



INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA DE LISBOA

Área Departamental de Engenharia Civil

Avaliação do efeito geométrico dos decantadores secundários de ETAR

TIAGO LUÍS LOPES ORNELAS

(Licenciado em Engenharia Civil)

Trabalho Final de Mestrado - Projeto para a obtenção de grau de Mestre em Engenharia Civil na área de especialização de Hidráulica

Orientadores:

Doutora Maria Teresa Loureiro dos Santos, Professora Adjunta da ADEQ;
Doutor Teodoro José Pereira Trindade, Professor Adjunto da ADEQ.

Júri:

Presidente: Doutora Maria Helena Teixeira Cardoso Gamboa

Vogais:

Doutor José Valério Palmeira
Doutor Teodoro José Pereira Trindade

Dezembro 2017



INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA DE LISBOA

Área Departamental de Engenharia Civil

Avaliação do efeito geométrico dos decantadores secundários de ETAR

TIAGO LUÍS LOPES ORNELAS

(Licenciado em Engenharia Civil)

Trabalho Final de Mestrado - Projeto para a obtenção de grau de Mestre em Engenharia Civil na área de especialização de Hidráulica

Orientadores:

Doutora Maria Teresa Loureiro dos Santos, Professora Adjunta da ADEQ;
Doutor Teodoro José Pereira Trindade, Professor Adjunto da ADEQ.

Júri:

Presidente: Doutora Maria Helena Teixeira Cardoso Gamboa

Vogais:

Doutor José Valério Palmeira
Doutor Teodoro José Pereira Trindade

Dezembro 2017

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradeço aos meus orientadores, professora Doutora Maria Teresa Loureiro dos Santos e professor Doutor Teodoro José Pereira Trindade, pelo apoio no desenvolvimento do trabalho.

À empresa Hidromantis, por ter cedido a licença do software de simulação numérica GPS-X na versão 6.0.

À minha família e namorada.

Obrigado a todos.

Resumo

A decantação secundária é uma das mais relevantes operações unitárias de tratamento de águas residuais, a qual tem por objetivo a remoção gravítica (sedimentação) dos flocos biológicos produzidos no tratamento biológico. A eficiência de remoção de sólidos no decantador secundário deve não só garantir um efluente clarificado cumprindo as imposições legais de descarga, mas também produzir lamas espessadas com as características adequadas ao processo, nomeadamente para recirculação ou espessamento.

O presente trabalho pretende estudar o efeito da geometria dos decantadores secundários na eficiência de remoção dos sólidos suspensos. Para esta análise efectuou-se a simulação numérica ao funcionamento destes equipamentos de acordo com modelos matemáticos disponibilizados no programa GPS-X (Hydromantis).

A modelação matemática e simulação numérica de processos e operações de tratamento de águas residuais é cada vez mais uma ferramenta fundamental para o projeto, planeamento, investigação e desenvolvimento de infraestruturas de tratamento. Prova disso é a utilização destes códigos científicos por parte de empresas de consultoria e entidades reguladoras.

Como resultado deste trabalho, produziu-se uma relação empírica simplificada que permite efetuar de forma expedita o dimensionamento preliminar de decantadores secundários associados a reatores de lamas ativadas para o tratamento secundário de águas residuais. A equação final obtida é expressa em termos da concentração de sólidos suspensos totais na água residual tratada (X_E), utilizando cinco parâmetros de dimensionamento: o caudal afluente (Q_A), a concentração de sólidos suspensos totais no afluente (X_A), a altura do decantador secundário (H), a altura de entrada do afluente desde o fundo (h), e a área superficial do decantador secundário (A); e ainda oito constantes de calibração: g_0 a g_7 .

Palavras-chave: águas residuais urbanas, ETAR, decantadores secundários, simulação numérica, sedimentação, dimensionamento.

Abstract

Secondary clarification is one of the most important wastewater treatment unit operations, that aims to remove by gravity (sedimentation) the flocs generated at the biological treatment. The solids removal efficiency in the secondary clarifier should guarantee a clarified effluent with legal discharges conditions, but also produce thickened sludge with features suitable to the process, through sludge recirculation or thickening.

This work pretended to study the geometrical effect of the secondary clarifiers in the total suspended solids removal. For this analysis, the operation of this equipments were performed by numerical simulation and according with the mathematical models available in the program GPS-X (Hydromantis).

Mathematical modeling and numerical simulation of wastewater treatment processes and operations are central for the design, planning, study and promotion of treatment infrastructures. Proof of that is the use of these tools by consulting companies and management entities.

As a result of this work, it was built a simplified empirical equation that provides a preliminary design of the secondary clarifiers associated to activated sludge reactors for wastewater secondary treatment. The final equation is written as a function of the total suspended solids concentration at treated wastewater (X_E), using five design parameters: the influent flow (Q_A) the influent total suspended solids concentration (X_A), the secondary clarifier height (H), the inlet heigh (h), and the superficial area (A); and further eight calibration constants: g_0 to g_7 .

Key-words: urban wastewater, WWTP, secondary clarifiers, numerical simulation, sedimentation, design.

Simbologia e Abreviaturas

AR – Águas Residuais

ART – Águas Residuais Tratadas

ARU – Águas Residuais Urbanas

CBO₅ – Carência Bioquímica do Oxigênio

CQO – Carência Química do Oxigênio

DS – Decantador Secundário

e.p. – equivalente de população

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

IWA – International Water Association

LA – Lamas Ativadas

MO – Matéria Orgânica

SST – Sólidos Suspensos Totais

TFM – Trabalho Final de Mestrado

UV – UltraVioleta

WWTP – WasteWater Treatment Plant

Índice

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	iv
Abstract.....	v
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento.....	1
1.2. Objetivo.....	3
1.3. Estrutura.....	4
2. Tratamento de águas residuais.....	5
2.1. Tratamento de águas residuais urbanas.....	5
2.2. O conceito de ETAR.....	5
2.3. Níveis de tratamento de águas residuais urbanas.....	6
2.3.1. Nota introdutória.....	6
2.3.2. Tratamento da fase líquida.....	6
2.3.3. Tratamento da fase sólida.....	12
2.3.4. Tratamento da fase gasosa.....	13
2.4. Requisitos legais para o tratamento de águas residuais.....	14
3. Sedimentação.....	17
3.1. Teoria da Sedimentação.....	17
3.2. Tipos de Sedimentação.....	19
3.2.1. Sedimentação de Partículas Discretas (Tipo I).....	19
3.2.2. Sedimentação de Partículas Floculentas (Tipo II).....	23
3.2.3. Sedimentação em Manto, ou zonal (Tipo III).....	24
3.2.4. Sedimentação em compressão (Tipo IV).....	25
3.3. Decantação Secundária.....	27
3.3.1 Nota introdutória.....	27
3.3.2 Decantadores Secundários.....	28
3.3.3 Dimensionamento de Decantadores Secundários.....	31
4. Modelação Matemática.....	34
5. Caso de estudo.....	37
5.1. Considerações prévias.....	37
5.2. Caracterização do programa GPS-X.....	38
5.2.1. Principais módulos e ferramentas.....	38

5.2.2. Bibliotecas	39
5.2.3. Objetos	41
5.2.4. Modelos incluídos no GPS-X.....	42
5.3. Metodologia de ensaios.....	44
5.3.1. Nota introdutória	44
5.3.2. Construção do cenário de simulação	44
5.3.3. <i>Inputs</i> - dados de entrada do modelo	46
5.3.4. Simulação	48
5.3.5. <i>Outputs</i> - dados de saída do modelo	50
5.4. Apresentação e discussão dos resultados	51
5.4.1. 1ª série: Análise da variação de Q_A	51
5.4.2. 2ª série: Análise da variação de Q_A e X_A	56
5.4.3. 3ª série: Análise da variação de H e h	63
5.4.4. Validação da equação empírica.....	65
6. Conclusões e perspectivas de trabalhos futuros	68
Referências	69
Anexos	72
Anexo I – Poster, resumo e apresentação das duas comunicações	73
Anexo II – Outputs – dados de saída em ficheiro Excel.....	79
Anexo III – Código de compilação de dados em MATLAB.....	80

Índice de Figuras

Figura 1 - Vista aérea da ETAR de Febros	6
Figura 2 - Relação entre os tipos de sedimentação, concentração de SS e sua morfologia	18
Figura 3 - Forças atuantes numa partícula em suspensão	19
Figura 4- Relação entre o número de Reynolds e o coeficiente de atrito	22
Figura 5 – Perfil característico da velocidade de sedimentação de partículas floculentas.....	23
Figura 6 - Dependência da velocidade inicial de sedimentação e a concentração de SST	26
Figura 7 - Decantação secundária enquanto parte integrante do processo biológico ..	27
Figura 8 - Decantador secundário: ETAR de Seia.....	29
Figura 9 – Diagrama de decantador retangular de escoamento horizontal	29
Figura 10 - Decantador circular de escoamento radial.....	30
Figura 11- Sistema de recolha do efluente tratado num decantador	31
Figura 12 - Representação esquemática da abordagem multi-camadas.....	36
Figura 13 - Parâmetros do Influent Advisor do GPS-X para a biblioteca “cnlib”	39
Figura 14 - Menu de seleção de Bibliotecas disponíveis no GPS-X.....	40
Figura 15 - Layout: diagrama linear adotado para a simulação dos DS.....	45
Figura 16 - GPS-X: Geometria dos DS circulares.....	47
Figura 17 - GPS-X: Parâmetros geométricos do DS	47
Figura 18 - GPS-X: Parâmetros operacionais do DS	47
Figura 19 - Inputs - Dados de entrada do modelo.....	48
Figura 20 - GPS-X: Ambiente de simulação	50
Figura 21 - Outputs - dados de saída do GPS-X.....	51
Figura 22 - Relação entre X_W e X_E	52
Figura 23 - Variação de a_1 em relação a área do DS	54
Figura 24 - Relação entre X_W e Q_A	55
Figura 25 – Relação entre X_W e X_E para os diferentes valores de X_A testados.....	57
Figura 26 - Comportamento dos valores médios do declive a_0 na 2ª série	58
Figura 27 – Representação do parâmetro b_1 para as diferentes concentrações de X_A ..	59
Figura 28 - Relação entre b_1 e X_A	60
Figura 29 - Relação entre X_W e Q_A para os valores de X_A testados	61
Figura 30 – Relação entre c_1 e X_A	62
Figura 31 – Dependencia entre os parâmetros d_0 , d_1 , e_1 e f_1 do modelo e H/h	64
Figura 32 - Validação dos resultados do modelo empírico.....	66

Índice de Quadros

Quadro 1 - Processos de tratamento biológico	10
Quadro 2 - Processos e operações do tratamento terciário	11
Quadro 3 - Requisitos para as descargas das ETAR.....	15
Quadro 4 - Requisitos para as descargas das ETAR em zonas sensíveis.....	16
Quadro 5 - Tipos de sedimentação	18
Quadro 6 - Coeficiente de atrito de acordo com o regime de escoamento.....	22
Quadro 7 - Sedimentação dos DS de acordo com o processo biológico	27
Quadro 8 - Vantagens e desvantagens da forma geométrica dos DS	28
Quadro 9 - Parâmetros de dimensionamento de DS.....	32
Quadro 10- Valores de dimensões características para os sedimentadores	33
Quadro 11 - Modelos de decantação secundária	35
Quadro 12 - Alguns dos objetos disponíveis no GPS-X.....	42
Quadro 13 - Intervalos de valores simulados em GPS-X	49
Quadro 14 - Valores dos parâmetros utilizados na 1ª série	52
Quadro 15 - Parâmetros a_0 e a_1 na 1ª série.....	53
Quadro 16 - Valores do declive c_1	55
Quadro 17 - Valores médios do declive a_0	57
Quadro 18 - Variação do parâmetro b_1 para as diferentes concentrações de X_A	59
Quadro 19 - Valores do declive c_1	61
Quadro 20 - Parâmetros de compilação de X_A	63
Quadro 21 – Incertezas da equação empírica de dimensionamento.....	67

1. Introdução

1.1. Enquadramento

A água é um recurso natural, finito e essencial para qualquer espécie de vida. A poluição deste recurso é um assunto de interesse e preocupação mundial, especialmente nos países desenvolvidos que por serem extremamente industrializados e densamente povoados, produzem uma grande quantidade de poluentes (Louro, 2014).

As águas residuais resultam do uso que o homem faz da água, quer para fins domésticos ou industriais. Posteriormente recolhidas em sistemas de drenagem, muitas vezes misturadas com as águas pluviais são enviadas para Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) (Marecos do Monte *et al.*, 2015). De acordo com o Decreto-Lei n.º 152/97, as Águas Residuais Urbanas (ARU) são definidas como: “as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais”.

Através de uma fileira de operações e processos unitários de tratamento, as ETAR removem principalmente matéria orgânica (MO), nutrientes, microrganismos patogénicos e compostos tóxicos presentes nas ARU, permitindo uma descarga ambientalmente segura para o meio recetor e/ou a sua reutilização para diversas finalidades. Com isto, evitam-se vários problemas: como a possibilidade do homem contrair doenças transmissíveis pela água, seja através de microrganismos patogénicos ou compostos tóxicos e com potencial para serem mutagénicos ou cancerígenos; o crescimento acelerado de algas e outras plantas aquáticas por excesso de nutrientes (eutrofização) e consequente degradação no meio recetor; e a produção de odores desagradáveis resultantes da decomposição de matéria orgânica presente nas ARU (Metcalf & Eddy, 2014). Assim, as ETAR são importantes instrumentos de proteção ambiental e de saúde pública (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

Quer devido à sua morfologia, hidrologia, condições hidráulicas específicas ou propriedades físico-químicas e microbiológicas, as ARU podem deteriorar o ambiente de um meio recetor de forma diferente. Por essa razão foram definidas as zonas sensíveis e menos sensíveis em Portugal através do Decreto-Lei n.º152/97, alterado

pelo Decreto-Lei n.º133/2015. As águas residuais tratadas (ART) devem obedecer a certos requisitos antes de serem rejeitadas, através do cumprimento dos valores de concentração ou da percentagem de redução da carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), da carência química de oxigénio (CQO), e de sólidos suspensos totais (SST). Para zonas mais sensíveis e sujeitas a eutrofização, são tidos ainda em conta parâmetros como o fósforo total e o azoto total (Decreto-Lei n.º152/97, alterado pelo Decreto-Lei nº 348/98, de 9 de novembro).

De modo a garantir a qualidade pretendida das ART, a fileira de tratamento de uma ETAR pode dispor de diversos níveis, como o tratamento preliminar, primário, secundário, terciário e avançado. A grande maioria das ETAR estão equipadas pelo menos com tratamento secundário, assegurado geralmente por processos biológicos. A jusante do processo biológico, e de modo a separar os flocos de biomassa formados no reator biológico, são instalados os decantadores secundários, que participam como unidades fundamentais neste processo (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

A operação que decorre num decantador secundário e que permite separar os sólidos da água tratada é designada por sedimentação. A separação ocorre porque a maior parte das partículas em suspensão na água têm massa volúmica suficiente e forma adequada para sedimentar por acção da gravidade (Metcalf & Eddy, 2014).

A geometria, as dimensões e as condições de funcionamento dos sedimentadores são normalmente distintos para cada ETAR. Os mais convencionais são os decantadores rectangulares com escoamento horizontal e os decantadores circulares com escoamento radial. A escolha de um decantador em detrimento de outro assenta não só na eficiência da operação, mas também em fatores como a dimensão da própria ETAR, topografia do terreno, condições climáticas, custos de investimento inicial, de operação e manutenção, entre outros (Howe *et al.*, 2010).

A modelação matemática começa cada vez mais a ser aceite e utilizada para a investigação, concepção, optimização, exploração e controle das várias operações processos e das ETAR. Um modelo é constituído por um conjunto de equações e procedimentos, integrados por parâmetros e variáveis. Depois de construído o modelo e devidamente calibrado, são desenvolvidos e simulados os cenários desejados e por fim interpretados os resultados obtidos (Pombo, 2010). Os modelos numéricos a aplicar no Trabalho Final de Mestrado (TFM) envolvem a utilização do programa de simulação GPS-X, que permite representar de forma simplificada uma situação real, ajudando a perceber os processos que acontecem nessa situação, segundo um curto

investimento e intervalo de tempo. O referido *software* tem sido aplicado em diversos casos de estudos de modelação de ETAR como por exemplo o estudo realizado por Ariscrisnã (2012).

As condições operatórias dos decantadores secundários, tais como caudais, tempos de residência, turbulência, taxa de remoção de lamas, etc., assim como a sua geometria, afetam o funcionamento e a eficiência destas unidades. Sendo a operação de separação realizada nestas unidades de elevada relevância para o processo de remoção dos poluentes da generalidade das ETAR, o seu adequado funcionamento é essencial para garantir o cumprimento dos limites de descarga impostos. Impõe-se assim a produção de um procedimento expedito para a estimativa da área mínima de um tanque de sedimentação secundário, determinada em função das suas condições operatórias.

Assim, o presente trabalho tem como principal objetivo a obtenção de uma relação simples para obtenção das áreas mínimas de decantadores/sedimentadores secundários.

1.2. Objetivo

Com este Trabalho Final de Mestrado (TFM) pretende-se efetuar uma aproximação ao “modelo ideal” de um decantador secundário, para as diferentes geometrias e condições de campo características das ETAR. O trabalho procura, que para determinadas restrições e requisitos do efluente do tratamento secundário, seja possível selecionar um tanque de decantação adequado a cada situação. Nesse sentido, serão implementadas várias condições de funcionamento dos decantadores secundários, com recurso ao programa de simulação matemática GPS-X.

Neste trabalho propõe-se formular uma relação empírica simplificada que permita efetuar o dimensionamento preliminar de decantadores secundários (DS) associados a reatores de lamas ativadas para o tratamento de águas residuais. Esta relação estabeleceu-se através da manipulação das variáveis geométricas (área superficial, altura do tanque, altura de admissão do afluente) e operacionais (caudais e concentrações de SST).

1.3. Estrutura

O presente TFM encontra-se estruturado segundo sete capítulos principais.

No primeiro capítulo, do qual faz parte a descrição da estrutura do trabalho, foi feito um enquadramento sobre toda a temática que envolve o trabalho, nomeadamente no que se refere às águas residuais, sedimentação, decantadores secundários, modelação e simulação matemática.

No segundo capítulo, fez-se uma abordagem ao tratamento das ARU, relativamente ao tratamento da fase líquida e dos seus diferentes níveis, da fase sólida, da fase gasosa e quanto aos requisitos de descarga legais aplicados.

No terceiro capítulo foi abordada a operação unitária que ocorre nos equipamentos em estudo, a sedimentação. Foram descritos os quatro diferentes tipos de sedimentação. Abordou-se também os diferentes decantadores secundários e condições de operação, assim como o dimensionamento destes equipamentos.

No capítulo seguinte, o quarto, fez-se uma abordagem teórica à simulação e modelação no tratamento de águas residuais. Efetuou-se ainda uma descrição dos modelos matemáticos utilizados nas simulações efetuadas.

No quinto capítulo, fez-se uma abordagem do caso de estudo. Numa primeira fase foram descritas as principais funcionalidades do programa utilizado (GPS-X). Em seguida foi descrita toda a metodologia adotada no projeto. E por fim, apresentaram-se e discutiram-se todos os resultados obtidos das simulações efetuadas.

Por fim, no sexto capítulo, apresentaram-se algumas conclusões e sugestões de estudo para que no futuro, se possa dar continuidade ao projeto.

No âmbito do presente trabalho foram também efectuadas duas comunicações, uma em painel, no Fórum de Engenharia Química e Biológica 2017, realizado no Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, entre 16 a 18 de maio e outra oral no Encontro Luso-Galego de Química 2017, realizado em Ferrol (Espanha), entre 15 e 17 de novembro. Os documentos das comunicações (poster, resumo e slides da apresentação oral) são apresentadas no Anexo I.

2. Tratamento de águas residuais

2.1. Tratamento de águas residuais urbanas

Com o crescente aumento da população e indústria, principalmente no último século, tornou-se cada vez mais importante controlar a poluição do meio ambiente, nomeadamente no que toca a descargas de ARU (Oliveira, 2004).

O tratamento sistemático das ARU surgiu no final do século XIX substituindo os métodos precários de encaminhamento dos efluentes diretamente para valas ou para os terrenos (Ariscrisnã, 2012 e Cerdeira, 2008). Actualmente as ETAR apresentam processos e operações de tratamento de tal forma avançados que permitem remover os poluentes, proteger os cursos de água ou outros meios receptores, salvaguardar a saúde pública e ainda reutilizar as águas residuais tratadas para diversas finalidades.

2.2. O conceito de ETAR

Uma ETAR é considerada uma infraestrutura capaz de remover as cargas poluentes das águas residuais urbanas. Esta infraestrutura é responsável por preservar os recursos hídricos e a saúde pública, através do tratamento adequado e contínuo das águas residuais produzidas pelo homem em ambiente doméstico ou industrial, conforme a legislação vigente.

Uma ETAR é composta por uma fileira de diferentes processos e operações unitárias (Figura 1), que se podem distinguir da seguinte forma (Metcalf & Eddy, 2014):

- Operação unitária – Método de uma fileira de tratamento onde as forças predominantes são de ordem física (e.g. gradagem, tamisação, sedimentação, flotação e filtração);
- Processo unitário – Método de uma fileira de tratamento onde a remoção dos poluentes ocorre por reações químicas (e.g. precipitação, desinfecção por cloragem) ou pela atividade biológica (e.g. remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrificação e desnitrificação).



- 1 - Obra de entrada / gradagem
- 2 - Desarenamento/desengorduramento
- 3 - Tratamento biológico
- 4 - Decantação secundária
- 5 - Tratamento biológico
- 6 - Edifício de exploração

Figura 1 - Vista aérea da ETAR de Febros
(adaptado de Meireles, 2011)

2.3. Níveis de tratamento de águas residuais urbanas

2.3.1. Nota introdutória

As ARU que afluem às ETAR contêm poluentes que se encontram dissolvidos e/ou em suspensão (grosseira, fina ou coloidal). À medida que são removidos estes poluentes, produzem-se resíduos sólidos (gradados, areias e lamas) e gasosos (gás sulfídrico, dióxido de carbono, metano) que necessitam de tratamento especial por constituírem problemas ambientais e sanitários. Considera-se assim que, uma ETAR para além do tratamento da fase líquida, também é responsável pelo tratamento de uma fase sólida e gasosa (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

O nível de tratamento e os diferentes processos e operações a implementar na fileira de uma ETAR devem ser escolhidos sempre em função das características da ARU a tratar, da qualidade pretendida para o efluente final que varia de acordo com o meio receptor, da disponibilidade de terrenos, e dos custos associados (Meireles, 2011 e Ariscrisnã, 2012).

2.3.2. Tratamento da fase líquida

A fase líquida corresponde ao tratamento propriamente dito das ARU, e inclui uma linha de tratamento que pretende fundamentalmente obter um efluente clarificado e com as características físicas, químicas e microbiológicas desejadas.

Na fase líquida é possível distinguir cinco diferentes níveis de tratamento de ARU, designados por tratamento preliminar, primário, secundário, terciário, e avançado. Seguidamente são descritos cada um dos diferentes níveis.

Tratamento preliminar

O primeiro nível de tratamento da fase sólida, o tratamento preliminar ou pré-tratamento, tem como principal objectivo a remoção dos sólidos de maiores dimensões (trapos, papel, plástico, pedaços de madeira, entre outros), sólidos inertes (areias, cascalhos, metais e vidros), óleos e gorduras presentes nas águas residuais (AR) afluentes a uma ETAR (Ariscrisnã, 2012). O pré-tratamento garante uma maior proteção e eficiência dos órgãos e processos de tratamento seguintes, nomeadamente na preservação da qualidade e redução de custos de manutenção de sistemas de bombagem e de tubagens (Louro, 2014).

Nesta etapa de tratamento pode também ser feita uma equalização de caudal e de carga poluente, que permite dar resposta às variações de qualidade e quantidade do afluente (Meireles, 2011).

As operações unitárias que se podem efetuar no tratamento preliminar são: a gradagem, tamização, a equalização, a desarenação e a flotação (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

Os órgãos que constituem esta etapa de tratamento encontram-se localizados na obra de entrada da ETAR (Cerdeira, 2008).

O destino final dos sub-produtos do tratamento preliminar (gradados, tamisados e areias) são os aterros sanitários ou sempre que possível a sua valorização, como por exemplo a aplicação das areias como material de construção civil, enquanto os óleos e gorduras são submetidas a um processo de tratamento específico (Mendes, 2014).

Tratamento primário

Após o tratamento preliminar, a matéria poluente é separada da água por sedimentação nos decantadores primários, ou, mais raramente, através de flotação. Para auxiliar estas operações podem ser adicionados substâncias químicas (e.g. coagulantes e/ou floculantes) que possibilitam a obtenção de flocos de maiores dimensões de modo a facilitar a sedimentação. Esta última operação designa-se por coagulação/floculação (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

Segundo o Decreto-Lei nº. 152/97 o tratamento primário pode ser definido como “o tratamento das águas residuais urbanas por qualquer processos físico e/ou químico que envolva a decantação das partículas sólidas em suspensão, ou por outro processo em que a CBO₅ das águas recebidas seja reduzida de, pelo menos, 20% antes da descarga e o total das partículas sólidas em suspensão das águas recebidas seja reduzido de, pelo menos, 50%”.

Esta segunda etapa de tratamento permite que após o tratamento primário a AR seja constituída por matéria em suspensão de dimensões muito reduzidas (colóides), e facilita a operacionalidade dos tratamentos que se seguem, nomeadamente os tratamentos biológicos (Mendes, 2014).

Consoante o tipo de tratamento escolhido e a forma de operação, o tratamento primário pode apresentar eficiências superiores a 60 % (Meireles, 2011).

Tratamento secundário

O tratamento secundário é geralmente realizado por processos biológicos, e permite converter a matéria orgânica presente nas AR, em gases simples, tecido celular e lamas. Esta transformação é assegurada pelo contacto da matéria orgânica com uma grande variedade de microrganismos em ambiente controlado. Numa segunda fase, os sólidos produzidos no processo biológico são removidos em decantadores secundários (Mendes, 2014).

De acordo com o Decreto-Lei nº. 152/97, o tratamento secundário pode ser definido como “o tratamento das águas residuais urbanas que envolve geralmente um tratamento biológico com decantação secundária ou outro processo que permita respeitar os valores constantes do quadro n.º 1 do anexo I”.

O tratamento secundário também pode ser composto por processos químicos, embora os custos de operação e a produção de lamas sejam mais elevados. Apenas em regiões com clima mais frio, em que as temperaturas sejam extremamente baixas, pelo facto dos processos biológicos não serem funcionais, é mais comum e aconselhado praticar os processos químicos no tratamento secundário (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

Os principais processos biológicos utilizados no tratamento secundário podem ser classificados quanto à localização da biomassa em três categorias (Ariscrisnã, 2012):

- Processos de biomassa suspensa – onde os microrganismos responsáveis pelo processo são mantidos em suspensão (e.g. lamas ativadas - LA);
- Processos de biomassa fixa – onde os microrganismos responsáveis pelo processo estão fixados a um meio de suporte inerte (e.g. leitos percoladores);
- Processos híbridos - onde os microrganismos responsáveis pelo processo são mantidos em suspensão e fixados a um meio de suporte inerte (e.g. biofiltros).

De acordo com a utilização do oxigénio nas reacções de oxidação/redução, os processos biológicos podem também ser classificados por (Marecos do Monte *et al.*, 2016):

- Processos aeróbios – que ocorrem na presença de oxigénio;
- Processos anaeróbios – que ocorrem na ausência de oxigénio;
- Processos anóxicos – que se caracterizam pela ausência de oxigénio, mas presença de oxigénio combinado (e.g. nitrato e sulfato)

O processo biológico mais utilizado, por garantir elevadas eficiências de remoção é um processo de biomassa suspensa, designado por lamas activadas (Meireles, 2011). Os processos de tratamento biológico mais comuns são sumariamente referidos no Quadro 1.

Quadro 1 - Processos de tratamento biológico
(adaptado de Metcalf & Eddy, 2014)

Classificação (biomassa)	Classificação (oxigénio)	Processo	Aplicação
Biomassa fixa	Aeróbio	Leitos percoladores	Remoção do CBO ₅ e nitrificação
		Discos biológicos rotativos	
		Reatores de leito fluidizado	
	Anaeróbio	Reatores de leito fixo e fluidizado	Estabilização de resíduos e desnitrificação
	Anóxico	Desnitrificação de biomassa fixa	Desnitrificação
Biomassa suspensa	Aeróbio	Lamas ativadas	Remoção do CBO ₅ e nitrificação
		Lagoas arejadas	
		Digestão aeróbia	Estabilização e remoção do CBO ₅
	Anaeróbio	Contacto anaeróbio	Remoção do CBO ₅
		Digestão anaeróbia	Estabilização e destruição de células
	Anóxico	Desnitrificação de biomassa suspensa	Desnitrificação
Híbridos	Aeróbio	Lamas ativadas / filtros biológicos	Remoção do CBO ₅ e nitrificação
	Anaeróbio	Biomassa fixa	Remoção do CBO ₅

Normalmente o tratamento secundário consegue remover entre 25 a 50% da CQO e 50 a 80% da CBO₅ e de SST (Oliveira, 2014). A eficiência deste tratamento, no que à remoção de CBO₅ diz respeito, pode no entanto ser superior a 95% (Metcalf & Eddy, 2014).

Finalizado o tratamento secundário, as ART estão normalmente em condições de serem rejeitadas para o meio receptor, de acordo com a legislação.

Tratamento terciário

O tratamento terciário pretende remover, em quantidades residuais, algumas substâncias suspensas e dissolvidas ainda presentes na AR, e alguns nutrientes (compostos de azoto e/ou fósforo) de forma a proteger o meio receptor da eutrofização. Nesta fase de tratamento também são removidos os microrganismos patogénicos (desinfecção) de modo por exemplo a salvaguardar as águas balneares (Marecos do Monte *et al.*, 2016). Em alguns casos ainda podem ser removidas substâncias orgânicas (e.g. compostos orgânicos sintéticos) e inorgânicas (e.g. sais) dissolvidas (Mendes, 2014). Este tratamento dependendo sempre da qualidade exigida para o efluente da ETAR e da classificação do meio receptor (Meireles, 2011).

Existem inúmeros processos e operações unitárias passíveis de serem utilizadas no tratamento terciário, conforme apresentado no Quadro 2.

**Quadro 2 - Processos e operações do tratamento terciário
(adaptado de Metcalf & Eddy, 2014)**

Processo de tratamento	Descrição do tratamento
Desinfecção	Eliminação de microrganismos patogénicos através de lâmpadas de UV ou adição de substância químicas oxidantes (cloro, dióxido de carbono, hipoclorito de sódio ou ozono);
Filtração	Remoção de SST, através de filtros de areia e/ou antracite ou filtros metálicos rotativos (microfiltração).
Processos de membranas	Remoção de substâncias inorgânicas dissolvidas (e.g. sais) ou coloidais, através de membranas sobre pressão (ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa).
Precipitação Química	Remoção de substâncias inorgânicas dissolvidas (e.g. fosfatos, metais pesados), através da adição de coagulantes (e.g. hidróxido de cálcio, cloreto de ferro III, sulfato de ferro III, sulfato de alumínio) e de floculantes (e.g. polímeros orgânicos).
Adsorção	Remoção de substâncias orgânicas (e.g. detergentes e pesticidas) e inorgânicas dissolvidas (e.g. fosfatos e metais pesados), através de carvão ativado.

Quando o destino da ART for a reutilização, a remoção de organismos patogénicos é sempre exigida por questões de protecção da saúde pública, requerendo neste caso um tratamento terciário, ou mesmo um outro tratamento avançado (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

Tratamento avançado

O tratamento avançado pretende remover alguns poluentes dissolvidos ainda presentes. Normalmente esses poluentes surgem dos níveis de tratamento precedentes designando-se como substâncias refratárias (Marecos do Monte *et al.*, 2016). Este tipo de tratamento é frequentemente aplicado quando se prevê a reutilização da ART (Metcalf & Eddy, 2014).

2.3.3. Tratamento da fase sólida

Os subprodutos que resultam do tratamento da fase líquida, sejam sob a forma de gradados, tamisados, areias, gorduras, lamas, constituem resíduos ambientalmente agressivos e necessitam de um tratamento e destino final adequado. No entanto, a quantidade de matéria orgânica presente nas lamas é muito mais elevada que nos restantes resíduos, pelo que o destino final e a possível valorização tem de ser diferenciada (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

A fase sólida é constituída por subprodutos responsáveis pela emissão de odores desagradáveis. Essa característica pode proporcionar uma vizinhança pouco agradável ou mesmo prejudicar gravemente a saúde dos trabalhadores que operam os sistemas das ETAR.

Os gradados e os tamisados, subprodutos do tratamento preliminar, são compactados, de forma a reduzir o seu volume e teor em água, e enviados para o destino final adequado. Normalmente esses resíduos são processados incineração ou enviados para aterros sanitários. Por vezes, em ETAR de menor dimensão, os gradados são diretamente enterrados em valas no próprio recinto da ETAR (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

As areias provenientes do tratamento da fase líquida, contêm partículas orgânicas que são removidas primeiramente através de uma lavagem. O destino final destes resíduos passa pela sua valorização como material de construção, ou para aterros sanitários (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

As gorduras por serem de difícil biodegradabilidade são normalmente sujeitas a um tratamento aeróbio e/ou anaeróbio na ETAR (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

As lamas, subprodutos do tratamento primário, secundário e terciário, apresentam uma composição muito complexa. As lamas podem ser classificadas como primárias, secundárias e eventualmente terciárias.

Os elevados teores de matéria orgânica, os diferentes nutrientes (e.g. fósforo, azoto, etc.) e contaminantes (e.g. metais pesados, pesticidas, etc.), os microrganismos patogénicos e compostos orgânicos biologicamente instáveis, podem fazer parte da constituição das lamas, sendo por isso necessário proceder a um tratamento especializado antes de seguirem para o destino final (Ariscrisnã, 2012).

O tratamento de lamas pode ser efetuado por diferentes processos, sendo que os mais comuns são o espessamento (gravítico ou por flotação com ar dissolvido), a digestão anaeróbia, a digestão aeróbia, a estabilização química com cal, a compostagem das lamas, a secagem térmica, ou a incineração (Ariscrisnã, 2012). Alguns destes processos implicam custos muito elevados, podendo em alguns casos significar cerca de 50% dos custos de exploração de uma ETAR (Louro, 2014).

Atualmente, o destino final das lamas é, na maioria das vezes, a reutilização como fertilizante para os solos agrícolas. Este procedimento de valorização ficou regulamentado com a entrada em vigor do Decreto-Lei n.º118/2006 que transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva 86/278/CE.

2.3.4. Tratamento da fase gasosa

O tratamento da fase gasosa deve ser exigido quando são libertados compostos que podem originar odores desagradáveis durante o tratamento das fases líquida e sólida (Ariscrisnã, 2012).

Os odores desagradáveis resultam fundamentalmente da decomposição da MO na ausência de oxigénio (Sousa, 2016). Normalmente gerados por reacções químicas e bioquímicas das AR, mas também pela dissolução do ar atmosférico nas AR, alguns gases como o gás sulfídrico (H_2S), o dióxido de carbono (CO_2), e o metano (CH_4) constituem perigo para o ambiente, pelo seu odor desagradável (H_2S), por serem corrosivos (H_2S), por contribuírem para o efeito de estufa (CO_2 e CH_4), e pela possibilidade de representar um risco para a saúde pública (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

Os odores desagradáveis podem surgir em vários pontos das ETAR (Sousa, 2016):

- Obra de entrada;
- Tanques de equalização e homogeneização;
- Decantação primária ou secundária;
- Espessamento de lamas;
- Estabilização de lamas;
- Desidratação.

Em muitas ETAR, as etapas de tratamento mais propícias a odores desagradáveis são sujeitas a coberturas e a uma desodorização (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

O tratamento da fase gasosa pode ser efetuado com recurso a tratamentos por via térmica ou físico-química. No tratamento por via térmica os processos mais comuns são a incineração de gases ou a oxidação, enquanto que no tratamento por via físico-química os métodos mais utilizados são a lavagem de gases, os filtros de carvão ativado, e os bio filtros (Monteiro, 2004).

O metano, muito gerado no tratamento de lamas, é muitas vezes valorizado na produção de energia térmica e/ou eléctrica da própria ETAR (Marecos do Monte *et al.*, 2016).

2.4. Requisitos legais para o tratamento de águas residuais

Cada ETAR deve possuir uma licença de descarga emitida pela autoridade competente do ambiente que define a qualidade do efluente à saída da ETAR. Estes requisitos de qualidade têm por base o Decreto-Lei n.º 152/97 que transpõe para o direito interno a Diretiva n.º 91/271/CEE, e que define as condições de recolha, tratamento e descarga de ARU nos meios aquáticos.

É obrigatório, salvo algumas excessões, uma ETAR submeter as ARU a pelo menos a um tratamento secundário para que seja emitida uma licença de descarga. Os casos em que o Decreto-Lei n.º 152/97 exige um tratamento mais ou menos rigoroso que o secundário são:

- Tratamento menos rigoroso que o secundário para descargas efetuadas em cursos de água situados a uma altitude superior a 1500 m;
- Tratamento menos rigoroso que o secundário para as descargas provenientes de aglomerados com um e.p. superior a 10000 e inferior a 150000 em águas costeiras classificadas como zonas menos sensíveis;
- Tratamento menos rigoroso que o secundário para as descargas provenientes de aglomerados com um e.p. superior a 2000 e inferior a 10000 efetuadas em estuários classificadas como zonas menos sensíveis
- Tratamento mais rigoroso que o secundário para descargas de ARU provenientes de aglomerados com um equivalente de população (e.p.) superior a 10000 em zonas sensíveis;
- Tratamento apropriado, ou seja, por qualquer processo ou sistema de eliminação que garanta a desejada qualidade do efluente, para as descargas de ARU provenientes de aglomerados com um e.p. inferior a 2000 efetuadas em águas doces e estuários, bem como as descargas provenientes de aglomerados com um e.p. inferior a 10000 efetuadas em águas costeiras.

De acordo com o Decreto-Lei nº. 152/97, alterado pelo Decreto-Lei nº. 348/98, devem ser aplicados pelo menos um dos requisitos apresentados no Quadro 3 para descargas de ARU das ETAR. A verificação do parâmetro SST é aconselhada mas facultativa.

**Quadro 3 - Requisitos para as descargas das ETAR
(DL nº. 152/97)**

Parâmetros	Concentração	Percentagem mínima de redução
CBO ₅ (sem nitrificação)	25 mg/L O ₂	70-90 %
CQO	125 mg/L O ₂	75 %
SST	35 mg/L (para: e.p. > 10000)	90 % (para: e.p. > 10000)
	60 mg/L (para: 2000 < e.p. ≤ 10000)	70 % (para: 2000 < e.p. ≤ 10000)

Para zonas sensíveis e sujeitas a eutrofização são ainda tidos em conta outros 2 parâmetros como mostra o Quadro 4.

**Quadro 4 - Requisitos para as descargas das ETAR em zonas sensíveis
(DL nº. 152/97)**

Parâmetros	Concentração	Percentagem mínima de redução
P - Fósforo total	2 mg/L P (para: 10000 < e.p. ≤ 100000) 1 mg/L P (para: e.p. > 100000)	80 %
N - Azoto total	15 mg/L N (para: 10000 < e.p. ≤ 100000) 10 mg/L N (para: e.p. > 100000)	70-80 %

A concepção, construção e manutenção dos sistemas de drenagem é outro requisito fundamental no tratamento de ARU, de modo a limitar a poluição das águas que afluem às ETAR, prevenir fugas e corresponder ao volume e características das ARU diariamente (Decreto-Lei n.º 152/97).

Conclui-se ainda que, a concepção e dimensionamento de ETAR deve prever uma rigorosa análise dos vários processos e operações de tratamento possíveis de implementar para cada situação, do modo de funcionamento de cada um deles, e da operação dos componentes do sistema de tratamento, para que as exigências legais sejam alcançadas (Cerdeira, 2008).

3. Sedimentação

3.1. Teoria da Sedimentação

A sedimentação é uma operação unitária comumente utilizada nas fileiras de tratamento de AR, tanto na fase líquida como na fase sólida. Na fase líquida das AR esta operação pretende essencialmente produzir um efluente mais clarificado através da remoção por gravidade das partículas em suspensão até aproximadamente 1 μm presentes nas AR. Já na fase sólida, a sedimentação procura aumentar a concentração de SST nas lamas através do seu espessamento (Marecos do Monte *et al.*, 2016 e Howe *et al.*, 2010). Esta separação gravítica pode ser aplicada na remoção de areias (desarenação), na decantação primária e secundária e no espessamento de lamas (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

Uma AR é constituída por partículas sólidas em suspensão, que podem ou não alterar a sua forma e volume quando interagem entre si. As partículas que mantêm inalteradas estas características, como por exemplo os grãos de areia e de siltes, são designadas por partículas discretas. Por outro lado as partículas que têm a capacidade de fragmentar ou aderir a outras partículas e conseqüentemente alterar a sua forma e volume são as chamadas partículas floculentas, como por exemplo os flocos biológicos e os precipitados químicos. Quer sejam discretas ou floculentas, as partículas estão sujeitas a várias forças durante a operação de sedimentação, nomeadamente o seu peso, a impulsão hidrostática e a força de atrito. A resultante dessas forças influencia no movimento da partícula, podendo sedimentar, ascender ou ficar em suspensão (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

Em função da concentração de partículas e da tendência que têm para interagir entre si, podem ocorrer quatro diferentes tipos de sedimentação por gravidade: I - Sedimentação de partículas discretas, II - Sedimentação de partículas floculentas, III - Sedimentação em manto, zonal ou impedida, e IV - Sedimentação por compressão (Metcalf & Eddy, 2014).

A relação entre os tipos de sedimentação, concentração de SS e morfologia da partículas é apresentada na Figura 2 (Howe *et al.*, 2010).

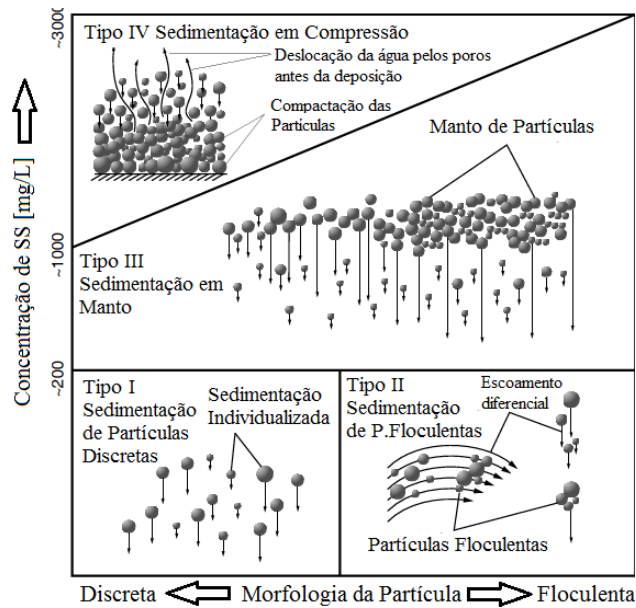


Figura 2 - Relação entre os tipos de sedimentação, concentração de SS e sua morfologia (adaptado de Howe, 2010)

O Quadro 5 sintetiza os quatro diferentes tipos de sedimentação e respectiva aplicação (Metcalf & Eddy, 2014).

Quadro 5 - Tipos de sedimentação (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2014)

Tipo	Descrição	Aplicação
I - Sedimentação de Partículas Discretas	Sedimentação por gravidade de partículas em suspensão numa baixa concentração de sólidos. Não há interação entre as partículas, sedimentando cada uma delas individualmente.	Remoção de areias e outras partículas discretas no processo de desarenação.
II - Sedimentação de Partículas Floculentas	Sedimentação de partículas em suspensão em maiores concentrações que acabam por flocular. Estas partículas vêm alteradas a sua forma e volume sedimentando de forma mais rápida ao longo da coluna de água.	Remoção de partículas em suspensão durante na decantação primária e na parte superior da coluna de água na decantação secundária.
III - Sedimentação em Manto ou Zonal	Sedimentação de partículas em suspensão com elevadas concentrações, onde é formado um manto através das forças de atração entre partículas. As partículas tendem a ficar em posições fixas, sedimentando como um todo. É visível observar uma separação líquido-sólidos na parte superior do manto.	Remoção de flocos biológicos na decantação secundária.
IV - Sedimentação por compressão	Sedimentação de partículas com uma concentração tão elevada que é formada uma estrutura no fundo que vai sendo comprimida. Esta compressão acontece devido ao peso das novas partículas que se vão depositando na parte superior da estrutura pela sedimentação do líquido sobrenadante.	Espessamento de lammas nas zonas de acumulação de lammas, na decantação secundária e no tratamento de lammas.

3.2. Tipos de Sedimentação

3.2.1. Sedimentação de Partículas Discretas (Tipo I)

Uma partícula discreta é aquela que ao longo da operação de sedimentação mantém inalterada a sua forma, volume e massa volúmica. O Tipo I de sedimentação considera que a partícula sedimenta de uma forma individualizada a velocidade constante, por ação da resultante das forças do peso, impulsão e de atrito que a partícula fica sujeita ao iniciar o seu movimento. Esta consideração baseia-se no fato de que quando a concentração de partículas é baixa, e conseqüentemente a distância entre as partículas adjacente é grande em comparação como seu tamanho, a interferência entre as partículas é desprezável, ou seja, não têm tendência a flocular (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

Quando as partículas sedimentam discretamente, a velocidade de sedimentação da partícula pode ser calculada e o decantador pode ser dimensionado para remover partículas com uma determinada dimensão. Em 1687, Isaac Newton demonstrou que uma partícula ao cair num líquido em repouso, acelera até que a resistência por atrito na partícula iguala a força gravitacional da partícula (Davis, 2010).

Na Figura 3 representam-se as forças actuantes na sedimentação de uma partícula individualizada (partícula discreta), que são descritas pelas Equações 3.1, 3.2 e 3.3 (Howe, 2010).

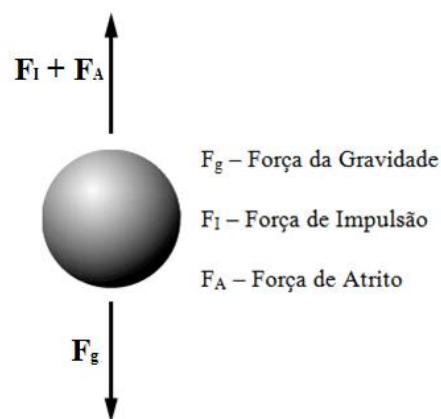


Figura 3 - Forças atuantes numa partícula em suspensão (adaptado de Howe, 2010)

$$F_g = V_p \rho_p g \quad (3.1)$$

$$F_l = V_p \rho_L g \quad (3.2)$$

$$F_A = C_A A_p (\rho_L) \frac{v_s^2}{2} \quad (3.3)$$

V_p – Volume da partícula (m^3)

A_p – Área projetada da partícula (m^2)

ρ_p – Massa volúmica da partícula (kg/m^3)

ρ_L – Massa volúmica do líquido (kg/m^3)

C_A – Coeficiente de atrito

v_s – Velocidade de sedimentação (m/s)

g – Aceleração da gravidade (m/s^2)

A resultante dessas forças é dada pela Equação 3.4.

$$\sum F = F_g - F_l - F_A \quad (3.4)$$

Analisando apenas a resultante das forças gravítica e de impulsão, reparamos que no caso em que a massa volúmica da partícula é superior à do líquido ($\rho_p > \rho_L$), essa força resultante é constante e com o sentido da força da gravidade, promovendo a queda da partícula em movimento uniformemente acelerado. No entanto, e considerando agora a força resultante total da Equação 3.4, este movimento é contrariado pela força de atrito, que aumenta com o quadrado da velocidade (Equação 3.3), desacelerando a partícula, até um instante em que a força de atrito iguala a resultante entre o peso e a impulsão ($F_A = F_g - F_l$), e onde a partícula cai em movimento uniforme. As Equações 3.5 e 3.6 reparam esse determinado instante.

$$F_A = F_g - F_l \quad (3.5)$$

$$C_A A_p (\rho_L) \frac{v^2}{2} = V_p g (\rho_p - \rho_L) \quad (3.6)$$

No caso de um partícula esférica com uma diâmetro d , o volume e a área projetada perpendicular ao escoamento podem ser dados pelas Equações 3.7 e 3.8.

$$A_p = \pi r^2 = \pi \left(\frac{d}{2}\right)^2 = \frac{1}{4} \pi d^2 \quad (3.7)$$

$$V_p = \frac{4}{3} \pi r^3 = \frac{4}{3} \pi \left(\frac{d}{2}\right)^3 = \frac{1}{6} \pi d^3 \quad (3.8)$$

Recorrendo às Equações 3.6 e 3.8, considera-se que a velocidade de sedimentação (v_s) para uma partícula esférica pode ser dada pela Equação 3.9.

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_A} \frac{\rho_p - \rho_L}{\rho_L} d} \quad (3.9)$$

O valor do coeficiente de atrito (C_A) varia de acordo com o regime de escoamento a que a partícula está sujeita. O regime de escoamento pode ser caracterizado qualitativamente como laminar, turbulento, ou de transição. Num escoamento laminar o fluido move-se por camadas, ou laminas, deslizando lentamente uma camada sobre a adjacente através de uma troca de quantidade de movimento molecular. Num escoamento turbulento, o fluido movimenta-se de forma mais aleatória com uma violenta troca de momentos transversais. Reynolds (1883), citado por Davis (2010), desenvolveu um meio quantitativo para descrever os diferentes regimes de escoamento, utilizando um número adimensional denominado número de Reynolds (R_e). Para partículas esféricas que se movem através de um líquido, esse número pode ser definido pela equação 3.10.

$$R_e = \frac{d v_s}{\nu} = \mu_L \frac{d v_s \rho_L}{\mu_L} \quad (3.10)$$

R_e – Número de Reynolds

ν – Viscosidade cinemática (m^2/s) = μ_L / ρ_L

μ_L – Viscosidade dinâmica do líquido (Pa·s)

A relação entre o coeficiente de atrito e número de Reynolds pode ser dada através da Figura 4.

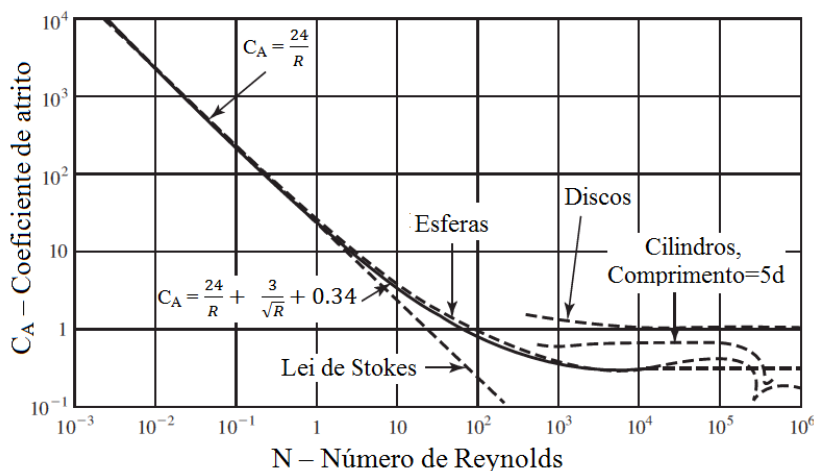


Figura 4- Relação entre o número de Reynolds e o coeficiente de atrito (adaptado de Davis, 2010)

Analicamente o coeficiente de atrito para partículas esféricas e mediante o regime de escoamento pode ser calculado pelas expressões do Quadro 6.

Quadro 6 - Coeficiente de atrito de acordo com o regime de escoamento (adaptado de Davis, 2010)

Regime de Escoamento	Equação
Laminar - ($R_e \leq 0,5$)	$C_A = 24 / R_e$
Transição - ($0,5 < R_e < 10^4$)	$C_A = 24 / R_e + 3/\sqrt{R_e} + 0,34$
Turbulento - ($R_e \geq 10^4$)	$C_A \approx 0,4$

Para partículas esféricas que escoam em regime laminar ou de transição (até $R_e = 1$), a velocidade de sedimentação pode ser calculada pela lei de Stokes que corresponde à Equação 3.11.

$$v_s = \frac{g (\rho_p - \rho) d^2}{18 \mu} \quad (3.11)$$

A viscosidade dinâmica é influenciada pela temperatura a que se encontra o fluido, diminuindo à medida que aumenta a temperatura. É possível concluir desta análise que em meses mais quentes a viscosidade dinâmica das AR serão inferiores e as velocidades de sedimentação das partículas maiores, favorecendo desta forma o processo de sedimentação (Davis, 2010).

O cálculo habitual da velocidade de sedimentação das partículas discretas passa por assumir as condições de regime laminar e utilizar diretamente a lei de Stokes. Através do resultado da velocidade, calcula-se o número de Reynolds pela Equação 3.10. Se o R_e for inferior a 1, estamos na gama de validade da Lei de Stokes e termina o processo. Se o valor de R_e for superior a 1 é utilizada a expressão do C_A para esse número, e é estimada a velocidade de sedimentação.

3.2.2. Sedimentação de Partículas Floculentas (Tipo II)

As partículas que se encontram numa solução e têm a capacidade de aderir/flocular, alterando a sua massa e velocidade de sedimentação são designadas por partículas floculentas. A ocorrência de floculação das partículas está directamente ligada à oportunidade que elas têm em estabelecer contacto entre si, oportunidade essa que varia com o caudal, profundidade do decantador, concentração de partículas, gradiente de velocidades do sistema, ou conjunto de tamanhos/dimensões das partículas. O efeito destas variáveis pode ser determinado apenas através de ensaios de sedimentação.

Ao contrario das partículas discretas onde a trajectória de queda é linear, a sedimentação das partículas floculentas varia à medida que as características das partículas se vão alterando, como demonstrado na Figura 5.

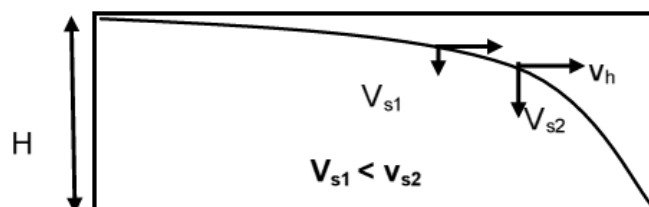


Figura 5 – Perfil característico da velocidade de sedimentação de partículas floculentas

Não existe nenhuma relação matemática que defina a sedimentação do tipo II porque como foi dito anteriormente a dimensão e a forma deste tipo de partículas são constantemente alteradas de forma aleatória (Davis, 2010). No entanto, o

comportamento da sedimentação floculenta pode ser testado laboratorialmente, através de colunas de sedimentação. Neste modelo, uma coluna de água é preenchida com partículas floculentas de modo a ser feita uma análise do seu comportamento. São retiradas amostras para diferentes alturas da coluna de água segundo intervalos de tempo definidos. É determinada a concentração de sólidos em suspensão para cada amostra bem como a percentagem removida de acordo com a Equação 3.12.

$$R = \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) 100 \quad (3.12)$$

R – Percentagem removida a determinada profundidade e intervalo de tempo (%)

C_t – Concentração de partículas no instante t , na respectiva profundidade (mg/L)

C_0 – Concentração inicial (mg/L)

3.2.3. Sedimentação em Manto, ou zonal (Tipo III)

Quando a concentração de sólidos suspensos é elevada, para além da sedimentação do tipo I e II, ocorre a sedimentação em manto ou do tipo III. Esta elevada concentração faz o líquido subir pelos interstícios das partículas, levando a que estas sedimentem como um todo (por zona ou em manto) e mantenham a mesma posição relativamente às restantes. O movimento ascensional da água é contrário à sedimentação, faz com que a velocidade de sedimentação do manto diminua até níveis inferiores aos da sedimentação do tipo I. Este fenómeno é também conhecido como sedimentação impedida ou “*Hindered Settling*”. A taxa de sedimentação do tipo III depende sempre da concentração e das características dos sólidos em suspensão.

Durante a sedimentação do manto de lamas é visível diferenciar as várias concentrações de SS e os tipos de sedimentação associados. Acima do manto lamas encontra-se uma interface com um líquido clarificado, enquanto que na face inferior do manto a concentração aumenta para níveis onde começa o processo de compressão (Metcalf & Eddy, 2014).

A sedimentação do tipo III é predominante na operação de decantação secundária e o dimensionamento dos DS depende das características e concentrações dos SS existentes nesses tanques. Um dos parâmetros que pode ser utilizado neste dimensionamento e que influencia directamente na velocidade de sedimentação das

partículas é a carga de sólidos, geralmente expressa em $\text{kg}/(\text{m}^2\text{d})$, e que representa a massa de SS por unidade de superfície (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

As características de uma sedimentação em manto podem ser determinadas através de ensaios laboratoriais e de acordo com 2 métodos diferentes:

- Por ensaios descontínuos
 - Ensaio em águas com elevadas concentrações de SST.
- Método do fluxo de sólidos
 - Ensaio laboratorial que avalia a sedimentação de partículas em suspensão para águas com diferentes concentrações.

3.2.4. Sedimentação por compressão (Tipo IV)

A sedimentação por compressão ocorre quando a concentração de partículas é muito elevada, como por exemplo nas lamas sedimentadas no fundo dos decantadores secundários ou no espessamento de lamas (WEF, 2005). Este tipo de sedimentação ocorre quando as partículas já sedimentadas recebem o peso de novas partículas que se vão juntando à camada de lama, com a consequente deslocação de água (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

A taxa de consolidação de lamas na zona inferior dos DS pode ser prevista através da diferença entre a altura a que as de lamas se encontra num instante (H_t), e a altura a que se encontram as lamas depois de sedimentar ao fim de 24 horas (H) como indica a Equação 3.13 (WEF, 2005).

$$H_t - H = (H_2 - H)e^{-i(t-t_2)} \quad (3.13)$$

H_t – Altura de sedimentação de lamas no instante (t), m

H - Altura de sedimentação de lamas ao fim de aproximadamente 24h, m

H_2 - Altura de sedimentação de lamas no instante (t_2), m

i – Constante de suspensão

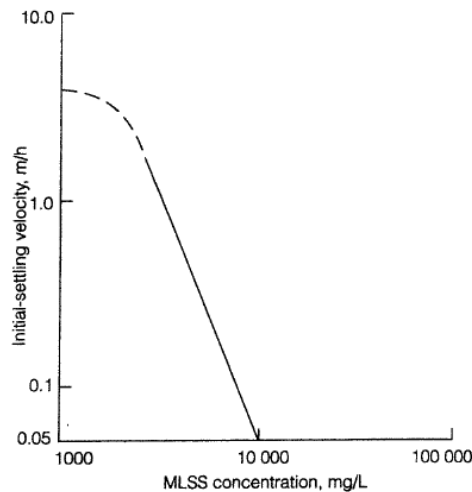


Figura 6 - Dependência da velocidade inicial de sedimentação e a concentração de SST

Através da Equação 3.13 verifica-se que para obter o espessamento desejado das lamas, são necessários diferentes instantes e alturas. No entanto, o espessamento nos decantadores pode causar alguns problemas operacionais e se possível deve ser evitado ou minimizado. A Equação 3.13 é apenas aplicável para ensaios de espessamento descontínuos (WEF, 2005).

Através de ensaios de sedimentação é possível calcular o volume ocupado pelas lamas na zona de compressão. Este volume pode ser reduzido através de uma lenta agitação das lamas, que possibilita o aumento da compactação das lamas, ao fragmentar os flocos e libertar a água que escoar pelos seus vazios (água intersticial) (Marecos do Monte *et al.*, 2015).

São utilizadas frequentemente pás raspadoras no fundo dos equipamentos de sedimentação, que servem para manipular os sólidos e produzir uma melhor compactação (Metcalf & Eddy, 2014).

3.3. Decantação Secundária

3.3.1 Nota introdutória

A decantação é uma operação unitária que tem como objectivo a separação das partículas em suspensão nas AR de modo a obter um líquido clarificado. A separação é feita por sedimentação gravítica, operação essa abordada no capítulo 2 do presente trabalho.

A decantação secundária é a operação unitária do tratamento, que funciona como parte integrante do processo de tratamento biológico (Figura 7), e que pretende separar os flocos da biomassa desenvolvida no reator biológico da água, e espessar as lamas no fundo do DS de modo a proceder à sua recirculação e/ou purga.

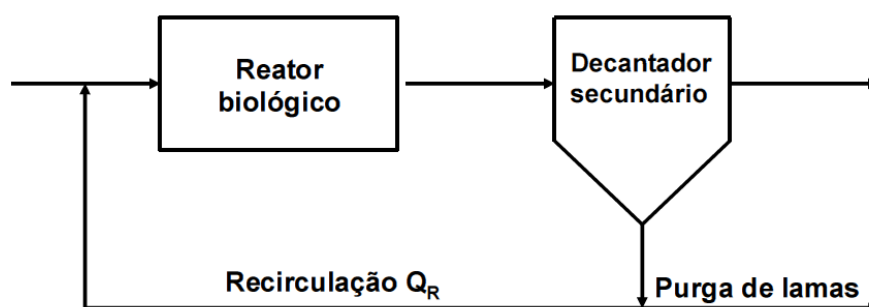


Figura 7 - Decantação secundária enquanto parte integrante do processo biológico

De acordo com o tipo de tratamento biológico aplicado, a concentração e o estado de agregação dos sólidos em suspensão varia. O Quadro 7 enuncia a influência que o tipo de tratamento biológico tem na operação de sedimentação que ocorre nos DS.

Quadro 7 - Sedimentação dos DS de acordo com o processo biológico

Tratamento biológico	Sedimentação			
	Tipo I	Tipo II	Tipo III	Tipo IV
Biomassa fixa (e.g. leitos percoladores)	x	Em todo o DS	x	x
Biomassa suspensa (e.g. lamas ativadas)	Na parte superior do DS	À medida que as partículas se aglutinam no movimento descendente	Nas zonas inferiores do DS	Na zona de acumulação de lamas no fundo do DS

3.3.2 Decantadores Secundários

A eficiência dos DS pode ser afetada por inúmeros fatores, sejam eles hidráulicos, físicos ou ambientais. A configuração geométrica do tanque, a área superficial, a profundidade, o caudal, a concentração de SST, o tipo de processo biológico a montante, a admissão do afluente, a saída do efluente, o vento e a variação da temperatura são alguns destes fatores fundamentais para um funcionamento adequado dos DS (WEF, 2005).

Os DS podem ter diferentes configurações quanto à sua forma geométrica, no entanto os mais usuais são os decantadores circulares de escoamento radial (Figura 8), e os retangulares com escoamento horizontal (Sperling, 2007). É possível constatar algumas vantagens e desvantagens entre a forma circular e retangular (Quadro 8).

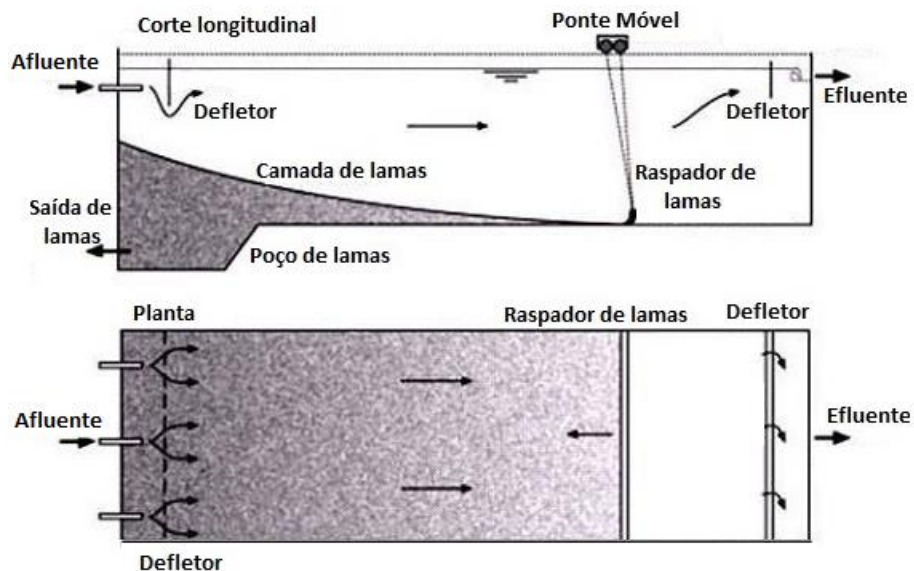
Quadro 8 - Vantagens e desvantagens da forma geométrica dos DS
(adaptado de WEF, 2005)

Geometria	Retangular	Circular
Vantagens	Economia de espaço e de custos de construção	Menores custos de operação e manutenção
	Permitem uma melhor adaptação de estruturas de cobertura	Maior resistência a intempéries (e.g. ação do vento)
	Eficiência de sedimentação aumentada com a maior distância entre a entrada e saída da AR	Recolha de lamas mais simples
Desvantagens	Menos eficaz para afluentes com grandes concentrações de sólidos	Maior probabilidade de ocorrência de curto circuito
	Exigência de maior manutenção nos coletores	



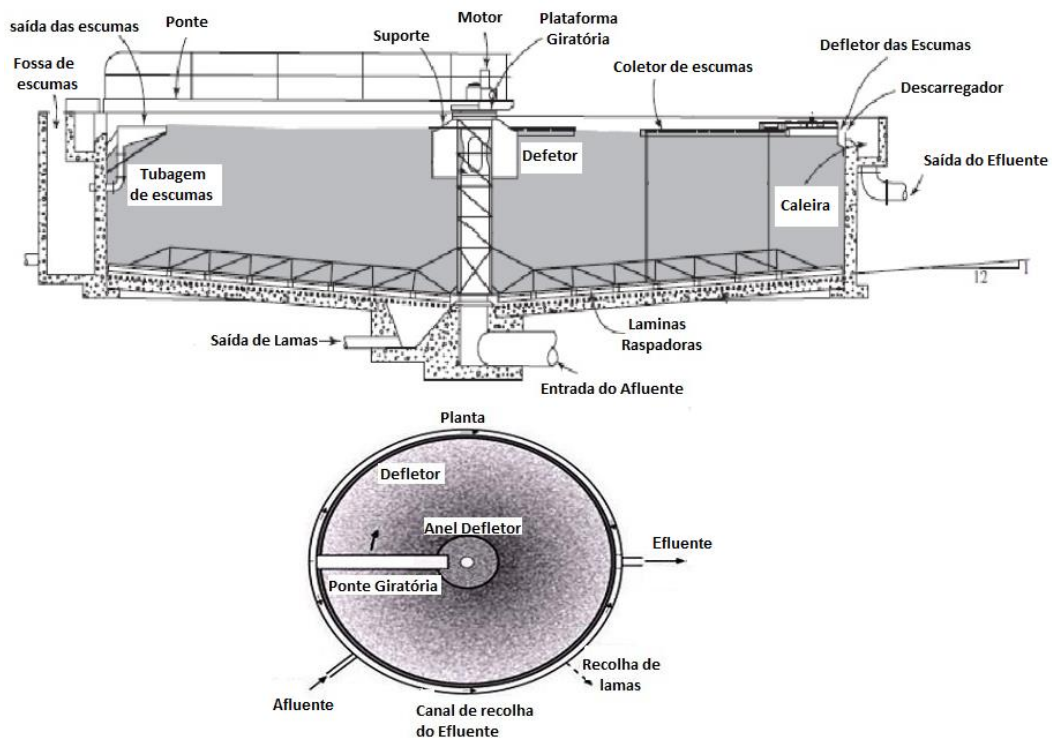
**Figura 8 - Decantador secundário: ETAR de Seia
(Cerdeira, 2008)**

Para um decantador retangular (Figura 9) devem ser colocados à entrada defletores de modo a diminuir a velocidade do afluente e evitar curtos-circuitos na zona de sedimentação. Os descarregadores do efluente são colocados no lado oposto à entrada do afluente, existindo ainda no fundo do tanque uma zona para acumulação das lamas, incluindo a fossa de lamas a partir da qual são extraídas do DS. A área de todos estes componentes deve ser acrescentada à área determinada para a zona de sedimentação (Marecos do Monte *et al*, 2015).



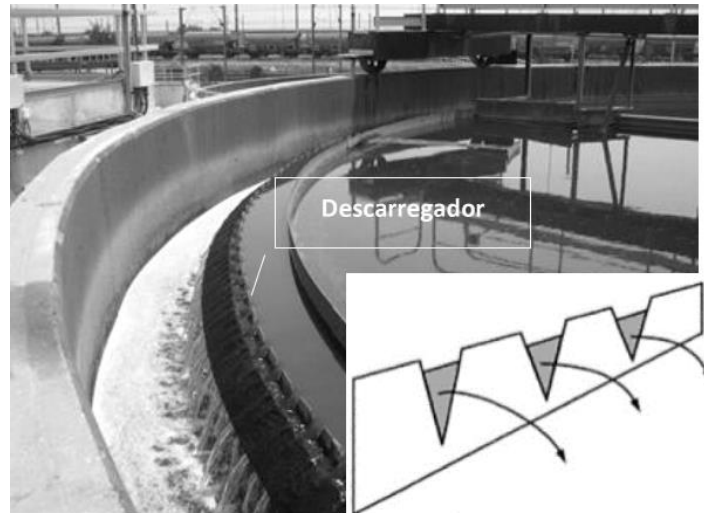
**Figura 9 – Diagrama de decantador retangular de escoamento horizontal
(adaptado de Sperling, 2007)**

Num decantador circular (Figura 10) a entrada do afluente é feita pelo centro do decantador, onde é colocado um defletor de forma cilíndrica. Os descarregadores do efluente são colocados na periferia do decantador (Marecos do Monte *et al*, 2015). O fundo do decantador deve ter uma inclinação de aproximadamente 1:12 para o caso em que a remoção de lamas é feita por raspadores, ou então pode plano se a remoção se der por aspiração (Sperling, 2007).



**Figura 10 - Decantador circular de escoamento radial
(adaptado de Sperling, 2007)**

A saída do efluente decantado deve processar-se de forma suave, de modo a não prejudicar o regime de escoamento laminar que persiste no DS. Nesse sentido a ART deve ser encaminhada para uma caleira periférica através de descarregadores. Os descarregadores podem ter uma configuração em “V” como indicado na Figura 11, ou então uma forma retangular (Marecos do Monte *et al*, 2015).



**Figura 11- Sistema de recolha do efluente tratado num decantador
(adaptado de Marecos do Monte *et al*, 2015)**

O comprimento destes equipamentos depende do caudal encaminhado para a saída do efluente que deve estar compreendido entre 5 a 15 m³/h, dependendo da dimensão do DS (Sperling, 2007).

3.3.3 Dimensionamento de Decantadores Secundários

O dimensionamento dos DS consiste na determinação do volume da zona destinada à sedimentação (volume útil). Os volumes ocupados pelas zonas de admissão de água, saída do efluente decantado e ocupação de lamas, são contabilizados posteriormente no dimensionamento destes equipamentos.

Como as características das partículas em suspensão nas ARU são muito heterogêneas e a sua sedimentação pode processar-se de acordo com os quatro tipos de sedimentação explicados anteriormente, o dimensionamento dos DS baseia-se em critérios empíricos relativos a vários parâmetros. A carga hidráulica (C_H) é o principal desses parâmetros e rege o dimensionamento de DS. Este parâmetro que representa uma velocidade de escoamento pode ser dado calculado pela Equação 3.14.

$$C_H = \frac{Q}{A_s} \quad (3.14)$$

C_H – Carga hidráulica (m/s)

Q – Caudal de ponta horário (m³/s)

A_s – Área da superfície livre do DS (m²)

Outro parâmetro de dimensionamento é o tempo de retenção da água no DS, ou tempo de retenção hidráulico (t_R). Este parâmetro depende da altura do decantador (H), e deve ser suficiente para que as partículas sedimentem ao longo da altura H durante o tempo t_R . A eficiência de remoção de SST varia diretamente com o t_R , pelo que é importante que este parâmetro não adote valores demasiado baixos, para que dê tempo suficiente para a sedimentação ocorrer. Para sistemas de lamas ativadas, os DS devem ser dimensionados para t_R de 2 a 4 horas (Spellman, 2003).

O Quadro 9 indica valores característicos dos diferentes parâmetros de dimensionamento de DS de acordo com o tipo de tratamento a montante.

Quadro 9 - Parâmetros de dimensionamento de DS
(adaptado de Metcalf&Eddy, 2014)

Tipo de tratamento a montante	C_H [$m^3/(m^2d)$]		Carga de sólidos [$kg/(m^2h)$]		Altura (m)
	$Q_{médio}$	Q_{ponta}	$Q_{médio}$	Q_{ponta}	
Lamas ativadas (excepto com arejamento prolongado)	16,2 – 32,6	40,7 – 48,8	3,9 – 5,9	9,8	3,6 – 6,0
Lamas ativadas (com fornecimento de oxigénio)	16,2 – 32,6	40,7 – 48,8	4,9 – 6,8	9,8	3,6 – 6,0
Arejamento prolongado	8,2 – 16,2	24,4 – 32,6	0,97 – 4,9	6,8	3,6 – 6,0
Leitos percoladores	16,2 – 24,4	40,7 – 48,8	2,9 – 4,9	7,8	3,0 – 4,5
Discos Biológicos	16,2 – 32,6	40,7 – 48,8	3,9 – 5,9	9,8	3,0 – 4,5

Nos DS deve ser ainda considerada a carga de sólidos, obtida pela razão dos sólidos totais e a área superficial. O valor deste parâmetro não deve ser superior aos valores característicos do Quadro 9, pois a qualidade do efluente clarificado diminui para valores superiores.

Os decantadores adotam geralmente baixas profundidades a não ser que seja necessário uma determinada altura para a operação de raspadores mecânicos de remoção de lamas ou para evitar o rearrastamento de partículas já sedimentadas. O Quadro 10 apresenta alguns valores característicos para este parâmetro.

Quadro 10- Valores de dimensões características para os sedimentadores
(adaptado de Sperling, 2007)

Diâmetro (m)	Altura (m)	
	Mínimo	Recomendado
< 12	3,0	3,3
12-20	3,3	3,6
20-30	3,6	3,9
30-40	3,9	4,2

4. Modelação Matemática

Principalmente nas últimas duas décadas, os modelos matemáticos dinâmicos e a simulação tornaram-se no estado da arte no tratamento de águas residuais (Hvala *et al*, 2017). Estes modelos computacionais retratam cada vez melhor a realidade tendendo a substituir os ensaios em unidades de escala laboratorial. Para além de oferecerem vantagens claras em termos de análise de desempenho, controlo e optimização de ETAR, reduzem os custos associados aos testes experimentais (Abou-Elela, 2016).

Alguns dos *softwares* mais reconhecidos de simulação dinâmica de ETAR são por exemplo: GPS-X, ASIM, AQUASIM, BioWin, SIMBA, STOAT, WEST, etc (Hvala *et al*, 2017).

A classificação de um modelo pode ser feita de acordo com o tipo de variáveis utilizadas na modelação (estocásticos ou determinísticos), o tipo de relações entre essas variáveis (empíricos ou conceptuais), a forma de representação de dados (discretos ou contínuos), a existência ou não de relações espaciais (pontuais ou distribuídos), e ainda a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos) (Pombo, 2010).

Os projetos de modelação devem seguir os seguintes passos de acordo com a *International Water Association* (IWA) (Hvala *et al*, 2017).

- Definição do projeto;
- Recolha de dados e reavaliação;
- Configuração da planta do modelo;
- Calibração e validação;
- Simulação e interpretação de resultados.

A eficiência de um modelo depende de uma boa calibração, que é necessária para adaptar os resultados da simulação ao comportamento real das ETAR e dos seus processos e operações de tratamento (Abou-Elela, 2016). Já o valor da incerteza associada à aplicação de cada modelo pode variar com os dados de entrada, os valores definidos para cada parâmetro do sistema, ou a configuração da planta do modelo.

A primeira teoria sobre a eficiência dos DS foi apresentada por Hazen (1904), que retratava a sedimentação de partículas individualmente em escoamento uniforme.

Mais tarde, Anderson (1945) descobriu que escoamento estava longe de ser uniforme devido à densidade de estratificação (Saffarian, 2011).

Os modelos utilizados atualmente na decantação secundária, descrevem a velocidade de sedimentação e a sua dependência face à concentração local e ao índice de lamas (SVI). Como a operação de sedimentação não é linear e é difícil de controlar, é comum recorrer à simulação de modelos unidimensionais (1D) (Bürger *et al*, 2017). De acordo com a resolução espacial podemos encontrar modelos de 0D a 3D. O Quadro 11 indica algumas questões a responder com a utilização de vários modelos.

**Quadro 11 - Modelos de decantação secundária
(adaptado de Ferreira, 2011)**

Objetivos	Modelo
Avaliar a concentração de STT no efluente clarificado, a altura do manto de lamas e a produção de lamas	1D e/ou 2D associado a um modelo de lamas ativadas
Esquema de remoção de lamas	2D associado a um modelo de lamas ativadas verificado possivelmente com um modelo 3D
Otimização da geometria do DS, reabilitação e estudo de correntes de densidade	2D e/ou 3D
Modelação de DS sujeitos à acção do vento	3D

Enquanto os modelos de decantação secundária 1D baseiam-se sobretudo na equação da continuidade (Equação 4.1) em balanços de massa na teoria do fluxo, os modelos 2D e 3D, que consideram duas ou três coordenadas espaciais respetivamente, podem utilizar várias equações para descrever o escoamento das ARU nos DS, como por exemplo (Ferreira, 2011):

- Equação da continuidade

$$J_T = J_s + J_B = V_S X + V X \quad (4.1)$$

- Duas equações resultantes da conservação do momento, na direcção radial/axial e na direcção vertical;

- Equação de transporte sólido (conservação da massa particulada);
- Conservação da energia;
- Equação da turbulência;
- Equação de estado;
- Características de sedimentabilidade das lamas.

A aplicação dos modelos 1D é concretizada através da divisão do DS em várias camadas horizontais de espessura constante (Figura 12).

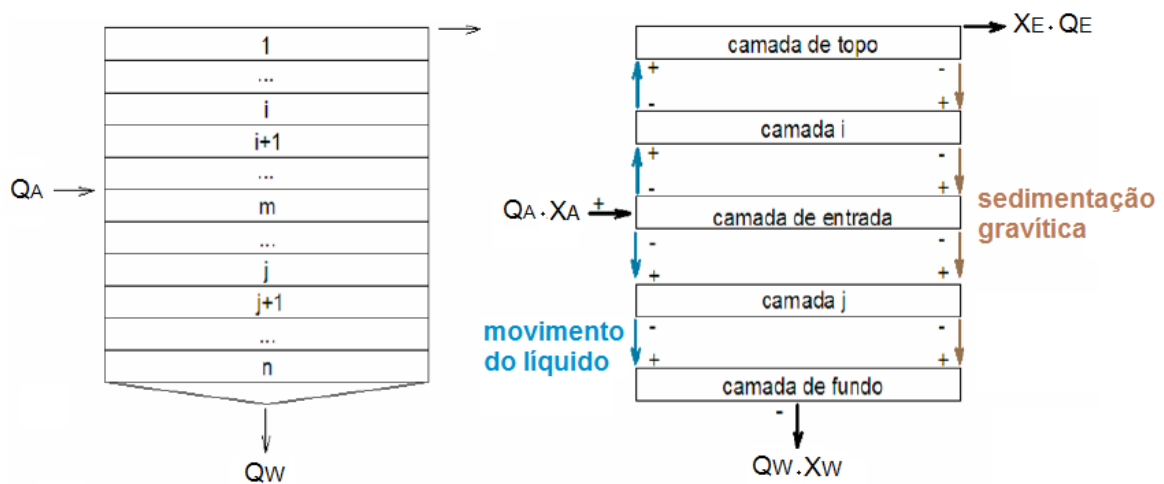


Figura 12 - Representação esquemática da abordagem multi-camadas

A velocidade de sedimentação pode ser descrita por vários modelos, como por exemplo o modelo exponencial de Vesilind (1968), o modelo de Cho (1993) e o modelo que mais se vem a utilizar, o modelo de Takács ou modelo duplo exponencial (1991) (Ferreira, 2011).

Estes modelos tradicionais incidem apenas sobre a sedimentação em manto (Tipo III), e embora as suas previsões sejam aproximadas à realidade, perdem algum realismo em situações onde as condições de operação dos DS divergem da normalidade (e.g. picos de caudal durante eventos extremos de chuva). Neste tipo de condições extremas, a sedimentação em compressão (Tipo IV) ganha maior influência na operação dos DS (Torfs *et al*, 2016).

5. Caso de estudo

5.1. Considerações prévias

Neste capítulo pretende dar-se a conhecer o programa utilizado no projeto, bem como toda a metodologia adotada ao longo do mesmo e os resultados retirados da sua aplicação.

Ao longo do projeto realizaram-se simulações numéricas em decantadores secundários de ETAR utilizando o programa de modelação matemática, o GPS-X na versão 6.0. Testou-se a eficiência de remoção de SST nos decantadores secundários sob diferentes condições de funcionamento, quer do ponto de vista geométrico (área superficial, altura do tanque e altura de admissão da ARU), operacional (caudal de lamas), ou de caracterização da ARU (caudal afluente e SST).

O GPS-X é uma das ferramentas disponíveis comercialmente no mercado mais avançadas no que se relaciona com a modelação matemática, simulação numérica, otimização das condições de operação e gestão de fileiras de tratamento de ETAR, sendo desenvolvido pela empresa canadiana *Hydromantis*. Este programa permite construir com facilidade uma fileira de tratamento com os mais recentes processos de modelação e simulação. A construção do modelo, simulação e interpretação de resultados é simplificada com recurso a uma série de ferramentas de produtividade.

Importa referir que só foi possível utilizar este *software* devido ao facto de a *Hydromantis* ter disponibilizado uma licença de utilização.

Depois da recolha de dados, estudaram-se as relações entre os parâmetros de entrada e saída do modelo de modo a produzir expressões matemáticas que auxiliem no dimensionamento de decantadores secundários.

5.2. Caracterização do programa GPS-X

5.2.1. Principais módulos e ferramentas

Alguns dos principais módulos e ferramentas que permitem facilitar a utilização do programa e aumentar a produtividade do utilizador são descritas de forma sintetizada de seguida:

- **Simulator:** Módulo que permite ao utilizador a simulação de um processo, operação ou fileira de tratamento à escolha, ou ainda, de sistemas de tratamento já pré-definidos pelo programa. As simulações podem ser realizadas mantendo os valores das variáveis de estado fixos ao longo do tempo, numa simulação estática em condições “*steady-state*”, ou então procedendo a uma variação ao longo do tempo dos valores das variáveis de estado, numa simulação dinâmica em condições “*dynamic*”.
- **Builder:** Módulo constituído por uma interface gráfica que possibilita ao utilizador definir o seu esquema de tratamento (“*layout*”) no modo de funcionamento “*modelling*”.
- **Analyzer:** Módulo que permite ao utilizador analisar o comportamento do sistema de tratamento, de modo a identificar os parâmetros com mais influência sobre o modelo, que deverão ser optimizados num outro módulo designado por “*optimize*”.
- **Optimizer:** Módulo que permite minimizar o valor da função objectivo definida pelo utilizador, através do ajustamento por iteração das variáveis da função. Pretende, de uma forma geral, optimizar o modelo através do ajuste dos vários parâmetros. O programa GPS-X dispõe de três diferentes ferramentas de optimização: *Time Series*, *Probability* e *Dynamic Parameter Estimation* (DPE).
- **Influent advisor:** Uma adequada definição das características do afluente de um sistema de tratamento é um dos aspetos mais importantes para o sucesso da simulação. É por isso fundamental ter uma especial atenção às características de um afluente.

Para ajudar o utilizador do programa a caracterizar qualquer afluente, foi criada pela Hydromantis uma ferramenta de apoio chamada “*Influent Advisor*”, suportada pelo programa Microsoft Excel. Esta ferramenta facilita na definição dos vários parâmetros de um afluente, e permite ao utilizador aplicar alguns valores pré-definidos correspondentes a afluentes com características de ARU (Figura 13).

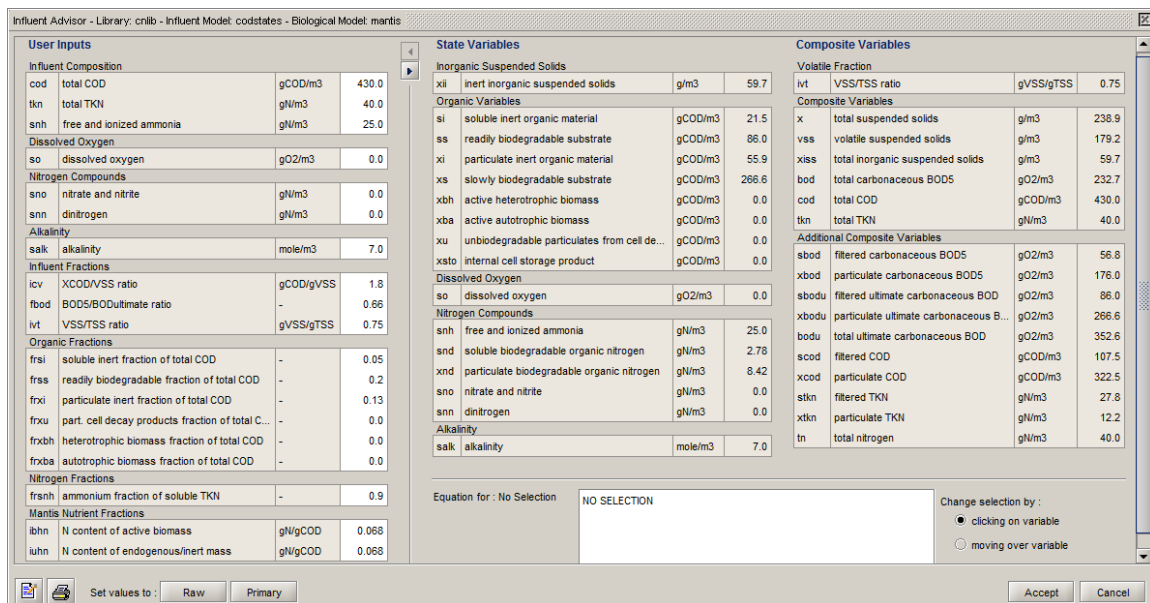


Figura 13 - Parâmetros do Influent Advisor do GPS-X para a biblioteca “cnlib”

Na Figura 13, os parâmetros do campo da esquerda, “*User Inputs*”, podem ser introduzidos/alterados pelo utilizador, sendo que os restantes parâmetros, quer as variáveis de estado (“*State Variables*”) ou as variáveis compostas (“*Composite Variables*”) são automaticamente recalculados. Cada parâmetro das variáveis de estado ou compostas é calculado por fórmulas matemáticas que podem ser consultadas no *Influent Advisor*, clicando em cima do parâmetro.

5.2.2. Bibliotecas

Uma biblioteca do GPS-X representa um conjunto de modelos de operações e processos de tratamento de AR, que utilizam uma série de componentes básicas das AR, ou variáveis de estado. O termo variável de estado refere-se às variáveis básicas que são continuamente integradas ao longo do tempo. Existem ainda as variáveis compostas que são calculadas através das variáveis de estado ou pela composição das mesmas.

Antes de construir qualquer esquema de tratamento é necessário escolher, com base na finalidade de estudo pretendida, uma das sete diferentes bibliotecas disponíveis no programa como indicado na Figura 14.

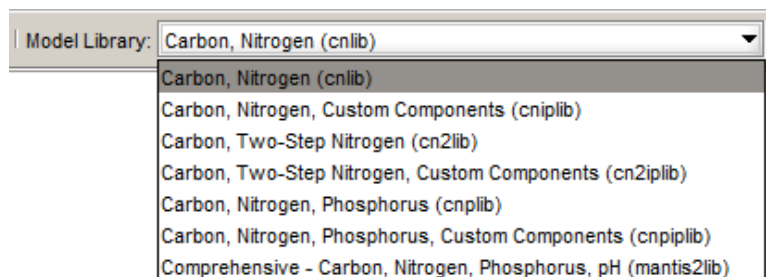


Figura 14 - Menu de seleção de Bibliotecas disponíveis no GPS-X

- **Carbon – Nitrogen (CNLIB)**
 - Biblioteca que permite simular a transformação dos compostos de carbono e azoto em todas as unidades de tratamento;
 - Constituída por 16 variáveis de estado.

- **Carbon – Nitrogen – Industrial Pollutant (CNIPLIB)**
 - Biblioteca idêntica à CNLIB, que permite simular a remoção de poluentes de origem industrial;
 - Constituída por 46 variáveis de estado ;
 - 16 pré-definidas pelo programa;
 - 30 definidas pelo utilizador;
 - 15 componentes solúveis;
 - 15 componentes particuladas.

- **Carbon – Nitrogen – Phosphorus (CNPLIB)**
 - Biblioteca que permite a simulação da transformação dos compostos de carbono, azoto e fósforo em todas as unidades de tratamento;
 - Contituída por 17 variáveis de estado.

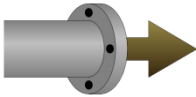
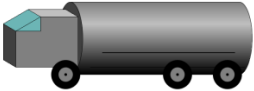

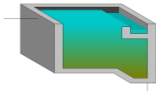
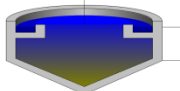

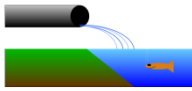
- **Carbon – Nitrogen – Phosphorus – Industrial Pollutant (CNPIPLIB)**
 - Biblioteca idêntica à CNPLIB, que permite simular a remoção de poluentes de origem industrial
 - É constituída por 57 variáveis de estado
 - 27 pré-definidas pelo programa
 - 30 definidas pelo utilizador

- 15 componentes solúveis
 - 15 componentes particuladas.
- **Advanced Carbon – Nitrogen (CN2LIB)**
 - Biblioteca que permite simular a transformação dos componentes inertes de azoto;
 - Permite a divisão do processo de nitrificação em duas etapas;
 - É constituída por 19 variáveis de estado.
 - **Advanced Carbon – Nitrogen – Industrial Pollutant (CN2IPLIB)**
 - Biblioteca idêntica à CN2LIB, que permite simular a remoção de poluentes de origem industrial;
 - Constituída por 49 variáveis de estado;
 - 15 pré-definidas pelo programa;
 - 30 definidas pelo utilizador;
 - 15 solúveis;
 - 15 particuladas.
 - **Comprehensive – Carbon, Nitrogen, Phosphorus, pH (MANTIS2LIB)**
 - Biblioteca que permite simular os compostos de carbono, azoto e fósforo apenas em linhas de tratamento por lamas activadas aeróbias com o modelo de digestão completa;
 - Permite a modelação da precipitação inorgânica completa e pH;
 - Constituída por 52 variáveis de estado;

5.2.3. Objetos

O programa permite ao utilizador simular uma operação ou processo unitário de tratamento, bem como esquemas de tratamento parciais ou completos. Para isso existem diferentes objetos (operações e processos unitários de tratamento) no programa, que permitem a construção do layout desejado. Como exemplo destacam-se apenas alguns objetos entre os inúmeros incluídos no programa no Quadro 12.

Quadro 12 - Alguns dos objetos disponíveis no GPS-X

Objetos		
Afluente	Contínuo 	Descontínuo 
	Primário (circular) 	Primário (retangular) 
Decantação	Secundário (circular) 	Secundário (retangular) 
	Efluente Descarga de efluente 	

Para além do objetos referidos, existem disponíveis no programa outros objetos referentes ao tratamento preliminar, secundário, terciário ou de lamas, infraestruturas de distribuição/mistura de caudal, e ferramentas de apoio.

5.2.4. Modelos incluídos no GPS-X

Existe uma grande diversidade de modelos disponíveis no programa de acordo com a biblioteca selecionada. Cada objeto introduzido no layout, funciona de acordo com um conjunto de equações (modelo) escolhidas pelo utilizador. A selecção de cada modelo deve ser feita sempre de acordo com os objetivos específicos associados a cada modelo, as variáveis conhecidas e que se pretendem avaliar, e a finalidade do estudo. Dos modelos incluídos no programa, salientam-se apenas aqueles disponíveis nos objetos escolhidos para o projeto:

Modelos de afluentes

O GPS-X oferece cinco diferentes modelos de caracterização de um afluente, sendo que diferem apenas nos dados de entrada sobre as características do afluente:

- **BODbased** - Modelo utilizado para casos em que é desconhecido o valor da CQO. O utilizador deverá ou utilizar os valores pré-definidos pelo programa, ou introduzir no sistema os valores de CBO_5 , SST, TKN (Azoto Kjeldhal) e algumas variáveis de estado, como os sólidos orgânicos inertes, orto-fosfatos solúveis, a alcalinidade e alguns coeficientes estequiométricos;
- **CODfractions** - Modelo utilizado quando o utilizador dispõe dos valores da CQO, TKN, P, algumas variáveis de estado e diversos coeficientes estequiométricos;
- **Sludge** - Este modelo é utilizado para representar a entrada de um efluente com altas concentrações de lamas. Permite caracterizar a concentração de SST, algumas variáveis de estado e coeficientes estequiométricos;
- **States** - Modelo utilizado quando não há grande conhecimento sobre as características do efluente, nomeadamente quanto aos valores de parâmetros como a CBO_5 , SST, TKN. Requer como dados de entrada apenas o fraccionamento da CQO e do azoto.
- **TSSCOD** – Modelo utilizado quando o utilizador dispõe de informação do afluente quanto aos valores da CQO, SST e TKN, algumas variáveis de estado e coeficientes estequiométricos.

Modelos de decantação

- Adimensionais:
 - Não reactivos:
 - **Point**;
- Unidimensionais:
 - Não reactivos:
 - **Simple1D**;
 - Reactivos:
 - **Mantis, Asm1, Asm2d, Asm3, newgeneral**.

Os modelos não reactivos ignoram as reações biológicas que antecedem a decantação, ao contrário dos modelos reactivos. Na modelação unidimensional, os decantadores são divididos em camadas (10 por defeito) de igual espessura, e seguem a função dupla exponencial de Takács (Takács *et al*,1991).

Para uma informação mais detalhada sobre todas as funcionalidades e conteúdos do programa GPS-X, recomenda-se a consulta do manual “GPS-X Technical Reference” disponibilizado pela Hydromantis Environmental Software Solutions Inc.

5.3. Metodologia de ensaios

5.3.1. Nota introdutória

Neste trabalho pretende-se estudar a eficiência de remoção de sólidos em suspensão nos decantadores secundários, de acordo com a variação dos seus parâmetros geométricos. Nesse sentido, e de acordo com os modelos, objetos e bibliotecas disponíveis no GPS-X, procedeu-se à construção de um cenário que permitisse simular estes equipamentos mediante uma ampla gama de condições geométricas e de operação.

5.3.2. Construção do cenário de simulação

De modo a avaliar a eficiência dos decantadores secundários, com as condições testadas, foi desenhado um *layout* (diagrama linear) no GPS-X envolvendo um decantador secundário de geometria circular. A configuração utilizada é apresentada na Figura 15.

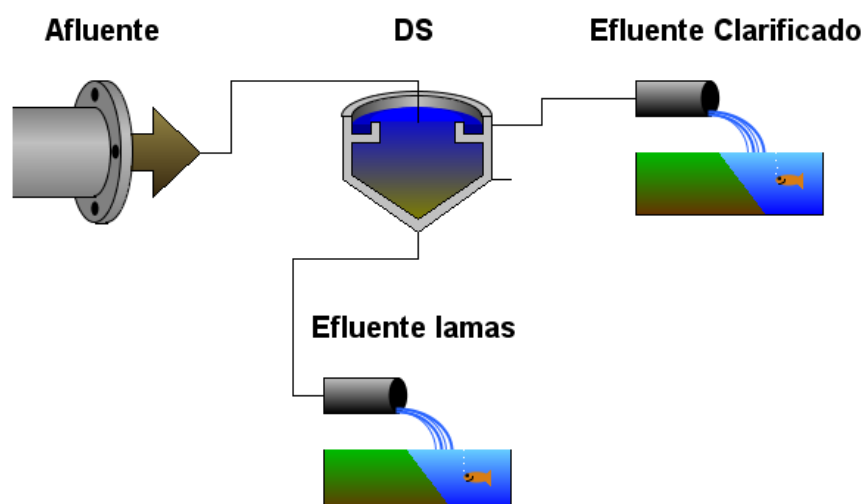


Figura 15 - Layout: diagrama linear adotado para a simulação dos DS

O diagrama linear é composto por quatro objetos (Figura 15). Uma corrente correspondente à mistura de saída de um processo de tratamento secundário biológico designado por “Afluente”. Um decantador secundário circular, componente integrante do processo biológico designado por “DS”. Uma corrente de saída de líquido clarificado correspondente à saída de AR tratada a nível secundário designada por “Efluente Clarificado”. E uma corrente de lamas extraída no fundo do decantador designada por “Efluente de lamas”.

O *layout* adotado permite definir as características de um afluente e as condições geométricas e operacionais de um decantador secundário. Depois da simulação, os objetos referentes aos efluentes permitem obter resultados quanto às características do efluente clarificado, mas também das lamas espessadas recolhidas no fundo do decantador.

Como o objetivo passa pelo estudo individual dos decantadores secundários, independentemente do processo biológico que se antecede, não foram introduzidos quaisquer objetos referentes a operações ou processos de tratamento anteriores ou posteriores à decantação secundária.

Adotaram-se as seguintes condições no programa GPS-X:

- Biblioteca “CNLIB” – pelo fato de não ser relevante o estudo dos compostos de fósforo nem pretendida a remoção de poluentes de origem industrial;
- Modelos:
 - Afluente:
 - “Sludge” – modelo que descreve adequadamente as características de uma água residual com baixa CBO5 solúvel, semelhante às de saída de um tratamento biológico (e.g. lamas ativadas);
 - Decantação:
 - “Simple 1D” – modelo escolhido para descrever as operações do DS baseado no modelo duplo exponencial de Takács, e que é independente do processo biológico do tratamento secundário anterior;

5.3.3. Inputs - dados de entrada do modelo

De acordo com a biblioteca e os modelos escolhidos para cada objeto, optou-se por considerar alguns pressupostos quanto aos dados de entrada.

Quanto ao afluente, foi definida uma composição de acordo com as características de uma água residual à entrada de um decantador secundário, ou seja, depois de já ter sido sujeita a tratamento preliminar e/ou primário, e ao processo biológico do tratamento secundário. As características padrão da corrente Afluente podem ser consultadas na Figura 13 do presente trabalho.

Relativamente ao decantador secundário, e de acordo com o modelo *Simple 1D*, o GPS-X permite definir três parâmetros geométricos (Figura 17). A área superficial do DS (A), e as alturas da lâmina líquida (H) e de admissão do afluente em relação ao fundo do DS (h). É de realçar que foi escolhido, dentro dos quatro tipos disponíveis no programa, um decantador sem inclinação no fundo (*flat bottom*) para efeitos de simulação, pois os restantes (com inclinação de fundo, cónico e *circular wedge*¹) só permitiam trabalhar com um dos três parâmetros geométricos disponíveis. A geometria dos quatro DS circulares disponíveis no GPS-X é apresentada na Figura 16.

¹ Geometria de um DS circular com um defletor central cilíndrico por onde é efetuada a alimentação do Afluente (Figura 16).

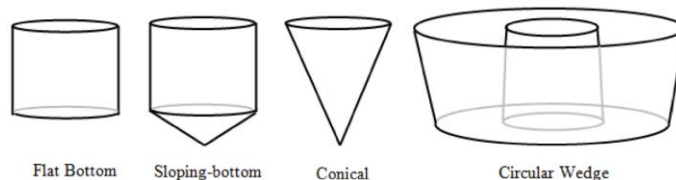


Figura 16 - GPS-X: Geometria dos DS circulares

The screenshot shows the 'Physical' dialog box in the software. It is divided into several sections:

- Clarifier Type:** A dropdown menu currently set to 'Flat Bottom'.
- Input Required for All Types of Clarifiers:** A field for '[Clarificado] feed point from bottom' with a value of '1.0' and units 'm'.
- Flat Bottom Clarifier Input:** Two fields: '[Clarificado] surface' with a value of '100.0' and units 'm2', and '[Clarificado] water depth' with a value of '3.0' and units 'm'.
- Other Clarifier Types:** A 'More...' button.

 At the bottom of the dialog are 'Accept' and 'Cancel' buttons.

Figura 17 - GPS-X: Parâmetros geométricos do DS

Quanto à operação do decantador secundário, anulou-se o valor de caudal bombeado no fundo do decantador pelo fato do destino do caudal de lamas ser indefinido (recirculação ou rejeição), e adotou-se um valor constante para o caudal do efluente de lamas (Q_w). Os parâmetros operacionais disponíveis no GPS-X são apresentados na Figura 18.

The screenshot shows the 'Operational' dialog box in the software. It is divided into two main sections:

- Underflow:**
 - '[4] proportional recycle': ON/OFF toggle, currently OFF.
 - 'stream label to which recycle is proportional': text field with 'blank'.
 - '[4] recycle fraction': text field with '0.8'.
 - '[4] underflow rate': text field with '83.333333' and units 'm3/h'.
 - '[4] underflow from layer': button with '(...)'.
 - '[blank] controller': ON/OFF toggle, currently OFF.
 - '[blank] setpoint for control variable': text field with '1.0'.
- Pumped Flow:**
 - '[3] pumped flow': text field with '0.0' and units 'm3/d'.
 - '[3] pump from layer': button with '(...)'.
 - '[blank] controller': ON/OFF toggle, currently OFF.
 - '[blank] setpoint for control variable': text field with '1.0'.

 At the bottom of the dialog are 'Accept' and 'Cancel' buttons.

Figura 18 - GPS-X: Parâmetros operacionais do DS

Concluindo, os parâmetros de entrada (Figura 19), *inputs*, foram designados da seguinte forma:

- X_A - Concentração de SS à entrada do DS (mg/L);
- A - Área superficial do decantador secundário (m^2);
- H - Altura da lâmina líquida no decantador secundário (m);
- h - Altura da admissão do afluente desde o fundo (m);
- Q_w - Caudal do efluente de lamas (m^3/h);
- Q_A - Caudal do afluente (m^3/h).

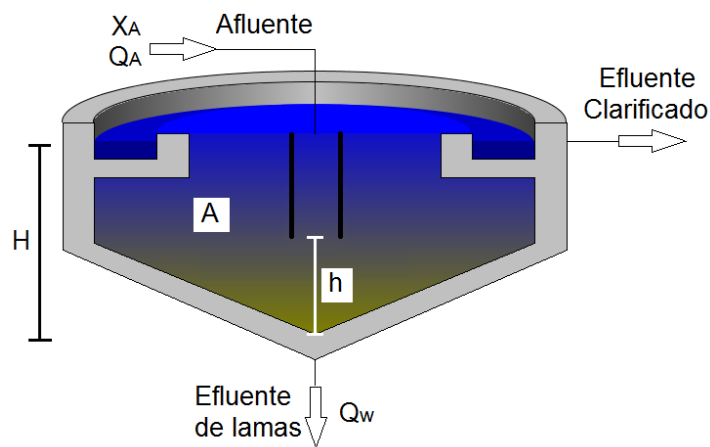


Figura 19 - Inputs - Dados de entrada do modelo

5.3.4. Simulação

Para a simulação do cenário em estudo, interessava fazer variar todos os parâmetros de forma a estudar a influência de cada um deles na eficiência dos DS, e a relação que os parâmetros teriam entre si. Para isso, simulou-se individualmente cada combinação entre os dados de entrada, fazendo variar apenas um parâmetro de cada vez, e fixando os restantes. No final de cada simulação foram registados os valores das concentrações de SS à saída do DS, bem como outros dados de saída do modelo (“outputs”). Neste trabalho foram realizadas no total mais de 1500 simulações.

Considerou-se para efeitos de simulação, um X_A com valores compreendidos entre 1000 e 5000 mg/L, que representam concentrações de SS à saída de um processo de tratamento biológico comumente adotado (processo de lamas ativadas – media carga) (Metcalf & Eddy, 2014).

Quanto ao parâmetro A, adotaram-se os valores de 25, 50, 100 e 200 m². Estes valores correspondem a decantadores com diâmetros que variam entre 5,5 e 16 m. Esta gama de dimensões é característica de pequenos e médios decantadores utilizados em ETAR.

Quanto aos parâmetros geométricos H e h, optou-se por fixar para H o valor de 3 m, valor típico para a altura dos DS (Metcalf & Eddy, 2014), variando h entre de 0,5 e 1,5 m. Esta opção tem por base a variação da razão h/H e não de cada parâmetro individualmente. Para efeitos de simulação, o comportamento dos DS foi testado para razões de h/H entre 1/6 e 1/2.

De forma a reduzir o número de variáveis em estudo, neste trabalho optou-se por operar com um caudal de lamas constante e igual a 2000 m³/d. Assim, o caudal do Afluente Q_A está condicionado pelo valor do caudal do efluente de lamas Q_W. O decantador só consegue operar quando o caudal de afluente é superior ao caudal definido para o efluente de lamas (Q_A>Q_W). O valor de Q_A foi testado entre o valor de Q_W e 19200 m³/d. Para cada geometria testada do DS, foi testado o caudal Afluente até que as características do efluente clarificado em termos de sólidos suspensos totais sejam da ordem de grandeza dos limites legais de descarga de ARU.

O Quadro 13 resume o intervalo de valores para cada parâmetro de entrada adotados ao longo do trabalho.

Quadro 13 - Intervalos de valores simulados em GPS-X

Parâmetro	Intervalo	Unidade
X _A	1000 - 5000	mg/L
A	25 - 200	m ²
h	0,5 – 2,0	m
Q _A	2000 – 19200	m ³ /d
H	3,0	m
Q _W	2000	m ³ /d

O ambiente de simulação no GPS-X após a compilação do modelo é apresentado na Figura 20.

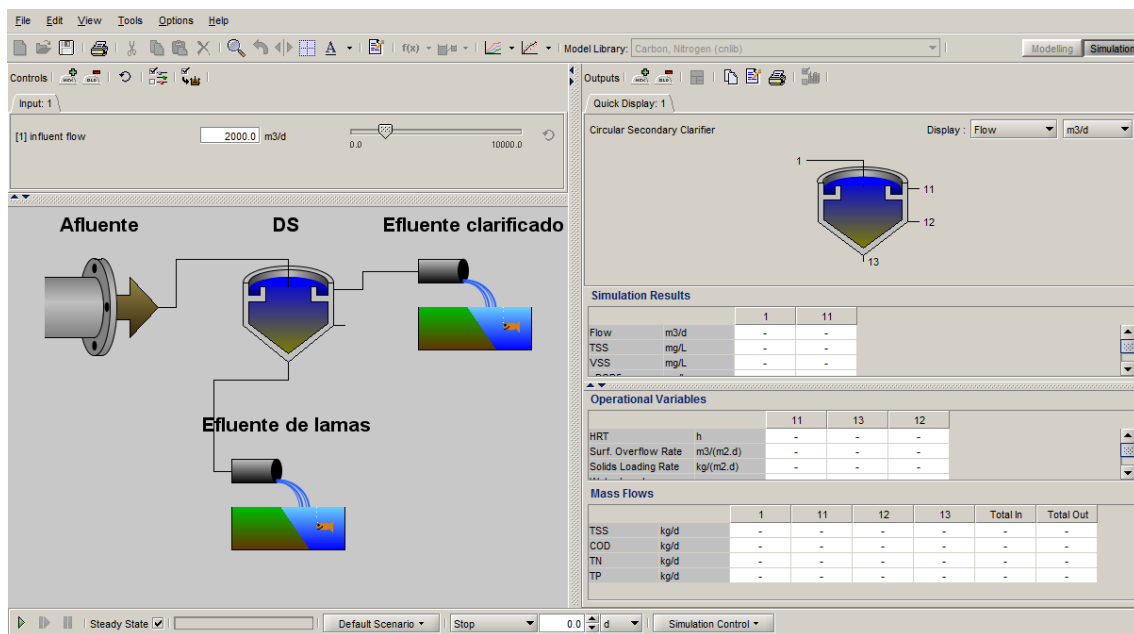


Figura 20 - GPS-X: Ambiente de simulação

5.3.5. Outputs - dados de saída do modelo

Depois da simulação de um diagrama linear, o GPS-X disponibiliza diversos dados de saída para análise do utilizador. De modo a avaliar a eficiência dos DS, estudou-se a concentração de SST à saída (X_E) e no fundo (X_W) do decantador, bem como os caudais de efluente clarificado (Q_E) e de lamas (Q_W). No entanto, é possível extrair das simulações valores correspondentes ao tempo de retenção hidráulico, CBO5, CQO, entre outros (Figura 21).

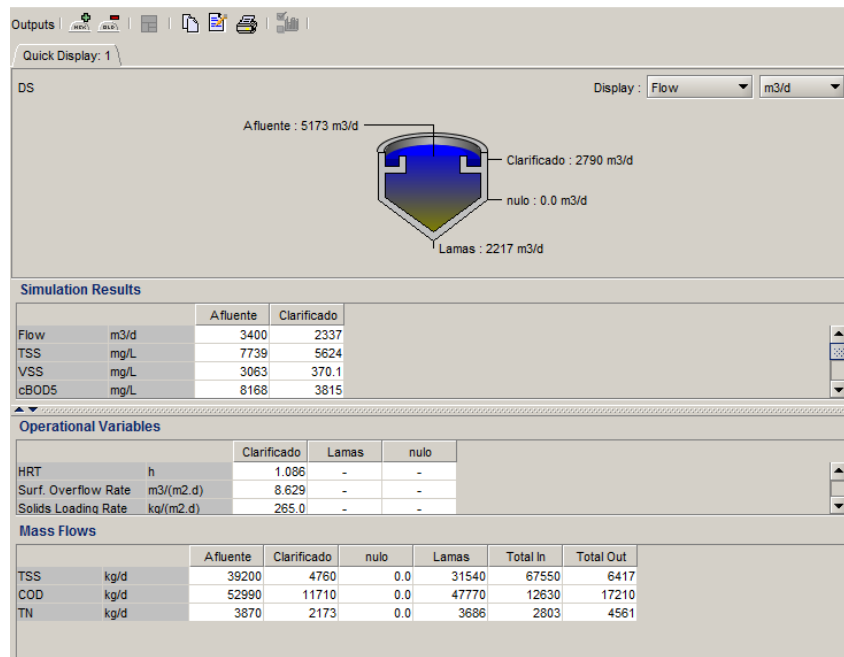


Figura 21 - Outputs - dados de saída do GPS-X

Depois de cada simulação, o GPS-X permite gravar todos os dados de saída em ficheiro excel, de acordo com Anexo II. No entanto como cada uma das mais de 1500 simulações realizadas foram gravadas individualmente, houve a necessidade de compilar todos os outputs das simulações num único ficheiro de modo a facilitar a análise de resultados. Nesse sentido foi criado um código no programa MATLAB (versão R2013a) que permitiu agregar apenas os dados que interessavam ser analisados, e que é apresentado no Anexo III.

5.4. Apresentação e discussão dos resultados

5.4.1. 1ª série: Análise da variação de Q_A

Depois da recolha e compilação de todos os dados de saída, começou-se por avaliar a variação de Q_A para os diferentes valores de A , mantendo fixos os valores dos restantes parâmetros, como indicado no Quadro 14.

Quadro 14 - Valores dos parâmetros utilizados na 1ª série

Parâmetros de entrada	1ª Série	Unidade
Q_A	2000 a 16200	m^3/d
A	25-200	m^2
h	1	m
H	3	m
X_A	1000	mg/L
Q_W	2000	m^3/d

Da análise de resultados verificou-se que existia uma correlação entre os parâmetros de saída X_W e X_E como indica a Figura 22.

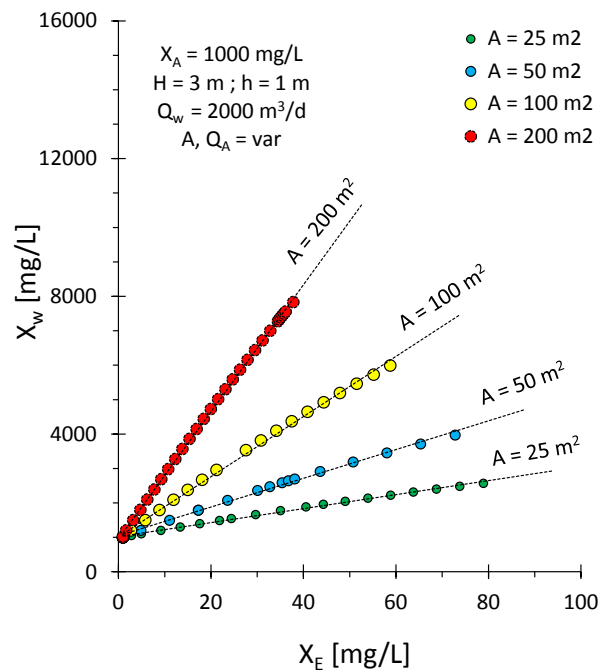


Figura 22 - Relação entre X_W e X_E

Da Figura 22, conclui-se que o parâmetro X_W é uma função linear de X_E descrita pela Equação 5.1.

$$X_W = a_0 + a_1 X_E \quad (5.1)$$

$$a_0 = f(X_A) \text{ e } a_1 = f(A)$$

Os valores dos parâmetros a_0 e a_1 para os diferentes valores de simulação de área (A) são indicados no Quadro 15.

Quadro 15 - Parâmetros a_0 e a_1 na 1ª série

A (m²)	a_0	a_1
25	1022,6	20,286
50	1046,6	41,721
100	1011,3	87,463
200	950,8	184,60

Visto que a ordenada na origem (a_0) apresenta valores idênticos com uma amplitude de variação de +/- 4,8 % nas condições testadas, considerou-se o valor médio e a incerteza associada, de acordo com a Equação 5.2.

$$\bar{a}_0 = 1007 \pm 48 \frac{mg}{L} = f(X_A) \quad (5.2)$$

Quanto ao declive (a_1), verifica-se que este varia linearmente com a área do decantador (A) como mostra a Figura 23. Podemos assim dizer que o declive a_1 é uma função de A com ordenada na origem nula, de acordo com a Equação 5.3.

$$a_1 = f(A) = b_1 A \quad (5.3)$$

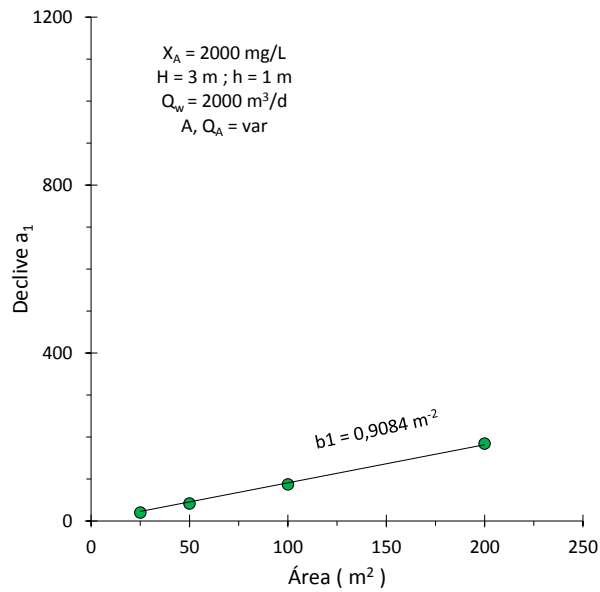


Figura 23 - Variação de a_1 em relação a área do DS

Para a 1ª série, o valor assumido pelo parâmetro b_1 é de $0,90841 \text{ m}^{-2}$ com um elevado coeficiente de correlação ($R^2 = 0,9975$), indicador de uma incerteza desprezável. Substituindo a Equação 5.1 pela Equação 5.3, obtêm-se a Equação 5.4.

$$X_W = a_0 + b_1 A X_E \quad (5.4)$$

Ainda da análise da 1ª série, verificou-se uma segunda correlação dos valores de X_W , desta vez em relação ao caudal afluyente (Q_A), e independe da área (A). A Figura 24 mostra a relação entre Q_A e X_W .

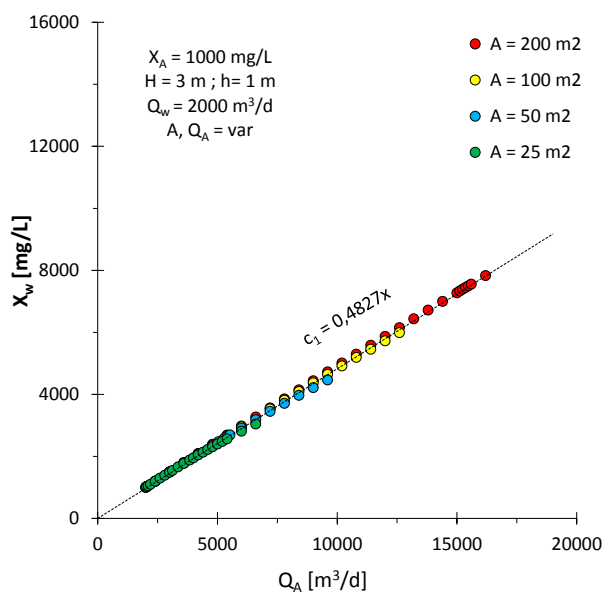


Figura 24 - Relação entre X_W e Q_A

É possível afirmar pela análise da Figura 24 que X_W comporta-se como uma função de Q_A , de acordo com uma equação linear de ordenada na origem nula, Equação 5.5.

$$X_W = c_1 Q_A \quad (5.5)$$

Os valores do declive c_1 para a reta associada a cada valor de A , são indicados no Quadro 16.

Quadro 16 - Valores do declive c_1

$A \text{ [m}^2\text{]}$	$c_1 \text{ [d mg/m}^3 \text{ L]}$
25	0,48143
50	0,47910
100	0,48290
200	0,48742

Visto que c_1 para cada valor de A é praticamente idêntico (incerteza associada de +/- 0,9%), considerou-se o valor médio de $0,48271 \text{ d.mg/L.m}^3$ (Equação 5.6).

$$\bar{c}_1 = 0,48271 \pm 0,00416 \frac{\text{dia mg}}{\text{L m}^3} \quad (5.6)$$

Substituindo as Equações 5.4 e 5.5, chegou-se à expressão final que relaciona a área do decantador A, com o caudal afluente Q_A e a concentração de sólidos suspensos à saída do decantador X_E (Equação 5.7).

$$A = \frac{c_1 Q_A - a_0}{b_1 X_E} \quad (5.7)$$

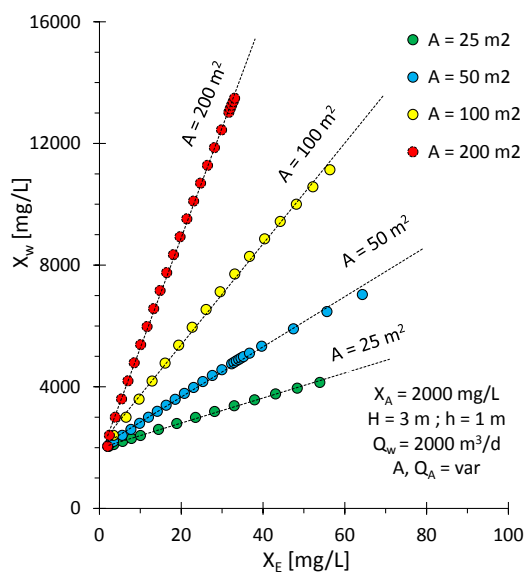
$$a_0 = 1007 \pm 48 \text{ (mg/L)}$$

$$b_1 = 0,90841 \pm 0,01574 \text{ (m}^{-2}\text{)}$$

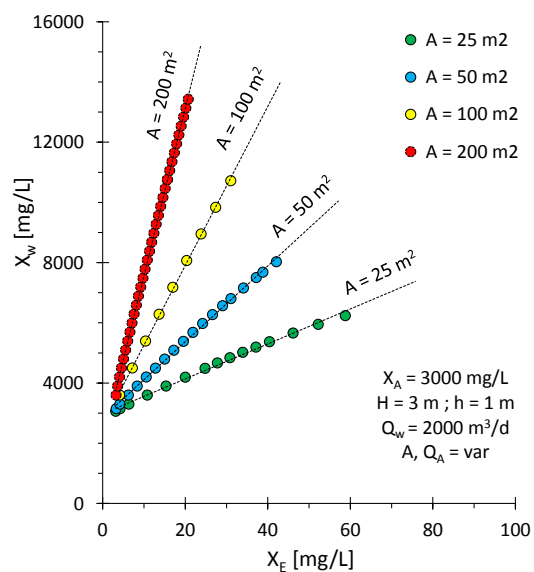
$$c_1 = 0,48271 \pm 0,00416 \text{ (dia mg/ L m}^3\text{)}$$

5.4.2. 2ª série: Análise da variação de Q_A e X_A

À semelhança do que foi apresentado anteriormente na 1ª série para a variação de Q_A, neste 2ª série efetua-se a mesma variação de Q_A mas para os diferentes valores de X_A até 5000 mg/L.



a) X_A = 2000 mg/L



b) X_A = 3000 mg/L

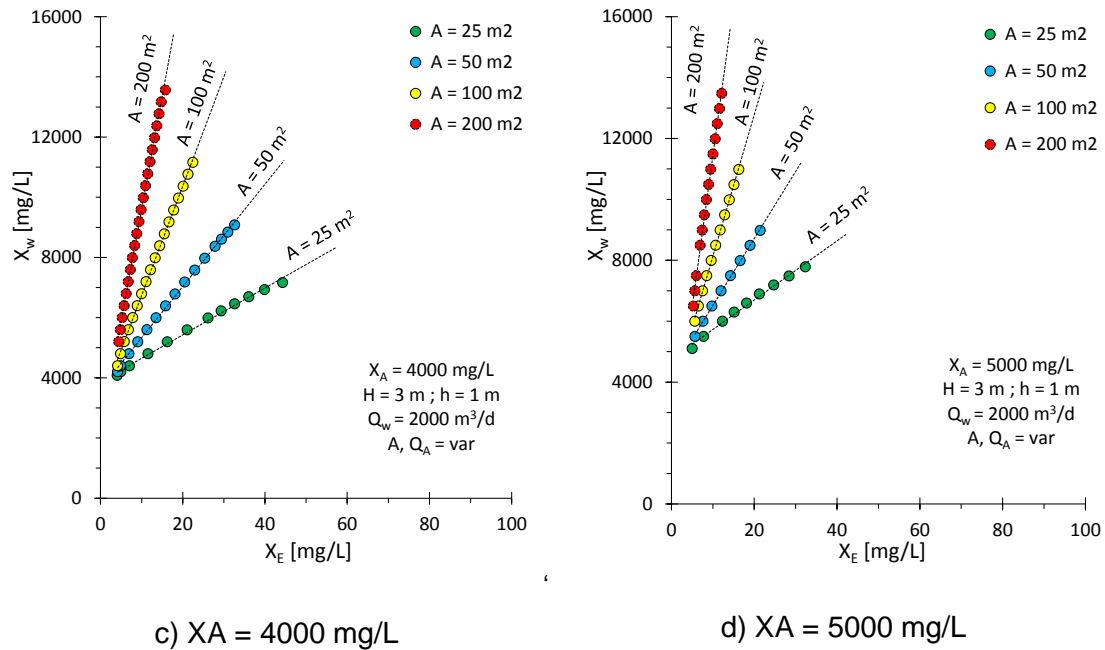


Figura 25 – Relação entre X_w e X_E para os diferentes valores de X_A testados

Tal como na série anterior, considerou-se o valor médio de a_0 mas para cada condição de X_A (Quadro 17).

Quadro 17 - Valores médios do declive a_0

X_A (mg/L)	1000	2000	3000	4000	5000
\bar{a}_0	1007,818	1933,275	2613,575	3175,450	3496,675

Verificou-se nesta 2ª série, que os valores médios do declive a_0 comportam-se de acordo com uma equação quadrática como indica a Figura 26. Esta observação baseou-se na utilização de um programa de ajuste matemático (*Table Curve 2D* na versão 5.01).

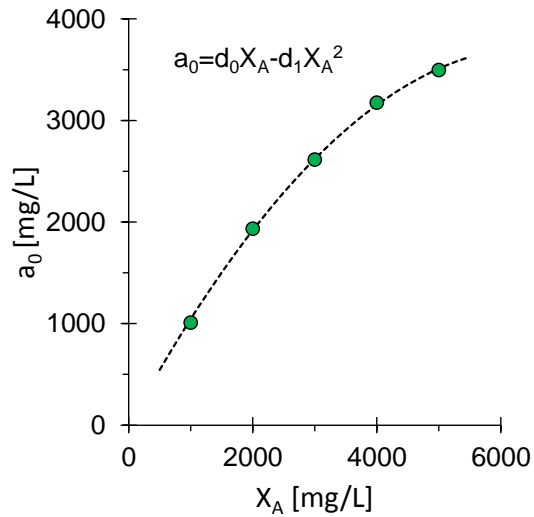


Figura 26 - Comportamento dos valores médios do declive a_0 na 2ª série

A equação quadrática (Equação 5.8) que define o comportamento de a_0 , apresenta dois novos parâmetros, d_0 e d_1 , cujas incertezas foram calculadas.

$$\bar{a}_0 = d_0 X_A - d_1 X_A^2 \quad (5.8)$$

$$d_0 = 1,1304 \pm 0,0007$$

$$d_1 = 8,5642 \times 10^{-5} \pm 0,0001 \times 10^{-5}$$

Estendendo a representação da Figura 23 para os diferentes valores de concentração de X_A , obtêm-se os resultados apresentados na Figura 27.

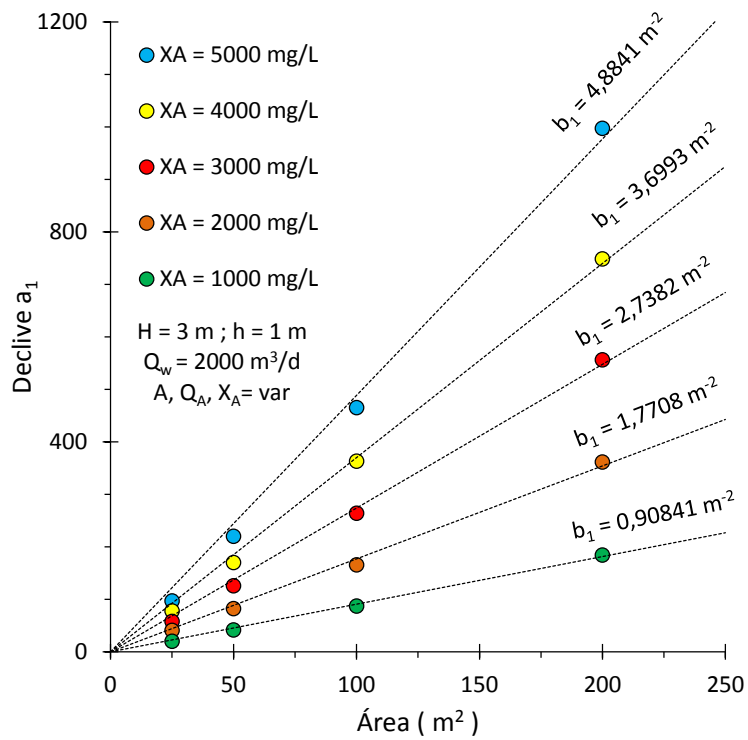


Figura 27 – Representação do parâmetro b_1 para as diferentes concentrações de X_A

O Quadro 18 representa os valores de b_1 para os diferentes valores de X_A testados.

Quadro 18 - Variação do parâmetro b_1 para as diferentes concentrações de X_A

X_A (mg/L)	1000	2000	3000	4000	5000
b_1	0,90841	1,7708	2,7382	3,6993	4,8841

Verificou-se que o parâmetro b_1 pode ser representado por uma equação linear com ordenada na origem nula, e com declive igual a e_1 (Figura 28).

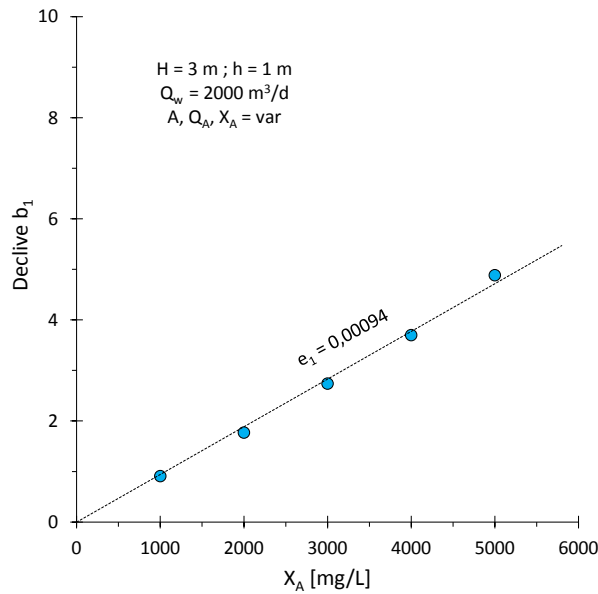


Figura 28 - Relação entre b_1 e X_A

A Equação 5.9 representa o comportamento do declive b_1 , de acordo com a figura anterior.

$$b_1 = f(X_A) = e_1 X_A \quad (5.9)$$

$$e_1 = 9,4332 \times 10^{-4} \pm 0,1603 \times 10^{-4}$$

Nesta fase poderemos representar a Equação 5.4 estendida para todos os valores de X_A testados.

$$X_W = a_0 + b_1 A X_E$$

$$X_W = (d_0 X_A - d_1 X_A^2) + (e_1 X_A) A X_E \quad (5.10)$$

$$X_W = X_A (d_0 + e_1 A X_E) - d_1 X_A^2 \quad (5.11)$$

De seguida verificou-se a dependência dos valores de X_W em relação ao caudal afluente (Q_A), independente da área A , mas para os restantes valores de X_A estudados.

A Figura 29 representa a relação entre X_W e Q_A para todos os valores de X_A estudados. O declive de cada uma das retas representa o parâmetro c_1 .

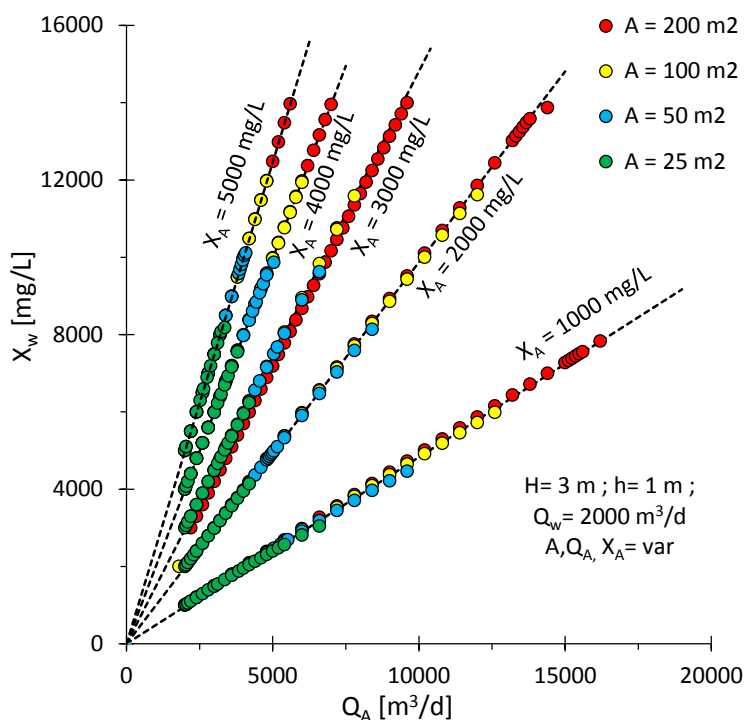


Figura 29 - Relação entre X_W e Q_A para os valores de X_A testados

O Quadro 19 resume os valores do declive c_1 para as diferentes concentrações de X_A estudadas.

Quadro 19 - Valores do declive c_1

X_A (mg/L)	1000	2000	3000	4000	5000
c_1	0,48271	0,98734	1,4805	1,9938	2,4924

Da análise do parâmetro c_1 , verificou-se novamente que se trata de um parâmetro que se comporta de forma linear para as diferentes concentrações X_A (Figura 30).

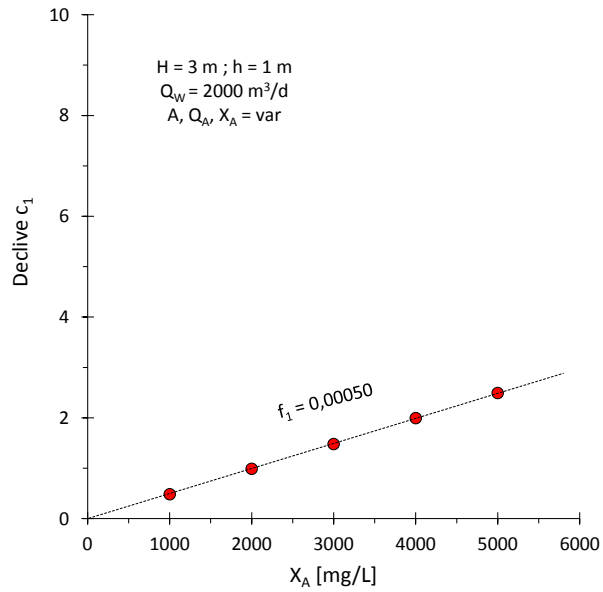


Figura 30 – Relação entre c_1 e X_A

Da Figura 30, verificou-se que o parâmetro c_1 comporta-se de acordo com uma equação linear de declive f_1 e ordenada na origem nula (Equação 5.12).

$$c_1 = f(X_A) = f_1 X_A \quad (5.12)$$

$$f_1 = 4,9702 \times 10^{-4} \pm 0,0001 \times 10^{-4}$$

Ao estender a Equação 5.7, substituindo os parâmetros c_1 , a_0 e b_1 pelas equações a eles associadas, chegou-se à Equação 5.13, que permite avaliar a eficiência de remoção de SST à saída do DS, mas apenas para uma altura $h=1\text{m}$ e razão $H/h=3$.

$$X_E = \frac{f_1 Q_A - d_0 + d_1 X_A}{e_1 A} \quad (5.13)$$

$$\begin{array}{ll}
 d_0 = 1,1304 \pm 0,0007 & d_1 = 8,5642 \times 10^{-5} \pm 0,0001 \times 10^{-5} \\
 e_1 = 9,4332 \times 10^{-4} \pm 0,1603 \times 10^{-4} & f_1 = 4,9702 \times 10^{-4} \pm 0,0001 \times 10^{-4}
 \end{array}$$

5.4.3. 3ª série: Análise da variação de H e h

Como anteriormente foi referido, os parâmetros das alturas do decantador secundário e da entrada do caudal afluyente influenciam a eficiência de remoção de SST. No entanto, apenas a razão entre estes dois parâmetros é relevante, pois para diferentes valores de alturas H e h que correspondam à mesma razão, a eficiência de remoção é a mesma. Assim, realizou-se todo o procedimento da 1ª e 2ª série para três diferentes alturas h (0,5; 1 e 2 m), ou seja, para razões de H/h de 6, 3 e 1,5.

Depois de todo o procedimento para cada uma das três razões H/h, chegou-se a uma equação idêntica à Equação 5.13 para cada uma das razões de H/h mas com distintos valores para os parâmetros d_0 , d_1 , e_1 e f_1 . Os valores obtidos para cada geometria de H/h estão listados no Quadro 20.

Quadro 20 - Parâmetros de compilação de X_A

H/h	d_0	d_1	e_1	f_1
6	1,18	0,000094	0,0010	0,000498
3	1,13	0,000086	0,0009	0,000497
1,5	0,95	0,000020	0,0004	0,000494

Analisou-se seguidamente a variação dos parâmetros do Quadro 20 e a possibilidade de poder formar uma equação final para qualquer valor da razão H/h. Com recurso ao programa *Table Curve 2D*, estudaram-se as alternativas de equações simples (dois parâmetros) capazes de representar o comportamento da variação de cada parâmetro do Quadro 20.

Verificou-se que os parâmetros d_0 , d_1 , e_1 e f_1 , podem, de forma muito aproximada, ser descritos de acordo com as equações 5.15 a 5.18, e representados na Figura 31.

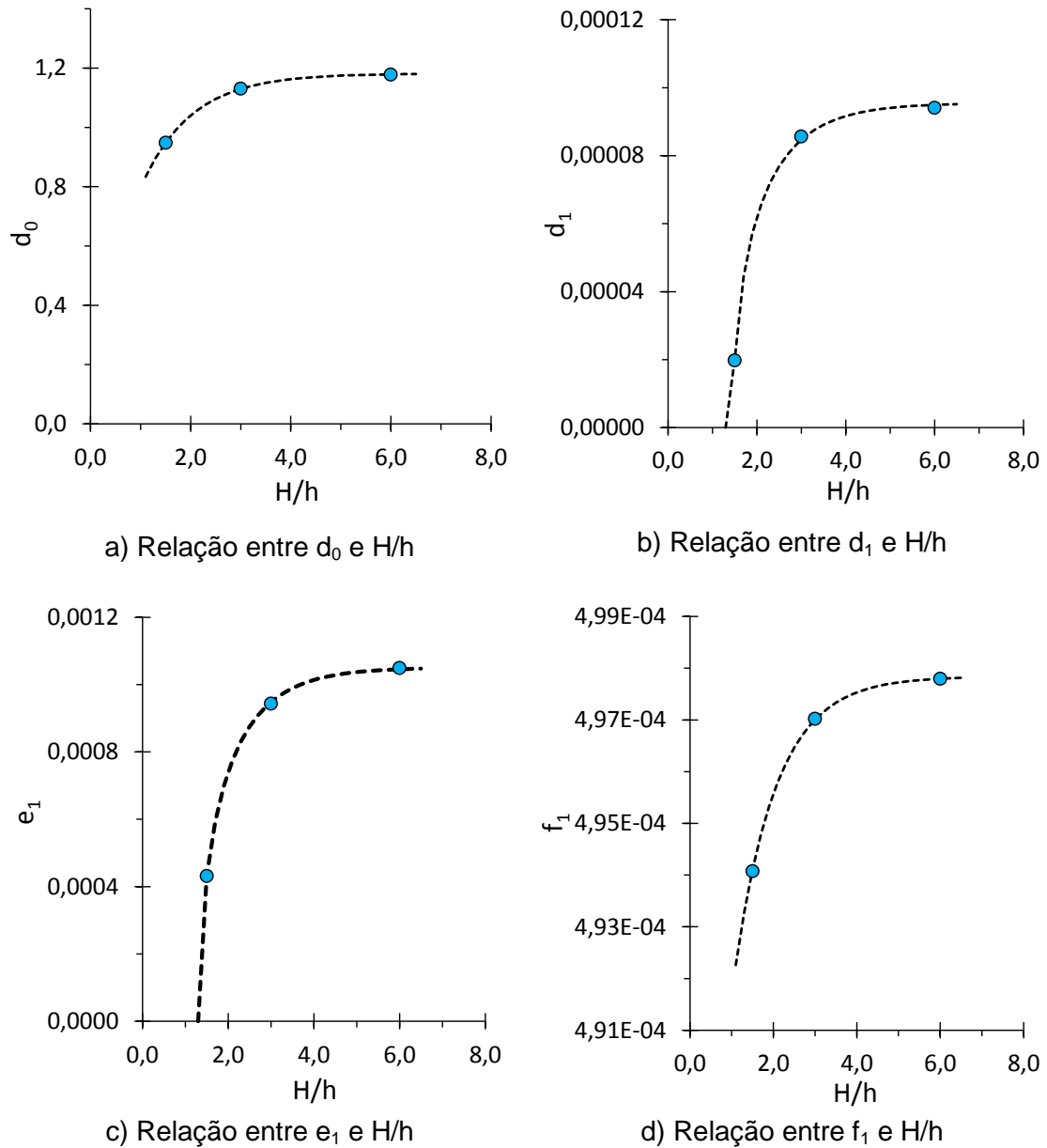


Figura 31 – Dependência entre os parâmetros d_0 , d_1 , e_1 e f_1 do modelo e H/h . Os pontos correspondem aos valores experimentais dos parâmetros e as linhas aos ajustes pelas equações X a X.

$$d_0 = g_0 + g_1 e^{-\frac{H}{h}} \quad (5.15)$$

$$d_1 = \sqrt{g_2 + g_3 e^{-\frac{H}{h}}} \quad (5.16)$$

$$e_1 = \sqrt{g_4 + g_5 e^{-\frac{H}{h}}} \quad (5.17)$$

$$f_1 = g_6 + g_7 e^{-\frac{H}{h}} \quad (5.18)$$

Substituído as equações 5.15 a 5.18 na Equação 5.13, chegamos à relação final (Equação 5.19) que permite relacionar todos os parâmetros estudados.

$$X_E = \frac{\left(g_6 + g_7 e^{-\frac{H}{h}}\right) Q_A - \left(g_0 + g_1 e^{-\frac{H}{h}}\right) + \left(g_2 + g_3 e^{-\frac{H}{h}}\right)^{0,5} X_A}{\left(g_4 + g_5 e^{-\frac{H}{h}}\right)^{0,5} A} \quad (5.19)$$

$$\begin{aligned} g_0 &= 1,18143 \pm 0,00098 & g_1 &= -1,0441 \pm 0,007 \\ g_2 &= 9,110 \times 10^{-9} \pm 0,094 \times 10^{-9} & g_3 &= -3,907 \times 10^{-8} \pm 0,044 \times 10^{-8} \\ g_4 &= 1,1033 \times 10^{-6} \pm 0,0049 \times 10^{-6} & g_5 &= -4,111 \times 10^{-6} \pm 0,026 \times 10^{-6} \\ g_6 &= 4,97838 \times 10^{-4} \pm 0,00004 \times 10^{-4} & g_7 &= -1,6758 \times 10^{-5} \pm 0,0032 \times 10^{-5} \end{aligned}$$

A Equação 5.19 corresponde à expressão empírica final obtida para o dimensionamento dos DS, em termos da concentração de sólidos suspensos totais na água residual tratada (X_E), na gama de condições testadas (Quadro 13). Os parâmetros g_0 a g_7 correspondem a constantes características do modelo obtidas através de calibração da equação do modelo.

5.4.4. Validação da equação empírica

Na Figura 32 são confrontados os valores experimentais de concentração de SST à saída do decantador para todas as condições testadas ($X_{E,exp}$) obtidos por simulação (GPS-X), com os valores produzidos pela relação empírica do modelo proposto para idênticas condições ($X_{E,num}$).

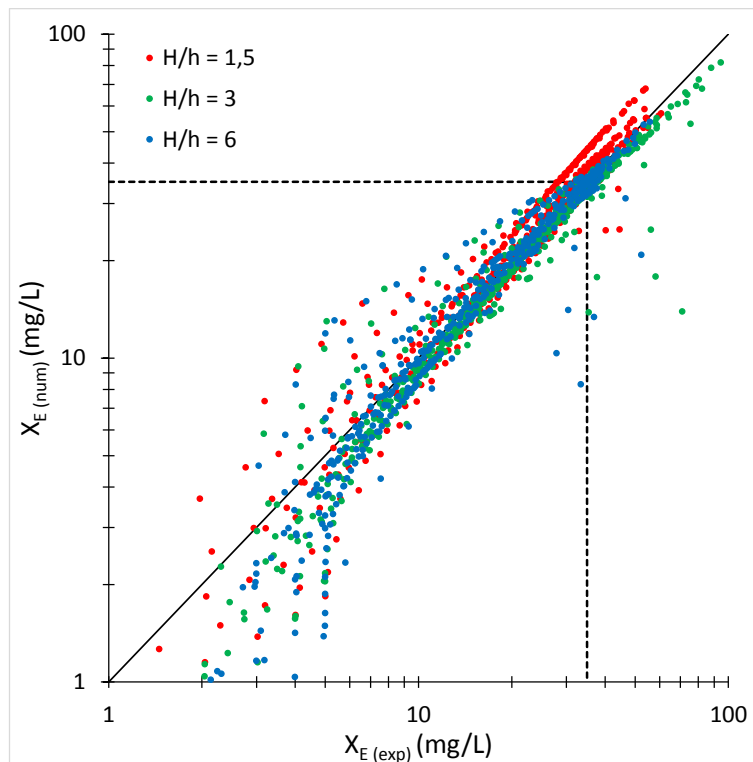


Figura 32 - Validação dos resultados do modelo empírico

Uma equação empírica perfeita alinharia todos os dados sobre a diagonal, na reta $X_{E \text{ num}} = X_{E \text{ exp}}$. Da Figura 32 podemos então constatar que os pontos alinham-se em torno da recta diagonal principalmente para condições de fronteira dos limites de descarga legais ($X_E = 35 \text{ mg/L}$). Os desvios verificados para baixas concentrações estão amplificados pela representação em escala logarítmica.

Podemos ainda constatar que os parâmetros d_0 , d_1 , e_1 e f_1 , que dão origem aos parâmetros finais da equação empírica do modelo, adotam valores semelhantes para razões superiores $H/h = 3$, variando acentuadamente para razões inferiores. Portanto, é de esperar que para razões H/h superiores a 3, ou seja, para alturas de admissão de ARU em relação ao fundo do DS mais pequenas, os coeficientes do modelo variem muito pouco em relação aos indicados anteriormente para $H/h=3$. Já para razões de H/h inferiores a 3, torna-se mais difícil prever o comportamento do sistema e a eficiência de remoção de SST.

Os resultados da validação do modelo empírico permitem concluir que a relação final produzida (Equação 5.19) consegue descrever os valores gerados pelo simulador com um erro médio de 2,5 mg/L. Se considerarmos a gama de razões H/h estudadas, a equação final consegue prever a eficiência de remoção de STT num decantador

secudário, de acordo com o simulador GPS-X, com erros médios na ordem dos indicados no Quadro 21.

Quadro 21 – Incertezas da equação empírica de dimensionamento

H/h	6.0	3.0	1,5	Média (± mg/L)
Incerteza (± mg/L)	2.0	3.0	3.0	2.5

6. Conclusões e perspectivas de trabalhos futuros

No tratamento de águas residuais em ETAR, a decantação secundária é uma das mais relevantes operações unitárias, que permite remover por gravidade (sedimentação) os flocos biológicos produzidos no tratamento biológico.

No presente trabalho pretendeu-se estudar o efeito da geometria dos decantadores secundários na eficiência de remoção dos sólidos suspensos. Para esta análise efectuou-se a simulação numérica ao funcionamento destes equipamentos de acordo com modelos matemáticos disponibilizados no programa GPS-X (Hydromantis).

Neste trabalho foi produzida uma relação empírica simplificada que permite efetuar de forma expedita o dimensionamento preliminar de decantadores secundários associados ao processo biológico de tratamento de águas residuais por sistemas de lamas ativadas. Assim, a expressão matemática obtida permite determinar a área (A) dos decantadores secundários em função do caudal afluyente (Q_A), da concentração de SST afluentes (X_A) e efluente (X_E) e da razão entre a altura (H/h).

A expressão final obtida para o dimensionamento dos decantadores é expressa em termos de X_E , ou seja, a concentração de SST na água residual tratada, utilizando oito constantes calibradas de g_0 a g_7 .

Procedeu-se ainda à calibração da referida expressão tendo-se verificado que os erros associados aos valores estimados eram baixos, na ordem de $\pm 2,5$ mg/L.

Em termos de trabalhos futuros pretende-se que seja dada uma sequência ao trabalho realizado, nomeadamente em relação à aplicação da equação empírica para dados reais de ETAR, assim como o estudo do desempenho dos DS relativamente a outros parâmetros, como por exemplo o caudal de recirculação de lamas (Q_W), alargando a gama de condições de operação analisadas.

Considera-se ainda interessante a criação de um software de simulação para fins profissionais e/ou ensino académico, adaptado ao tipo de infraestruturas existentes no nosso país. Este software serviria de apoio às entidades gestoras na monitorização, gestão e desenvolvimento das ETAR, assim como uma melhor compreensão e visão do comportamento das unidades de tratamento para os estudantes.

Referências

- ✚ Abou-Elela, S. I.; Hamdy, O.; El Monayeri, O. (2016) Modeling and simulation of hybrid anaerobic/aerobic wastewater treatment system, Islam Azad University;
- ✚ Ariscrisnã, P. M. (2012), Simulação Numérica Aplicada a Tratamento de Efluentes, Tese de Mestrado em Engenharia Química e Biológica, ISEL/IPL;
- ✚ Bürger, R.; Careaga, J.; Diehl, S. (2017), A simulation model for settling tanks with varying cross-sectional area, Chemical Engineering Communications, Chemical Engineering Communications, 204, 11, 1270–1281; <https://doi.org/10.1080/00986445.2017.1360871>;
- ✚ Cerdeira, L. (2008), Acompanhamento do arranque/exploração de uma ETAR, Tese de Mestrado em Engenharia Química, FEUP/UP;
- ✚ Davis, M. L. (2010), Water and Wastewater Engineering – Design Principles and Practice, USA, Mc Graw Hill, ISBN: 978-0-07-171385-6;
- ✚ Decreto-Lei nº 118/2006 de 21 de junho (Série I-A, DR N.º 118), disponível em: <https://dre.pt/application/file/a/371104>;
- ✚ Decreto-Lei nº 133/2015 de 13 de julho (Série I, DR N.º 134), disponível em: <https://dre.pt/application/file/a/69773354>;
- ✚ Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de junho (Série I-A, DR N.º 139), disponível em: <http://dre.pt/pdf1sdip/1997/06/139A00/29592967.pdf>;
- ✚ Decreto-Lei nº 348/98 de 9 de Novembro (Série I, DR N.º 259), disponível em: <https://dre.pt/application/file/a/223362>;
- ✚ Diretiva nº 86/278/CEE de 12 de Junho, (JOCE, N.º L 181/6), disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31986L0278&from=PT>;
- ✚ Diretiva nº 91/271/CEE de 21 de maio, (JOCE, N.º L 135/40), disponível em: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1991:135:0040:0052:PT:PDF>;
- ✚ Ferreira, F. (2011), Simulação dinâmica do comportamento de ETAR, Sebenta da unidade curricular Gestão Integrada de Sistemas de Saneamento do curso de Doutoramento em Engenharia do Ambiente;
- ✚ Ferreira, F. M. (2009), Digestão anaeróbia por via seca, como alternativa ao actual destino agrícola, das lamas desidratadas de ETAR's – possibilidade de extensão a vários tipos de resíduos com elevado teor de matéria orgânica, Tese de Mestrado em Engenharia Química, FEUP/UP;
- ✚ Howe, K. J.; Hand, D. W.; Crittenden, J. C.; Trussell, R. R.; Tchobanoglous, G. (2012) Principles of Water Treatment, John Wiley & Sons, ISBN 978-0-470-40538-3;
- ✚ Hvala, N.; Vrecko, D.; Levstek, M.; Bordon, C. (2017) The use of Dynamic Mathematical Models for improving the Designs of upgraded Wastewater

- Treatment Plants, Journal of sustainable development of energy, water and environment systems, volume 5, *Pág 15-31*;
- ✚ Hydromantis (2011), GPS-X Version 6.1 User's Guide, Canada, Enviromental Software Solutions, Inc.
 - ✚ Hydromantis (2013), GPS-X Version 6.3 Technical Reference, Canada, Environmental Software Solutions, Inc;
 - ✚ Hydromantis, (2010), GPS-X Version 6.0 Tutorial Guide, Canada, Environmental Software Solutions, Inc.
 - ✚ Louro, C. I. (2014), Avaliação do desempenho e monitorização das estações de tratamento de águas residuais de serzedo e do sousa, Tese de Mestrado em Engenharia Biológica, Universidade do Minho;
 - ✚ Marecos do Monte, M. H.; Santos, M. T.; Barreiros, A.M.; Albuquerque, A. (2015) ; Estações de Tratamento de Águas Residuais , Sebenta da unidade curricular Estações de Tratamento de Águas Residuais do curso de Mestrado em Engenharia Civil – Hidráulica, pág 1-180, ISEL/IPL;
 - ✚ Marecos do Monte, M. H.; Santos, M. T.; Barreiros, A.M.; Albuquerque, A. (2016) , Estações de Tratamento de Águas Residuais – Operações e processos de tratamento físico e químico, ERSAR/ISEL/UBI, ISBN: 978-989-8360-32-8;
 - ✚ Meireles, M. F. (2011), Optimização da estação de tratamento de águas residuais de Crestuma, Tese de Mestrado em Engenharia Química, ISEP/IPP;
 - ✚ Mendes, S. I. (2014), Valorização de lamas de tratamento de águas residuais urbanas para utilização agrícola, Tese de Mestrado em Engenharia Civil, ISEL/IPL;
 - ✚ METCALF & EDDY (2014), Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Tchobanouglos, G.; Stensel, H. D.; Tsuchihashi, R.; Burton, F.; Abuorf, M.; Bowden, G.; Pfrang, W., 5th Ed., McGraw Hill, ISBN-978-1-259-01079-8;
 - ✚ Monteiro, P. T. S. (2004), Tratamento Físico-Químico de Efluentes, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto;
 - ✚ Oliveira, S. A. (2014), Ensaio exploratório de otimização do tratamento primário da ETAR de Beirolas para incrementar a eficiência energética – Aplicação da Moringa Oleifera no processo de coagulação-floculação, Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, ISA/UL;
 - ✚ Pombo, S. C. (2010); Contributo para a utilização de modelos de simulação dinâmica no dimensionamento de processos de lamas activadas, Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária, FCT/UNL;
 - ✚ Saffarian, M. R.; Hamed, M. H.; Shams, M. (2011), Numerical simulation of a secondary clarifier in a sewage treatment plant using modified Bingham model, Can. J. Civ. Eng. Vol. 38, doi:10.1139/L10-106;
 - ✚ Site da empresa Hydromantis – Environmental Software Solutions, Inc., <http://www.hydromantis.com/GPS-X.html>, acedido a 25 de junho de 2017

- ✚ Sousa, T. C. R. (2016), Estações de Tratamento de Águas Residuais: Conceitos e Dimensionamento, Tese de Mestrado em Engenharia Civil, ISEP;
- ✚ Spellman, F. R. (2003), Handbook of Water and Wastewater treatment Plant Operations, ISBN: 1-56670-627-0;
- ✚ Sperling M. V. (2007), Volume 5 – Activate Sludge and Aerobic Biofilm Reactors, ISBN: 1-84339-165-1, disponível em: <http://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781780402123.pdf>;
- ✚ Takács, I., Patry, G.G. and Nolasco, D. (1991) A Dynamic Model of the Clarification-Thickening Process. Water Research, 25, 1263-1271, [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90066-Y](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(91)90066-Y) ;
- ✚ Torfs, E.; Balemans, S.; Locatelli, F.; Diehl, S.; Bürger, R.; Laurent, J.; François, P.; Nopens, I. (2017), On constitutive functions for hindered settling velocity in 1-D settler models: Selection of appropriate model structure, Water Research 110, 38-47; <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.067>;
- ✚ WEF (2005), Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, in WEF Manual of Practice N.º 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice N.º 76, 2th Edition;

Anexos

Anexo I – Poster, resumo e a apresentação das duas comunicações

Anexo II – Outputs – dados de saída em ficheiro Excel

Anexo III – Código de compilação de dados em MATLAB

Anexo I – Poster, resumo e apresentação das duas comunicações



Avaliação do Efeito Geométrico dos Decantadores Secundários de ETAR

T. Ornelas^{1*}, M. T. Santos², T. P. Trindade²

¹Área Departamental de Engenharia Civil, ISEL - Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, R. Conselheiro Emídio Navarro 1, 1959-007 Lisboa, Portugal,

²Área Departamental de Engenharia Química, ISEL - Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, R. Conselheiro Emídio Navarro 1, 1959-007 Lisboa, Portugal.

* Autor correspondente: a38067@isel.ipl.pt



Resumo

As estações de tratamento de águas residuais (ETAR) são fundamentais para remover poluentes das águas residuais urbanas (ARU), sendo constituídas por diversos órgãos, nomeadamente decantadores secundários. As condições operatórias destes decantadores secundários, tais como caudal, tempos de residência, turbulência, taxa de remoção de lamas, etc., assim como a sua configuração geométrica, afetam o funcionamento e a eficiência destas unidades de tratamento.

O presente trabalho tem por objetivo a avaliação da influência da configuração geométrica na eficiência do tratamento dos decantadores secundários (DS), recorrendo ao simulador numérico GPS-X. Pretende-se efetuar uma aproximação ao “modelo ideal” de um decantador secundário, para as diferentes geometrias e condições reais características das ETAR, produzindo uma equação empírica a utilizar no dimensionamento.

Introdução

As ETAR são compostas por fileiras de operações e processos unitários de tratamento, que permitem remover as cargas poluentes, microrganismos patogénicos, e ainda alguns nutrientes e compostos tóxicos presentes nas ARU. A maioria das ETAR estão equipadas com tratamento secundário, assegurado geralmente por processos biológicos, que permitem respeitar os requisitos de qualidade do efluente como referido no Decreto-Lei n.º152/97. Os decantadores secundários participam como unidades fundamentais no processo de tratamento biológico (Figura 1).

A modelação matemática é cada vez mais aceite e utilizada para a investigação, conceção, optimização, exploração e controlo das várias operações e processos das ETAR. Os modelos numéricos a aplicar no presente trabalho envolvem a utilização do software GPS-X, o qual permite representar de forma simplificada uma situação real (Figura 2). Na Figura 3 são apresentados DS de ETAR portuguesas.

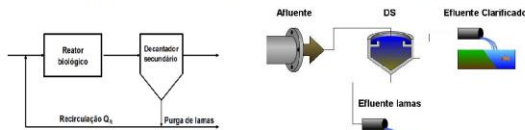


Figura 1. Esquema de uma sistema de lamas activadas

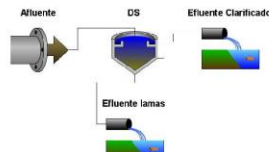


Figura 2. Esquema adotado para a simulação dos DS

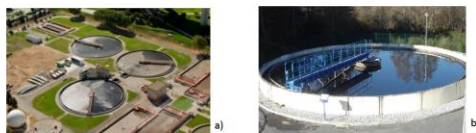


Figura 3. Decantadores secundários: a) vista aérea e b) vista lateral

Um modelo é constituído por um conjunto de equações e procedimentos, integrados por parâmetros e variáveis. Utilizaram-se os modelos matemáticos já disponíveis no software que melhor representavam o cenário desejado.

Metodologia

O presente trabalho teve por base uma pesquisa bibliográfica exaustiva, recorrendo a artigos, a teses, a sites oficiais, e outras fontes, bem como a consulta das entidades gestoras, de modo a obter as condições mais usuais de funcionamento e os parâmetros geométricos dos DS implementados em Portugal. Posteriormente os dados recolhidos foram introduzidos no simulador numérico GPS-X 6.0 (Hydromantis).

Foi ainda aplicado o software MatLab 2013a aos resultados obtidos nas simulações de modo a compilar e facilitar a análise de resultados.

Bibliografia

- [1] Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de junho [Série I-A, DR N.º 139].
- [2] Metcalf, E.; Eddy, M. (2014); Wastewater engineering: treatment and Resource recovery. 5ª. ed., New York, McGraw Hill.
- [3] Pombo, S. C. (2010); Contributo para a utilização de modelos de simulação dinâmica no dimensionamento de processos de lamas activadas, Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária, FCT/UNL.

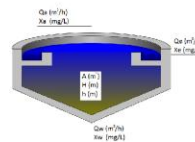


Figura 4. Decantadores secundários

Testou-se a eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) ($X_a - X_e$) nos DS sob diferentes condições de funcionamento, quer do ponto de vista geométrico: área superficial (A), alturas do tanque e de admissão da ARU (H e h), operacional: caudal de lamas (Qw) e concentração de SST nas lamas (Xw) e caudais de afluente (Qa) e de efluente (Qe) (Figura 4).

Apresentação e Discussão dos Resultados Obtidos

No simulador numérico GPS-X foram realizadas diversos ensaios (Figura 5), de forma a extrair as relações entre os parâmetros geométricos e operatórias listados acima.

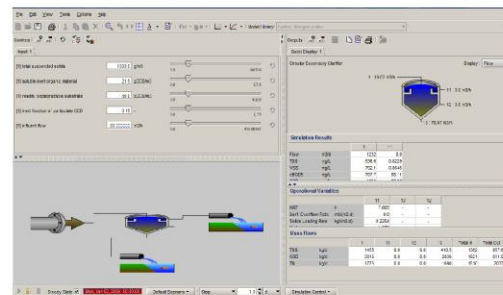


Figura 5. Ecrã de configuração do simulador GPS-X

Foram testadas correlações entre os parâmetros, como as representada na Figura 6, de modo a encontrar as expressões a aplicar no dimensionamento dos DS.

Resultados preliminares, obtidos para uma gama limitada de condições, permitiram retratar a eficiência dos DS. Um exemplo é a expressão empírica apresentada abaixo, segundo a qual é possível estimar o valor de SST do efluente do DS (X_e), conhecendo a área (A) e o caudal de afluente ao DS (Qa). Os valores gerados por esta expressão poderão ser comparados com o valor limite de descarga aplicável (35 mg/L).

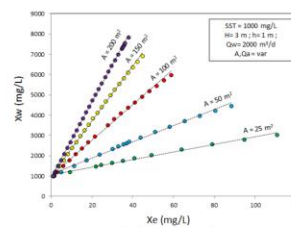


Figura 6. Relação entre parâmetros

Equação empírica de dimensionamento para $X_a = 2000 \text{ mg/L}$:

$$X_E [mg/L] = \frac{c_1 Q_a - a_0}{b_1 A}$$

$$a_0 = 1931$$

$$b_1 = 1.761$$

$$c_1 = 1.024$$

Conclusões

Os resultados preliminares demonstram que é possível alcançar o objetivo definido para o presente trabalho o qual envolve a determinação de expressões empíricas que descrevam a eficiência dos DS sob diferentes condições operatórias. Os resultados serão posteriormente validados com recurso a valores experimentais e bibliográficos.

Decantadores Secundários - relação empírica de dimensionamento

T. Ornelas¹, M. T. Santos^{2,*}, T. P. Trindade²

¹Área Departamental de Engenharia Civil, ISEL - Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, R. Conselheiro Emídio Navarro 1, 1959-007 Lisboa, Portugal

²Área Departamental de Engenharia Química, ISEL - Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, R. Conselheiro Emídio Navarro 1, 1959-007 Lisboa, Portugal

*tsantos@deq.isel.ipl.pt

As operações unitárias de sedimentação desempenham uma importante função na fileira de tratamento das águas e das águas residuais [1]. Toda a contribuição para uma melhoria de eficiência destas unidades, quer no desenho quer na operação, é por isso ambientalmente relevante. Neste trabalho, desenvolveu-se uma relação empírica simplificada que permite efetuar o dimensionamento preliminar de decantadores secundários (DS) associados a reatores de lamas ativadas para o tratamento secundário de águas residuais.

Nesta primeira fase do estudo selecionaram-se seis parâmetros para análise: o caudal de afluente (Q_A), a concentração de sólidos suspensos totais no afluente (X_A), a área superficial do DS (A), a altura de admissão do afluente desde o fundo (h), a altura da coluna líquida (H), e o caudal de lamas espessadas (Q_W). Por motivo de simplificação, consideraram-se valores fixos para os parâmetros H e Q_W . Os valores aplicados como *inputs* são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. *Inputs* – Parâmetros de entrada do modelo

Parâmetro	Intervalo	Unidade
X_A	1000 - 5000	mg/L
A	25 - 200	m ²
h	0,5 - 2,0	m
Q_A	2000 - 19200	m ³ /d
H	3	m
Q_W	2000	m ³ /d

Os dados experimentais usados na produção da relação empírica de dimensionamento foram obtidos com recurso ao *software* GPS-X [2], utilizando para o afluente uma composição característica (*sludge*) e uma sedimentação uni-dimensional modelada pelo modelo de Takács [3].

A Equação 1 corresponde a expressão final obtida para o dimensionamento dos DS, em termos da concentração de sólidos suspensos totais na água residual tratada (X_E), por forma a cumprir as imposições legais de descarga de águas residuais urbanas [4].

$$X_E = \frac{C_0 \left[1 - e^{-\left(-C_1 \frac{h}{H}\right)} \right] Q_A + (C_4 X_A - C_2) + \left(\frac{h}{H}\right)^2 (C_5 X_A - C_3)}{(C_6 + C_7 \left(\frac{h}{H}\right)^2) A} \quad (1)$$

Onde os parâmetros C_1 a C_7 correspondem a constantes características do modelo obtidas através de calibração.

Agradecimentos

À empresa Hydromantis, por ter cedido a licença do *software* de simulação numérica GPS-X na versão 6.0.

Referências

- [1] Metcalf, E., Eddy, M., Wastewater engineering: treatment and resource recovery, 5ª.ed., New York McGraw Hill, 2013.
- [2] Hydromantis. GPS-X Technical Reference. Toronto, Canada: Hydromantis, 2013.
- [3] Takács, I., Patry, G.G. and Nolasco, D., A Dynamic Model of the Clarification-Thickening Process. Water Research, 25, 1263-1271, disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90086-Y](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(91)90086-Y), 1991.
- [4] Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de junho (Série I-A, DR N.º 139).


**Decantadores Secundários -
relação empírica de
dimensionamento**

T. Ornelas¹, M. I. Santos², T. P. Trindade³

¹ Mestrado em Engenharia de Ubea – ISLUP, Ubea,
 Portugal
² Licenciatura em Engenharia de Ubea – ISLUP,
 Ubea, Portugal
³ Licenciatura em Engenharia de Ubea – ISLUP,
 Ubea, Portugal
 t.p.trindade@islupe.pt

INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA
 DE UBEA


Tópicos

- Enquadramento
- Objetivos
- Metodologia
- Apresentação e Discussão de Resultados
- Conclusões e Perspetivas Futuras

INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA
 DE UBEA


Enquadramento

Tratamento de Águas Residuais



Sedimentação

Modelação e simulação
 Análise de desempenho, controlo e
 otimização de ETAR, reduzindo os
 custos associados aos testes
 experimentais.






INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA
 DE UBEA


Objetivos

Estabelecimento de relações empíricas simplificadas para
 dimensionamento e avaliação do comportamento de decantadores
 secundários (DS) de águas residuais.



INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA
 DE UBEA

Metodologia

Simulações numéricas (e 180 simulações) - programa de modelação matemática (GPS-X na versão 6.0).

Este usa a eficiência de **amoção de SST nos DS**

Condições de fundo nomenclato

- > geometria - $A_{apertura}$, H_{ajuste} e H_{th}
- > operação - Q_p
- > caracterização da ARU - Q_s e X_p

Parâmetro	X_p	A	H	Q_p

Apresentação e Discussão de Resultados

1ª Etapa

Biblioteca do GPS-X "COLIB" - sem filtro e polarizes de origem industrial

"Single" - modo para as características AR - à da saída de um tratamento biológico (para a todos).

Figura - Diagrama linear para a simulação de DS

modo de trabalho em modo gráfico controlado de

Tabela

Apresentação e Discussão de Resultados

2ª Etapa

Inputs - dados de entrada do modelo

Parâmetro	Intervalo	Unidades
X_p	100 - 1000	mg/L
A	15 - 200	m ²
H	0.5 - 2.0	m
Q_p	200 - 6000	m ³ /d
H	2.0	m
Q_p	300	m ³ /d

Apresentação e Discussão de Resultados

3ª Etapa

Outputs - dados de saída do modelo

ISL INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA

Apresentação e Discussão de Resultados

1ª Série - Análise da variação de Q_0 , para as A (25, 50, 100 e 200 m²)

A (m ²)	Q_0 (mg/L)	X_{00} (mg/L)
25	802,0	20,240
50	846,0	41,721
100	811,3	67,463
200	863,0	106,60

1ª Correlação entre X_{00} e X_{00}

$$X_{00} = a_0 + a_1 X_{00}$$

$$a_0 = 0(\%) \quad a_1 = 0(\%)$$

ISL INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA

Apresentação e Discussão de Resultados

1ª Série - Análise da variação de Q_0 , para as A (25, 50, 100 e 200 m²)

A (m ²)	Q_0 (mg/L)	X_{00} (mg/L)
25	802,0	20,240
50	846,0	41,721
100	811,3	67,463
200	863,0	106,60

$W = 1007 \pm 48 \frac{mg}{L} = f(X_{00})$

$$a_1 = f(X_{00}) = b_1 A$$

$$X_{00} = a_0 + a_1 X_{00}$$

$$X_{00} = a_0 + b_1 A X_{00}$$

ISL INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA

Apresentação e Discussão de Resultados

4ª Série

1ª Série - Análise da variação de Q_0 , para as A (25, 50, 100 e 200 m²)

2ª Correlação entre X_{00} e Q_0 , independente da área A

$$X_{00} = a_0 + b_1 A X_{00}$$

$$X_{00} = c_1 Q_0$$

A (m ²)	c_1 (mg/L)
25	0,0140
50	0,0170
100	0,0160
200	0,0170

$$c_1 = 0,016271 \pm 0,000416 \frac{mg}{L \cdot mg}$$

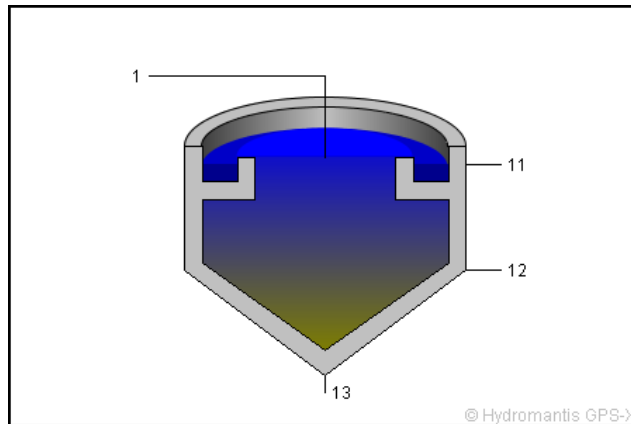
ISL INSTITUTO SUPERIOR DE LÍNGUA PORTUGUESA

Apresentação e Discussão de Resultados

2ª Série - Análise da variação de Q_0 , para X_{00} (100, 200, 300, 400 e 500 mg/L)

Anexo II – Outputs – dados de saída em ficheiro Excel

Circular Secondary Clarifier



		1	11	12	13		
Flow	m3/h		85	1,6666667	0	83,333333	
Simulation Results							
		1	11				
Flow	m3/d		2040	40			
TSS	mg/L		2000	2,1382005			
VSS	mg/L		1500	1,6036504			
cBOD5	mg/L		1571,46	58,379366			
COD	mg/L		2807,5	110,38657			
Ammonia N	mgN/L		25	25			
Nitrite/Nitrate N	mgN/L		0	1,539E-18			
TKN	mgN/L		855,54	28,884723			
TN	mgN/L		855,54	28,884723			
Alkalinity	mgCaCO3/L		350	350			
Operational Variables							
			11	13	12		
HRT	h		0,8823522	-	-		
Surf. Overflow Rate	m3/(m2.d)		1,6	-	-		
Solids Loading Rate	kg/(m2.d)		163,2	-	-		
Water Level	m		3	-	-		
Sludge Blanket Height	m		0,1809923	-	-		
RAS Flow	m3/d		-	2000	-		
RAS Solids	mg/L		-	2039,9571	-		
WAS Flow	m3/d		-	-	0		
WAS Solids	mg/L		-	-	0		
WAS Production	kg/d		-	-	0		
Mass Flows							
		1	11	12	13	Total In	Total Out
TSS	kg/d		4080	0,085528	0	4079,9143	4080
COD	kg/d		5727,3	4,4154628	0	5722,8842	5727,3
TN	kg/d		1745,3016	1,1553889	0	1744,1461	1745,3016

Anexo III – Código de compilação de dados em MATLAB

```
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Fit data (circular clarifier)
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Le um ficheiro Excel com os dados, produz plots e efectua o
% fit a uma expressão econometrica.
% TFM_V1
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
clear all
close all, clc

%% INPUTS

% Ficheiro de dados de input
filename='dadosGPS-X.xlsx'; % data file

% Display dos dados de input (0:NAO; 1:SIM)
d1 = 0;

%% READ DATA FILE

%--- Leitura do ficheiro
[type,sheetname] = xlsinfo(filename);
m = size(sheetname,2); % numero de pastas

alldata = cell(1, m);
for(i=1:1:m);
    Sheet = char(sheetname(1,i)) ;
    alldata{i} = xlsread(filename, Sheet);
end

data = flipr([alldata{:}]);
data = transpose(data); % data
%---

% VERIFICACAO DE NAO CONFORMIDADES

%--- Check 1: Elimina os caudais de alimentação iguais aos de lamas
K=find(data(:,5)<=data(:,32));
data=removerows(data,K);
clear K

%--- Check 2: Elimina tempos de residencia superiores a t [h]
t=2.1; % [h] tempo máximo
K=find(data(:,26)>=t);
data=removerows(data,K);
clear K

%% VARIAVEIS

X01=data(:,1); % [m2] Area do clarificador
X02=data(:,2); % [m] Altura do clarificador
```

```

X03=data(:,3); % [m] Altura da alimentacao

X04=data(:,5); % [m3/d] Caudal de alimentacao
X05=data(:,6); % [mg/L] Concentracao SS na alimentacao (TSS)

X06=data(:,16); % [m3/d] Caudal de clarificado
X07=data(:,17); % [mg/L] Concentracao SS no clarificado (TSS)

X08=data(:,26); % [h] Tempo de residencia (HRT)
X09=data(:,27); % [m3/m2.d] Surface overflow rate (SOR)
X10=data(:,28); % [kg/m2.d] Solids loading rate (SLR)

X11=data(:,32); % [m3/d] Caudal de lamas
X12=data(:,33); % [mg/L] Concentracao de lamas

%--- Variaveis combinadas (outras alem de X08, X09 e X10)
X13=data(:,32)./data(:,5); % [--] Quociente QW/QA
X14=data(:,33)./data(:,6); % [--] Quociente xW/xA
X15=data(:,17)./data(:,6); % [--] Quociente xE/xA
X16=data(:,3)/data(:,2); % [--] Quociente h/H
X17=data(:,1).*data(:,2); % [--] Volume A*H

%% DISPLAY DOS DADOS

if d1 ~= 0 % Condicao de display

x1=X04; % [m3/d] Caudal de alimentacao
z1=X05; % [mg/L] Concentracao SS (TSS)
ca = [0 max(z1)]; % Escala da colorbar

%--- Grafico I
y1=X01; % [m2] Area do clarificador
figure(1)
scatter(x1,y1,10,z1); caxis(ca); colorbar;
c=colorbar;
ylabel(c,'TSS ALIMENTACAO [mg/L]')
xlabel('CAUDAL DE ALIMENTACAO [m^3/dia]'); xlim([0 inf])
ylabel('AREA DO CLARIFICADOR [m^2]')
title('AREA DO CLARIFICADOR (I)')

%--- Grafico II
y1=X02; % [m] Altura do clarificador
figure(2)
scatter(x1,y1,10,z1); caxis(ca); colorbar;
c=colorbar;
ylabel(c,'TSS ALIMENTACAO [mg/L]')
xlabel('CAUDAL DE ALIMENTACAO [m^3/dia]'); xlim([0 inf])
ylabel('ALTURA DO CLARIFICADOR [m]')
title('ALTURA DO CLARIFICADOR (II)')

%--- Grafico III
y1=X03; % [m] Altura da alimentacao
figure(3)
scatter(x1,y1,10,z1); caxis(ca); colorbar;
c=colorbar;
ylabel(c,'TSS ALIMENTACAO [mg/L]')
xlabel('CAUDAL DE ALIMENTACAO [m^3/dia]'); xlim([0 inf])
ylabel('ALTURA DA ALIMENTACAO [m]')
title('ALTURA DA ALIMENTACAO (III)')

```

```

%--- Grafico IV
y1=X11; % [m3/d] Caudal de lamas
figure(4)
scatter(x1,y1,10,z1); caxis(ca); colorbar;
c=colorbar;
ylabel(c,'TSS ALIMENTACAO [mg/L]')
xlabel('CAUDAL DE ALIMENTACAO [m^3/dia]'); xlim([0 inf])
ylabel('CAUDAL DE LAMAS [m^3/dia]')
title('CAUDAL DE LAMAS (IV)')

end

%% FUNCAO DE AJUSTE

F=X15;
X15=0.*X15;

% F = a0 + a1 .* X + a2 .* Y + a3 .* Z + a4 .* X .* Z
% If "X", "Y", "Z" , are the three independent variable vectors and "F" the dependent variable
vector with your data, you can express this system of equations as
% "D" is a matrix you can define in MATLAB as

D = [ones(length(X01), 1), X08, X09, X10, X13, X14, X15, X16, X17];

% (Note that the number of rows is equal to the number of points in your data and the number
of columns is the number of coefficients in your particular polynomial)
% - "F" is the vector with the dependent variable data
% In this situation, the polynomial coefficients are represented by a vector

% u = [a0; a1; a2; a3; a4];

% You can use the Left Matrix Division operator "\" to find this vector of coefficients as

u = D \ F;

Ffit = u(1) + u(2).*X08 + u(3).*X09 + u(4).*X10 + u(5).*X13 ...
      + u(6).*X14 + u(7).*X15 + u(8).*X16 + u(9).*X17;

%% ERRO DO AJUSTE
e=(F-Ffit)./F; % erro relativo
e_avg=100*mean(abs(e)) % [%] média do erro relativo
e_med=100*median(e) % [%] mediana do erro
e_std=std(e) % desvio padrão do erro relativo

%% DISPLAY 2D

%--- Grafico I
x1=X04; % [m3/d] Caudal de alimentacao
z1=X05; % [mg/L] Concentracao SS na alimentacao (TSS)
y1=X15; % [-] Razao oncentracao SS no clarificado/alimentacao
ca = [0 max(z1)]; % Escala da colorbar
figure
scatter(x1,y1,10,z1); caxis(ca); colorbar;
hold on
plot(x1,Ffit,'b-'); hold off
c=colorbar;

```

```

ylabel(c,'TSS ALIMENTACAO [mg/L]')
xlabel('CAUDAL DE ALIMENTACAO [m^3/dia]'); xlim([0 inf])
ylabel('TSS CLARIFICADO/ALIMENTACAO [-]'); ylim([0 inf])
title('OUTPUT (I)')

```

```

%--- Grafico II
x1=X08; % [h] Tempo de residencia [HRT]
z1=X05; % [mg/L] Concentracao SS na alimentacao (TSS)
y1=F; % [mg/L] Concentracao SS no clarificado (TSS)
ca = [0 max(z1)]; % Escala da colorbar
figure
scatter(x1,y1,10,z1); caxis(ca); colorbar;
% hold on
% plot(x1,Ffit,'b-'); hold off
c=colorbar;
ylabel(c,'TSS ALIMENTACAO [mg/L]')
xlabel('TEMPO DE RESIDENCIA HRT [h]'); xlim([0 inf])
ylabel('TSS NO CLARIFICADO [mg/L]'); ylim([0 inf])
title('OUTPUT (II)')

```

```

%--- Grafico III
x1=X15; % [h] Tempo de residencia [HRT]
z1=X05; % [mg/L] Concentracao SS na alimentacao (TSS)
y1=F; % [mg/L] Concentracao SS no clarificado (TSS)
ca = [0 max(z1)]; % Escala da colorbar
figure
scatter(x1,y1,10,z1); caxis(ca); colorbar;
% hold on
% plot(x1,Ffit,'b-'); hold off
c=colorbar;
ylabel(c,'TSS ALIMENTACAO [mg/L]')
xlabel('TEMPO DE RESIDENCIA HRT [h]');% xlim([0 inf])
ylabel('TSS NO CLARIFICADO [mg/L]'); ylim([0 inf])
title('OUTPUT (III)')

```

```

%% DISPLAY 3D

```

```

x3=X08; % [h] Tempo de residencia [HRT]
z3=X05; % [mg/L] Concentracao SS na alimentacao (TSS)
y3=F; % [mg/L] Concentracao SS no clarificado (TSS)
w3=X14;
ca = [0 max(w3)]; % Escala da colorbar
figure
scatter3(x3,y3,z3,10,w3,'filled'); colorbar;
c=colorbar;
view(-30,10)

```