



Ana Sofia Alves Brites da Silva

Licenciatura em Ciências da
Engenharia Química e Bioquímica

Modelling and optimization of a full-scale enhanced biological phosphorus removal System

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Química e Bioquímica

Orientador: Dr. Adrian Oehmen ,FCT-UNL
Co-orientador: Dr. António Martins, Águas do Algarve

Júri:

Presidente: Professora Doutora Isabel Maria Rôla Coelho, FCT-UNL

Arguente: Professor Doutor Mário Fernando José Eusébio, FCT-UNL

Vogal: Professor Doutor Adrian Michael Oehmen, FCT-UNL

Setembro, 2015

Ana Sofia Alves Brites da Silva

Licenciatura em Ciências da
Engenharia Química e Bioquímica

Modelling and optimization of a full-scale enhanced biological phosphorus removal System

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Química e Bioquímica

Orientador: Dr. Adrian Oehmen ,FCT-UNL
Co-orientador: Dr. António Martins, Águas do Algarve

Júri:

Presidente: Professora Doutora Isabel Maria Rôla Coelho, FCT-UNL

Arguente: Professor Doutor Mário Fernando José Eusébio, FCT-UNL

Vogal: Professor Doutor Adrian Michael Oehmen, FCT-UNL

Modelling and optimization of a full-scale enhanced biological phosphorus removal System

Copyright © Ana Sofia Alves Brites da Silva, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

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

Faculdade de Ciências e Tecnologia and Universidade Nova de Lisboa have the perpetual right with no geographical boundaries, to archive and publish this dissertation through printed copies reproduced on paper or digital form, or by any means known or to be invented, and to divulge through scientific repositories and admit its copy and distribution for educational purposes or research, non-commercial, as long as the credit is given to the author and publisher

AGRADECIMENTOS

A elaboração desta tese não teria sido possível sem a colaboração de várias pessoas, às quais estou e estarei sempre profundamente grata:

Em primeiro lugar, gostaria de expressar minha profunda gratidão ao meu supervisor Dr. Adrian Oehmen por sua orientação, paciência, total apoio e pelo saber que transmitiu.

Ao Dr. António Martins, das Águas do Algarve, não só pela incrível oportunidade que me deu de realizar a tese com a empresa Águas do Algarve S.A (AdA), como pela sua orientação e partilha de conhecimentos. À equipa AdA, Noémia Bento, Sara Barreto, Sandra Viegas e Cláudia Madeira que acompanharam a realização deste trabalho de tese.

Às amigadas que levo para a vida e que me apoiaram constantemente ao longo destes anos de curso.

Ao Rui, o meu companheiro e porto-seguro, que me apoiou, acompanhou e deu mais sentido a esta etapa da minha vida.

Às minhas irmãs que me viram crescer e chegar a realização de um sonho.

Por fim, quero dar um especial agradecimento ao meu Pai que sonhou comigo e me motivou a continuar mediante todas as dificuldades, por ser um modelo de coragem, por me apoiar incondicionalmente, a ele dedico esta tese.

RESUMO

O trabalho presente nesta dissertação foi realizado em parceria com a empresa ÁGUAS DO ALGARVE S.A, e teve como principal objectivo a caracterização do desempenho da Estação de tratamento de águas residuais (ETAR) da Boavista, que possui um sistema de tratamento biológico por lamas ativadas em regime de arejamento prolongado com nitrificação/desnitrificação e remoção biológica de fósforo. Para esta caracterização era necessário ir testando vários factores operacionais. Tendo-se, por isso, realizado uma caracterização analítica das águas residuais a nível de influente e efluente, de modo a testar o teor de matéria orgânica (isto é, a carência química de oxigénio – CQO) e a sua concentração (carência biológica de oxigénio – CBO), bem como os nutrientes (azoto (N) e fosforo (P)). O influente CQO foi caracterizado também como particulado, biodegradável e fracções inertes. Esta informação foi usada como input no programa GPS-X, tendo-se aplicado o modelo ASM2d.

Para fins de calibração do modelo e através da campanha de amostragem de seis dias, que foi realizado em junho de 2015, todas as taxas de fluxo relevantes e fracções CQO, N e P foram medidos no afluente, efluente e correntes de recirculação. O modelo apresentou resultados muito fiáveis de calibração, descrevendo muito bem o modelo, durante o período de desempenho.

Este modelo de calibração foi, então, usado para descrever os dados de desempenho durante o ano de 2014. Um desvio substancial foi encontrado entre o que o modelo prevê e os dados do processo medido. Este desvio pode dever-se, parcialmente, diferentes regimes de arejamento empregadas em 2014 vs. 2015. Outra razão, poderá estar no facto de em 2015 a ETAR ter recebido no influente lixiviação de aterro, mudando desta forma a qualidade do efluente. Posto isto, penso que poderia requerer uma nova calibração do modelo ASM2d.

Um estudo da simulação realizado com e sem adição de sulfato de ferro, bem como a cessação de adição do coagulante ferro em 2015, o que poderia requerer uma nova calibração do modelo ASM2d.

Um estudo da simulação realizado com e sem adição de sulfato de ferro sugere que a ETAR da Boavista pode eliminar a adição de sulfato de ferro sem um aumento apreciável de concentração de fósforo no efluente.

Esta hipótese foi de facto apoiada pelos dados do fósforo de efluentes alcançados na ETAR da Boavista, que revela uma diminuição de P no efluente após a não adição de sulfato de ferro em 2015, baixando assim os custos operacionais da ETAR.

Palavras – chave: águas residuais, processo de lamas activadas, modelação, calibração, ASM2d

ABSTRACT

This work in this thesis was conducted in partnership with the company ÁGUAS DO ALGARVE, and had as main objective to characterise the performance of the enhanced biological phosphorus removal wastewater treatment in Boa vista, through the utilisation of an activated sludge model and aim to test various operating factors to optimize the process. Characterization of the sewage influent and effluent was performed in order to evaluate the content of organic matter (i.e., chemical oxygen demand - COD) and its biodegradability (Biological Oxygen Demand - BOD) as well as nutrients (such as nitrogen (N) and phosphorus (P)). The influent COD was also characterized in terms of particulate, biodegradable and inert fractions. This information was used as input in the GPS-X program, where the ASM2d model was tested.

The biological treatment system of the Boavista plant consists of an extended aeration activated sludge system with nitrification/denitrification and biological phosphorus removal.

For model calibration purposes, a through, 6-day sampling campaign was conducted in June 2015, where all relevant flow rates and CDO, N and P fractions were measured in the influent, effluent and recycles. The calibrated model was able to describe very well the performance during this period. This calibration model was then applied to describe the performance data during the year 2014. A substantial deviation was found between the model predicts and the measured process data. This derivation is likely at least partially attributable to the different aeration regimes employed in 2014 vs 2015, as well as the cessation of iron coagulant addition in 2015, which could necessitate recalibration of the ASM2d model.

A simulation study carried out with and without iron sulfate addition suggested that the Boavista plant could eliminated iron sulfate addition without an appreciable increase in effluent phosphorus concentration.

This hypothesis was indeed supported by the effluent phosphorus data achieved at Boavista, which actually experienced a decrease in effluent p levels after ceasing iron sulfate addition in 2015 as compared to 2014, thereby lowering operational costs at theWWTP.

Key - words: wastewater, activated sludge process, modeling, calibration, ASM2d

Índice Geral

AGRADECIMENTOS	V
RESUMO	VII
ABSTRACT	IX
Índice de figuras.....	XIII
Índice de tabelas	XV
Abreviaturas e Símbolos.....	XV
Parte I	1
State of the art	1
Capítulo 1. INTRODUÇÃO	3
1.1 Contexto Geral.....	3
1.2. Tratamento de águas residuais	4
1.3 Tratamento biológico por lamas activadas	9
1.4 Modelação- Matemática das ETARs	18
1.4.1 ASM2D- caracterização	22
1.5. Objectivos gerais da tese.....	27
Parte II	28
Métodos e Modelação	28
CAPÍTULO 2- METODOLOGIA	29
2.1 Considerações Previas	29
2.2 Descrição geral da ETAR	29
2.2.1. Dados históricos	36
2.3. Caracterização física do modelo da ETAR.....	37
2.3.1 Caracterização do Influyente e calibração	41
2.3.2 Validação do modelo e simulações	48
CAPÍTULO 3- RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
3.1 Calibração	49
3.2. Validação e Aplicação do Modelo.....	56
CAPÍTULO 4- CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS	58
CAPÍTULO 5- BIBLIOGRAFIA	60
CAPÍTULO 6- ANEXOS	62
Anexo I- Características das águas residuais	62
Anexo II– Matrizes de Petersen para o modelo ASM2d.....	66
Anexo III- Biblioteca e modelos de processos GPS-X.....	68
Anexo IV- Reactores Biológicos	70
Anexo V- Campanha 6 dias	71
Anexo VI – Ficha técnica do Sulfato de ferro (Quimitécnica)	74

Índice de figuras

FIGURA 1.1- ESQUEMA DA ETAR DA BOAVISTA.....	4
FIGURA 1.2-VARIAÇÃO CARACTERÍSTICA DO CAUDAL DE ORIGEM DOMÉSTICA.....	5
FIGURA 1.3-REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS.....	7
FIGURA 1.4-REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PROCESSOS BIOLÓGICOS MAIS USADOS.....	9
FIGURA 1.5-DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO PROCESSO DE LAMA ACTIVADO.....	11
FIGURA 1.6-PROCESSOS PARA A REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FOSFORO.....	14
FIGURA 1.7-ESQUEMA DO A2/OTM.....	15
FIGURA 1.8-METABOLISMO DE UMA BACTÉRIA.....	16
FIGURA 1.9-METABOLISMO SIMPLIFICADO DE BACTÉRIAS AUTOTRÓFICAS EM 2 ETAPAS.....	17
FIGURA 1.10-METABOLISMO ANAERÓBIO E AERÓBIO/ANÓXICO DE PAO.....	19
FIGURA 1.11- ARMAZENAMENTO E O CRESCIMENTO DE PAO NO MODELO ASM2.....	21
FIGURA 1.12-ARMAZENAMENTO E CRESCIMENTO AERÓBIO DE PAOS NO MODELO TUDP.....	22
FIGURA 2.1-EXTRATO DE ORTOFOTOMAPA: ETAR DE BOAVISTA.....	31
FIGURA 2.2 COMPACTADOR/TAMISADOR DA ETAR DA BOAVISTA.....	31
FIGURA 2.3-REACTOR BIOLÓGICO DA ETAR DA BOAVISTA.....	32
FIGURA 2.4-DECANTADOR SECUNDÁRIO DA ETAR DA BOAVISTA.....	32
FIGURA 2.5-DIAGRAMA SIMPLIFICADO DAS FASES LÍQUIDAS E SOLIDA DA ETAR DE BOAVISTA.....	35
FIGURA 2.6- LAYOUT DO TRATAMENTO BIOLÓGICO DA ETAR DA BOAVISTA DO PROGRAMA GPS-X....	38
FIGURA 2.7-MODELO SIMPLE1D - ESQUEMA DAS DEZ CAMADAS DO DECANTADOR.....	40
FIGURA 2.8-CURVA AJUSTADA PARA A DETERMINAÇÃO DE K, BOD, BOD TOTAL E BCOD.....	43
FIGURA 3.1- EVOLUÇÃO DOS SÓLIDOS NO TANQUE BIOLÓGICO DURANTE OS 80 DIAS DA SIMULAÇÃO ..	51
FIGURA 3.2- EVOLUÇÃO DOS NUTRIENTES NO TANQUE BIOLÓGICO NOS 80 DIAS DE SIMULAÇÃO.....	51
FIGURA 3.3- EVOLUÇÃO DA BIOMASSA NO TANQUE BIOLÓGICO NOS 80 DIAS DA SIMULAÇÃO.....	51
FIGURA 3.4- EVOLUÇÃO DOS SÓLIDOS, NUTRIENTES E CQO NO EFLUENTE NOS 80 DIAS DE SIMULAÇÃO.....	52
FIGURA 3.5- RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DE AMÓNIA E PSOLUVEL PARA O TANQUE BIOLÓGICO, CÉLULA ANAERÓBIA- RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DINÂMICA VS RESULTADOS CAMPANHA ANALÍTICA.....	53
FIGURA 3.6- RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DE NITRATOS E NITRITOS PARA O TANQUE BIOLÓGICO, CÉLULA ANAERÓBIA- RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DINÂMICA VS RESULTADOS CAMPANHA ANALÍTICA.....	53
FIGURA 3.7- RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DE NITRATOS E NITRITOS PARA O TANQUE BIOLÓGICO, CÉLULA ANÓXICA- RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DINÂMICA VS RESULTADOS CAMPANHA ANALÍTICA.....	53
FIGURA 3.8-RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DE AMÓNIA E SOLÚVEL PARA O TANQUE BIOLÓGICO, CÉLULA ANÓXICA- RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DINÂMICA VS RESULTADOS CAMPANHA ANALÍTICA.....	54
FIGURA 3.9-RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO PARA O TANQUE BIOLÓGICO, CÉLULA AERÓBIA- RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DINÂMICA VS RESULTADOS CAMPANHA ANALÍTICA.....	54
FIGURA 3.10-RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS NA RECIRCULAÇÃO - RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DINÂMICA VS RESULTADOS CAMPANHA ANALÍTICA.....	55

FIGURA 3.11-RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO NO EFLUENTE - RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DINÂMICA VS RESULTADOS CAMPANHA ANALÍTICA. A) CQO B) NTOTAL C) PTOTAL D) SST.....56

Índice de tabelas

TABELA 1.1-PROCESSOS ABRANGIDOS POR CADA PROCESSO. ADAPTADO DE (PEREIRA, 2014).....	22
TABELA 1.2-VARIÁVEIS DE ESTADO DEFINIDAS NO MODELO	25
TABELA 1.3- VARIÁVEIS COMPOSTAS NO MODELO ASM2D	26
TABELA 2.1- DADOS DE DIMENSIONAMENTO DO PROJECTO.....	34
TABELA 2.2-OBJECTIVOS DE QUALIDADE DA DESCARGA FIXADO NO DECRETO LEI.....	34
TABELA 2.3-CARACTERÍSTICAS GEOMÉTRICAS DOS DOIS REACTORES.....	36
TABELA 2.4-DADOS DE ENTRADA E SAÍDA DA ETAR DA BOAVISTA NAS DUAS CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM.....	37
TABELA 2.5-DADOS FÍSICOS E OPERACIONAIS.....	43
TABELA 2.6-FRACÇÕES DE NITROGÉNIO E FOSFORO NO INFLUENTE	424
TABELA 2.7-ENTRADA DAS FRACÇÕES DE INFLUENTE.....	43
TABELA 2.8-FRACÇÃO DE NUTRIENTES DE INFLUENTE.....	435
TABELA 2.9-OS RESULTADOS DE QUANTIFICAÇÃO DO VFA EM UMA AMOSTRA DE EFLUENTE, UTILIZANDO O MÉTODO DE HPLC.....	45
TABELA 2.10-RESUMO DAS FRACÇÕES ORGÂNICAS DA CARACTERIZAÇÃO DO INFLUENTE	457
TABELA 2.11-VALORES DE “ACTIVE AUTOTROPHIC BIOMASSA” (XBA) E “ACTIVE HETEROTROPHIC BIOMASSA” (XBH) CALCULADOS.....	468
TABELA 2.12-VALORES DE “ACTIVE AUTOTROPHIC BIOMASSA” (XBA) E “ACTIVE HETEROTROPHIC BIOMASSA” (XBH) OBTIDOS DA SIMULAÇÃO.....	479
TABELA 2.13- VALORES PADRÃO, CALCULADOS E TÍPICOS DE K_{SO} E μ_a	50
TABELA 3.1-PRINCIPAIS PARÂMETROS DA CARACTERIZAÇÃO DO INFLUENTE.....	45
TABELA 3.2-RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO.....	56
TABELA 3.3- RESULTADOS DA VALIDACAO	57
TABELA 3.4- - RESULTADOS DA APLICAÇÃO DO MODELO	58
TABELA 6. 1- CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUAIS DOMÉSTICAS NÃO TRATADAS.....	63
TABELA 6.2-VALORES TÍPICOS DE CONSTANTES ESTEQUIOMÉTRICAS E DE FACTORES DE CONVERSÃO DOS MODELOS ASM2 E ASM2D.....	64
TABELA 6.3- EQUAÇÕES DE HIDROLISE.....	65
TABELA 6.4-EQUAÇÕES DE AM2D PARA PROCESSOS RELATIVOS HETEROTRÓFICOS.....	66
TABELA 6.5-EQUAÇÕES ASM2D PARA PROCESSOS RELATIVOS A ORGANISMOS NITRIFICANTES (ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS).	67
TABELA 6.6- MATRIZ DE PETERSEN PARA O MODELO ASM2D – ESTEQUIOMETRIA.....	68
TABELA 6.7-MATRIZ DE PETERSEN PARA O MODELO ASM2D – TAXAS DE PROCESSO.....	69
TABELA 6.8-CONDIÇÕES DE FUNCIONAMENTO DOS REACTORES BIOLÓGICOS.....	72
TABELA 6.9-RESULTADOS DA CAMPANHA PARA O EFLUENTE.....	72

TABELA 6.10-RESULTADOS DA CAMPANHA PARA O EFLUENTE TRATADO.....	72
TABELA 6.11-RESULTADOS DA CAMPANHA PARA O TANQUE ANAERÓBIO.....	73
TABELA 6.12-RESULTADOS DA CAMPANHA PARA O TANQUE ANÓXICO.....	73
TABELA 6.13-RESULTADOS DA CAMPANHA PARA O TANQUE ANÓXICO.....	73
TABELA 6.14-RESULTADOS DA CAMPANHA PARA A RECIRCULAÇÃO DE LAMAS.....	74
TABELA 6.15-RESULTADOS DA CAMPANHA PARA AS LAMAS DESIDRATADAS.....	74
TABELA 6.16- RESULTADOS DA CAMPANHA PARA O ESPESSADOR.....	74

Abreviaturas e Símbolos

ASM- Activated Sludge model

bCQO – CQO Biodegradável

CBO – Carência Biológica de Oxigênio

CBO₅ – Carência Biológica de Oxigênio num período de 5 dias

CQO – Carência Química de Oxigênio

DO- Oxigênio dissolvido

F/M – “Food to Microorganism ratio”

MLSS – Mistura líquida de sólidos suspensos

N – Azoto

N₂ – Diazoto

NH₄⁺- Amónia

NO₂⁻- Nitrito

NO₃⁻- Nitrato

P – Fósforo

PAO – Organismos acumuladores de fósforo

PHA – Poly-hydroxy-alkanoates

TKN – Total Kjeldahl Nitrogen

TN – Azoto Total

TP – Fósforo Total

SST – Sólidos suspensos Totais

SSV – Sólidos suspensos voláteis

EBPR- “Enhanced Biologic PhosPhorus Removal

Parte I

State of the art

Capítulo 1. INTRODUÇÃO

1.1 Contexto Geral

A preservação do meio ambiente é, actualmente, uma das grandes preocupações a nível mundial. Em relação as águas residuais produzidas em grandes áreas urbanas e industriais, cujo impacto ambiental é significativo, foi necessário tomar medidas. Torna-se necessário a imposição de limites de descarga restritivos para diversos parâmetros no efluente tratado o que tem levado à melhoria e ao desenvolvimento dos processos de tratamento. Actualmente, nas modernas sociedades industrializadas, a gestão adequada das águas residuais geradas não é apenas uma opção, mas uma necessidade.

O constante crescimento da população e da indústria tem levado a um significativo aumento dos níveis de poluição, contribuindo para uma maior acumulação de poluentes na água. Foi por isso necessário a implementação de normas de qualidade da água, o que conduziu a alterações substanciais no controlo da sua poluição. Assim, a existência de estações de tratamento de águas residuais (ETAR), tem como objetivos a redução da poluição, a proteção do meio ambiente e da saúde pública, vindo nos dias de hoje a atingir um peso significativo em termos ambientais. Os efeitos ambientais na ETAR, que pode ser positivo ou negativo, estão relacionados com o consumo de energia, utilização de reagentes químicos, produção de lamas e emissão de poluentes atmosféricos.

A remoção biológica de fosforo de efluentes é um fator chave na prevenção da eutrofização das águas superficiais e costeiras, uma vez que o fósforo estimula o crescimento de algas e outros microorganismos fotossintéticos, tais como as cianobactérias tóxicas (algas azuis) (Oehmen et al., 2007a). A eutrofização aumenta os custos de tratamento de água, interfere no valor e conservação de barragens, é prejudicial para a vida aquática, e o abastecimento de água no caso dos meios hídricos eutróficos não podem ser utilizadas fins de consumo, uma vez que é sub-letal para os seres humanos devido à presença de toxinas de algas (Mullan et al., 2002). Por estas razões, é imperativo controlar a eutrofização em sistemas de água, e a remoção de fósforo das águas residuais é considerada ser a melhor estratégia (Wang et al., 2013)

Uma das técnicas mais utilizadas para a remoção de fosforo tem sido a precipitação química, por meio de adição de sais de cálcio, de alumínio e ferro. No entanto, este método apresenta várias desvantagens, tais como a produção de grandes quantidades de lama, ser muito dispendioso devido ao valor comercial de alguns produtos químicos utilizados, e dos custos de manutenção. Uma alternativa a este método poderá ser a remoção biológica de fósforo (EBPR), do qual se pode tirar bons resultados quando operada com sucesso. Este será então uma opção de baixo custo e sustentável a nível ambiental. (Oehmen et al., 2007a).

Esta necessidade de controlar a descargas de poluentes tem motivado em grande parte o desenvolvimento e evolução no domínio da modelação e gestão de sistemas de águas residuais. Nos últimos anos, a modelação matemática de processos de tratamento de águas residuais tornou-se uma ferramenta mundialmente aceite na prática de engenharia e amplamente utilizada por empresas de consultoria e entidades reguladoras (Morgenroth et al., 2002). Os modelos matemáticos podem ser usados para prever a resposta dinâmica dos sistemas biológicos e perturbações diversas como, por exemplo, a alteração significativa das condições de afluência ou deterioração da qualidade do efluente (Vanhooren et al,2003). Por outro lado, a modelação poderá permitir a implementação de estratégias de controlo, com o objectivo de estabilizar o funcionamento da ETAR, garantido uma maior desempenho dos processos biológicos.

1.2. Tratamento de águas residuais

A Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) é uma infraestrutura que se destina ao tratamento das águas residuais de origem doméstica e/ou industrial, Após tratamento os efluentes tratados são descarregados no meio recetor, de acordo com a legislação vigente para o meio ambiente receptor.

Na **Figura 1.1**, tem-se o esquema da ETAR da Boavista, o caso de estudo do presente trabalho.

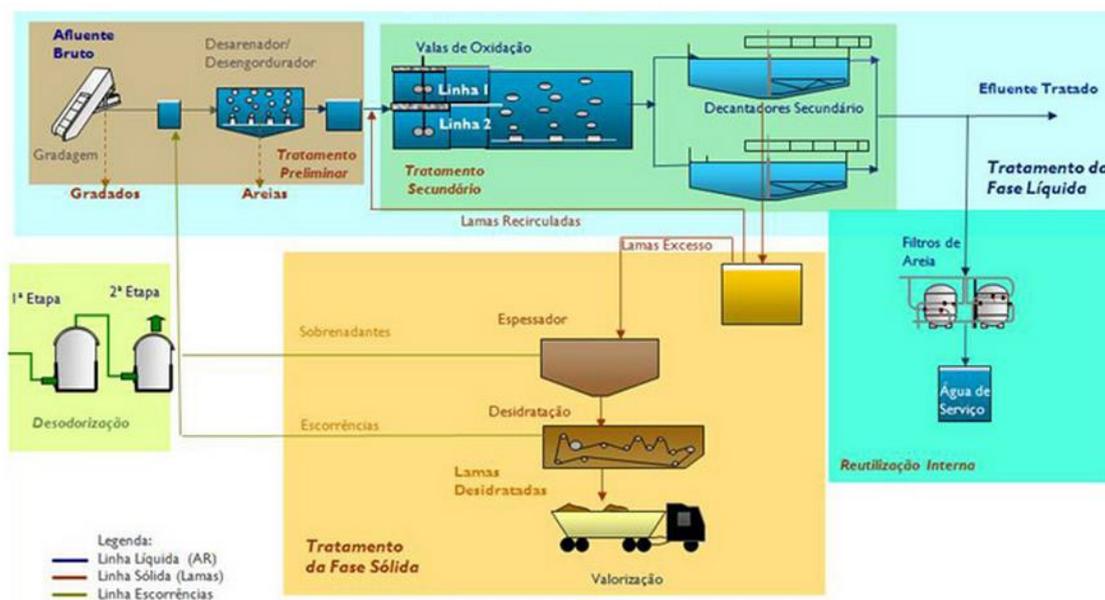


Figura 1.1-Esquema da ETAR da Boavista. Fonte: <http://www.aguasdoalgarve.pt/content.php?c=10>

Influente:

O conceito de água residual tem como elementos chave o “uso” e o “consumo” para a sua definição (Sincero e Sincero, 2002), a análise da sua origem é feita em termos quantitativos (caudais) e qualitativos (características físicas, químicas e biológicas), (Liu e Lipták, 2000). De acordo com o Decreto-Lei nº152/97 as águas residuais poderão ter várias origens: domésticas, que são águas residuais de serviços e de instalações residenciais, fundamentalmente provenientes do metabolismo humano e de atividades domésticas; industriais, que são águas residuais provenientes de qualquer tipo de atividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem como águas pluviais: urbanas, que são a mistura das águas residuais domésticas ou a mistura destas com industriais e ou com águas pluviais.

No que se refere á componente industrial, esta poderá ter um impacto significativo nas características das águas residuais. A utilização da água de origem industrial é essencialmente na refrigeração, limpeza, processo industrial e utilização sanitária. A variação do caudal está relacionada com o horário laboral da indústria.

- **Variação do caudal das águas residuais**

Uma determinação precisa do comportamento dos caudais em águas residuais influentes, é um dos aspectos essenciais para a concepção das ETAR (Sincero e Sincero, 2002). Em termos hidráulicos a variação do caudal das águas residuais é visível diariamente, semanalmente, mensalmente e anualmente.

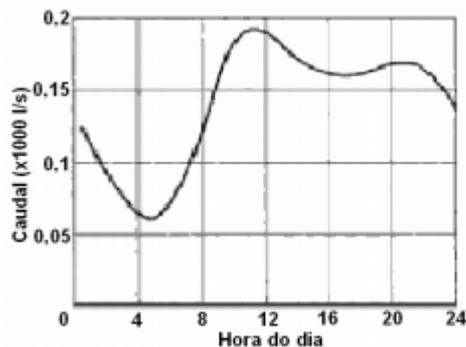


Figura 1.2-Variação característica do caudal de origem doméstica. (FonteMetcalf e Eddy, 2003)

Por observação da **Figura 1.2** podemos verificar, em termos diários, que os valores mais baixos do caudal são registados de madrugada. Isto deve-se ao facto de ser o período do dia em que existe um menor consumo da água. O primeiro pico ocorre geralmente ao final da manhã, quando as águas residuais resultantes dos maiores consumos de água verificados no início da manhã atingem as ETAR, ocorrendo depois um segundo pico normalmente ao início da noite, entre as 19 e as 21 horas. Esta variação, no entanto, depende bastante da extensão da rede de drenagem das águas residuais e da dimensão do local em estudo (Metcalf e Eddy, 2003).

Principais características

A caracterização das águas residuais dependem essencialmente das suas características físicas, químicas e biológicas. No que respeita às características físicas, estas compreendem a cor, cheiro, temperatura, sólidos, turbidez, óleos e gorduras. Quanto às características químicas, estas estão relacionadas com a matéria orgânica presente na água residual tal como a carência bioquímica de oxigénio (CBO), carência química de oxigénio (CQO) e a carência teórica total de oxigénio (CTO). No que diz respeito às características químicas inorgânicas tem-se a salinidade, dureza, pH, acidez, alcalinidade, ferro, manganês, cloretos, sulfatos, sulfitos, mercúrio, chumbo, crómio, cobre, zinco, azoto amoniacal, nitritos, nitratos e fósforo. Existem ainda os parâmetros microbiológicos que ajudam á caracterização da ETAR. São apresentadas na **tabela 6.1 do Anexo I** as principais características das águas residuais, concretamente as águas residuais domésticas.

Uma ETAR, de um modo geral, para além do tratamento da fase líquida (águas residuais), faz-se também o tratamento da fase sólida (lamas) e por vezes da fase gasosa (odores). O tratamento da fase líquida é constituído por etapas: o pré-tratamento, o tratamento primário, o tratamento secundário e em alguns casos o tratamento terciário, tendo sempre em conta as características das águas, a tratar (**Figura 1.3**).

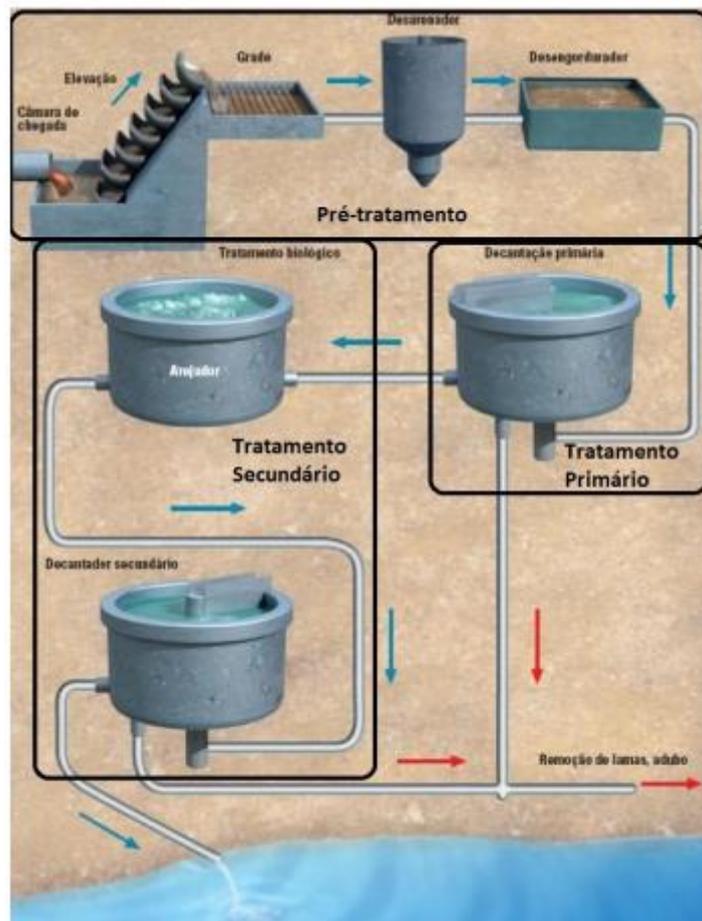


Figura 1.3-Representação esquemática do tratamento de águas residuais (Costa e Fernandes, 2009)

Relativamente ao tratamento da fase sólida, esta é necessária para tratar as lamas produzidas na fase líquida, nomeadamente durante os tratamentos primário e secundário, ou seja, lamas primárias e secundárias. Sempre que se libertem compostos tóxicos ou com odores desagradáveis e a ETAR esteja numa zona passível de ser afetada (e.g., aglomerado populacional), o tratamento da fase gasosa deve ser efectuado. A selecção do processo de tratamento de águas residuais ou a sequência de processos de tratamento depende de uma série de factores associados às águas residuais (Metcalf & Eddy, 2003), como por exemplo:

- Características iniciais das águas residuais, como a CBO5, os SST, a alcalinidade e a presença de substâncias tóxicas;
- A qualidade de efluente pretendida;
- O custo da tecnologia de tratamento e a disponibilidade de terrenos.

Tratamento preliminar

O tratamento preliminar é um processo físico, onde é feita a separação e remoção dos sólidos mais grosseiros e gorduras. Esta remoção tem por objectivo salvaguardar o bom funcionamento das fases seguintes do tratamento. Esta separação pode ser feita através da gradagem, o desarenamento e o desengorduramento.

A gradagem ou tamisagem pode ser composta por grades grosseiras, grades finas e/ou peneiros rotativos, e tem como objectivo a remoção dos sólidos de dimensões superiores ao espaçamento entre as barras da grade. Estas grades são constituídas por barras de ferro ou aço paralelas, colocadas transversalmente, perpendicular e/ou inclinadas no canal de chegada dos esgotos.

O Desarenamento é destinado a reter a areia e outros detritos inertes e pesados, de rápida sedimentação, que se encontram nos efluentes. Tal como na gradagem, o principal objetivo é proteger as bombas, válvulas e outros acessórios a jusante contra a abrasão, e evitar a obstruções de canalizações etc.

A etapa de desengorduramento consiste em tanques de retenção de materiais flutuantes reservados à remoção de óleos e gorduras assim como outras substâncias com densidades inferiores à da água. O desengorduramento está presente apenas em alguns sistemas de tratamento. A remoção destes materiais é de extrema importância uma vez que vai evitar: obstruções dos colectores, aderência nos equipamentos das redes de esgotos, a acumulação de gorduras nas unidades de tratamento, a formação de espumas, a redução da eficiência da transferência de oxigénio nos tratamentos biológicos e o aspecto desagradável no meio receptor (Dezotti, 2008).

Tratamento Primário

Uma vez finalizado o tratamento preliminar dá-se início ao tratamento das águas residuais propriamente dito, uma vez que estas águas contêm ainda uma elevada carga poluente. O objectivo do tratamento primário é remover os sólidos em suspensão que não tenham sido retidos por gradagem. A matéria poluente (sólidos sedimentáveis) é separada da água através do processo de sedimentação. Este tipo de tratamento é praticamente físico, sendo, geralmente realizado em decantadores primários. Para que a sedimentação possa ocorrer de modo mais rápido e eficaz pode-se, em alguns casos, adicionar agentes químicos, que através de uma coagulação/floculação, formam flocos de matéria poluente de maiores dimensões e densidades, garantido uma decantação mais eficiente (Dezotti, 2008).

Tratamento Secundário

O tratamento secundário, ou também conhecido por tratamento biológico de águas residuais, tem como objetivos principais, degradar biologicamente compostos orgânicos dissolvidos e em suspensão bem como, remover nutrientes como o azoto e o fósforo.

No tratamento secundário das águas residuais existem diferentes tipos de processos de tratamento biológico (**Figura 1.4**) (Metcalf e Eddy, 2003).

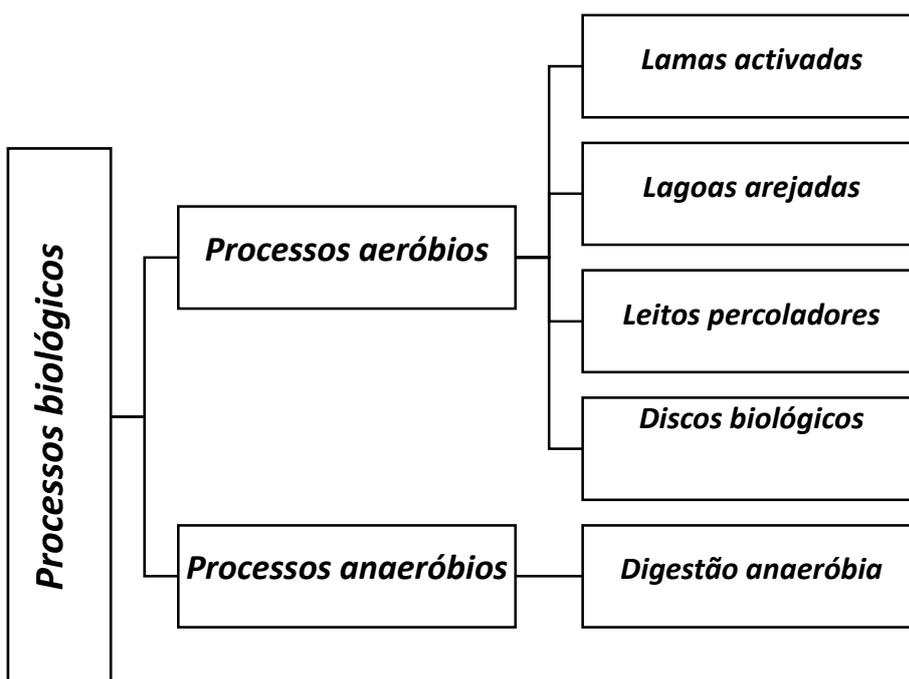


Figura 1.4-Representação esquemática dos processos biológicos mais usados (adaptado de Metcalf e Eddy, 2003)

Dentro dos processos mais comuns, o mais usado é o tratamento por lamas activadas, que por ser um processo intensivo de tratamento permite obter elevadas eficiências de remoção. Neste processo, a matéria orgânica é degradada em reactores biológicos. Estes reactores são, normalmente, arejados, com um teor de oxigénio dissolvido inferior a 2mg/l e também por evitar gastos superiores de arejamento. (Oehmen et al, 2007a), devido a quantidade de

microorganismos aeróbios que contêm. A eficiência de um tratamento secundário pode ser superior a 95%, dependendo da operação da ETAR. Finalizado o tratamento secundário, as águas residuais tratadas apresentam normalmente qualidade para serem descarregadas no meio receptor no que se refere a matéria orgânica.

O foco do presente trabalho, é o tratamento biológico por lamas activadas, e por isso será analisado mais pormenorizadamente na secção 1.3.1.

Tratamento Terciário

O tratamento terciário é considerado um tratamento químico ou físico adicional. Se após o tratamento primário e secundário permanecerem substâncias suspensas ou dissolvidas é necessário o recurso a este tratamento. Estas substâncias podem ser orgânicas, sólidos suspensos ou até iões inorgânicos tais como o cálcio, o potássio, sulfato, nitrato, fosfato e um número cada vez maior de compostos orgânicos sintéticos.

Neste tipo de tratamento inclui-se a desinfecção (remoção de organismos patogénicos) e a remoção de nutrientes (Metcalf e Eddy, 2003).

As principais tecnologias aplicadas na desinfecção são a adição de cloro, o ozono e a radiação ultravioleta (Beleza et al., 2007).

1.3. Tratamento biológico por lamas activadas

Este processo de lamas activadas tem a vantagem de produzir um efluente de boa qualidade a custos operacionais e de manutenção relativamente baixos quando comparados com outras tecnologias.

O processo foi desenvolvido pela primeira vez em Manchester, Inglaterra, por Arden e Lockett em 1914 e é hoje o mais utilizado para o tratamento secundário das águas residuais em todo o mundo. Arden e Lockett, chamaram a este processo de "lamas activadas", porque os microorganismos floculantes activos são capazes de estabilizar e remover a matéria orgânica. Este processo não só remove o carbono orgânico (C), mas também pode remover azoto (N) e fósforo (P), tendo em conta o controlo operacional e com as características do efluente.

Caracterização do Processo

O processo básico de lamas activadas é caracterizado por vários processos unitários:

- A água residual entra no tanque de arejamento, onde os microorganismos entram em contacto com o material orgânico, efectuando a sua degradação. O arejamento possibilita igualmente manter as lamas aeróbias em suspensão. A concentração de microorganismos é determinada analiticamente através do parâmetro Sólidos Suspensos Totais, na terminologia anglo-saxónica é mixed liquid suspended solids (MLSS).

- A operação de separação sólido-líquido é normalmente feita por no decantador

secundário. Este tipo de processo é caracterizado pela formação de partículas de flocos biológicos que variam, geralmente, entre 50 a 200 micrómetros, que permite uma separação dos sólidos por gravidade, deixando um líquido relativamente limpo. A fase líquida é o efluente tratado, enquanto a parte sólida refere-se à lama biológica.

- Neste processo existe um sistema de recirculação em que as lamas biológicas são encaminhadas de um decantador para a entrada do tanque de arejamento. Deste modo, mantém-se uma determinada concentração de microorganismos no interior do reactor biológico, necessária para assegurar a remoção orgânica e, eventualmente, de nutrientes.

- Finalmente, as lamas são extraídas do sistema de tratamento (purga das lamas ou lamas em excesso) de modo a manter a concentração de biomassa constante no reactor biológico. (Metcalf e Eddy, 2003). As lamas em excesso, são então encaminhados para a linha de tratamento em fase sólida.

Em geral, todos os processos de tratamento de lamas activadas promovem a remoção biológica de compostos orgânicos dissolvidos no efluente, bem como a remoção de matéria coloidal, sólidos em suspensão e de outros não sedimentáveis.

Uma parte importante do tratamento de águas residuais municipais é a remoção de CBO. A remoção de CBO é realizada por um processo biológico. Este processo é um processo biológico aeróbio e tem lugar no tanque de arejamento, caracterizado pela água residual ser arejada com oxigénio. As bactérias desenvolvem-se rapidamente com as condições adequadas. Para crescer estas bactérias formam gases e flocos. Esses flocos são então removidos na decantação. A **Figura 1.5** é um diagrama esquemático de um sistema de lamas activadas.

Os símbolos dos parâmetros mostrados no esquema são utilizados para modelar um processo de crescimento suspenso.

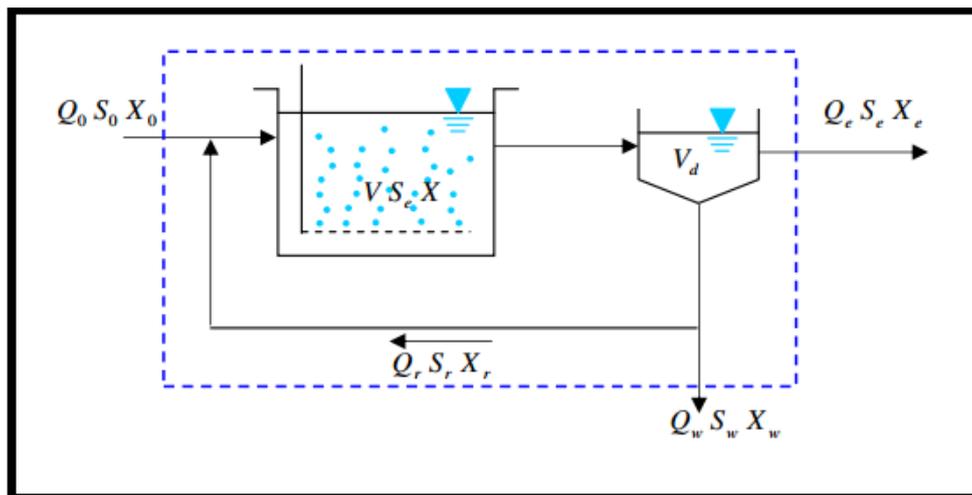


Figura 1.5-Diagrama esquemático do processo de lama activada (Pombo 2010)

Onde:

Q_0 – Caudal afluyente (m^3/h);

S_0 – Concentração de substrato no afluyente ($g\ CBO_5/m^3$);

X_0 – Concentração de microrganismos no afluyente ($g\ SSV/m^3$);

V – Volume do tanque de arejamento (m^3);

X – Concentração de microrganismos no tanque de arejamento ($g\ SSV/m^3$);

V_d – Volume do decantador secundário (m^3);

Q_e – Caudal de efluente tratado (m^3/d);

S_e – Concentração de substrato no efluente tratado ($g\ CBO_5/m^3$);

X_e – Concentração de microrganismos no efluente tratado ($g\ SSV/m^3$).

Q_w – Caudal de purga de lamas (m^3/d);

S_w – Concentração de substrato na purga de lamas ($g\ CBO_5/m^3$);

X_w – Concentração de microrganismos na purga de lamas($g\ SSV/m^3$);

Q_r – Caudal de recirculação de lamas (m^3/d);

S_r – Concentração de substrato na recirculação de lamas ($g\ CBO_5/m^3$);

X_r – Concentração de microrganismos na recirculação de lamas ($g\ SSV/m^3$).

Escrevendo um equilíbrio da biomassa para o sistema:

Acumulação = entrada - saída + crescimento líquido

Equação 1

$$\frac{dX}{dt}V = Q \times X_0 - [(Q - Q_w)X_e + Q_w X_r] + r_g \times V$$

Sendo r_g a taxa líquida de produção de biomassa ($gSSV/m^2.d$). Se assumirmos que a concentração de microrganismos no afluyente pode ser desprezada e que as condições de estado estacionário prevalecem ($\frac{dX}{dt} = 0$) a equação pode ser simplificada:

Equação 2

$$\Leftrightarrow \frac{(Q - Q_w)X_e + Q_w X_r}{V \times X} = \frac{r_g}{X}$$

Tendo em conta a definição de taxa de produção de biomassa líquida:

Equação 3

$$r_g = -Y \times r_{su} - k_d \times X$$

Equação 4

$$\Leftrightarrow \frac{(Q - Q_w)X_e + Q_w X_r}{V \times X} == -Y \times r_{\frac{su}{X}} - k_d$$

Onde:

- Y é o coeficiente de rendimento de síntese (gSSV/gBCOD);
- RSU a taxa de utilização do substrato (gBCOD/(m³.d)) e
- K_d o coeficiente de taxa de decaimento endógena (d⁻¹).

O inverso do termo do lado direito é definido como o tempo de retenção de sólidos médios (TRS). O tempo de retenção de sólidos (TRS), é o período médio de tempo de permanência dos microrganismos no sistema antes de abandonarem o mesmo através do efluente tratado e da purga de lamas. Assim, o TRS é dado pela Equação seguinte que traduz o quociente entre a quantidade total de microrganismos presentes no tanque de arejamento e a velocidade de saída destes do sistema:

Equação 5

$$\Leftrightarrow \frac{V \times X}{(Q - Q_w)X_e + Q_w X_r}$$

A TRS é um parâmetro especialmente importante nos processos de lamas ativadas, pois dá uma indicação do estado biológico do processo: remoção de carbono, nitrificação e condição de biomassa. A gama comum para a idade das lamas para uma instalação de lamas activadas convencional é entre 3 a 15 dias, dependendo da temperatura da mistura de sólidos suspensos. Para temperaturas entre os 18 e os 25°C, deve considerar-se um valor mínimo de cerca de 3 dias, privilegiando a remoção de CBO₅, desencorajando a nitrificação e eliminando as respetivas carências de oxigénio. Para uma temperatura de 10°C, os valores normalmente utilizados variam entre os 5 a 6 dias para a remoção de CBO₅ (Metcalf & Eddy, 2003). Para processos de lamas activadas por arejamento prolongado é de 15 a 30 dias. Este parâmetro pode ser controlado ajustando o caudal de remoção de lamas em excesso no sistema (Wang et al., 2009).

A razão F/M (Food to Microorganism) é dada pela relação entre o alimento, o substrato, e a quantidade diária mássica de microrganismo disponível, apresentada na **Equação 6**.

Equação 6

$$\frac{F}{M} = \frac{Q \times S_0}{V \times X}$$

A razão F/M apresenta alguma base em estudos teóricos, contudo os valores usados na prática são derivados de observações empíricas. Valores típicos de F/M, segundo dados disponíveis na literatura, situam-se entre os 0,04 e 5,0 mg CBO₅.mg⁻¹ MLVSS.d⁻¹ (Davis, 2010; Metcalf & Eddy, 2003). A razão F/M em uma estação de tratamento convencional de lamas activadas. Com arejamento prolongado varia entre 0,05 e 0,1. [Wang et al, 2009]

A Carga volúmica (CV) é definida como a quantidade de CBO5 por dia no tanque de arejamento. Os valores característicos, segundo a literatura, variam entre os 0,3 a 3 g CBO5.m⁻³ d⁻¹. A carga CV é dada pela **Equação 7**.

Equação 7

$$CV = \frac{Q_0 S_0}{V}$$

Valores mais elevados de CV, geralmente dão resultado a maiores necessidades de transferência de oxigénio por unidade de volume para o sistema de arejamento (Metcalf & Eddy, 2003)

Configurações do processo de lamas activadas para a remoção de P e N.

O processo de lamas activadas pode ter diferentes configurações (**Figura 1.6**) (Wiesmann et al., 2007).

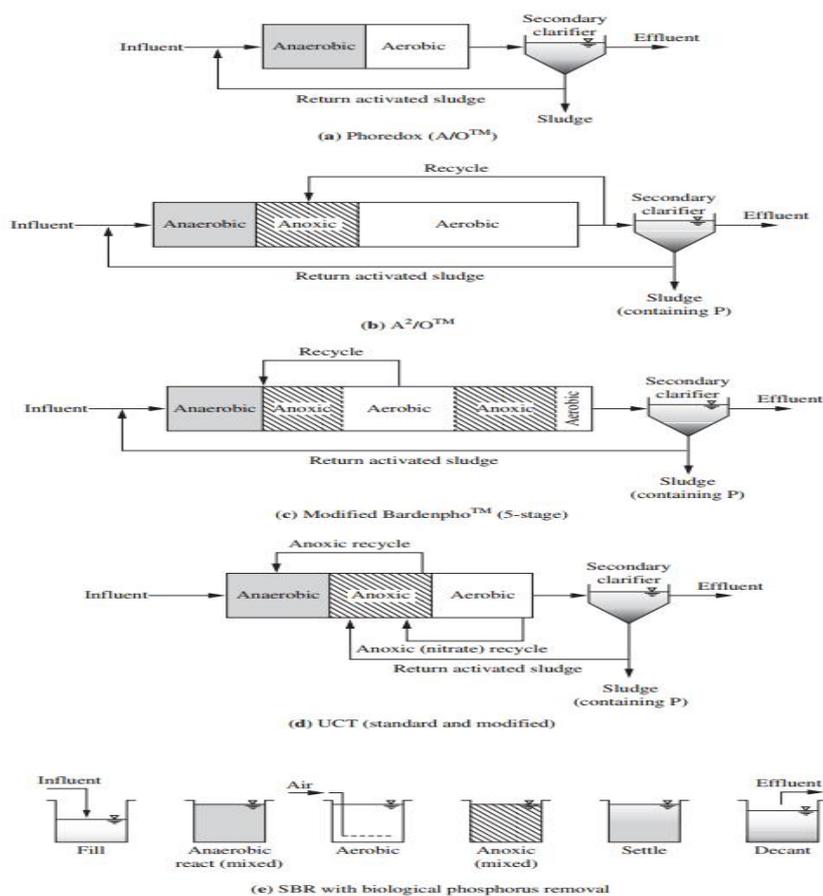


Figura 1.6-Processos para a remoção biológica de fósforo (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003.) a) Phoredox A/O TM; b) A²O TM, c) Bardenpho TM (5-Stage). D) Universidade de Cape Town (UCT). e) Sequencing Batch Reactor (SBR).

Nos parágrafos seguintes faz-se uma breve descrição das configurações da figura 1.6.

O Phoredox A/O™ é um nome dado por Barnard (1975) para representar uma sequência anaeróbica/aeróbica que promove a remoção biológica de fósforo (**Figura 1.6 a**)).

O A²/O™ que é uma alteração ao modelo A/O™, possui uma reciclagem interna e uma zona anóxica para desnitrificação™, (**Figura 1.6 b**)).

No que se refere a configuração c) da Figura 6 o Bardenpho™ (5-Stage) é uma modificação do processo de quatro fases, onde os processos pré-anóxico pós-anóxico são incorporados no processo. Este processo de 5 estágios favorece tanto a desnitrificação como a remoção de fósforo e aumenta a capacidade de oxidação do carbono. O número de fases e a reciclagem diferem do processo A²/O™.

Em relação á configuração Universidade de Cape Town (UCT), este foi desenvolvido na Universidade da Cidade do Cabo na África do Sul. É similar ao processo A²/O™, com uma excepção, as lamas são recicladas e retornam para a fase anóxica, em vez da fase de arejamento, e a reciclagem interna da fase anóxica para a fase anaeróbica. (**Figura 1.6 d**)) Ao enviar as lamas para a fase anóxica, a introdução de nitrato para a fase anaeróbica é evitada. Isso melhora o fósforo até ser removido. A alimentação de reciclagem interna proporciona maior aproveitamento orgânico na fase anaeróbica.

Finalmente, o Sequencing Batch Reactor (SBR), (**Figura 1.6 e**)), consiste num reactor descontínuo sequencial (RDS) que opera numa sequência de etapas num único reactor de mistura completa ou em vários reactores a operar em paralelo

A A²/O™ é o sistema de mistura completa igual ao do arejamento prolongado. Este processo tem a grande vantagem de ser relativamente fácil de operar e capaz de responder a variações bruscas de cargas de afluentes, produzindo assim uma menor quantidade de lamas. Esta configuração, tem no entanto a desvantagem de possuir uma alta carência de oxigênio e requerer grandes volumes de reacção, uma vez que o tempo de retenção de sólidos é alta.

No esquema seguinte, (**Figura 1.7**) é possível ver com maior detalhe esta configuração, que é a estudada no presente trabalho.

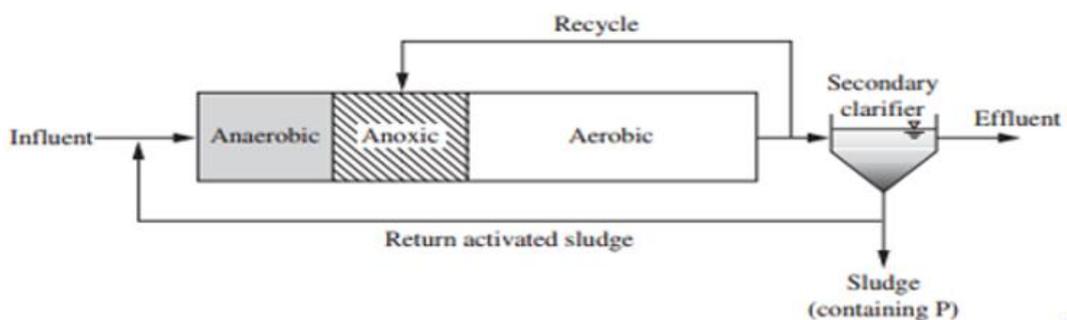


Figura 1.7-Esquema do A²/O™. (Meijer 2004)

O influente entra directamente no tanque anaeróbio onde é promovido o desenvolvimento das bactérias bioacumuladoras de fósforo. Segue-se o tanque anóxico onde os organismos heterotróficos realizam o processo de desnitrificação, sendo os nitratos e nitritos convertidos a azoto gasoso. No tanque aeróbio dá-se a conversão de carbono orgânico em biomassa e dióxido de carbono através de microorganismos heterotróficos e a nitrificação através de microorganismos autotróficos. A recirculação interna que possui os compostos de azoto (nitrato e nitrito), é efectuada a partir do tanque de arejamento, para o tanque anóxico. Nas fases aeróbias ou anóxicas, os PAOS e GAOS usam o PHA (polihidroxialcanoatos) como fonte de energia para o crescimento da biomassa, a reposição de glicogénio e manutenção celular.

Organismos envolvidos no processo de lamas ativadas.

Em termos de microrganismos, o processo de lamas activadas consiste em comunidades microbianas mistas com uma ampla variedade de organismos, incluindo bactérias, protozoários, fungos, algas e, possivelmente, rotíferos. Estes são classificados de acordo com as fontes de carbono e energia. No que se refere as fontes de carbono, os organismos obtêm o carbono para o crescimento celular a partir de qualquer matéria orgânica (heterotróficos) ou dióxido de carbono (autotróficos).

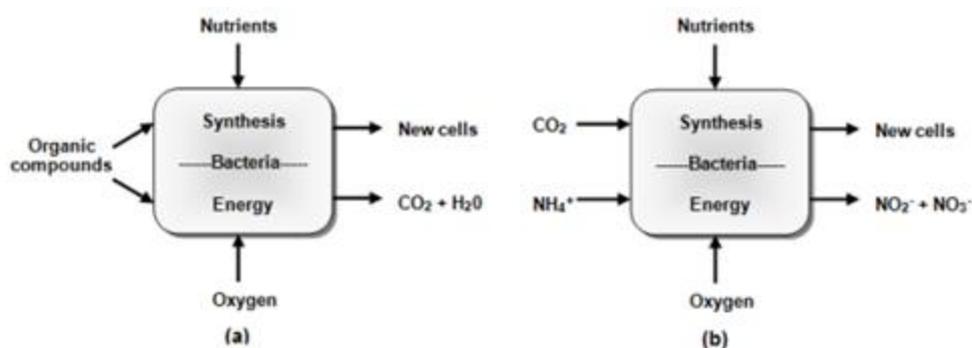


Figura 1.8-Metabolismo de uma bactéria: (a) aeróbico, heterotrófico; (b) aeróbico, autotrófico (Pereira,2012)

Remoção biológica de azoto

Os organismos autotróficos oxidam a amónia para produzir energia necessária para a absorção do CO₂ e do crescimento, a este processo dá-se o nome de nitrificação. A necessidade de nitrificação no tratamento de águas residuais está associada à necessidade de remoção de azoto, a fim de controlar a eutrofização.

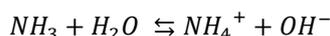
Nitrificação

A nitrificação é o processo pelo qual as formas reduzidas de azoto presentes na água residual são parcial ou totalmente convertidas a nitrato. Segundo Prosser (1989), a nitrificação

desempenha um papel importante no ciclo do azoto, transformando a forma mais reduzida do azoto (NH_3) na sua forma mais oxidada (NO_3^-).

O azoto amoniacal em solução aquosa pode ser apresentado sob a forma do ião amónia (NH_4^+) ou amoníaco (NH_3), de acordo com a seguinte reacção de equilíbrio:

Equação 8



A oxidação do azoto amoniacal a nitrato ocorre com a formação intermédia de nitrito. Porém esta é relativamente instável, e na maioria dos casos é rapidamente convertido em nitrato.

A nitrificação é um processo que se realiza em duas etapas sequenciais (**Figura 1.9**), a primeira etapa a nitritação e a segunda etapa, a nitratação. Estas etapas envolvem, geralmente, dois tipos de microorganismos nitrificantes.

A etapa de nitritação em que ocorre produção de nitrito, p.e pelo microorganismo Nitrosomonas:

Equação 9



Etapa de nitratação em que por acção das bactérias Nitrospira e Nitrobactéria ocorre a oxidação do nitrito a nitrato:

Equação 10

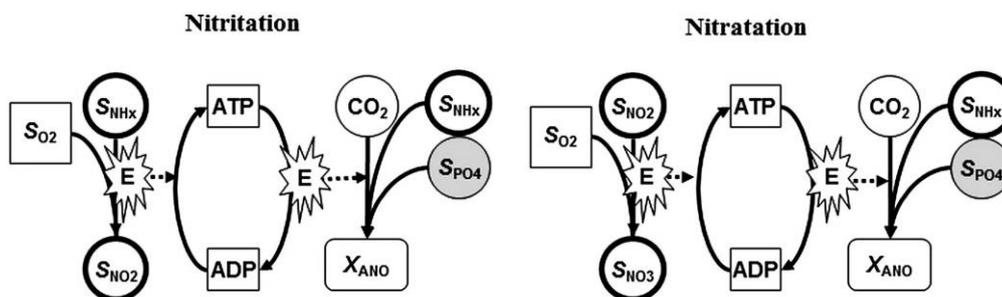


Figura 1.9-Metabolismo simplificado de bactérias autotróficas em 2 etapas: nitritação e nitratação. A energia (E) é produzida através da oxidação de um dador de electrões (NH_4^+ ou NO_2^-), e, em seguida, utilizada para a absorção do CO_2 e do crescimento. (Hauduc et al 2013)

Desnitrificação

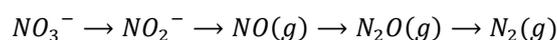
A desnitrificação biológica é o processo através do qual as formas oxidadas de azoto, nomeadamente, nitratos e outras substâncias, são reduzidas a azoto molecular (N_2) pela acção de bactérias desnitrificantes.

Muitos dos microorganismos presentes em sistemas de tratamento por lamas activadas são desnitrificantes, mesmo em sistemas não dimensionados para operar com desnitrificação. A presença destes microorganismos, nestes sistemas, deve-se ao seu carácter facultativo, ou seja, estes organismos podem utilizar o oxigénio ou o nitrato como receptor de electrões.

As bactérias desnitrificantes podem proliferar em sistemas aeróbios devido à sua habilidade de utilizar o oxigénio para oxidar a matéria orgânica de forma eficiente. Dá-se o nome de respiração aeróbia á utilização de oxigénio como receptor de electrões, enquanto a respiração anóxica se refere à utilização de nitrato ou nitrito. Se no sistema ambos (oxigénio e nitrato) estiverem disponíveis, os microrganismos vão utilizar, preferencialmente, o oxigénio como receptor de electrões para a oxidação da matéria orgânica. Isto ocorre porque o processo de desnitrificação produz menos energia do que a respiração aeróbia (Andryszak et al., 1998). Nestes casos, é necessário garantir a ausência de oxigénio, no sistema, por forma a promover a etapa de desnitrificação biológica (oxigénio ausente mas nitrato presente).

Este processo envolve a redução de nitrato a azoto molecular, de acordo com a seguinte sequência:

Equação 11



Em que, o nitrito (NO_2^-), Monóxido de azoto (NO), óxido nitroso (N_2O) São formas intermediárias neste processo. Quanto às três últimas formas, podem ser libertadas como produto gasoso na reacção, porém a forma que origina impactos ambientes menos importantes é o azoto gasoso. (Mano, 1996).

Remoção biológica de Fósforo

A remoção biológica de fosforo/ *Enhanced biological phosphorus removal* (EBPR), na terminologia anglo-saxónica, é um processo biológico usado para a remoção de fósforo sem o uso de precipitantes químicos, tornando-se uma opção sustentável e econômica para tratamento de águas residuais (Oehmen et al, 2007).

O principal requisito para a EBPR é o enriquecimento dos organismos acumuladores de fosforo (PAOS) responsáveis no sistema de tratamento na passagem e recirculação de através de fases anaeróbia e aeróbia (ou anóxica) (Oehmen et al., 2007a).

Os PAOs, contrariamente a outros heterotróficos aeróbios comuns, têm a capacidade de armazenar compostos de carbono como polihidroxialcanoatos (PHAs) que atuam como fonte de energia para que estes microrganismos possam remover biologicamente o fósforo.

Em condições aeróbias, os PAO usam o PHA armazenado como fonte de energia para a absorção de fósforo e de armazenamento polifosfato, produção de glicogénio e crescimento da biomassa (Oehmen et al., 2007) (**Figura 1.10**). A fracção principal de remoção de fósforo

alcançado pelo processo EBPR é obtido através de condições aeróbicas. No entanto, em condições anóxicas, alguns PAOs (ou seja, PAOs desnitrificantes) são capazes de remover fósforo de águas residuais usando nitrato ou nitrito, em vez de oxigênio, como receptores de electrões.

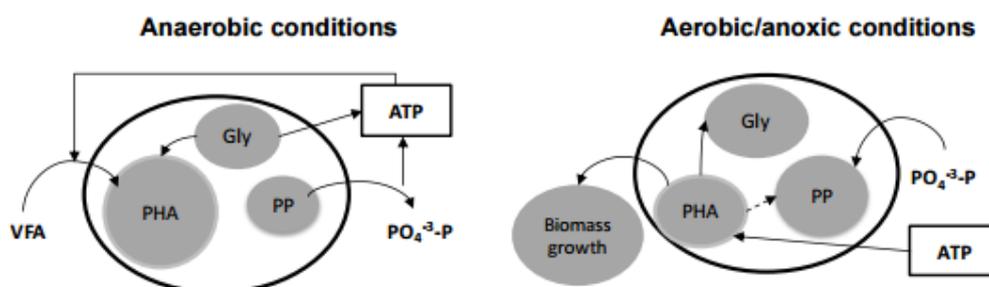


Figura 1.10-Metabolismo anaeróbico e aeróbio/anóxico de PAO (Gly: glicogênio; PP: polifosfato; $PO_4^{3-}P$: ortofosfato).

O processo EBPR tem numerosas vantagens comparado com o convencional tratamento por lamas ativadas. Uma delas é que, quando EBPR é operado com sucesso, é possível remover mais de 90% de fósforo no influente, chegando a atingir valores inferiores a 1 mg/L, durante a utilização convencional de lamas activadas a remoção situa-se entre 20 - 40% (Mullan et al., 2002). Relativamente à produção de lamas, o EBPR é também vantajoso, devido ao facto de produzir menos de 20% de lamas, quando comparado com a precipitação química (Mullan et al., 2002; Van Loosdrecht et al., 1997). Uma vez que o processo produz menos lamas, torna-se mais eficaz em termos de custos, podendo alcançar uma redução de 25% nos custos de energia (Mullan et al., 2002). Além disso, EBPR é um processo ambientalmente fiável, uma vez que o uso de agentes precipitantes químicos não é necessário.

No entanto, este processo apresenta algumas desvantagens relacionadas com a sua estabilidade e fiabilidade, uma vez que é público que algumas fábricas de EBRP podem experimentar perturbações do processo, a deterioração no desempenho e mesmo a falha, podendo nesta forma violar os regulamentos de descargas de efluentes. As possíveis causas de perturbações do processo serão a carga excessiva de nitratos no reactor anaeróbio, limitações nutricionais ou ainda a alta pluviosidade (Oehmen et al., 2007a).

Por exemplo, no uso do processo EBRP em grande escala, pode ser necessário o fornecimento adicional de fontes de carbono pois os VFA's são frequentemente limitantes em águas residuais (Oehmen, 2004).

No entanto, nos últimos tempos, tem-se vindo a identificar que uma das principais causas para as variações no desempenho do EBRP deve-se à competição entre os PAO microbianos e os organismos acumuladores de glicogênio (GAOS) (Oehmen et al., 2007a).

1.4 Modelação- Matemática das ETARs

Diferentes processos e modelos matemáticos foram, no passado, apresentados na literatura de forma a compreender, descrever e prever o comportamento dinâmico do processo de tratamento de lamas activadas. (Plazl et al, 2001). Foi em 1982, que a IAWPRC- International Association on Water Pollution Reserarch and Control, actualmente conhecida por IWA- International Water Association, desenvolveu um grupo de trabalho com o objectivo de promover o desenvolvimento dos estudos no âmbito da modelação matemática para o projecto e operação de sistemas de tratamento biológicos de águas residuais. Inicialmente o objectivo deste grupo era analisar os modelos já existentes e chegar a um consenso em relação a um modelo matemático simples. Este modelo teria de ser realista de modo a descrever o desempenho do sistema de tratamento de água, servindo de base para modelos mais complexos, criando assim uma base sólida de trabalho.

Foi cinco anos mais tarde, em 1987, que o trabalho final foi apresentado, com a publicação do primeiro modelo: ASM1- Activated Sludge Model nº1 (Henze et Al, 1987). Este modelo efectua a simulação da oxidação carbonácea, a nitrificação e desnitrificação num processo de tratamento biológico por lamas activadas (Lesage et al,2003). Parte dos conceitos por detrás do modelo ASM1, foram adoptados do modelo de lamas activadas defendido anteriormente por Dold et al. (1980).

Nos modelos ASM adoptou-se um formato matricial baseado em Peterson (1965) e a notação simplificada recomendada por Grau et Al (1982), para representar a cinética e a estequiometria de cada processo que se admite ocorrer ao sistema de lamas activadas. A nomenclatura e convecções adoptadas são as seguintes:

- X- componentes particulados
- S- componentes solúveis
- Índices: B- biomassa, S- substrato, O- oxigénio
- Convenção de sinais: negativo para consumo, positivo para produção

Embora o modelo ASM1 tenha sofrido várias alterações, sendo ampliado, de forma a incluir novos processos biológicos, o modelo original (Henze et al., 1987) é, provavelmente, o mais amplamente utilizado em todo o mundo, constituindo um padrão aceite mundialmente (Plazl et al. 2001), quando a remoção de fósforo não é considerada.

Desde o lançamento do modelo ASM1, novos conhecimentos sobre os mecanismos de degradação biológica foram aparecendo. Resultou assim num desenvolvimento de vários modelos matemáticos capazes de simular as reacções envolvidas na remoção biológica de

matéria orgânica, azoto e fosforo, nomeadamente os modelos ASM2 (Henze et al. 1995), ASM2d (Henze et al, 1999) e ASM3 (Gujer et al, 1999).

Quando o modelo ASM1 foi publicado, algumas estações de tratamento de águas residuais já incluíam na sua linha de tratamento a remoção biológica de fosforo. No entanto o conhecimento relativamente a este processo era limitado e o grupo de trabalho de IAW optou por não incluir a modelação do mesmo. Com o avanço dos conhecimentos e compreensão dos princípios básicos do processo de remoção de fosforo, foi possível consolidar a informação de base necessária para a implementação dos modelos. Deste modo, em 1995, O modelo ASM2 – Activated Sludge Model nº2, foi então publicado, incluindo os processos de tratamento relativos a remoção biológica e precipitação química do fosforo. (Van Loosdrecht et al, 1999)

No entanto, este modelo ainda não incluía a remoção de fósforo e desnitrificação simultânea por PAOs, por não haver conhecimentos suficientes. Este facto levou a uma necessidade de desenvolver uma versão alargada, conhecida como ASM2d, em 1999, o que reflecte a remoção biológica de fósforo alcançado durante a desnitrificação, bem como o crescimento anóxico de PAOs. Este modelo tornou-se o modelo EBPR- Enhanced Biological Phosphorus Removal mais amplamente aplicado. (Van Loosdrecht et al, 1999)

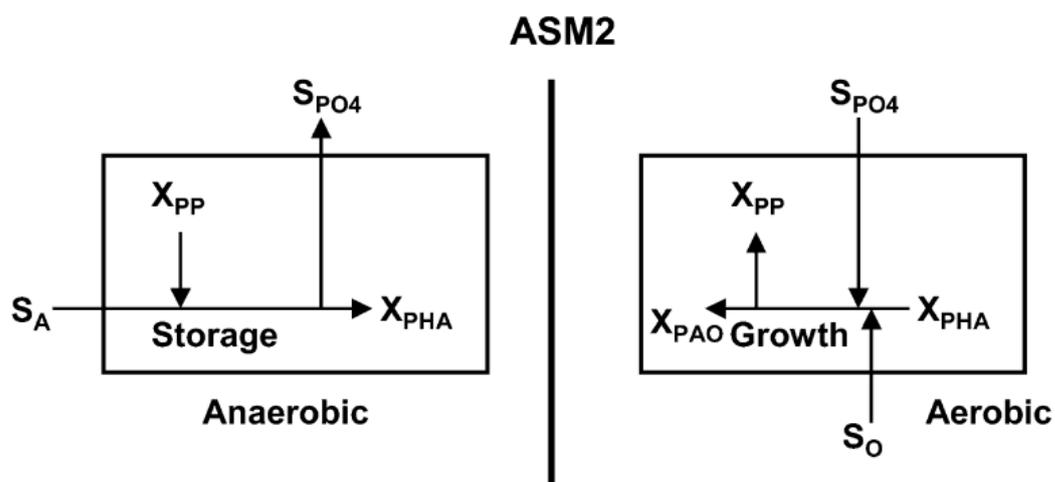


Figura 1.11-substrato flui para o armazenamento e o crescimento de PAO no modelo ASM2 (Henze et al., 1995). S_A - VFA's; X_{PHA} - polihidroxiacanoatos; X_{PAO} - organismos acumuladores de fosforo; X_{PP} - polifosfatos; S_O - substrato

O Grupo de Trabalho criou, em 1998 o ASM3- Activated sludge Model nº3, um novo Modelo que surge devido ao avanço da compreensão dos processos de lamas activadas nomeadamente no que diz respeito ao armazenamento interno que ocorre nos microrganismos. Este novo modelo assume que o CQO facilmente biodegradável é o primeiro a ser removido e armazenado intracelularmente, antes do crescimento da biomassa. A biomassa heterotrófica é assim modelada com uma estrutura interna celular, á semelhança aos PAOs nos modelos de remoção

de bio-P. Uma outra diferença entre ASM1 e ASM3 é que este último modelo é mais fácil de calibrar, isto deve-se à conversão do modelo circular de crescimento-deterioração-crescimento (ASM1) em respiração endógena, Isto facilita o cálculo das taxas de decaimento endógenos (Pereira 2014).

Estes modelos (ASM) são considerados modelos de State-of-art do processo de lamas ativadas, e os mais comumente usados. No entanto, foram surgindo outros modelos e versões, como por exemplo o Mantis, Mantis2, TUDP e New General, entre outros (I. Hydromantis, 2014b).

O modelo TUDP (van Veldhuizen et al, 1999;.. Brdjanovic et al, 2000) combina o modelo metabólico para desnitrificação e não-desnitrificação bio-P com o modelo ASM1 (autotrófico e reacções heterotróficas). Contrariamente ao ASM2 / ASM2d, o modelo TUDP considera totalmente o metabolismo de PAO, e modela todas as componentes de armazenamento orgânico explicitamente (X_{PHA} e X_{GLY}), como mostrado na Fig. 4. (Gernaey et al. 2004).

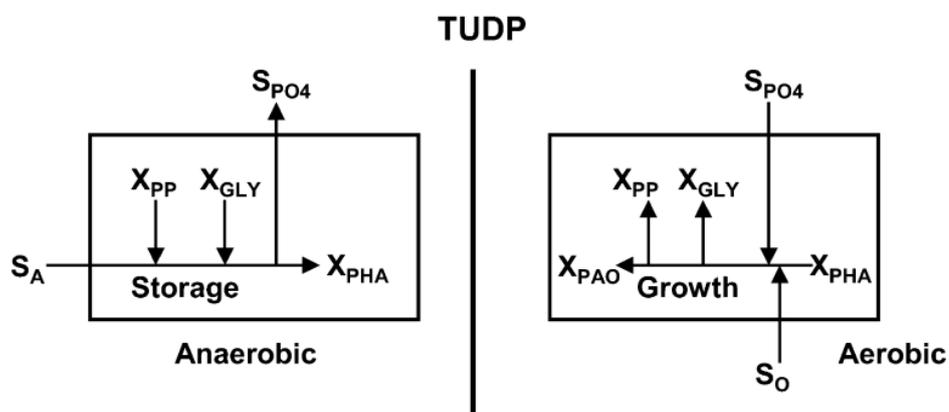


Figura 1.12-Substrateflows para armazenamento e crescimento aeróbio de PAOs no modelo TUDP (Gernaey et al., 2004)) S_A - VFA's; X_{PHA} - polihidroxicarboxilatos; X_{PAO} - organismos acumuladores de fosforo; X_{PP} - polifosfatos; S_O - substrato

O modelo Mantis foi desenvolvido pela empresa de software de modelagem Hydromantis, e é uma readaptação do Modelo No. 1 (ASM1) IAWPRC, que inclui as seguintes modificações:

Dois processos de crescimento adicionais são introduzidos, para permitir o crescimento de biomassa heterotrófica com nitrato como um nutriente.

Muda as funções de azoto como um nutriente (e fósforo, em bibliotecas aplicáveis) e alcalinidade para o crescimento. Separa coeficientes de saturação de oxigênio para o crescimento aeróbio e anóxico, para permitir a calibração da simultânea nitrificação/desnitrificação.

Os processos de crescimento adicionais representam o crescimento de organismos observados durante condições de baixa e alta concentração de nitrato e de amônia. Sob estas condições, os organismos são capazes de absorver nitrato como fonte de nutrientes. A dependência da

temperatura dos parâmetros cinéticos foi descrito por uma equação de Arrhenius. (I. Hydromantis 2014b).

Mantis 2 é o modelo mais recente e inclui uma grande quantidade de informação que foi publicada na literatura ao longo dos últimos anos, referente aos processos de tratamento de fluxo, ou seja, precipitação de struvite, nitrificação-anammox para remoção de azoto e outros processos de precipitação. (I. Hydromantis 2014b)

Todos os modelos referidos anteriormente são aplicáveis principalmente para sistemas de águas residuais municipais. Os modelos ASM têm sido usados numa variedade de softwares comerciais para simulação de processos biológicos, tais como EFOR (Danish Hydraulic Institute), Simulink, BioWin (EnviroSim Associates Ltd. - Canadá), SIMBA (programas de simulação für die Biologische Abwasserreinigung), Arminho (Otimização de esgoto tratamento e Análise longo do tempo - UK), AQUASIM (Aquatic Pesquisa e Instituto Federal Suíço de Ciência e Tecnologia aquática) Motores de plantas WEST (tratamento de águas residuais para Simulação e Treinamento - Bélgica) e GPS-X (Hydromantis Inc. – Canadá) (Pombo 2010).

Tabela 1.1-Processos abrangidos por cada processo. Adaptado de (Pereira, 2014)

Processo	ASM1	ASM2d	ASM3	MANTIS	NEW GENERAL
Passo de Fermentação		o			o
Nitrificação/Desnitrificação	o	o	o	o	o
Desnitrificação Aeróbica				o	
Armazenamento de Substrato Aeróbico			o		
“Perda” de CQO					o
NO ₃ ⁻ como fonte de N para a síntese das células				o	o
Consumo/produção de alcalinidade	o	o	o	o	
Remoção biológica de fósforo		o			o
Precipitação de P com hidróxidos metais		o			
Dependência da Temperatura		o	o	o	o

1.4.1 ASM2D- caracterização

Neste estudo, o software comercial GPS-X 6.4 foi usado para simular o processo de lamas activadas que ocorre na ETAR da Boavista. O software é construído sobre o simulador ACSL que fornece integração e características gerais do simulador. Os modelos biológicos disponíveis em GPS-X são ASM1, ASM2d, modelo ASM3, o MANTIS e New general. A escolha do melhor modelo depende dos processos que se pretende simular dos dados e informações disponíveis.

O modelo ASM2D, publicado em 1999 (Henze et AL., 1999), foi desenvolvido depois do ASM2 em consequência de se ter demonstrado que os PAO podem ser modelados como duas fracções,

uma das quais através da desnitrificação utilizando os produtos armazenados no interior das células (Mino et AL., 1995; Meinhold et AL., 1999; Kern-Jespersen e Henze, 1993; citados por Henze et AL., 2002) em vez de apenas a remoção biológica de fósforo. Este é o único aspecto em que o ASM2d difere do ASM2.

No modelo ASM2d admite-se que alguns organismos PAO acumulam fosforo sob a forma de polifosfatos, enquanto os restantes podem desnitrificar O modelo ASM2d pode então prever o facto de os fosfatos serem libertados de uma forma mais lenta na presença de nitratos.

Variáveis de estado

- **Conceitos iniciais**

O modelo de ASM2d foi desenvolvido a partir de uma notação matricial (baseada em Petersen (1965), envolve 21 processos biológicos e 20 componentes diferentes (variáveis de estado).

As matrizes de Petersen adotadas para os modelos ASM2d encontram-se nas tabelas do anexo II, assim como os vários parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo (Tabela 22-28)

As Componentes do modelo são basicamente divididas em dois grupos: variáveis de estado e compósitos. As primeiras são conhecidas como as variáveis de base, uma vez que são elas os responsáveis pela caracterização do sistema (modelo dinâmico de GPS-X de equações diferenciais) e são integrados de forma contínua ao longo do tempo. Por outro lado variáveis de compósitos são obtidas a partir do produto da matriz de variáveis de estado e constantes estequiométricas. Variáveis de estado e compósitos são as variáveis que caracterizam um modelo de ETAR e nos dão uma ideia de como a ETAR se está a comportar num determinado momento.

Quando o GPS-X constrói um modelo de layout, ele vai estabelecer um balanço dos materiais para cada variável de estado no processo de unidade e, em seguida, vai calcular as variáveis compostas correspondentes. (I. Hydromantis 2014b)

Qualquer uma destas variáveis podem ser caracterizados de acordo com os dois tipos físicos da matéria: a matéria solúvel (componentes S) e material particulada (componentes X). Os componentes solúveis são transportados com a água durante o processo de tratamento e podem transportar carga iónica, ao contrário dos componentes de partículas electricamente neutras que estão associados com as lamas activadas e, portanto, pode ser concentrado por sedimentação/espessamento. [Van Loosdrech et al, 1999)

Componentes solúveis

S_i (matéria orgânica inerte solúvel) – inertes orgânicos biologicamente que estão presentes na matéria de influente, mas que também podem ser produzidos durante a hidrólise de substratos particulados.

S_s (substrato orgânico facilmente biodegradável) – São moléculas simples que podem ser tiradas directamente pelas bactérias heterotróficas e usadas para o crescimento de nova biomassa, sob condições aeróbicas ou anóxicas. No modelo ASM2d, o substrato orgânico facilmente biodegradável corresponde à soma de substrato fermentável facilmente biodegradável orgânica (SF) e os produtos de fermentação (SA). SF representa a fracção do substrato facilmente biodegradável que serve como substrato para a fermentação e SLF representa os produtos finais da fermentação, tal como explicado mais abaixo. Prontamente moléculas orgânicas biodegradáveis são formadas por meio de hidrólise de matérias orgânicas em partículas.

S_{LF} (ácidos gordos voláteis) - ácidos carboxílicos de baixo peso molecular ((C2-C7) - ácidos monocarboxílicos alifáticos), como lactato, acetato, propionato e butirato, formado durante a biodegradação anaeróbica da matéria orgânica, de fermentação e lise de PHA. No tratamento biológico, os SLF são consumidos durante o crescimento aeróbico de heterotróficos em produtos de fermentação, podendo armazenar intracelularmente sob a forma de poli-hidroxi-alcanoatos (PHA) de poli-fosfato, acumulação de biomassa e armazenamento durante desnitrificação com produtos de fermentação. Eles são formados durante a fermentação e a lise de PHA.

S_o (oxigénio dissolvido) - oxigénio dissolvido, normalmente sob a forma de ar. A utilização de oxigénio está associada ao crescimento heterotrófico / autotrófico e com o armazenamento aeróbico e crescimento de organismos bioacumuladores de fósforo por acumulação de biomassa.

S_P (solúvel orto-fosfato) - fósforo solúvel inorgânico. Para o balanço de cargas eléctricas que é assumido como sendo 50% H_2PO_4^- e 50% HPO_4^{2-} . É consumida durante o armazenamento aeróbico / anóxico e crescimento de organismos bioacumuladores de fósforo por acumulação de biomassa e durante a precipitação dos fosfatos com hidróxidos metálicos. Ele é formado durante a lise de polifosfatos e fosfatos de metal de dissolução.

S_{NH} (amónia livre e ionizada) - Azoto amoniacal serve como fonte de azoto para a síntese de bactérias heterotróficas e como fornecimento de energia para o crescimento de bactérias nitrificantes autotróficas.

S_{NO} (nitrato e nitrito) – Nitratos e nitritos são formados pelo crescimento aeróbico das bactérias autotróficas e removidos durante o crescimento anóxico da biomassa heterotrófica (desnitrificação).

S_{NN} (azoto) – é o único azoto produzido através da desnitrificação. Pode ser sujeito a trocas gasosa paralelamente com o oxigénio.

Compostos particulados

X_I (partículas inertes de matéria orgânica) - É uma fracção do influente e pode ser produzida no contexto de degradação da biomassa.

X_S- (Substrato fracamente biodegradável) – este parâmetro está relacionado com a alta massa molecular e com os substratos orgânicos e coloidais particulados que devem sofrer hidrólise extracelular antes de estarem disponíveis para degradação.

X_{BH}- (biomassa heterotrófica activa) – Estes organismos podem crescer aeróbica e anoxicamente (desnitrificação) e serem activados anaerobiamente (fermentação). São os responsáveis pela hidrólise dos substratos particulados e pela sua destruição e degradação.

X_{BA} (biomassa autotrófica activa) – Organismos nitrificantes responsáveis pela nitrificação.

X_{BP} (PAOs) – Representa todos os tipos de organismos acumuladores de polifosfato. O X_{BP} não inclui a célula de armazenamento interno e poli- hidroxialcanoato, mas apenas a “verdadeira” biomassa. Para os modelos de ASM2d assume-se que estes organismos tanto crescem em condições anóxicas como aeróbicas.

X_{SST} (Sólidos suspensos totais) - Este componente é um parâmetro que aglomera todos os componentes em partículas, tanto orgânicos como inorgânicos. É importante prever uma vez que é facilmente mensurável em ETAR.

Um resumo da descrição das variáveis de estado e compósitos para este modelo é mostrado nas tabelas seguintes.

Tabela 1.2-variáveis de estado definidas no modelo ASM2d - Fonte: GPS-X technical Reference book

Variáveis de Estado	Designação:
si	Material orgânico solúvel inerte (g CQO/m ³)
ss	Substrato facilmente biodegradável (g CQO/m ³)
sf	Substrato fermentável facilmente biodegradável (g CQO/m ³)
slf	Ácidos gordos voláteis (g CQO/m ³)
xi	Material orgânico particulado inerte (g CQO/m ³)
xs	Substrato lentamente biodegradável (g CQO/m ³)
xbh	Biomassa activa heterotrófica (g CQO/m ³)
xba	Biomassa activa autotrófica (g CQO/m ³)
xbp	Organismos acumuladores de fosforo activos (g CQO/m ³)
so	Oxigénio dissolvido (g O ₂ /m ³)
snh	Amónia livre e ionizada (g N/m ³)
sno	Nitratos e nitritos (g N/m ³)

Tabela 1.3- Variáveis compostas no modelo ASM2d –Source: GPS-X Technical Reference book

Variáveis compostas	Designação:
x	Sólidos Suspensos totais (mg/l)
vss	Sólidos voláteis suspensos (mg/l)
xlss	Sólidos inorgânicos suspensos totais (mg/l)
bod	CBO ₅ total (mgO ₂ /l)
cod	CQO total (mgCOD/l)
tkn	Azoto Kjeldahl total (mg N/l)
tp	Fosforo total (mg P/l)
sbod	CBO ₅ filtrado (mgO ₂ /l)
xbod	CBO ₅ particulado (mgO ₂ /l)
scod	CQO filtrado (mg CDO/l)
xcod	CQO particulado (mg CDO/l)
stkn	TKN filtrado (mgN/l)
xtn	TKN particulado (mgN/l)
tn	Azoto total (mgN/l)
stp	Fosforo filtrado (mgP/l)
xtp	Fosforo particulado (mgP/l)

Processos e cinética

Os processos descritos para este modelo são separados em 4 grupos:

1. Processos que envolvem hidrólises
2. Processos que envolvem organismos heterotróficos (X_{BH})
3. Processos que envolvem organismos autotróficos (nitrificantes) (X_{BA})
4. Processos que envolvem acumuladores de fosforo

Os processos de hidrólise podem ser hidrólise aeróbia, anóxica e anaeróbica da matéria orgânica fracamente biodegradável em substrato solúvel. As equações de velocidade são semelhantes para os três processos; no entanto, para estas condições ambientais, não se conhecem muito bem as constantes de velocidade. A hidrólise de azoto orgânico não está explicitamente incluído neste modelo. Em vez disso, uma fracção do material orgânico em partículas é assumida como sendo de azoto orgânico e, por conseguinte, hidrolisa na mesma taxa como o substrato de partículas orgânicas.

Os processos heterotróficos incluem o crescimento aeróbio em dois substratos (S_F e S_{FL}), o correspondente por crescimento anóxico e a fermentação de matéria orgânica em condições anaeróbicas. Estes dois processos requerem oxigénio (S_{O_2}), nutrientes (S_{NH_4} e S_{PO_4}) e alcalinidade

(S_{ALK}) e produzem X_{SST} . É também considerado o crescimento anaeróbio com base em S_F e em S_{FL} (desnitrificação). A fermentação anaeróbia de S_F em S_{FL} , durante a qual não se considera que possa ocorrer crescimento heterotrófico simultâneo, é identificada como o único processo que requer mais investigação para aprofundamento do conhecimento científico.

Os processos autotróficos integram o crescimento em condições aeróbias restritas e é descrito através de taxas de crescimento com cinética e estequiometria do tipo de Monod. A biomassa autotrófica é gerada em condições aeróbias, consumindo amónia para obtenção de energia.

Os processos que envolvem os organismos PAO incluem: o armazenamento de S_{FL} sob forma de X_{PHA} (ocorre sobretudo sob condições anaeróbias mas também pode ocorrer em condições aeróbias e anóxicas); o armazenamento de X_{BP} (incluindo um termo de inibição na expressão cinética, já que o processo é interrompido se o conteúdo em P dos PAO for muito elevado); o crescimento dos organismos PAO (modelado como um processo aeróbio estrito, consumindo apenas X_{PHA}) e o decaimento (por morte, lise, respiração endógena e manutenção) dos PAO e dos seus produtos de armazenamento, X_{BP} e X_{PHA} , originando a libertação de S_{PO4} e S_{FL} , respectivamente.

1.5. Objectivos gerais da tese

Este estudo foi realizado com o objectivo de demonstrar que a aplicação da modelação e simulação dinâmica de processos de tratamento biológicos por lamas activadas, na fase de operação, constitui uma mais-valia na selecção e optimização das soluções de tratamento.

O principal objetivo deste estudo é a aplicação de um dos modelos state-of-the-art, especificamente o ASM2d, para descrever o comportamento de uma ETAR (ETAR da Boavista), que possui remoção biológica de carbono, nitrificação, desnitrificação e remoção química e biológica de fósforo.

Em particular, este estudo foca-se nas tarefas de caracterização do influente e características da ETAR, calibração e validação do modelo, e finalmente a sua aplicação para otimizar a operação da ETAR.

Parte II

Métodos e Modelação

CAPÍTULO 2- METODOLOGIA

2.1 Considerações Previas

Este capítulo descreve a metodologia de modelação da ETAR da Boavista, por recurso ao modelo Activated Sludge nº2d, ASM2d, da International Water Association, integrado no software GPX-X, versão 6.4, comercializado pela Hydromantis, Inc, baseada nos dados de projecto e de exploração disponibilizados pela empresa do grupo ÁGUAS DO ALGARVE S.A, Entidade responsável pela exploração da instalação de tratamento em estudo. O primeiro passo foi descrever e caracterizar a ETAR em termos de afluentes de entrada e dados físicos das principais operações unitárias. Em segundo lugar, recolheram-se alguns dados históricos sobre os parâmetros que caracterizam o efluente durante todo o processo de tratamento, a fim de avaliar a eficiência da instalação e também para reunir os dados necessário para a estimativa dos parâmetros de entrada para a modelação.

Para a caracterização da linha de tratamento usada na ETAR foi necessário consultar a memória descritiva e justificativa do processo de tratamento, equipamento e instalações eléctricas do projecto “ Empreitada de construção e ampliação do sistema de tratamento de águas residuais domésticas no concelho de Lagoa” cedida pela ÁGUAS DO ALGARVE, S.A no âmbito da presente dissertação. (Águas do Algarve, 2007) Ainda assim e para um melhor entendimento da ETAR foi realizada uma visita ao local, onde fiquei a conhecer melhor os métodos de tratamento usados pela ETAR da Boavista.

2.2 Descrição geral da ETAR

A ETAR da Boavista situa-se a freguesia do Carvoeiro, concelho de Lagoa, a cerca de 150 m de um aglomerado populacional. E faz parte das infraestruturas exploradas pela empresa Águas do Algarve, SA. A figura 2 ilustra a localização da ETAR de Boavista.

A ETAR encontra-se dimensionada, para uma população de 22.120 p.e. o que corresponde a um caudal de 6221 m³/dia, tendo em conta a população servida no ano horizonte de projecto (2033).

Linha de Tratamento

A ETAR da Boavista tem por base um sistema de tratamento biológico por lamas activadas em regime de arejamento prolongado com nitrificação/desnitrificação e remoção biológica de Fósforo (A²/OTM).

Na **Figura 2.1** apresenta-se uma imagem de satélite da estação de Boavista.



Figura 2.1 -Extrato de ortofotomapa: ETAR de Boavista Adaptado de: Google Earth 2015. 1-Decantador secundário; 2-Edifício de apoio; 3-Reactores Biológicos; 4-Silo de lamas; 5-Instalações de desodorização; 6- Edifício de Exploração; 7-Reservatório de Sulfato de Ferro; 8-Espessador gravítico

Caracterização da instalação existente

Tratamento da fase líquida



Figura 2.2 -Compactador/Tamisador da ETAR da Boavista

O tratamento preliminar inclui uma operação de gradagem grosseira efetuada numa caixa para retenção de sólidos de grandes dimensões. As águas residuais afluentes escoam-se através do canal principal equipado com um tamisador, **Figura 2.2**, de malha fina (6mm), e com sistema de lavagem automático. O tamisador integra um compactador de sólidos que transporta os gradados para um contentor adequado. Paralelamente ao canal principal desenvolve-se o canal de recurso, equipado com grade de limpeza manual. Os efluentes gradados são descarregados

no poço de bombagem da estação elevatória inicial. Os efluentes são depois elevados para a camara de alimentação dos tanques de remoção de areias, óleos e gorduras, através de tubagens de compressão. A remoção destas areias, óleos e gorduras é efectuada através de dois desarenadores/desengorduradores. As areias acumuladas ao longo do fundo de cada tanque são retiradas por intermedio de um grupo electrobomba, para uma caldeira comum aos dois tanques. Os óleos e gorduras removidos á superfície de cada tanque são conduzidos de forma gravítica para um separador de flutuantes. (Águas do Algarve,2007)

O tratamento biológico inclui dois reactores biológicos, **Figura 2.3**, de lamas activadas, em regime de arejamento prolongado, onde se processa a remoção da matéria carbonácea, do azoto (nitrificação/desnitrificação) e do fósforo. Cada reactor biológico compreende, sequencialmente, uma zona anaeróbia (tanque anaeróbio), uma zona anóxica (tanque anóxico) e uma zona aeróbia (tanque de arejamento). O efluente a tratar e as lamas recirculadas entram directamente nos tanques anaeróbios de cada reactor, onde se promove o desenvolvimento das bactérias bioacumuladoras de fósforo. Os tanques anaeróbios, dimensionados para um tempo de retenção mínimo de duas horas, são formados por duas células, em série, cada uma delas equipada com um electroagitador submersível. Nos tanques de arejamento o oxigénio necessário ao processo é assegurado através de um sistema de difusão de ar, constituído por difusores de membrana de bolha fina, instalado junto ao fundo de cada um dos tanques.



Figura 2.3-Reactor Biológico da ETAR da Boavista



Figura 2.4-Decantador secundário da ETAR da Boavista

A separação solido-liquido ocorre em decantadores secundários, **Figura 2.4**, alimentados através e condutas de aço, e equipados com ponte raspadora de fundo e de superfície. As escumas são extraídas graviticamente dos decantadores para a respectiva estação elevatória. As lamas são extraídas dos decantadores secundário, por pressão hidrostática, para a estação elevatória de lamas. O efluente dos decantadores é conduzido graviticamente, ao

emissário final, sendo deixado reserva de espaço para um eventual tratamento de afinação. (Águas do Algarve, 2007)

Tratamento da fase sólida

As lamas mistas extraídas (biológicas em excesso e químicas) são conduzidas ao espessador gravítico de planta circular, coberto e ligado ao sistema de desodorização.

A operação de desidratação das lamas é efectuada por recurso a duas centrífugas de alto rendimento. As escorrências da desidratação são conduzidas, graviticamente para a estação elevatória inicial. Por forma a melhorar a eficiência do processo, é doseado polielectrolito nas lamas a desidratar.

Por outro lado de forma a acautelar a eventual inoperacionalidade do processo, é possível recorrer a higienização das lamas desidratadas através da adição de cal viva no misturador acoplado à bomba de elevação de lamas.

As lamas desidratadas e higienizadas são armazenadas em silo metálico, de fundo plano, equipado com sistema de extração e de descarga de lamas para viatura. (Algarve 2007)

Tratamento da fase gasosa

No que se refere à desodorização, de modo a controlar e limitar as emissões de odores na ETAR, foi prevista a extração e tratamento do ar nos locais onde se concentram as principais fontes de emissão de odores, nomeadamente (Algarve 2007)

- Edifício de obra de entrada;
- Desarenadores/desengorduradores;
- Tanques anaeróbios
- Espessador gravítico
- Sala de desidratação de lamas
- Silo de lamas

Tendo em conta o tipo de caudais envolvidos e o nível de tratamento pretendido, foi previsto um sistema de extração e tratamento do ar poluído por via química, que permite eliminar os compostos de enxofre e azoto responsáveis pelos odores. O ar é extraído através de uma rede de condutas, equipada com grelhas e registos, ligadas a um ventilador que conduz o ar poluído para as duas torres. É um processo em contra-corrente, sendo a circulação do ar ascendente enquanto que a solução de lavagem circula no sentido contrário. À saída de cada torre existe um filtro que retém as gotas em suspensão no ar. (Algarve 2007).

Dados do projecto

De acordo com “Empreitada de construção e ampliação do sistema de tratamento de águas residuais domésticas no concelho de Lagoa “ a ETAR foi dimensionada para os dados de projeto apresentados na tabela 5, para os anos 2003, 2015 e 2033, considerando varias variações de

caudal e cargas afluentes, particularmente entre a época alta e baixa, e naturalmente entre os valores na altura do dimensionamento e no horizonte do projecto.

Tabela 2.1- Dados de dimensionamento do Projecto

Parâmetro	Unidade	Ano 2003		Ano 2015		Ano 2033	
		EA ¹⁾	EB ²⁾	EA	EB	EA	EB
População estimada	Hab	22120	11060	33180	16590	33180	16590
Q médio diário	(m ³ /dia)	3981	1908	6221	2985	6221	2986
Q de ponta	(m ³ /h)	507,6	316	726	463,4	726	482
SST	(mg/l)	455	435	436	400	436	385
CBO₅	(mg/l)	303	290	291	267	291	256
CQO	(mg/l)	505	483	485	505	485	427
Ntotal	(mg/l)	51	48	48	44	48	43
Ptotal	(mg/l)	10,1	9,7	9,7	8,9	9,7	8,5

1) EA- Época alta

2) EB-Época baixa

Os objetivos de qualidade da ETAR da Boavista seguem o estabelecido pelo decreto de lei Nº 152/97, de 19 Junho, que determina o nível da qualidade a exigir às águas residuais por Estações de tratamento de Águas Residuais Urbanas em função da sensibilidade do meio hídrico de descarga, que no caso da Boavista será a Ribeira de Alcantarilha.

Tabela 2.2- Objectivos de qualidade da descarga fixado no decreto

Parâmetro	Valor	Unidade
Carência bioquímica de Oxigénio (CBO₅)	25	Mg/l
Carência química de oxigénio (CQO)	125	Mg/l
Sólidos suspensos totais (SST)	35	Mg/l
Fósforo total (PT)	3	Mg/l

A ETAR da Boavista é constituída por 2 linhas em paralelo, embora actualmente (2014 e 2015) apenas uma se encontre em funcionamento. Na **Figura 2.5** apresenta-se o diagrama simplificado da linha de tratamento da ETAR, para as fases líquida e sólida.

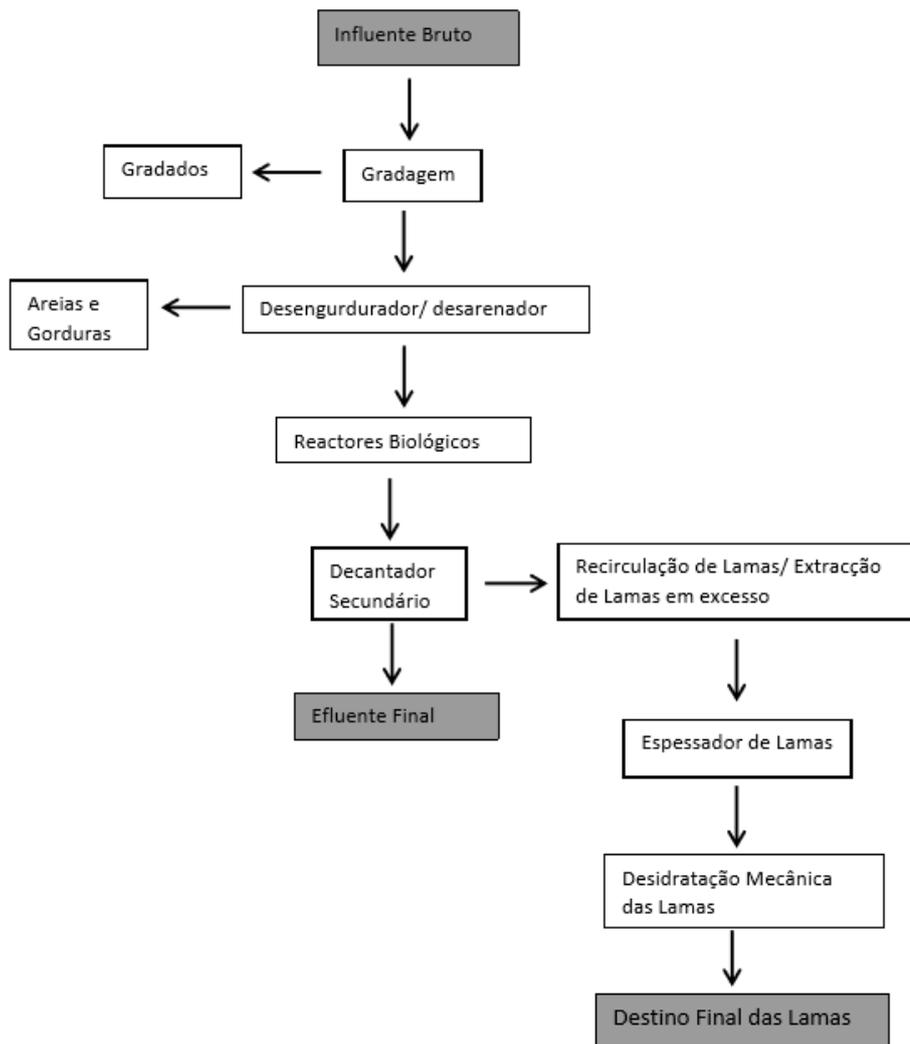


Figura 2.5-Diagrama simplificado das fases líquidas e sólida da ETAR de Boavista

Características e dimensões das principais operações unitárias

Tendo em conta a descrição geral da linha de tratamento implementado na ETAR da Boavista, pretende-se fazer uma caracterização de forma mais detalhada do conjunto de operações unitárias envolvidas na etapa de tratamento biológico, isto é nos reactores biológicos e nos decantadores secundários uma vez que o funcionamento deles será objecto de estudo, modelação e simulação.

A descrição seguinte foi baseada na memória descritiva e justificativa do processo de tratamento, equipamento e instalações eléctricas da “Empreitada de construção e ampliação do sistema de tratamento de águas residuais domésticas no concelho de Lagoa”.

Reactores biológicos

Como já referido anteriormente, o processo de tratamento biológico com lamas activadas é materializado em reactores biológicos, que são operados em regime de arejamento prolongado, as características geométricas dos dois reactores são apresentadas na **Tabela 2.3**.

Tabela 2.3-características geométricas dos dois reactores

Reactores biológicos					
		Volume total		7920 m ³	
		Número de reactores		2	
		Volume de cada reactor		3960 m ³	
Tanques anaeróbios		Tanques anóxicos:		Tanques de arejamento	
Volume total	720 m ³	Volume total	1200 m ³	Volume total	6000 m ³
Número de tanques por reactor	1	Número de tanques por reactor	1	Número de tanques por reactor	1
Volume unitário	360 m ³	Volume unitário	600 m ³	Volume unitário	3000 m ³
Número de células por tanque	2	Número de células por tanque	2	Número de células por tanque	1
Dimensões de cada célula:		Dimensões de cada célula:		Dimensões de cada célula:	
Comprimento	7,38 m	Comprimento	15,00 m	Comprimento	33,35 m
Largura	4,00 m	Largura	3,35 m	Largura	15,00 m
Altura do líquido	6,09 m	Altura do líquido	6,00 m	Altura do líquido	6,00 m

De acordo com o projecto de execução, assumindo para o horizonte de projecto uma concentração de lamas activadas (MLSS) de 3,5 a 5,0 Kg/m³, o volume referido foi determinado a garantir uma idade de lamas de 15 dias. De acordo com informação dada, actualmente a ETAR está a trabalhar apenas com uma linha de tratamento, ou seja para metade da sua capacidade de tratamento. Nestas condições a carga mássica aplicada ao tratamento biológico (zonas anóxica e aeróbia) será de 0,05 a 0,07 Kg CBO₅/ (kg MLSS.dia).

As condições de funcionamento dos reactores biológicos encontram-se descritas na tabela do anexo IV.

O oxigénio necessário para a degradação biológica das fracções orgânicas presentes nas águas residuais que afluem a ETAR, é fornecido através de um sistema de difusão. O sistema de difusão é do tipo difusor de membrana de bolha fina, com um total de 624 difusores, 312 por grelha, com um caudal máximo de ar por difusor de 6,78 m³/h. A potência dos arejadores é de 72 kW. (Águas do Algarve 2007)

2.2.1. Dados históricos

Os dados (Tabela 2.4), usados para este estudo foram fornecidos pela AGUAS DO ALGARVE e remontam ao período decorrido entre 06 de Janeiro de 2014 a 29 de Dezembro de 2014. Este período de tempo foi usado para a validação do modelo. Para a calibração foram usados os dados de uma campanha que decorreu entre 15 de Junho de 2015 a 22 de Junho de 2015.

Tabela 2.4-Dados de entrada e saída da Etar da Boavista nas duas campanhas de amostragem

	Dados de campanha (15/06/2015 a 22/06/2015)	Dados de 2014 (06/01/2014 a 29/12/2014)
	TSS (mg/l)	
Entrada	245	411,25
Saída	6	5,3125
	CQO (mg/l O ₂)	
Entrada	553	699,8
Saída	45,5	27,5
	CBO5 (mg/l O ₂)	
Entrada	328,3	423,125
Saída	<10	12,33
	Pt (mgP/l)	
Entrada	7,16	8,48
Saída	0,59	2,09
	Nt (mgN/l)	
Entrada	49,8	51,84
Saída	8,78	8,43

2.3. Caracterização física do modelo da ETAR

Construção do modelo

Para a simulação do tratamento biológico da ETAR da Boavista foi construído um diagrama do processo, recorrendo aos objectos e ícones de unidades de processo disponíveis na biblioteca do GPS-X. Uma vez escolhidos os objectos e conectados através de caminhos de fluxo foi possível construir o modelo representado na **Figura 2.6**.

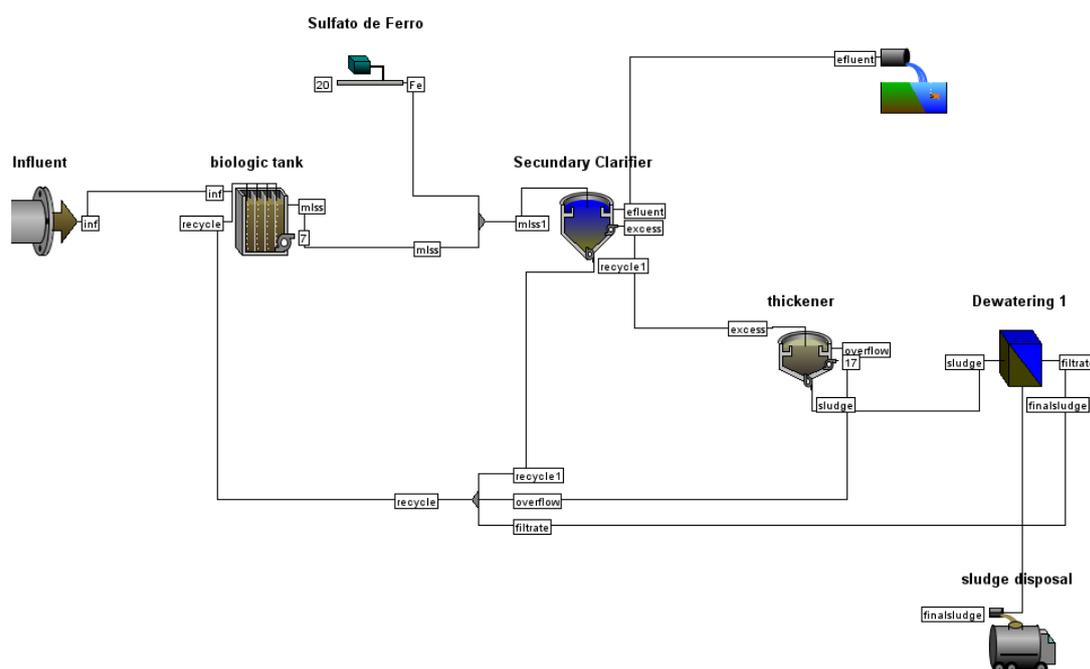


Figura 2.6- Layout do tratamento biológico da ETAR da Boavista do programa GPS-X

Em termos de fluxos, inf refere-se ao afluente. O fluxo miss está relacionado com o efluente do tratamento biológico que sai do tanque de arejamento, enquanto o miss1 é após adicionar o sulfato de ferro. Uma vez efectuada a decantação, o fluxo de efluente (effluent) está pronto para a descarga, sendo então o efluente tratado. O excesso de fluxos da lama (excess) é bombeado para o espessador enquanto o fluxo de recirculação do decantador (recycle1) vai se reunir com o excesso do espessador (overflow) e o filtrado a partir do filtro de prensa para originar a corrente de recirculação (recycle) que é bombeado de volta para o tanque biológico. O fluxo sludge refere-se à lama concentrada e depois o espessamento das lamas enquanto o finalsludge refere-se à lama concentrada que sai da desidratação (remoção de água).

Escolha da biblioteca

Antes de proceder à caracterização física de cada unidade de processo foi necessário seleccionar a biblioteca que melhor se adequava à planta inteira da ETAR. Uma biblioteca é uma coleção de componentes de tratamento de águas residuais que estão inerentes a certas variáveis de estado. O GPS-X tem seis bibliotecas, cada uma delas com valores e expressões padrão para o cálculo das variáveis de estado. O GPS-X possui 6 bibliotecas que agrupam diferentes variáveis de estado, definidas para cada unidade de tratamento, e que são comuns aos vários modelos aplicados no programa. No anexo III pode se ver uma breve descrição de cada tipo de biblioteca (Hydromantis, 2003a; Hydromantis, 2011).

A biblioteca escolhida foi “ carbon, Nitrogen, Phosphorus, Custom componentes” (*cnpiplib*) que permite simular a transformação dos compostos de carbono azoto e fosforo, com 30 componentes personalizáveis indefinidos. (I. Hydromantis 2014a)

Eleição do modelo para cada unidade de processo:

Para cada unidade de processo é definido um conjunto de modelos disponíveis para descrever o comportamento do objecto. A escolha do modelo depende basicamente da informação disponível para preencher os inputs necessários para o cálculo das variáveis de estado e componentes

- **Influente:**

A caracterização das águas residuais do afluente é considerada a base de todo o sistema simulado uma vez que as suas características irão afectar o resto do comportamento da ETAR. O GPS-X oferece seis modelos diferentes para a caracterização do afluente, que poderão ser consultados no Anexo III.

Tendo em conta a informação disponibilizada relativamente aos modelos existente na biblioteca do programa e os dados disponíveis, principalmente, o CQO total, TKN e fósforo total, o modelo da ETAR da Boavista escolhido para afluente caracterização foi o *codstates*. Usando esse modelo, a maioria das variáveis de estado, cujo valor não foi um valor de entrada do usuário foram calculados como uma fração do CQO total. O *software* já tem valores padrão para estas frações CQO, no entanto, o utilizador pode altera-los de forma a calibrar o melhor modelo da ETAR em estudo, estas alterações são descritas em maior detalhe na secção 2.3.1.

- **Tanque Biológico:**

Como referido anteriormente, no capítulo 3, ASM2d foi o modelo escolhido para descrever o tratamento biológico no tanque de arejamento.

- **Decantadores:**

Para descrever a modelagem do decantador, o GPS-X dispõe de três tipos de modelo:

1. Zero-dimensional, Não reactivo: Point;
2. Uma dimensão, Não reactivo: simple1d;
3. Uma dimensão, reactivo: mantis, ASM1, asm2d, modelo ASM3, newgeneral. (I. Hydromantis 2014b)

Os modelos unidimensionais que descrevem a sedimentação em decantadores no tratamento por lamas ativas são úteis para o controlo e optimização do processo, uma vez que a sua aplicação não necessita de muita capacidade computacional nem tempo de cálculo. Estes modelos têm como finalidade descrever a dinâmica da clarificação e do espessamento de forma a preverem a concentração de sólidos na recirculação de lamas, a altura do leito de lamas e a concentração de SS no efluente (De Clercq et al., 2003).

Nos modelos reactivos, as reacções biológicas são incluídos e os modelos estão associados com os modelos “suspended-growth” descritos anteriormente.

Este é um modelo proposto por Takács et al. (1991) e assume que os sólidos de entrada são distribuídos instantaneamente e de maneira uniforme em toda a área de secção transversal da camada de alimentação e apenas é considerado um fluxo vertical (não há dispersão). Divide-se o clarificador em 10 camadas de igual espessura, como é mostrado na **Figura 2.7**.

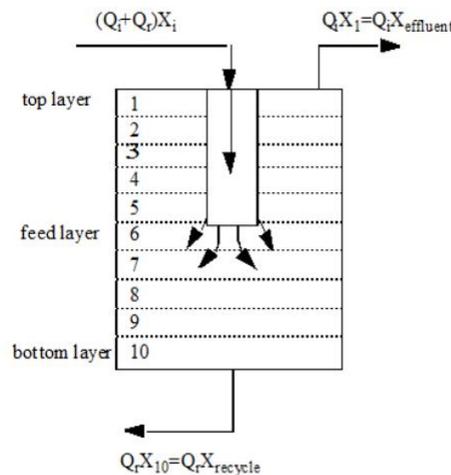


Figura 2.7-modelo simple1d - esquema das dez camadas do decantador (Fonte: GPS-X technical reference book)

O modelo escolhido para usar neste trabalho, no decantador secundário foi o *Simple1d*. No modelo de sedimentação simple1d, a única variável integrada numericamente é a concentração de sólidos suspensos. Este modelo pode ser utilizado sempre que as reacções biológicas no decantador possam ser negligenciadas. As concentrações de variáveis de estado

de partículas, em que o influente para o decantador (organismos heterotróficas, etc.) são armazenados como frações da concentração de sólidos em suspensão total que entra no decantador. Uma vez que o modelo de completa a integração numérica dos sólidos em suspensão nas várias camadas (no final de cada passo numérico tempo de integração), as concentrações de variáveis de estado de partículas no efluente, underflow (RAS), e fluxo bombeado (FOI) são restaurados utilizando-se as frações. As concentrações variáveis de estado solúvel não são alterados no modelo simple1d. (I. Hydromantis 2014b).

Os modelos baseiam-se no conceito de fluxo de sólidos: um balanço de massas é realizado em torno de cada camada, fornecendo para a simulação dos sólidos durante todo o perfil da coluna de assentamento, em condições de estado estacionário ambos e dinâmicos. (I. Hydromantis 2014b)

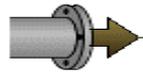
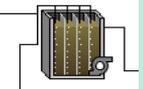
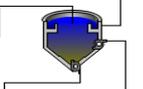
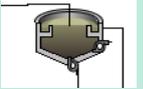
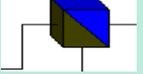
- **Espessador e Desidratação:**

Para descrever essas operações as seguintes modelos estavam disponíveis (I. Hydromantis 2014b)

- Espessador: empírico e simple1d;
- Desidratação - asce, differential, empiric, highrate, press e simple.

O modelo escolhido para modelar estas unidades de processamento foi o modelo empírico. Este modelo exige a especificação da taxa de underflow / bombeado fluxo e concentração de remoção de eficiência. Uma vez que estes parâmetros são adicionados, o modelo executa um balanço de massa para determinar a concentração de sólidos bem como o caudal efluente secundários.

Tabela 2.5-Dados físicos e operacionais

Unidade de processo	Parâmetro físico	Valor	Parâmetro operacional	Valor
Influent 	-	-	Caudal	417,5 m ³ /dia
biologic tank 	Número de reactores	5	Método de arejamento	Difusão de ar com controlador
	Profundidade do tanque	6 m		
	Volume máximo	7920 m ³	Frações de influente	mlss(1)-mlss(5)
	Temperatura do líquido	25 °C	Frações de reciclo	recycle
Secondary Clarifier 	Tipo de decantador	Flat bottom	Caudal máximo do afluente	206,7 l/s
	Área total da decantação	452 m ²	Fluxo bombeado	40 m ³ /d
	Profundidade do líquido	2,5 m	Concentração do TSS no efluente	20-30 mg/l
	-	-	Tempo mínimo de retenção	3 h
thickener 	Área superficial	63,62 m ²	Fluxo bombeado	4,5 m ³
	Diâmetro	9 m	Eficiência de remoção	0,9
	Profundidade	3,5 m		
Dewatering 	-	-	Fluxo bombeado	3,5 m ³
				Eficiência de remoção

2.3.1 Caracterização do Influyente e calibração

Uma vez concluída a caracterização física do modelo, efectuou-se a caracterização do influente. A caracterização do afluente foi o passo mais importante da modelação e também o que requereu uma análise mais cuidadosa. A maioria dos parâmetros foram calculados com base nos dados históricos mencionados antes. A CQO total foi inicialmente definida como a média geral (553 mgO₂/L) e o mesmo para o TKN (49 mgN/L) e fósforo total (7,16 mgP/L), calculado para o período de 6 dias da campanha usada na calibração.

A fracção solúvel de TKN foi considerado como sendo exclusivamente amónia livre e ionizada e a fracção de fósforo total como sendo 100% em orto-fosfato.

Tabela 2.6-fracções de nitrogénio e fosforo no influente

Símbolo	Designação	Valor
Fracções de fosforo		
frxsp	Fracção do Ortho-fosfato do fosforo solúvel	1
frxpp	Fracção do fósforo particulado	0
Fracções de Nitrogénio		
frsnh	Fracção da amónia no TKN solúvel	1
frsni	Fracção inerte do TKN solúvel	0

Em relação ao rácio BOD_5/BOD_t , de forma a calcular o BOD total, foi usada a expressão determinada por Roeleveld and van Loosdrect. (Roeleveld et al.,2002)

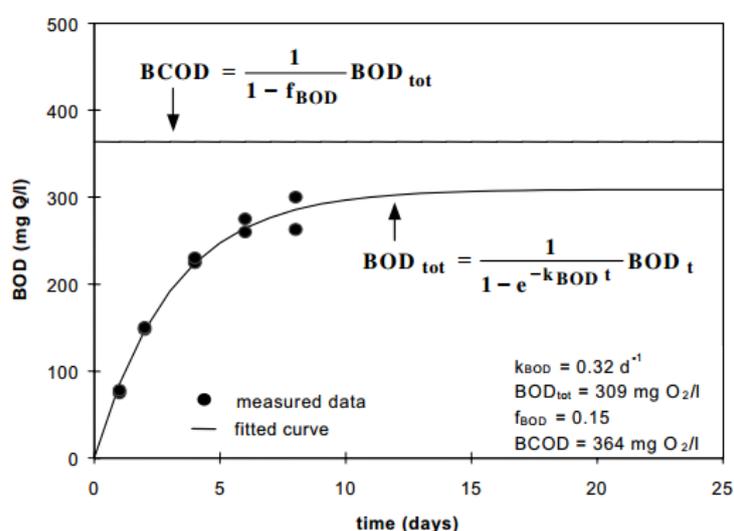


Figura 2.8-curva ajustada para a determinação de k , BOD, BOD total e BCOD

Equação 12

$$BOD_t = \frac{1}{1 - e^{-k_{BOD} t}} \times BOD_t$$

Onde:

- k_{BOD} é a constante de degradação de materiais orgânicos (d^{-1})
- t refere-se aos dias de incubação (5 dias neste estudo)
- BOD_t refere-se à CBO₅.

Usando o valor de $0,32 \text{ d}^{-1}$, obtido pelos autores com métodos de ajuste, obteve-se ao valor de $483,99 \text{ mg/L}$. Usando o valor médio histórico de $328 \text{ mg de O}_2 / \text{L}$ para a CBO₅, a relação CBO₅/BOD_t resultaria em $0,67$. No entanto, a entrada deste valor na caracterização afluente não conduziu ao valor desejado de CBO₅, tendo-se efectuado um ligeiro ajuste ate ao valor de $0,678$ de forma a obter um valor de CBO₅ igual a $328 \text{ g de O}_2/\text{m}^3$. As proporções resultantes e fracções de metais são mostrados na **Tabela 2.7**.

Tabela 2.7- Entrada das Frações de influente

Simbolo	Designação	Valor
Fracções de Influyente		
icv	Rácio XCOD/VSS r	2
fbod	Rácio BOD5/BODt	0,67
ivt	Rácio VSS/TSS	0,82

O valor dos rácios XCOD/VSS e VSS/TSS também foram manipuladas para poder chegar aos valores correctos de TSS. Uma vez que os valores padrões utilizados pelo programa são de 1,8 e 0,8 respectivamente, foram feitas alterações até chegarmos ao valor de 245 mg/l de SST. Isto porque com os valores padrões não conseguíamos obter o valor correcto de entrada de SST (245 mg/l). Então após algumas alterações chegamos aos valores de XCOD/VSS e VSS/TSS iguais a 2 e 0.82, respectivamente (**Tabela 2.9**).

A fracção de metal-fosfato e metal-hidróxido foram definidas como zero, porque a concentração de fosfato particulado e do hidróxido no afluente não são relevantes. Em relação às fracções de nutrientes, estes foram definidos usando os valores padrão de GPS-X:

Tabela 2.8-Fracção de nutrientes de influente

	Descrição	Valor padrão GPS-x
inbm	Teor de N na biomassa activa	0,07
inxi	Teor de N no material particulado inerte	0,02
inxs	Teor de N no substrato particulado	0,04
insi	Teor de N no material solúvel inerte	0
insf	Teor de N no substrato fermentável	0,03
ipbm	Teor de P na biomassa activa	0,02
ipxi	Teor de P no substrato particulado	0,01
ipxs	Teor de P no material particulado inerte	0,01
ipsi	Teor de P no material solúvel inerte	0
ipsf	Teor de P no substrato fermentável	0,01

No que respeita às fracções orgânicas foram calculadas tendo como base Røeleveld e Van Loosdrecht :

Determinação de S_i baseado na CQO inerte solúvel no afluente da ETAR;

Equação 13

$$S_i = 0.9 \times CQO_{eff,sol}$$

Determinação de S_s por subtracção da fracção S_i do CQO solúvel no influente

Equação 14

$$S_s = CQO_{inf,sol} - S_I$$

Determinação do X_s subtraindo-se a fracção S_s do fracção do CQO biodegradável (BCOD);

Equação 15

$$X_s = BCQO - S_s$$

Finalmente determinar o X_I que consiste na subtracção de todas as fracções anteriormente referida ao CQO de influente total

Equação 16

$$X_I = CQO_{inf,tot} - S_I - S_s - X_s$$

Como mostra a seguinte expressão:

Equação 17

$$1 = frsf + frslf + frsi + frxi + frs + frxbh + frxba + frxbp + frxbt$$

As fracções de pha e biomassa são consideradas como zero (Roeleveld and van Loosdrecht), sobrando apenas o calculo das restante (frsf, frslf, frsi, frxi, **Tabela 2.10**)

Baseado, novamente, em Roeleveld and van Loosdrecht o frsi foi calculado segundo a expressão (Roeleveld etal, 2002):

Equação 18

$$frsi = \frac{S_i}{CQO_{inf,total}} = \frac{36.15}{553.3} = 0.065$$

O mesmo aconteceu para frsf e frxi, seguindo cada uma respectivamente nas expressões seguintes.

Equação 19

$$frsf = \frac{S_f}{CQO_{inf,total}} = \frac{8.97}{553.3} = 0.016,$$

sendo que,

Equação 20

$$SS = SLF + SF$$

E,

Equação 21

$$frxi = \frac{X_I}{CQO_{inf,total}} = \frac{33.19}{553.3} = 0.059$$

Quanto á fracção frslf, está directamente relacionada com os ácidos gordos voláteis. Os ácidos gordos voláteis (SLF), foram determinados pela cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) (Carvalho et al, 2014). SLF foi considerado como sendo igual ao CQO dos ácidos gordos voláteis detectados.

Tabela 2.9-Os resultados de quantificação do VFA em uma amostra de efluente, utilizando o método de HPLC

Componentes	Concentração (mg/l)
Acetic Acid	85,54
Propionic Acid	20,45
Total de VFAs	105,99

Sendo o frslf:

Equação 22

$$frslf = \frac{S_A}{CQO_{inf, total}} = 0.19$$

Foram então estimados as seguintes fracções orgânicas.

Tabela 2.10-Resumo das fracções orgânicas da caracterização do influente

Variáveis de estado	Designação:	Valor
frsi	Fracção inerte solúvel do CQOtotal	0,065
frsf	fracção biodegradável fermentável do CQOtotal	0,016
frslf	Fracção de vfa do CQOtotal	0,19
frxi	Fracção inerte particulado do CQOtotal	0,06

Definição das condições iniciais

Para estimar a cinética da biomassa autotrófica e heterotrófica, foi feita uma estimativa baseada no Vanrolleghem et al., Foram então feitos os cálculos para achar os valores de “active autotrophic biomass” (X_{ba}) e “active heterotrophic biomass” (X_{bh}). (A. Vanrolleghem et al 1999)

Para “active autotrophic biomass”:

Equação 23

$$X_{BA} = Y_A \times \frac{\theta_X}{\theta_H} \times \frac{f^{aerobic} \times N^{nitrified}}{1 + B_A \times \theta_X}$$

Onde $f_{aerobic}$ é a fracção aeróbica do reactor; $N^{nitrified}$ a quantidade de azoto nitrificado; B_a o coeficiente de taxa de decaimento autotrófico; Y_a o coeficiente de rendimento autotrófico; θ_x é o tempo de retenção das lamas e θ_h e o tempo de retenção hidráulico. Tanto o valor de Y_a e B_a foram retirados do software Gps-x, os outros foram calculados com base nos dados históricos.

Para “active heterotrophic biomass”:

Equação 24

$$X_{BH} = Y_H \times \frac{\theta_X}{\theta_H} \times \frac{COD^{Degraded}}{1 + b_H \times \theta_X}$$

Onde $COD^{Degraded}$ é a quantidade total de CQO removido (durante um período suficientemente longo, ex. uma idade das lamas), b_h o coeficiente taxa de decaimento e Y_h coeficiente do rendimento. Mais uma vez b_h e Y_h foram retirados do GPS-x, assumindo os valores definidos por defeito pelo *software*.

Obtendo-se os seguintes resultados:

Tabela 2.11-valores de “active autotrophic biomass” (X_{ba}) e “active heterotrophic biomass” (X_{bh}) calculados

“Active autotrophic biomass” (mgCQO/L)	48,63
“Active heterotrophic biomass” (mgCQO/L)	588,40

Foi então feita uma simulação com estes valores como parâmetros iniciais e verificou-se que embora os valores de nitratos e nitritos diminuíssem não era o suficiente. Por isso foi feita uma simulação de 80 dias em que utilizando os valores dos 6 dias referentes a campanha, repetimos ate obter 80 dias e atingir um estado estacionário. Uma vez feita esta repetição, corremos uma simulação de 80 dias e foi retirado o valor de cada uma das cinéticas no final do estado estacionário. Valores esses, (ver tabela 2.12) utilizados como valores de concentrações iniciais na simulação seguinte.

Tabela 2.12-valores de “active autotrophic biomass” (X_{ba}) e “active heterotrophic biomass” (X_{bh}) obtidos da simulação

“active autotrophic biomass” (mgCQO/L)	21,69
“active heterotrophic biomass” (mgCQO/L)	312,5

Com estes novos valores já conseguimos uma melhor aproximação de nitratos e nitritos, sendo por isso os valores utilizados na validação do modelo.

Uma vez caracterizado o influente e alteradas as condições iniciais, fez-se uma nova simulação. Com esta nova simulação verificaram-se alguns problemas, nomeadamente, a nível dos compostos de nitrogénio, para isso foi calibrado o modelo alterando, essencialmente dois parâmetros (μ_a e k_{so}).

Para acertar os valores de Amónia, foi necessário aumentar a taxa de crescimento dos autotróficos para $1,5 \text{ d}^{-1}$, pois o valor padrão do ASM2d (1 d^{-1}) refere-se a uma temperatura de 20°C no entanto, os dados de calibração foram retirados no Verão a uma temperatura ligeiramente mais elevada. Por esta razão foi considerado uma taxa de crescimento superior, pois os organismos autotróficos tendem a aumentar o seu crescimento com o aumento da temperatura.

Como podemos verificar na **Tabela 2.13**, os valores usados, embora estejam um pouco acima dos descritos na literatura, não apresentam uma diferença considerável (Makinia et al., 2000).

Os valores nitratos são afectados pelo Oxigénio Dissolvido (DO) no tanque. Isto poderá ser justificado pelo facto de ao usar o valor defeito do GPS-X para o coeficiente de saturação de oxigénio o valor de DO da ETAR ficar relativamente muito baixo ($\text{DO}=1\text{mgO}_2/\text{L}$) tornando-se limitante. Desta forma estaria, então, a ocorrer alguma desnitrificação no tanque aeróbio, logo existe uma divergência entre os valores reais e os da simulação. Considerando a seguinte equação para o crescimento dos heterotróficos na fase aeróbia podemos verificar que aumentando o K_{SO} iremos diminuir o crescimento aeróbio dos heterotróficos, promovendo assim a desnitrificação.

Equação 25

$$\mu h \times \frac{S_o}{K_{SO} + S_o}$$

Onde,

- μ_a é a taxa máxima de crescimento dos heterotróficos
- S_o é o oxigénio saturado
- K_{SO} o coeficiente de saturação do oxigénio

Tabela 2.13- Valores padrão, calculados e típicos de K_{so} e μ_a (adaptado de Henze et al., 1987)

	Valor padrão GPS-X	Valor usado na calibração	Valores da literatura (20°C)
Coeficiente de saturação do Oxigênio (heterotróficos) (mgO₂/l)	0,2	0,68	0,5
Taxa máxima de crescimento Específico (autotróficos) (d-1)	1	1,5	1

2.3.2 Validação do modelo e simulações

Após a calibração do modelo, há agora que efectuar a sua validação para posteriormente encontrar as melhores estratégias de controlo e optimização. É então necessário introduzir novos *inputs* baseado nos dados históricos de 2014. Mantendo os dados alterados na calibração, bem como as variáveis de estado, cinéticas e estequiométricas., alterando apenas os parâmetros relativos a: caudal; CQO; CBO₅; TSS; Pt e Nt.

Foi também feito um estudo para compreender o impacto do sulfato de ferro no efluente final. No anexo VII poderá encontrar a ficha técnica do sulfato de ferro adicionado na ETAR de Boavista. Foi calculado o teor de metal no sulfato de ferro, em Kg, consumido por dia considerando a seguinte equação:

Equação 26

$$\text{consumo de metal por dia} \left(\frac{\text{KgMe}}{d} \right) = \frac{MM(\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3) \times MM(\text{Fe}_2)}{\text{consumo diario de } (\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3)}$$

Onde:

- $MM(\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3)$ é a massa molecular o sulfato de Ferro
- $MM(\text{Fe}_2)$ é a massa molecular do Ferro

Foram realizadas três simulações alterando apenas o caudal de sulfato de ferro:

1. Na primeira simulação foi considerado o caudal de sulfato de ferro medido mensalmente durante o ano de 2014.
2. Na segunda simulação foi considerado a média do caudal de sulfato de ferro, como uma constante (30,45 KgMe/dia)
3. Na terceira simulação não foi considerado nenhuma adição de Sulfato de ferro.

CAPÍTULO 3- RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Calibração

De acordo com Petersen et al. (2003), a calibração é uma adaptação de um modelo matemático de simulação dinâmica a um determinado conjunto de informações obtidas a partir de uma instalação de tratamento já existente. A calibração baseia-se na alteração dos valores considerados por defeito no modelo, por tentativas, até atingir um bom ajuste do modelo.

Foi feita então a simulação baseada na média dos 6 dias, como pode-se ver na **Tabela 3.1**. Os valores referentes a esta campanha, realizada com o apoio da empresa Águas do Algarve S.A, podem ser encontrados no anexo V.

Tabela 3.1-Principais parâmetros da caracterização do Influyente

Caudal do Efluente	1870	[m3/d]
SST	245	[mg/l]
SSV	201	[mg/l]
Sólidos Inorgânicos totais	44,1	[mg/l]
CQO Total	553	[mgCQO/m3]
CQO Filtrado	151	[mgCQO/l]
CQO Particulado	402	[mgCQO/l]
CBO₅	553	[mgCQO/l]
Alcalinidade	7	[mole/m3]
Fósforo Total	7,16	[gP/m3]
TKN	49,8	[mgN/m3]

No processo de calibração foram feitas dois tipos de simulações: em estado estacionário e dinâmica.

Simulações em estado estacionário

Para fazer uma simulação em estado estacionário, repetiu-se os dados obtidos na campanha realizada em 2015 (6 dias) até perfazer os 80 dias.

Tanque Biológico

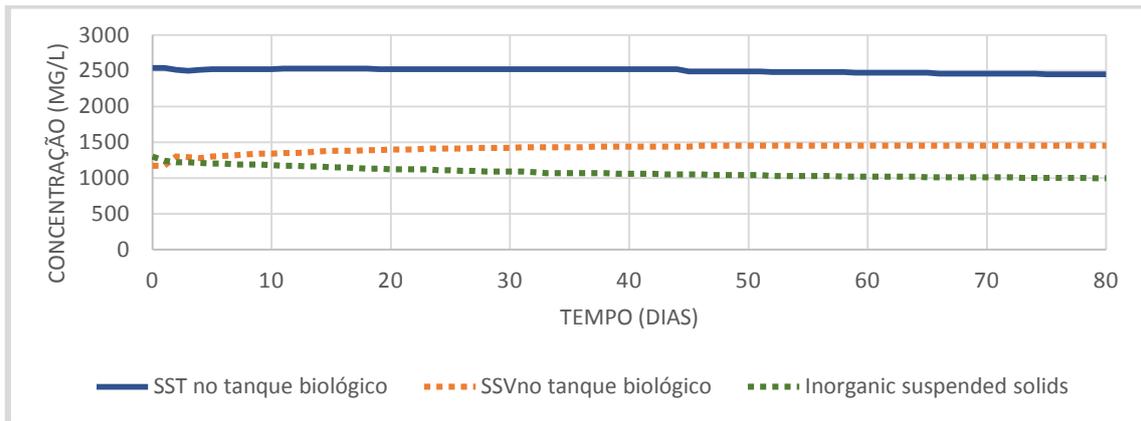


Figura 3.1- Evolução dos sólidos no tanque biológico durante os 80 dias da simulação

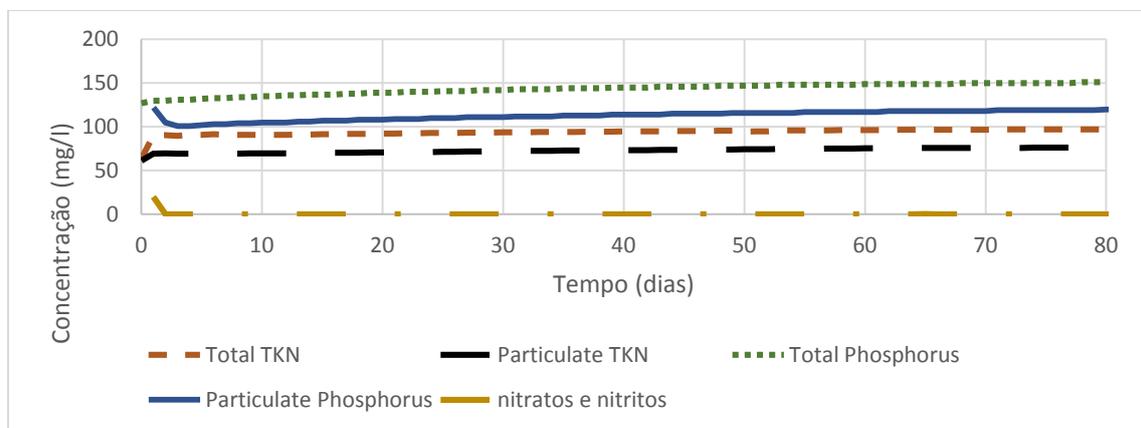


Figura 3.2-Evolução dos nutrientes no tanque biológico nos 80 dias de simulação

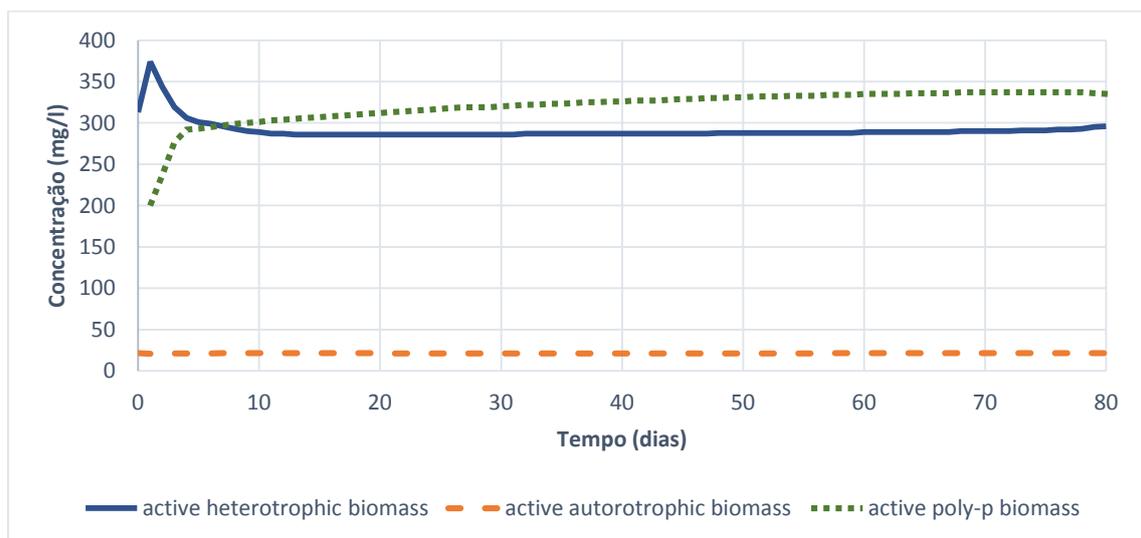


Figura 3.3-Evolução da biomassa no tanque biológico nos 80 dias da simulação

Por observação dos gráficos da **Figura 3.1 e 3.2** podemos verificar que atingimos um estado estacionário.

A partir da análise do gráfico da **Figura 3.3**, nota-se uma diminuição significativa da biomassa heterotrófica nos primeiros dias de simulação. Isto não é devido a um fenómeno de decaimento, mas com a concentração inicial de entrada de biomassa heterotrófica no tanque (312 mg CQO / L), que foi subestimada. Na realidade, a biomassa heterotrófica deve seguir o comportamento de estado estacionário, onde o crescimento da biomassa é equilibrado.

Efluente

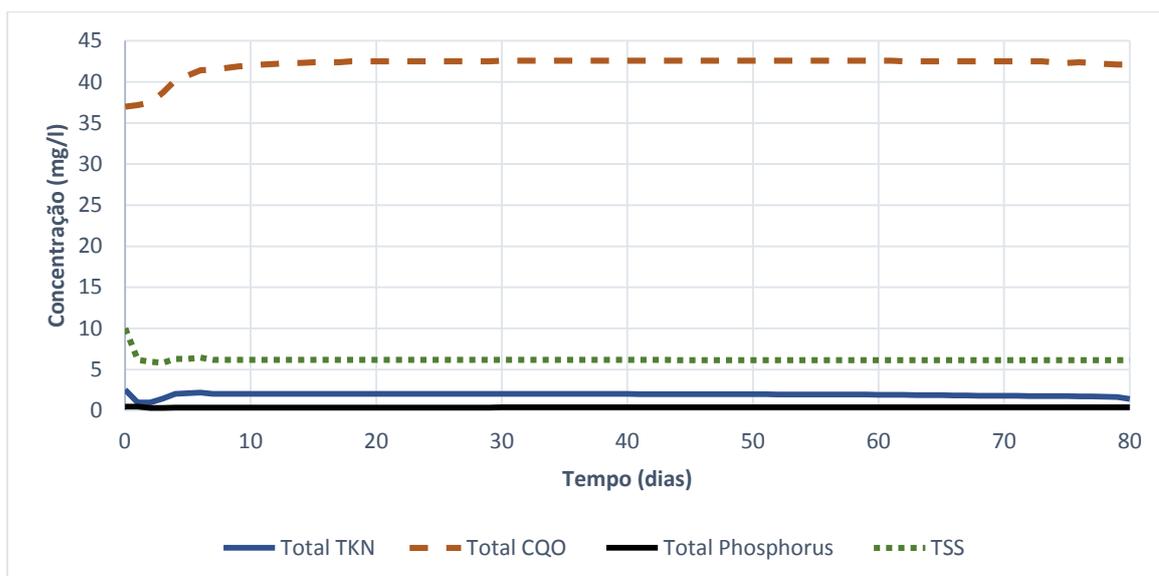


Figura 3.4 -Evolução dos sólidos, nutrientes e CQO no efluente nos 80 dias de simulação

Em relação ao efluente final, podemos verificar que até sensivelmente o dia 5, existe um aumento para a maioria dos resultados uma vez que o sistema não atingiu o estado estacionário (“steady state”). A partir do dia 6 até ao último dia da simulação, os parâmetros mantêm-se mais ou menos constantes. No geral, foram observadas apenas pequenas diferenças entre os dados históricos da ETAR e os resultados de simulações do modelo, assim, a calibração dos parâmetros foi atingido com sucesso, e tanto o afluente e efluente foram bem caracterizados.

Simulações dinâmicas (6 dias)

- **Influente**

As próximas páginas mostram os principais resultados do modelo calibrado, relativos ao afluente e caracterização dos fluxos de saída. Um quadro com os inputs do processo de calibração poderá ser encontrado nos anexos (Anexo V).

O tanque biológico é dividido em 5 partes:

- Zona anaeróbia (2 células)
- Zona anóxica (2 células)
- Zona aeróbia (1 célula)

Nos seguintes gráficos podemos ver em melhor detalhe a simulação dinâmica corrida nos 6 dias usados na calibração no tanque biológico, especificamente em cada uma das células.

- **Célula anaeróbia**

No que se refere aos nutrientes do tanque anaeróbio (**Figura 3.5**) podemos ver que existe um bom ajuste. O Fósforo tem um melhor ajuste do que a amónia porém esta só tem uma diferença á volta de 2 mg/l, não sendo por isso muito significativo.

Relativamente aos nitratos os valores distanciam-se um pouco da realidade mas com uma diferença relativamente baixa, (não ordem dos 0,5 mg/l)

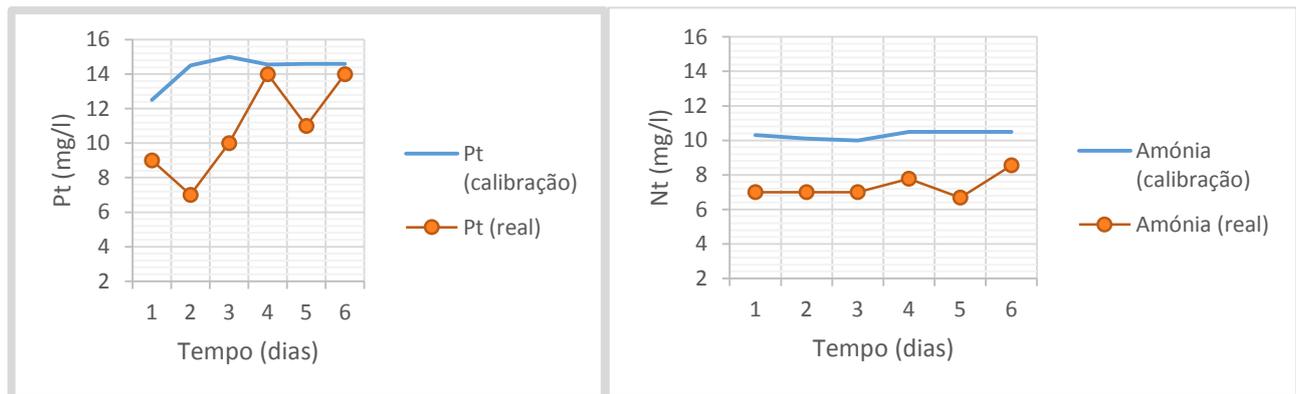


Figura 3.5- Resultado da calibração de Amónia e Psolúvel para o tanque biológico, célula anaeróbia- Resultados da simulação dinâmica vs resultados campanha analítica

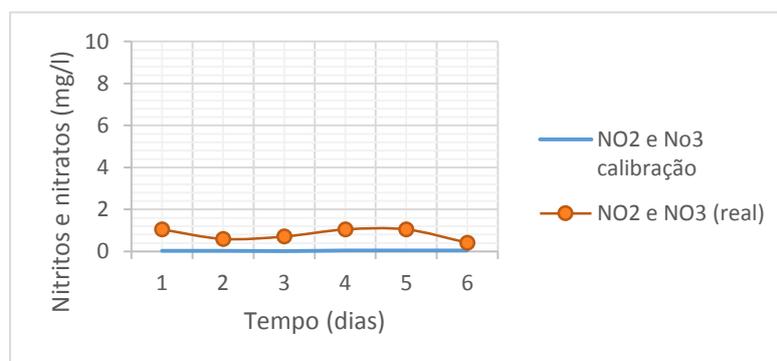


Figura 3.6- Resultados da calibração de nitratos e nitritos para o Tanque biológico, célula anaeróbia- Resultados da simulação dinâmica vs Resultados campanha analítica.

- **Célula anóxica**

Analogamente ao que acontece no tanque anaeróbio, também no anóxico há um bom ajuste do Azoto (**Figura 3.8**), no entanto a amónia regista uma diferença.

Relativamente aos nitratos os valores voltam a ser relativamente diferentes da realidade mas com uma diferença relativamente baixa.

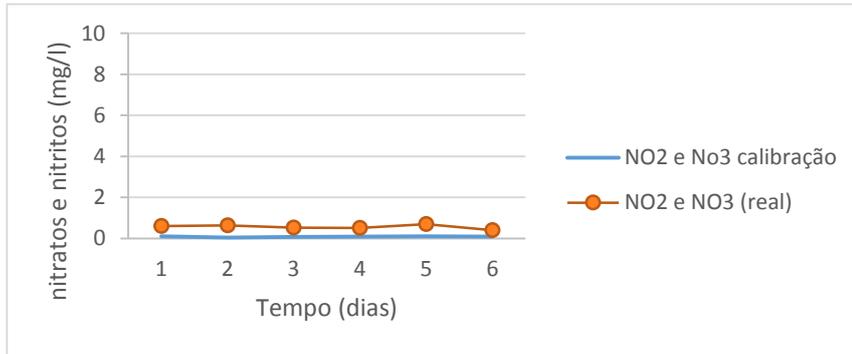


Figura 3.7- Resultados da calibração de nitratos e nitritos para o Tanque biológico, célula anóxica- Resultados da simulação dinâmica vs Resultados campanha analítica

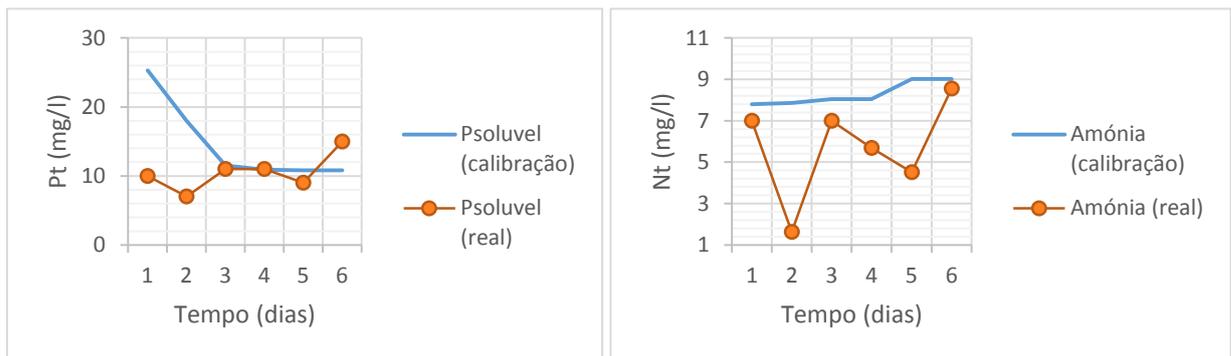


Figura 3.8- Resultados da calibração de Amónia e Solúvel para o Tanque biológico, célula anóxica- Resultados da simulação dinâmica vs Resultados campanha analítica

- **Célula aeróbia**

Como podemos observar (**Figura 3.9**) que os dados que mais se afastam dos valores obtidos na campanha são os nitritos e nitratos e os SSV. No que toca aos valores de SST são os que melhor se ajustam.

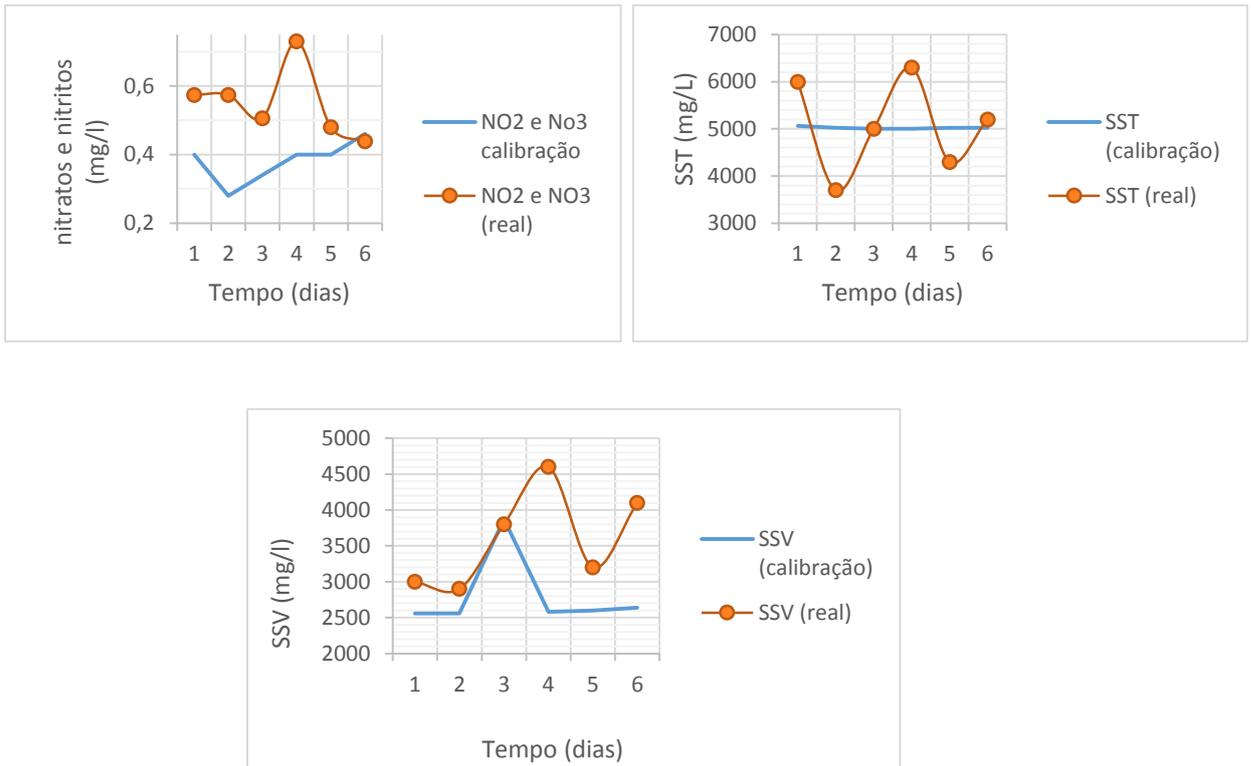


Figura 3.9-Resultados da calibração para o Tanque biológico, célula aeróbia- Resultados da simulação dinâmica vs Resultados campanha analítica

Na **Figura 3.10**, podemos ver uma comparação dos valores obtidos na calibração com os dados da campanha de 6 dias na ETAR, no que se refere aos sólidos da Recirculação. Nesta comparação podemos verificar que os sólidos totais se ajustam mais ao modelo calibrado que os sólidos voláteis.

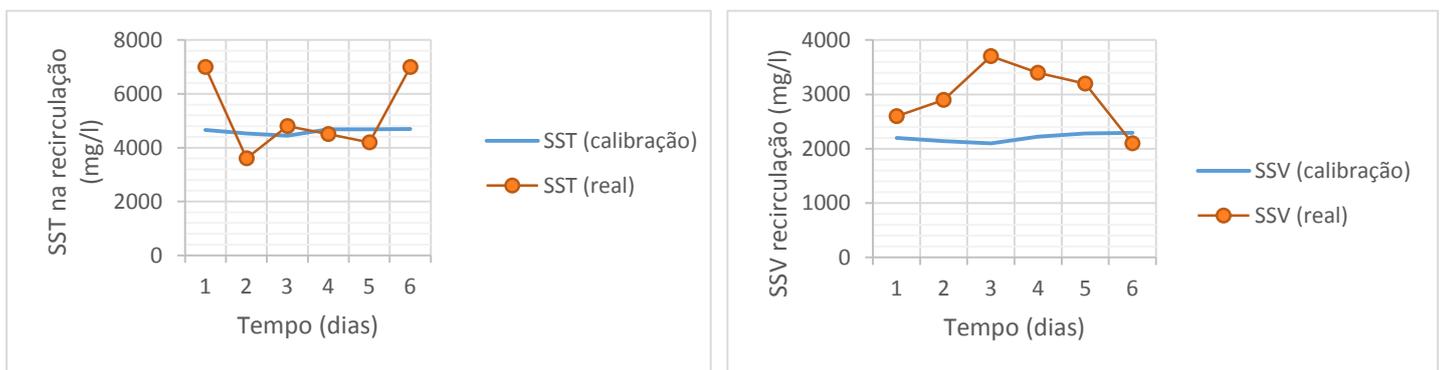


Figura 3.10-Resultados da calibração da concentração de sólidos na recirculação - Resultados da simulação dinâmica vs Resultados campanha analítica

Por fim, observando as representações gráficas da **Figura 3.11** podemos verificar os dados obtidos na calibração no efluente tratado, em comparação aos dados da campanha.

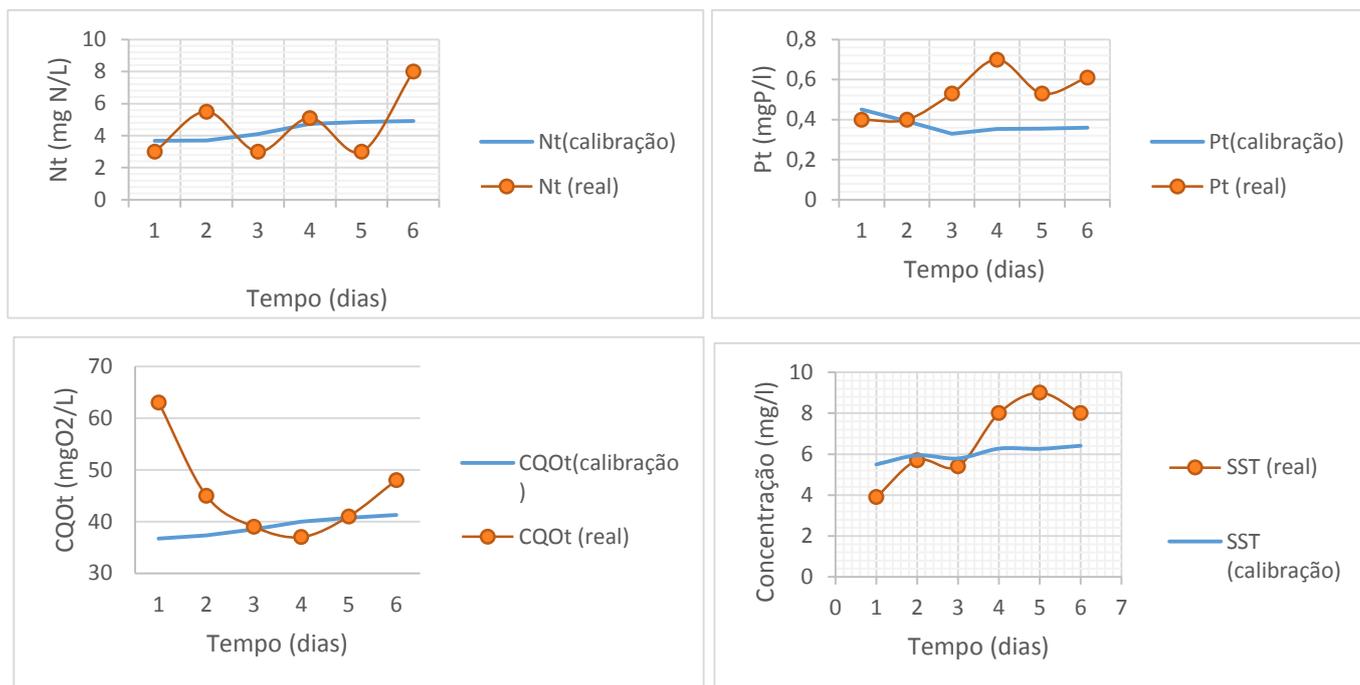


Figura 3.11-Resultados da calibração no efluente - Resultados da simulação dinâmica vs Resultados campanha analítica. a) CQO b) Ntotal c) Ptotal d) SST

No que se refere aos parâmetros Pt, e sobretudo, CQOt os valores de calibração afastam-se dos valores obtidos na campanha. No entanto para os parâmetros SST e Nt é possível observar uma discrepância apenas em alguns pontos, sendo o valor de Nt o que melhor ajuste apresenta.

Na **Tabela 3.2**, temos então os Resultados da Calibração obtido no estado estacionário.

Tabela 3.2-Resultados da Calibração em estado estacionário

	Valores reais ETAR	Valores de simulação com GPS-x
SST	6,6	6,4
CQO	45,5	41,44
CBO	<10	2,35
Pt	0,395	0,36
Nt	4,6	4,49
Nitratos e nitritos	2,5	2,31
Amónia	1,14	1,61

Como dito anteriormente, obteve-se uma boa calibração e caracterização do efluente, mas outra coisa que se pode ver é a considerável diferença entre as diferentes simulações.

Obteve-se melhores resultados com o estado estacionário do que com o estado dinâmico, isto deve-se principalmente á grande variabilidade no estado dinâmico. No estado dinâmico podemos verificar que os diferentes parâmetros variam muito ao longo de um curto espaço de tempo (6 dias) e desta forma é difícil fazer um estudo e caracterização mais acertada. Contrariamente, no estado estacionário podemos verificar um comportamento mais linear o que nos permite uma maior certeza na caracterização.

3.2. Validação e Aplicação do Modelo

Na validação, foram então introduzidos os dados do afluente de 2014, como podemos ver na secção 2.3.2, utilizando o modelo calibrado com os dados da campanha de 2015

Os resultados são apresentados na tabela seguinte.

Tabela 3.3- Resultados da Validação no Efluente final

	Dados históricos (2014)	Dados do modelo
SST (mg/l)	5,32	6,14
CQO (mgO₂/L)	26,96	42,21
CBO (mgO₂/L)	11,86	2,33
Pt (mgP/L)	0,98	0,38
Nt ((N/L)	8,78	3,34
Nitratos e nitrito	3,93	2,02
Amónia	2,75	0,75
Fósforo	0,59	0,38

Na **Tabela 3.3**, pode-se concluir com os dados de simulação que no modelo simulado existe mais desnitrificação do que na realidade existe no processo da ETAR.

Com estes resultados poder-se-ia concluir, á partida, que seria necessário uma nova calibração para o ano de 2014. Os dados apresentados não são confiáveis uma vez que poderão resultar das dificuldades na calibração no processo de validação de 2014, nomeadamente dos nutrientes. A calibração feita em 2015 para um período muito pequeno o que poderá não ser representativo das condições registadas durante o ano de 2014. De relembrar também que esta é uma ETAR com alguma sazonalidade, sendo que os valores variam em diferentes épocas do ano.

Verificou-se que os resultados de 2014 não foram corretamente descritos pelo modelo, não tendo sido assim possível, efetuar a validação do modelo. Refira-se, no entanto, que existem fatores que poderão explicar a diferença entre os resultados reais e os obtidos pelo modelo,

designadamente ao fato de durante o ano de 2014. De facto, esta instalação recebeu em 2014 volumes de lixiviados de aterro, os quais possuem concentrações elevadas de matéria orgânica e inorgânica oxidáveis e de nutrientes. Nestas condições, com a alteração da qualidade do influente afigura-se ser necessário efectuar uma nova calibração.

Refira-se ainda que a estratégia de arejamento adaptado em 2014 foi diferente da de 2015. Em 2014, o controlo do arejamento era mais instável, tendo o supressor arranques e paragens sucessivas, tornando assim o controlo do processo mais instável. Consequentemente é provável que esta instabilidade tenha aumentado a dinâmica do sistema e a obtenção de um efluente com concentrações de matéria orgânica e de nutrientes um pouco superiores, afectuando assim a sua qualidade.

Em relação a aplicação do modelo e às simulações feitas com ou sem sulfato de ferro, demonstraram que a adição deste, não tem impacto significativo na qualidade do efluente (**Tabela 3.4**). Esta ideia é suportada pelos resultados obtidos em 2015 pela ETAR da Boavista, pois neste período não foi adicionado sulfato de ferro. Isto poderá representar uma redução de custos para a ETAR.

Tabela 3.4- Resultados da Aplicação do modelo

	Caudal de sulfato de ferro variável	Com Caudal de sulfato de ferro fixo	Sem adição de Sulfato de ferro
SST (mg/l)	6,14	6,11	6,11
CQO (mgO2/L)	42,21	42,1	42,08
CBO (mgO2/L)	2,33	1,89	1,88
Pt (mgP/L)	0,38	0,411	0,412
Nt ((N/L)	3,34	3,48	3,33
Nitratos e nitrito	2,018	2,1	2,02
Amónia	0,74	0,75	0,75
Fósforo	0,38	0,39	0,38

CAPÍTULO 4- CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

Com este estudo, foi possível fazer uma caracterização detalhada do influente da ETAR da Boavista e uma boa calibração construindo um modelo que descreveu as características do efluente em termos dos componentes de caracterização e o seu comportamento no tratamento biológico.

Foram feitos dois estudos diferentes, um dinâmico e outro em estado estacionário. Nestes estudos pode-se verificar a grande variabilidade ao longo dos dias, o que não deu uns dados dinâmicos tao confiáveis. Por outro lado os dados do estado estacionário descreveram bem os dados medidos na ETAR.

Com este estudo foi ainda possível verificar que a adição do ferro não tem um impacto significativo, pelo que pode ser uma etapa a eliminar. Isto poderá ser vantajoso para a ETAR mesmo a nível económico.

A validação do modelo não foi realizada com sucesso, registando-se alterações significativas na qualidade do efluente tratado (CQO, CBO, SST e nutrientes), o que poderá ser explicado pela diferente composição química do influente devido as descargas do lixiviados de aterro sanitário e a diferente estratégia de arejamento no ano de 2014.

Dado que as condições de funcionamento no ano de 2015, e perspectiva-se que sejam semelhantes no futuro, são idênticas às ocorridas durante o período de calibração do modelo propõe-se que este seja validado utilizando a calibração, desenvolvida nesta tese, para o período de 2015.

Relativamente a trabalhos futuros, considera-se que será interessante retomar o trabalho realizado, testando o modelo desenvolvido na FCT / UNL (conhecido como META-ASM, Santos e Oehmen, 2015) para descrever os principais processos bioquímicos (hidrólise, fermentação, oxidação COD, nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo) dos organismos-chave presentes (autotróficos, heterotróficos comuns, polifosfato de organismos acumuladores de glicogénio e organismos acumular). Uma das principais vantagens deste modelo é o impacto dos vários parâmetros-chave (por exemplo, oxigénio dissolvido, a concentração de pH, temperatura, fonte de carbono), na eficiência do processo de remoção biológica de fósforo que são incorporados no modelo de estequiometria e cinética.

Se necessário, poderiam se realizar *batch tests* usando as lamas da ETAR de Boavista para estimar parâmetros biocinéticos-chave para o modelo META-ASM durante os procedimentos de calibração e validação do modelo.

Outro ponto interessante a ser estudado, seria o verdadeiro impacto da adição de Sulfato de ferro, verificar se a sua adição será mesma necessária, pois pelas simulações efectuadas nesta dissertação não existe uma diferença nos dados com ou sem adição. Isto poderá representar uma minimização de custos. Actualmente ela está a ser usada sempre que existe um alto teor de fosforo, era interessante ser feito um estudo sobre que manipulação a nível de funcionamento podia ser feita para prevenir isso.

Um dos actuais problemas da ETAR da Boavista, é a grande sazonalidade. A diferença de afluência entre a época alta e a época baixa poderia ser um trabalho a realizar futuramente, estudando, talvez de forma mais pormenorizada, cada uma destas épocas de forma a otimizar melhor o funcionamento da ETAR. Este estudo poderia ser feito utilizando simulações dinâmicas com perfis de arejamento e características diferentes para a época alta e baixa, analisando a necessidade de recalibração do modelo nas duas épocas, ou apenas ter em consideração as características de influente/operação diferentes.

CAPÍTULO 5- BIBLIOGRAFIA

- Águas do Algarve, 2007, Empreitada de construção e ampliação do sistema de tratamento de águas residuais no concelho de Lagoa
- Agua do algarve [Online]. <http://www.aguasdoalgarve.pt/content.php?c=105>. [acedido a Julho de 2015]
- Gernaey, K. V. et al., 2004. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. *Environmental Modelling and Software*, 19, pp.763–783.
- Henze M., W. Gujer, T. Mino and M. C. van Loosdrecht, "Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D, AMS3," in *Scientific and Technical Report series*, IWA Publishing, 2000.
- Henze M, W. Gujer, T. Mino, T. Matsuo, M. C. Wentzel, G. v. R. Marais and M. C. M. van Loosdrecht, "Activated Sludge Model No.2D, ASM2D," in *Wat. Sci. Tech*, Vol. 39, Great Britain, Elsevier Science, 1999, pp. 165 - 182.
- Heijnen J. J., M. C. M. van Loosdrecht and H. M. van Veldhuizen, "Modelling biological phosphorous and nitrogen removal in a full scale activated sludge process," *Water Research*, Volume 33, No16, pp. 3459-3468, 1999.
- Hauduc, H. et al., 2013. Critical review of activated sludge modeling: State of process knowledge, modeling concepts, and limitations. *Biotechnology and Bioengineering*, 110(1), pp.24–46.
- I.Hydromantis Environmental Software Solutions, GPS-X Technical Reference book
- I. Hydromantis, 2014a. GPS- X User ' s Guide
- I. Hydromantis, 2014b. Technical Reference. Interface, pp.1–88.
- J. W. Hulsbeek, J. Kruit, P. J. Roeleveld and M. C. M. van Loosdrecht, "A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems," *Water Science and Technology*, Volume 45, No6, pp. 127-136, 2002.
- Lopez-Vazquez ,C. M., A. Oehmen, C. Hooijmans, D. Brdjanovic, H. J. Gijzen, Z. Yuan and M. C. van Loosdrecht, "Modeling the PAO-GAO competition: Effects on carbon source, pH and temperature," *Water Research*, Volume 43, pp. 450-462, 2009.
- L. -. W. T. Solutions. [Online]. Available: <http://www.lenntech.com/wwtp/wwtp-activatedsludge-process.htm>. [Accessed August 2015].
- Meijer, S., 20014. Theoretical and practical aspects of modelling activated sludge processes. Available at: [ttp://repository.tudelft.nl/assets/uuid:e0d5af2b-7bf6-4cd8-9a22-aac3f8d112fe/as_meijer_20040427.pdf](http://repository.tudelft.nl/assets/uuid:e0d5af2b-7bf6-4cd8-9a22-aac3f8d112fe/as_meijer_20040427.pdf)
- Martins , A. M., K. Pagilla, J. J. Heijnen and M. C. van Loosdrecht, "Filamentous bulking sludge," *Water Research* No38, pp. 793-817, 2004.
- Oehmen A., B. Keller-Lehmann, R. J. Zeng, Z. Yuan and J. Keller, "Optimisation of polybeta-hydroxyalkanoate analysis using gas chromatography for enhanced biological phosphorus removal systems," *Journal of Chromatography A*, pp. 131-136

- Oehmen, A, Saunders, A.M, Vives, M.T., Yuan,Z.G. & Keller,H. 2006a. Competition between polyphosphate and glycogen accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems with acetate and propionate as carbon sources. *Journal of Biotechnology*, 123, 22-32.
- Oehmen, A., Zeng, R. J, Kelle,J. Yan,Z.G. 2007b. Modeling the aerobic metabolism of polyphosphate-accumulating organisms enriched with propionate as a carbon source. *Water Environment Research*, 79, 2477-2486.
- Pereira, S. F., 2014. Modelling of a wastewater treatment plant using GPS-X. Dissertação para obter o grau de mestre em Engenharia Química e Bioquímica. Universidade de Lisboa
- Pombo S. C., Contributo para a utilização de Modelos de Simulação Dinâmica no Dimensionamento de Processos de Lamas Activadas – Dissertação para obter o grau de mestre em Engenharia Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, 2010.
- Vanrolleghem A., henri Spanjers, Britta Petersen, P.G., 1999. Estimating ASM parameters.pdf.
- Gernaey, K. V. et al., 2004. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. *Environmental Modelling and Software*, 19, pp.763–783.
- Vanrolleghem A., henri Spanjers, Britta Petersen, P.G., 1999. Estimating ASM parameters.pdf.
- Roeleveld P. J. and M. C. M. van Loosdrecht, "Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands," *Water Science and Technology*, Volume 45, No6, pp. 77-87, 2002.)
- Santos, J,M,M., 2013. Understanding the Microbial Ecology and Ecophysiology of Enhanced Biological Phosphorus Removal Processes through Metabolic Modelling and Experimental Studies. Dissertação para obter o grau de mestre em Engenharia Química e Bioquímica.Universidade Nova de Lisboa
- Wang L. K., N. K. Shamas and Y.-T. Hung, "Advanced Biological Treatment Processes: Volume 9," Humana Press, 2009, pp. 1-31.
- W. W. Eckenfelder and P. Grau, "Activated Sludge: Process Design and Control, Volume 1, Second Edition," Pennsylvania, Technomic Publishing Company, Inc, 1998, pp. 1-20.J. Wanner, "Activated Sludge: Bulking and Foaming Control," Lewis Publishers, 1994, pp. 30-65.

CAPÍTULO 6- ANEXOS

Anexo I- Características das águas residuais

Tabela 6. 1- Características das águas residuais domésticas não tratadas (Metcalf e Eddy, 2003).

Contaminante	Unidades	Concentração		
		Fraca	Média	Forte
Sólidos totais (ST)	mgL ⁻¹	350	720	1200
Sólidos dissolvidos totais	mgL ⁻¹	250	500	850
Sólidos dissolvidos fixos	mgL ⁻¹	145	300	525
Sólidos dissolvidos voláteis	mgL ⁻¹	105	200	325
Sólidos suspensos (SS)	mgL ⁻¹	100	220	350
Sólidos suspensos fixos	mgL ⁻¹	20	55	75
Sólidos suspensos voláteis	mgL ⁻¹	80	65	275
Sólidos sedimentáveis	mgL ⁻¹	5	10	20
Carência bioquímica de Oxigênio, 5 dias a 20°C (CBO5)	mgL ⁻¹	110	220	40
Carbono orgânico total (TOC)	mgL ⁻¹	80	160	290
Carência química de oxigênio (CQO)	mgL ⁻¹	250	500	1000
Azoto total	mgL ⁻¹	20	40	85
Azoto orgânico	mgL ⁻¹	8	15	35
Azoto amoniacal	mgL ⁻¹	12	25	50
Nitritos	mgL ⁻¹	0	0	0
Nitratos	mgL ⁻¹	0	0	0
Fósforo total	mgL ⁻¹	4	8	15
Fósforo orgânico	mgL ⁻¹	1	3	5
Fósforo inorgânico	mgL ⁻¹	3	5	10
Cloretos	mgL ⁻¹	30	50	100
Sulfatos	mgL ⁻¹	20	30	50
Alcalinidade (em CaCO3)	mgL ⁻¹	50	100	200
Gorduras	mgL ⁻¹	50	100	150
Coliformes fecais	mgL ⁻¹	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Compostos orgânicos voláteis (COV)	mgL ⁻¹	<100	100-400	>400

Anexo II- Parâmetros cinéticos e estequiométricos do ASM2 ASM2d. e Matrizes de Petersen

Tabela 6.2-Valores típicos de constantes estequiométricas e de factores de conversão dos modelos ASM2 e ASM2d (adaptado de Henze et al., 1995 e de Henze et al., 1998)

Símbolo	Nome	Unidade	Valor	
			ASM2	ASM2d
Parâmetros estequiométricos: constantes estequiométricas				
Y_H	Rendimento celular da biomassa heterotrófica	g COD/ (g COD)	0.62	0.625
f_{SI}	Fracção de CQO inerte presente no substrato particulado	g COD/ (g COD)	0	0
f_{XI}	Fracção de CQO inerte gerado pela lisis da biomassa	g COD/ (g COD)	0.1	0.1
Y_{PAO}	Rendimento celular da biomassa PAO	g COD/ (g COD)	0.63	0.625
Y_{PO4}	Necessidade de PP (S_{PO4} libertado) para armazenamento de PHA	g P/ (g COD)	0.4	0.4
Y_{PHA}	Necessidade de PHA para armazenamento de PP	g COD/ (g COD)	0.2	0.2
Y_{AUT}	Rendimento celular da biomassa autotrófica	g COD/ (g COD)	0.24	0.24
Parâmetros estequiométricos: factores de conversão				
$i_{N SI}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em S_i	g N/ (g COD)	0.01	0.01
$i_{N SF}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em S_F	g N/ (g COD)	0.03	0.03
$i_{N XI}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em X_i	g N/ (g COD)	0.03	0.02
$i_{N XS}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente em X_S	g N/ (g COD)	0.04	0.04
$i_{N BM}$	Razão entre (massa de azoto / massa de CQO) presente na biomassa	g N/ (g COD)	0.07	0.07
$i_{P SI}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de COD) presente em S_i	g P/ (g COD)	0	0
$i_{P SF}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de COD) presente em S_F	g P/ (g COD)	0.01	0.01
$i_{P XI}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de CQO) presente em X_i	g P/ (g COD)	0.01	0.01
$i_{P XS}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de CQO) presente em X_S	g P/ (g COD)	0.01	0.01
$i_{P BM}$	Razão entre (massa de fósforo / massa de CQO) presente na biomassa	g P/ (g COD)	0.02	0.02
$i_{TSS XI}$	Razão entre (massa de TSS / massa de CQO) presente em X_i	g TSS/ (g COD)	0.75	0.75
$i_{TSS XS}$	Razão entre (massa de TSS / massa de CQO) presente em X_S	g TSS/ (g COD)	0.75	0.75
$i_{TSS BM}$	Razão entre (massa de TSS / massa de CQO) presente na biomassa	g TSS/ (g COD)	0.9	0.9

Hidrolise

Tabela 6.3- Equações de Hidrolise. Fonte: M. Henze et al.

Process:	Rate equation:
Aerobic Hydrolysis	$K_H \times \frac{S_O}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \times X_{BH}$
Anoxic Hydrolysis	$K_H \times \eta_{NO_3} \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \times X_{BH}$
Anaerobic Hydrolysis	$K_H \times \eta_{Fe} \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \times X_{BH}$

Label: K_H – Hydrolysis rate constant (d^{-1}); K_{O_2} – Saturation/inhibition coefficient for oxygen ($g O_2 \cdot m^{-3}$); K_X – Saturation/inhibition coefficient for particulate COD ($g X_S \cdot g^{-1} X_H$); K_{NO_3} – Saturation/inhibition coefficient for nitrate ($g N \cdot m^{-3}$); η_{NO_3} – Anoxic hydrolysis reduction factor; η_{Fe} – Anaerobic hydrolysis reduction factor.

Processos relativos a organismos heterotróficos (X_{BH})

Tabela 6.4-Equações de AM2d para processos relativos heterotróficos

Process:	Rate equation:
Growth on fermentable substrates (S_F)	$\mu_H \times \frac{S_O}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_F}{K_F + S_F} \times \frac{S_F}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Growth on fermentation products (S_{LF})	$\mu_H \times \frac{S_O}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{LF}}{K_{LF} + S_{LF}} \times \frac{S_{LF}}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Denitrification with fermentable substrates (S_F)	$\mu_H \times \eta_B \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{S_F}{K_F + S_F} \times \frac{S_F}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Denitrification with fermentation products (S_{LF})	$\mu_H \times \eta_B \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{S_{LF}}{K_{LF} + S_{LF}} \times \frac{S_{LF}}{S_F + S_{LF}} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Fermentation	$q_b \times \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_O} \times \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO}} \times \frac{S_F}{K_F + S_F} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BH}$
Lysis	$b_H \times X_{BH}$

Label: μ_H – Maximum growth rate on substrate ($g X_B \cdot g^{-1} X_H \cdot d^{-1}$); K_{O_2} – Saturation/inhibition coefficient for oxygen ($g O_2 \cdot m^{-3}$); K_F – Saturation coefficient for growth on S_F ($g COD \cdot m^{-3}$); K_{NH_4} – Saturation coefficient for ammonium (nutrient) ($g N \cdot m^{-3}$); K_P – Saturation coefficient for phosphate (nutrient) ($g P \cdot m^{-3}$); K_{ALK} – Saturation coefficient for alkalinity (HCO_3^-) (mole $HCO_3^- \cdot m^{-3}$); K_{LF} – Saturation coefficient for growth on acetate S_{LF} ($g COD \cdot m^{-3}$); $K_{NO_3^-}$ – Saturation/inhibition coefficient for nitrate ($g N \cdot m^{-3}$); $\eta_{NO_3^-}$ – Reduction factor for denitrification; K_b – Saturation coefficient for fermentation of S_F ($g COD \cdot m^{-3}$); q_b – Maximum rate for fermentation ($g S_F \cdot g^{-1} X_H \cdot d^{-1}$); b_H – Rate constant for lysis and decay (d^{-1});

Organismos nitrificantes (organismos autotróficos X_{ba})

Tabela 6.5-Equações ASM2d para processos relativos a organismos nitrificantes (organismos autotróficos).
Fonte: M. Henze et al.

Process:	Rate equation:
Aerobic growth of X_{AUT}	$\mu_{AUT} \times \frac{S_0}{K_{O_2} + S_0} \times \frac{S_{NH}}{K_{NH_4} + S_{NH}} \times \frac{S_P}{K_P + S_P} \times \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \times X_{BA}$
Lysis of X_{AUT}	$b_{AUT} \times X_{BA}$

Label: μ_{AUT} – Maximum growth rate of X_{BA} (d^{-1}); K_O – Saturation/inhibition coefficient for oxygen ($g\ O_2 \cdot m^{-3}$); K_A – Saturation coefficient for ammonium (substrate) ($g\ N \cdot m^{-3}$); K_P – Saturation coefficient for phosphate (nutrient) ($g\ P \cdot m^{-3}$); K_{ALK} - Saturation coefficient for alkalinity (HCO_3^-) (mole $HCO_3^- \cdot m^{-3}$); b_{AUT} – Decay rate of X_{BA} (d^{-1})

- Matriz de Petersen para o modelo ASM2d

Tabela 6.6- Matriz de Petersen para o modelo ASM2d – estequiometria

Processo	S_F	S_{NH_4}	S_{PO_4}	S_I	S_{ALK}	X_S	X_{TSS}	S_{O_2}	S_A	S_{NO_3}	S_{N_2}	X_I	X_H	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_{AUT}	S_{PO_4}	$X_{M=OH}$	$X_{M=P}$
1 Hidrólise aeróbia	$1 - f_{S_I}$	v_{1,NH_4}	v_{1,PO_4}	f_{S_I}	$v_{1,ALK}$	-1	$v_{1,TSS}$													
2 Hidrólise anóxica	$1 - f_{S_I}$	v_{2,NH_4}	v_{2,PO_4}	f_{S_I}	$v_{2,ALK}$	-1	$v_{2,TSS}$													
3 Hidrólise anaeróbia	$1 - f_{S_I}$	v_{3,NH_4}	v_{3,PO_4}	f_{S_I}	$v_{3,ALK}$	-1	$v_{3,TSS}$													
4 Crescimento aeróbio em S_F	$-\frac{1}{Y_H}$							$1 - \frac{1}{Y_H}$					1							
5 Crescimento aeróbio em S_A								$1 - \frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1}{Y_H}$				1							
6 Crescimento anóxico em S_F	$-\frac{1}{Y_H}$									$-\frac{1 - Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$	$\frac{1 - Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$		1							
7 Crescimento anóxico em S_A Desnitrificação									$-\frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1 - Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$	$-\frac{1 - Y_H}{2.86 \cdot Y_H}$		1							
8 Fermentação	-1								1											
9 Lisis						$1 - f_{X_I}$						f_{X_I}	-1							
10 Armazenamento de X_{PHA}			Y_{PO_4}						-1											
11 Armazenamento aeróbio de X_{PP}			-1												$-Y_{PO_4}$	1				
12 Armazenamento anóxico de X_{PP}			-1							v_{12,NO_3}	$-v_{12,NO_3}$				1					
13 Crescimento aeróbio de X_{PAO}			$-i_{PBM}$					v_{13,O_2}						1						
14 Crescimento anóxico de X_{PAO}			$-i_{PBM}$							v_{14,NO_3}	$-v_{14,NO_3}$			1						
15 Lisis de X_{PAO}			v_{15,PO_4}			$1 - f_{X_I}$						f_{X_I}		-1						
16 Lisis de X_{PP}			1												-1					
17 Lisis de X_{PHA}									1							-1				
18 Crescimento aeróbio de X_{AUT}		v_{18,NH_4}	$-i_{P,BM}$					$-\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$		$\frac{1}{Y_a}$							1			
19 Lisis		v_{19,NH_4}	v_{19,PO_4}			$1 - f_{X_I}$						f_{X_I}					-1			
20 Precipitação					$v_{20,ALK}$		1.42											-1	-3.45	4.87
21 Redissolução					$v_{21,ALK}$		-1.42											1	3.45	-4.87

Tabela 6.7-Matriz de Petersen para o modelo ASM2d – taxas de processo

j	Processo	Equação da taxa de processo ρ_j $\rho_j \geq 0$ $[M_t L^{-3} T^{-1}]$
Processos de hidrólise		
1	Hidrólise aeróbia	$K_L \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
2	Hidrólise anóxica	$K_L \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
3	Hidrólise anaeróbia	$K_L \cdot \eta_{Fe} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{X_S/X_H}{K_X + X_S/X_H} \cdot X_H$
Organismos heterotróficos: X_H		
4	Crescimento aeróbio em S_F	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
5	Crescimento aeróbio em S_A	$\mu_H \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
6	Crescimento anóxico em S_F Desnitrificação	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_F}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
7	Crescimento anóxico em S_A Desnitrificação	$\mu_H \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_A}{S_F + S_A} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
8	Fermentação	$\eta_{Fe} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \cdot \frac{S_F}{K_F + S_F} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_H$
9	Lisis	$b_H \cdot X_H$
Organismos acumuladores de fósforo (P_{DA}): X_{PDA}		
10	Armazenamento de X_{PDA}	$\rho_{PDA} \cdot \frac{S_A}{K_A + S_A} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PF}/X_{PDA}}{K_{PF} + X_{PF}/X_{PDA}} \cdot X_{PDA}$
11	Armazenamento aeróbio de X_{PF}	$\rho_{PF} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PFA}/X_{PDA}}{K_{PFA} + X_{PFA}/X_{PDA}} \cdot \frac{K_{MAX} - X_{PF}/X_{PDA}}{K_{PF} + K_{MAX} - X_{PF}/X_{PDA}} \cdot X_{PDA}$
12	Armazenamento anóxico de X_{PF}	$\rho_{PF} = \rho_{PF} \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$
13	Crescimento aeróbio em X_{PFA}	$\mu_{PDA} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot \frac{X_{PFA}/X_{PDA}}{K_{PFA} + X_{PFA}/X_{PDA}} \cdot X_{PDA}$
14	Crescimento anóxico em X_{PF}	$\rho_{PDA} = \rho_{PDA} \cdot \eta_{NO_3} \cdot \frac{K_{O_2}}{S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}}$
15	Lisis de X_{PDA}	$b_{PDA} \cdot X_{PDA} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$
16	Lisis de X_{PF}	$b_{PF} \cdot X_{PF} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$
17	Lisis de X_{PFA}	$b_{PFA} \cdot X_{PFA} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$
Organismos autotróficos: X_{AUT}		
18	Crescimento	$\mu_{AUT} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_P + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$
19	Lisis	$b_{AUT} \cdot X_{AUT}$
Precipitação simultânea de fósforo e $Fe(OH)_3$		
20	Precipitação	$k_{PRE} \cdot S_{PO_4} \cdot X_{MgOH}$
21	Redissolução	$k_{RED} \cdot X_{MgP} \cdot S_{ALK}/(K_{ALK} + S_{ALK})$

Anexo III- Biblioteca e modelos de processos GPS-X

CNLIB (Carbon – Nitrogen library): Permite simular a transformação dos compostos de carbono e azoto em todas as unidades de tratamento e é constituída por 16 variáveis de estado;

CNIPLIB (Carbon – Nitrogen – Industrial Pollutant library): Idêntica à anterior, permite simular a remoção de poluentes de origem industrial. Constituída por 46 variáveis de estado, das quais 16 são pré- definidas pelo programa e as restantes 30 definidas pelo utilizador (15 componentes solúveis e 15 componentes particuladas);

CNPLIB (Carbon – Nitrogen – Phosphorus library): Possibilita a simulação da transformação dos compostos de carbono, azoto e fósforo em todas as unidades de tratamento e é composta por 17 variáveis de estado;

CNPIPLIB (Carbon – Nitrogen – Phosphorus – Industrial Pollutant library): Semelhante à anterior, permite simular a remoção de poluentes de origem industrial. É constituída por 57 variáveis de estado, das quais 27 são pré-definidas pelo programa e as restantes 30 definidas pelo utilizador (15 componentes solúveis e 15 componentes particuladas);

CN2LIB (Advanced Carbon – Nitrogen library): A grande diferença entre esta biblioteca e a CNLIB consiste no facto de permitir simular a transformação dos componentes inertes do Azoto (particulado e solúvel). Permite, igualmente, a divisão do processo de nitrificação em duas etapas (requer a divisão das variáveis de estado para os oxidantes da amónia e nitrito, bem como a divisão do NOx em nitrito e nitrato). Esta biblioteca contém 19 variáveis de estado.

MANTIS2LIB (Comprehensive – Carbon, Nitrogen, Phosphorus, pH): Integra modelos de carbono, azoto e fósforo das linhas de lamas ativadas aeróbias com o modelo de digestão completa, e modelação de precipitação inorgânica completa e pH.

Influente:

Bodbased: Este modelo é selecionado quando não existe informação sobre valores de CQO e apenas informações sobre CBO. Contudo, a utilização deste modelo requer especial atenção devido a aproximações que são efetuadas e à natureza de medição de CBO. Se se selecionar este modelo, é necessário introduzir no sistema valores de CBO5, TKN, SST e algumas variáveis de estado, tais como, sólidos orgânicos inertes, orto-fosfatos solúveis (cnplib), a alcalinidade e algumas funções de estequiometria. Estes parâmetros irão permitir calcular as restantes variáveis de estado do efluente: Substratos facilmente biodegradáveis (SS), substratos lentamente biodegradáveis (XS), partículas inorgânicas inertes (XI), Amónia amoniacal (snh), partículas de azoto orgânicas biodegradáveis (xnd) e azoto orgânico biodegradável solúvel (snd);

Codfractions: Este modelo requer que sejam introduzidos valores de CQO, TKN, total de P, algumas variáveis de estado (a maior parte das variáveis são zero exceto para as frações de amónia, orto-fosfatos solúveis e a alcalinidade) e frações estequiométricas. A introdução destes parâmetros permite a determinação das restantes variáveis de estado, as composições e as frações dos nutrientes;

Codstates: Modelo idêntico ao anterior, mas contabiliza os estados da CQO;

Sludge: Este modelo é utilizado apenas para representar a entrada no sistema de um caudal de lamas. Permite a caracterização do parâmetro SST, algumas variáveis de estado e coeficientes estequiométricos.

States: Este modelo é utilizado quando os utilizadores não dispõem de uma caracterização completa do afluente (não permite a definição de valores de parâmetros como a CBO, SST e TKN) e as variáveis de estado têm de ser calculadas manualmente, requerendo o fracionamento da CQO e do azoto como dados de entrada;

Tsscod: Utilizado quando o utilizador dispõe de uma caracterização analítica do efluente para os parâmetros CQO, SST e TKN, algumas variáveis de estado e respetivos coeficientes estequiométricos

Anexo IV- Reactores Biológicos

Tabela 6.8-Condições de funcionamento dos reactores biológicos

	Ano 0		Ano 30	
	EA	EB	EA	EB
Caudal afluyente (m ³ /dia)	4513,37	2359,9	7052,8	3985,65
CBO5 (kg/dia)	1393,09	696,91	2089,78	1043,8
SST (kg/dia)	2161,22	1079,77	3240,42	1681,69
NT (kg/dia)	23,52	115,74	346,22	173
PT (kg/dia)	48,84	24,38	73,59	36,6
Número de reactores em serviço	2	1	2	1
MLSS (kg/m ³)	3,8	3,8	4,6	4,8
MLVSS (kg/m ³)	2,4	2,4	2,9	3
Carga volúmica (kg CBO5/m ³ .dia)	0,19	0,19	0,29	0,29
Carga mássica (kg CBO5/kgMLSS.dia)	0,051	0,051	0,063	0,061
Produção de lamas (kg/dia)	1427,79	713,23	2140,04	1067,27
Idade das lamas				
· Total (dias)	21,08	21,09	17,02	17,81
· Zona anóxica e aeróbia (dias)	19,16	19,18	15,48	16,19
Tempo de retenção				
· Zona anaeróbia (h)	3,82	3,66	2,45	2,17
· Zona aeróbia (h)	6,37	6,1	4,08	3,61
· Zona anóxica (h)	31,86	30,51	20,42	18,06
CBO5 removido (kg/dia)	1336,86	667,55	2002,04	994,22
N-NO3 nitrificado (kg/dia)	144,33	72,28	215,99	106,35
N-NO3 desnitrificado (kg/dia)	113,68	56,25	168,08	79,18
PT removido (kg/dia)	37,65	18,54	56,13	26,63

Anexo V- Campanha 6 dias

Tabela 6.9-Resultados da Campanha para o Efluente

Dias	Afluente									
	pH	CQO	CQO solúvel	CBO5	CBO5 solúvel	Fósforo total	Fósforo solúvel	SST	Azoto amoniacal	Azoto total
15/06/2015	7,5	500	140	320	80	7	4,3	250	42,8	70
16/06/2015	7,4	540	140	400	80	7	5	270	41,2	53
17/06/2015	7,4	700	130	300	90	8	4,5	340	39,7	38
18/06/2015	7,2	700	140	320		7	4,3	290	37,3	36
21/06/2015	7,3	450	140	330	80	7	5,1	180	39,7	53
22/06/2015	7,3	430	150	300	60	7	4,2	140	34,2	49

Tabela 6.10-Resultados da campanha para o efluente tratado

Dias	EFLUENTE TRATADO											
	pH	CQOtotal	CQOsolúvel	CBO5	CBO5solúvel	Fósforo total	Fósforo solúvel	SST	Azoto amoniacal	Nitratos	Nitritos	Azoto total
15/06/2015	7,9	63	42	<10	<10	<0,5	<0,5	3,9	3,5	3,39	0,16	3
16/06/2015	8	45	43	<10	<10	<0,5	<0,5	5,7	0,9	2,94	0,16	5,5
17/06/2015	8	39	40	<10	<10	0,53	<0,5	5,4	0,5	1,67	0,09	3
18/06/2015	7,7	37	36	<10		0,7	0,54	8	0,3	1,45	0,12	5,1
21/06/2015	7,8	41	38	<10	<10	0,53	<0,5	9	0,8	0,77	0,12	3
22/06/2015	7,8	48	42	<10	<10	0,61	0,64	8	0,9	3,84	0,18	8

Tabela 6.11-Resultados da Campanha para o tanque anaeróbio

Dias	TANQUE ANAERÓBIO			
	Nitritos	Nitratos	Azoto amoniacal	Fósforo solúvel
16/06/2015	<0,1	0,50	7,0	7
17/06/2015	<0,1	0,61	7,0	10
18/06/2015	<0,1	0,95	7,8	14
19/06/2015	<0,1	0,95	6,7	11
22/06/2015	<0,1	0,32	8,6	14
23/06/2015	<0,1	0,38	7,0	15

Tabela 6.12-Resultados da Campanha para o tanque anóxico

Dias	TANQUE ANOXICO			
	Nitritos	Nitratos	Azoto amoniacal	Fósforo sóluvel
16/06/2015	<0,1	<0,1	1,6	7
17/06/2015	<0,1	0,43	7,0	11
18/06/2015	<0,1	0,41	5,7	11
19/06/2015	<0,1	0,95	4,5	9
22/06/2015	<0,1	0,29	8,6	15
23/06/2015	<0,1	0,41	5,0	6,4

Tabela 6.13-Resultados da Campanha para o tanque anóxico

Dias	TANQUE AERÓBIO								
	Nitritos	Nitratos	Azoto amoniacal	Fósforo sóluvel	CQO	SST	SSV	Temp	pH
16/06/2015	<0,1	0,47	<0,4	<0,5	9000	6000	5000		6,8
17/06/2015	<0,1	0,47	<0,4	12	4800	3700	2900	19,5	7,1
18/06/2015	<0,1	0,41	<0,4	4,9	4800	5000	3800	25,3	7,1
19/06/2015	<0,1	0,99	<0,4	1,9	6100	6300	4600	25,5	6,9
22/06/2015	<0,1	0,95	<0,4	<0,5	4300	4300	3200	25,6	7,2
23/06/2015	<0,1	0,34	<0,4	<0,5	5200	5200	4100	26,2	6,9

Tabela 6.14-Resultados da Campanha para a recirculação de lamas

Dias	RECIRCULAÇÃO DE LAMAS	
	SST	SSV
16/06/2015	7000	5600,00
17/06/2015	3600	2900,00
18/06/2015	4800	3700,00
19/06/2015	4500	3400,00
22/06/2015	4200	3200,00
23/06/2015	7000	5100,00

Tabela 6.15-Resultados da Campanha para as lamas desidratadas

Dias	DESIDRATAÇÃO						
	Escorrências						Lamas desidratadas
	Fósforo total	Fósforo solúvel	Azoto total	Azoto solúvel	Azoto amoniacal	SST	%MS
16/06/2015	150	130	110	80	85,56	160	15
18/06/2015	130	110	80	29	46	200	18
23/06/2015	160	100	120	36	43	1500	19

Tabela 6.16- Resultados da Campanha para o Espessador

Dias	ESPESSADOR						
	Sobrenadante						Lamas espessadas
	Fósforo total	Fósforo solúvel	Azoto total	Azoto solúvel	Azoto amoniacal	SST	%MS
16/06/2015	330	80	360	21	29,56	10000	1,4
18/06/2015	80	47	12	100	17	1600	3
23/06/2015	19	17	8	7	6,6	34	3,4

Anexo VI – Ficha técnica do Sulfato de ferro (Quimitécnica)



FICHA DE PRODUTO SULFATO FÉRRICO

1. IDENTIFICAÇÃO

NOME QUÍMICO: Sulfato Férrico
FÓRMULA QUÍMICA: $Fe_2(SO_4)_3$
MASSA MOLECULAR: 399,8
N.º CAS: 10028-22-5
N.º EINECS: 233-072-9
N.º ONU: 1760
COMPOSIÇÃO: Solução de Sulfato Férrico a 43-45%

2. CARACTERÍSTICAS

→ O Sulfato Férrico comercial é uma solução acastanhada.

→ O produto mantém-se estável durante aproximadamente um ano.

PROPRIEDADE	METODO	VALOR
Fe ₂ (SO ₄) ₃ (%)	KEBE-LABO-050	44,0 ± 1,0
FERRO III (%)	KEBE-LABO-046	12,3 ± 0,3
FERRO II (%)	KEBE-LABO-045	0,1 ± 0,1
ACIDEZ, H ₂ SO ₄ (%)		0,7 ± 0,3
pH 1% (V/V)		2,0 ± 0,2

PROPRIEDADE	VALOR
TEMPERATURA DE EBULIÇÃO (°C)	102,5 ± 2,5
TEMPERATURA DE DECOMPOSIÇÃO (°C)	Informação indisponível
FLASH POINT	Não tem
MASSA VOLUMICA A 25°C (g/cm ³)	1,56 ± 0,02
SOLUBILIDADE EM ÁGUA (20°C)	Completamente solúvel
SOLUBILIDADE EM SOLVENTES ORGÂNICOS	Insolúvel

3. APLICAÇÕES

→ Coagulante primário com uma vasta gama de aplicações, revelando-se a sua utilização eficaz tanto no tratamento de águas potáveis e industriais como na depuração de águas residuais.

→ Eliminação de fosfatos nas ETARS de águas residuais domésticas.

4. BENEFÍCIOS

→ Tratamento de água potável e industrial:

- A utilização de Sulfato Férrico resulta compatível com mudanças bruscas da qualidade da água tratada, apresentando também a possibilidade de trabalhar num amplo intervalo de pH (4,5 a 12).
- Revela-se eficaz na eliminação de alumínio, ferro e manganês, além de apresentar excelente comportamento na eliminação de cor.

→ Tratamento de efluentes urbanos:

- O Sulfato Férrico é utilizado no tratamento primário como floculante para diminuir a carga orgânica que passa ao tratamento biológico.
- A utilização do Sulfato Férrico pode conseguir uma eliminação de fosfatos até 90%.

→ Tratamento de efluentes industriais:

- A utilização de Sulfato Férrico para a eliminação de matéria orgânica e inorgânica nos efluentes industriais resulta economicamente vantajosa, aliando-se-lhe reduções substanciais de C.Q.O. e de C.B.O..
- Eliminação de fosfatos e gorduras.

5. APRESENTAÇÃO

O Produto pode ser comercializado sob a forma:

- Cisternas de aproximadamente 25 toneladas;
- Em contentores de 1000 l (≈ 1500 Kg);
- Em Jerrican de 200 l (≈ 300 Kg);
- Em Jerrican de 60 l (≈ 90 Kg).

6. HIGIENE, SEGURANÇA E AMBIENTE

Baseado na informação toxicológica disponível, determinou-se que este produto não apresenta riscos para a saúde, quando manipulado correctamente. Informação sobre a sua utilização, forma de manipulação, bem como informações sobre segurança e ambiente pode ser encontrada na ficha de segurança, que pode ser obtida pedindo à Quimitécnica.com, S.A.