



Luís Roque Silva Lopes

MODELAÇÃO MATEMÁTICA DO SISTEMA DE LAMAS ATIVADAS DA ETAR DE ÍLHAVO

MATHEMATICAL MODELING OF THE ACTIVATED SLUDGE SYSTEM
OF ÍLHAVO WASTEWATER TREATMENT PLANT

Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Ambiente, na área de Especialização em Território e Gestão de Ambiente,
orientada pelo Professor Doutor João Carlos dos Santos Alves Vieira e pela Doutora Rita Cardoso Soares
Ribeiro Santos

Coimbra, 03 de outubro de 2017



UNIVERSIDADE DE COIMBRA



FCTUC DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Luís Roque Silva Lopes

Modelação matemática do sistema de lamas ativadas da ETAR de Ílhavo

Mathematical modeling of the activated sludge system of Ílhavo wastewater treatment plant

Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Ambiente, na área de Especialização em Território e Gestão de Ambiente, orientada pelo Professor Doutor João Carlos dos Santos Alves Vieira e pela Doutora Rita Cardoso Soares Ribeiro Santos

Esta Dissertação é da exclusiva responsabilidade do seu autor.
O Departamento de Engenharia Civil da FCTUC, declina qualquer
responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões
que possam surgir

Coimbra, 03 de outubro de 2017

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar queria agradecer aos orientadores da presente dissertação de mestrado integrado em engenharia do ambiente, ao professor João Vieira, pelo apoio, acompanhamento e pela motivação que demonstrou ao longo da realização deste trabalho, pela paciência e perseverança que teve para comigo ao longo dos últimos meses. À doutora Rita Ribeiro, pelo apoio prestado na área da modelação, e pelo acompanhamento geral do trabalho, que mesmo à distância sempre se mostrou disponível para esclarecimentos.

Agradeço a administração das Águas do Centro Litoral (AdCL), pelas informações fornecidas de todos os processos que cobrem a ETAR de Ílhavo, em especial ao engenheiro Milton Fontes, pelo acompanhamento e atenção dada durante a realização da visita à ETAR, e por ser a pessoa responsável pelo fornecimento das informações que foram solicitadas a AdCL sobre o funcionamento da ETAR.

Agradeço à Danish Hydraulic Institute (DHI) pela possibilidade de utilização de uma versão licenciada do WEST e, em particular, à engenheira Cecília Correia pelo apoio prestado na operacionalização do software e ao doutor Filip Claeys e Enrico Remigi pelo apoio técnico na utilização do WEST.

Agradeço aos meus colegas do curso pelo apoio e interajuda que houve ao longo dos cinco anos, nomeadamente a Carmen Celine, Manuel Martinho, Ricardo André, Stephanie Capelas, Marvin Duarte, Melissa Santos, Edgar Alves entre os demais colegas do meu curso.

Agradeço aos amigos da residência universitária pelos momentos de convivência e amizade demonstrada, nomeadamente o Marcel Kroef, Gerlandi Nogueira, André Areias, Fatinha Areias, Nelson Oliveira, Elton Gonçalves, Mariana Martins, Stephanie Capelas, Pedro Eugénio, à funcionária Dona Helena, entre as demais pessoas da residência universitária do polo II-1.

Por último agradeço aos meus familiares, aos meus pais pela pessoa que eu sou hoje, e pela maneira como trabalharam duro e com honestidade para que eu pudesse estudar. Aos meus irmãos, pela amizade, solidariedade, respeito e interajuda que demostramos uns pelos outros.

RESUMO

As exigências das condições de descarga no meio hídrico tem vindo a aumentar, devido à força da legislação que obriga cada vez mais a uma menor concentração dos contaminantes a serem descarregados no meio hídrico. Existe também uma preocupação crescente dos gestores das ETAR em controlar o custo associado ao tratamento das águas residuais, essencialmente no que se diz respeito aos custos energéticos e ao consumo de químicos. Os modelos matemáticos de tratamento de águas residuais são uma das ferramentas de apoio essenciais para a concretização destes objetivos.

Um modelo matemático é uma maneira estruturada de sintetizar o conhecimento de um processo que ocorre num sistema real. O modelo pode ser usado para aprimorar o conhecimento especializado, permitindo deste modo entender as características chave de uma dada unidade assim com as suas interações com outras unidades. O modelo de tratamento de águas residuais permite: o acompanhamento dos fluxos e as interligações entre as diferentes unidades, calcular as taxas de conversão dos processos e estimar o provável desempenho em relação a qualidade dos efluentes, calcular a produção de lamas e a necessidade de oxigénio. Os modelos matemáticos podem ainda ser usados para a tomada de decisões em tempo real, podendo detetar problemas em pontos específicos da ETAR.

O objetivo principal do presente trabalho consistiu na modelação em estado estacionário do tratamento biológico da ETAR de Ílhavo, nomeadamente a modelação de remoção do material carbonato e azotado considerando as condições médias de funcionamento do sistema de tratamento. A calibração do modelo foi efetuada com os dados de operação para o ano de 2016 e a sua validação com dados operacionais referentes ao ano de 2015, tendo sido possível simular convenientemente a remoção do material carbonato. No entanto, os resultados obtidos na modelação do material azotado reproduziu um significativo erro relativo das variáveis alvos medidos e simulados.

Palavras-chave: Tratamento biológico; modelação matemática; modelo de lamas ativadas nº1 (ASM1);

ABSTRACT

The requirements of the discharge conditions in the environment have been increasing, due to the force of the legislation that increasingly forces to a lower concentration of the contaminants to be discharged in the water medium. There is also a growing concern of wastewater treatment plant (WWTP) managers to control the cost associated with wastewater treatment, particularly about energy costs and the consumption of chemicals. The mathematical models of wastewater treatment are one of the essential support tools for achieving these goals.

A mathematical model is a structured way of synthesizing the knowledge of a process that occurs in a real system. The model can be used to enhance the specialized knowledge, thus allowing to understand the key characteristics of a given unit as well as its interactions with other units. The wastewater treatment model allows: monitoring flows and interconnections between different units, calculating process conversion rates and estimating the likely performance in relation to effluent quality, calculating sludge production and the need for oxygen. Mathematical models can still be used for real-time decision-making and can detect problems at specific points in the (WWTP).

The main objective of this work was to model the biological treatment of the Ílhavo WWTP in steady-state conditions, simulating the carbonate and nitrogenous material removal, considering the average conditions of the treatment system. The calibration of the model was carried out with the operating data for the year 2016 and its validation with operational data referring to the year 2015. It was possible to simulate the removal of the carbonate material conveniently. However, the results obtained in the modeling of the nitrogenous material reproduced a significant relative error of the measured and simulated target variables.

Keywords: Biological treatment; mathematical modeling; activated sludge models n^o1 (ASM1);

ÍNDICE

Agradecimentos	i
Resumo.....	ii
Abstrac.....	iii
Índice.....	iv
Índice de Figuras	vi
Índice de Quadros.....	vii
Abreviaturas e Simbologia	viii
1 Introdução.....	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Estrutura da dissertação	2
2 Revisão Bibliográfica	3
2.1 Introdução	3
2.2 Tratamento biológico.....	3
2.2.1 Remoção de matéria orgânica.....	3
2.2.2 Remoção de nutrientes.....	5
2.3 Modelação matemática de processos de tratamento biológico de sistemas de lamas ativadas	5
2.3.1 Equações bioquímicas principais.....	5
2.3.2 Balanços de massa	7
2.4 Parâmetros básicos de funcionamento de sistemas de lamas ativadas	9
2.5 Modelos ASMs	10
2.5.1 Introdução.....	10
2.5.2 Modelo ASM1	11
2.6 Modelos de decantação	22
2.7 Esquema geral de implementação de modelos de simulação de ETAR	26
2.8 Exemplos de estudos com aplicação de modelos ASM.....	29
3 Estudo de caso	32

3.1	Descrição da ETAR de Ílhavo	32
3.2	Informações dos dados disponíveis	37
4	Modelação do sistema de tratamento biológico da ETAR de Ílhavo	43
4.1	Introdução	43
4.2	Metodologia	44
4.3	Construção do modelo	44
4.4	Períodos de simulação	45
4.5	Fracionamento das águas residuais afluentes ao tratamento biológico	46
4.6	Calibração dos parâmetros biocinéticos e simulação.....	51
4.7	Validação do modelo	55
5	Conclusões e Trabalhos Futuros.....	58
5.1	Conclusões	58
5.2	Trabalhos futuros	59
	Referências Bibliográficas.....	60
	Anexo A – Análise dos parâmetros biocinéticos calibrados para todas as situações	A-1
	Anexo B – Informações de entrada do modelo e resultados da modelação considerando o afluente A e período “Anual”	B1-3

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Representação esquemática de um processo de tratamentos por lamas ativadas, com recirculação (a) a partir de lamas decantadas e (b) a partir do licor misto	4
Figura 2.2 – Balanço de massa ao tanque de arejamento e ao decantador secundário.....	8
Figura 2.3 – Frações de matéria orgânica, expressas em termos de CQO total (Corominas et al, 2010).....	12
Figura 2.4 – Frações de material azotado (Corominas et al, 2010).....	14
Figura 2.5 –Fluxo de substrato do modelo ASM1 (Gernaey et al, 2004).....	16
Figura 2.6 – Modelo de decantação em camadas (Takács et al, 1991)	23
Figura 2.7 – Modelo da velocidade de sedimentação (Takács et al, 1991).....	25
Figura 2.8 –Esquema geral para a modelação de um sistema de lamas ativadas	26
Figura 2.9 – Valores de fracionamento do afluente bruto (Sadecka et al, 2013)	27
Figura 3.1 – Planta da ETAR de Ílhavo	32
Figura 3.2 – a) Obra de entrada e b) bypass geral. (ponto F1)	33
Figura 3.3 – a) Grelhas, b) desarenadores e c) compactadores com bombas de remoção de areias. (ponto F2)	33
Figura 3.4 – a) Comportas de caudais afluentes aos decantadores primários e b) comporta do bypass. (Ponto F3)	34
Figura 3.5 – a) Decantador primário 1(ponto F4) e b) decantador primário 2 (ponto F5)	34
Figura 3.6 – Câmara a entrada do tanque de arejamento e as comportas. (ponto F6).....	35
Figura 3.7 – a) Reator biológico A (Ponto F7) e b) Reator biológico B (ponto F8)	35
Figura 3.8 – Corrente de recirculação	36
Figura 3.9 – Decantador secundário A. (ponto F9)	36
Figura 3.10 – a) tanque do efluente tratado, b) tanque a partir da qual o efluente é bombeada para o destino final e c) bypass para a Ria de Aveiro (ponto F11).....	37
Figura 4.1 – Passos sequenciais de modelação seguido neste trabalho.....	44
Figura 4.2 –Layout do modelo WEST da linha de tratamento biológico da ETAR de Ílhavo.	45
Figura 4.3 –Valores diários da temperatura da água no reator biológico A, ano de 2015 e 2016	46
Figura 4.4 –Fracionamento do afluente	47
Figura 4.5 –Defracionamento do efluente	47
Figura 4.6 – Resultados da simulação dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, para o afluente A e período “Anual”	50

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2.1 - Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1 (Henze et al, 2000)	17
Quadro 2.2– Matriz de Gujer com representação dos processos de oxidação, nitrificação e desnitrificação nas águas residuais incluídos no modelo ASM1 (Henze et al, 2000)	21
Quadro 2.3– Exemplos de estudo com aplicação dos modelos ASMs	31
Quadro 3.1 - Informações em termos médios anuais dos parâmetros de qualidade e caudais do efluente primário, referente ao ano de 2015 e 2016	38
Quadro 3.2 - Caudais de lamas recirculadas (QLR) para cada reator biológico (A ou B) e caudais de lamas em excesso (QLEX)	38
Quadro 3.3 - Oxigénio dissolvido (OD) nos reatores biológicos (RB)	39
Quadro 3.4 - Caudais e parâmetros de qualidade do efluente tratado	39
Quadro 3.5 - Caudal afluente ao tratamento biológico para cada período de modelação	40
Quadro 3.6 - Concentração (mg/l) estimada de TKN afluente ao tratamento biológico	40
Quadro 3.7 - Valores dos parâmetros de funcionamento da ETAR de Ílhavo, referente ao ano de 2016	41
Quadro 3.8 - IVL calculado para cada um dos reatores biológicos e para os diferentes períodos de modelação	42
Quadro 4.1 - Fracionamento do afluente ao processo biológico	48
Quadro 4.2 - Concentração (mg/l) simulada dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros por defeito do WEST	50
Quadro 4.3 - Erro relativo dos parâmetros de qualidade simulados e medidos no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros por defeito do WEST na modelação	51
Quadro 4.4 - Parâmetros biocinéticos calibrados à temperatura de referência ($t = 20^{\circ}\text{C}$), para cada período de simulação e afluente	52
Quadro 4.5 - Concentração simulados (mg/l) dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, fazendo a simulação com os valores dos parâmetros biocinéticos calibrados	53
Quadro 4.6 - Erro relativo dos parâmetros de qualidade simulado e medido no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros biocinéticos calibrados para cada período	53
Quadro 4.7 - Parâmetros biocinéticos calibrados à temperatura real	54
Quadro 4.8 - Concentração (mg/l) simulada dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros biocinéticos otimizados para os três períodos	55
Quadro 4.9 - Erro relativo absoluto dos parâmetros de qualidade simulado e medido no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros biocinéticos otimizados para os três períodos	55
Quadro 4.10 - Parâmetros de qualidade do efluente tratado simulado, para o ano de 2015	56
Quadro 4.11 - Erro relativo dos parâmetros de qualidade simulado e medido, no efluente tratado para o ano de 2015	57

ABREVIATURAS E SIMBOLOGIA

ASM - *Activated sludge model*;

BCQO - Fração de CQO biodegradável

CQO - Carência química de oxigénio;

Desvp - Desvio padrão

DP - Decantador primário;

DP₁ - Decantador primário 1;

DP₂ - Decantador primário 2;

DP_S - Decantadores primários

DS - Decantador secundário;

DS_A - Decantador secundário A;

DS_B - Decantador secundário B;

DS_S - Decantadores secundários;

ETAR - Estação de tratamento de águas residuais;

IVL - Índice de volume de lamas

IWA - *International Water Association*;

LM - Licor misto;

N - Azoto;

P – Fósforo;

Q - Caudal;

Q_{LEX} - Caudal de lamas em excesso;

Q_{LR_A} - Caudal de lamas recirculadas ao reator biológico A;

Q_{LR_B} - Caudal de lamas recirculadas ao reator biológico B;

RB - Reator biológico;

RB_A - Reator biológico A;

RB_B - Reator biológico B;

RB_S - Reatores biológicos;

SLA - Sistemas de lamas ativadas;

SSF - Sólidos suspensos fixos;

SSLM - Sólidos suspensos de licor misto;

SST - Sólidos suspensos totais;

SSV - Sólidos suspensos voláteis;

TA - Tanque de arejamento;

TKN - Azoto de Kjeldahl;

OD_{Int} - Oxigénio dissolvido intermédio;

OD_f - Oxigénio dissolvido final;

1 INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento

O principal objetivo do presente trabalho consistiu na modelação do tratamento biológico, nomeadamente a modelação da remoção do material carbonatado e azotado na ETAR de Ílhavo. A modelação foi realizada para as condições de estado estacionário, considerando condições médias de funcionamento e de operação da ETAR. A calibração do modelo foi realizada com os dados operacionais do ano de 2016 e a validação do modelo foi feita com os dados referentes ao ano de 2015.

No âmbito deste estudo foi realizada uma visita à ETAR e solicitada posteriormente à administração das Águas do Centro Litoral (AdCL) as informações que compreendem todos os processos da ETAR. As informações de interesse para o estudo desenvolvido foram aquelas associadas aos órgãos: tanques de arejamento e decantadores secundários (nomeadamente parâmetros de qualidade, caudais, parâmetros de operação e dados físicos), pois estes são os órgãos que estão envolvidos no esquema de tratamento por lamas ativadas. No entanto, as restantes informações foram úteis para averiguar o balanço de massa do sistema.

A elaboração deste presente trabalho consistiu na realização das cinco etapas da modelação do sistema de lamas ativadas proposta pelo livro *Guidelines for Using Activated Sludge Models* (Rieger et al, 2013), que consiste na definição do projeto, na recolha dos dados e análise, na configuração do modelo da planta, na calibração e validação do modelo e na interpretação dos resultados obtidos.

A etapa de definição do projeto consiste na identificação dos objetivos e requisitos do projeto. Depois de definido o projeto, deve o mesmo ser confirmado com as partes interessadas. É importante existir uma boa comunicação com todos os intervenientes por forma a todos estarem de acordo com o trabalho a realizar.

O primeiro passo da coleta e análise dos dados é entender corretamente as operações das diferentes unidades da ETAR em causa. As informações de funcionamento da ETAR devem incluir os principais pontos de amostragem, os pontos de entrada e saída de cada unidade de operação, assim como as descargas e as recirculações internas. Anomalias nos dados medidos e obtidos através de diferentes meios (por exemplo, medições laboratoriais versus sensores online, informações do laboratório de planta versus auditorias externas) podem ser facilmente usadas para identificar dados problemáticos (Rieger et al, 2013).

Muita das vezes devido ao curto espaço de tempo para a elaboração do projeto, as campanhas de medição intensivas são iniciadas antes que os dados de rotina (funcionamento da ETAR) sejam devidamente analisados e reconciliados. Nesses casos, erros existentes podem ainda não ter sido identificados e podem ter impactos significativos nos resultados do modelo e consequentemente nas decisões (Rieger et al, 2013).

Para o presente caso de estudo, foram usados dados históricos de funcionamento da ETAR, e não foram realizadas quaisquer campanhas de medição adicional.

A etapa de configuração do modelo consiste na reprodução da linha de tratamento no modelo. O layout do modelo é constituído por vários submodelos, tais como o modelo da decantação, de fluxo, de arejamento, bioquímico, etc.

A calibração do modelo de lamas ativadas pode exigir a calibração do modelo de arejamento, do modelo de decantação, do modelo hidráulico, do modelo biocinético e a caracterização do afluente. A validação dos resultados é frequentemente realizada para outros períodos de tempo, no entanto as diferenças na afluência a ETAR não devem ser muito significativas. Por último, os objetivos da definição do projeto deverão ser esclarecidos através da análise e interpretação dos resultados simulados.

1.2 Estrutura da dissertação

A presente dissertação está estruturada em cinco capítulos, incluindo este primeiro capítulo introdutório. No capítulo 2, revisão bibliográfica, encontram-se as informações relacionadas com o tratamento biológico, nomeadamente o esquema de tratamento biológico, as principais variáveis envolvidas, as equações bioquímicas, balanço de massas, parâmetros básicos de funcionamento de uma ETAR. Numa segunda parte deste capítulo encontra-se descrita a estrutura do modelo de simulação do processo de lamas ativadas (*ASM1-activated sludge model n°1*) e o modelo de decantação que foram utilizados neste trabalho. Por fim, abordam-se aspetos relacionados com a implementação dos modelos de simulação em ETARs e apresentam-se exemplos de estudo com aplicação de modelos ASM.

No capítulo 3, descreve-se o caso de estudo, com destaque para a apresentação do esquema de tratamento da ETAR de Ílhavo e informações relativos ao funcionamento da infraestrutura analisada relevantes para o trabalho desenvolvido.

No capítulo 4, descreve-se a metodologia/abordagem seguida na modelação, apresentando os passos sequenciais seguidos na modelação e os resultados obtidos. Por fim, no capítulo 5 encontra-se a conclusão e propõem-se os trabalhos futuros relacionados com o tema.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Introdução

Um modelo é por definição uma representação simplificada da realidade, onde são descritos os principais processos que ocorrem num sistema real. Os modelos de simulação de ETAR podem ser usados como ferramentas de apoio à tomada de decisão, uma vez que a sua utilização permite extrair informações sobre as condições de funcionamento da infraestrutura.

O nível de detalhe a incorporar num modelo reflete as simplificações a ser adotadas na descrição dos processos de tratamento. Um excesso de simplificação pode resultar num aumento significativo de incerteza, colocando a validade dos resultados em causa, pois certos problemas operacionais podem não ser detetados. Um excessivo nível de detalhe pode levar a incorporar informações excessivas no modelo, aumentando o tempo de execução do modelo, uma vez que é necessária uma maior quantidade de informação para a calibração e validação do modelo. É aconselhável atingir um equilíbrio entre o trabalho exigido no nível de desenvolvimento do modelo e a incerteza aceite para os resultados (Santos, 2011).

Os processos físicos, químicos e biológicos, e as variações das condições de caudal e de cargas afluentes à ETAR, são específicas para cada estação de tratamento de águas residuais. Face a esse aspeto, é aconselhável realizar a calibração dos parâmetros para cada ETAR.

Neste capítulo, são discutidas as seguintes temáticas: aspetos físicos, químicos e biológicos associados ao tratamento biológico, modelos matemáticos de tratamento de águas residuais, modelos de decantação secundária, informações necessárias para a modelação de uma ETAR e exemplos de estudos com aplicação dos modelos matemáticos de simulação do tratamento biológico.

2.2 Tratamento biológico

2.2.1 Remoção de matéria orgânica

O tratamento biológico por lamas ativadas surgiu em Inglaterra em 1914, por Arden e Lockett. O sistema de tratamento é composto por um tanque de arejamento, também designado de reator biológico, seguido por um tanque para a decantação das lamas biológicas, habitualmente designado de decantador secundário (Figura 2.1).

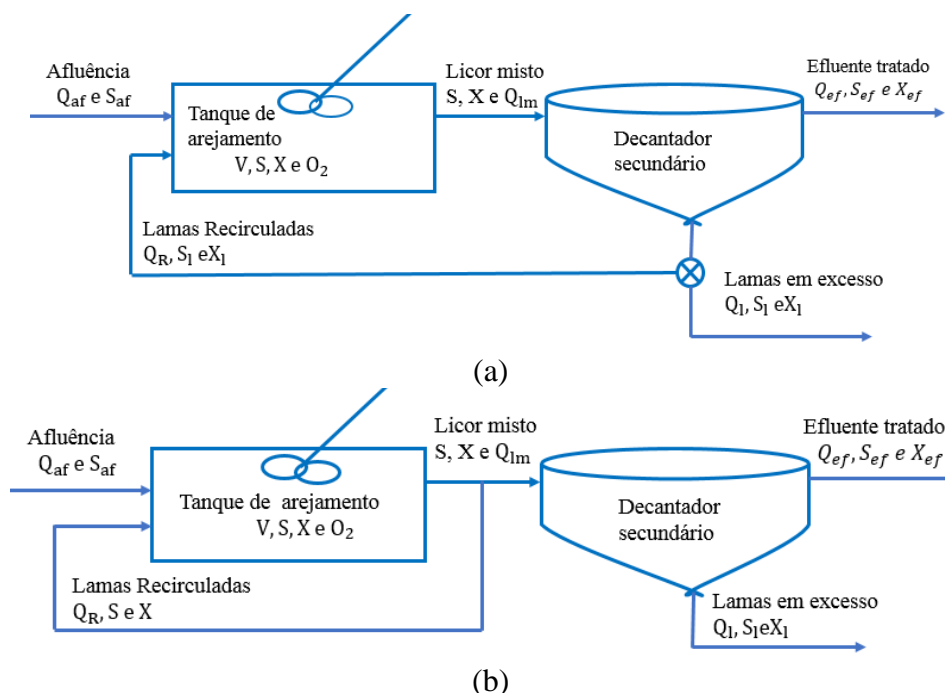


Figura 2.1 – Representação esquemática de um processo de tratamentos por lamas ativadas, com recirculação (a) a partir de lamas decantadas e (b) a partir do licor misto

Legenda: Q , caudal; S , concentração do substrato; X , concentração da biomassa ou microrganismo; Q_{af} , Q_{lm} , Q_{ef} , Q_l , Q_R , são respetivamente, caudais: afluente ao TB, de licor misto, do efluente tratado, de lamas em excesso e de lamas recirculadas.

O arejamento do reator biológico tem a função de fornecer o oxigénio e manter a biomassa em suspensão (Rajasulochana e Preethy, 2016). As águas residuais afluentes ao tratamento secundário contêm microrganismos em concentração bastante inferior ao que se verifica no reator biológico, e matéria orgânica abundante. Ao ingressarem no reator biológico, os microrganismos encontram condições propícias para o seu desenvolvimento, em termos da quantidade de oxigénio dissolvido e de matéria orgânica. Estas condições, aliadas à presença de nutrientes e outros fatores adequadas (pH e temperatura), permitem uma rápida multiplicação dos microrganismos que se agrupam formando colónias, que são mantidas em suspensão devido ao funcionamento dos arejadores (Rajasulochana e Preethy, 2016).

A mistura da biomassa no efluente, também designada de “licor misto”, é encaminhada continuamente para o decantador secundário, de modo a proceder a separação dos flocos/biomassa do efluente tratado.

Fazem também parte de um sistema de lamas ativadas o sistema de recirculação de lamas, que tem como função enviar parte das lamas biológicas de volta ao reator biológico de forma a garantir a manutenção de uma concentração elevada de biomassa, e o sistema de extração de

lamas que permite manter a quantidade e tipo de biomassa ativa dentro de valores pré-determinados (Rajasulochana e Preethy, 2016).

O substrato (S), a biomassa (X) e o oxigénio dissolvido (O_2) são os três principais componentes, que se pretende ter em quantidades apropriadas no sistema, para obter o desempenho desejável de um sistema de lamas ativadas. Na Figura 2.1, são representados dois esquemas típicos de tratamento por lamas ativadas. O esquema da Figura 2.1 – (a) é o mais usual, sendo feita a recirculação de lamas espessadas a partir do decantador secundário. Um outro esquema semelhante é representado na Figura 2.1 – (b), que difere do primeiro através da recirculação de caudal, a qual é feita a partir do caudal de licor misto, em vez do caudal de lamas espessadas. Uma vez que as lamas do licor misto não se encontram espessadas, é necessário um caudal mais elevado de recirculação para manter uma quantidade adequada de biomassa ativa no tanque de arejamento, o que apresenta as desvantagens em termos energéticos comparativamente com o primeiro esquema de tratamento.

2.2.2 Remoção de nutrientes

A remoção de nutrientes, especialmente o azoto e o fósforo, são de particular importância, uma vez que a descarga das águas residuais pode causar impactos ambientais no meio recetor, como é o caso da eutrofização do meio hídrico

A remoção biológica de azoto é feita mais frequentemente através da sequência do processo de nitrificação (secção 2.3.1), em condições aeróbias e do processo de desnitrificação (secção 2.3.1), em condições anóxicas. Este objetivo é conseguido através da utilização de um tanque anóxico para o processo de desnitrificação. Nesse tanque, o sistema de agitação deve permitir a manutenção da biomassa em suspensão, mas sem arejamento.

A remoção de fósforo pode ser conseguida através da precipitação química, por adição de um agente coagulante, normalmente sais de ferro ou alumínio, levando a produção de lamas em quantidades consideradas. Também é usado o tratamento biológico em sistemas de lamas ativadas, usando uma etapa anaeróbia antes da etapa aeróbia.

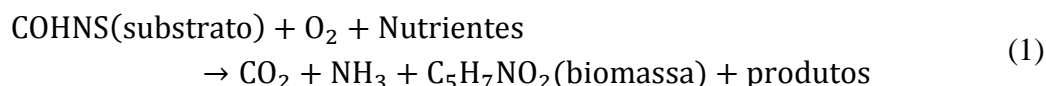
2.3 Modelação matemática de processos de tratamento biológico de sistemas de lamas ativadas

2.3.1 Equações bioquímicas principais

As equações bioquímicas principais relacionadas com o tratamento de águas residuais descrevem os processos de degradação da matéria orgânica, respiração endógena, nitrificação e desnitrificação, conforme se apresenta em seguida.

A matéria orgânica ou substrato (COHNS) é degradada devido à ação da biomassa heterotrófica, sob condições anóxicas e aeróbias.

A produção de biomassa em condições aeróbias requer a disponibilidade de substrato, de nutrientes em quantidade apropriadas e de oxigénio dissolvido (expressão (1)).



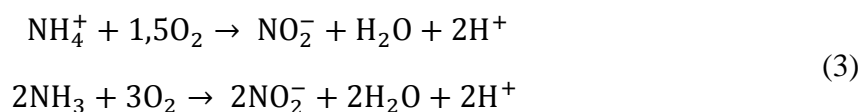
A respiração endógena corresponde à utilização como fonte de carbono a própria biomassa (protoplasma $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$), levando à diminuição da mesma (expressão (2)).



O azoto pode ser encontrado nas águas residuais sob a forma de azoto amoniacal (NH_3 e NH_4^+), azoto orgânico (N_{org}), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). O azoto amoniacal e o azoto orgânico são as formas azotadas que se encontram em maiores quantidades nas águas residuais urbanas por tratar.

Os compostos orgânicos são convertidos em azoto amoniacal através da ação de bactérias heterotróficas (expressão (1)). O nitrato é formado pela ação das bactérias autotróficas nitrificantes, utilizando o azoto amoniacal como fonte de energia. Este processo, designado nitrificação, ocorre em duas etapas:

- 1ª etapa - oxidação de azoto amoniacal (NH_3 e NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), realizada pelas bactérias nitrificantes do género *Nitrossomas*, conforme a expressão (3).

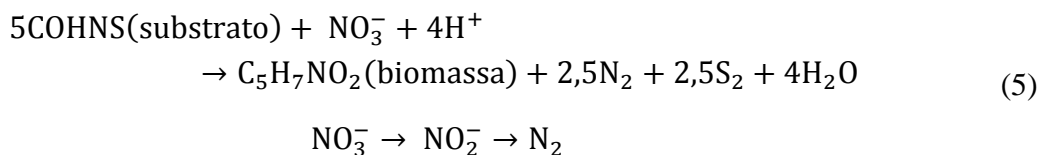


- 2ª etapa - oxidação dos nitritos a nitratos, realizada pelas bactérias nitrificantes do género *Nitrobacter*, conforme a expressão (4).



A desnitrificação é um processo realizado por organismos heterotróficos principalmente de género *Pseudomonas* e *Achromobacater*, em condições anóxicas e na presença de substrato facilmente biodegradável. O processo de desnitrificação (expressão(5)) pode ocorrer em dois

momentos e consiste na conversão do nitrato (NO_3^-) em azoto molecular (N_2). No processo de desnitrificação, é obtida a energia para o crescimento da biomassa.



2.3.2 Balanços de massa

O balanço de massa no sistema de lamas ativadas pode ser aplicado aos caudais ou a um componente específico do sistema, como exemplo o substrato (S) ou a biomassa (X). A quantidade de um componente e a sua taxa de conversão (consumo ou produção) são as duas variáveis envolvidas no seu balanço de massa no sistema.

Considerando um reator de mistura perfeita, admite-se para o tanque de arejamento (Figura 2.2), um índice Z que pode ser entendido com uma concentração genérica de biomassa ou substrato, admitindo que não existe variação do volume do efluente no interior do tanque de arejamento, ou seja, a verificação de condições de regime permanente. O balanço de massa ao tanque de arejamento, para uma situação em que se admite que a densidade da água no sistema é constante, é dada pela expressão seguinte.

$$\text{Acumulação} = \text{Entradas} - \text{Saídas} + \text{Reação}$$

A variação da massa por unidade de tempo do componente Z no tanque de arejamento (por exemplo: biomassa ou substrato), pode ser traduzida pela expressão (6).

$$\frac{dZ}{dt}V = Q_{af} \times Z_{af} - Q_{lm} \times Z + V \times r_z \quad (6)$$

Em que:

V, volume do tanque de arejamento (L^3); Q_{af} , caudal afluente (ou caudal de entrada) ao tanque de arejamento (L^3T^{-1}); Q_{lm} , caudal do licor misto ou caudal efluente do tanque de arejamento (L^3T^{-1}); Z_{af} , concentração do componente Z afluente ao tanque de arejamento (ML^{-3}); Z, concentração de um dado componente no tanque de arejamento (ML^{-3}); r_z , taxa de reação do componente Z (T^{-1}); t, tempo (T).

No caso do decantador secundário, admite-se que não se verifica produção ou consumo do componente Z, ou seja, que não ocorre qualquer taxa de reação no sistema. A equação de balanço mássico para o decantador secundário assume a forma da expressão (7).

$$\frac{dZ}{dt}V = Q_{lm} \times Z_{lm} - Q_{ef} \times Z_{ef} - Q_l \times Z_l \quad (7)$$

Em que:

V, volume do decantador secundário (L^3); Q_{lm} , caudal do licor misto (L^3T^{-1}); Q_{ef} , caudal do efluente tratado (L^3T^{-1}); Q_l , caudal de lamas em excesso (L^3T^{-1}); Z concentração de um componente no decantador secundário; t, tempo (T);

A relação adequada entre a carga orgânica afluyente e a biomassa presente no reator biológico é conseguida fazendo a recirculação das lamas espessadas a montante do reator biológico (situação mais típica). A taxa de recirculação ($R = Q_r/Q_{af}$) é determinada considerando o volume do tanque de arejamento ou do decantador secundário (Figura 2.2), admitindo-se que não existe qualquer acumulação no sistema, e que o caudal do licor misto é dado pela soma do caudal recirculado e do caudal afluyente.

- Balanço de massa ao tanque de arejamento (expressão (8)), admitindo que a concentração de biomassa nas águas residuais afluentes é nula ($X_{af} = 0$).

$$0 = Q_{af}X_{af} + Q_rX_l - (Q_{af} + Q_r)X \leftrightarrow Q_r = \frac{Q_{af}X}{X_l - X} \quad (8)$$

- Balanço ao decantador secundário (expressão (9)), admitindo que no efluente tratado a concentração de biomassa é nula ($X_{ef} = 0$).

$$0 = (Q_{af} + Q_r)X - Q_lX_l - Q_{ef}X_{ef} \leftrightarrow Q_r = \frac{Q_lX_l - Q_{af}X}{X} \quad (9)$$

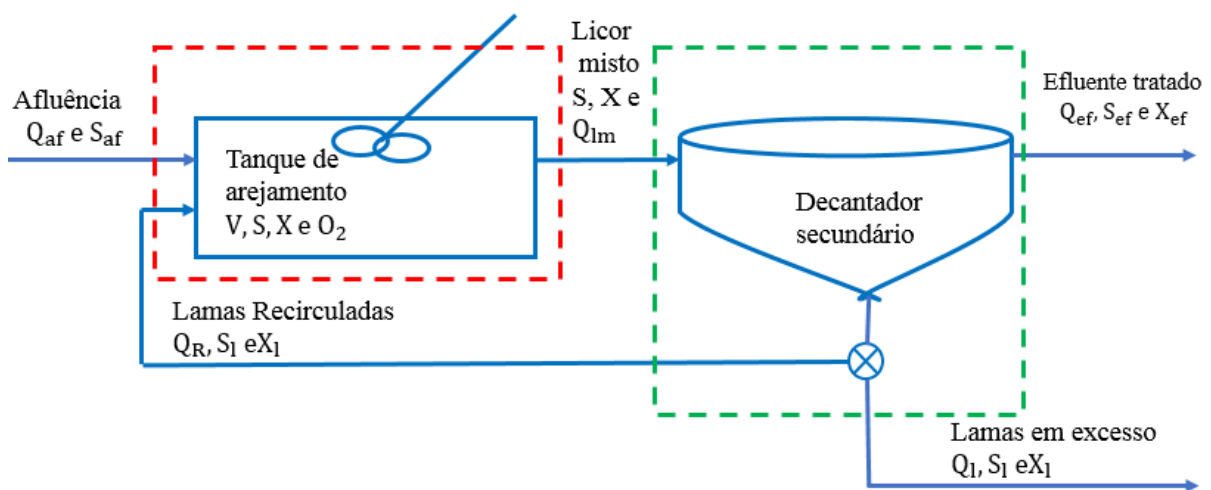


Figura 2.2 – Balanço de massa ao tanque de arejamento e ao decantador secundário

2.4 Parâmetros básicos de funcionamento de sistemas de lamas ativadas

Os parâmetros básicos que permitem controlar o funcionamento de um sistema de lamas ativadas são: tempo de retenção celular ou idade das lamas (θ_c); tempo de retenção hidráulica (T_{Rh}); razão entre carga orgânica afluyente e biomassa (S/X); carga volúmica (C_V); carga mássica/sólidos (C_m); índice volumétrico de lamas (IVL); entre outros.

O tempo de retenção celular ou idade das lamas (θ_c) é o tempo médio de permanência dos microrganismos no sistema. É dado pela razão entre a massa de biomassa no reator biológico e a velocidade a que a biomassa é removida do sistema. De acordo com a Figura 2.2, a biomassa só pode ser removida do sistema pela corrente de lamas em excesso e a corrente do efluente tratado, pelo que θ_c pode ser definido de acordo com a mesma expressão (10).

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_{ef}X_{ef} + Q_lX_l} \quad (10)$$

O tempo de retenção hidráulica (T_{Rh}) é definido pelo tempo que as águas residuais a tratar permanecem num determinado órgão de tratamento, de acordo com a expressão (11).

$$T_{Rh} = \frac{V}{Q} \quad (11)$$

A razão S/X representa a relação existente entre a carga orgânica afluyente de substrato (S) e a quantidade de biomassa (X) presente no tanque de arejamento (expressão (12)). No processo de tratamento biológico para a determinação dos parâmetros básicos de funcionamento de ETAR é comum admitir que a quantidade de biomassa pode ser traduzida pela concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV).

$$S/X = \frac{Q_{af}S_{af}}{XV} \quad (12)$$

Em que:

X , concentração de microrganismo no reator biológico dada em termo de $M(SSV)L^{-3}$. Admite-se que a concentração de substrato afluyente (S_{af}) é igual ao CBO_5 afluyente ao respetivo órgão de tratamento de uma ETAR.

As aproximações admitidas no parágrafo anterior, deve-se ao facto que no controlo operacional, os parâmetros de qualidade SSV e CBO_5 , são facilmente medidos.

A carga volúmica (expressão (13)) representa a quantidade mássica de substrato por unidade de volume e de tempo, afluyente a um determinado órgão. Geralmente é definida em termo de $\text{kg}(\text{COB}_5)/\text{m}^3\text{d}$.

$$C_v = \frac{Q_{af}S_{af}}{V} \quad (13)$$

A carga mássica (expressão (14)) representa a quantidade de mássica de sólidos por unidade de tempo afluyente a um determinado órgão de tratamento.

$$C_m = [\text{MLSS}] \times Q_{af} \quad (14)$$

[MLSS], concentração de sólidos suspensos no licor misto.

O índice de volume de lamas (IVL) é um parâmetro indicador da capacidade de sedimentação das lamas no decantador secundário. É definido como o volume ocupado por 1 grama de lama (em peso seco) após a sedimentação ocorrida durante 30 minutos. Na prática, o IVL é determinado enchendo uma proveta graduada de 1L com uma amostra de licor misto, sem diluição e medindo o volume sedimentado após 30 minutos. O comportamento da lama sedimentada no cone reproduz o comportamento do processo de decantação real.

$$\text{IVL} = \frac{\text{Volume de lamas sedimentadas(ml/l)}}{\text{Concentração de solidos suspensos(mg/l)}} \quad (15)$$

2.5 Modelos ASMs

2.5.1 Introdução

Os modelos ASM (do inglês, *Activated Sludge Models*) desenvolvidos pela *International Water Association* (IWA) são os modelos mais usuais e conhecidos na área de tratamento biológico de águas residuais (Sochacki et al, 2009). O primeiro modelo ASM, também conhecido por ASM1 (Henze et al, 1987), permite descrever os processos de remoção de matéria orgânica carbonatada e azoto. A utilização deste modelo foi rapidamente estendida a inúmeros estudos de caso com ETAR municipais (Petersen et al, 2002).

O modelo ASM1 serviu de base para o desenvolvimento de mais três modelos da mesma família. O modelo ASM2 (Henze et al, 1995) adiciona em relação ao modelo inicial a modelação do processo de remoção de fósforo biológico nas águas residuais. Em 1999, o ASM2 foi expandido para o ASM2d (Henze et al, 1999) para se incluir os organismos desnitrificantes acumuladores de fósforo. Finalmente, o modelo ASM3 (Gujer et al, 1999), que apresenta o mesmo objetivo que o modelo AMS1, foi desenvolvido em paralelo com o modelo ASM2d.

Foram introduzidos novos processos no ASM3 que ocorre no tratamento das águas residuais, como o armazenamento de biopolímeros em condições transitórias e corrigida algumas limitações associado ao ASM1. Uma das limitações corrigidas, é que o modelo ASM1 não faz a distinção entre os substratos facilmente e lentamente biodegradável presentes nas águas residuais afluentes, e os que são continuamente gerados a partir da decomposição da biomassa e do processo de hidrólise (Vanrolleghem et al, 1999).

Na secção seguinte, são apresentadas as principais características do modelo ASM1 e que foi utilizado no trabalho de modelação desenvolvido na presente dissertação.

2.5.2 Modelo ASM1

O modelo ASM1, embora relativamente simples, permite estimar de forma adequada a produção de lamas (Henze et al, 2000).

Durante o desenvolvimento desta secção, grande parte da análise será feita com base na matriz de Gujer (Quadro 2.2 - página 21). Nessa matriz, encontram-se esquematizadas as variáveis do modelo ASM1 e as taxas de conversão dos componentes e os coeficientes estequiométricos, que estão associados aos processos da degradação do material orgânico, da nitrificação e da desnitrificação do efluente.

A notação matricial do modelo ASM1 expressa na matriz de Gujer inclui treze componentes e oito processos. O sinal negativo dos coeficientes estequiométricos na matriz está associado a consumo de um determinado componente i ou substrato e o sinal positivo está associado a produção do componente i (Quadro 2.2 - página 21).

Os coeficientes estequiométricos são fatores utilizados para converter unidades de massa entre diferentes variáveis ou componentes do modelo, tipicamente obtidos a partir das equações químicas ou observações empíricas que descreve as transformações (Rieger et al, 2013). Os componentes do modelo ASM1 são as diferentes frações do material carbonatado e azotado, assim como o oxigénio dissolvido e a alcalinidade das águas residuais (colunas i , 1 a 13 do Quadro 2.2).

Os processos do modelo ASM1 (linhas j , 1 a 8 do Quadro 2.2) são as diferentes reações ou transformações que ocorrem no sistema de tratamento biológico, responsáveis pelo consumo ou produção dos componentes. Os processos de tratamento biológico são dependentes dos coeficientes estequiométricos (toda a área interior do Quadro 2.2) e das taxas de reação (última coluna do Quadro 2.2).

Uma das características do modelo ASM1 é o fracionamento das águas residuais afluentes. A matéria orgânica é definida em três grandes grupos: matéria orgânica biodegradável, matéria orgânica inerte e biomassa (fração heterotrófica e autotrófica) (Henze et al, 2000).

O material orgânico biodegradável e o material orgânico inerte podem ser fracionados nas formas solúvel e particulada. O material solúvel é considerado como facilmente biodegradável, e o particulado como lentamente biodegradável. A biomassa apenas pode ser encontrada na forma particulada.

No modelo ASM1, o balanço de massa do material orgânico é expresso em termos de CQO (carência química de oxigénio). Isso deve-se ao facto dessa variável permitir uma ligação conveniente para as características das águas residuais afluentes, para a produção de lamas e para a carência de oxigénio no sistema. A Figura 2.3 apresenta o fracionamento de águas residuais expressas em termos de CQO total.

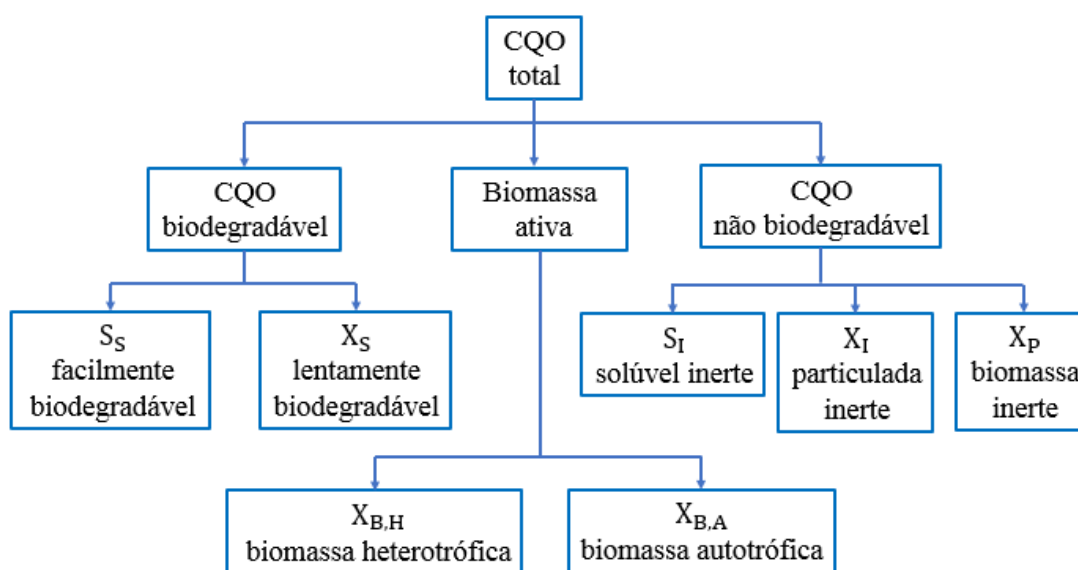


Figura 2.3 – Frações de matéria orgânica, expressas em termos de CQO total (Corominas et al, 2010)

O fracionamento do material orgânico, variáveis do modelo ASM1, colunas i, 1 a 7 do Quadro 2.2 (Henze et al, 2000) são:

- O substrato facilmente biodegradável (S_S) é constituído por moléculas simples e de pequena dimensão, sendo consumida pelo crescimento de biomassa heterotrófica em condições aeróbia e anóxica e é formada por hidrólise de partículas orgânicas;
- O substrato solúvel particulado (X_S) é composto por moléculas complexas e necessita de sofrer a ação de enzimas antes de poder ser usado pelas bactérias heterotróficas. O processo de conversão de X_S na forma de substrato que pode ser consumida por biomassa heterotrófica (S_S) é designada de hidrólise, e ocorre sem consumo de energia por parte das células. O X_S que se forma no sistema é resultado do decaimento da biomassa;
- Os substratos inertes solúveis (S_I) e os substratos inertes particulados (X_I) não estão envolvidos em qualquer processo de conversão biológica. Essas variáveis não estão associadas a qualquer coeficiente estequiométricos, como se pode observar na coluna j, 1 e 4 da matriz de Gujer (Quadro 2.2). Admite-se que a concentração de S_I no afluente ao tratamento biológico contribui para a do efluente tratado. O X_I representa uma fração significativa de material particulado presente no tanque de arejamento, sendo que quase a totalidade de X_I é removido do sistema pela extração de lamas em excesso;
- A biomassa heterotrófica (X_{BH}) é formada pelo crescimento celular e é removida por decaimento;
- A biomassa autotrófica (X_{BA}), é formada em condições aeróbias e é removida pelo decaimento;
- As partículas resultantes da degradação da biomassa (X_P) não são consumidas nos processos de tratamento biológico, sendo removidas do sistema através da extração de lamas em excesso.

Os processos de tratamento biológico envolvem o consumo do oxigénio dissolvido (coluna i, 9 do Quadro 2.2), não havendo qualquer processo que conduz à sua produção. O consumo do oxigénio dissolvido está associado ao crescimento da biomassa em condições aeróbias.

No modelo ASM1, o fracionamento do material de azoto (Figura 2.4) apresenta um fracionamento menos ramificado que o fracionamento do material orgânico. Não é feita uma subdivisão do material solúvel (solúvel inerte e facilmente biodegradável) e particulado (em lentamente biodegradável e inerte).

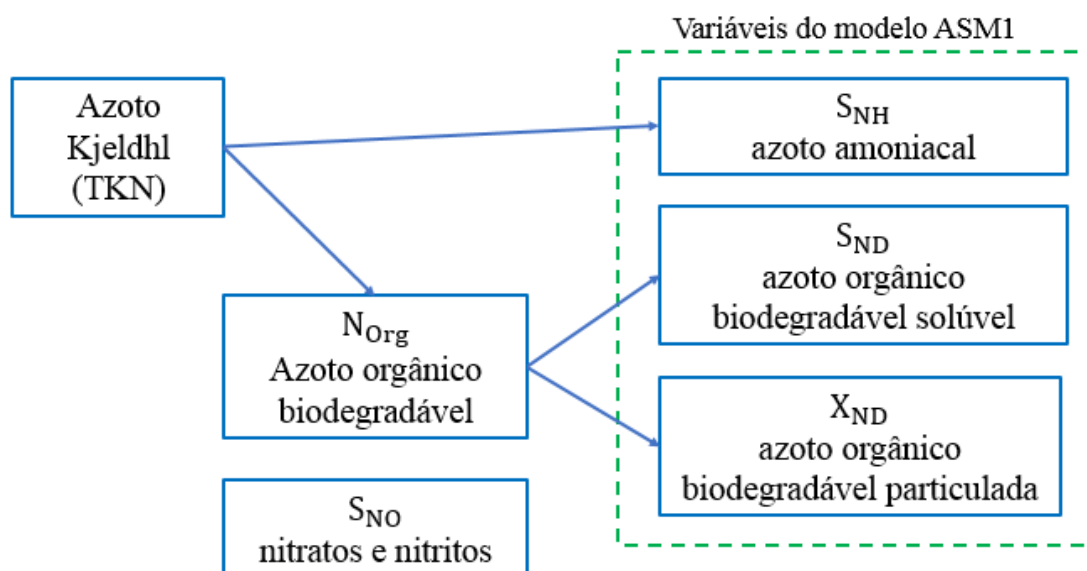


Figura 2.4 – Frações de material azotado (Corominas et al, 2010)

O fracionamento do material de azoto, variáveis do modelo ASM1, colunas i, 9 a 12 do Quadro 2.2 são (Henze et al, 2000):

- O azoto na forma nítrica (S_{NO}) que resulta do crescimento da biomassa autotrófica em condições aeróbias, e é removido pelo crescimento anóxico de biomassa heterotrófica, através do processo de desnitrificação;
- O azoto amoniacal (S_{NH}) é formado através do processo de amonificação de azoto orgânico solúvel, serve como fonte de azoto para os processos de crescimento de biomassa heterotrófica, e como fonte de energia para os autotróficos nitrificantes;
- O azoto orgânico biodegradável solúvel (S_{ND}) é consumido através do processo de amonificação e formada através do processo de hidrólise do azoto orgânico biodegradável particulado;
- O azoto orgânico biodegradável particulado (X_{ND}) forma-se no sistema através do decaimento da biomassa heterotrófica e autotrófica e é consumido através do processo de hidrólise.

Os processos do modelo ASM1, responsáveis pelo tratamento biológico das águas residuais, linhas j, 1 a 8 do Quadro 2.2 são (Henze et al, 2000):

- O crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica é feito a partir do substrato orgânico facilmente biodegradável, de amoníaco com fonte de azoto e de oxigénio dissolvido; Este processo permite a remoção de parte significativa do CQO afluente nas águas residuais;
- O crescimento anóxico de biomassa heterotrófica é conseguido através do consumo de substrato facilmente biodegradável, do nitrato e usando o amoníaco como fonte de azoto;
- O crescimento aeróbio de biomassa autotrófica resulta da utilização do amoníaco com fonte de energia e do consumo de oxigénio pelos organismos autotróficos nitrificantes, levando a produção de nitritos e nitratos;
- O decaimento da biomassa heterotrófica e autotrófica, ambos os processos resultam na produção de fração de substrato lentamente biodegradável e inerte. O azoto e o carbono lentamente biodegradável são hidrolisados no sistema;
- A amonificação de azoto orgânico solúvel consiste na conversão do azoto orgânico solúvel em azoto amoniacal pela ação da biomassa heterotrófica;
- A hidrólise de material orgânica particulada e de material azotado particulado, ambos os processos consistem na transformação de formas de azoto ou carbono lentamente biodegradável em substrato que pode ser facilmente biodegradável, através da ação de enzimas.

O crescimento anóxico e aeróbio da biomassa e a amonificação são os principais processos que afetam o pH do efluente. O processo de nitrificação tem um maior impacto sobre a alteração do pH do efluente (Henze et al, 2000).

Os processos de crescimento e decaimento dos organismos heterotróficos e autotróficos em condições aeróbias e o processo da hidrólise, assim como os fluxos de substratos envolvidas, encontram-se esquematizados na Figura 2.5.

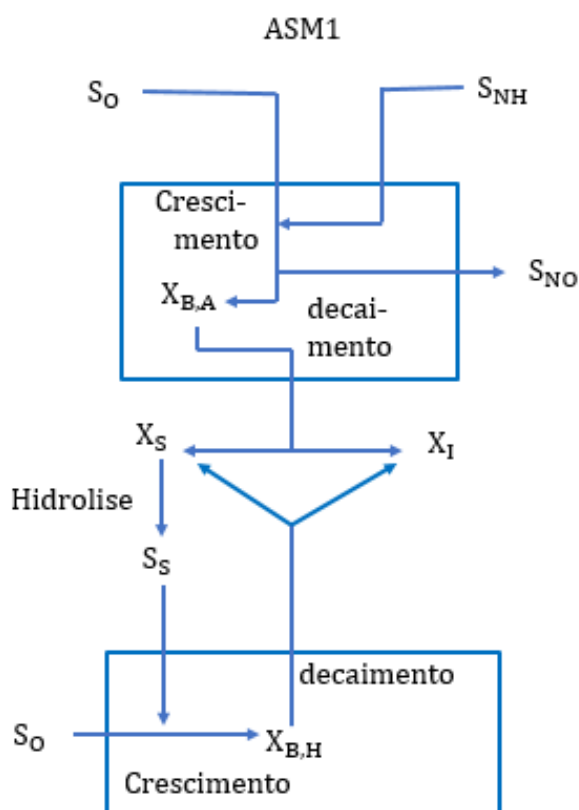


Figura 2.5 –Fluxo de substrato do modelo ASM1 (Gernaey et al, 2004)

O modelo ASM1 é composto por 5 parâmetros estequiométricos e 14 parâmetros cinéticos (Quadro 2.1). Os parâmetros estequiométricos estão associados aos rendimentos de biomassa e à proporção de azoto na biomassa. No processo de tratamento biológico, os parâmetros cinéticos refletem as taxas de crescimento, os coeficientes de decaimento e os coeficientes de meia saturação, e são dependentes do valor de temperatura. É aconselhável que os valores dos parâmetros cinéticos sejam determinados à temperatura que irá impor as condições mais críticas no processo de tratamento biológico (Vanrolleghem et al, 1999).

No entanto, aconselha-se como uma primeira aproximação na modelação dos sistemas de lamas ativadas à utilização dos valores padrão da literatura (valores por defeito).

Quadro 2.1 - Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1(Henze et al, 2000)

Símbolo	Designação	Unidades	Valor 20°C	Valor 10°C
Parâmetros estequiométricos				
Y_A	Rendimento para a biomassa autotrófica	$\frac{\text{g(CQO de biomassa formada)}}{\text{g(N oxidado)}}$	0,24	0,24
Y_H	Rendimento para a biomassa heterotrófica	$\frac{\text{g(CQO de biomassa formada)}}{\text{g(CQO oxidado)}}$	0,67	0,67
f_p	Fração da biomassa que produz a produtos particulados	Adimensional	0,08	0,08
i_{XB}	Massa de azoto por massa de CQO na biomassa	$\text{g(N)/g(O}_2 \text{ biomassa)}$	0,086	0,086
i_{XP}	Massa de azoto por massa de CQO nos produtos de decaimento	$\frac{\text{g(N)}}{\text{g(O}_2 \text{ de produto de decaimento)}}$	0,06	0,06
Parâmetros cinéticos				
$\mu_{H,max}$	Taxa específica máxima de crescimento para biomassa heterotrófica	d^{-1}	6	3
K_S	Coefficiente de meia saturação para a biomassa heterotrófica	g(CQO)/m^3	20	20
$K_{O,H}$	Coefficiente de meia saturação de oxigénio para a biomassa heterotrófica	$\text{g(O}_2\text{)/m}^3$	0,20	0,20
K_{NO}	Coefficiente de meia saturação de nitrato para biomassa heterotrófica desnitrificante	$\text{g(N - NO}_3\text{)/m}^3$	0,50	0,50
b_H	Taxa específica de decaimento da biomassa heterotrófica	d^{-1}	0,62	0,20
η_g	Fator de correção de μ_H sob condições anóxicas	Adimensional	0,80	0,80
η_h	Fator de correção de hidrólise sob condições anóxicas	Adimensional	0,40	0,40
k_h	Taxa específica máxima de hidrólise	$\frac{\text{g(CQO lentamente biodeg.)}}{\text{g(CQO)T}}$	3	1
K_X	Coefficiente de meia saturação para hidrólise de substrato lentamente biodegradável	$\frac{\text{g(CQO lentamente biodeg.)}}{\text{g(CQO)}}$	0,03	0,01
$\mu_{A,max}$	Taxa específica máxima de crescimento para biomassa autotrófica	d^{-1}	0,80	0,30
b_A	Taxa específica de decaimento da biomassa autotrófica.	d^{-1}	-	-
K_{NH}	Coefficiente de meia saturação de azoto amoniacal para a biomassa autotrófica	$\text{g(NH}_4 \text{ - N)/m}^3$	1	1
$K_{O,A}$	Coefficiente de meia saturação de oxigénio para a biomassa autotrófica	$\text{g(O}_2\text{)/m}^3$	0,4	0,4
k_a	Taxa de amonificação	$\text{m}^3/[\text{g(CQO)d}]$	0,08	0,04

Na maioria das situações, a modelação de um sistema de tratamentos de águas residuais implica um conjunto de simplificações e hipóteses.

Os principais pressupostos e restrições associados ao modelo ASM1 são os seguintes (Henze et al, 2000):

- O sistema funciona a temperatura constante;
- O pH é constante e próximo da neutralidade. A inclusão da alcalinidade no modelo permite ao utilizador detetar possíveis problemas com o controlo de pH;
- Os valores dos coeficientes estequiométricos nas equações do modelo são constantes;
- Os efeitos dos nutrientes inorgânicos (azoto e fósforo) no crescimento celular não são limitantes;
- Os parâmetros para a desnitrificação (η_g e η_h) são fixos e constantes para uma dada água residual. Considera-se que estes parâmetros não são influenciados pela configuração da ETAR, o que pode não corresponder à realidade;
- Os coeficientes de nitrificação são assumidos como constantes e incorporam efeitos inibitórios para a biomassa no tanque de arejamento;
- A biomassa heterotrófica é homogénea e não sofre mudanças na diversidade de espécies com o tempo. Os efeitos dos gradientes de concentração de substrato no reator não são considerados;
- Considera-se que o aprisionamento de matéria orgânica particulada na biomassa é instantâneo;
- A hidrólise da matéria orgânica e do azoto orgânico é conjunta e ocorrem simultaneamente com taxas iguais;
- O tipo de aceitador de eletrões presente não afeta a perda de biomassa ativa por decaimento.

As taxas de conversão (r_i) do componente i ou variável do modelo ASM1 é definida pela expressão (16), onde o v_{ij} , é o coeficiente estequiométrico do componente i associado ao processo j , e os ρ_j são as taxas de processos (última coluna do Quadro 2.2) envolvidas no consumo ou na produção do componente i (Quadro 2.2 – página 21).

$$r_i = \sum_j^N v_{ij} \rho_j \quad (16)$$

As taxas de conversão para cada componente i do modelo ASM1, colunas i , 1 a 12 do Quadro 2.2 são (Henze et al, 2000):

- Taxa de conversão observada para o substrato facilmente biodegradável (S_S)

$$r_{S_S} = K_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_x + (X_S/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} - \frac{1}{Y_H} \left[\mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} + \mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \right] \quad (17)$$

- Taxa de conversão observada para o substrato solúvel particulado (X_S)

$$r_{X_S} = (1 - f_P)(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) - K_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_x + (X_S/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \quad (18)$$

- Taxa de conversão observada para biomassa heterotrófica ($X_{B,H}$)

$$r_{X_{B,H}} = \mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} + \mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} - b_H X_{B,H} \quad (19)$$

- Taxa de conversão observada para biomassa autotrófica ($X_{B,A}$)

$$r_{X_{B,A}} = \mu_{Amax} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} - b_A X_{B,A} \quad (20)$$

- Taxa de conver. observada para partículas resultantes da degradação da biomassa (X_P)

$$r_{X_P} = f_P(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) \quad (21)$$

- Taxa de consumo de oxigénio (S_O)

$$r_{S_O} = - \left(\frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) \mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} - \left(\frac{4,75 - Y_A}{Y_A} \right) \mu_{Amax} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} \quad (22)$$

- Taxa de conversão de azoto na forma nítrica (S_{NO})

$$r_{S_{NO}} = \frac{1}{Y_A} \mu_{Amax} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} - \left(\frac{1 - Y_H}{2,86Y_H} \right) \mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \quad (23)$$

- Taxa de conversão de azoto amoniacal (S_{NH}),

$$r_{S_{NH}} = K_a S_{ND} X_{B,H} - i_{XB} \left[\mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} + \mu_{Hmax} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \right] - \left(i_{XB} - \frac{1}{Y_A} \right) \mu_{Amax} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} \quad (24)$$

- Taxa de conversão de azoto orgânico biodegradável solúvel (S_{ND}),

$$r_{S_{ND}} = (X_{ND}/X_S) \left(K_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_x + (X_S/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \right) - K_a S_{ND} X_{B,H} \quad (25)$$

- Taxa de conversão de azoto orgânico biodegradável particulado (X_{ND})

$$r_{X_{ND}} = (i_{XB} - f_p i_{XP}) (b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) - (X_{ND}/X_S) \left(K_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_x + (X_S/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \right) \quad (26)$$

Quadro 2.2.– Matriz de Gujer com representação dos processos de oxidação, nitrificação e desnitrificação nas águas residuais incluídos no modelo ASM1 (Henze et al, 2000)

Componente $s \rightarrow$	i									13 S_{ALK}	Equações Cinéticas, $\rho_i [ML^{-3}T^{-1}]$			
		1 S_T	2 S_S	3 X_T	4 X_S	5 $X_{B,H}$	6 $X_{B,A}$	7 X_P	8 S_O			9 S_{NO}	10 S_{NH}	11 S_{ND}
Processos↓	j													
	1		$\frac{1}{-Y_H}$			1			$\frac{1 - Y_H}{-Y_H}$		$-i_{XB}$			
	2		$\frac{1}{-Y_H}$			1		$\frac{1 - Y_H}{-2,86Y_H}$		$-i_{XB}$				$\mu_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H}$
	3							$\frac{4,75 - Y}{-Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$\frac{-i_{XB}}{-Y_A}$				$\mu_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_B$
	4						1						i_{XB}	$b_H X_{B,H}$
	5												i_{XB}	$b_A X_{B,A}$
	6													$K_a S_{ND} X_{B,H}$
	7									1				$K_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_x + (X_S/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right]$
	8										1			$\rho_T (X_{ND}/X_S)$
Taxa de conservação observada														
[$M(COO)L^{-3}$]														

$$\rho_i = \sum_j^N v_{ij} \rho_j$$

2.6 Modelos de decantação

A separação sólido-líquido é um componente vital de qualquer sistema de tratamento biológico das águas residuais. A operação efetiva do processo exige que a biomassa (sólidos suspensos do licor misto) seja removida da corrente líquida, antes do efluente tratado ser descarregado no meio hídrico.

Nos sistemas de lamas ativadas há pelo menos um decantador secundário incluído na linha de tratamento. É nesse órgão que se processa a separação sólidos-líquido. Nos decantadores secundários, podem distinguir-se três zonas principais: zona de clarificação, zona do manto das lamas e zona de compactação. Dependendo da natureza e da concentração das partículas sólidas, ocorrem quatro tipos de sedimentação que se distribuem pelas três zonas referidas do seguinte modo (Takács et al, 1991):

- Sedimentação discreta não floclulenta - Caraterizada por sólidos com pouco ou nenhuma interação com outras partículas, que se sedimenta de forma individual e em que o regime de sedimentação segue a lei de Stoke. A lei de Stoke é válida para condições de regime laminar e a velocidade da sedimentação depende apenas das características das partículas (diâmetro e densidade) e da propriedade do líquido (viscosidade e densidade). A sedimentação discreta não floclulenta ocorre na zona de clarificação;
- Sedimentação discreta floclulenta - Ocorre na proximidade da zona de alimentação - zona do decantador secundário, a partir da qual o caudal do licor misto tem acesso ao decantador secundário. A sedimentação nessa zona afeta principalmente as partículas com grande tendência de formar flocos;
- Sedimentação em manto de lamas - Ocorre na zona intermédia do decantador secundário e carateriza-se pela interação entre os flocos individuais de partículas. A velocidade de sedimentação não está diretamente associada ao diâmetro das partículas, portanto não é válida a lei de Stoke;
- Sedimentação por compressão - Carateriza-se pela compressão das partículas que se deslocam para baixo e pelo deslocamento ascendente do líquido, que liberta o espaço a ser ocupado pelas lamas. Ocorre na parte inferior do decantador secundário, dominada zona de compactação.

Segundo a teoria do fluxo, os sólidos afluentes ao decantador secundários estão sujeitos a um fluxo gravitacional (J_S) e a um fluxo devido ao movimento em massa líquida (J_{ml}), que pode ser ascendente ou descendente consoante se deva ao movimento no efluente tratado ou nas

lamas espessadas. O fluxo total (J) de sólidos é dado pela soma das parcelas J_{ml} e J_S , sendo expressa em termos de massa de sólidos por unidade de tempo e área, como se encontra ilustrada na expressão (27).

$$J = J_S + J_{ml} = Xv_S + Xv \quad (\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}) \quad (27)$$

Em que:

v_S (L/T), velocidade de sedimentação; X (ML^{-3}), concentração de sólidos; v (L/T), velocidade dos sólidos devido ao movimento da massa líquida

Uma abordagem comum de fazer a modelação dos processos de sedimentação no decantador secundário é utilizando a abordagem de múltiplas-camadas, em que é aplicado o conceito de fluxo de sólidos e balanços de massa após dividir o decantador em camadas sobrepostas. (Takács et al, 1991). No modelo de Takács et al (1991), usa-se o pressuposto do modelo de Vitasovic (1986) que prevê o perfil de concentração de sólidos no decantador, dividindo o decantador secundário em 10 camadas de espessura contante (Figura 2.6).

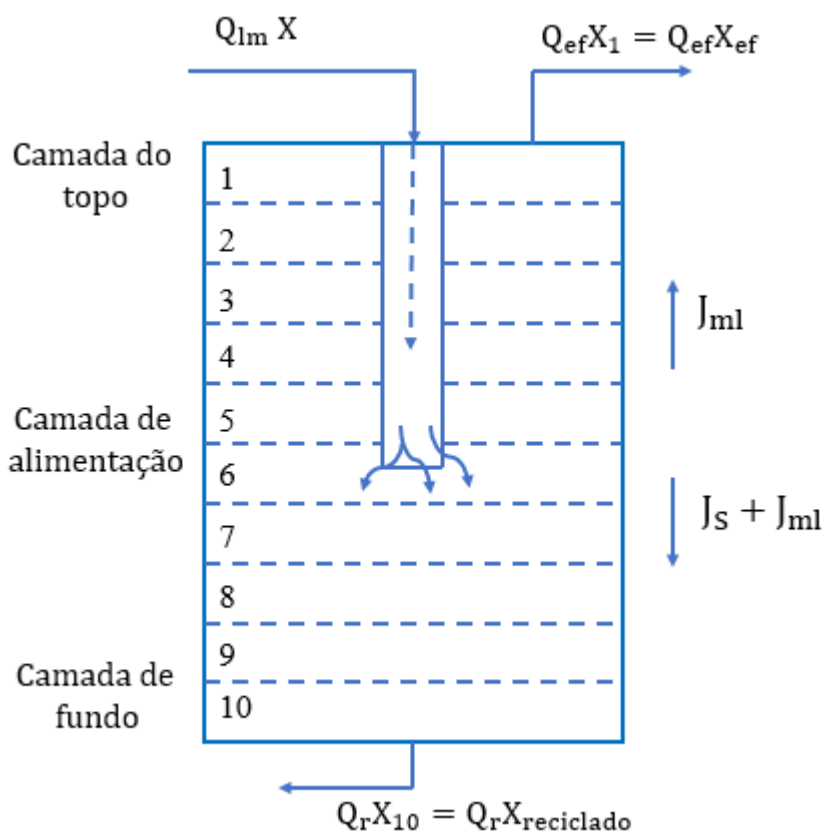


Figura 2.6 – Modelo de decantação em camadas (Takács et al, 1991)

Os pressupostos do modelo de Vitasovic são:

- Os sólidos são distribuídos de forma instantânea e uniforme em toda a área transversal da camada de decantador;
- Apenas o fluxo vertical é considerado,
- Os sólidos de uma camada provêm da sedimentação exercida pela camada anterior e sedimentam, por sua vez, para a camada imediatamente abaixo. Para além deste fluxo gravitacional, existe igualmente o fluxo de sólidos associado ao movimento ascendente e descendente da massa líquida.

Existem diversas abordagens para a modelação da velocidade de sedimentação nos decantadores secundários, com destaque para o modelo exponencial de Vitasovic (expressão (28)) e o modelo de Takács ou modelo duplo exponencial (expressão (29)).

$$v_s = v_0 e^{-\alpha X} \quad (28)$$

$$v_s = v_0 (e^{-r_h(X_j - X_{\min})} - e^{-r_p(X_j - X_{\min})}) \quad (29)$$

Em que:

v_s (LT^{-1}), velocidade de sedimentação; v_0 (LT^{-1}), velocidade máxima de sedimentação de Vesilind; a (L^3M^{-1}), parâmetro de sedimentação; X_j (ML^{-3}), concentração de sólidos na camada j ; r_h (L^3M^{-1}), parâmetro de sedimentação por compressão; r_p (L^3M^{-1}), parâmetro de sedimentação floculenta, característicos para zona de baixa concentração de sólidos; X_{\min} (ML^{-3}), concentração mínima de sólidos, o que corresponde à fração não sedimentável de SST (f_{ns}) presentes no afluente, dada por $X_{\min} = f_{ns}[SST]_{af}$.

Na equação (29), o primeiro termo reflete a velocidade de sedimentação das partículas grandes e bem floculantes, enquanto o segundo termo da equação reflete a velocidade de sedimentação para as partículas pequenas, que sedimentam lentamente (Takács et al, 1991). O modelo de Takács reduz-se ao modelo de Vitasovic para situações que a sedimentação das partículas de pequena dimensão é insignificante (apenas o primeiro termo da expressão (29)).

Na Figura 2.7, é apresentada a velocidade de sedimentação obtida por aplicação do modelo de Takács. Nesta figura distinguem-se quatro zonas (Takács et al, 1991):

- Zona I, $X < X_{\min}$ - Nesta região, a velocidade de sedimentação é igual a zero, pois a concentração de sólidos em suspensão é inferior à concentração mínima necessária para haver sedimentação;
- Zona II, $X_{\min} < X < X_1$ - Nesta região, a velocidade de decantação é dominada pelas partículas de sedimentação lenta, neste caso o v_s é mais sensível ao r_p ;
- Zona III, $X_1 < X < X_1$ - Nesta faixa de concentração (tipicamente entre 200 a 2000 gm^{-3}), a velocidade de sedimentação é independente da concentração de SST, dado que se admite que as partículas atingiram a dimensão máxima, assumindo o valor de v_{00} ;
- Zona IV, $X > X_1$ - Nesta faixa, a sedimentação por compressão é dominante, a velocidade de sedimentação é mais sensível ao parâmetro r_h e o modelo de Takács reduz-se à equação de Vesilind (apenas o primeiro termo da equação (29));

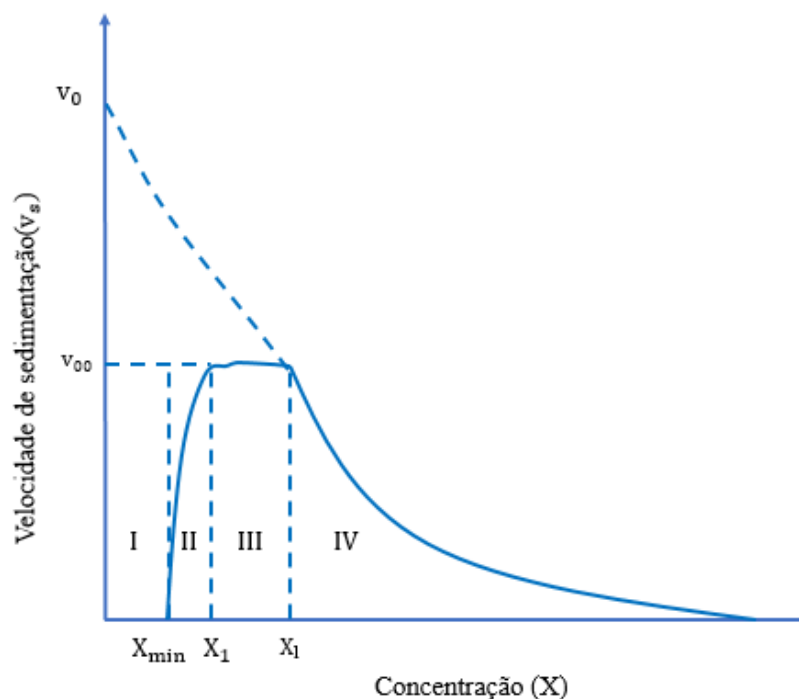


Figura 2.7 – Modelo da velocidade de sedimentação (Takács et al, 1991)

2.7 Esquema geral de implementação de modelos de simulação de ETAR

Na modelação de uma ETAR, são necessárias as informações esquematizadas na Figura 2.8. A definição da estrutura do modelo deve incluir os dados de funcionamento da ETAR e também possíveis medições resultante de campanha adicionais. Deve ainda ser determinado o fracionamento do afluente, efetuada a calibração dos parâmetros e a validação do modelo.

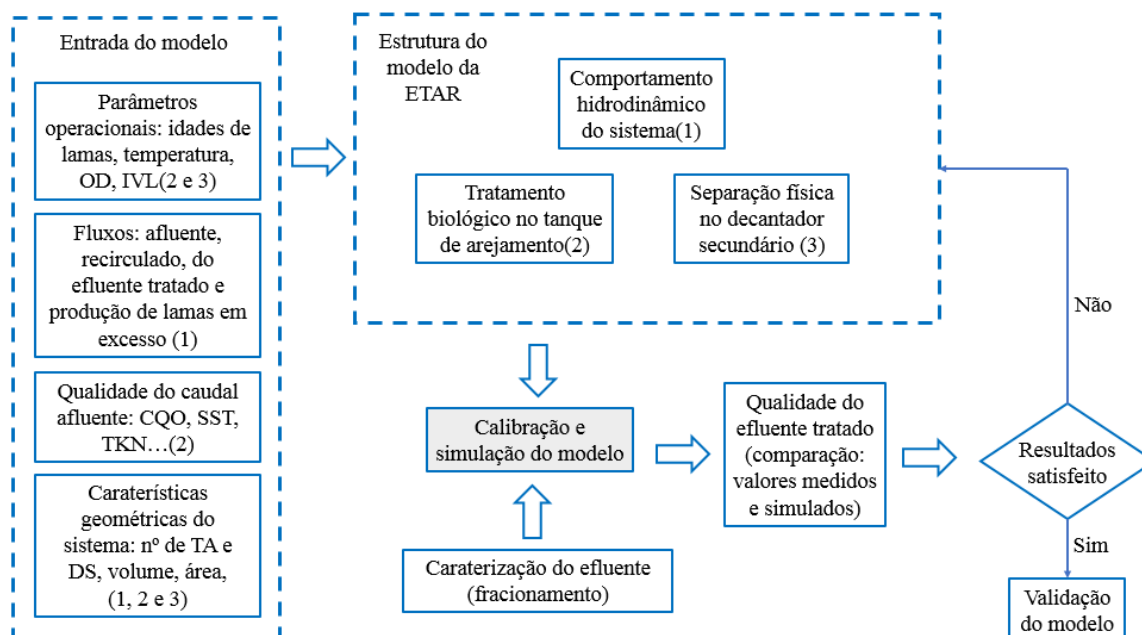


Figura 2.8 –Esquema geral para a modelação de um sistema de lamas ativadas

- Definição da estrutura do modelo e introdução dos dados no modelo.

Esta etapa consiste em definir as caraterísticas geométricas do sistema (estabelecer o nº do tanque de arejamento e do decantador secundários e as suas dimensões), indicar as condições hidrodinâmicas do sistema (caudais afluente, caudais recirculados, produção de lamas em excesso e condições de vazão), estabelecer as ligações de fluxos que se verificam na ETAR, indicar os parâmetros de operação de cada unidade ou órgão da infraestrutura (idade de lamas, temperatura, set point de oxigénio dissolvido, índice de volume das lamas), entre outros aspetos.

- Caracterização das águas residuais afluentes.

A avaliação dos componentes das águas residuais é frequentemente designada por caraterização do afluente. Na literatura, a maior parte dos métodos de caraterização do afluente são dedicados à diferenciação entre frações inerte e biodegradável, variáveis/componente facilmente ou lentamente biodegradável (Choubert et al, 2013). Na Figura 2.9, encontram-se valores típicos

de fracionamento da matéria orgânica em relação a percentagem do CQO total no afluente bruto.

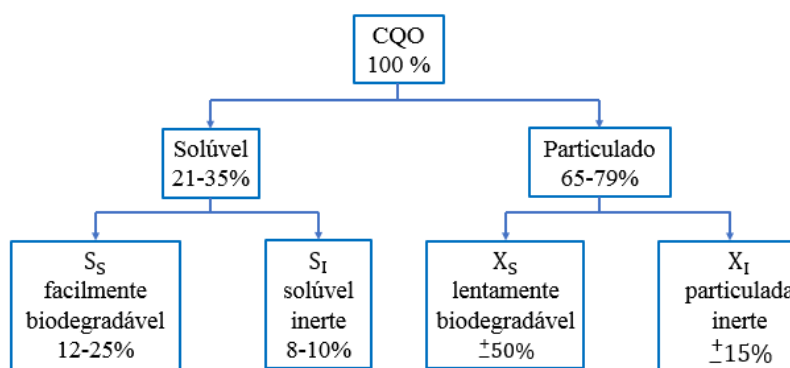


Figura 2.9 – Valores de fracionamento do afluente bruto (Sadecka et al, 2013)

Na monitorização do funcionamento de uma ETAR, os cálculos dos parâmetros de funcionamento da ETAR descritas na secção 2.4 são efetuados admitindo por questões de simplificação, que a biomassa afluente e efluente nas águas residuais é nula. Entretanto, na modelação matemática é comum admitir que a biomassa heterotrófica afluente ao tratamento biológico representa entre 10 a 15 % do CQO particulado.

As frações de CQO e SST, incluídas no modelo ASM1, são indicadas respetivamente na expressão (30) e na expressão (31), sendo que as frações da biomassa autotrófica ($X_{B,A}$) e as partículas resultantes da degradação da biomassa (X_P) existem em quantidades pequenas nas águas residuais afluentes, podendo ser desprezadas.

$$CQO_{Total} = S_S + X_S + S_I + X_I + X_{B,H} + X_{B,A} + X_P \quad (30)$$

$$SST = X_S + X_I + X_{B,H} + X_{B,A} + X_P \quad (31)$$

O azoto pode ser encontrado nas águas residuais em diversas formas, tais como o azoto orgânico (N_{org}), o azoto amoniacal (NH_3), o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-). O azoto amoniacal e o azoto orgânico são as formas que se encontram em maiores quantidades nas águas residuais. No modelo ASM1, a modelação das formas de azoto é realizada através da variável composta TKN (expressão (32)) e não o azoto total (N_{Total}) (expressão (33)), sendo o azoto orgânico (N_{org}), fracionado na forma particulada (X_{ND}) e solúvel (S_{ND}).

$$TKN = NH_3 + X_{ND} + S_{ND} \quad (32)$$

$$N_{Total} = NH_3 + N_{org} + NO_2^- + NO_3^- = NH_3 + X_{ND} + S_{ND} + NO_2^- + NO_3^- \quad (33)$$

A caracterização do afluente pode ser apoiada com a realização de testes respirométricos, que permitem quantificar os componentes biodegradáveis presentes nas águas residuais, através da análise da variação do consumo de oxigénio dissolvido associada à degradação da matéria orgânica presente nas amostras (Vanrolleghem et al, 1999).

A resposta respirométrica (consumo de oxigénio dissolvido no tempo) é rápida para os substratos facilmente biodegradáveis (S_S), constituídos por moléculas de pequena massa molecular, tais como ácidos gordos voláteis e álcoois.

Os substratos lentamente biodegradáveis (X_S) são compostos por moléculas de alto peso molecular que variam de coloidal a particulado, não podem passar pela membrana celular e necessitam de sofrer hidrólise de modo a transformar em composto de baixo peso molecular (S_S), que são subsequentemente assimilados e oxidados. A resposta respirométrica, dos substratos lentamente biodegradáveis ocorre depois de cessar o substrato facilmente biodegradável na amostra (Vanrolleghem et al, 1999).

Uma abordagem para a determinação do fracionamento do material de carbono bastante utilizada é através do uso da relação CQO/BCQO (valor típico varia entre 2-2,5). O BCQO (parcela de CQO biodegradável - composta pelas seguintes frações: $BCQO = S_S + X_S + X_{B,H}$) é estimado pela seguinte relação: $BCQO = K \times CBO_5$, em que CBO_5 é um parâmetro convencional geralmente conhecido numa ETAR e o K é uma constante que relaciona a carência bioquímica de oxigénio último (determinada nos primeiros 20 dias) e a carência bioquímica de oxigénio para os primeiros cinco dias. Depois de determinada a parcela BCQO, faz-se a divisão do mesmo nas várias frações que o compõe. Esta abordagem de fracionamento do afluente é bastante útil, pois permite estimar a fração de BCQO, fazendo o uso do parâmetro CBO_5 . O principal desafio consiste na estimativa de um valor de K que seja representativo da ETAR em causa. Os ensaios laboratoriais são uma forma de determinação do valor de K, uma vez que os parâmetros BCQO e CBO_5 podem facilmente serem determinados através dos testes respirométricos (consumo de oxigénio dissolvido ao longo do tempo).

Uma situação comum da afluência a ETARs é a variação das frações de CQO para condições de tempo húmido e seco, em períodos de tempo curtos. Em condições de tempo seco, uma hipótese básica de modelação é que as frações afluentes são estáveis, no entanto pode haver mudanças com a temperatura. No caso do tempo húmido, pode haver alterações significativas, por exemplo na fração de CQO coloidal e CQO solúvel, em resultado da diluição causada da entrada da água da chuva no sistema de drenagem de águas residuais urbanas (Choubert et al, 2013).

- Calibração dos parâmetros e validação do modelo

A calibração dos parâmetros biocinéticos do modelo ASM deve ser efetuada só depois de ser realizado o fracionamento das águas residuais afluentes (caracterização do afluente). Resultados de vários estudos indicam que apenas os valores de alguns parâmetros biocinéticos devem ser ajustados, de acordo com situações específicas (Makinia et al, 1999). Deve ser realizada uma análise de sensibilidade para determinar os parâmetros biocinéticos cuja calibração tem maior efeito nos resultados simulados das variáveis alvo ou de saída, de forma a identificar os parâmetros que devem ser calibrados. Da análise dos artigos consultados e relacionados com o tema, conclui-se que geralmente são calibrados até 6 dos 19 parâmetros biocinéticos que constituem o modelo ASM1, sendo prática comum utilização de uma abordagem conservativa ao processo de calibração do modelo. A calibração dos parâmetros do modelo ASM1 pode ser descrita como um ajuste iterativo dos parâmetros do modelo até que a diferença entre os resultados simulados e os medidos no sistema seja considerada como sendo pouco significativa.

Caso os resultados obtidos não foram satisfatórios, o modelador deve procurar obter mais dados sobre o funcionamento do sistema em estudo e fazer uma análise crítica à configuração da estrutura do modelo que representa a ETAR (Rieger et al, 2013).

Se os resultados obtidos na simulação com parâmetros calibração forem considerados satisfatórios, deve ser feita a validação do modelo. Os testes de validação do modelo geralmente são efetuados, fazendo a modelação para um outro período de tempo ou modelando para condições críticas definidas.

2.8 Exemplos de estudos com aplicação de modelos ASM

A modelação de sistemas de lamas ativadas é frequentemente realizada para as condições de estado estacionário, em que se admite que as propriedades do sistema são inalteráveis no tempo. A modelação de um sistema de lamas ativadas em estado estacionário é realizada para condições médias de caudal, de parâmetros de qualidade afluente (CQO, SST, CBO₅) e de parâmetros de operação da ETAR (OD, temperatura, % Q_r, IVL, entre outros). A modelação em estado estacionário pode ser usada para estimar o desempenho da planta em várias condições de carregamento (condições de carga de projeto: atuais ou futura).

Na modelação dinâmica do sistema de lamas ativadas, as propriedades do sistema são alteráveis com o tempo. As variações no tempo dos resultados modelados devem-se ao facto da resposta do sistema ser diferente no tempo, influenciada pelos dados de entrada do modelo que são heterogéneos. Esse tipo de modelação apresenta um grau de dificuldade mais elevada e

necessita de uma maior quantidade de informação relacionada com o funcionamento da ETAR. A modelação em estado dinâmico pode ser usada para detetar se o sistema de tratamento é estável, detetar picos de carga, determinar os limites do funcionamento dos equipamentos (por exemplo o arejador).

As simulações dinâmicas são mais difíceis de implementar e levam mais tempo para serem executadas. As simulações dinâmicas devem ser usadas quando uma questão de processo não pode ser respondida por simulações em estado estacionário, ou onde uma simulação dinâmica pode dar uma compreensão mais detalhada do processo. É comum realizar em primeiro lugar uma modelação em estado estacionário para averiguar a produção de lamas, e só depois é que se realiza a modelação dinâmica, para análise de aspetos mais específicos (Rieger et al, 2013).

No Quadro 2.3, encontra-se uma matriz com diferentes estudos realizados sobre o tema da modelação matemática do tratamento biológico de ETAR.

Quadro 2.3– Exemplos de estudo com aplicação dos modelos ASMs

Autor(es)	Título do trabalho	Capacidade da ETAR (valores dos projetos de dimensionamento)	Campanha de monitorização/ amostragem	Estado de modelação		Componentes modelado			Observações
				Estacionária	Dinâmica	MO e N	MO, N e P	MO, N e P	
Petersen et al, (2002)	Avaliação de um procedimento de calibração do modelo ASM1 em uma ETAR municipal-industrial	ETAR de Zele em Bélgica. Pop. eq 50 000 hab. Origem de afluência da ETAR 40 % doméstica e 60 % industrial.	Campanha de monitorização intensiva durante 6 dias (modelação com os valores médios diários).	x	x	x			Modelação para dois períodos: incluído e excluído o evento de chuva (2 dias)
Sochacki et al, (2009)	Modelação e simulação de uma ETAR municipal com dados operacionais limitados.	ETAR municipal de Verona em Itália, Q_{proj} de 92 000 m^3/d	Valores médios de fluxos, de parâmetros de qualidade e de operação correspondente a um período de 30 dias	x		x			Modelo usado ASM1 e o programa WEST
Makinia et al, (2002)	Experiência com simulação de duas grandes ETAR no norte da Polónia	ETAR de Wschod: pop. eq 700 000 hab. e Q_{med} de 85 000 m^3/d ETAR de Debogorze: pop. eq 500 000 hab e Q_{med} de 66 000 m^3/d	Valores médios mensais de fluxos, parâmetros de qualidade e de operação.	x				x	Modelo usado ASM2 e Programa GPS-X
Vanhooren e Nguyen, (1996)	Desenvolvimento de um protocolo de simulação para avaliação de estratégias de controle baseadas em respirometria	Pop eq: 100 000 hab, Q_{med} de 20 000 m^3/d , e BCOO de 300 mg/l	Campanha de monitorização intensiva para sete dias (modelação com os valores médios).	x			x		Modelação p/ 2 período (incluído e excluído o fenómeno de chuva); modelo usado ASM 1;
Çinar et al, (1998)	Avaliação do modelo de lamas ativado ASM2 usando dados em estado estacionário para 4 ETARs de grandes dimensões	Mauldin Road: 20 500 m^3/d Lower Reedy: 13 300 m^3/d Durbín Creek: 5 300 m^3/d Gilder Creek: 4 500 m^3/d	Uso de valores médios: de fluxo, de parâmetros de operação e de qualidade (modelação para 4 trimestre)	x				x	Modelo usado ASM2, programa ASIM 3.0 Period. de modelação, definidos através da análise de $T(^{\circ}C)$

Legenda: MO, matéria orgânica; N, azoto; P, fósforo; Q_{proj} , caudal de projeto da ETAR; Q_{med} , caudal médio de funcionamento da ETAR; Pop. eq, população equivalente.

3 ESTUDO DE CASO

3.1 Descrição da ETAR de Ílhavo

A planta da ETAR de Ílhavo é apresentada na Figura 3.1, cujo horizonte do projeto é o ano de 2038. Passa-se a referir as diferentes unidades/operações de forma mais detalhada, fazendo a correspondência das fotografias tiradas durante a visita da ETAR com os Fi apresentado na planta da ETAR (Figura 3.1).

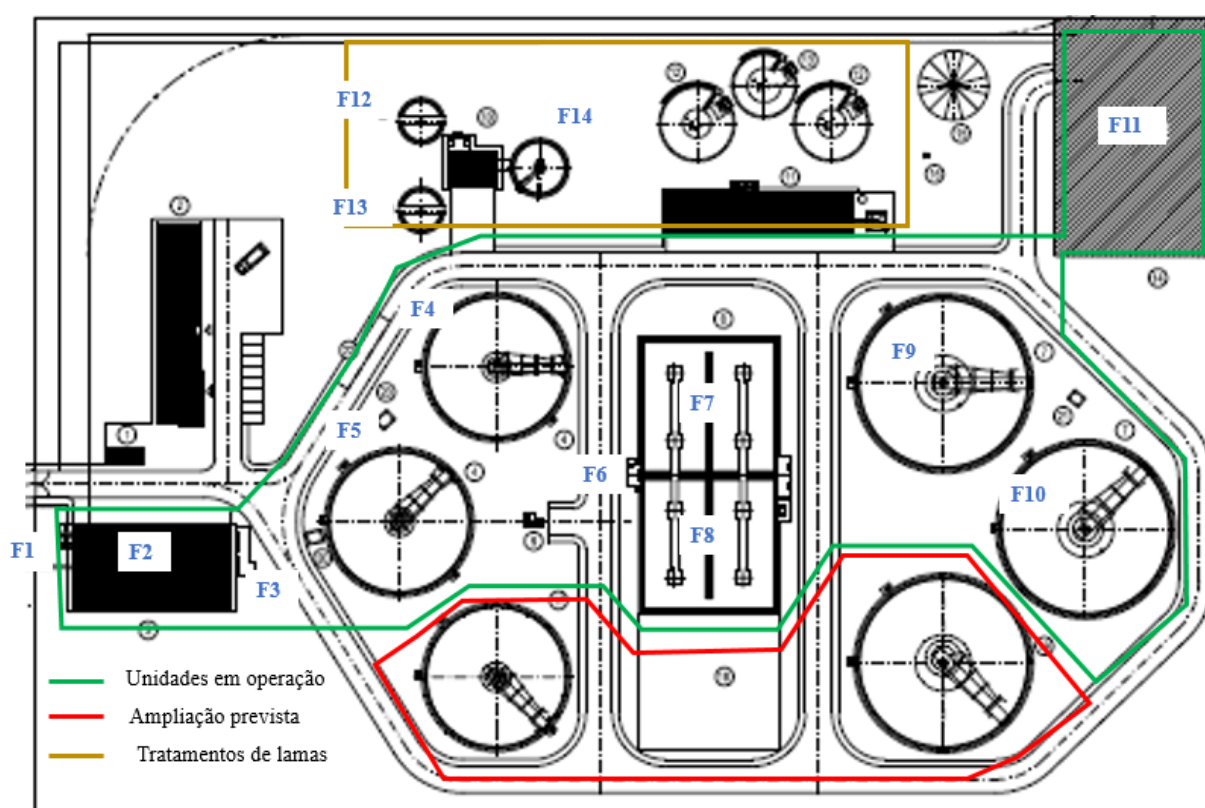


Figura 3.1 – Planta da ETAR de Ílhavo

Legenda:

F1 - Obra de entrada; F2 - Pré-tratamento; F3 - Tanque à saída do pré-tratamento; F4 - Decantador primário 1; F5 - Decantador primário 2; F6 - Câmara à entrada dos reatores biológicos; F7 - Reator biológico A; F8 - Reator biológico B; F9 - Decantador secundário A; F10 - Decantador secundário B; F11 - Tanque do efluente tratado; F12 e F13 - Espessador de lamas primárias; F14 - Flotador de lamas secundárias.

Obra de Entrada

À obra de entrada da ETAR (Figura 3.2-a) chegam quatro coletores de águas residuais domésticas (a cor verde) e dois coletores que recolhem as drenagens dos processos de tratamentos de lamas (a cor vermelha).

A obra de entrada inclui um tanque que armazena os caudais afluentes (a cor amarela), funcionando neste caso, como um tanque de equalização. No tanque, existe um descarregador de tempestade (Figura 3.2-b) que permite um *bypass* geral a toda a linha de tratamento da ETAR. O efluente bruto é descarregado para o *bypass* sempre que se exceda a capacidade da ETAR (aproximadamente 800 l/s).

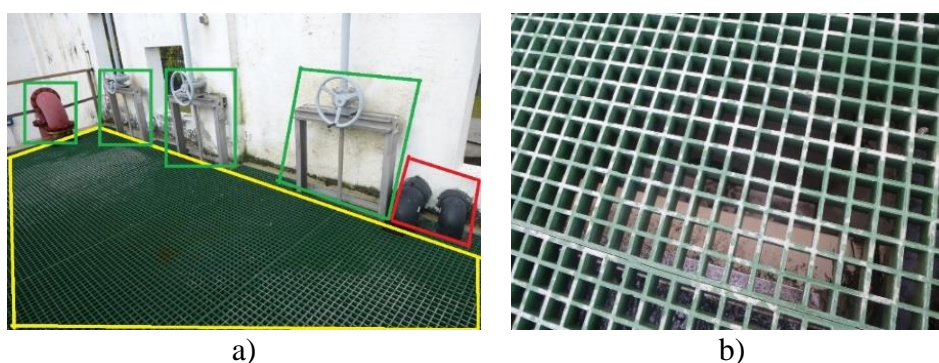


Figura 3.2 – a) Obra de entrada e b) *bypass* geral. (ponto F1)

Pré-tratamento - A operação de pré-tratamento (Figura 3.3) consiste na remoção de sólidos e elementos grosseiros, gorduras e areia. Existem duas unidades paralelas compostas por tamizador e desarenador arejado com desengorduramento. Os flutuantes removidos pelos raspadores de superfície dos decantadores primários e secundários são encaminhados para o tanque de gorduras.

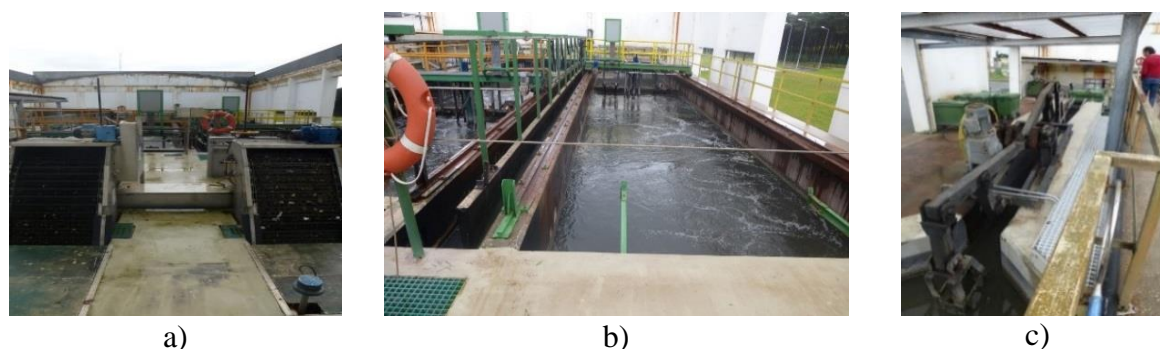


Figura 3.3 – a) Grelhas, b) desarenadores e c) compactadores com bombas de remoção de areias. (ponto F2)

Tanque à saída do pré-tratamento

Neste ponto existem três comportas. Duas comportas asseguram a repartição do caudal para os decantadores primários (Figura 3.4-a), havendo uma terceira comporta (Figura 3.4-b) que permite fazer um *bypass* ao tratamento primário e com acesso a câmara à entrada do reator biológico. Este *bypass* funciona automaticamente para $Q > 190$ l/s. A comporta pode ser aberta em caso de necessidade.

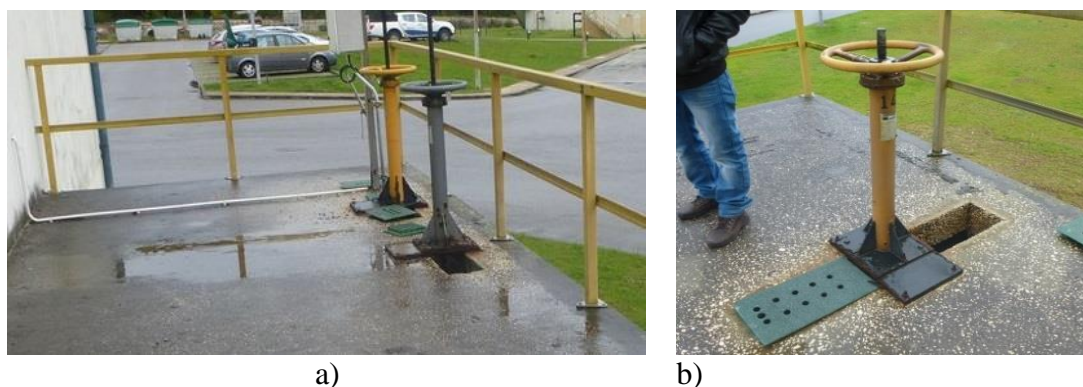


Figura 3.4 – a) Comportas de caudais afluentes aos decantadores primários e b) comporta do *bypass*. (Ponto F3)

Decantadores Primários

Existem dois decantadores primários com a mesma capacidade, e ambos como raspadores de superfície. Um é designado decantador 1 (Figura 3.5-a) e o outro decantador 2 (Figura 3.5-b). As lamas primárias são encaminhadas para uma câmara comum, e daí bombeadas para dois espessadores (pontos F12 e F13 da planta).



Figura 3.5 – a) Decantador primário 1 (ponto F4) e b) decantador primário 2 (ponto F5)

Câmara à entrada do tanque de arejamento

À entrada do tanque de arejamento (Figura 3.6) existe uma câmara que recebe os efluentes provenientes dos decantadores primários, e a corrente de *bypass* à decantação primária (Figura 3.4-b). Por sua vez, nesta câmara existe um *bypass* regulável ao tratamento secundário, com acesso ao tanque do efluente final. Este *bypass* funciona em períodos de elevada afluência, nomeadamente em dias de elevada pluviosidade, tendo como objetivo principal reduzir o caudal afluente ao tratamento biológico, de modo a evitar o arrastamento de sólidos do reator biológico. Existem nessa câmara mais duas comportas que controlam os caudais afluentes aos reatores biológicos A e B.



Figura 3.6 – Câmara a entrada do tanque de arejamento e as comportas. (ponto F6)

Reatores biológicos ou tanques de arejamento

Na ETAR de Ílhavo existem dois reatores biológicos em paralelo (Figura 3.7). Em cada linha (designada por A e B) o efluente faz um percurso passando por quatro arejadores superficiais. Os dois primeiros arejadores do reator biológico A (Figura 3.7 a) estão equipados com variadores de velocidade. Todos os restantes arejadores são não reguláveis. A corrente de recirculação dos decantadores secundários para o reator biológico está colocada à entrada do reator biológico (Figura 3.8). À saída do reator biológico, existe uma câmara de onde a água residual é enviada para os decantadores secundários.



a)



b)

Figura 3.7 – a) Reator biológico A (Ponto F7) e b) Reator biológico B (ponto F8)



Figura 3.8 – Corrente de recirculação

Decantadores secundários

Existem dois decantadores secundários designados de A (Figura 3.9) e B. Os efluentes tratados são encaminhados para uma câmara de união de caudal, e seguidamente para o tanque do efluente final (Figura 3.10-a). As lamas concentradas são bombeadas para um espessador por flotação (ponto F14).



Figura 3.9 – Decantador secundário A. (ponto F9)

Tanque do efluente tratado

A jusante dos decantadores secundários existe um tanque (Figura 3.10-a) que recebe o efluente da câmara de união de caudal dos decantadores secundários e o *bypass* da câmara que se localiza antes do reator biológico. É nesse ponto que se são recolhidas as amostras do efluente tratado.

Posteriormente, o efluente é encaminhado para um outro tanque (Figura 3.10-b). Existe nesse ponto um *bypass* para a Ria de Aveiro no final da linha de tratamento, que é necessário em caso de haver condições de operação que supera a capacidade da estação e as condições de bombagem (Figura 3.10-c).

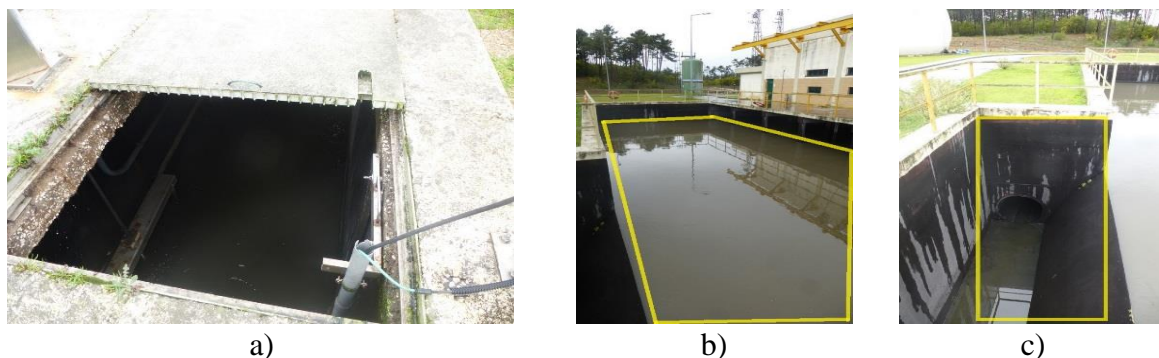


Figura 3.10 – a) tanque do efluente tratado, b) tanque a partir da qual o efluente é bombeada para o destino final e c) bypass para a Ria de Aveiro (ponto F11).

Bypasses

De acordo com a descrição da ETAR de Ílhavo, no total, existem três *bypasses*:

- O *bypass* geral (descarregador de tempestade) a toda a linha de tratamento da ETAR, que se localiza a entrada da estação (Figura 3.2-b). O excedente de afluente bruto é descarregado para o *bypass* sempre que se exceda a capacidade da ETAR (aproximadamente 800 l/s).
- Um segundo *bypass* que faz a ligação entre o tanque à saída do pré-tratamento e a câmara a entrada do reator biológico (Figura 3.4-b). Este *bypass* funciona automaticamente para $Q > 190$ l/s e pode ser aberta a comporta em caso de necessidade.
- O terceira *bypass*, e o único regulável, com ligação entre a câmara a entrada do reator biológico e com acesso a tanque do efluente final (Figura 3.6). Este *bypass* funciona normalmente em períodos de elevadas afluências (dias com elevada pluviosidade), tendo como objetivo principal reduzir o caudal afluente ao tratamento biológico, de modo a evitar o arrastamento da biomassa para fora dos reatores biológicos.

3.2 Informações dos dados disponíveis

No âmbito do presente trabalho, foi solicitada à administração das Águas do Centro Litoral (AdCL) informação sobre caudais, parâmetros de qualidade, condições de operação e dados físicos da ETAR de Ílhavo.

Nesta secção, são resumidas as informações fornecidas pela AdCL e os cálculos efetuados dos parâmetros de operação, referentes aos anos de 2015 e 2016, os quais foram utilizados no trabalho de modelação efetuado. As informações fornecidas pela AdCL são em termos diários. No entanto, neste documento, as informações serão apresentadas em termos de valores médios.

Para o efluente primário, foram fornecidas informações de caudais e parâmetros de qualidade (Quadro 3.1). As amostras do efluente primário são recolhidas na câmara que se localiza à entrada dos reatores biológicos. Os parâmetros de qualidade fornecidas foram determinados através de amostras compostas de 24 horas.

Quadro 3.1 - Informações em termos médios anuais dos parâmetros de qualidade e caudais do efluente primário, referente ao ano de 2015 e 2016

	Parâmetros de qualidade (mg/l) ano de 2015		Parâmetros de qualidade (mg/l) ano de 2016	
	CQO	SST	CQO	SST
Média	677	270	637	290
Desvp	311	204	232	126
Máximo	3184	1975	1498	838
Mínimo	320	107	319	100
	Q_{ef} ($m^3 d^{-1}$), ano de 2015		Q_{ef} ($m^3 d^{-1}$), ano de 2016	
	DP ₁	DP ₂	DP ₁	DP ₂
Média	8345	9776	7619	8642
Desvp	980	1005	825	1230
Máximo	14494	16287	9459	11916
Mínimo	6669	7326	5910	6513

Para os reatores biológicos foram fornecidas informações de caudais de lamas recirculadas (Q_{LR}), sólidos nos reatores biológicos, sólidos nas lamas recirculadas, temperatura da água e concentração de oxigénio dissolvido. Os sólidos nos reatores biológicos e das lamas recirculadas foram determinados a partir de amostras pontuais. Também foi fornecida informação sobre lamas em excesso (Q_{LEX}) nos decantadores secundários, que são bombeadas para o espessador por flotação das lamas secundárias (Quadro 3.2).

Quadro 3.2 - Caudais de lamas recirculadas (Q_{LR}) para cada reator biológico (A ou B) e caudais de lamas em excesso (Q_{LEX})

	Caudais ($m^3 d^{-1}$), ano de 2015			Caudais ($m^3 d^{-1}$), ano de 2016		
	Q_{LR_A}	Q_{LR_B}	Q_{LEX}	Q_{LR_A}	Q_{LR_B}	Q_{LEX}
Média	6354	5822	427	6294	6095	533
Desvp	1362	1235	190	820	884	136
Máximo	11182	7944	1418	7913	9997	840
Mínimo	2363	1445	60	2554	2667	54

A medição do oxigénio dissolvido (Quadro 3.3) em cada reator biológico é efetuada por dois sensores, localizados no ponto intermédio (OD_{int}) e a saída (OD_f) do reator biológico. Um destes sensores permite determinar a temperatura da água.

Quadro 3.3 - Oxigénio dissolvido (OD) nos reatores biológicos (RB)

	OD (mg/l), ano de 2015				OD (mg/l), ano de 2016			
	RB _A		RB _B		RB _A		RB _B	
	OD_{int}	OD_f	OD_{int}	OD_f	OD_{int}	OD_f	OD_{int}	OD_f
Média	0,72	0,60	0,54	0,47	0,57	0,46	0,74	0,53
Desvp	0,31	0,58	0,28	0,47	0,38	0,54	0,55	0,61
Máximo	2,0	2,8	2,5	2,2	2,80	3,00	3,30	3,00
Mínimo	0,2	0,01	0,2	0,01	0,10	0,01	0,20	0,10

No tanque do efluente tratado, foram fornecidas informações de parâmetros de qualidade (SST, CQO e azoto total, correspondente a amostras compostas de 24 horas) e de caudais do efluente tratado (Quadro 3.4).

Quadro 3.4 - Caudais e parâmetros de qualidade do efluente tratado

	Parâmetros de qualidade (mg/l) ano de 2015			Parâmetros de qualidade (mg/l) ano de 2016		
	CQO	SST	N total	CQO	SST	N total
Média	77	38	47	76	40	29
Desvp	24	20	11	31	25	13
Máximo	165	118	67,6	205	127	66
Mínimo	15	11	17,44	15	8	7
	Caudal ($m^3 d^{-1}$), ano de 2015			Caudal ($m^3 d^{-1}$), ano de 2016		
Média	20072			24514		
Desvp	2924			4928		
Máximo	37614			43533		
Mínimo	7209			14818		

Passa-se a descrever alguma da informação usada na modelação, para a qual se admitiram algumas simplificações e aproximações e que não foram apresentadas anteriormente.

Para verificar a conservação de massa no sistema de tratamento biológico (TB), admitiu-se que o caudal afluente ao tratamento biológico (Quadro 3.5) corresponde a soma do caudal do efluente tratado e do caudal de lamas em excesso, uma vez que não se dispõe de informação

sobre caudais dos *bypasses*. O caudal afluyente ao tratamento biológico foi calculado para três períodos de modelação: “Anual”, “Inverno” e “Verão” (definida na secção 4.4).

Quadro 3.5 - Caudal afluyente ao tratamento biológico para cada período de modelação

Períodos de modelação	Caudal (m^3d^{-1}) afluyente ao tratamento biológico			
	Ano de 2015		Ano de 2016	
	Média	Desvp	Média	Desvp
Anual	20500	3098	25047	5223
Inverno	22601	2727	28869	5777
Verão	19087	1783	21482	1690

As taxas de recirculação de lamas para cada linha de tratamento foram obtidas fazendo o quociente entre o caudal recirculado para cada reator biológico e o caudal afluyente a cada linha de tratamento, sendo admitido que o caudal afluyente a cada linha de tratamento corresponde a metade do caudal afluyente ao tratamento biológico.

A ETAR de Ílhavo não possui informação sobre a concentração do azoto afluyente ao tratamento biológico, necessária para a modelação no ASM1. Deste modo, foi utilizada a abordagem usada no trabalho de Vanhooren e Nguyen, (1996) para estimar o TKN no efluente primário (Quadro 3.6). De acordo com esta abordagem, as concentrações dos componentes do azoto podem ser relacionadas com as proporções da matéria orgânica no afluyente.

Quadro 3.6 - Concentração (mg/l) estimada de TKN afluyente ao tratamento biológico

	C (mg/l) de TKN afluyente ao TB	
	Ano de 2015	Ano de 2016
Média	167	157
Desvp	77	57
Máximo	785	370
Mínimo	79	79

No Quadro 3.7, encontram-se os valores dos parâmetros de funcionamento (descritos na secção 2.4) da ETAR de Ílhavo referente ao ano de 2016, tendo em consideração as simplificações admitidas para o caudal afluyente ao tratamento biológico e a taxa do caudal de recirculação. Estes parâmetros não foram usados na modelação. Os cálculos dos parâmetros foram efetuados para cada mês do ano de 2016, com o intuito de averiguar se existe diferença significativa no funcionamento da ETAR ao longo do ano de 2016. Analisando o Quadro 3.7, verifica-se que não existe diferença significativa para um dado parâmetro de funcionamento da

ETAR ao longo do ano. Dos parâmetros, a idade das lamas é o que representa uma variação mais acentuada (principalmente o mês de dezembro apresenta-se valores mais elevados comparativamente com os restantes meses).

Comparando os valores médios dos parâmetros de funcionamento da ETAR como os valores do projeto da ETAR a diferença mais acentuada se verifica para o parâmetro idade das lamas (Quadro 3.7). Para os restantes parâmetros as diferenças foram mínimas.

Quadro 3.7 - Valores dos parâmetros de funcionamento da ETAR de Ílhavo, referente ao ano de 2016

Mês do ano	Tempo de retenção celular ou idade das lamas (dias)		Tempo de retenção hidráulica (horas)		Razão S/X (mg CBO5/mg SSV.d)		Carga Volúmica (kg CBO5/m3.d)
	RB _A	RB _B	RB _S	DS _S	RB _A	RB _B	RB _S
Janeiro	4,56	5,00	4,60	4,70	0,37	0,33	1,05
Fevereiro	4,28	4,15	4,12	4,21	0,41	0,42	1,16
Março	4,14	4,31	4,24	4,33	0,40	0,38	1,29
Abril	4,26	4,65	4,14	4,23	0,35	0,32	1,24
Maio	4,49	4,40	4,07	4,16	0,36	0,37	1,24
Junho	4,88	5,05	4,87	4,98	0,35	0,34	1,30
Julho	5,15	5,72	5,49	5,61	0,23	0,20	1,28
Agosto	5,74	6,40	5,89	6,03	0,18	0,16	1,08
Setembro	5,78	6,18	5,98	6,11	0,22	0,20	1,35
Outubro	4,47	4,98	6,11	6,25	0,20	0,17	1,03
Novembro	4,56	4,74	5,58	5,70	0,22	0,21	1,11
Dezembro	6,81	7,48	5,79	5,92	0,20	0,18	0,82
Media	4,93	5,25	5,07	5,19	0,29	0,28	1,16
Desvp	0,81	1,00	0,81	0,83	0,09	0,09	0,15
Valor do projeto	3,63		4,66	5,00	0,27		0,93

O índice volumétrico de lamas (IVL) é um teste operacional utilizado como indicador das características de sedimentabilidade das lamas secundárias. Este índice indica o volume, em ml, ocupado por 1 g de MLSS nos reatores biológicos (secção 2.4), após 30 minutos de sedimentação. Determinou-se o IVL para cada um dos reatores biológicos e para os diferentes períodos de modelação: “Anual”, “Inverno” e “Verão” (definidos na secção 4.4), para os anos de 2015 e 2016 (Quadro 3.8).

Quadro 3.8 - IVL calculado para cada um dos reatores biológicos e para os diferentes períodos de modelação

Períodos de modelação	IVL (ml/g), ano de 2015		IVL (ml/g), ano de 2016	
	RB _A	RB _B	RB _A	RB _B
Anual	167	161	173	163
Inverno	182	191	223	215
Verão	147	142	141	129

4 MODELAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DA ETAR DE ÍLHAVO

4.1 Introdução

O objetivo principal deste trabalho consistiu na modelação matemática do sistema de lamas ativadas (tratamento biológico) da ETAR de Ílhavo, para condições de estado estacionário, ou seja, utilizando as condições médias de funcionamento da ETAR. A calibração do modelo foi efetuada com os dados operacionais do ano de 2016 e a sua validação foi feita com dados referentes ao ano de 2015. A escolha desses anos teve por base a análise das informações do funcionamento da ETAR, pois a segunda linha de tratamento só entrou no funcionamento em 2014.

O trabalho efetuado incluiu: reprodução da planta do tratamento biológico da ETAR de Ílhavo e as condições de funcionamento no modelo, calibração do modelo, análise dos resultados simulados dos parâmetros de qualidade (CQO, SST e TKN) no efluente tratado e validação do modelo.

O *software* usado no presente estudo foi o WEST (*World wide Engine for Simulation Training and automation*). O WEST é um ambiente de modelação e simulação de tratamento de águas residuais de fácil utilização, em que os processos que ocorrem dentro de um determinado sistema são descritos por um conjunto estruturado de equações algébricas diferenciais (Sochacki et al, 2009). O WEST pode ser usado no dimensionamento e exploração de ETAR, para otimizar a respetiva eficiência de operação, reduzir custos, avaliar estratégias de controlo (incluindo controlo em tempo real) e treinar operadores (Ferreira, 2007).

O WEST integra modelos para tratamento primário, modelos biocinéticos (modelos ASM), modelos para decantadores secundários (modelo de Takács e outros), módulos destinados à estimativa de parâmetros, à análise de sensibilidade e de cenários. O utilizador pode ainda especificar os seus próprios modelos no WEST (Ferreira, 2007).

Existe outros programas disponíveis no mercado que incorporam os ASMs, por exemplo: GPS X, EFOR, ASIM, BioWin, STOAT e SIMBA.

4.2 Metodologia

Na Figura 4.1, são descritos os principais passos que foram seguidos neste trabalho, e que serão apresentados de uma forma mais detalhada nas seções seguintes.

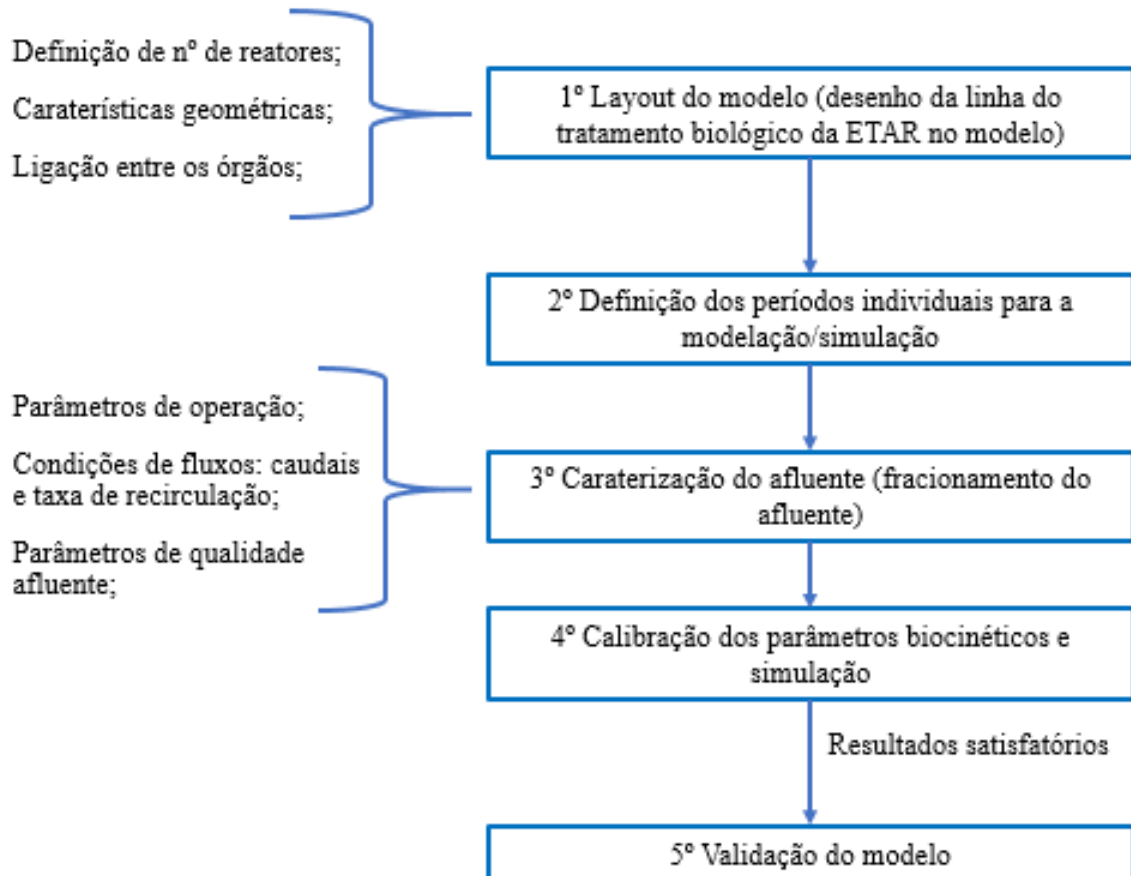


Figura 4.1 – Passos sequenciais de modelação seguido neste trabalho

4.3 Construção do modelo

Os reatores biológicos no WEST são do tipo de mistura perfeita, ou seja, a concentração do efluente (licor misto) é homogénea. Na ETAR de Ílhavo os reatores biológicos são do tipo pistão, em que a concentração do licor misto diminui à medida que o efluente percorre o reator biológico.

No WEST, o comportamento hidráulico do reator biológico é modelado dividindo o volume do reator biológico existente na ETAR em vários reatores em série e perfeitamente agitados. O objetivo desta aproximação consiste na reprodução no modelo do perfil de concentração do licor misto que se observa no sistema real. A concentração do licor misto diminui à medida que

o fluxo do efluente passa de um reator biológico virtual para outro, reproduzindo o perfil da concentração do licor misto no reator biológico real (reator do tipo pistão).

A reprodução do sistema de tratamento biológico da ETAR de Ílhavo no WEST foi feita com base na descrição da ETAR de Ílhavo (secção 3.1). Esta ETAR é composta por dois reatores biológicos (um em cada linha de tratamento). No modelo, optou-se por dividir o volume dos reatores biológicos em dois da mesma dimensão para cada linha de tratamento.

Na ETAR de Ílhavo existe oito arejadores de superfície. No modelo, foram definidos 4 reatores biológicos, sendo que em cada reator biológico existe a possibilidade de conectar um único arejador de superfície. Teve-se então a necessidade de incluir em cada arejador de superfície do modelo características de dois arejadores de superfície da ETAR (Figura 4.2).

Para os decantadores secundários, foram indicadas as características geométricas reais. Os restantes elementos da Figura 4.2 foram inseridos no modelo para estabelecer as ligações entre os órgãos e as condições de fluxo do sistema real.

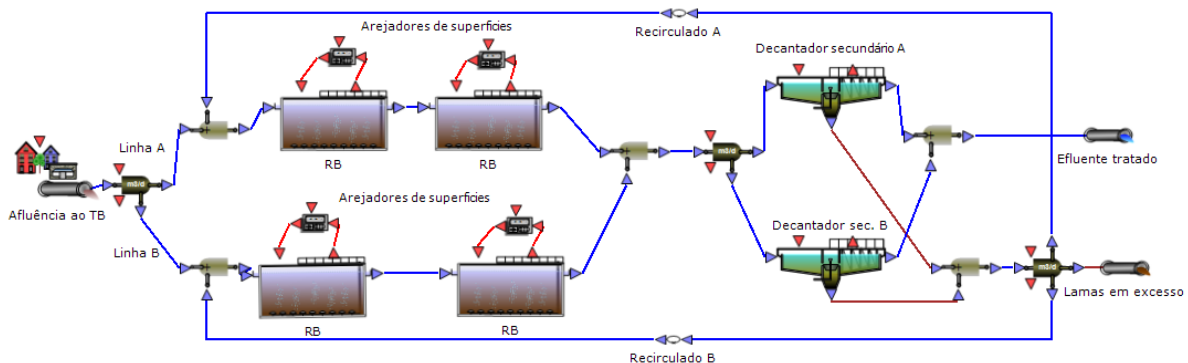


Figura 4.2 –Layout do modelo WEST da linha de tratamento biológico da ETAR de Ílhavo

4.4 Períodos de simulação

Foram definidos três períodos individuais de simulação (designados de anual, inverno e verão). Esses períodos foram definidos com base na análise do valor de temperatura da água medida nos tanques de arejamento.

O período “Inverno” engloba os meses de janeiro, fevereiro e março, nos quais a temperatura da água se mantém em valores mínimos (Figura 4.3). O período “Verão” engloba os meses de julho, agosto e setembro, nos quais a temperatura da água se mantém em valores máximos (Figura 4.3). O período “Anual” é composto pelos doze meses do ano. Para cada período específico definido, foi realizada a simulação considerando as condições médias de funcionamento da ETAR.

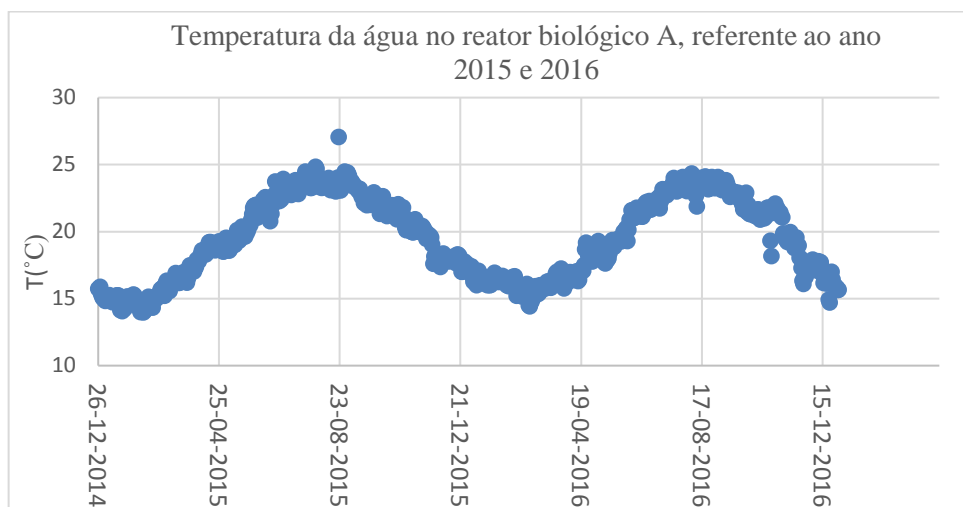


Figura 4.3 –Valores diários da temperatura da água no reator biológico A, ano de 2015 e 2016

4.5 Fracionamento das águas residuais afluentes ao tratamento biológico

O modelo ASM1 não usa diretamente os parâmetros de qualidade convencionais de controlo operacionais das ETAR (por exemplo: CQO, SST, CBO₅ e TKN). Deste modo, é necessário converter os parâmetros de qualidade referentes a informação disponível nas variáveis que são usadas pelo modelo WEST/ASM1 (secção 2.5.2). Para efetuar essas conversões, usaram-se modelos de fracionamento. O valor total de parâmetros de qualidade CQO e TKN é decomposto em frações através de valores característicos (os f_i da Figura 4.4).

Para o presente trabalho, apenas as frações da matéria orgânica e do azoto, delimitada à cor azul na Figura 4.4 foram determinados o fracionamento. Os restantes componentes da Figura 4.4 existem em pequena quantidade nas águas residuais afluentes ao tratamento biológico, pelo que se utilizou os valores por defeito apresentados no WEST (Anexo B-1).

Para converter os componentes simulados do efluente tratado em parâmetros convencionais, o WEST usa um procedimento semelhante, mas no sentido inverso, designado de defracionamento do efluente (Figura 4.5). Os valores por defeito dos parâmetros de defracionamento do efluente do WEST (SST/XCQO, i_{XP} e i_{XB}) encontram-se no anexo B-1.

Na realização deste trabalho, não foi efetuada qualquer experiência laboratorial para apoiar a caracterização do efluente (os dados usados na caracterização do efluente foram maioritariamente retirados da literatura), porque se pretendeu avaliar o potencial associado à informação de rotina obtida na operação da ETAR.

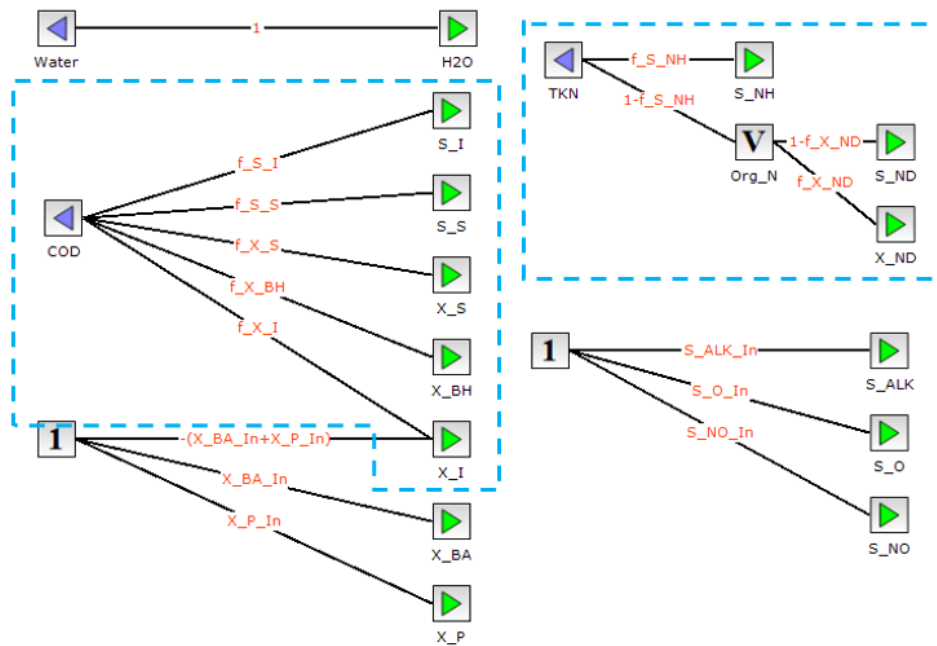


Figura 4.4 –Fracionamento do afluente

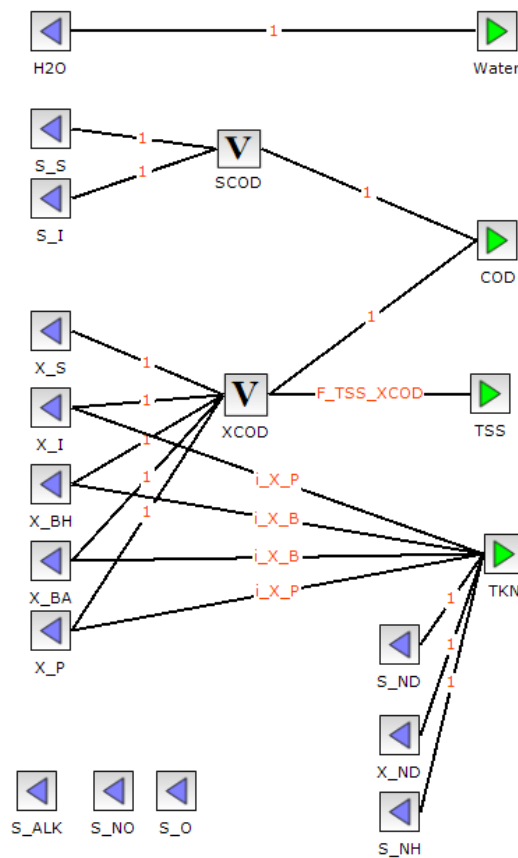


Figura 4.5 –Defracionamento do efluente

O processo de caracterização do efluente exige antecipadamente: definir a estrutura da ETAR no modelo, indicar as condições de operação e inserir os parâmetros de qualidade convencionais (CQO e SST) afluente ao tratamento biológico. Nesta etapa, estão envolvidas todas as informações descritas na Figura 2.8, com exceção da calibração e validação do modelo.

Neste trabalho, a caracterização do material carbonáceo foi obtida ajustando de forma gradual as diferentes frações de CQO afluente, de modo a obter resultados simulados de parâmetros de qualidade (CQO e SST) próximo dos valores medidos no efluente tratado, usando os parâmetros biocinéticos por defeito do WEST. Esta abordagem de determinação de fracionamento deve ao facto que os parâmetros biocinéticos geralmente não sofrem grandes alterações de ETAR para ETAR, o que não se verifica com as características das águas residuas afluentes.

No modelo, foram introduzidos: os valores de parâmetros de qualidade (CQO e TKN, do Quadro 3.1 e Quadro 3.6) referentes às águas residuais afluentes ao tratamento biológico; o caudal afluente (Quadro 3.5); a concentração em oxigénio dissolvido (Quadro 3.3) e temperatura da água nos reatores biológicos; o índice do volume de lamas (Quadro 3.8); os caudais de lamas recirculadas e de lamas em excesso (Quadro 3.2). No decantador secundário e apenas para o período de simulação “Verão”, alterou-se o parâmetro de sedimentação v_0 (máxima velocidade de sedimentação na zona de compressão), tendo sido assumido o valor de 328 m/d e 330 m/d, respetivamente, para os decantadores secundário A e B. Para os restantes períodos, deixou-se ficar o valor por defeito do WEST (Anexo B-2), pois os resultados obtidos foram satisfatórios.

O fracionamento do material carbonáceo, obtido fazendo a modelação com os parâmetros biocinéticos por defeito existente no WEST encontra-se no Quadro 4.1 (as primeiras três colunas). O fracionamento do material de azoto, como os valores típicos da literatura (Vanhooren e Nguyen, 1996), que foi usada na modelação, são apresentados nas últimas duas colunas do Quadro 4.1.

Quadro 4.1 - Fracionamento do afluente ao processo biológico

CQO _{total}	Afluente A	Afluente B	Material de azoto	
S_S	12	18	S_{NH}/TKN	0,7
X_S	38	32	N_{org}/TKN	0,3
$X_{B,H}$	7	7	S_{ND}/N_{org} X_{ND}/N_{org}	Igual a fração solúvel e particulado da matéria orgânica, para cada período de simulação
S_I	3	3		
X_I	40	40		
XCQO	85	79		
BCQO	57	57		

- Abordagem usada no fracionamento do material carbonatado, CQO e SST (Quadro 4.1):

O primeiro passo foi ajustar as frações inertes (S_I e X_I) do material carbonatado do afluente, de modo a encontrar resultados de parâmetros de qualidade simulados próximo dos medidos no efluente tratado. Uma vez que estas frações não estão envolvidas em qualquer taxa de conversão dos processos, e depois de ajustadas, admitiu-se a mesma fração para os afluentes A e B.

A fração $X_{B,H}$ foi definida com base nos valores da literatura (Sadecka et al, 2013). Considerou-se que $X_{B,H}$ igual a 7% do CQO total representa uma aproximação boa.

As diferenças dos afluentes A e B no Quadro 4.1, estão relacionados com as frações facilmente (S_S) e lentamente (X_S) biodegradáveis. A importância de ter essa diferença, assenta no facto de que ao supor um único fracionamento de S_S e X_S essas podem não ser representativas da ETAR em causa, podendo levar posteriormente a estimativas erradas dos parâmetros biocinéticos. As taxas de conversão dos processos de tratamento biológicos são fortemente influenciadas por essas duas frações.

Para além do fracionamento do material carbonáceo (fração de cada componente de carbono em relação ao CQO total), também se determinou a parcela de CQO particulado ($XCQO$) e a parcela de CQO biodegradável ($BCQO$) para cada um dos afluentes. Estas parcelas são compostas pelas seguintes frações: $XCQO = X_S + X_I + X_{B,H}$ e $BCQO = S_S + X_S + X_{B,H}$.

Admite-se que as parcelas solúveis (S_{ND}) e particuladas (X_{ND}) do material azotado correspondem respetivamente às parcelas solúveis ($SCQO$) e particuladas ($XCQO$) do material carbonatada (Quadro 4.1). A parcela solúvel do material carbonatado é composta pelas seguintes frações: $SCQO = S_S + S_I$.

Os resultados dos parâmetros de qualidade simulados do efluente tratado, usando os valores dos parâmetros biocinéticos por defeito do WEST encontram-se no Quadro 4.2.

Quadro 4.2 - Concentração (mg/l) simulada dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros por defeito do WEST

Período de simulação	C (mg/l) simulado			C (mg/l) medido
		Efluente A	Efluente B	
Anual	CQO	76,82	76,23	75,95
	SST	41,78	41,41	39,95
	TKN	7,23	7,15	28,61
Inverno	CQO	68,04	67,43	73,08
	SST	37,29	37,08	35,84
	TKN	111,81	111,81	20,82
Verão	CQO	88,29	87,52	88,07
	SST	45,24	44,73	46,17
	TKN	5,66	5,58	47,83

Os resultados simulados para os parâmetros de qualidade (CQO, SST e TKN) no efluente tratado, considerando o afluente A, o período de simulação “Anual” e os valores por defeito do WEST para os parâmetros biocinéticos, encontram-se na Figura 4.6. O principal objetivo da apresentação desta figura é demonstrar a estabilização dos resultados, que se deve verificar quando é realizada modelação para as condições médias de funcionamento.

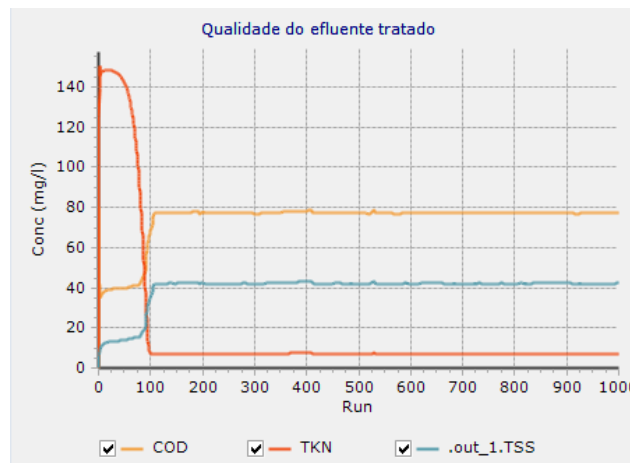


Figura 4.6 – Resultados da simulação dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, para o afluente A e período “Anual”

Para cada situação do Quadro 4.2 (efluente e período de simulação), foi calculado o erro relativo (expressão (34)) dos parâmetros de qualidade simulados e medidos no efluente tratado (Quadro 4.3).

$$r_{\text{relativo}} = \frac{\text{Valor}_{\text{medido}} - \text{Valor}_{\text{simulado}}}{\text{Valor}_{\text{medido}}} \times 100 \quad (34)$$

Quadro 4.3 - Erro relativo dos parâmetros de qualidade simulados e medidos no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros por defeito do WEST na modelação

Erro relativo			
Período de simulação		Efluente A (%)	Efluente B (%)
Anual	CQO	-1,14	-0,37
	SST	-4,59	-3,67
	TKN	74,74	75,00
Inverno	CQO	6,89	7,73
	SST	-4,04	-3,45
	TKN	-437,06	-437,09
Verão	CQO	-0,25	0,63
	SST	2,00	3,11
	TKN	88,16	88,34

Da análise dos resultados considerando os três períodos de simulação e os afluentes A e B (Quadro 4.3e Quadro 4.2), verifica-se que é conseguido um ajuste razoável para a simulação da remoção da matéria orgânica através do processo de lamas ativadas, com um erro relativo máximo em módulo de aproximadamente 5 e 8 %, respetivamente, para SST e CQO (Quadro 4.3). Em relação ao azoto (TKN), os erros relativos são bastante elevados. Para os períodos de simulação “Anual” e “Verão” encontrou-se resultados de TKN simulados menores do que os valores medidos, com erro relativo máximo em módulo de 88 %. Em relação à simulação do TKN para o período “Inverno”, os resultados simulados foram bastante superiores aos valores medidos, com erros relativos máximos em módulo superior a 400% (Quadro 4.3).

4.6 Calibração dos parâmetros biocinéticos e simulação

Depois de estabelecido o fracionamento do afluente (definição do afluente A e B), procedeu-se à calibração dos parâmetros biocinéticos, com referência ao ano de 2016. A calibração dos parâmetros biocinéticos foi efetuada de forma individual para cada período de simulação e considerando dois tipos de afluente (A ou B). A calibração foi realizada para as condições médias de funcionamento e de operação da ETAR. O critério de paragem (no processo de otimização) na calibração dos parâmetros biocinéticos foi com base na diferença entre os valores medidos e simulados dos parâmetros de qualidade ou variáveis alvo (CQO e SST) no efluente tratado.

A escolha dos parâmetros biocinéticos a calibrar foi definida com base na análise dos principais parâmetros que são calibrados num sistema de lamas ativadas. As referências bibliográficas que serviram de base para a definição dos parâmetros a serem calibrados foram: Petersen et al

(2002), Vanrolleghem et al (1999) e Makinia et al (2002). Os parâmetros biocinéticos do modelo ASM1 escolhidos para a calibração foram: taxa de decaimento da biomassa heterotrófica (b_H), taxa específica máxima de hidrólise (k_h), taxa específica máxima de crescimento para biomassa heterotróficas (μ_{H_max}) e o rendimento para a biomassa heterotrófica (Y_H). Estes parâmetros, com exceção do Y_H (parâmetro estequiométrico) são cinéticos, ou seja, dependentes dos valores de temperatura.

Para os restantes parâmetros biocinéticos do modelo ASM1, usou-se os valores por defeito apresentados no WEST (Quadro 2.1), à temperatura de 20°C.

Os resultados dos parâmetros biocinéticos calibrados, fornecidos pelo WEST a temperatura de referência de 20°C, e os valores por defeito da literatura à temperatura de 10°C e 20°C encontram-se no Quadro 4.4. Verifica-se que os resultados dos parâmetros biocinéticos calibrados apresentam poucas variações em relação aos valores da literatura.

Quadro 4.4 - Parâmetros biocinéticos calibrados à temperatura de referência ($t = 20^\circ\text{C}$), para cada período de simulação e afluente

Organismo heterotróficos	Par. por defeito		Parâmetros biocinéticos calibrados ($t = 20^\circ\text{C}$)					
	$t = 20^\circ\text{C}$	$t = 10^\circ\text{C}$	Anual		Inverno		Verão	
			AF_A	AF_B	AF_A	AF_B	AF_A	AF_B
b_H	0,620	0,200	0,622	0,622	0,617	0,616	0,610	0,616
k_h	3,000	1,000	2,998	3,005	3,004	2,999	2,999	3,007
μ_{H_max}	6,000	3,000	6,004	5,999	5,997	5,997	6,011	6,000
Y_H	0,670	0,670	0,669	0,670	0,685	0,686	0,670	0,672

Unidade dos parâmetros: $b_H[d^{-1}]$, $k_h[g(\text{CQO lentamente biodegradável})/g(\text{CQO})T]$, $\mu_{H_max}[d^{-1}]$ e $Y_H[g(\text{CQO de biomassa formada})/g(\text{CQO oxidado})]$

Os resultados da simulação dos parâmetros de qualidade (CQO, SST e TKN) no efluente tratado, fazendo a modelação com os parâmetros biocinéticos calibrados para cada situação específica (período de simulação e afluente) encontra-se no Quadro 4.5. O erro relativo dos valores medidos e simulados encontra-se no Quadro 4.6.

Os valores simulados para os parâmetros de qualidade de matéria orgânica (CQO e SST) no efluente tratado, usando os parâmetros biocinéticos calibrados (Quadro 4.5), apresentam em média erros relativos inferiores aos parâmetros de qualidade simulados usando os valores por defeito indicados no WEST para os parâmetros biocinéticos (anterior Quadro 4.3), com exceção da simulação de SST para o período de inverno, a qual apresenta um erro relativo máximo em módulo de cerca 15%, em vez de 4% (Quadro 4.6). Os resultados simulados de TKN apresentam-se sensivelmente os mesmos valores do Quadro 4.2, pois não foi efetuada qualquer calibração de parâmetros biocinéticos associados aos organismos autotróficos (usaram-se os

valores por defeito do WEST), que são responsáveis pela degradação do material de azoto. Os erros relacionados com a modelação do azoto podem dever-se a outro dois aspetos: ao modelo de fracionamento/defracionamento do azoto, em que foram usadas apenas os valores típicos da literatura, o que pode não ser representativa da ETAR em causa; a estimativa errada dos valores de TKN afluente ao tratamento biológico, a qual usou-se a abordagem usada no trabalho de Vanhooren e Nguyen (1996).

Quadro 4.5 - Concentração simulados (mg/l) dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, fazendo a simulação com os valores dos parâmetros biocinéticos calibrados

	Anual		Inverno		Verão	
	Efluente		Efluente		Efluente	
	A	B	A	B	A	B
CQO(mg/l)	75,85	75,68	73,11	73,09	88,06	88,15
SST(mg/l)	41,05	41,00	41,06	41,30	45,10	45,20
TKN(mg/l)	7,16	7,12	111,76	111,77	5,62	5,60

Quadro 4.6 - Erro relativo dos parâmetros de qualidade simulado e medido no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros biocinéticos calibrados para cada período

Erro relativo		Efluente A (%)	Efluente B (%)
Anual	CQO	0,13	0,36
	SST	-2,77	-2,63
	TKN	74,96	75,12
Inverno	CQO	-0,04	-0,02
	SST	-14,56	-15,24
	TKN	-436,86	-436,90
Verão	CQO	0,00	-0,09
	SST	2,31	2,09
	TKN	88,25	88,28

Os resultados dos parâmetros calibrados no WEST são dados para a temperatura de referência ($t = 20^{\circ}\text{C}$). É possível fazer uma correção para uma dada temperatura real (Quadro 4.7) fazendo o uso da equação de Arrhenius (expressão (35)), onde o K representa um parâmetro cinético a uma dada temperatura e θ é um contante de ajuste de temperatura associado a um parâmetro cinético específico. O $K_{T_{ref}}$ corresponde aos valores do Quadro 4.4 e o $\theta_{T_{ref}}$ foram usados os valores proposto no WEST para a temperatura de 20°C . Dos parâmetros calibrados o Y_H é o único que não depende da temperatura, por ser um parâmetro estequiométrico.

$$K_{T_real} = K_{T_ref} \times \theta_{T_ref}^{(T_{real}-T_{ref})} \quad (35)$$

Quadro 4.7 - Parâmetros biocinéticos calibrados à temperatura real

Organismos heterotróficos	Parâmetros biocinéticos calibrados					
	Anual t = 19,22°C		Inverno t = 16,14°C		Verão t = 23,00°C	
	Afluyente		Afluyente		Afluyente	
	A	B	A	B	A	B
b_H	0,570	0,569	0,399	0,398	0,859	0,867
k_h	2,752	2,759	1,966	1,963	4,177	4,189
μ_{H_max}	5,687	5,683	4,586	4,585	7,415	7,402
Y_H	0,669	0,670	0,685	0,686	0,670	0,672

Unidade dos parâmetros: b_H [d⁻¹], k_h [g(CQO lentamente biodegradável)/g(CQO)T], μ_{H_max} [d⁻¹] e Y_H [g(CQO de biomassa formada)/g(CQO oxidado)]

Para efetuar a validação do modelo, avaliou-se quais dos parâmetros biocinéticos calibrados, para uma determinada situação (tipo de afluyente e período de simulação - Quadro 4.4) se adapta melhor para os três períodos de simulação considerados.

Analisando os resultados obtidos com a aplicação dos parâmetros calibrados (para um dado período e afluyente) a todas as situações, obtiveram-se melhores resultados com os parâmetros calibrados para o período “Anual” e com o afluyente A. O critério utilizado nessa seleção foi o menor erro relativo em módulo dos parâmetros de qualidade (CQO e SST) simulados e medidos no efluyente tratado, considerando os três períodos (Anexo A-1).

No Quadro 4.8, encontram-se os valores simulados para parâmetros de qualidade (CQO, SST e TKN) usando os parâmetros biocinéticos $b_H = 0,622$, $k_h = 2,998$, $\mu_{H_max} = 6,004$ e $Y_H = 0,669$ para o afluyente A e o período de simulação “Anual”, do Quadro 4.4. O erro relativo dos parâmetros de qualidade (CQO, SST e TKN) simulado e medido usando os parâmetros e afluyente referido em cima encontra-se no Quadro 4.9.

Á semelhança do que se verificou anteriormente, e analisando os três períodos de simulação, conseguem-se bons resultados para a modelação de matéria orgânica (CQO e SST). Neste caso, o erro relativo máximo em módulo foi na ordem de 4 e 7 %, respetivamente, para a simulação de SST e de CQO. Os resultados da simulação da concentração de azoto (TKN) mantêm a tendência verificada nas simulações anteriores, com valores simulados inferiores aos valores medidos para os períodos anual e verão, com um erro relativo máximo em módulo de 88%. No período de verão, os resultados simulados de TKN são bastantes superiores que os valores medidos, com erro relativo máximo em módulo superior a 400% (Quadro 4.9).

Quadro 4.8 - Concentração (mg/l) simulada dos parâmetros de qualidade no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros biocinéticos otimizados para os três períodos

Período de simulação	Concentração (mg/l) simulado		Concentração (mg/l) medidos
		Efluente A	
Anual	CQO	75,69	75,95
	SST	40,93	39,95
	TKN	7,13	28,61
Inverno	CQO	67,82	73,08
	SST	37,11	35,84
	TKN	111,81	20,82
Verão	CQO	87,11	88,07
	SST	44,35	46,17
	TKN	5,58	47,83

Quadro 4.9 - Erro relativo absoluto dos parâmetros de qualidade simulado e medido no efluente tratado, usando os valores dos parâmetros biocinéticos otimizados para os três períodos

Erro relativo para o ano de 2016		Efluente A (%)
Anual	CQO	0,34
	SST	-2,47
	TKN	75,07
Inverno	CQO	7,19
	SST	-3,54
	TKN	-437,10
Verão	CQO	1,09
	SST	3,93
	TKN	88,34

4.7 Validação do modelo

A validação do modelo foi efetuado inserindo no modelo as condições de funcionamento da ETAR de Ílhavo referentes ao ano 2015 (Quadro 3.1, Quadro 3.2, Quadro 3.3, Quadro 3.5 e Quadro 3.6).

O índice volumétrico de lamas (IVL - parâmetro indicar da sedimentação no decantador secundário) foi determinado a partir da informação necessária para o seu cálculo, o volume de lamas sedimentadas após 30 minutos e a concentração de SST nos reatores biológicos (secção 2.4). Determinou-se o IVL para cada um dos reatores secundários e para os diferentes períodos de simulação (Quadro 3.8).

Os valores de parâmetros biocinéticos usados foram: $b_H=0,622$; $k_h =2,998$, $\mu_{H_max} =6,004$, e $Y_H =0,669$, de acordo com a calibração do modelo efetuada na secção 4.6.

Os resultados simulados para a matéria orgânica (validação do modelo para o ano de 2015) apresentam a tendência verificada na simulação do ano de 2016, com valores mais elevados no período “Verão” e uma situação intermédia no período “Inverno”. No entanto, os valores simulados de CQO para o período de simulação “Anual” e “Inverno” são inferiores aos valores medidos na ETAR (Quadro 4.10). O erro relativo das variáveis de saída para a validação encontra-se no Quadro 4.11.

Os erros relativos das variáveis alvo (ou de saída) associadas ao material carbonatado (CQO e SST) apresentam valores mais elevados na validação do modelo comparativamente com os erros obtidos na calibração do modelo (secção 4.6). A modelação do material de azoto (TKN), para os períodos “Anual” e “Verão” apresentam-se valores na mesma ordem de grandeza dos resultados obtidos na secção 4.6. No entanto, para o período de “inverno” houve uma diminuição do erro relativo máximo em módulo de 437% para 184%.

Quadro 4.10 - Parâmetros de qualidade do efluente tratado simulado, para o ano de 2015

Período de modelação	Concentração (mg/l) simulado		Concentração (m/l) medido
		Efluente A	
Anual	CQO	64,83	77,12
	SST	31,93	38,04
	TKN	8,52	47,60
Inverno	CQO	45,15	63,08
	SST	21,13	25,85
	TKN	112,03	39,34
Verão	CQO	101,27	92,82
	SST	54,80	52,80
	TKN	6,88	57,12

Quadro 4.11 - Erro relativo dos parâmetros de qualidade simulado e medido, no efluente tratado para o ano de 2015

Erro relativo ano de 2016		Efluente A (%)
Anual	CQO	15,93
	SST	16,06
	TKN	82,10
Inverno	CQO	28,42
	SST	18,29
	TKN	-184,78
Verão	CQO	-9,11
	SST	-3,79
	TKN	87,95

5 CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

5.1 Conclusões

A modelação da operação de uma ETAR, embora tenha custos monetários associados, geralmente no que se refere a ensaios laboratoriais adicionais e ao esforço na implementação do modelo, fornece informações que permitem reduzir o risco de falhas no processo, resultando em melhores procedimentos operacionais. Se esses benefícios poderem ser convertidos com sucesso em poupanças por boas práticas de engenharia e operação, a aplicação de um modelo matemático economizará dinheiro para a infraestrutura (Rieger et al, 2013).

Na caracterização do afluente ao sistema de tratamento biológico, para além do uso de informações da literatura sobre as percentagens típicas de cada fração em relação ao CQO_{total} ou TKN, esta etapa deve ser desejavelmente complementada com ensaios laboratoriais para a determinação de frações biodegradável, particulada e solúvel do afluente, o que permitirá ter uma maior confiança nos resultados da modelação.

No presente estudo, foi realizada a calibração de parâmetros biocinéticos relacionados com os organismos heterotróficos, designadamente: b_H , k_h , $\mu_{H,max}$ e Y_H . Verificou-se que os valores calibrados apresentaram pequenas diferenças em relação aos valores de literatura, como é provável acontecer em ETAR que não apresentam elementos tóxicos afluentes e nem grandes contribuições de águas residuais industriais (Rieger et al, 2013). Na elaboração do presente trabalho não se calibraram parâmetros biocinéticos associados aos organismos autotróficos, responsáveis pela desnitrificação (usaram-se os valores por defeito apresentados no WEST).

Considera-se que o modelo do tratamento biológico da ETAR de Ílhavo reproduz resultados satisfatórios na simulação da remoção do material carbonatado, para as condições médias de operação da ETAR (simulação em estado estacionário). No entanto, os resultados alcançados na simulação da remoção de azoto são considerados insatisfatórios.

Nas simulações da remoção do material carbonatado, obteve-se um erro relativo máximo em módulo para as variáveis alvo na ordem de 4% e 7%, respetivamente para o SST e CQO, e considerando os três períodos de simulação. A simulação da remoção de azoto (TKN) apresentou valores simulados inferiores aos valores medidos para os períodos “Anual” e “Verão”, com um erro relativo máximo em módulos de 88%. Para o período de simulação “Inverno”, os resultados simulados de TKN são bastantes superiores aos valores medidos, com erro relativo máximo em módulo superior a 400% (Quadro 4.9).

Na validação do modelo, os resultados simulados de CQO e SST apresentam-se erros relativos superiores aos valores da calibração do modelo, com erros relativos máximos em módulo na ordem de 18 % e 28 %, respetivamente para o SST e CQO, e considerando os três períodos de simulação. Os valores simulados de TKN também não são satisfatórios, embora houvesse uma diminuição do erro relativo máximo em módulo de 437 % para 184%.

Uma possível justificação para o aumento no erro relativo na simulação da remoção do material carbonatado para o ano de 2015 é que o caudal afluyente a ETAR nesse ano foi inferior ao do ano de 2016, podendo as águas residuais afluentes ter sido mais concentradas e ter assim resultado numa menor eficiência de tratamento dos decantadores secundários. Como foram utilizados para o ano de 2015 os mesmos parâmetros usados na modelação do ano de 2016, com exceção do IVL, esse aspeto poderá ser uma possível justificação dos resultados obtidos na validação do modelo.

5.2 Trabalhos futuros

Para um bom desempenho do modelo de lamas ativadas, é muito importante que o modelo da decantação secundária esteja bem calibrado, uma vez que tem efeito no fracionamento do afluyente e na calibração dos parâmetros biocinéticos do tratamento biológico. Aconselha-se como o primeiro passo da modelação a realização da calibração do modelo da decantação, fazendo *a priori* uma análise dos parâmetros da sedimentação do modelo e, caso necessário, obter as informações dos parâmetros através de campanhas de medições adicionais.

No presente trabalho, não foi possível obter resultados satisfatórios para a simulação da remoção de azoto. A causa pode ser devida a realização de uma simulação em estado estacionário, sendo os dados de entrada usados insuficientes, ou ainda, porque seria necessário introduzir no modelo algumas condições específicas para a simulação de azoto. O problema associado à simulação da remoção de azoto na ETAR de Ílhavo pode ser um trabalho a ser desenvolvido no futuro. Um outro trabalho que poderá ser realizada é a validação do modelo com os dados de operação do ano de 2017, pois este poderá ser mais estável comparativamente com o ano de 2015, uma vez que já passou mais tempo desde a entrada em funcionamento da segunda linha de tratamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Choubert, J. M., Rieger, L., Shaw, A., Copp, J., Spérandio, M., Srorensen, K., ... Gillot, S. (2013). Rethinking wastewater characterisation methods for activated sludge systems - A position paper. *Water Science and Technology*, 67(11), 2363–2373.
- Çinar, O., Daigger, G. T., & Graef, S. P. (1998). Evaluation of IAWQ activated sludge model no. 2 using steady-state data from four full scale wastewater treatment plants. *Water Environment Ressearch*, 70(6), 1216–1224.
- Corominas, L., Rieger, L., Takács, I., Ekama, G., Hauduc, H., Vanrolleghem, P. A., ... Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. *Water Science and Technology*, 61(4), 841–857.
- Ferreira, F. M. S. (2007). *Gestão integrada de Sistema de Saneamento - Simulação dinâmica do comportamento de uma estação de tratamento de águas residuais*. Departamento de engenharia cível e arquitetura. Tese de Doutoramento.
- Gernaey, K. V., Van Loosdrecht, M. C. M., Henze, M., Lind, M., & Jorgensen, S. B. (2004). Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. *Environmental Modelling and Software*, 19(9), 763–738.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & Van Loosdrecht, M. (1999). Activated sludge model no.3. *Water Science and Technology*, 39(1), 183–193.
- Henze, M., Grady Jr., C. P. L., Gujer, W., Maris, G. V. R., & Matsuo, T. (1987). A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Research*, 21(5), 505–515.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., & Loosdrecht, M. van. (2000). Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Task grup on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment. IWA Publishing, 5–121.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. V. R., & Van Loosdrecht, M. C. M. (1999). Activated Sludge Model No.2d, ASM2d. *Water Science and Technology*, 39(1), 165–182.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., & Marais v., G. R. (1995). Wastewater and biomass characterization for the activated sludge model No. 2: Biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 31(2), 13–23.
- Makinia, J., Swinarski, M., & Dobiegala, E. (2002). Experiences with computer simulation at two large wastewater treatment plants in northern Poland. *Water Science & Technology*, 45(6), 209–218.
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., & Vanrolleghem, P. A. (2002). Evaluation of an ASM1

- model calibration procedure on a municipal–industrial wastewater treatment plant. *Water Science & Technology*, 3(1), 15–38.
- Rajasulochana, P., & Preethy, V. (2016). Comparison on efficiency of various techniques in treatment of waste and sewage water – A comprehensive review. *Resource-Efficient Technologies*, 2(4), 175–184.
- Rieger, L., Sylvie, G., Langergraber, G., Tankayuki, O., Shaw, A., Takács, I., & Winkler, S. (2013). Guidelines for using activated sludge models. IWA Task group on good modelling practice. Scientific and technical report.
- Sadecka, Z., Jędrzak, A., Pluciennik-Koropezuk, E., Myszograj, S., & Suchowska-Kisielewicz, M. (2013). COD fractions in sewage flowing into Polish sewage treatment plants. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 27(2), 185–195.
- Santos, R. (2011). Avaliação e controlo da eficiência do tratamento de águas residuais aplicada a um sistema de pequena dimensão. Tese de Doutaramento.
- Sochacki, A., Knodel, J., Zambarda, V., Bertanza, G., Plonka, L., Berlin, T. U., ... Bertanza, G. (2009). Modelling and simulation of a municipal WWTP with limited operational data. *Proceedings of a Polish-Swedish-Ukrainian Seminar*, 23–25.
- Takács, I., Patry, G. G., & Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10), 1263–1271.
- Vanhooren, H., & Nguyen, K. (1996). Development of a Simulation Protocol For Evaluation of Respirometry-Based Control Strategies. Report University of Gent and University of Ottawa, 2–33.
- Vanrolleghem, P. A., Spanjers, H., Petersen, B., Ginestet, P., & Takacs, I. (1999). Estimating (combinations of) Activated Sludge Model No. 1 parameters and components by respirometry. *Water Science and Technology*, 39(1), 195–214.

ANEXO A – ANÁLISE DOS PARÂMETROS BIOCINÉTICOS CALIBRADOS PARA TODAS AS SITUAÇÕES

	Parâm. Ef. A_Anuar	Parâm. Ef. A_Inverno	Parâm. Ef. A_Verão	Parâm. Ef. B_Anuar	Parâm. Ef. B_Inverno	Parâm. Ef. B_Verão	
	bH	0,617	0,610	0,622	0,616	0,616	
	kh	2,998	3,004	2,999	3,005	3,007	
	umaxH	6,004	5,997	6,011	5,999	6,000	
	YH	0,669	0,685	0,670	0,670	0,672	
Efluente A	QCO(mg/l)	75,69	82,81	77,10			
	Inverno	67,82	73,00	68,78			
	Verão	87,11	96,36	87,25			
Efluente B	QCO(mg/l)	40,93	46,27	42,03			
	Inverno	37,11	40,98	37,89			
	Verão	44,35	51,28	44,47			
Efluente C	TKN(mg/l)	7,13	7,80	7,25			
	Inverno	111,81	111,75	111,80			
	Verão	5,58	6,21	5,58			
Efluente D	QCO(mg/l)				75,68	83,98	
	Inverno				67,30	73,09	
	Verão				87,15	97,13	
Efluente E	QCO(mg/l)				41,00	47,22	
	Inverno				36,98	41,30	
	Verão				44,45	51,93	
Efluente F	TKN(mg/l)				7,10	7,87	
	Inverno				111,82	111,77	
	Verão				5,55	6,24	
Quais dos parâmetros biocinéticos calibrados para um dado período de modelação e efluente, permite um melhor ajuste para os três períodos.							
Erros relativos em termos absolutos	QCO	0,34	9,04	1,52	0,35	10,57	1,64
	SST	2,47	15,83	5,20	2,64	18,20	5,51
	QCO	7,19	0,10	5,88	7,91	0,02	6,38
	SST	3,54	14,34	5,72	3,16	15,24	5,56
	QCO	1,09	9,42	0,93	1,04	10,29	1,04
	SST	3,93	11,09	3,67	3,72	12,49	0,71
	Soma	18,56	59,81	22,92	18,82	66,81	20,84

ANEXO B – INFORMAÇÕES DE ENTRADA DO MODELO E RESULTADOS DA MODELAÇÃO CONSIDERANDO O AFLUENTE A E PERÍODO “ANUAL”

Name	Type	Description	Unit	Default Value	Group	Lower bound	Upper bound	Star	
* Click here to add a new row									
f_S_I	Fraction	S_I fractio...	-	0,03	Compositio...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	
f_S_NH	Fraction	S_NH fracti...	-	0,7	Compositio...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	
f_S_S	Fraction	S_S fractio...		0,12	Compositio...			<input type="checkbox"/>	
f_X_BH	Fraction	X_BH fracti...	-	0,07	Compositio...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	
f_X_I	Fraction	X_I fractio...		0,4	Compositio...			<input type="checkbox"/>	
f_X_ND	Fraction	X_ND fracti...	-	0,85	Compositio...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	
f_X_S	Fraction	X_S fractio...	-	0,38	Compositio...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	
S_ALK_In	Fraction	Alkalinity	g/m3	30		-INF	+INF	<input type="checkbox"/>	
S_NO_In	Fraction	Nitrate	g/m3	0,01		-INF	+INF	<input type="checkbox"/>	
S_O_In	Fraction	Oxygen	g/m3	0,01		-INF	+INF	<input type="checkbox"/>	
X_BA_In	Fraction	Autotrophi...	g/m3	0,01		-INF	+INF	<input type="checkbox"/>	
X_P_In	Fraction	X_P	g/m3	0,01		-INF	+INF	<input type="checkbox"/>	

Valores dos parâmetros da Figura 4.4, considerando o afluente A (delimitado á cor azul), os restantes parâmetros foram utilizados para todas as situações da modelação

Name	Type	Description	Unit	Default Value	Group	Lower bound	Upper bound	Star	
* Click here to add a new row									
F_TSS_XCOD	Real	Conversion...	-	0,75	Conversion...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	
i_X_B	MassOfNitr...	N/COD in bi...	-	0,085	Compositio...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	
i_X_P	MassOfNitr...	N/COD in p...	-	0,06	Compositio...	-INF	+INF	<input checked="" type="checkbox"/>	

Valores dos parâmetros da Figura 4.5 para todas as situações definidas

Block Details : .SST_1

Name	Value	Unit
Category: Manipulated Variables		
Group: Operational		
Q_Under	6560	m3/d
Group: Settling		
SVI	172,82	
Category: Parameters		
Group: Conversion factors		
F_TSS_COD	0,75	-
Group: Dimension		
A	1134	m2
H	3,5	m
Group: Energy		
F_Energy_Flow...	0,04	kWh/m3
Group: Settling		
X_Lim	900	g/m3
X_T	3000	g/m3
f_ns	0,00228	-
r_P	0,00286	m3/g
v0	474	m/d
v00	250	m/d

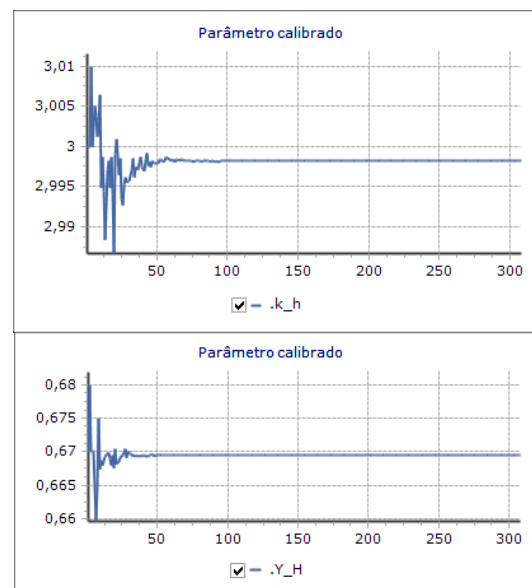
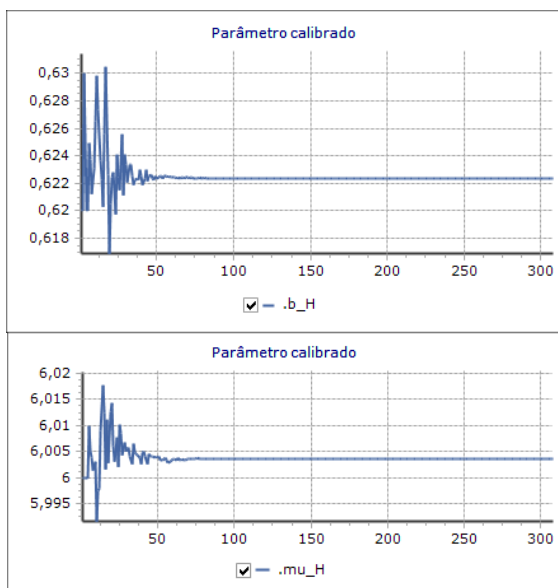
decantador secundário A

Block Details : .SST_2

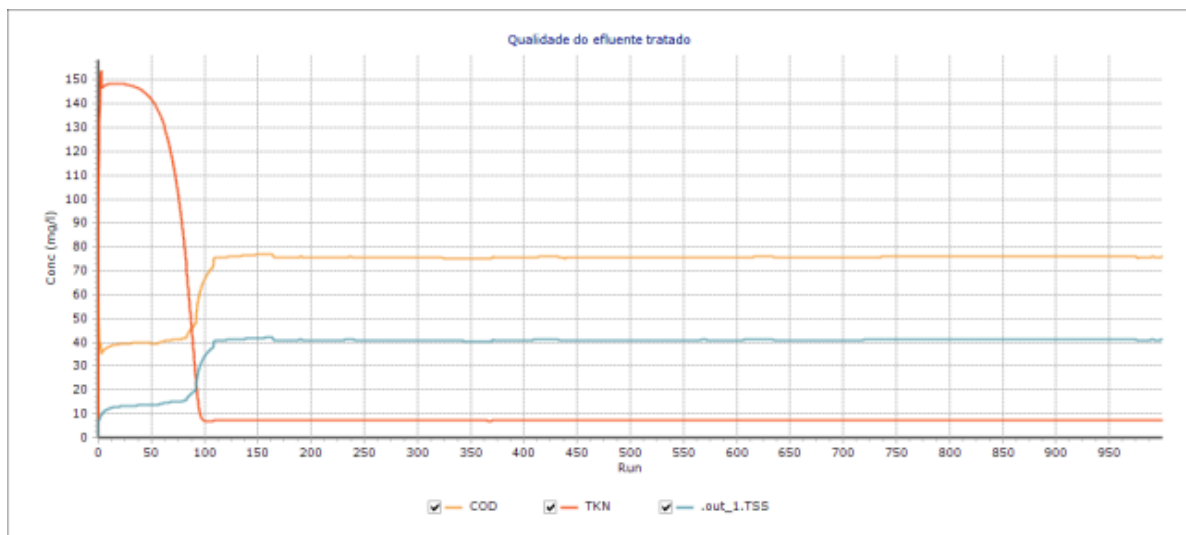
Name	Value	Unit
Category: Manipulated Variables		
Group: Operational		
Q_Under	6362	m3/d
Group: Settling		
SVI	162,94	
Category: Parameters		
Group: Conversion factors		
F_TSS_COD	0,75	-
Group: Dimension		
A	1134	m2
H	3,5	m
Group: Energy		
F_Energy_Flow...	0,04	kWh/m3
Group: Settling		
X_Lim	900	g/m3
X_T	3000	g/m3
f_ns	0,00228	-
r_P	0,00286	m3/g
v0	474	m/d
v00	250	m/d

decantador secundário B

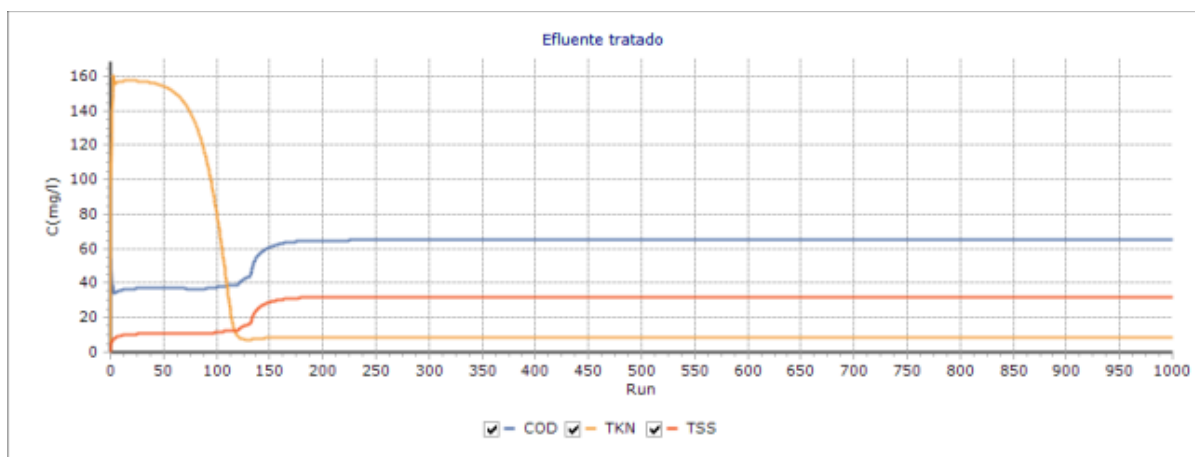
Parâmetros dos decantadores secundários para o período “Anual”, referente ao ano 2016



Parâmetros biocinéticos calibrados considerando o período “Anual” e afluentes A



Resultados dos parâmetros de qualidade simulados (CQO/COD, TKN e SST), para o período “Anual” e afluente A, referente ao ano de 2016



Resultados dos parâmetros de qualidade simulados (CQO/COD, TKN e SST), para o período “Anual” e afluente A, referente ao ano de 2015

Notas: Q_{Under} -caudal de lamas que sai no fundo do decantador secundário, correspondente a soma de caudais de lamas recirculadas e de lamas em excesso para cada linha de tratamento.

O objetivo de apresentação do anexo B é apenas para demonstrar alguns dos parâmetros que foram usadas na modelação e apresentar os resultados da simulação (parâmetros calibrados e variáveis alvo simulados), considerando o período “Anual” e o afluente A.