÃO DA FASE LÍQUIDA .....	35
4.2.3 DESCRIÇÃO DA FASE SÓLIDA .....	39
4.3 CONSTRUÇÃO DO MODELO DA ETAR NO <i>SOFTWARE</i> SUMO .....	40
4.4 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO .....	42
4.5 DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS .....	44
4.5.1 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CAUDAL E CONCENTRAÇÕES .....	44
4.5.2 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CONDIÇÕES OPERATÓRIAS.....	44
4.5.3 CENÁRIO – ADIÇÃO DE COAGULANTES QUÍMICOS .....	44
<b>5. RESULTADOS.....</b>	<b>45</b>
5.1 CALIBRAÇÃO DO MODELO .....	45
5.2 RELAÇÃO ENTRE RESULTADOS EXPERIMENTAIS E SIMULADOS	48
5.3 ANÁLISE DE CENÁRIOS .....	51
5.3.1 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CAUDAL E CONCENTRAÇÕES .....	51
5.3.2 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CONDIÇÕES OPERATÓRIAS.....	53
5.2.3 CENÁRIO – ADIÇÃO DE COAGULANTES QUÍMICOS .....	58
5.2.3.1 COAGULANTE QUÍMICO – CLORETO FÉRRICO .....	59
5.2.3.2 COAGULANTE QUÍMICO – CLORETO DE ALUMÍNIO .....	61
<b>6. CONCLUSÃO .....</b>	<b>64</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>65</b>
<b>8. ANEXOS .....</b>	<b>74</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema da composição águas residuais domésticas (adaptado de França et al., 2004). .....	4
Figura 2 - Esquema de Tratamento de águas residuais (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	6
Figura 3 - As quatro zonas de um tanque de sedimentação (Alves, 2007). .....	9
Figura 4 - Tratamento de lamas ativadas (Tratave, 2016). .....	10
Figura 5 - Tratamento de lama ativada do tipo arejamento prolongado (Tratave, 2016). .....	11
Figura 6 - Esquema do tratamento Phostrip (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	13
Figura 7 - Esquema de tratamento Phoredox (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	14
Figura 8 - Transformações do azoto no decorrer do tratamento biológico (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	15
Figura 9 - Esquema da vala de oxidação do tipo carrossel (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	17
Figura 10 - Esquema do tratamento MLE (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	18
Figura 11 - Esquema do tratamento Bardenpho modificado (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	19
Figura 12 - Esquema do tratamento A <sup>2</sup> O (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	20
Figura 13 - Componentes da CQO no ASM1 (adaptado de Petersen et al., 2003). .....	27
Figura 14 - Representação dos processos autotróficos e heterotróficos dos modelos ASM1 e ASM3 (adaptado de Henze et al., 2000). .....	29
Figura 15 - Esquema da metodologia para alcançar os objetivos do estudo. ..	34
Figura 16- Representação esquemática do tratamento da ETAR (adaptado de Tratave, 2016). .....	35
Figura 17 – Estação elevatória (Estágio 1) constituída por três parafusos de Arquimedes. ....	35
Figura 18 - Grade de limpeza manual. ....	36

Figura 19 - Tamisador de tambor rotativo. ....	36
Figura 20 – Tanque de desarenamento e desengorduramento. ....	37
Figura 21 - A- tanque de contacto (anóxico), B- Zona não arejada C- Zona arejada. A seta em vermelho indica a entrada do efluente do tanque de contacto para o reator, e a seta em amarelo indica o circuito do fluido no reator e a seta verde indica a saída. ....	38
Figura 22 - Decantador secundário. ....	38
Figura 23 - Desidratação em centrífuga. ....	39
Figura 24 - Silo para armazenamento de lama. ....	40
Figura 25 - Layout gráfico do modelo da ETAR criado no software SUMO.....	41
Figura 26 – Concentrações efluentes de SST e CQO experimentais e simuladas (agosto 2017). ....	45
Figura 27 – Concentrações efluentes de CBO <sub>5</sub> , NT e PT simuladas (agosto de 2017). ....	46
Figura 28 - Concentração de NT e PT no afluente (agosto 2017).....	46
Figura 29 - Os gráficos comparam os valores experimentais e simulados para os seguintes parâmetros: (a) SST, (b) CQO, (c) CBO <sub>5</sub> , (d) NT e (e) PT.....	49



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Eficiência na remoção de sólidos e CBO <sub>5</sub> na decantação primária (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003). .....	8
Tabela 2 - Valores limites para a descarga das águas residuais tratadas (adaptado de Decreto de Lei n.º 152/97, de 19 de junho). .....	21
Tabela 3 - Valores limites na descarga de águas residuais (adaptado de Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto).....	22
Tabela 4 - Variáveis de estado do modelo ASM1 (adaptado de Cruz et al., 2016). .....	26
Tabela 5 - Lista dos processos padrões e números de reações biológicas de cada modelo (adaptado de Hauduc et al., 2013).....	30
Tabela 6 - Resumo das características dos modelos do software (adaptado de Dynamita, 2019). .....	31
Tabela 7 - Resumo para seleção do modelo de decantação (adaptado de Ferreira, 2011).....	32
Tabela 8 - Dados para a modelação da ETAR de estudo (adaptado de Dynamita, 2020). .....	42
Tabela 9 - Parâmetros estatísticos aplicados na validação do modelo. ....	43
Tabela 10 - Resultado dos parâmetros estatísticos. ....	47
Tabela 11 - Eficiência de remoção do modelo e experimental. ....	50
Tabela 12 – Valores de VLE estabelecidos na LURH da ETAR de estudo. ....	50
Tabela 13 - Concentrações de SST, CQO, CBO <sub>5</sub> , NT e PT em função da variação do caudal e das concentrações do afluente. ....	52
Tabela 14 - Concentrações e eficiências de remoção de SST, CQO, CBO <sub>5</sub> , NT e PT em função da variação do caudal de recirculação. ....	54
Tabela 15 - Concentrações de SST, CQO, CBO <sub>5</sub> , NT e PT em função da variação de oxigénio nas zonas arejadas e não arejadas. ....	56
Tabela 16 - Concentrações de SST, CQO, CBO <sub>5</sub> , NT e PT em função do consumo total e a dosagem do coagulante cloreto férrico. ....	59
Tabela 17 - Concentrações de SST, CQO, CBO <sub>5</sub> , NT e PT em função da dosagem do coagulante cloreto de alumínio. ....	62



## LISTA DE ABREVIATURA E/OU SIGLAS

ADM1 – Anaerobic Digestion Model 1  
AR – Água Residual  
ASM1 – Activated Sludge Model 1  
ASM2 – Activated Sludge Model 2  
ASM2<sub>D</sub> – Activated Sludge Model 2D  
ASM3 – Activated Sludge Model 3  
CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio  
CQO – Carência Química de Oxigénio  
CSTR – Reator perfeitamente agitado  
d – Índice de concordância  
DG – Desvio Geométrico  
DV – Desvio das Variâncias  
EP – Equivalente Populacional  
ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais  
IWA – International Water Association  
LURH – Licença de Utilização dos Recursos Hídricos  
MBBR – Reator de biofilme de leito móvel  
MLE – Ludzarck-Ettinger Modificado  
NT – Azoto total  
OD – Oxigénio Dissolvido  
P – Fósforo  
PAO – Organismo Acumulador de Fósforo  
PFR – Reator de fluxo em pistão  
PHB – Polihidroxibutirato  
PT – Fósforo total  
Q<sub>afI</sub> – Caudal afluente  
Q<sub>r</sub> – Caudal de recirculação  
r – Coeficiente de correlação  
 $\bar{R}$  – Média dos valores experimentais  
 $R_i$  – Valores experimentais para o instante i  
 $\bar{S}$  – Média dos valores simulados  
 $S_i$  – Valores simulados no instante i

$\sigma_R$  – Desvio padrão dos valores experimentais  
 $\sigma_S$  – Desvio padrão dos valores simulados  
S – Variáveis solúveis  
 $S_{ALK}$  – Alcalinidade  
 $S_I$  – Matéria orgânica inerte solúvel  
 $S_{ND}$  – Azoto orgânico solúvel  
 $S_{NH}$  – Azoto sob a forma de  $NH_4^+$  +  $NH_3$   
 $S_{NO}$  – Azoto sob a forma de nitritos e nitratos  
 $S_O$  – Oxigênio Dissolvido  
 $S_s$  – Substrato solúvel rapidamente biodegradável  
SBR – Sequencing Batch Reactor  
SST – Sólidos suspensos totais  
ST – Sólidos totais  
SVI – Índice volumétrico de lamas  
TRH – Tempo de retenção hidráulico  
VLE – Valor limite de emissão  
 $X_{BA}$  – Biomassa autotrófica  
 $X_{BH}$  – Biomassa heterotrófica  
 $X_I$  – Matéria orgânica inerte particulada  
 $X_{ND}$  – Azoto orgânico particulado biodegradável  
 $X_P$  – Matéria orgânica particulada inerte resultante do decaimento da biomassa  
 $X_S$  – Substrato particulado lentamente biodegradável  
WHO – World Health Organization

## LISTA DE FÓRMULAS QUÍMICAS

$\text{AlCl}_3$  – Cloreto de alumínio

$\text{Cl}_2$  – Gás cloro

$\text{CO}_2$  – Dióxido de carbomo

$\text{FeCl}_3$  – Cloreto férrico

$\text{Fe}_2\text{O}_3$  – Minério de ferro

$\text{K}^+$  – Ião potássio

$\text{Mg}^{2+}$  – Ião magnésio

$\text{N}_2$  – Azoto molecular

$\text{N}_2\text{O}$  – Óxido nitroso

$\text{NH}_3$  – Amónia

$\text{NH}_4^+$  – Ião Amónio (Amonião)

$\text{NO}$  – Óxido nítrico

$\text{NO}_2^-$  – Nitrito

$\text{NO}_3^-$  – Nitrato

$\text{O}_2$  – Oxigénio molecular´

$\text{O-PO}_4$  – Ortofosfato

PAC – Cloreto de Polialumínio

$\text{PO}_4^{3-}$  – Ião fosfato



# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 ENQUADRAMENTO

Os recursos hídricos constituem um bem natural, renovável, porém com uma distribuição variável no tempo e espaço, devido à forma como o ambiente vem sendo modificado, desde impactos locais até aos globais. Além disso, as modificações não são homogêneas havendo regiões com extremos de abundância e outras de escassez (Heller & Pádua, 2006; Correia, 2017).

A quantidade e a qualidade de água disponível podem sofrer alterações em decorrência de ações antrópicas e naturais. O desenvolvimento industrial e a complexidade da organização das sociedades humanas produziram inúmeras alterações no ciclo hidrológico e na sua qualidade, sendo os seus principais causadores as descargas de águas residuais não tratadas, resíduos das atividades agrícolas e os lançamentos de efluentes industriais (Tundisi, 2006).

A produção de águas residuais é uma consequência inevitável das atividades humanas, as quais causam alterações na qualidade da água, contaminando-a e invalidando o seu uso posterior (Alianza, 2008). Segundo dados da *World Health Organization* (WHO) (2014), um pouco mais de 70% das mortes por diarreias no mundo são causadas pela falta de saneamento, sendo as crianças as principais afetadas. Por isso, a necessidade de controle das descargas de poluentes nos meios receptores tem motivado a evolução da modelação matemática e gestão de sistemas de tratamento de águas residuais (Pombo, 2011)

O modelo matemático é definido como uma formulação idealizada que representa a resposta de um sistema a um estímulo externo. O sistema pode corresponder a uma estação de tratamento de águas residuais e o estímulo externo pode ser as águas residuais brutas que são recebidas pelas Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) (Restivo, 2009).

Nas últimas duas décadas, a modelação matemática dos processos de tratamento de águas residuais tornou-se um instrumento mundialmente aceite na prática de engenharia, sendo largamente utilizado por empresas de consultorias e entidades reguladoras (Morgenroth et al., 2002).

A crescente preocupação ambiental contribuiu para que a modelação fosse avaliada como uma parte fundamental no projeto e operação de uma ETAR, sendo capaz de representar os sistemas biológicos para a formulação e validação de

hipóteses, previsão do comportamento de diferentes cenários e otimização (Salles & Souza, 2020).

Um dos modelos matemáticos mais conhecidos e usuais para o tratamento biológico de águas residuais é o ASM (*Activated Sludge Model*), desenvolvidos pela *International Water Association* (IWA) (Sochacki et al., 2009). Esse modelo possui quatro versões diferenciadas pela inclusão da remoção de fósforo e azoto (Galleguillos & Vasel, 2011).

## 1.2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem por objetivo modelar e simular o tratamento biológico de uma ETAR localizada no norte de Portugal, incluindo os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar os processos e operações utilizados no tratamento das águas residuais;
- Definir cenários relativos à melhoria do desempenho da ETAR através do uso da simulação;
- Identificar condições operatórias que otimizem o desempenho da ETAR.

## 1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está estruturada em seis capítulos, sendo eles:

O capítulo 1 relativo à introdução, a qual integra um enquadramento teórico do tema, além da apresentação dos objetivos e a estrutura dos capítulos para a realização da presente dissertação.

O capítulo 2, que caracteriza o efluente doméstico e industrial, além de descrever as metodologias utilizadas no tratamento de águas residuais.

O capítulo 3 dedicado a aspetos mais relevantes da modelação e simulação do tratamento de águas residuais com destaque para os processos biológicos.

O capítulo 4, que descreve a metodologia utilizada neste estudo, iniciando-se com uma descrição detalhada da ETAR, passando pela apresentação do processo de construção, calibração e validação do modelo, e, finalizando-se com a definição de cenários alternativos.

O capítulo 5 onde são apresentados e discutidos os resultados do sistema experimental e do modelo e, ainda, avaliados alguns cenários de tratamento.

E, finalmente, o capítulo 6 onde são expostas as principais conclusões obtidas e possíveis propostas futuras para dar continuidade ao estudo.

## 2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Este capítulo faz uma breve incursão pelas características das águas residuais e dos sistemas de tratamento delas, enfatizando-se, em particular, o tratamento biológico por lamas ativadas para remoção combinada de matéria orgânica, azoto total e fósforo total.

### 2.1 EFLUENTES DOMÉSTICOS E INDUSTRIAIS

As águas residuais são compostas por matéria orgânica e inorgânica. Os principais constituintes orgânicos são: proteínas, óleos e gorduras, açúcares, microrganismos e sais orgânicos. Já os principais constituintes inorgânicos são: aniões (cloretos, sulfatos, nitratos, fosfato) e cátions (sódio, cálcio, potássio, ferro e magnésio) (Von Sperling, 2002).

As águas residuais domésticas referem-se ao efluente proveniente das residências, edifícios comerciais e instituições, portanto está intimamente ligada ao metabolismo humano e atividades domésticas (Tragsatec, 1993). Em média, a sua composição é de 99,9% de água e 0,1% de sólidos, sendo que cerca de 70% desses sólidos são constituídos de matéria orgânica em processo de decomposição (França et al., 2004), como se ilustra na Figura 1.

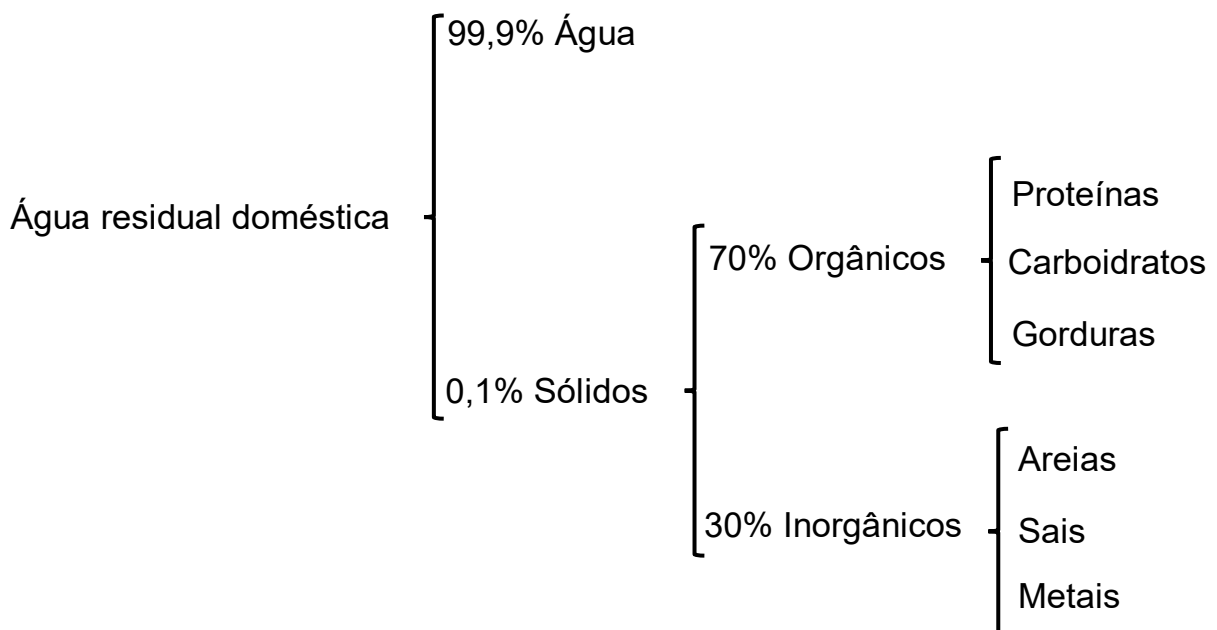


Figura 1 - Esquema da composição águas residuais domésticas (adaptado de França et al., 2004).

As características dos efluentes industriais estão ligadas à composição das matérias primas, das águas de abastecimento e do processo industrial. A concentração dos poluentes nos efluentes é função das perdas no processo ou do consumo de água (Giordano, 2004).

As indústrias dentro dos limites municipais eventualmente descarregam as suas águas residuais no sistema de coletores municipal. A maior parte deste efluente é passível de tratamento biológico, após a diluição com águas residuais domésticas (Hammer & Hammer Jr, 2001).

Os efluentes de origem têxtil apresentam composições químicas variadas, baixa degradabilidade por processos biológicos, elevada Carência Química de Oxigênio (CQO) e presença de compostos recalcitrantes que podem estar relacionados a toxicidade crônica e aguda (Trombini & Doi, 2012). Segundo o estudo desenvolvido por Sobrinho & Tunussi (2003), os valores da Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO<sub>5</sub>) para estes efluentes variam de 202 a 415 mg.L<sup>-1</sup>, de 515 a 1800 mg.L<sup>-1</sup> para o parâmetro CQO e a variação de cor é de 800 a 2020 mg.L<sup>-1</sup>.

A concentração de CBO<sub>5</sub> é de 5 a 20 vezes superior para os efluentes industriais quando comparada com a dos efluentes domésticos. Os sólidos totais (ST) também surgem em concentrações mais elevadas, variando em função da sua origem, composição, como os sólidos orgânicos coloidais dissolvidos nas águas residuais do processamento de alimentos até sais predominantemente inorgânicos, como os resíduos clorofenólicos. A relação da concentração de sólidos em suspensão com a de CBO<sub>5</sub> é importante quando se considera a sedimentação primária convencional e o tratamento biológico secundário (Hammer & Hammer Jr, 2001).

## 2.2 SISTEMAS DE TRATAMENTOS DE ÁGUAS RESIDUAIS

Segundo Bitton (2005) os métodos de tratamento que dependem de forças físicas são chamados de operação unitárias e os baseados em processos químicos e biológicos são chamados de processos unitários.

Nas operações unitárias integram-se a sedimentação, filtração e flotação. Nos processos unitários de natureza química incluem-se coagulação/floculação, a desinfecção, adsorção e precipitação. Os processos biológicos englobam a atividade microbiana, responsável pela degradação da matéria orgânica e remoção de nutrientes. Através da junção destes processos obtém-se diferentes níveis de

tratamento de águas residuais, como ilustra a Figura 2, sendo eles: o preliminar, primário, secundário e terciário, garantindo a qualidade do efluente (Alves, 2014).

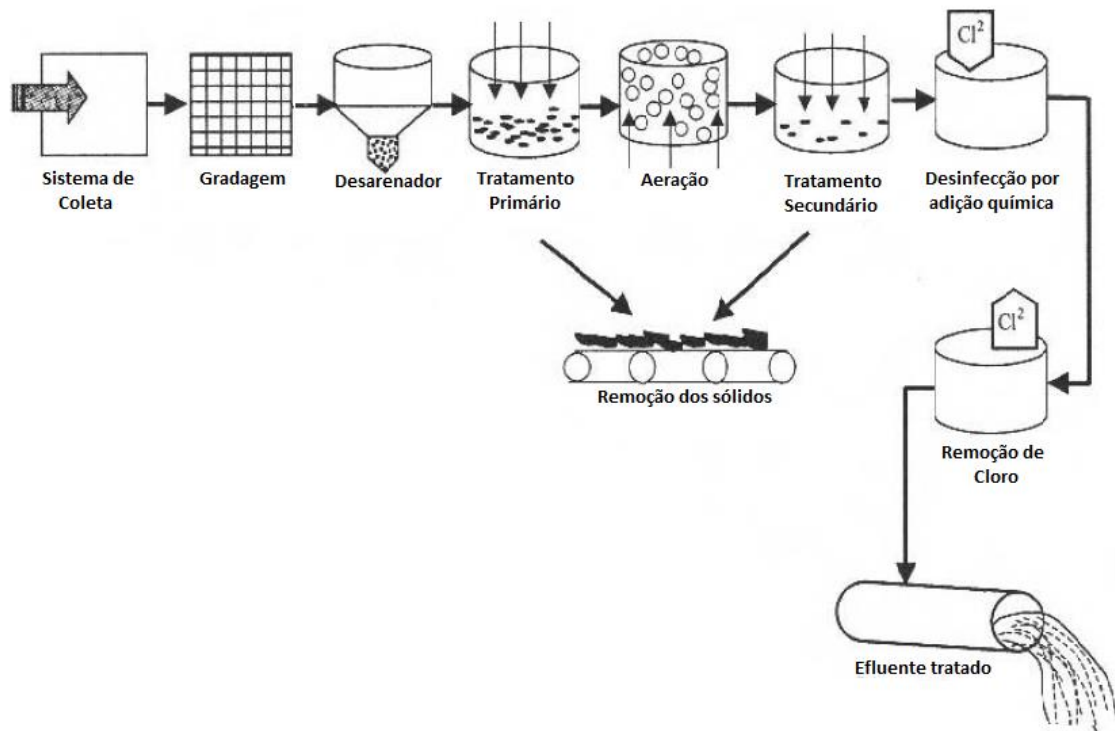


Figura 2 - Esquema de Tratamento de águas residuais (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

O tratamento preliminar é composto usualmente pela gradagem, tamisagem, desarenamento e desengorduramento, tendo por objetivo a remoção de sólidos grosseiros, sólidos menos grosseiros, areias e gorduras, respetivamente. O tratamento primário é responsável pela remoção dos sólidos flotantes e sedimentáveis. Já o tratamento secundário remove a matéria orgânica coloidal, dissolvida e em suspensão (Von Sperling, 2002).

Por fim, no tratamento terciário inclui-se a remoção de nutrientes, azoto e fósforo, a desinfecção que visa inativar as espécies de organismos que ameaçam a saúde humana a partir da adição de um agente físico ou químico (Von Sperling, 2002).

### 2.2.1 TRATAMENTO PRELIMINAR

O tratamento preliminar é o primeiro processo realizado numa ETAR, após a receção das águas residuais que a esta afluem. O objetivo desta operação é remover detritos e materiais grosseiros que possam causar problemas de manutenção ou

operacionais nas unidades posteriores (Mara, 2013). Este tratamento compreende várias etapas, tais como gradagem, desarenamento e remoção de óleos e gorduras.

A gradagem é geralmente a primeira etapa do tratamento de águas residuais, já que a sua finalidade é reter os sólidos grosseiros que possuem dimensões maiores do que o espaçamento entre as barras. A abertura das malhas da grade varia de acordo com o objetivo da remoção desses sólidos. O material retido nelas é chamado de “gradado” e consiste basicamente em pedras, galhos, refugos de madeira, papéis, raízes de plantas, plásticos e farrapos (Dezotti, 2008).

O desarenamento é a operação que tem como objetivo a remoção de partículas sólidas de natureza predominantemente inorgânica, como por exemplo as areias, partículas metálicas, bagos de café, casca de ovo, além de proteger os equipamentos a jusante (tais como bombas, válvulas, tubagens, arejadores e difusores) contra o desgaste por atrito, bem como evitar a deposição de areias em tubagens, canais, decantadores, arejadores e digestores (Monte et al., 2016). Nos desarenadores ocorre o processo de sedimentação discreta, onde a dimensão física da partícula permanece inalterada durante o seu processo de sedimentação gravítica, o que significa que a velocidade de decantação para uma da partícula é constante (Metcalf & Eddy, 1991).

As gorduras são provenientes dos esgotos de cozinha ou despejos industriais típicos e possuem a capacidade de se agrupar alterando o Tempo de Retenção Hidráulico (TRH), em função da velocidade de ascensão. Portanto, a remoção de óleos e gorduras tem por finalidade evitar a obstrução dos coletores, assim como a acumulação nas unidades de tratamento provocando odores desagradáveis e perturbações no funcionamento do dispositivo de tratamento e aspectos desagradáveis nos corpos receptores (Jordão & Pessoa, 2005).

O tanque de equalização tem como objetivo minimizar as variações da taxa de caudal do afluente, como por exemplo as variações de caudais de acordo com as mudanças climáticas. Em novas estações de tratamento, a equalização do fluxo pode reduzir o tamanho e custos nas unidades de tratamento (Pons & Corriou, 2001).

A principal vantagem desta unidade é evitar sobrecargas hidráulicas em unidades localizadas a jusante do tanque de equalização, como decantadores secundários, e regularizar as concentrações evitando o envio de substâncias tóxicas aos sistemas biológicos de tratamento. Portanto, melhora o desempenho do sistema, aumenta a capacidade útil e a qualidade do efluente (Davis, 2010).

## 2.2.2 TRATAMENTO PRIMÁRIO

Após o tratamento preliminar, a água residual ainda contém sólidos em suspensão, que são concentrados e removidos por sedimentação primária (Drinan & Spellman, 2012). A Tabela 1 mostra a eficiência na remoção de alguns parâmetros após esta etapa.

Tabela 1 - Eficiência na remoção de sólidos e CBO<sub>5</sub> na decantação primária (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

Parâmetro	Taxa de remoção (%)
Sólidos suspensos	50-70
CBO <sub>5</sub>	25-50
Sólidos sedimentáveis	90-95
ST	10-15

O tanque de sedimentação pode ter o formato circular ou retangular. A seleção do design depende do tamanho da instalação, condições locais e experiência do engenheiro responsável pelo projeto. No geral, deve existir dois ou mais tanques na ETAR para que quando um estiver em manutenção o outro esteja operando (Metcalf & Eddy, 2003).

Em todos os sedimentadores é possível observar quatro zonas: entrada, sedimentação, saída e acumulação de lamas (Figura 3). A zona de entrada é constituída por um anteparo perfurado que se estende por toda a profundidade do tanque. Posteriormente, o escoamento é uniformemente distribuído e a velocidade decresce até o valor projetado para a zona de sedimentação, onde as partículas descem lentamente, sendo a eficiência da remoção condicionada pela estrutura da entrada. A zona de lamas é o local onde se acumula a lama. A zona de saída é onde os flocos que não alcançam a zona de acumulação de lamas de lamas seguem o movimento da água e aumentam de velocidade (Alves, 2007).

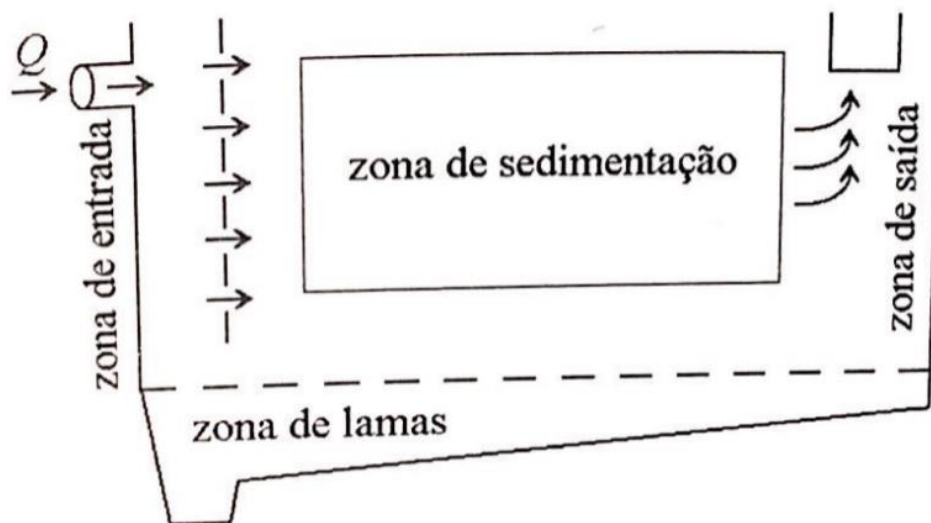


Figura 3 - As quatro zonas de um tanque de sedimentação (Alves, 2007).

### 2.2.3 TRATAMENTO SECUNDÁRIO

O tratamento secundário consiste em processos biológicos que convertem resíduos orgânicos dissolvidos, suspensos e coloidais em sólidos estáveis, que podem ser removidos por sedimentação (Drinan & Spellman, 2012). Existem várias tecnologias para realizar este tratamento, sendo as duas principais: biomassa fixa (leitos percoladores e biodiscos) e biomassa suspensa (lamas ativadas).

No tratamento utilizando leitos percoladores, o efluente entra num distribuidor rotativo, onde um biofilme constituído por bactérias faz a decomposição da matéria orgânica. O efluente pode ser recirculado em torno do leito percolador ou a descartado no meio receptor. Já os biodiscos ou discos biológicos recorrem também aos processos biológicos aeróbios em filme fixos, semelhantes aos leitos percoladores, onde os discos enquanto giram mergulham parcialmente num canal com água residual, garantindo o contacto dos microrganismos com o ar e matéria orgânica (Azevedo, 2003).

O tratamento por biomassa suspensa baseia-se na formação de agregados bacterianos aos quais outros microrganismos se associam e mantêm-se suspensos na coluna da água para consumir a matéria orgânica dissolvida e coloidal (Nicolau et al., 1997). A biodegradação desse processo depende de um arejamento correto e da concentração ideal de microrganismos, que é possível através da recirculação parcial das lamas recolhidas durante a etapa de decantação secundária (Luizi, 2012). Segundo Metcalf & Eddy (2003) o sistema de biomassa suspensa mais utilizado nas

ETARs é o de lamas ativadas. Este sistema será mais desenvolvido no subcapítulo 2.3.

### 2.3 SISTEMAS DE LAMAS ATIVADAS

O tratamento por lamas ativadas é um processo biológico muito utilizado para a remoção de nutrientes e poluentes orgânicos presentes nas águas residuais. Os custos associados ao consumo energético (etapa de arejamento) são elevados comparativamente aos leitos percoladores, porém o sistema de lamas ativadas apresenta maior eficiência na remoção de matéria orgânica, azoto e fósforo (Viegas, 2016).

Os subcapítulos seguintes abordam os tipos de tratamentos por lamas ativadas utilizados em ETARs, dentre os quais destacam-se sistema de lamas ativadas convencionais e sistemas combinados.

#### 2.3.1 SISTEMAS CONVENCIONAIS

O sistema de lamas ativadas é constituído por um reator, decantador primário e secundário como apresentado na Figura 4.

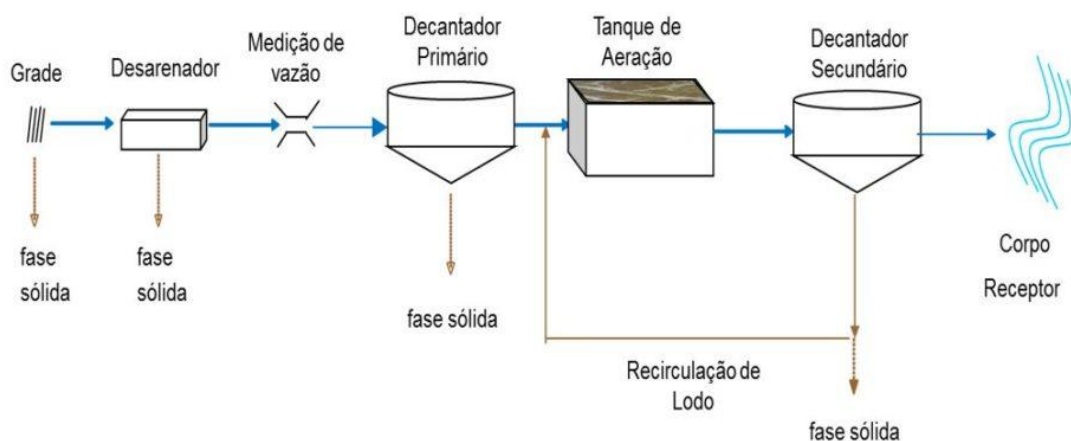


Figura 4 - Tratamento de lamas ativadas (Tratave, 2016).

O decantador primário garante que a matéria orgânica em suspensão sedimentável seja retirada antes de entrar no tanque de arejamento, o que gera uma economia de energia. No tanque de arejamento são injetadas grandes quantidades

de ar para proporcionar oxigênio e manter as lamas ativadas em suspensão. No decantador secundário há a separação sólido-líquido, ou seja, a biomassa formada no reator é separada do efluente tratado por força da gravidade (Sincero & Sincero, 2003). No fim, uma parte da biomassa presente no decantador secundário será recirculada para o tanque de arejamento, isto garante que haja um número considerável de microrganismos nestes tanques (Prazeres, 2016).

O funcionamento do processo de lamas ativadas é garantido pela formação dos flocos que se encontram suspensos no tanque de arejamento e consiste na junção de microrganismos e impurezas. Entre os microrganismos presentes neste tipo de tratamento destacam-se os vírus, bactérias, protozoários, fungos, metazoários e leveduras. Estes organismos utilizam os poluentes orgânicos e inorgânicos como fonte de carbono (Cervantes et al., 2006).

O sistema de lama ativada de arejamento prolongado (Figura 5) é praticamente igual ao sistema anterior com a diferença de que a biomassa permanece mais tempo no reator (18 a 30 dias), porém continua recebendo a mesma carga de CBO. Por isso, o reator tem que possuir maiores dimensões e, conseqüentemente, menores concentrações de matéria orgânica por volume e menor disponibilidade de alimento para as bactérias, que para sobreviver passam a consumir a matéria orgânica das suas próprias células e com isso a lama sai estabilizada do tanque de arejamento (Von Sperling, 2002).

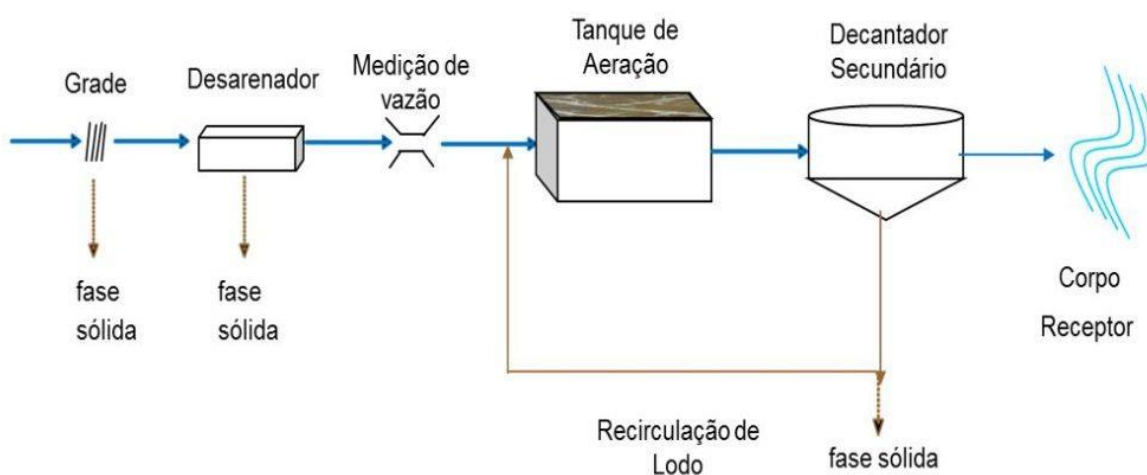


Figura 5 - Tratamento de lama ativada do tipo arejamento prolongado (Tratave, 2016).

O processo de tratamento por arejamento prolongado utiliza longos períodos de TRH e baixos fatores de carga, que tem como resultado uma menor produção de lamas, porém este tratamento necessita de grandes quantidades de oxigênio por quilo de remoção de CBO (Grau & Eckenfelder, 1992).

### 2.3.2 SISTEMAS COMBINADOS

Os sistemas convencionais de tratamento de esgoto têm como objetivo principal a remoção de matéria orgânica o que acaba resultando num efluente com elevadas concentrações de azoto e fósforo (Mota & Von Sperling, 2009). A remoção destes nutrientes visa diminuir o impacto eutrofizante dos lançamentos dos efluentes nos corpos aquáticos (Henrique et al., 2010).

Entre as alternativas para o tratamento de azoto e fósforo destacam-se os sistemas combinados devido as suas inúmeras vantagens, tais como: baixa potência de arejamento requerida na fase aeróbia, menor produção de lama biológica e baixo custo de implantação, quando comparados aos sistemas convencionais de lamas ativadas (Foco et al., 2015).

Os subcapítulos seguintes irão abordar os principais sistemas combinados utilizados para a remoção de fósforo e azoto.

#### 2.3.2.1 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO

As técnicas de remoção biológica baseiam-se na capacidade de algumas bactérias heterotróficas de acumularem fosfato solubilizado na forma de polifosfatos (Henrique et al., 2010). A configuração mais simples para o tratamento deste nutriente é a presença de um ambiente anaeróbio seguido de um aeróbio/ anóxico (Sant'Anna, 2011).

Os microrganismos presentes na zona anaeróbia consomem os ácidos gordos de cadeia curta, libertando fosfato para a fase líquida se houver disponibilidade de substrato orgânico de fácil degradação. Estes ácidos consumidos são utilizados para a síntese de polihidroxibutirato (PHB) (Metcalf & Eddy, 2003).

Nas zonas aeróbias/ anóxicas o PHB armazenado é metabolizado fornecendo carbono para o crescimento das células e energia para a oxidação. A energia resultante deste processo é utilizada para criar ligações de polifosfatos nas reservas internas das células, dessa forma o ortofosfato (O-PO<sub>4</sub>) presente na água residual é

removido (Mulkerriens et al., 2004). Portanto, a retirada do fósforo do sistema ocorre através do descarte da biomassa (Henrique et al., 2010).

A remoção de fósforo por via não biológica baseia-se na adição de químicos que promovem a precipitação deste nutriente, como por exemplo sais de ferro e alumínio. Porém, o tratamento biológico é mais vantajoso economicamente e produz lamas de qualidade superior (Mulkerriens et al., 2004).

A configuração da remoção biológica de fósforo é dividida em dois grupos: processos em linha e processos colaterais. No primeiro a zona aeróbia encontra-se instalado na linha do fluxo do efluente, já no segundo esta zona encontra-se na linha de recirculação das lamas (Metcalf & Eddy, 2003).

Entre os principais tipos de tratamento para a remoção de fósforo destaca-se o Phostrip e o Phoredox.

#### 2.3.2.1.1 PHOSTRIP

A configuração deste processo colateral consiste num reator aeróbio seguido de um decantador secundário (Figura 6).

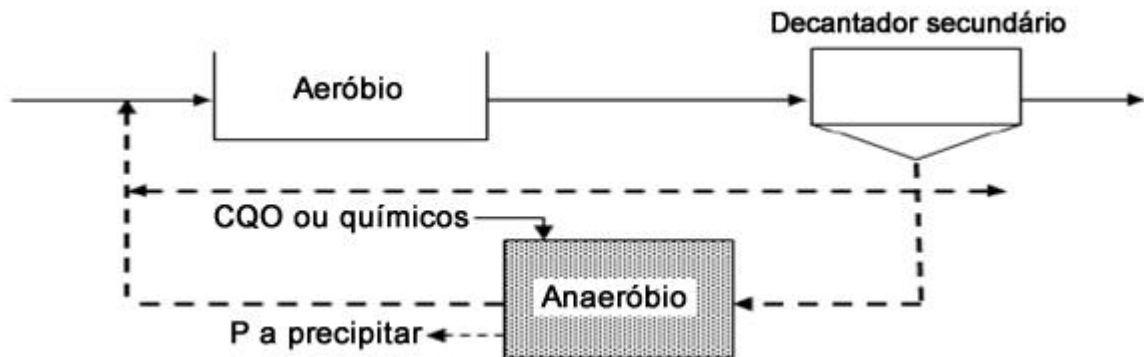


Figura 6 - Esquema do tratamento Phostrip (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

As lamas secundárias são direcionadas a um reator anaeróbio, onde o fósforo contido nas lamas é libertado para o sobrenadante. As lamas sem a presença de fósforo são recirculadas para o reator aeróbio e o fósforo contido no sobrenadante é sujeito a precipitação química. Entre as principais vantagens destaca-se a eficiência de remoção do fósforo, possibilidade de obtenção de um efluente final com concentração inferior a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  de ortofosfato e facilidade de incorporação em estações de lamas ativadas existentes. Porém, como desvantagem apresenta a

necessidade de sais metálicos para a precipitação de fósforo e operação mais complexa (Metcalf & Eddy, 2003).

#### 2.3.2.1.2 PHOREDOX

Este processo foi desenvolvido por Bernard (1974) que percebeu a necessidade de uma zona anaeróbia antes do processo de lama ativada para possibilitar a remoção de fósforo (Figura 7) (Metcalf & Eddy, 2015).

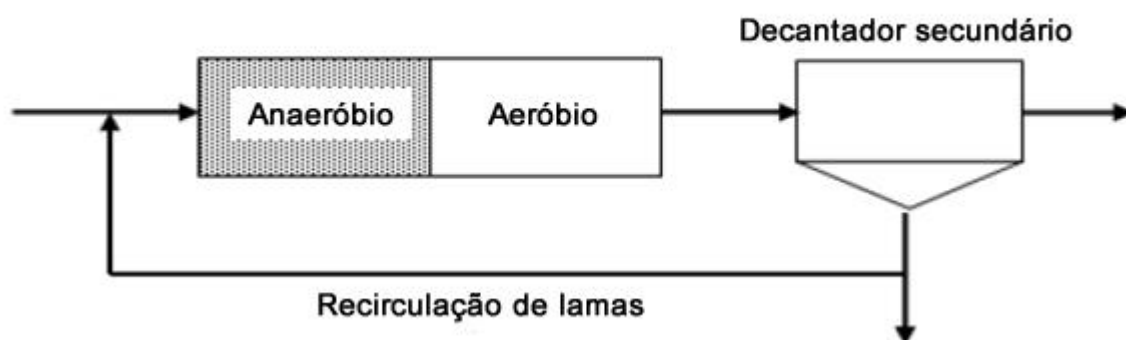


Figura 7 - Esquema de tratamento Phoredox (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

A configuração deste processo é em linha e consiste num reator anaeróbio, seguido de um reator aeróbio (Jesus, 2014). Entre as principais vantagens deste tratamento estão a operação simples, TRH relativamente curto e lama com boas características de sedimentação. Contudo, a sua principal desvantagem é a diminuição da remoção de fósforo, no caso de ocorrer nitrificação (Metcalf & Eddy, 2015).

#### 2.3.2.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE AZOTO

A remoção biológica do azoto é possível através da ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo o principal objetivo a formação de azoto na forma gasosa ( $N_2$ ) (Fleck et al., 2015). A Figura 8 esquematiza as etapas que ocorrem nos processos de nitrificação e desnitrificação.

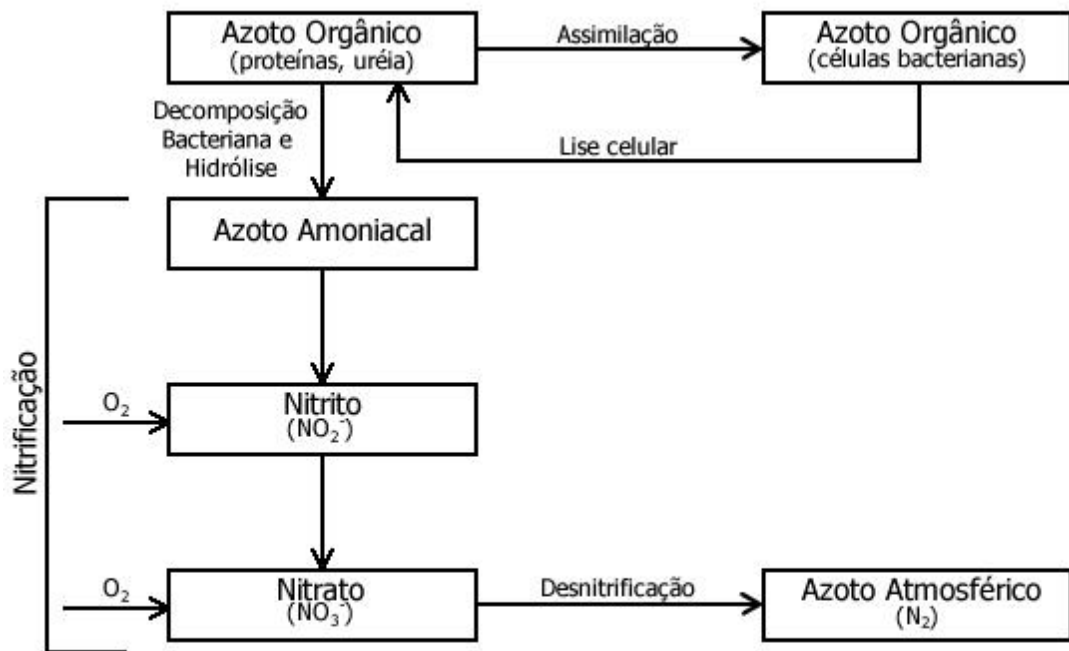


Figura 8 - Transformações do azoto no decorrer do tratamento biológico (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

A nitrificação acontece em condições aeróbias, onde primeiramente ocorre a oxidação da amônia a nitrito pelas bactérias do género *Nitrosomonas* (Reação 1) e, posteriormente, a oxidação do nitrito a nitrato pelas bactérias do género *Nitrobacter* (Reação 2) (Metcalf & Eddy, 2003).



Nas reações 2 e 3, há a produção de energia, a qual é utilizada pelas *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* para o seu crescimento. Portanto, a Reação 3 descreve a reação global do processo de nitrificação (Metcalf & Eddy, 2003):



O pH, a temperatura e a concentração de Oxigénio Disponível (OD) garantem a eficiência da nitrificação, assim como podem afetar a ativação ou desativação do metabolismo das bactérias nitrificantes (Zoppas et al., 2016).

Conforme Wiesmann et al. (2007), o valor de pH entre 7,0 e 7,2 é o ideal para a nitrificação. A faixa de temperatura ótima para este processo é entre 25 e 36° C (Metcalf & Eddy, 2003). O OD é um dos parâmetros mais importantes na nitrificação,

pois concentrações inferiores a 2 mg.L<sup>-1</sup> podem limitar a atividade das bactérias nitrificantes (Hidaka et al., 2002).

A desnitrificação ocorre quando a disponibilidade de oxigênio molecular é baixa, o que leva as bactérias desnitrificantes a utilizarem o nitrato e outras formas de azoto como receptores de elétrons na respiração (Tonetti et al., 2013).

Neste processo primeiramente acontece a redução do nitrato a nitrito e, posteriormente, este é reduzido a produtos gasosos, como por exemplo: azoto molecular ou óxido nitroso. A reação deste processo é descrita pela Reação 4 (Tonetti et al., 2013):



Os compostos óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e N<sub>2</sub> encontram-se na forma de gás e podem ser libertados para a atmosfera (Metcalf & Eddy, 2003).

Entre os fatores que afetam a desnitrificação destacam-se: concentração de OD, temperatura, pH e a fonte de carbono (Tonetti et al., 2013).

Segundo Metcalf & Eddy (2003) no que se refere ao OD, concentrações superiores a 0,2 mg.L<sup>-1</sup> inibem a desnitrificação, portanto a redução biológica do nitrato é alcançada mais rapidamente em concentrações próximas a zero. A temperatura tem influência direta na taxa de crescimento dos microrganismos (Wiesmann et al., 2007).

Se a fonte de carbono remanescente no efluente do tratamento secundário apresentar uma concentração abaixo da requerida para a desnitrificação, existe a necessidade da adição de algum composto orgânico passível de oxidação para viabilizar o processo. Essa fonte externa deve ter baixo custo, não ser tóxica, não causar danos ao ambiente e estimular a completa redução do nitrato sem a necessidade de adaptação da microflora (Tonetti et al., 2013).

#### 2.3.2.2.1 VALA DE OXIDAÇÃO

A vala de oxidação do tipo carrossel consiste num canal de forma oval equipado com arejamento mecânico ou difusão de ar e dispositivos de mistura que são responsáveis pelo seu fluxo unidirecional e por gerar velocidade, que é suficiente para manter o licor misto (conteúdo do reator) em suspensão (Figura 9). Estes reatores operam com um TRH relativamente longo e idade das lamelas elevadas (de 20 a 30 dias), dado que operam frequentemente em regime de baixa carga ou de arejamento prolongado (Metcalf & Eddy, 2015).

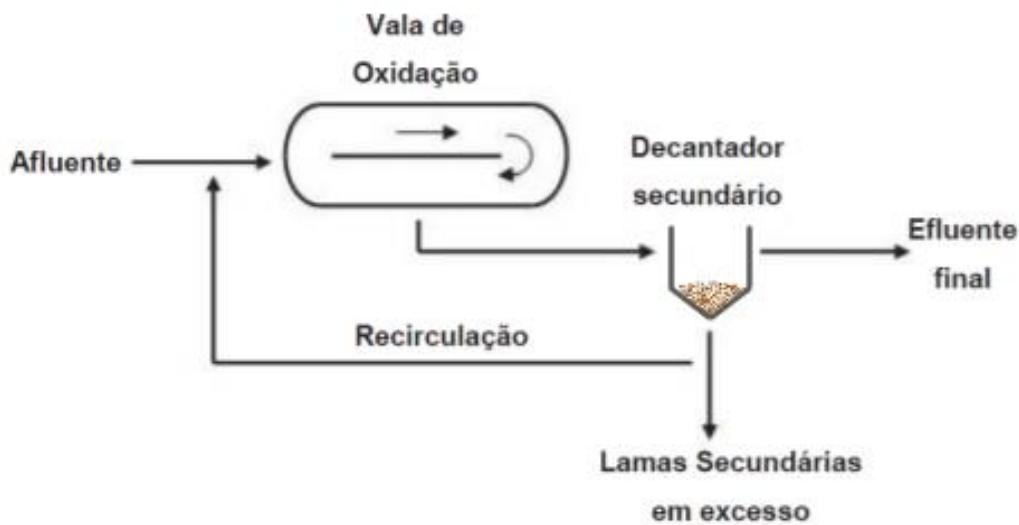


Figura 9 - Esquema da vala de oxidação do tipo carrossel (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

A configuração deste tipo de reator permite obter ao longo do circuito um gradiente de concentrações OD, ou seja, conduz a formação de zonas ricas (arejador on) e zonas deficientes (arejador off). Portanto, conforme as águas residuais deixam a zona de arejamento, a concentração OD diminui, ocorrendo a desnitrificação (Metcalf & Eddy, 2003).

Entre as principais vantagens da vala de oxidação destacam-se a operação simples, processo altamente confiável, obtenção de efluente de elevada qualidade e menor produção de lamas quando comparado com outros processos biológicos. Contudo apresenta como desvantagens, a necessidade de áreas mais elevadas para a sua implantação, limitando a capacidade de expansão da ETAR e requer mais energia para arejamento quando comparado com outros processos (Shammas et al., 2009).

#### 2.3.2.2.2 LUDZARCK ETTINGER MODIFICADO (MLE)

Este processo é muito utilizado para o tratamento de águas residuais com o objetivo de remover azoto. A Figura 10 ilustra o esquema deste tratamento.

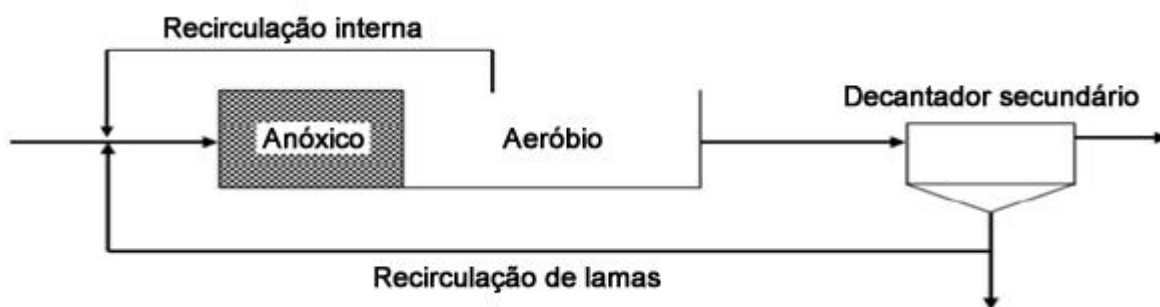


Figura 10 - Esquema do tratamento MLE (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

O processo é composto por dois tanques, um aeróbio onde ocorre a nitrificação e outro anóxico que ocorre a desnitrificação. O nitrato produzido no reator aeróbio é recirculado para o reator anóxico, onde estão os compostos orgânicos presentes no afluente, que servirão de doadores de elétrons na redução do nitrato (Vivan, 2012).

Entre as vantagens deste processo destaca-se a flexibilidade, produz um efluente com concentração inferior a  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  de azoto total e pode ser facilmente instalado em tratamento de lamas ativadas já existentes. A principal desvantagem é que seu desempenho é afetado pelas características do afluente (Metcalf & Eddy, 2015).

### 2.3.2.3 REMOÇÃO BIOLÓGICA SIMULTÂNEA DE AZOTO E FÓSFORO

Para a remoção simultânea de fósforo e azoto é utilizada a combinação das três zonas: aeróbia, anóxica e aeróbia. Entre os principais tratamentos que tem como objetivo a redução da concentração afluente destes nutrientes destacam-se o sistema Bardenpho e A<sup>2</sup>O.

#### 2.3.2.3.1 BARDENPHO MODIFICADO

O tratamento Bardenpho modificado ou 5-estágios combina as zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias para a remoção de azoto, fósforo e carbono. A Figura 11 ilustra as etapas utilizadas neste tratamento.

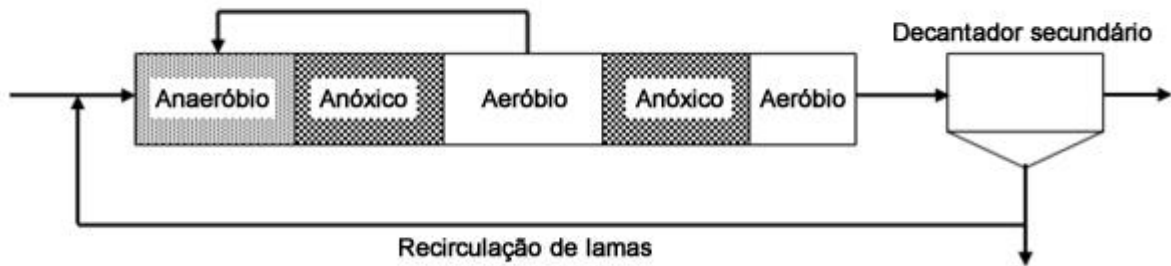


Figura 11 - Esquema do tratamento Bardenpho modificado (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

Inicialmente este tratamento dividia-se em quatro estágios, ou seja, não existia a zona anaeróbia. Dessa forma no primeiro reator aeróbio ocorria a remoção de carbono e nitrificação e uma parte do efluente rico em nitrato era recirculado para a primeira zona anóxica e o restante seguia para o segundo reator anóxico onde também ocorria a desnitrificação (Vivan, 2012).

A inserção da zona anaeróbia antes do primeiro reator anóxico aumentou a eficiência de remoção de fósforo, porém a remoção deste parâmetro pode ser prejudicada caso a desnitrificação não seja completa nos reatores anóxicos e parte do nitrato retorne na lama secundária para o reator anaeróbio (Foco et al., 2015).

Entre as principais vantagens deste tratamento destacam-se a eficiência na remoção de fósforo e azoto e produz lama de com alta sedimentabilidade. Contudo as desvantagens deste sistema são a necessidade de tanques de grandes dimensões e a presença de nitrato na lama de retorno que pode inibir a remoção de fósforo (Metcalf & Eddy, 2003).

#### 2.3.2.3.2 A<sup>2</sup>O

O processo de tratamento A<sup>2</sup>O possui a configuração de um reator anaeróbio seguido de um anóxico e aeróbio (Figura 12).

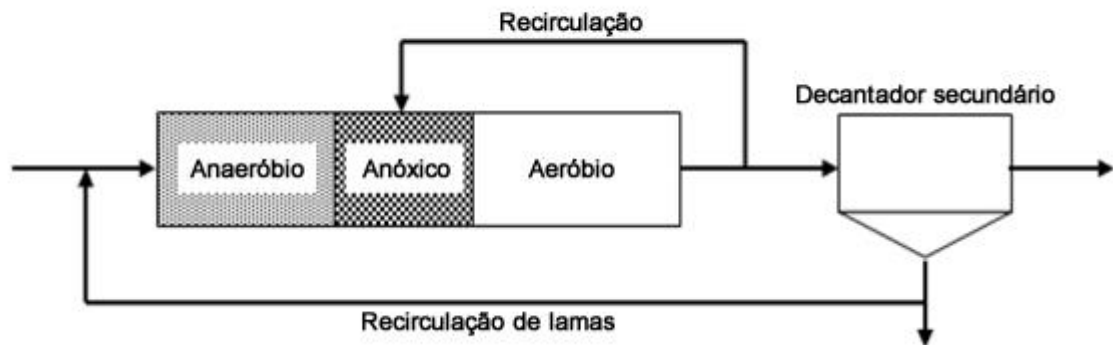


Figura 12 - Esquema do tratamento A<sup>2</sup>O (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

O nitrato é recirculado da zona aeróbia para a anóxica promovendo a desnitrificação. Por isso, a presença a quantidade de nitrato que entra no tanque anaeróbico pela recirculação de lamas é reduzida (Oliveira et al., 2016).

Entre as principais vantagens deste tratamento destacam-se a eficiência na remoção de azoto e fósforo e a alta taxa de desnitrificação. Contudo, a presença do nitrato na recirculação de lama pode inibir a remoção de fósforo e a remoção de azoto é limitada pela recirculação interna (Metcalf & Eddy, 2015).

## 2.4 ENQUADRAMENTO LEGAL

O enquadramento legal inclui toda legislação que tem como objetivo fundamental proteger o ambiente dos efeitos nocivos causados pela descarga de águas residuais.

Segundo a APA (2016), o tratamento das águas residuais urbanas foi regulamentado na Diretiva 91/271/CEE do Conselho Europeu, de 21 de maio de 1991, posteriormente alterada pela Diretiva 98/15/CE da Comissão Europeia, de 27 de fevereiro de 1998. Estas Diretivas foram transpostas para a legislação portuguesa pelos Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho e Decreto-Lei n.º 348/98, de 9 de novembro.

O Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho (Ministério do Ambiente, 1997), que tem como objetivo proteger as águas superficiais dos efeitos das descargas de águas residuais tratadas, estabelece, em função da sensibilidade do meio recetor, o tratamento adequado das águas residuais, ou seja, em casos específicos pode ser requerido um nível de tratamento mais complexo, como a desinfecção, e em outros

apenas o tratamento primário. Os três primeiros parâmetros da Tabela 2 aos valores limite de emissão das estações de tratamento de águas residuais urbanas sujeitas ao disposto nos artigos 5º e 6º do Decreto de Lei nº 152/97, já os referentes ao azoto e ao fósforo aos VLE das estações de tratamento de águas residuais com descarga do seu efluente em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização.

Tabela 2 - Valores limites para a descarga das águas residuais tratadas (adaptado de Decreto de Lei n.º 152/97, de 19 de junho).

Parâmetro	Concentração	Unidade	Observação
CBO <sub>5,20</sub>	25	mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	-
CQO	125	mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	-
Sólidos Suspensos Totais (SST)	60	mg.L <sup>-1</sup>	2.000 < E.P ≤ 10.000
	35		E.P > 10.000
<b>Zonas sensíveis</b>			
Azoto total (NT)	15	mg.L <sup>-1</sup> N	E.P entre 10.000 – 100.000
	10		E.P > 100.000
Fósforo total (PT)	2	mg.L <sup>-1</sup> P	E.P entre 10.000 – 100.000
	1		E.P > 100.000

Equivalente Populacional (EP): carga orgânica biodegradável com CBO<sub>5</sub> igual a 60 g O<sub>2</sub> hab<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, calculada com base na descarga média semanal máxima recebida na ETAR durante um ano.

A Diretiva 76/10/CEE, de 8 de dezembro, foi transposta pelo Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto (Ministério do Ambiente, 1998), que estabelece normas e critérios de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas. Dessa forma, são estabelecidos valores limites de emissão para as substâncias contaminantes, assim como valores máximos e admissíveis. A Tabela 3 resume alguns requisitos necessários deste Decreto para a descarga de águas residuais.

Tabela 3 - Valores limites na descarga de águas residuais (adaptado de Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto).

Parâmetro	Unidade	Valor limite de emissão
CBO <sub>5,20</sub>	mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	40
CQO	mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	150
SST	mg.L <sup>-1</sup>	60
Azoto total	mg.L <sup>-1</sup> N	15
Fósforo total	mg.L <sup>-1</sup> P	10
Cloro residual livre	mg.L <sup>-1</sup> Cl <sub>2</sub>	0,5
Cloro residual total	mg.L <sup>-1</sup> Cl <sub>2</sub>	1,0

O controle das descargas de águas residuais e a comunicação dos resultados a entidade licenciadora são de carácter obrigatório por quem efetua a descarga do efluente, sendo avaliada a conformidade com os valores limites descritos nas normas de descargas.

O Decreto de Lei nº 226-A/2007 tem como objetivo criar um novo quadro de relacionamento entre o Estado e os utilizadores dos recursos hídricos baseado na exigência do cumprimento da lei, mas também no reconhecimento explícito dos direitos aos utilizadores. Portanto, o presente Decreto de Lei visa estabelecer o regime de exploração, de modo a garantir de forma racional e eficaz o padrão de qualidade para a gestão dos recursos hídricos.

O Decreto de Lei citado anteriormente afirma que o titular da licença assume a responsabilidade pela eficiência dos processos de tratamento e dos procedimentos que adoptar com vista a minimizar os efeitos decorrentes da rejeição de águas residuais e cumprir os objetivos de qualidade definidos para os corpos receptores. Além disso, apresenta as normas de rejeição de águas residuais que estão previstas nos planos de gestão de bacias hidrográficas, nas licenças de rejeição de águas residuais e nas demais legislações aplicáveis

### 3. MODELAÇÃO E SIMULAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Este capítulo apresenta os princípios da modelação, os principais *softwares* disponíveis para modelação e simulação de sistemas de tratamento e, ainda, as principais características dos modelos disponíveis para sistemas de tratamento por lamas ativadas, incluindo os que descrevem o comportamento dos reatores biológicos e os dos sedimentadores secundários.

#### 3.1 PRINCÍPIOS DE MODELAÇÃO

A modelação computacional de tratamento de águas residuais teve início na década de 1970 como instrumento de planeamento, projeto, análise e operação de sistemas de tratamento. Desde então foram desenvolvidos vários modelos dedicados à simulação do comportamento e processos que ocorrem numa ETAR (Ferreira, 2011).

Segundo Gernaey et al. (2004), a modelação de estações de tratamento de águas residuais possui os seguintes objetivos:

- Aprendizagem – contribui para aumentar a compreensão dos utilizadores em relação ao processo de modelação;
- Projeto e dimensionamento - a modelação e a análise das alternativas de projeto de tratamento são importantes para a etapa de conceção e operação de uma ETAR;
- Otimização e controlo do processo – permite utilizar diferentes cenários para aprimorar o funcionamento da ETAR.

Portanto, a modelação matemática é uma ferramenta essencial para o auxílio, planeamento, seleção e implementação de uma ETAR (Louzada et al., 2013).

A estrutura e complexidade dos modelos para tratamento de águas residuais depende dos objetivos da simulação e dos tempos de resposta dos elementos a modelar. Dessa forma, os modelos de simulação de ETARs são desenvolvidos considerando os processos unitários (Louzada et al., 2013).

A modelação de uma ETAR descreve a bioquímica e processos físicos envolvidos na técnica de purificação de águas residuais. Através dos processos bioquímicos, a matéria orgânica e os nutrientes são eventualmente convertidos em dióxido de carbono, azoto e material celular. Portanto, as decisões tomadas no projeto

e otimização das ETARs são de extrema importância para a gestão, operação e controlo das mesmas (Serdarevic & Dzibur, 2016).

### 3.2 SOFTWARES DE MODELAÇÃO

Existem vários *softwares* de simulação de temáticas ambientais, sendo os que se destacam no tratamento das águas residuais (AR): AQUASIM, WEST, EFOR, GPS-X, SIMBA, STOAT, WEST e BioWin (Ferreira, 2011). Recentemente foi desenvolvido na França pela Dynamita SARL o *software* SUMO, o qual será utilizado nesse projeto.

A escolha do *software* leva em consideração a disponibilidade de recursos, modelos e ferramentas que o mesmo oferece, análise dos parâmetros de entrada que exige, formato e a possibilidade de uso dos dados noutra outro *software* quando é necessário a transferência dos dados (Shingo et al., 2019).

#### 3.2.1 SOFTWARE SUMO

O SUMO foi criado em Nyons na França, em 2010, pelo engenheiro Imre, dono da empresa Dynamita, o qual contribuiu para o desenvolvimento do modelo de processos de AR por meio de diversas linguagens de programação, sendo elas: VPN nos anos 80, GPS-X nos anos 90, BioWin nos anos 2000 e mais recentemente o *software* utilizado neste estudo (Dynamita, 2019).

Segundo a Dynamita (2019), as principais vantagens listadas do Sumo são:

- Possui uma maior biblioteca de modelos calibrados para processos tradicionais e avançados para tratamento de águas residuais;
- É o único simulador comercial de código aberto (codificado em Excel);
- Permite flexibilidade para criar seus próprios modelos ou modificar os existentes;
- Tempo de simulação rápido.

O SUMO possui a configuração da estação de tratamento com tamanhos de tanques pré-configurados, taxas de recirculação e de extração de lamas em excesso. O programa é relativamente fácil de usar e o design gráfico ajuda a economizar tempo, pois o modelo é pré-carregado e reduz o tempo de inicialização da simulação, além dos dados de saída (*outputs* do modelo) serem claros e os gráficos de ótima qualidade (Russel, 2019).

Portanto, este *software* fornece ao utilizador a capacidade de codificar qualquer modelo, definir os processos e valores de parâmetros (Kolovos et al., 2016).

### 3.3 MODELOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO POR LAMAS ATIVADAS

Existem vários modelos capazes de simular o tratamento biológico por biomassa suspensa. A IWA propôs um conjunto de modelos que descrevem o processo biológico de lama ativada, denominados de ASM (Mulas, 2006). O modelo ASM subdivide em ASM1 (Henze et al., 1987), ASM2 (Henze et al., 1995), ASM2<sub>D</sub> (Henze et al., 1999) e ASM3 (Gujer et al., 1999), pois foram aprimorados ao longo do tempo, tornando-se capazes de simular as reações envolvidas nos mecanismos de remoção biológica de matéria orgânica, azoto e fósforo (Pombo, 2011).

#### 3.3.1 MODELO ASM1

O ASM1 foi criado por Henze et al. (1987) para descrever a remoção de compostos orgânicos carbonáceos, nitrificação, desnitrificação e a produção de lama. Este modelo é considerado o modelo de referência, pois desencadeou a aceitação geral da modelação nos processos biológicos (Gernaey et al., 2004).

O ASM1 é representado pela matriz de Petersen (1965) (citado por Cruz et al., 2016) que permite uma descrição compacta dos modelos matemáticos complexos. O modelo consiste em 13 componentes ou variáveis de estado (Tabela 4), sendo 7 delas solúveis (S) e 6 particulados (X), envolvidas em 8 processos biológicos.

Tabela 4 - Variáveis de estado do modelo ASM1 (adaptado de Cruz et al., 2016).

Variável	Simbologia	Unidade
Matéria orgânica inerte solúvel	$S_I$	mg.L <sup>-1</sup> em CQO
Substrato solúvel rapidamente biodegradável	$S_S$	mg.L <sup>-1</sup> em CQO
Matéria orgânica inerte particulada	$X_I$	mg.L <sup>-1</sup>
Substrato particulado lentamente biodegradável	$X_S$	mg.L <sup>-1</sup> em CQO
Biomassa heterotrófica	$X_{BH}$	mg.L <sup>-1</sup> em CQO
Biomassa autotrófica	$X_{BA}$	mg.L <sup>-1</sup> em CQO
Matéria orgânica particulada inerte resultante do decaimento da biomassa	$X_P$	mg.L <sup>-1</sup> em CQO
Oxigênio Dissolvido	$S_O$	mg.L <sup>-1</sup> em O <sub>2</sub>
Azoto sob a forma de nitritos e nitratos	$S_{NO}$	mg.L <sup>-1</sup> em N
Azoto sob a forma de íão Amónio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) + amónia (NH <sub>3</sub> )	$S_{NH}$	mg.L <sup>-1</sup> em N
Azoto orgânico solúvel biodegradável	$S_{ND}$	mg.L <sup>-1</sup> em N
Azoto orgânico particulado biodegradável	$X_{ND}$	mg.L <sup>-1</sup> em N
Alcalinidade	$S_{ALK}$	molar

Segundo Petersen et al. (2003) a CQO é selecionada como o parâmetro mais adequado para definir os substratos de carbono, já que fornece uma ligação entre equivalentes de elétrões no substrato orgânico, biomassa e oxigênio dissolvido. No ASM1, a CQO é subdividida com base na solubilidade, biodegradabilidade, taxa de biodegradação e viabilidade:

- A CQO total é dividida em componentes solúveis (S) e particulados (X);
- A CQO é subdividida em matéria orgânica não biodegradável e biodegradável;
- A matéria orgânica biodegradável é dividida em  $S_S$  e  $X_S$ . Para a biodegradabilidade rápida do substrato assume-se que ele consiste em moléculas simples que podem ser utilizadas por organismos heterotróficos para a síntese de biomassa;

- A  $X_{BH}$  e  $X_{BA}$  são geradas a partir do  $S_S$  ou  $S_{NH}$ . A biomassa é perdida através do processo de decomposição, onde é convertida em  $X_P$  e  $X_S$ .

Portanto, o valor da  $CQO_{TOTAL}$  no modelo ASM1 é definido pela Equação 1 e ilustrado na Figura 13.

$$CQO_{TOTAL} = S_I + S_S + X_I + X_S + X_{BH} + X_{BA} + X_P \quad (\text{Equação 1})$$

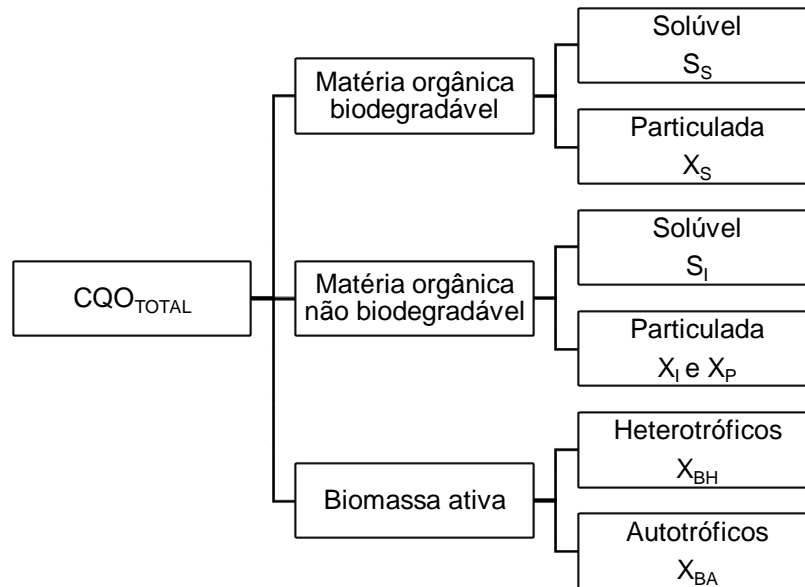


Figura 13 - Componentes da CQO no ASM1 (adaptado de Petersen et al.,2003).

O conceito de *death-regeneration* (Dold et al., 1980; citado por Henze et al., 1987) é utilizado no ASM1, onde se assume que não ocorre a utilização de recetor de elétrões durante a taxa de decaimento da biomassa, sendo ela independente das condições ambientais.

Semelhante à matéria orgânica, o azoto pode ser subdividido com base na solubilidade, biodegradabilidade e taxa de biodegradação (Petersen et al., 2003):

- O azoto total pode ser dividido em solúvel e particulado;
- O azoto orgânico particulado não biodegradável está associado a CQO particulada não biodegradável ( $X_I$  ou  $X_P$ ), enquanto o componente solúvel do azoto orgânico é considerado insignificante, portanto, não é incorporado ao modelo;
- O azoto biodegradável é dividido em  $S_{NH}$ ,  $S_{NO}$ ,  $S_{ND}$  e  $X_{ND}$ . Este último é hidrolisado a azoto orgânico solúvel juntamente com a hidrólise da matéria orgânica lentamente biodegradável. O azoto orgânico solúvel é

convertido por amonificação em azoto amoniaco, que é utilizado no crescimento da biomassa como fonte de azoto.

Segundo Henze et al. (2000) o modelo ASM1 possui as seguintes limitações:

- A temperatura do sistema deve ser constante;
- O pH mais próximo da neutralidade (6,5 a 7,8) e constante;
- Os efeitos das limitações de azoto, fósforo e outros nutrientes inorgânicos na remoção de substrato orgânico e no crescimento celular não são considerados;
- assume-se que os coeficientes de nitrificação sejam constantes e que a biomassa heterotrófica homogênea;
- O modelo não é adequado para águas residuais com elevada contribuição industrial.

### 3.3.2 MODELO ASM2 e ASM2<sub>D</sub>

O modelo ASM2 publicado por Henze et al. (1995) é considerado uma extensão do modelo ASM1, devido à sua complexidade e inclusão de mais componentes que são necessárias para caracterizar os processos biológicos, principalmente a remoção biológica e precipitação química do fósforo e a modelação de Organismos Acumuladores de Fósforo (PAOs).

Em 1994, quando o ASM2 foi concluído, ainda não era entendida a influência da desnitrificação. Face a isso, em 1999, foi publicado o ASM2<sub>D</sub> (Henze et al., 1999). Este modelo descreve a captação de polifosfatos e o crescimento de PAOs como dois processos cinéticos independentes, além de demonstrar que estes organismos realizam a desnitrificação utilizando os produtos armazenados no interior de suas células (Rieger et al., 2012).

Segundo Henze et al. (2000) o modelo ASM2 pressupõe que:

- A temperatura deve ser entre 10 e 25°C;
- pH deve ser neutro, preferencialmente entre 6,3 e 7,8;
- Não modela a separação de sólidos em tanques de decantação;
- Os organismos heterotróficos crescem aerobiamente, realizam a desnitrificação anoxicamente e fermentam anaerobicamente,
- Os únicos substratos que podem ser absorvidos pelos PAOs são os produtos da fermentação ( $S_A$ );

- O modelo não inclui a fração de biomassa heterotrófica que pode armazenar polihidroxialcanoatos (PHA) sem a liberação de fosfato.

Já o modelo ASM2<sub>D</sub> só é válido para águas residuais municipais e que contenham lãos Magnésio ( $Mg^{2+}$ ) e potássio ( $K^+$ ) em quantidade suficiente (Henze et al., 2000).

### 3.3.3 MODELO ASM3

O ASM3 foi publicado por Gujer et al. (1999) sendo um dos primeiros modelos que aborda o fenómeno de armazenamento. Este modelo assume que os substratos orgânicos são absorvidos e armazenados internamente na célula para então serem utilizados no seu crescimento, permitindo um melhor controlo dos processos de decaimento da biomassa, em condições ambientais (Zhou et al., 2013).

Este modelo é uma evolução do ASM1, sendo que uma das principais diferenças é que os processos autotróficos e heterotróficos (Figura 14) são considerados independentes (Ferreira, 2011).

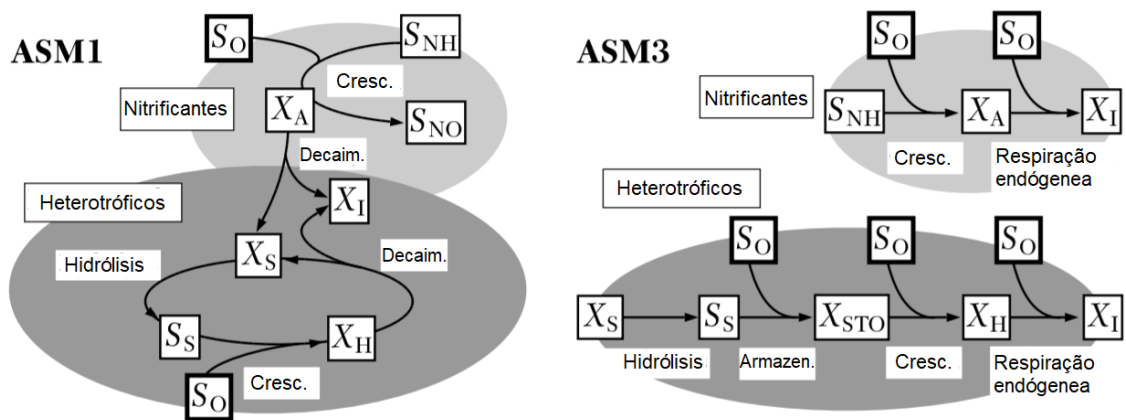


Figura 14 - Representação dos processos autotróficos e heterotróficos dos modelos ASM1 e ASM3 (adaptado de Henze et al., 2000).

Este modelo foi desenvolvido para simulação do tratamento aeróbio e anóxico das águas residuais doméstica, portanto, não é aconselhável aplicá-lo em situações que as contribuições de águas industriais dominem. O ASM3 não inclui nenhum processo que descreva o comportamento da biomassa em ambiente anaeróbico, além disso o pH deve-se encontrar na faixa de 6,5 a 7,5 (Henze et al., 2000).

### 3.3.4 BARKER & DOLD e UCTHPO

A IWA desenvolveu modelos para descrever a remoção biológica de fósforo, azoto, CQO e a produção de lamas. Os modelos Barker & Dold e UCTPHO também foram desenvolvidos para estes fins e tornaram-se referência na modelação de lamas ativadas, portanto têm sido implementados na maioria dos *softwares* comerciais disponíveis (Santos et al., 2019). A Tabela 5 sintetiza alguns processos padrões incluídos em cada modelo e indica o número de reações biológicas.

Tabela 5 - Lista dos processos padrões e números de reações biológicas de cada modelo (adaptado de Hauduc et al., 2013).

Processos padrões	ASM1	ASM2 <sub>D</sub>	ASM3	Barker & Dold	UCTPHO
Hidrólise	3	3	1	5	
Fermentação		1		1	1
Armazenamento de PHA		1		1	1
Crescimento de PAO		2			
Decaimento de PAO		3		13	11

A principal diferença entre o ASM3 e o modelo Barker & Dold é que o último adiciona a remoção de fósforo durante o crescimento dos organismos. Quando comparado ao ASM2<sub>D</sub>, o modelo Barker & Dold distingue-se pela inclusão da respiração endógena. Porém, o modelo Barker & Dold não inclui os produtos da precipitação química (Rieger et al., 2001).

No modelo de Barker & Dold, as frações de azoto e fósforo estão ligadas à biomassa. Quando libertado pela decomposição da biomassa, o fósforo torna-se disponível na forma de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) devido a hidrólise, já o azoto orgânico deve sofrer a amonificação para estar disponível na forma de  $\text{NH}_4^+$ . O UCTPHO modela o processo de hidrólise simultaneamente com o crescimento, sendo que a hidrólise anaeróbia não é modelada (Hauduc et al., 2013).

Para simplificar, os modelos ASM1, Barker & Dold e o UCTPHO não consideram o  $\text{N}_2$  como uma variável de estado. Como consequência, a continuidade não é verificada para esses processos em termos de azoto, e, portanto, essa variável de estado precisa ser adicionada aos modelos, podendo ser usada para quantificar a desnitrificação (Hauduc et al., 2010).

### 3.3.5 MINI SUMO, SUMO 1 e SUMO 2

O *software* de estudo disponibiliza alguns modelos próprios, sendo eles o MINI SUMO, SUMO 1 e SUMO 2. A Tabela 6 reúne as principais informações sobre cada um desses modelos.

Tabela 6 - Resumo das características dos modelos do software (adaptado de Dynamita, 2019).

Parâmetros	MINI SUMO	SUMO 1	SUMO 2
Remoção de CQO	X	X	X
Desnitrificação	1 fase	1 fase	2 fases
Nitrificação	1 fase	1 fase	2 fases
Remoção de biológica de P		X	X
Digestão anaeróbica	X	X	X
Remoção química de P	Baseado no modelo ASM	Baseado na cinética	Baseado na cinética

Segundo a Dynamita (2019) o MINI SUMO é um modelo simplificado de estação de tratamento completa numa única etapa, o SUMO 1 é usado para simular estações de tratamento completas numa única etapa, já o SUMO 2 é utilizado para simular uma estação de tratamento completa em duas ou mais etapas. Os dois últimos modelos são utilizados na modelação do processo de tratamento por lamas ativadas.

### 3.4 MODELAÇÃO DE PROCESSOS FÍSICOS (DECANTAÇÃO SECUNDÁRIA)

O decantador secundário é um elemento importante para a remoção de sólidos em suspensão. Segundo Saffarian et al. (2011) a primeira teoria sobre sua eficiência foi apresentada por Hazen (1904) que descrevia a sedimentação de partículas individuais num fluxo uniforme. Posteriormente, Anderson (1945) descobriu que o fluxo não era uniforme, devido a diferenças de densidade das partículas.

Os modelos de decantação secundária baseiam-se nos balanços de massa, na equação da continuidade e na teoria do fluxo sólido, que descrevem a velocidade de sedimentação e a sua dependência face à concentração local e ao índice de lama (SVI), que é um indicador da capacidade de sedimentação das lamas (Ferreira, 2011).

Conforme a resolução espacial classificam-se os modelos de decantação em 0D a 3D. Por esse processo não ser linear e ser trabalhoso para se controlar utiliza-

se geralmente a simulação com base em modelos unidimensionais (1D) (Bürger et al., 2017). A Tabela 7 apresenta o propósito de cada modelo para auxiliar na seleção deles.

Tabela 7 - Resumo para seleção do modelo de decantação (adaptado de Ferreira, 2011).

Objetivos	Modelo
Determinar a concentração da biomassa no efluente clarificado, a altura do manto de lamas e a produção de lamas	1D e/ou 2D associado a um modelo de lamas ativadas
Esquema de remoção de lamas	2D associado a um modelo de lamas ativadas averiguado com um modelo 3D
Otimização da geometria do decantador, reabilitação e estudo de correntes de densidade	2D e/ou 3D
Modelação de decantadores sujeitos a ação do vento	3D

## 4. METODOLOGIA

Este capítulo descreve a metodologia utilizada na dissertação visando atender os objetivos estabelecidos. Dessa forma, foram apresentadas as etapas para o desenvolvimento do trabalho, sendo elas: breve descrição metodológica, caracterização da ETAR, construção do modelo no SUMO, calibração e validação do modelo e, ainda, a definição de cenários.

### 4.1 BREVE DESCRIÇÃO METODOLÓGICA

A Figura 15 ilustra as etapas realizadas para cumprir o objetivo do estudo, sendo as principais:

- Visitas à ETAR de estudo para conhecimento da sua estrutura (e.g., etapas envolvidas no tratamento) e funcionamento global da mesma;
- Recolha de informação relativa à caracterização qualitativa e quantitativa do afluente e do efluente da ETAR, bem como em pontos intermédios, parâmetros de projeto e operacionais;
- Construção, calibração e validação do modelo matemático utilizando o *software* SUMO;
- Criação de cenários para otimização da estação de tratamento ou responder a desafios futuros;
- Processamento e análise dos dados.

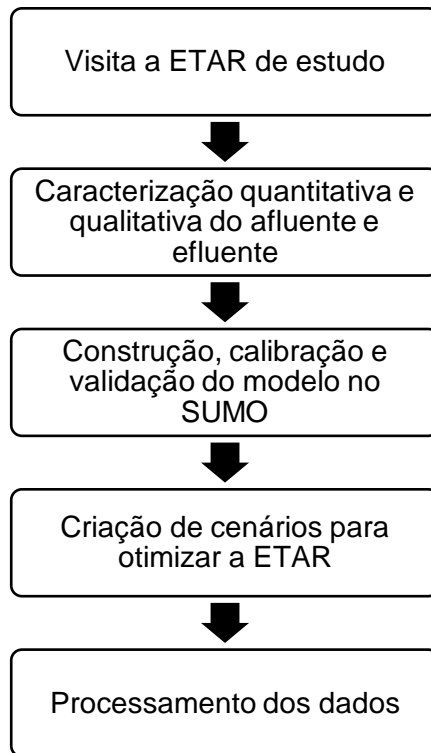


Figura 15 - Esquema da metodologia para alcançar os objetivos do estudo.

## 4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE ESTUDO

### 4.2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ETAR

A ETAR localiza-se no norte de Portugal e possui a capacidade de tratar  $25577 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$  para cerca de 170513 habitantes equivalentes. A Licença de Descarga da ETAR exige a redução de SST,  $\text{CBO}_5$ , CQO, NT e PT, sendo que o efluente tratado é descarregado no rio Ave.

O afluente bruto é constituído por 60% de efluente doméstico e 40% de efluente industrial, predominantemente da indústria têxtil, o que confere a necessidade de um tratamento físico-químico para remoção da cor

A Figura 16 ilustra os tratamentos utilizados na ETAR, onde a fase líquida é constituída por tratamento preliminar (gradagem, desarenamento e neutralização), tratamento biológico e decantação secundária, já a fase sólida é constituída pelo espessamento, desidratação das lamas e estabilização química (Tratave, 2016).

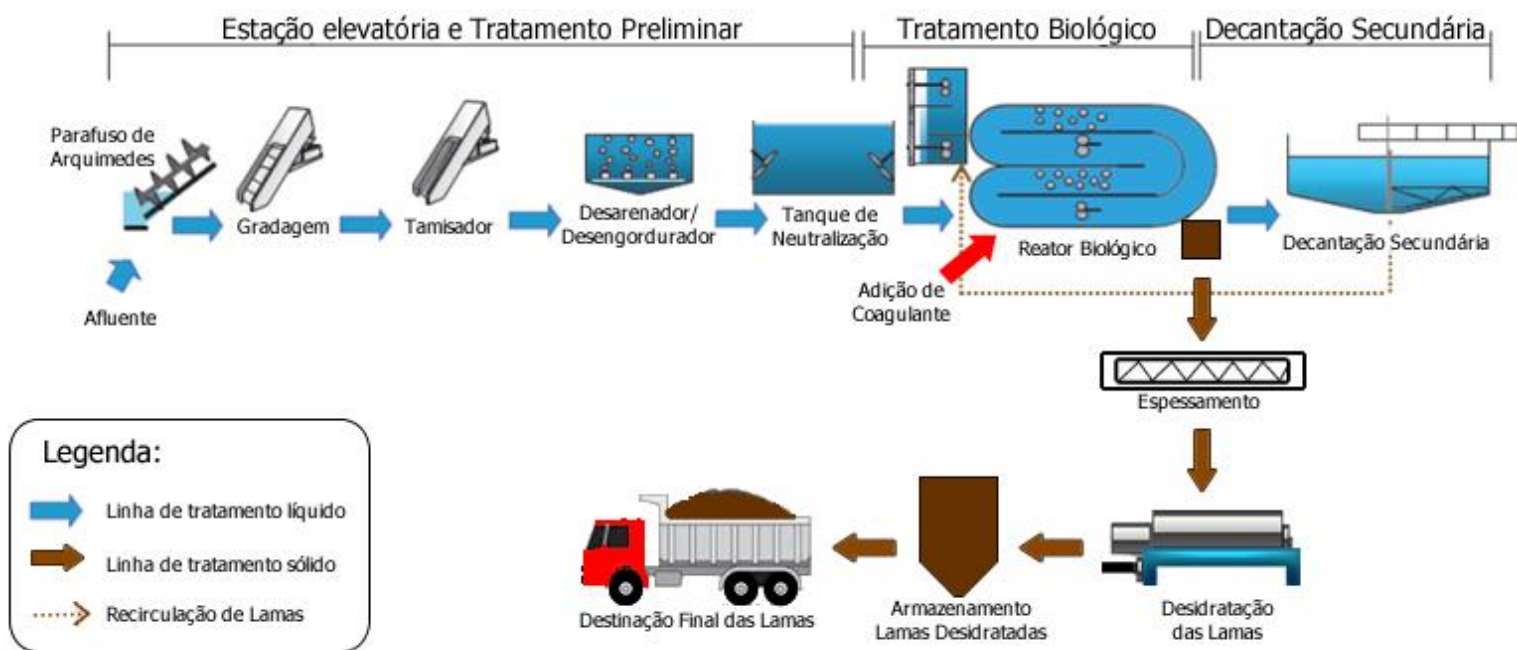


Figura 16- Representação esquemática do tratamento da ETAR (adaptado de Tratave, 2016).

#### 4.2.2 DESCRIÇÃO DA FASE LÍQUIDA

Inicialmente a água residual afluente à ETAR conduzida até ao tratamento preliminar em dois estágios de estações elevatórias (Figura 17) constituídas por parafusos de Arquimedes. Estas estações têm por objetivo deslocar líquidos de um nível altimétrico inferior para um superior.



Figura 17 – Estação elevatória (Estágio 1) constituída por três parafusos de Arquimedes.

Após a elevação do afluente, este é direcionado para as grades de limpeza manual com espaçamento de 10 mm (Figura 18). Posteriormente, é encaminhado para o tamisador de tambor rotativo com malha de 5 mm (Figura 19). Os resíduos retirados nessas etapas são armazenados em contentor apropriado.



Figura 18 - Grade de limpeza manual.



Figura 19 - Tamisador de tambor rotativo.

Após a tamisagem, o afluente é encaminhado para o tanque de desarenamento e desengorduramento (Figura 20), o qual possui difusores de fundo para a insuflação do ar comprimido que promove a flotação das gorduras e a lavagem das areias. Contém ainda as pontes móveis com raspadores de superfície para eliminar as gorduras e raspadores de fundo para remover as areias.



Figura 20 – Tanque de desarenamento e desengorduramento.

Após essa etapa, a água residual é encaminhada para o tanque de neutralização, onde o pH é corrigido por adição de Dióxido de Carbono ( $\text{CO}_2$ ) gasoso, injetado através de grelhas difusoras instaladas no fundo do tanque de neutralização.

Após o tanque de neutralização, o efluente é direcionado para o tanque de contacto anóxico ( $486 \text{ m}^3$ ), onde uma fração controlável de lamas em recirculação se mistura com a totalidade da água residual bruta e posteriormente é encaminhado para o tratamento biológico.

O tratamento biológico é constituído por duas linhas de lamas ativadas, em que cada uma delas possui um reator tipo carrossel ( $15120 \text{ m}^3$ ) (Figura 21), com duas zonas arejadas e duas zonas não arejadas. O sistema de arejamento é constituído por um sobrepessor que injeta ar numa rede de difusores de bolha fina de membrana que existem nas zonas arejadas. Cada reator possui ainda 4 agitadores submersíveis colocados nas zonas não arejadas para impor uma direção ao efluente, promover a suspensão da biomassa e o contacto com a carga poluente. Já para a remoção de cor, característica de uma água residual têxtil, é adicionado diretamente no reator biológico um coagulante orgânico (AMBIFLOC BIO T100), ele também contribui para a precipitação do fósforo, embora não seja este o objetivo principal do seu uso.

Cada sistema de lamas ativadas possui ainda dois decantadores secundários ( $2138 \text{ m}^3$ ) (Figura 22), equipados com raspadores de fundo e superfície, caixa de recolha de escumas e defletor a montante da linha de descarga, onde se realiza a

separação entre o efluente tratado e a biomassa, sendo esta enviada através do sistema de recirculação para o respectivo reator biológico.

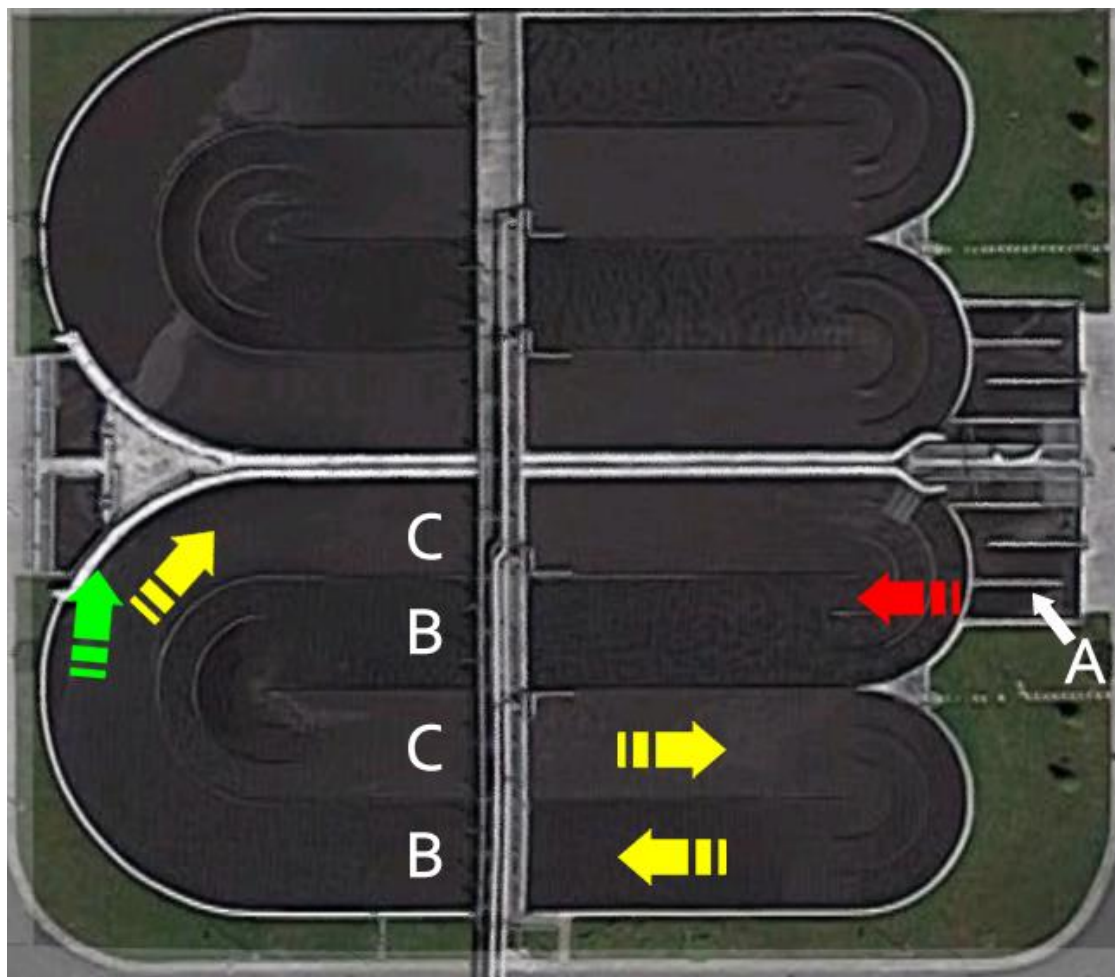


Figura 21 - A- tanque de contacto (anóxico), B- Zona não arejada C- Zona arejada. A seta em vermelho indica a entrada do efluente do tanque de contacto para o reator, e a seta em amarelo indica o circuito do fluido no reator e a seta verde indica a saída.



Figura 22 - Decantador secundário.

#### 4.2.3 DESCRIÇÃO DA FASE SÓLIDA

As lamas secundárias possuem na sua constituição sólidos que não foram removidos no decantador. Primeiramente elas são encaminhadas para as mesas de espessamento e posteriormente para desidratação em centrífugas (Figura 23), onde a água é eliminada ao máximo e em seguida a lama desidratada é armazenada num silo (Figura 24). Por fim, adiciona-se cal viva para a estabilização química.



Figura 23 - Desidratação em centrífuga.



Figura 24 - Silo para armazenamento de lama.

#### 4.3 CONSTRUÇÃO DO MODELO DA ETAR NO *SOFTWARE* SUMO

O modelo construído integra a fase líquida e sólida presentes no local de estudo, embora a Figura 25 contenha a linha de tratamento sólida, o foco deste trabalho foi o tratamento biológico.

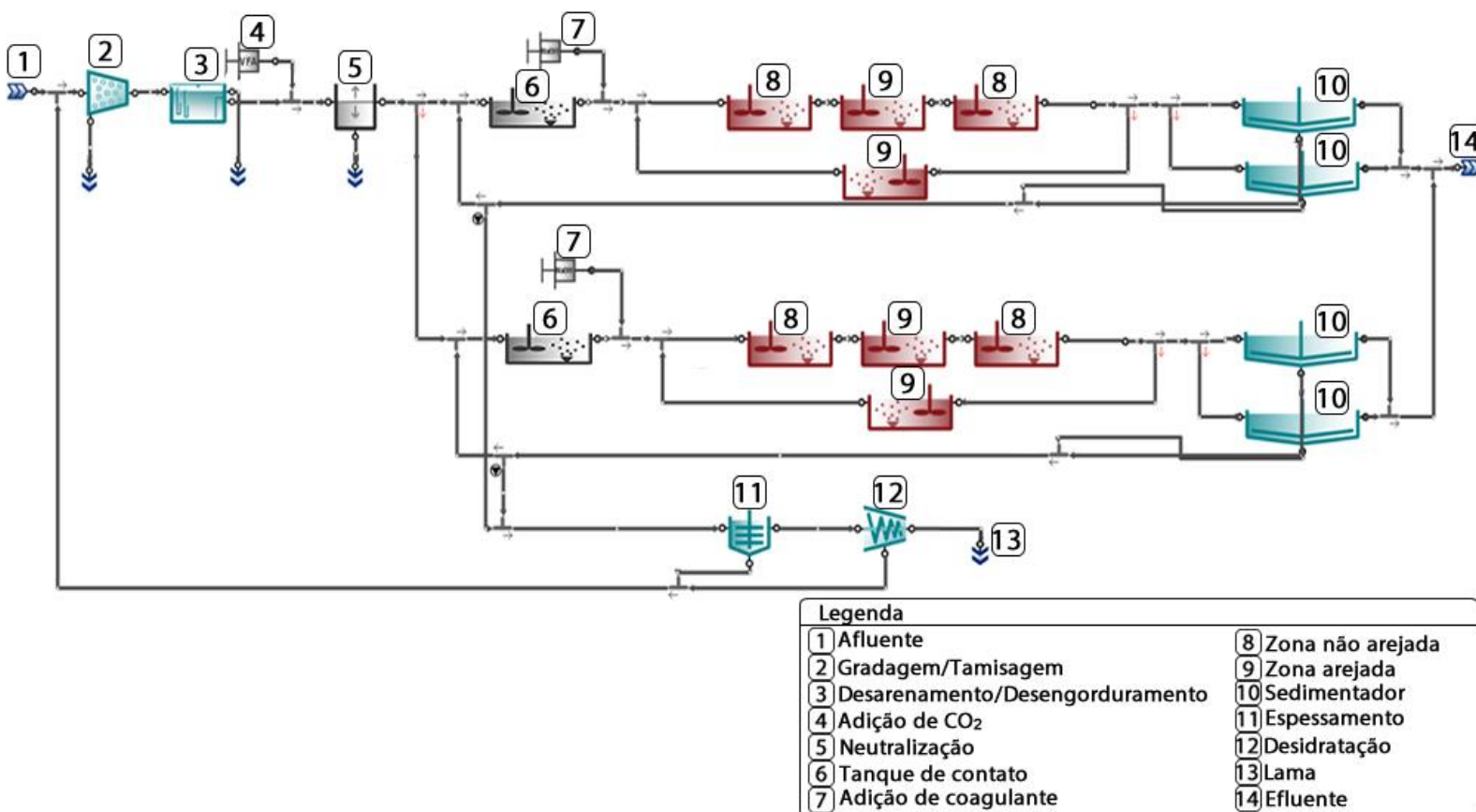

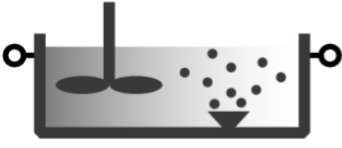
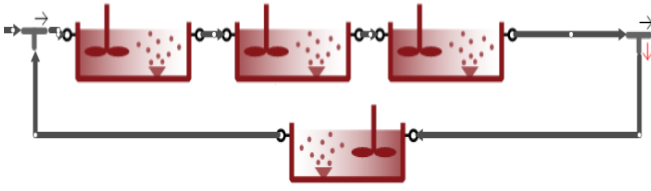



Figura 25 - Layout gráfico do modelo da ETAR criado no software SUMO.

O tratamento preliminar pode ser considerado desprezável, dado que exerce uma baixa influência nas variáveis de estado do modelo. Além disso, a adição do coagulante orgânico não foi integrada, dado que o seu objetivo principal é a remoção de cor e este parâmetro não é mensurável no *software*. Por fim, a adição de CO<sub>2</sub> também não foi levada em consideração, pelo facto de ter apenas efeito considerável no pH da água residual.

O modelo utilizado foi o SUMO 2 (baseado na CQO) e procedeu-se a simulação em modo dinâmico, por se adaptar mais facilmente a realidade dos inputs disponíveis. Além disso, o tratamento biológico possui mais de uma fase de nitrificação (zona arejada) e desnitrificação (zona não arejada/anóxica), sendo que o modelo em questão atende a este critério. A Tabela 8 fornece os principais inputs utilizados na etapa do tratamento biológico.

Tabela 8 - Dados para a modelação da ETAR de estudo (adaptado de Dynamita, 2020).

Unidade de tratamento	Dados inseridos no programa SUMO
 <p>Afluente</p>	<p>Caudal (<math>\text{m}^3 \text{d}^{-1}</math>)                      Concentração de CQO (<math>\text{g m}^{-3}</math>)                      Concentração de NT (<math>\text{g m}^{-3}</math>)                      Concentração de PT (<math>\text{g m}^{-3}</math>)                      Temperatura – <math>20^\circ\text{C}</math>                      Fração SSV/SST – 92%</p>
 <p>Tanque de contato</p>	<p>Volume – <math>486 \text{ m}^3</math>                      Altura do tanque – <math>6,15 \text{ m}</math>                      Set point de OD - <math>0 \text{ g m}^{-3}</math></p>
 <p>Vala de oxidação</p>	<p>Volume – <math>15120 \text{ m}^3</math>                      Altura do tanque (m) – <math>6 \text{ m}</math>                      Set point de OD zona arejada – <math>2 \text{ g m}^{-3}</math>                      Set point de OD zona não arejada – <math>0,1 \text{ g m}^{-3}</math></p>
 <p>Decantador secundário</p>	<p>Percentagem de sólidos removidos – 99,9%                      Caudal de lama (<math>\text{m}^3 \text{d}^{-1}</math>)</p>

A Tabela 8 não apresenta valores para alguns inputs, pois estes variam de acordo com os dados mensais.

#### 4.4 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

A precisão do modelo foi com base na sua capacidade de simular a qualidade do efluente. Para isso, foram analisadas as concentrações de CQO, SST, NT,  $\text{CBO}_5$ , PT na entrada e saída da ETAR.

A calibração do modelo foi realizada utilizando os dados disponíveis para o mês de agosto de 2017 e sua validação foi efetuada inserindo as condições de funcionamento da ETAR para os meses de maio, junho, julho, setembro e outubro do mesmo ano.

As constantes cinéticas e estequiométricas não foram alteradas, pois o modelo foi pouco sensível a essas mudanças. Para esta conclusão foram seguidos dois princípios básicos da calibração induzidos por Henze et al. (1995): alterar um parâmetro de cada vez e se o modelo for pouco sensível à alteração de um determinado parâmetro o mesmo não deve ser alterado.

Para a validação do modelo foram usados os seguintes parâmetros estatísticos: desvio geométrico (DG), desvio das variâncias (DV), coeficiente de correlação (r) e índice de concordância (d). A Tabela 9 apresenta as fórmulas, valores aceitáveis e ideais para cada parâmetro citado.

Tabela 9 - Parâmetros estatísticos aplicados na validação do modelo.

Parâmetro	Fórmula de cálculo	Valores aceitáveis	Valor ideal
DG	$e^{\ln \bar{R} - \ln \bar{S}}$	>0	1
DV	$e^{[(\ln \bar{R} - \ln \bar{S})^2]}$	>0	1
r	$\frac{\sum_{i=1}^N (R_i - \bar{R}) \cdot (S_i - \bar{S})}{\sqrt{\sigma_R \cdot \sigma_S}}$	-1 a 1	1
d	$1 - \frac{\sum_{i=1}^N (S_i - R_i)^2}{\sum_{i=1}^N ( S_i - \bar{S}  +  R_i - \bar{R} )^2}$	0 a 1	1

Simbologia:

- $\bar{S}$  – Média dos valores simulados
- $S_i$  – Valores simulados no instante i
- $\bar{R}$  – Média dos valores experimentais
- $R_i$  – Valores experimentais para o instante i
- $\sigma_R$  – Desvio padrão dos valores experimentais
- $\sigma_S$  – Desvio padrão dos valores simulados

#### 4.5 DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS

Os cenários têm como objetivo analisar a influência de fatores ambientais e operatórios. As simulações foram realizadas para avaliar a resposta do modelo, e, para isso, foram utilizados os dados do mês de junho de 2017. Para análise da composição do efluente foram adotados três cenários.

##### 4.5.1 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CAUDAL E CONCENTRAÇÕES

O objetivo deste cenário é analisar como a composição do efluente se comporta com a variação de caudal e com as variações das concentrações de CQO, NT e PT do afluente, isoladamente e simultaneamente.

As variações dos valores médios do caudal e concentrações dos parâmetros afluentes foram de 50% e 200%.

##### 4.5.2 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CONDIÇÕES OPERATÓRIAS

Os cenários de alterações das condições operatórias foram realizados para estudar a influência de dois parâmetros na qualidade do efluente: caudal de recirculação de lama e os níveis de oxigênio nos reatores arejados e não arejados.

O caudal de recirculação sofreu variações do seu valor em 25%, 50%, 125% e 200%. Já as variações de oxigênio nos reatores arejados e não arejados foram de 0%, 25%, 50%, 150% e 200% do valor utilizado no modelo, sendo de  $2 \text{ g.m}^{-3}$  para a zona arejada e  $0,1 \text{ g.m}^{-3}$  para a zona não arejada.

##### 4.5.3 CENÁRIO – ADIÇÃO DE COAGULANTES QUÍMICOS

O objetivo deste cenário é analisar como a composição do efluente irá comportar-se com as variações dos consumos totais e dosagens dos coagulantes cloreto férrico e cloreto de alumínio e comparar a eficiência de remoção dos parâmetros analisados antes e após a adição do coagulante químico.

Para a criação desses cenários variou-se o consumo total ( $\text{kg d}^{-1}$ ) e as dosagens dos coagulantes ( $\text{g m}^{-3}$ ) em função do valor utilizado pela ETAR com o coagulante orgânico, sendo aproximadamente  $408 \text{ kg d}^{-1}$  e  $21 \text{ g m}^{-3}$ .

Os consumos totais utilizados foram  $102 \text{ kg d}^{-1}$ ,  $204 \text{ kg d}^{-1}$ ,  $510 \text{ kg d}^{-1}$ ,  $612 \text{ kg d}^{-1}$  e  $816 \text{ kg d}^{-1}$  e as dosagens foram, respetivamente,  $5,2 \text{ g m}^{-3}$ ,  $10,5 \text{ g.m}^{-3}$ ,  $26,4 \text{ g m}^{-3}$ ,  $31,0 \text{ g.m}^{-3}$  e  $42,0 \text{ g.m}^{-3}$ .

## 5. RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os principais resultados obtidos e a discussão dos mesmos, com principal destaque para a calibração do modelo, a relação entre resultados experimentais e simulados e avaliação de vários cenários definidos, como os que envolvem variações de caudal, variações de concentrações dos principais constituintes do afluente, variações das condições operatórias e adição de coagulantes.

### 5.1 CALIBRAÇÃO DO MODELO

Após a construção do modelo e inserção de todos os inputs foi necessário realizar a calibração. A Figura 26 mostra a comparação entre as concentrações efluentes diárias experimentais e as simuladas para SST e CQO ao longo de todo o mês de agosto. A Figura 27 apresenta os resultados simulados em modo dinâmico para as concentrações dos parâmetros que não são medidos diariamente (CBO<sub>5</sub>, NT e PT).

Após a calibração efetuada para o mês de agosto, procedeu-se à validação do modelo para todos os outros meses de estudo (maio, junho, julho, setembro e outubro).

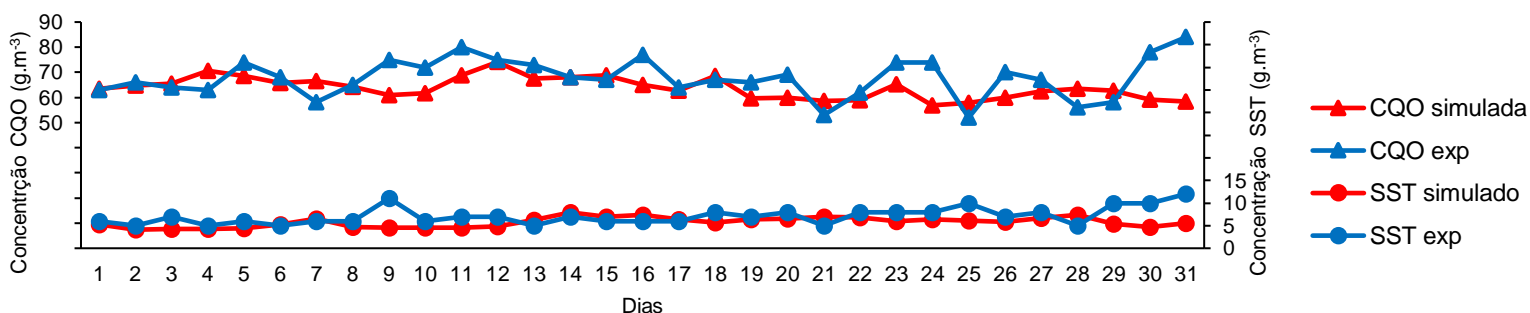


Figura 26 – Concentrações efluentes de SST e CQO experimentais e simuladas (agosto 2017).

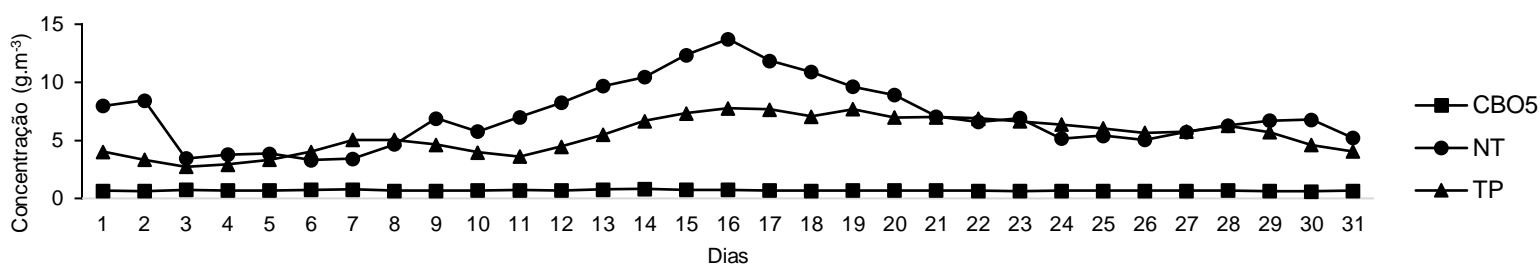


Figura 27 – Concentrações efluentes de CBO<sub>5</sub>, NT e TP simuladas (agosto de 2017).

A Figura 26 permite afirmar que as concentrações simuladas do tratamento biológico descreveram bastante bem o comportamento exibido pelas concentrações experimentais, sendo que a maior parte das concentrações simuladas de SST e CQO tendem a subestimar as experimentais. A partir da análise da Figura 27 é possível notar que a concentração de CBO<sub>5</sub> não se altera ao longo de todo o mês de agosto. A fim de se justificar as alterações de PT e NT foram analisadas as concentrações afluentes destes parâmetros, que assim como no efluente não são medidas diariamente, portanto para os dias que não há medição o modelo estima as concentrações de NT e PT (Figura 28).

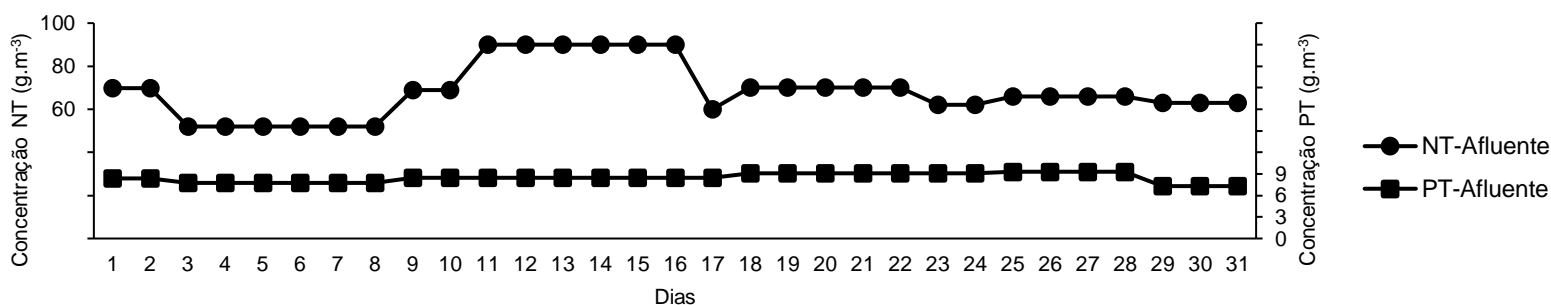


Figura 28 - Concentração de NT e PT no afluente (agosto 2017).

Como ilustrado na Figura 28, as concentrações mais elevadas de azoto no afluente foram registadas do dia 11 ao dia 16 (90 g.m<sup>-3</sup>), daí a curva crescente da concentração efluente neste período (Figura 27). A concentração média de fósforo no afluente situa-se próximo dos 8,5 g.m<sup>-3</sup>, porém é visível uma diminuição a partir do dia 29, que se reflete igualmente na diminuição das concentrações simuladas ao longo do mesmo período. Além disso, na Figura 27 é possível observar que a concentração mais elevada de fósforo no efluente também ocorreu no dia 16, denotando que uma

elevada concentração de azoto no afluente parece interferir também na remoção biológica de fósforo.

A Tabela 10 apresenta os resultados dos parâmetros estatísticos analisados (DG, DV, r e d) para a calibração e validação do modelo.

Tabela 10 - Resultado dos parâmetros estatísticos.

	Parâmetro estatístico			
	DG	DV	r	d
SST	1,00	1,00	0,92	0,96
CQO	1,00	1,00	0,86	0,88
CBO <sub>5</sub>	7,48	56,00	0,69	0,01
NT	1,04	1,08	0,15	0,28
PT	0,42	0,18	-0,22	0,00

O DG e DV permitem que os valores extremos dos parâmetros analisados sejam tratados de forma mais equilibrada do que os desvios aritméticos. Os valores inferiores a 1 indicam que o modelo sobrestima as concentrações, que é caso do PT. Já os valores superiores a 1 indicam que o modelo subestima as concentrações experimentais, como por exemplo, a CBO<sub>5</sub> (Jesus, 2014).

O r demonstra a correlação existente entre o conjunto de dados experimentais e simulados, ou seja, quanto mais próximo de 1 significa que há uma relação linear positiva, portanto, quando uma variável aumenta a outra aumenta também. Já quando o coeficiente se aproxima de -1 significa que há uma correlação negativa, isto é, uma variável aumenta e a outra diminui. O coeficiente próximo de 0 indica que não há uma relação entre as duas variáveis (Paranhos et al., 2014).

Segundo Koo & Li (2016) valores de d inferiores a 0,5 indicam confiabilidade baixa, de 0,5 a 0,75 moderada e entre 0,75 a 0,90 excelente. Portanto, de acordo com os resultados os parâmetros que possuem confiabilidade excelente são os SST e a CQO.

Os parâmetros CQO e SST possuem uma frequência de amostragem diária, o que gera um resultado muito representativo da entrada e saída da ETAR, por isso a simulação entre os valores do modelo e experimental destes dois parâmetros são semelhantes. Contudo o NT e o PT possuem uma frequência de amostragem semanal, por isso há menores valores para a simulação e, conseqüentemente, aumenta o erro relativo dos valores modelados. A CBO<sub>5</sub> é estimada pelo modelo por extrapolação com a CQO, sendo que devido a presença do efluente industrial têxtil a

relação CBO/CQO não é a mesma de um efluente doméstico, o que pode justificar o modelo subestimar a concentração deste parâmetro.

## 5.2 RELAÇÃO ENTRE RESULTADOS EXPERIMENTAIS E SIMULADOS

A comparação entre as concentrações experimentais e simuladas encontram-se na Figura 29. Já a Tabela 11 apresenta a eficiência da remoção de SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT experimental e após a simulação para os meses de estudo.

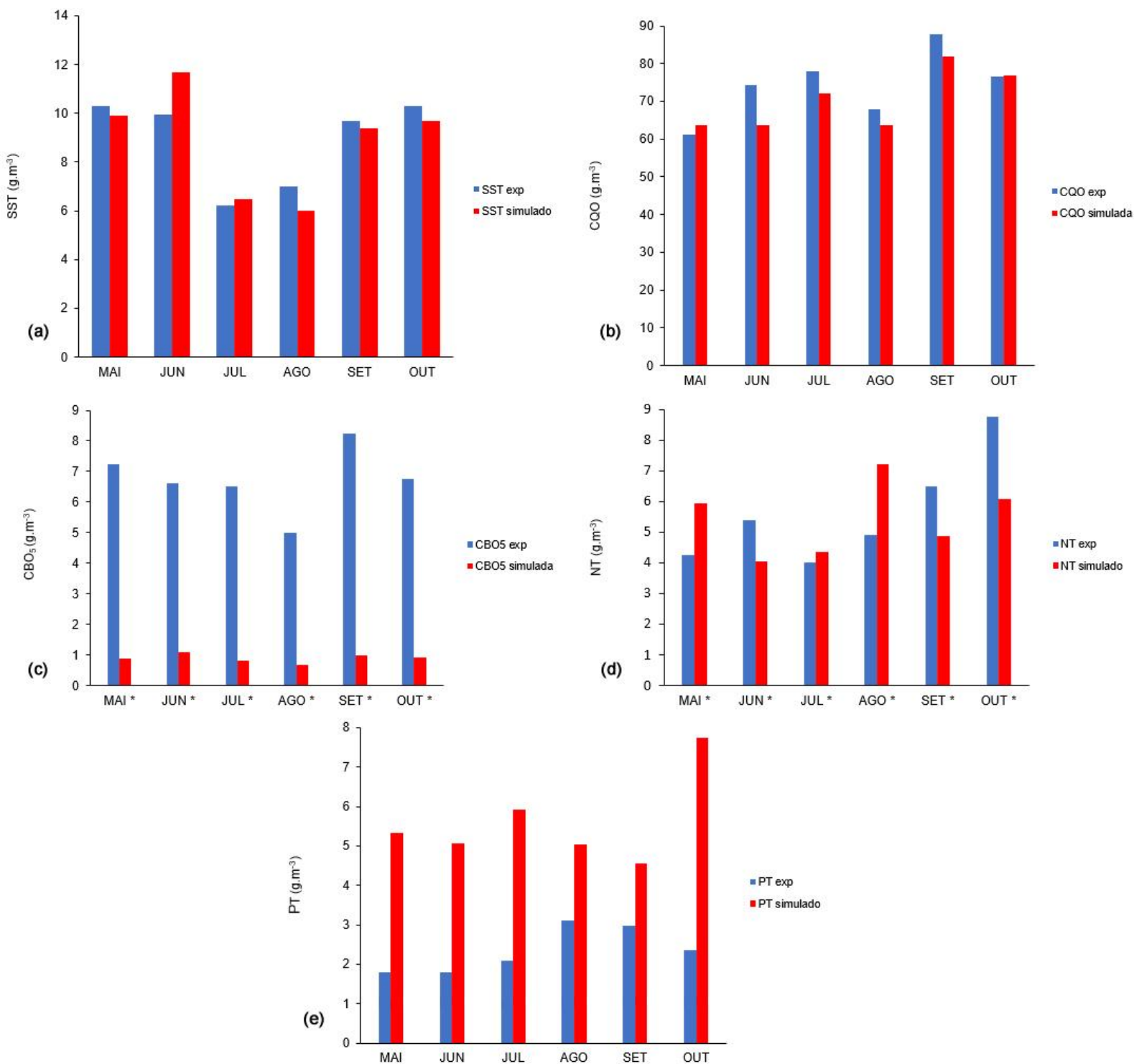


Figura 29 - Os gráficos comparam os valores experimentais e simulados para os seguintes parâmetros: (a) SST, (b) CQO, (c) CBO<sub>5</sub>, (d) NT e (e) PT. O "\*" nos meses do ano indicam que as medições em alguns dias não apresentavam valores absolutos, como por exemplo, < 3 e < 5. Neste caso foram adotados respectivamente os valores 3 e 5 para realização dos testes matemáticos.

Tabela 11 - Eficiência de remoção do modelo e experimental.

	Eficiência de remoção do modelo (%)					Eficiência de remoção experimental (%)				
	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT
Maio	96,6	92,9	99,8	91,5	36,3	96,3	93,4	97,8	93,6	73,7
Junho	96,0	92,8	99,8	94,2	39,5	97,2	91,7	98,0	92,0	75,2
Julho	97,8	91,9	99,8	93,8	29,5	98,0	91,8	98,0	93,7	73,4
Agosto	98,2	92,8	99,8	89,6	39,9	98,1	92,4	98,4	93,0	62,8
Setembro	96,8	90,8	99,8	93,0	45,6	97,4	91,9	98,0	89,3	65,5
Outubro	96,7	91,4	99,8	91,3	7,6	97,3	92,3	97,5	86,2	67,5

Os resultados obtidos na Figura 29 para CBO<sub>5</sub> e PT apresentam as maiores discrepâncias entre os valores experimentais e simulados. Para o primeiro parâmetro o modelo subestima os valores em cerca de 6 g.m<sup>-3</sup>, já para o segundo sobrestima em cerca de 4 g.m<sup>-3</sup>. Estes factos podem ser comprovados pelos valores apresentados na Tabela 11, pois para CBO<sub>5</sub> a eficiência de remoção estimada pelos resultados do modelo aumentou cerca de 1,8% em relação à que decorre dos dados experimentais, já a eficiência do modelo para o PT diminuiu 37,0% em relação ao experimental. Pode-se concluir ainda pela Tabela 11 que as eficiências de remoção do modelo, foram acima de 90% para todos os parâmetros exceto o PT, o qual apresenta uma eficiência em torno de 30%.

A Tabela 12 apresenta os valores limites de emissões (VLE) dos parâmetros estabelecidos na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos – Rejeição de Águas Residuais (LURH) da ETAR.

Tabela 12 – Valores de VLE estabelecidos na LURH da ETAR de estudo.

Parâmetro	Unidade	VLE Licença descarga	
		Normal	Estio
CBO <sub>5,20</sub>	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	25	15
CQO	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	125	100
SST	mg.L <sup>-1</sup>	35	30
NT	mg N.L <sup>-1</sup>		15
PT	mg P.L <sup>-1</sup>		10

A partir da análise da Tabela 12 é possível concluir a ETAR não possui como objetivo a remoção do fósforo, sendo o valor observado no afluente bruto inferior ao VLE fixado na Licença de descarga, assim verifica-se uma baixa eficiência de remoção do PT. Além disso, de acordo com a Figura 29 as concentrações modeladas e experimentais dos parâmetros analisados encontram-se dentro dos valores limites contidos na Tabela 12.

Para análise dos cenários (subcapítulo 5.3) serão utilizadas as concentrações limites de SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT contidas no Decreto de Lei nº 152/97, portanto será admitido que o meio receptor passará a ser uma zona sensível e conseqüentemente a ETAR de estudo deveria seguir os limites de descarga contidos neste Decreto de Lei.

### 5.3 ANÁLISE DE CENÁRIOS

Esta seção analisa como os cenários interferem nas concentrações de SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT do efluente e nas eficiências de remoções desses parâmetros.

#### 5.3.1 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CAUDAL E CONCENTRAÇÕES

A Tabela 13 apresenta as respostas de como a variação do caudal e das concentrações afluentes de CQO, NT e PT, isoladamente e simultaneamente, afetam as concentrações e eficiências de remoções dos parâmetros efluentes.

Tabela 13 - Concentrações de SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT em função da variação do caudal e das concentrações do afluente.

	Concentrações no efluente da ETAR (g.m <sup>-3</sup> )					Eficiência de remoção (%)				
	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT
<b>Variação do Caudal</b>										
0,5Qafl	13,5	67,5	0,9	4,3	5,6	95,3	92,4	99,8	93,4	33,3
<b>Qafl</b>	<b>11,7</b>	<b>63,8</b>	<b>1,1</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>96,0</b>	<b>92,8</b>	<b>99,7</b>	<b>94,3</b>	<b>40,5</b>
2Qafl	9,0	61,5	1,3	3,9	4,8	96,9	93,1	99,7	94,4	42,9
<b>Variação das concentrações de CQO, NT e PT</b>										
0,5Con	10,3	37,5	0,8	2,5	2,9	96,4	91,6	99,8	92,8	31,0
<b>Con</b>	<b>11,7</b>	<b>63,8</b>	<b>1,1</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>96,0</b>	<b>92,8</b>	<b>99,7</b>	<b>94,3</b>	<b>40,5</b>
2Con	14,5	116,4	1,5	7,3	10,0	95,0	93,6	99,6	94,8	37,5
<b>Variação do caudal e das concentrações</b>										
0,5Qafl+0,5Con	11,9	40,0	0,7	3,2	3,0	95,9	91,0	99,8	90,8	29,0
2Qafl+2Con	16,2	120,4	2,1	12,0	10,0	94,4	93,2	99,4	91,4	37,5

Ao analisar a Tabela 13, para o primeiro cenário, é possível notar que todos os processos de tratamento da água residual da ETAR estão preparados para a variação do caudal, pois as concentrações e a eficiência de remoção não variaram consideravelmente. O PT é o parâmetro que sofre maior variação, pois quando o caudal se reduz a metade, a sua concentração aumenta e, conseqüentemente, a eficiência de remoção diminui. Nota-se também que quando o caudal é dobrado, as concentrações de SST e CQO atingem o seu menor valor, porém o NT mantém-se praticamente constante em relação ao valor de referência (Qafl).

A partir da análise do segundo e terceiro cenários, pode afirmar-se que, à medida que os valores dos parâmetros do afluente duplicam, há uma diminuição da eficiência da remoção dos parâmetros analisados. Isso pode ser justificado por ambos os cenários ultrapassarem provavelmente as condições de dimensionamento da ETAR.

Segundo Daleffe et al. (2017) o aumento das concentrações conduz a uma ligeira perda da eficiência a nível dos sólidos e  $\text{CBO}_5$ , mas pode comprometer seriamente a remoção de NT, motivada ora por nitrificações ora por desnitrificações incompletas. Segundo Peng et al. (2007) a remoção de azoto é incompleta, devido às baixas concentrações de substratos orgânicos existentes nas águas residuais, portanto o processo de desnitrificação depende diretamente do teor de carbono orgânico disponível, o qual pode ser expresso pela razão  $\text{CBO}_5/\text{NT}$ . A Usepa (2008) determina que para razões superiores ou iguais a 4, a remoção do azoto ocorre sem limitação. Neste cenário esta razão foi inferior a 4, já que a concentração de  $\text{CBO}_5$  afluyente não foi alterada e a de NT duplicou.

O modelo já se encontrava com baixo desempenho na remoção de PT, portanto era previsível que aumentando da sua concentração no afluyente causasse uma diminuição da sua eficiência, já que o tratamento secundário remove apenas cerca de 30% do fósforo, o que torna necessário em alguns casos o tratamento químico (Marques, 2019). Além disso, por tratar-se de um efluente bruto de origem doméstica e industrial, o fósforo presente encontra-se nas formas particulada e solúvel, sendo que na solúvel ele pode estar na forma orgânica, de polifosfatos e ortofosfatos. Quando o coagulante é adicionado na fase líquida, espera-se que o fósforo na forma particulada e associado a compostos orgânicos solúveis de alto peso molecular sejam removidos por processos de precipitação química (Marguti et al., 2008).

A concentração de PT é superior à exigida no Decreto de Lei nº 152/97 para os três cenários ( $1 \text{ g.m}^{-3}$ ). Além do mais, no cenário em que a concentração afluyente e o caudal são dobrados simultaneamente, o NT também atinge uma concentração acima da estipulada pela legislação mencionada ( $10 \text{ g.m}^{-3}$ ).

### 5.3.2 CENÁRIO - VARIAÇÃO DE CONDIÇÕES OPERATÓRIAS

A Tabela 14 apresenta os resultados de como as concentrações e as eficiências de remoção dos parâmetros dos efluentes analisados se comportam com a variação do caudal de recirculação de lama.

Tabela 14 - Concentrações e eficiências de remoção de SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT em função da variação do caudal de recirculação.

Variação do caudal de recirculação de lama	Concentrações no efluente da ETAR (g.m <sup>-3</sup> )					Eficiência de remoção (%)				
	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT
0,25Qr	4,6	54,6	0,7	4,9	4,6	98,4	93,9	99,8	93,0	45,2
0,5Qr	7,0	57,8	0,8	4,5	4,9	97,6	93,5	99,8	93,5	41,5
<b>Qr</b>	<b>11,7</b>	<b>63,8</b>	<b>1,1</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>96,0</b>	<b>92,8</b>	<b>99,7</b>	<b>94,3</b>	<b>40,5</b>
1,25Qr	11,8	64,0	1,3	4,0	5,0	95,9	92,8	99,7	94,3	40,5
2Qr	16,4	70,0	1,4	4,0	5,2	94,3	92,1	99,6	94,3	38,1

Em relação ao caudal de recirculação foram feitas simulações em que se procedeu a variação das taxas relativamente ao valor de referência (Qr). Pode concluir-se que quando o caudal de recirculação é duplicado, a eficiência de remoção dos parâmetros diminui, exceto do NT e da CBO<sub>5</sub>, que se mantém praticamente inalterada. O contrário ocorre quando há a diminuição do caudal de recirculação, pois as eficiências nas remoções dos parâmetros analisados aumentam ou mantêm-se inalteradas, porém ao analisar a Tabela 14, o único parâmetro que sofre um aumento na sua concentração quando se reduz o caudal de recirculação é o NT, devido a redução do processo de desnitrificação.

O estudo de Daleffe et al. (2017) variou as taxas de recirculação de lama de 25% até 125%. Em geral, os resultados apresentados foram que o aumento da taxa de recirculação de lamas reduziu a remoção de SST, aumentou a remoção de azoto e não afetou significativamente a CBO<sub>5</sub>. Para este estudo a variação da taxa de recirculação que apresentava as maiores eficiências de remoções dos parâmetros analisados foi de 25%. Já o estudo de Jesus (2014) concluiu que a taxa de recirculação de 20% apresentava as concentrações mais baixas dos parâmetros analisados.

O caudal de recirculação de lamas deve ser determinado com vista à minimização do consumo de energia elétrica (Ascensão, 2014). Portanto, a partir da análise dos estudos anteriores e dos resultados para este cenário conclui-se que poderia ocorrer a diminuição do caudal de recirculação utilizado no modelo.

Contudo, mesmo com o aumento das concentrações, ao aumentar o caudal de recirculação todos os parâmetros encontram-se dentro do Decreto de Lei nº 152/97,

exceto o fósforo que possui concentração em torno de  $5 \text{ g.m}^{-3}$  e o valor estabelecido na legislação é de  $1 \text{ g.m}^{-3}$ .

A Tabela 15 apresenta as concentrações e as eficiências de remoção dos parâmetros de qualidade analisados para o efluentes da ETAR, em função da variação de OD nas zonas arejadas e não arejadas

Tabela 15 - Concentrações de SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT em função da variação de oxigênio nas zonas arejadas e não arejadas.

	Concentrações no efluente da ETAR (g.m <sup>-3</sup> )					Eficiência de remoção (%)				
	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT
<b>Varição de OD nas zonas arejadas</b>										
0OD	12,4	63,7	2,2	3,5	0,4	95,7	92,8	99,4	95,0	95,8
0,25OD	11,3	62,5	1,4	3,5	4,8	96,1	93,0	99,6	95,0	42,9
0,5OD	11,2	62,3	1,2	3,6	4,9	96,1	93,0	99,7	94,8	41,7
<b>OD</b>	<b>11,7</b>	<b>63,8</b>	<b>1,1</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>96,0</b>	<b>92,8</b>	<b>99,7</b>	<b>94,3</b>	<b>40,5</b>
1,5OD	11,2	62,0	1,0	4,8	5,0	96,1	93,0	99,7	93,1	40,5
2OD	11,2	62,0	1,0	5,0	5,1	96,1	93,0	99,7	92,8	39,3
<b>Varição de OD nas zonas não arejadas</b>										
0OD	13,0	71,5	2,6	5,5	0,6	95,5	92,0	99,3	92,1	92,9
0,25OD	11,3	63,0	1,8	3,9	4,6	96,1	92,9	99,5	94,4	45,2
0,5OD	11,2	62,1	1,4	3,7	4,8	96,1	93,0	99,6	94,7	42,9
<b>OD</b>	<b>11,7</b>	<b>63,8</b>	<b>1,1</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>96,0</b>	<b>92,8</b>	<b>99,7</b>	<b>94,3</b>	<b>40,5</b>
1,5OD	11,2	62,0	1,0	6,8	5,2	96,1	93,0	99,7	90,3	38,1
2OD	11,2	62,0	1,0	8,8	5,3	96,1	93,0	99,7	87,4	36,9
<b>Varição de OD nas zonas arejadas e não arejadas</b>										
0OD	11,0	378,9	272,9	41,9	6,2	96,2	57,4	27,2	40,0	26,2
0,25OD	11,4	63,7	2,4	3,7	4,5	96,1	92,8	99,4	94,7	46,0
0,5OD	11,3	62,6	1,5	3,6	4,5	96,1	93,0	99,6	94,8	46,0
1,5OD	11,2	62,0	1,0	7,7	5,2	96,1	93,0	99,7	89,0	38,1
2OD	11,1	65,0	1,0	10,1	5,3	96,2	92,7	99,7	85,5	36,9

A partir dos dados obtidos na Tabela 15 pode afirmar-se que o modelo mostrou-se pouco sensível ao aumento de OD nas zonas arejadas, já que as concentrações e eficiências mantêm-se praticamente constantes. O setpoint de OD utilizado na

construção e calibração do modelo nas zonas arejadas foi próximo ao valor máximo experimental para o ano de estudo.

O modelo mostrou ser possível reduzir a concentração de OD nas zonas arejadas para 50% ou 25% do valor que foi utilizado na sua construção e, conseqüentemente, aproximou-se do valor médio experimental. Logo este cenário permite afirmar que a ETAR encontra-se otimizada em relação ao OD nas zonas arejadas.

Quando se reduz para  $0 \text{ g.m}^{-3}$  o OD nestas zonas arejadas, as concentrações de SST e CQO mantêm-se constantes,  $\text{CBO}_5$  dobra e o NT sofre uma diminuição de  $0,5 \text{ g.m}^{-3}$  quando comparado ao valor de referência (OD). Contudo, a concentração de PT sofre uma diminuição significativa e aumento da sua eficiência para 95%.

O aumento de OD nas zonas não arejadas afeta principalmente o NT, pois a duplicação do seu valor traduz-se na diminuição da sua eficiência em 7%. Além disso, a maior eficiência de remoção deste parâmetro é quando a concentração de OD nestas zonas é reduzida a metade. A justificativa destes factos é que as bactérias desnitrificantes possuem a capacidade de utilizar nitrato como recetor de eletrões, porém se o oxigénio estiver presente ele é consumido primeiramente. Por isso, a concentração de OD nestas zonas devem ser mantidas a um valor baixo para que ocorra a redução de nitratos e nitritos (Zoppas et al., 2016). Quando as zonas não arejadas são consideradas anóxicas as concentrações de SST, CQO,  $\text{CBO}_5$  e NT aumentam, porém as de PT diminuem.

Ao mudar a concentração de OD para  $0 \text{ g.m}^{-3}$  o reator comporta-se como anaeróbio e, conseqüentemente, ocorre a remoção biológica de fósforo, o que justifica o aumento da eficiência de remoção deste parâmetro. Segundo Faria et al. (2006) o mecanismo de remoção biológica de fósforo é constituído pelas etapas de fermentação e armazenamento de ácidos gordos voláteis na fase anaeróbia, com libertação de fósforo para a água residual, e pela absorção de fósforo, em quantidades superiores, para a produção e manutenção de novas células em fase aeróbia.

A terceira simulação mostra que é possível reduzir o OD nas zonas arejadas e não arejadas para 50% ou até mesmo 25% do valor utilizado na construção do modelo, pois não comprometerá a remoção dos parâmetros de qualidade. Do ponto de vista energético é vantajoso diminuir para 25%, já que as diferenças em termos de

qualidade do efluente são pouco significativas. Contudo, quando a concentração de OD aumenta (150% e 200%) nas zonas arejadas e não arejadas, simultaneamente, as eficiências de remoções dos parâmetros analisados tendem a reduzir ou se mantêm inalterados.

Além disso, quando não há a presença de OD nas zonas arejadas e não arejadas identifica-se que eficiência de remoção de CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT reduzem, respectivamente, 35%, 72%, 54% e 14% em relação ao valor de referência. Portanto, é necessário haver no tratamento biológico zonas com a presença de OD para que ele seja mais eficiente.

Ao comparar as concentrações das três simulações com o Decreto de Lei nº 152/97, conclui-se que a concentração de PT se encontra abaixo do limite legal (1 mg L<sup>-1</sup>) somente quando uma das zonas arejadas ou não arejadas não possuem OD. Quando o tratamento biológico é considerado totalmente anóxico as concentrações de CQO, CBO<sub>5</sub>, PT e NT encontram-se acima do valor estabelecido na legislação. Além disso, o NT ultrapassa o valor estabelecido na legislação (10 mg L<sup>-1</sup>), quando a concentração de OD nas zonas arejadas e não arejadas são duplicadas simultaneamente.

Pode concluir-se com base neste cenário que pode ocorrer a diminuição de OD, tanto nas zonas arejadas como nas não arejadas para 25% do valor de base utilizado no modelo sem comprometer o tratamento. O aumento de OD nas zonas arejadas e não arejadas afeta o processo de nitrificação e desnitrificação, o que ocasiona o aumento de NT no efluente. Além disso, a concentração de SST não varia com a mudança da concentração de OD em ambas as zonas.

### 5.2.3 CENÁRIO – ADIÇÃO DE COAGULANTES QUÍMICOS

As substâncias coagulantes possuem como objetivo reduzir as forças eletrostáticas de repulsão, que mantém separadas as partículas em suspensão, as coloidais, e a parcela das dissolvidas. Dessa forma, criam-se condições para que ocorra a aglutinação das mesmas, facilitando sua remoção por sedimentação. A seleção do coagulante a ser utilizado no tratamento é geralmente baseada em questões econômicas, confiabilidade, segurança e modo de armazenamento do material (Assis, 2006).

### 5.2.3.1 COAGULANTE QUÍMICO – CLORETO FÉRRICO

A reação a quente do ácido clorídrico com o minério de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), seguida de resfriamento e filtração, fornece a produção de cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) com elevado índice de pureza (Pavanelli, 2001).

O cloreto férrico reduz a turbidez, elimina fosfatos e metais pesados. Além disso, o sal de ferro como coagulante permite a formação de flocos mais densos e com elevadas velocidades de sedimentação quando comparado aos sais de alumínio. Por isso, ele é muito utilizado nas ETARs que possuem processos físico-químicos objetivando a remoção de fósforo (Marguti et al., 2008). Contudo, o teor elevado de ferro na lama impossibilita o seu reaproveitamento (Richter, 2009).

O objetivo deste cenário é analisar como a composição do efluente irá comportar-se com a variação da dosagem do cloreto férrico e comparar as eficiências de remoção dos parâmetros analisados antes e após a adição do coagulante químico. O resultado desta simulação está apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 - Concentrações de SST, CQO,  $\text{CBO}_5$ , NT e PT em função do consumo total e a dosagem do coagulante cloreto férrico.

Consumo total de cloreto férrico ( $\text{kg.d}^{-1}$ )	Dosagem de cloreto férrico ( $\text{g.m}^{-3}$ )	Concentrações no efluente da ETAR ( $\text{g.m}^{-3}$ )					Eficiência de remoção (%)				
		SST	CQO	$\text{CBO}_5$	NT	PT	SST	CQO	$\text{CBO}_5$	NT	PT
Sem coagulante	-	11,7	63,8	1,0	4,0	5,0	96,0	92,8	99,7	94,3	40,5
102	5,2	12,0	26,0	1,0	2,3	1,5	95,9	97,1	99,7	96,7	82,1
204	10,5	13,2	26,1	0,9	2,2	1,0	95,4	97,1	99,7	96,8	88,1
408	21,0	14,1	25,6	1,0	2,2	0,5	95,1	97,1	99,8	96,8	94,0
510	26,4	13,9	25,9	1,0	2,2	0,5	95,2	97,1	99,7	96,8	94,0
612	31,0	13,8	25,7	1,0	2,1	0,4	95,2	97,1	99,7	97,0	95,2
816	42,0	14,4	26,0	1,0	2,1	0,4	95,0	97,1	99,7	97,0	95,2

A partir da análise da Tabela 16 é possível observar que a partir do consumo do cloreto férrico em 204  $\text{kg.d}^{-1}$ , a concentração de PT já se encontra no valor limite estabelecido pela Diretiva nº 152/97. Quando o consumo é duplicado para 408  $\text{kg d}^{-1}$

a concentração de fósforo diminui pela metade e para os consumos superiores a este o PT não sofre variações significativas.

Do ponto de vista económico é vantajoso a ETAR utilizar a dosagem de 10,5 g.m<sup>-3</sup> de cloreto férrico, já que apresenta eficiências de remoções maiores do que sem o uso do coagulante para todos os parâmetros de qualidade analisados, exceto a CBO<sub>5</sub> que mantém-se inalterada e o SST que possui uma pequena diminuição na sua eficiência, mas nada expressivo.

O uso do cloreto férrico atingiu uma eficiência média de remoção de PT de 92%. O estudo de Marguti et al. (2008) apresentou a mesma eficiência para um tratamento biológico do tipo lama ativada com o uso do mesmo coagulante. Já no estudo desenvolvido por Silva (2009) para o tratamento de esgoto sanitário utilizando o cloreto férrico houve o aumento da remoção em 85%.

Este cenário apresentou uma eficiência de remoção de CQO e SST, respetivamente, de 97% e 95%. O estudo de Resende e Carvalho (2002) apresentou remoção de 83% de CQO e 69% de SST com o uso do coagulante cloreto férrico no tratamento de esgoto. Quando utilizado como coagulante, os sais de ferro formam hidróxido de ferro, que possui baixa solubilidade e podem agir sobre uma larga faixa de pH (Vianna, 1997), sendo que nestes casos a co-precipitação é o mecanismo predominante na remoção de sólidos em suspensão (Vieira, 1999), aumentando desta forma o teor de sólidos.

O coagulante cloreto férrico também é eficaz na remoção de cor e turbidez, como mostra o estudo de Vaz et al. (2010) que utiliza o cloreto férrico em efluente industrial e obteve o aumento da remoção de cor e turbidez, respetivamente, em 32% e 95%. Além disso, quando este coagulante é adicionado em excesso ao meio, parte não participa da reação de coagulação fazendo com que o cloreto férrico fique em solução, conseqüentemente há o aumento da cor e turbidez.

O uso do coagulante cloreto férrico garantiu uma ótima eficiência de remoção para todos os parâmetros, conseqüentemente as concentrações de SST, CQO, NT, CBO<sub>5</sub> e PT estão dentro dos limites legais estabelecidos pelo Decreto de Lei nº 152/97.

A análise do cenário leva a conclusão de que o uso de cloreto férrico interfere, principalmente, na eficiência de remoção de PT e não altera a eficiência e concentração de CBO<sub>5</sub>.

### 5.2.3.2 COAGULANTE QUÍMICO – CLORETO DE ALUMÍNIO

O sal cloreto de alumínio ( $\text{AlCl}_3$ ) é formado pela adição do ácido clorídrico e alumínio metálico. Este composto é usado comercialmente como catalisador no craqueamento do petróleo e em reações orgânicas. Os coagulantes com cloreto de alumínio são chamados de cloreto de polialumínio (PAC) (Ribeiro, 2007).

Dentre as vantagens do uso deste coagulante destacam-se a velocidade de decantação, redução da turbidez, eficiência no tratamento de poluentes orgânicos e pouca alteração no pH final do efluente (Furlan, 2008). Além disso, os sais de alumínio são mais baratos, menos corrosivo e produzem menos lama quando comparado aos sais de ferro, porém o lodo formado é de difícil adensamento e desidratação (Gualberto, 2009).

A função deste cenário é analisar como a variação da dosagem do coagulante cloreto de alumínio irá afetar a concentração de SST, CQO,  $\text{CBO}_5$ , NT e PT no efluente e comparar as eficiências de remoção dos parâmetros analisados antes e após a adição deste coagulante químico. A Tabela 17 apresenta os resultados deste cenário.

Tabela 17 - Concentrações de SST, CQO, CBO<sub>5</sub>, NT e PT em função da dosagem do coagulante cloreto de alumínio.

Consumo total de cloreto de alumínio (kg.d <sup>-1</sup> )	Dosagem de cloreto de alumínio (g.m <sup>-3</sup> )	Concentrações no efluente da ETAR (g.m <sup>-3</sup> )					Eficiência de remoção (%)				
		SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT	SST	CQO	CBO <sub>5</sub>	NT	PT
Sem coagulante	-	11,7	63,8	1,0	4,0	5,0	96,0	92,8	99,7	94,3	40,5
102	5,2	13,8	26,0	2,0	2,0	0,4	95,2	97,1	99,5	97,1	95,2
204	10,5	15,2	26,1	1,1	2,0	0,3	94,8	97,1	99,7	97,1	95,2
408	21,0	14,3	27,6	1,2	1,9	0,3	95,1	96,9	99,7	97,3	96,4
510	26,4	14,6	25,6	1,1	1,9	0,2	95,0	97,1	99,7	97,3	97,6
612	31,0	15,3	25,7	1,1	1,9	0,2	94,7	97,1	99,7	97,3	97,6
816	42,0	16,6	26,1	1,2	1,9	0,2	94,3	97,1	99,7	97,3	97,6

A partir da análise da Tabela 17 é possível observar que todos os consumos do cloreto de alumínio estudados apresentam uma baixa concentração de PT, sendo que a partir da dosagem de 510 kg d<sup>-1</sup>, este parâmetro não apresenta mudança na sua concentração (0,2 g.m<sup>-3</sup>).

Do ponto de vista económico é vantajoso a ETAR utilizar a dosagem de 5,2 g.m<sup>-3</sup> de cloreto de alumínio, já que apresenta eficiências de remoções maiores do que sem o uso do coagulante para todos os parâmetros de qualidade analisados, exceto a CBO<sub>5</sub> que mantém-se praticamente inalterada e o SST que possui uma pequena diminuição na sua eficiência, mas nada expressivo.

O uso deste coagulante aumentou a eficiência de remoção de PT para 97%. Outras pesquisas que utilizaram sais de alumínio obtiveram eficiência similares, como o estudo de Lozer et al. (2019) realizado em uma ETAR localizada no Brasil concluiu que a utilização do coagulante PAC aumentou a eficiência de remoção de PT do efluente para 95%. Portanto é comprovado em outros estudos que o uso de sais de alumínio aumenta a remoção de PT.

As eficiências de remoção de CQO, CBO<sub>5</sub> e SST com do cloreto de alumínio foram, respetivamente, de 97%, 98% e 95%. O estudo de Júnior & Moreira (2011) obteve as seguintes eficiências de remoções para a CQO, CBO<sub>5</sub> e SST,

respetivamente, de 94% , 92% e 97% . Outro estudo desenvolvido por Souza et al. (2015) apresentou uma eficiência de remoção de CQO de 53%, utilizando o coagulante PAC no tratamento têxtil.

Conforme o estudo de Vieira (1999) a utilização do coagulante sais de alumínio faz com que a remoção de substâncias húmicas seja por co-precipitação e também haja a formação de espécies insolúveis que é consequência da interação entre os compostos hidrolisáveis do alumínio e as substâncias húmicas.

Segundo Sroka et al. (2004) as remoções biológicas no azoto atingem 90%, portanto pode afirmar-se que a remoção de NT ocorre maioritariamente por via biológica. Devido a isso a utilização de coagulantes não interfere significativamente na remoção deste nutriente.

Os sais de alumínio também são eficazes no tratamento de cor e turbidez como mostram o estudo de Trevisan (2014) no tratamento da água, a concentração de 25 mg.L<sup>-1</sup> de um sal de alumínio atingiu 98,5% da remoção de turbidez e 99,2% para a cor. Já no estudo de Vaz et al. (2010) o uso do sal de alumínio obteve 98,1% de remoção de cor e 98,8% na remoção de turbidez para um efluente industrial.

O uso do coagulante cloreto de alumínio garantiu que a eficiência de remoção de todos os parâmetros fossem acima de 90%, portanto as concentrações de todos os parâmetros estão dentro dos limites legais estabelecidos pelo Decreto de Lei nº 152/97.

A análise do cenário leva a conclusão de que o uso de cloreto férrico interfere, principalmente, na eficiência de remoção de PT e não altera a eficiência e concentração de CBO<sub>5</sub>.

## 6. CONCLUSÃO

O *software* SUMO mostrou-se uma ferramenta eficaz para a modelação e simulação do tratamento biológico da ETAR de estudo. A análise dos dados simulados da ETAR mostrou que o modelo desenvolvido apresentou respostas de elevadas correspondências com as do sistema real, revelando-se adequado para descrever o comportamento do tratamento biológico e explorar a sua otimização.

A partir da comparação dos dados experimentais e simulados pode concluir-se que o modelo apresenta um bom desempenho na remoção de SST, CQO, NT e CBO<sub>5</sub>. Contudo, a ETAR não possui como objetivo a redução da concentração de PT, já que a concentração afluente deste parâmetro é inferior ao VLE estabelecido na Licença de Utilização dos Recursos Hídricos.

A análise dos cenários levou em consideração o Decreto de Lei nº 152/97. A concentração de PT é superior ao valor fixado para zonas sensíveis, nesta legislação, em praticamente todos os cenários, sendo que somente com a adição de coagulante químico ou a alternância de uma zona com e outra sem OD aumentam a eficiência de remoção deste nutriente para 95%. Em relação aos outros parâmetros de qualidade analisados, o modelo mostrou uma boa eficiência de remoção ao longo de todos os cenários, porém quando as condições de dimensionamento da ETAR são ultrapassadas as concentrações efluentes de alguns parâmetros aumentam, ficando acima dos VLE. Além disso, as simulações demonstraram que a ETAR está a ser operada com os níveis ótimos de OD.

Os aspectos mais críticos relacionados com a utilidade e fiabilidade dos modelos provém da qualidade dos seus *inputs* e da calibração dos mesmos, portanto os cenários criados devem ser analisados pela ETAR para certificação de que eles são cabíveis dentro da sua estrutura de tratamento.

A aplicação de ferramentas de modelação auxilia a avaliação do funcionamento da ETAR, porém a validação da mesma requer que os sistemas experimentais sejam caracterizados de maneira mais detalhada. Dessa forma, uma das propostas de melhoria para trabalhos futuros é a análise dos parâmetros ao longo de toda etapa do tratamento, o que permite a otimização por etapas e uma contribuição mais efetiva para o conhecimento mais detalhado dos processos.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahammad, S. Z., Graham, D. W., & Dolfing, J. (2013). Wastewater treatment: biological. **Encyclopedia of Environmental Management**.

Alianza, P. E. A. (2008). **Manual de depuración de aguas residuales urbanas**. Monográficos Água en Centroamérica, Ideas amares.

Alves, C. (2007). **Tratamento de Águas de Abastecimento**. v. 2. Porto: Publindústria.

Alves, S. L. M. (2014). **Contribuição para o estudo do tratamento de águas residuais provenientes da indústria de extração de petróleo** (Doctoral dissertation, Faculdade de Ciências e Tecnologia).

APA. (2016) **Diretiva das Águas Residuais Urbanas**. Disponível em: <<https://apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=818&sub3ref=1245>>. Acesso em: 16 jan. 2020.

Ascensão, V. R. F. (2014). **Arranque e exploração de ETAR** (Master's thesis, Universidade de Coimbra).

Assis, R. S. S. D. (2006). **Remoção de Microcystis aeruginosa e microcistinas por flotação por ar dissolvido: estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes** (Master's thesis, Universidade de Brasília).

Azevedo, R. T. (2003). Tecnologias de Tratamento de Águas Residuais Urbanas. **Portal Naturlink**.

Bitton, G. (2005). **Wastewater microbiology**. John Wiley & Sons.

Bürger, R., Careaga, J., & Diehl, S. (2017). A simulation model for settling tanks with varying cross-sectional area. **Chemical Engineering Communications**, v. 204, n. 11, p. 1270-1281.

Cervantes, F. J., Pavlostathis, S. G., & van Haandel, A. (Eds.). (2006). **Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters**. IWA publishing.

Coimbra, G. F. (2014). **Avaliação da eficiência da remoção de nitrogênio total e carbono orgânico total com flotador físico-químico em efluente de fábrica de produtos para nutrição animal** (Bachelor's thesis, Centro Universitário Univates).

Correia, I. A. (2017). **Populações e Recursos Hídricos no Semiárido Setentrional: distribuição espacial, déficit e consumo sustentável**. *Anais*, p. 1-19.

Cruz, J. A., Mussati, S. F., Scenna, N. J., Gernaey, K. V., & Mussati, M. C. (2016). Reaction invariant-based reduction of the activated sludge model ASM1 for batch applications. **Journal of environmental chemical engineering**, v.4, n.3, p. 3654-3664.

Daleffe, L., Oliveira, R., & Feliciano, M. (2017). Simulação do tratamento de águas residuais urbanas por um sistema de lamas ativadas. In **III Congresso Ibero-**

**Americano de Empreendedorismo, Energia, Ambiente e Tecnologia: Livro de atas** (p. 369-374). Instituto Politécnico de Bragança.

Davis, M. L. (2010). **Water and wastewater engineering: design principles and practice**. McGraw-Hill.

Dezotti, M. (2008). **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers.

Drinan, J. E., & Spellman, F. (2012). **Water and wastewater treatment: A guide for the nonengineering professional**. Crc Press.

Dynamita. **Why choose Sumo?**. (2019). Disponível em: <<http://www.dynamita.com/wp-content/uploads/Why-choose-Sumo19.pdf>>.

Faria, O. L. V., Koetz, P. R., Santos, M. S. D., & Nunes, W. A. (2006). Remoção de fósforo de efluentes da parboilização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (RBS). **Food Science and Technology**, v. 26, n. 2, p. 309-317.

Ferreira, F. M. S. (2011). **Simulação Dinâmica do comportamento de ETAR: Princípios e modelos**. Universidade Nova de Lisboa.

Finger, J. L., & Cybis, L. F. (1999). **Remoção biológica de fósforo em reatores sequenciais em batelada**. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro/RJ–Brasil.

Foco, M. L. R., Lopes, G. P. D. R., & Nour, E. A. A. (2015). Remoção de nitrogênio em sistema combinado anóxico-aeróbio com biomassa imobilizada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 55-64.

Fleck, L., Tavares, M. H. F., & Eyng, E. (2015). Remoção biológica de nitrogênio em efluentes líquidos: uma revisão. **Revista Eixo**, v. 4, n. 2.

França, R. G., Figueiredo, R. F., & Coraucci, F. (2004). B. Remoção de Metais de Lodo de Esgoto por Biolixiviação. **Engenharia Civil–UM**, v.19, n. 10.

Freitas, D. C. D. (2016). **Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com recirculação da fase líquida** (Master's thesis, Universidade Tecnológica Federal do Paraná).

Furlan, F. R. (2008). **Avaliação da eficiência do processo de coagulação-floculação e adsorção no tratamento de efluentes têxteis** (Doctoral dissertation, Universidade Federal de Santa Catarina).

Galleguillos, M., & Vassel, J. L. (2011). Landfill leachate characterization for simulation of biological treatment with Activated Sludge Model No. 1 and Activated Sludge Model No. 3. **Environmental technology**, v. 32, n. 11, p. 1259-1267.

Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C., Henze, M., Lind, M., & Jorgensen, S. B. (2004). Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. **Environmental Modelling & Software**, v.19, n.9, p.763-783.

Giordano, G. (2004). Tratamento e controle de efluentes industriais. **ABES**, v. 4, n. 76, p. 1-84.

Grau, P., Beltrán, S., de Garcia, M., & Ayesa, E. (2007). New mathematical procedure for the automatic estimation of influent characteristics in WWTPs. **Water Science & Technology**, n. 56, p. 95-106.

Grau, P., & Eckenfelder, W. W. (Eds.). (1992). **Activated Sludge Process Design and Control: Theory and Practice**. Water Quality Management Library, v. 1.

Gualberto, F. F. (2009). **Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante** (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & Van Loosdrecht, M. (1999). Activated sludge model no. 3. **Water science and technology**, v. 39, n.1, p. 183-193.

Haandel, A. C. V., Mendonça, N. M., Teixeira, L. C. G. M., Von Sperling, G, M., & Teixeira, M. (2009). Remoção biológica de fósforo no sistema de lodo ativado: mecanismos e configurações. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**, p. 227-261.

Hammer, M. J. & Hammer Junior, M. J. (2001) **Water and Wastewater Technology**. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2001.

Hauduc, H., Rieger, L., Takács, I., Héduit, A., Vanrolleghem, P. A., & Gillot, S. (2010). A systematic approach for model verification: application on seven published activated sludge models. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 4, p. 825-839.

Hauduc, H., Rieger, L., Oehmen, A., Van Loosdrecht, M. C. M., Comeau, Y., Héduit, A., & Gillot, S. (2013). Critical review of activated sludge modeling: state of process knowledge, modeling concepts, and limitations. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 110, n.1, p. 24-46.

Heck, G. S. (2016). **Remoção de Nutrientes em Sistema de Lodo Ativado Alimentado por Esgoto Bruto ou Pré-Tratado por Reator Anaeróbio**. In: XXVIII Salão de Iniciação Científica, Rio Grande do Sul.

Henrique, I. N., Sousa, J. T. D., Ceballos, B. S. O. D., & Brasil, D. P. (2010). Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 197-204

Henze, M., Grady, C., Gujer, W., Marais, G., & Matsuo, T. (1987). **Activated Sludge Model No. 1** (Vol. 1). London, UK: IAWPRC Scientific and Technical Reports.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., & Marais, G. v. (1995). **Activated Sludge Model No. 2** (Vol. 3). London, UK: IAWQ Scientific and Technical Report.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., WENZTEL, M. C., Marais, G., & van Loosdrecht, M. C. M. (1999). Outline activated sludge model No. 2d. **Water Sci. Technol**, v. 39, n. 1, p. 165-182.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & van Loosdrecht, M. C. (2000). **Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3**. IWA publishing.

Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (Eds.). (2008). **Biological wastewater treatment**. IWA publishing.

Heller, L., & Pádua, V. L. (2006). **Abastecimento de água para consumo humano**. Editora UFMG.

Hidaka, T., Yamada, H., Kawamura, M., & Tsuno, H. (2002). Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 181-188.

Isoldi, L. A., Koetz, P. R., & Isoldi, L. A. (2005). Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 4, p. 271-277.

Jesus, A. J. T. D. (2014). **Avaliação e otimização da ETAR de Celorico de Basto** (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico de Bragança).

Jordão, E.P., & Pessoa, C.A. (2005). Tratamento de esgotos domésticos. 3ª Ed., Rio de Janeiro: **ABES**.

Júnior, C., & Moreira, O. (2011). **Tratamento de efluentes da indústria textil por coagulação e floculação utilizando polímeros naturais** (Master's thesis, Universidade Estadual de Maringá).

Kolovos, A., Kjørlaug, O., & Nilsen, P. (2016). **Development and assessment of a model for Cambi's SolidStream process using 'SUMO' WWTP simulation software**. In Proceedings of the 21st European Biosolids and Organic Resources Conference.

Koo, T. K., & Li, M. Y. (2016). **A guideline of selecting and reporting intraclass correlation coefficients for reliability research**. **Journal of chiropractic medicine**, v.15, n. 2, p. 155-163.

Louzada, J. P., dos Reis, J. A. T., & Mendonça, A. S. F. (2013). Uso de otimização e modelagem de qualidade de água no planejamento de implantação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.18, n.1, p.277-286.

Lozer, J. G., Reis, C. G. F. R. V., & Gorza, N. L. (2019). **Aplicação do PAC para remoção de fósforo do efluente da ETE Mãe-Bá-ES**. In: 30º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente.

Luizi, R. P. S. L. (2012). **Operação de Sistemas de Tratamento de Águas Residuais por Lamas Activadas com Arejamento Prolongado**. (Master's thesis: Instituto Superior Técnico Universidade Técnica de Lisboa).

Marques, F. (2019). **Porque a análise de fósforo é essencial no tratamento de efluentes**. Disponível em: <https://acquablog.acquasolution.com/porque-analise-de-fosforo-e-essencial-no-tratamento-de-efluentes/>

Mara, D. (2013). **Domestic wastewater treatment in developing countries**. Routledge.

Marguti, A. L., Ferreira Filho, S. S., & Piveli, R. P. (2008). Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 4, p. 395-404.

Meireles, M. D. F. R. (2011). **Optimização da estação de tratamento de águas residuais de Crestuma** (Doctoral dissertation, Instituto Politécnico do Porto. Instituto Superior de Engenharia do Porto).

Menegaz, R. C., Baccarin, L. I. P., Hemkemeier, M., Baccarin, S. D., Derossi, A., Decesaro, A., & Fabris, E. (2011). Remoção Físico-química de Fósforo por Floco-sedimentação Aplicada ao Pós-tratamento de Efluente de Abatedouro Avícola. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 13, n. 2.

Metcalf & Eddy. (1991). **Wastewater engineering: treatment disposal reuse**. 3ª. ed. New York: McGraw - Hill.

Metcalf & Eddy. (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4ª ed. USA: McGraw - Hill.

Metcalf & Eddy. (2015). **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill Brasil.

Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho (1997). Diário da República.

Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 236/98, de 01 de agosto (1998). Diário da República.

Ministério do Ambiente. Decreto-Lei nº 226-A, de 31 de maio (2007). Diário da República.

Monte, H. M., Santos, M. T., Barreiros, A. M., & Albuquerque, A. (2016). **Tratamento de Águas residuais, Operações e Processos de Tratamento Físico e Químico**. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Lisboa, p. 259-260.

Monte, H., & Albuquerque, A. (2010). Guia Técnico n.º 14- **Reutilização de Águas Residuais**. Edição: Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Instituto Superior de Engenharia de Lisboa. Lisboa, Portugal.

Moreira, C. (2014). ETAR. **Revista de Ciência Elementar**, v.2, n. 2.

Morgenroth, E., Arvin, E., & Vanrolleghem, P. (2002). The use of mathematical models in teaching wastewater treatment engineering. **Water Science and Technology**, v. 45, n.6, p. 229-233.

Mota, F. S. B., & Von Sperling, M. (2009). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: **ABES**, 430.

Mulas, M. (2006). **Modelling and control of activated sludge processes**. Università degli Studi di Cagliari.

Mulkerrins, D. D. A. C. E., Dobson, A. D. W., & Colleran, E. (2004). Parameters affecting biological phosphate removal from wastewaters. **Environment international**, v. 30, n. 2, p. 249-259.

Netto, J. M. A. (1963). Curso de tratamento de águas residuárias. **DAE**, v. 24, n. 48, p.25-35.

Nicolau, A., Lima, N., Mota, M., & Madoni, P. (1997). Os protozoários como indicadores da qualidade biológica das lamas activadas. **Boletim de Biotecnologia**.

Nóbrega, E. (2009). **Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado**. 2009. 82 p (Doctoral dissertation, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande).

Oliveira, H., Chaves, J. R., Araújo, A. B., Silva, H. A., & Santos, E. V. M. (2016). Qualidade dos efluentes de sistemas de tratamento biológico UASB e UCT para reúso agrícola. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 393-414.

Paranhos, R., Figueiredo Filho, D. B., da Rocha, E. C., da Silva Júnior, J. A., Neves, J. A. B., & Santos, M. L. W. D. (2014). Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson: o retorno. **Leviathan** (São Paulo), n. 8, p. 66-95.

Pavanelli, G. (2001). **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada** (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Peng, Y. Z., Yong, M. A., & Wang, S. Y. (2007). Denitrification potential enhancement by addition of external carbon sources in a pre-denitrification process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 3, p. 284-289.

Pereira, C. R., Winkler, I., & Guarieiro, L. L. N (2018). Estudo de processos de reuso de efluente em uma indústria têxtil, **Editora Atena**, p. 388-416.

Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., & Vanrolleghem, P. A. (2003). Calibration of activated sludge models: A critical review of experimental designs. In **Biotechnology for the environment: Wastewater treatment and modeling, waste gas handling**. Springer, Dordrecht.

Pitanga, L., Deluca, F., & Silva, M. B. (2017). Funcionamento de um reator PFR. **Anuário Pesquisa e Extensão Unoesc Videira**, v. 2.

Prazeres, P. A. M. (2016). **Estudo de fatores que potenciam o desenvolvimento de biomassa granular em reatores do tipo SBR (Sequencing Batch Reactor)** (Master's thesis, Universidade de Coimbra).

Pombo, S. C. M. A. (2011). **Contributo para a utilização de modelos de simulação dinâmica no dimensionamento de processos de lamas activadas** (Doctoral dissertation, Faculdade de Ciências e Tecnologia).

Pons, M. N., & Corriou, J. P. (2001). Implementation of an equalisation tank on the COST 624 wastewater treatment plant benchmark. **IFAC Proceedings Volumes**, v. 34, n.5, p. 433-437.

Reismann, H., Vieira, B., & Rodrigues, V. (2017). **II-580-Remoção de nitrogênio e fósforo em efluentes: principais técnicas existentes, características, oportunidades e desafios para o tratamento terciário de efluentes.**

Resende, M. L.; Carvalho, E. H. (2002). **Ensaio de coagulação e floculação para utilização na estação de esgotos de Goiânia.** In: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, México.

Restivo, J. M. D. O. (2009). **Modelação e avaliação do impacto das descargas de efluente tratado nas ETAR da Bacia do Rio Lima.**

Ribeiro, F. L. D. M. (2007). **Quantificação e caracterização química dos resíduos da ETA de Itabirito-MG** (Master's thesis).

Richter, C. A. (2009). **Água: métodos e tecnologia de tratamento.** Editora Blucher.

Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takacs, I., & Winkler, S. (2012). **Guidelines for using activated sludge models.** IWA publishing.

Rieger, L., Koch, G., Kühni, M., Gujer, W., & Siegrist, H. (2001). The EAWAG Bio-P module for activated sludge model No. 3. **Water research**, v. 35, n.16, p. 3887-3903.

Rodrigues, D. C. Q., Nunes, S. P., Costa Junior, E. F., & Costa, A. O. S. (2012). Modelagem matemática fenomenológica e montagem experimental de um reator CSTR (Constant Flow Stirred Tank Reactor) contínuo. **Enciclopédia Biosfera**. v.14, n. 8, p.192-1954.

Russell, D. L. (2019). **Practical wastewater treatment.** John Wiley & Sons.

Salles, N. A., & Souza, T. S. O. D. (2020). Aplicabilidade do Activated Sludge Model No. 1 (ASM 1) para simulação do cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em lagoas aeradas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 293-301.

Sant'Anna Jr, G. L. (2011). Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. **Interciência**, v. 2.

Santos, A. R. L., Aquino, S. F., Carvalho, C. F., Vieira, L. A., & Gontijo, E. S. J. (2010). Caracterização e tratabilidade biológica dos efluentes líquidos gerados em cabines de pintura de uma indústria moveleira. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.15, n.4, p. 357-366.

Santos, J. M., Rieger, L., Lanham, A. B., Carvalheira, M., Reis, M. A., & Oehmen, A. (2019). A novel metabolic-ASM model for full-scale biological nutrient removal systems. **Water Research**, v.171.

Saffarian, M. R., Hamed, M. H., & Shams, M. (2011). Numerical simulation of a secondary clarifier in a sewage treatment plant using modified Bingham model. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 38, n. 1, p. 11-22.

Serdarevic, A., & Dzibur, A. (2016). Wastewater process modeling. **Coupled systems mechanics**, v.5, n.1, p. 21-39.

Shammas, N. K., Pereira, N. C., Wang, L. K., & Hung, Y. T. (2009). **Biological treatment processes**. Humana Press.

Shingo, K. Y., Oliveira, R. M. S., & Bolonhesi, I. B. T. M. (2019). **Aplicação do software WRc STOAT em estação de tratamento de águas residuárias de indústria de laticínios**. In: XV FÓRUM AMBIENTAL, São Paulo: Anap, p. 1364 - 1376.

Silva, C. V. A. (2009). **Remoção de Fósforo em Estação Compacta de Tratamento de Esgotos Sanitários Através de Precipitação Química**. (Master's thesis).

Sincero, A. P., & Sincero, G. A. (2003). Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater. **Newport**, v. 1, p. 02.

Sobrinho, P., & Tunussi, J. L. (2003). Tratamento de efluente de indústria têtil contendo corantes tipo AZO-uso de reator UASB e lodo ativado para remoção de cor e nitrificação. In **Anais: FITABES 2003**. Joinville, Santa Catarina: ABES.

Sochacki, A., Knodel, J., Zambarda, V., Bertanza, G., Plonka, L., Berlin, T. U. (2009). Modelling and simulation of a municipal WWTP with limited operational data. In **Proceedings of a Polish-Swedish-Ukrainian Seminar**, p. 23–25.

Souza, A., Souza, E., & Pereira, N. (2015). Análise da utilização do coagulante Policloreto de Alumínio (PAC) na remoção de cor, turbidez e DQO de efluente de lavanderia têtil. **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, v. 1, n. 2, p. 9566-9572.

Sroka, E., Kamiński, W., & Bohdziewicz, J. (2004). Biological treatment of meat industry wastewater. **Desalination**, v.162, p. 85-91.

Tonetti, A. L., Coraucci Filho, B., Guimarães, J. R., Fadini, P. S., & Nicolau, C. E. (2013). Desnitrificação em um sistema simplificado de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 381-392.

Tragsatec (1993). **Tratamiento de aguas residuales, basuras y escombros en el ámbito rural**. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Centro y Canarias. Ed. Agrícola Española S.A. (Madrid).

Tratave (2016). **Manual de gestão do sistema integrado de qualidade e ambiente**. Disponível em: <<http://www.tratave.pt/Conteudos/Anexo1.pdf>>.

Trevisan, T. S. (2014). **Coagulante Tanfloc SG como alternativa ao uso de coagulantes químicos no tratamento de água na ETA Cafezal** (Bachelor's thesis, Universidade Tecnológica Federal do Paraná).

Trombini, R. B., & Doi, S. M. O. (2012). Remoção de cor e análises físico-química de efluentes de indústrias têxteis tratados com *Ganoderma* spp. **Revista Fapciência**, v. 9, n. 12, p. 101-122.

Tundisi, J. G. (2006). Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, n. 70, p. 24-35.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2008). **Municipal nutrient removal technologies** - Reference document. EPA/832/R-08/006.

Vaz, L. G. D. L., Klen, M. R. F., Veit, M. T., Silva, E. A. D., Barbiero, T. A., & Bergamasco, R. (2010). Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v. 35, n. 4, p. 45-54.

Vianna, M. R. (1997). Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água, 3ª edição. **Imprimatur Artes Ltda.**, Minas Gerais.

Viegas, S. S. P (2016). **Aplicação de modelo matemático de Lamas Ativadas para otimização do tratamento da ETAR de Vale Faro** (Master's thesis).

Vieira, A.F.T. (1999). **Estudo de viabilidade técnica e econômica da utilização do sulfato ferroso em tratamento de águas de abastecimento**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Vivan, M. L. (2012). Estabelecimento do processo de nitrificação/desnitrificação para o pós-tratamento de digestatos da suinocultura. (Master's thesis, Universidade Federal de Santa Catarina).

Von Sperling, M. (2002). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de Estabilização. **Editora UFMG**, 3ª edição, Belo Horizonte.

Wiesmann, U., Choi, I. S., & Dombrowski, E. M. (2007). **Fundamentals of biological wastewater treatment**. John Wiley & Sons.

World Health Organization. (2014). **UN-water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS) 2014 report: investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities**.

Zhou, M., Gong, J., Yang, C., & Pu, W. (2013). Simulation of the performance of aerobic granular sludge SBR using modified ASM3 model. **Bioresource technology**, v.127, p. 473-481.

Zoppas, F. M., Bernardes, A. M., & Meneguzzi, Á. (2016). Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n.1, p. 29-42.

## **8. ANEXOS**

Anexo 1 – Principais constantes cinéticas e estequiométricas do modelo no *software* SUMO 2 - baseado na CQO.

Anexo 2 – Identificação do inputs que não foram alterados no modelo.

Anexo 1 - Principais constantes cinéticas e estequiométricas do modelo no *software* SUMO  
2 - baseado na CQO.

Parâmetro	Descrição
iCV, XB	Substrato biodegradável em sólidos voláteis (g CQO. g SSV <sup>-1</sup> )
iCV, XU	Partícula orgânica não biodegradável em sólidos voláteis (g CQO. g SSV <sup>-1</sup> )
iCV, BIO	Biomassa de sólidos voláteis (g CQO. g SSV <sup>-1</sup> )
iCV, XE	CQO de produtos endógenos nos sólidos voláteis (g CQO. g SSV <sup>-1</sup> )
μAOB	Taxa máxima de crescimento específico de bactérias oxidante da amónia (AOB) (1.d <sup>-1</sup> )
KO <sub>2</sub> ,AOB,AS	Meia saturação de O <sub>2</sub> para AOB (g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup> )
KO <sub>2</sub> ,NOB,AS	Meia saturação de O <sub>2</sub> para bactérias oxidantes de nitrito (NOB) (g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup> )
KNH <sub>x</sub> ,AOB,AS	Meia saturação de NH <sub>x</sub> para AOB (g N.m <sup>-3</sup> )
μNOB	Taxa máxima de crescimento específico de NOB (1.d <sup>-1</sup> )
μOHO	Taxa máxima de crescimento específico de organismo heterotrófico (OHO) (1.d <sup>-1</sup> )
KNO <sub>2</sub> ,NOB,AS	Meia saturação de NO <sub>2</sub> para NOB (g N.m <sup>-3</sup> )
KSB,AS	Meia saturação do substrato biodegradável rapidamente para OHO (g CQO. m <sup>-3</sup> )
KO <sub>2</sub> ,OHO,AS	Meia saturação de O <sub>2</sub> para OHO (g.O <sub>2</sub> . m <sup>-3</sup> )
μPAO	Taxa máxima de crescimento específico de PAO (1.d <sup>-1</sup> )
μGAO	Taxa máxima de crescimento específico de GAO* (1.d <sup>-1</sup> )
KPO <sub>4</sub> ,PAO,AS	Meia saturação de PO <sub>4</sub> para PAO (g P.m <sup>-3</sup> )
qHYD	Taxa de hidrólise (1.d <sup>-1</sup> )

\*GAO- organismos acumuladores de glicogênio

Anexo 2 – Identificação do inputs que não foram alterados no modelo.

- Efluente

Symbol	Name	Value	Unit
SO2	Influent DO (used if DO is modelled)	1E-40	g O2/m3
SMEOL	Methanol (MEOL)	1E-40	g COD/m3
XPHA	Stored polyhydroxyalkanoates (PHA)	1E-40	g COD/m3
XGLY	Stored glycogen (GLY)	1E-40	g COD/m3
XE,ana	Anaerobic endogenous decay products	1E-40	g COD/m3
XPAO	Phosphorus accumulating organisms (PAO)	0,1	g COD/m3
XGAO	Glycogen accumulating organisms (GAO)	0,1	g COD/m3
XMEOLO	Anoxic methanol utilizers (MEOLO)	0,1	g COD/m3
XAOB	Aerobic ammonia oxidizers (AOB)	0,1	g COD/m3
XNOB	Nitrite oxidizers (NOB)	0,1	g COD/m3
XAMX	Anammox organisms (AMX)	0,1	g COD/m3
XAMETO	Acidoclastic methanogens (AMETO)	0,1	g COD/m3
XHMETO	Hydrogenotrophic methanogens (HMETO)	0,1	g COD/m3
SNO2	Nitrite (NO2)	1E-40	g N/m3
SNO3	Nitrate (NO3)	1E-40	g N/m3
SN2	Dissolved nitrogen (N2)	16	g N/m3
XPP	Stored polyphosphate (PP)	1E-40	g P/m3
SCH4	Dissolved methane (CH4)	1E-40	g COD/m3
SH2	Dissolved hydrogen (H2)	1E-40	g COD/m3
SFe3	Ferric ion (Fe3)	1E-40	g Fe/m3
SFe2	Ferrous ion (Fe2)	1E-40	g Fe/m3
XHFO,old	Aged unused hydrous ferric oxide (HFO,old)	1E-40	g Fe/m3
XHFO,H,P	P-bound hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H,P)	1E-40	g Fe/m3
XHFO,L,P	P-bound hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L,P)	1E-40	g Fe/m3
XHFO,H,P,old	Aged used hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H,P,old)	1E-40	g Fe/m3
XHFO,L,P,old	Aged used hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L,P,old)	1E-40	g Fe/m3
XAlOH	Aluminium hydroxide compounds (AlOH)	1E-40	g Al/m3
XAlP	Aluminium phosphate compounds (AlP)	1E-40	g Al/m3
XCaCO3	Calcium carbonate (CaCO3)	1E-40	g TSS/m3
XACP	Amorphous calcium phosphate (ACP)	1E-40	g TSS/m3
XSTR	Struvite (STR)	1E-40	g TSS/m3
XVivi	Vivianite (Vivi)	1E-40	g TSS/m3

- Gradagem

Symbol	Name	Value	Unit
fXTSS,sludge	Solids percent removal	5	%
XTSS,sludge,target	Sludge solids concentration	5000	g/m3

- Desarenamento/Desengorduramento

Symbol	Name	Value	Unit
fQ,grease	FOG volume fraction per day	2	%
fgrease,rem	FOG removal percent (mass based)	60	%

- Neutralização

Symbol	Name	Value	Unit
L.Vmax	Maximum volume	<b>398</b>	m3
L.V_0	Initial volume	<b>398</b>	m3
htank	Tank depth	<b>6,52</b>	m
Qpumped,target	Pumped flow	0	m3/d
Qair,N	Air flow	0	Nm3.d-1
$\alpha$	Alpha (wastewater/clean water) factor	0,8	
hsea	Elevation above sea level	200	m
hdiff,floor	Diffuser height from floor	0,2	m
ddiff	Diffuser floor density (diffuser area/tank area)	0,1	m2/m2
Adiff	Area per diffuser	0,012	m2

- Tanque de contato, zona arejada e não arejada

Symbol	Name	Value	Unit
SVFA_0	Volatile fatty acids (VFA) initial concentration	0,01	g COD/m <sup>3</sup>
SB_0	Readily biodegradable substrate (non-VFA) initial concentration	1	g COD/m <sup>3</sup>
SMEOL_0	Methanol (MEOL) initial concentration	1E-40	g COD/m <sup>3</sup>
CB_0	Colloidal biodegradable substrate initial concentration	0,01	g COD/m <sup>3</sup>
XB_0	Slowly biodegradable substrate initial concentration	14	g COD/m <sup>3</sup>
SU_0	Soluble unbiodegradable organics initial concentration	7	g COD/m <sup>3</sup>
CU_0	Colloidal unbiodegradable organics initial concentration	0,01	g COD/m <sup>3</sup>
XU_0	Particulate unbiodegradable organics initial concentration	1000	g COD/m <sup>3</sup>
XPHA_0	Stored polyhydroxyalkanoates (PHA) initial concentration	222	g COD/m <sup>3</sup>
XGLY_0	Stored glycogen (GLY) initial concentration	30	g COD/m <sup>3</sup>
XE_0	Endogenous decay products initial concentration	300	g COD/m <sup>3</sup>
XE,ana_0	Anaerobic endogenous decay products initial concentration	0,1	g COD/m <sup>3</sup>
XOHO_0	Ordinary heterotrophic organisms (OHO) initial concentration	500	g COD/m <sup>3</sup>
XPAO_0	Phosphorus accumulating organisms (PAO) initial concentration	370	g COD/m <sup>3</sup>
XGAO_0	Glycogen accumulating organisms (GAO) initial concentration	370	g COD/m <sup>3</sup>
XMEOLO_0	Anoxic methanol utilizers (MEOLO) initial concentration	1	g COD/m <sup>3</sup>
XAOB_0	Aerobic ammonia oxidizers (AOB) initial concentration	33	g COD/m <sup>3</sup>
XNOB_0	Nitrite oxidizers (NOB) initial concentration	20	g COD/m <sup>3</sup>
XAMX_0	Anammox organisms (AMX) initial concentration	1	g COD/m <sup>3</sup>
XAMETO_0	Acidoclastic methanogens (AMETO) initial concentration	0,3	g COD/m <sup>3</sup>
XHMETO_0	Hydrogenotrophic methanogens (HMETO) initial concentration	0,2	g COD/m <sup>3</sup>
SNHx_0	Total ammonia (NHx) initial concentration	1	g N/m <sup>3</sup>
SNO2_0	Nitrite (NO <sub>2</sub> ) initial concentration	0,1	g N/m <sup>3</sup>
SNO3_0	Nitrate (NO <sub>3</sub> ) initial concentration	5	g N/m <sup>3</sup>
SN2_0	Dissolved nitrogen (N <sub>2</sub> ) initial concentration	18	g N/m <sup>3</sup>
SN,B_0	Soluble biodegradable organic N (from SB) initial concentration	0,5	g N/m <sup>3</sup>
XN,B_0	Particulate biodegradable organic N (from XB) initial concentration	1	g N/m <sup>3</sup>
XN,U_0	Particulate unbiodegradable organic N initial concentration	10	g N/m <sup>3</sup>
SPO4_0	Orthophosphate (PO <sub>4</sub> ) initial concentration	0,5	g P/m <sup>3</sup>
XPP_0	Stored polyphosphate (PP) initial concentration	222	g P/m <sup>3</sup>
SP,B_0	Soluble biodegradable organic P (from SB) initial concentration	0,01	g P/m <sup>3</sup>
XP,B_0	Particulate biodegradable organic P (from XB) initial concentration	0,5	g P/m <sup>3</sup>
XP,U_0	Particulate unbiodegradable organic P initial concentration	2	g P/m <sup>3</sup>
SCH4_0	Dissolved methane (CH <sub>4</sub> ) initial concentration	0,01	g COD/m <sup>3</sup>
SH2_0	Dissolved hydrogen (H <sub>2</sub> ) initial concentration	0,01	g COD/m <sup>3</sup>
SCO2_0	Total inorganic carbon (CO <sub>2</sub> ) initial concentration	74	g TIC/m <sup>3</sup>
XINORG_0	Inorganics in influent and biomass initial concentration	460	g TSS/m <sup>3</sup>
SCAT_0	Other strong cations (as Na <sup>+</sup> ) initial concentration	35	g Na/m <sup>3</sup>
SAN_0	Other strong anions (as Cl <sup>-</sup> ) initial concentration	150	g Cl/m <sup>3</sup>
SCa_0	Calcium initial concentration	150	g Ca/m <sup>3</sup>
SMg_0	Magnesium initial concentration	15	g Mg/m <sup>3</sup>
SK_0	Potassium initial concentration	15	g K/m <sup>3</sup>
SFe2_0	Ferrous ion (Fe <sub>2</sub> ) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XHFO,H_0	Active hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XHFO,L_0	Active hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XHFO,old_0	Aged unused hydrous ferric oxide (HFO,old) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XHFO,H,P_0	P-bound hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H,P) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XHFO,L,P_0	P-bound hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L,P) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XHFO,H,P,old_0	Aged used hydrous ferric oxide, high surface (HFO,H,P,old) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XHFO,L,P,old_0	Aged used hydrous ferric oxide, low surface (HFO,L,P,old) initial concentration	1E-40	g Fe/m <sup>3</sup>
XAlOH_0	Aluminium hydroxide compounds (AlOH) initial concentration	1E-40	g Al/m <sup>3</sup>
XAlP_0	Aluminium phosphate compounds (AlP) initial concentration	1E-40	g Al/m <sup>3</sup>
XCaCO3_0	Calcium carbonate (CaCO <sub>3</sub> ) initial concentration	1E-40	g TSS/m <sup>3</sup>
XACP_0	Amorphous calcium phosphate (ACP) initial concentration	1E-40	g TSS/m <sup>3</sup>
XSTR_0	Struvite (STR) initial concentration	1E-40	g TSS/m <sup>3</sup>
XVivi_0	Vivianite (Vivi) initial concentration	1E-40	g TSS/m <sup>3</sup>
H_0	Enthalpy initial concentration	83626	kJ.m <sup>-3</sup>

- Espessamento

Symbol	Name	Value	Unit
fXTSS,sludge	Solids percent removal	90	%
XTSS,sludge,target	Sludge solids concentration	40000	g/m3

- Desidratação

Symbol	Name	Value	Unit
fXTSS,sludge	Solids percent removal	95	%
XTSS,sludge,target	Dewatered cake solids	150000	g/m3