

Universidade Nova de Lisboa

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**ENSAIOS DE COAGULAÇÃO FLOCULAÇÃO DA ÁGUA
RESIDUAL AFLUENTE À ETAR DE AVIS**

MARIA Margarida Mota da SILVA

*Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia
do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária*

Orientador: Professor Doutor Nuno Lapa

LISBOA

2010

Para a minha querida mãe.

Agradecimentos

Dando por concluída a dissertação de mestrado, quero manifestar os meus mais sinceros agradecimentos a todos os que tornaram possível a sua realização e conclusão:

Ao Professor Doutor Nuno Lapa, meu Orientador de dissertação de Mestrado, pelo empenho e rigor com que sempre me apoiou e me exigiu no decurso de todo o trabalho e por todos os conhecimentos que me transmitiu ao longo da minha vida académica.

À Professora Doutora Benilde Mendes, Coordenadora do GDEH da FCT-UNL, por me ter possibilitado realizar esta dissertação no GDEH e pelas condições que proporcionou para que ela fosse levada a bom porto.

À empresa AdNA, na pessoa do Engenheiro Joaquim Lizardo, pela Bolsa de Investigação que me foi atribuída e de cujo trabalho me foi possível realizar a presente dissertação, agradecendo ainda todos os prémios ao longo de um ano de amostragens de campo realizadas na ETAR da Vila de Avis.

Ao Engenheiro João Morais, por todo o apoio que prestou no acompanhamento das campanhas de amostragem realizadas, nas actividades de laboratório e por todas as conversas nas quais sempre pude recolher novos conhecimentos.

Ao GDEH-FCT-UNL por tão bem ter sido recebida no ceio deste sector departamental e, em especial, no laboratório, permitindo comungar com toda a atmosfera acolhedora e familiar na qual todos vivem.

Os meus agradecimentos à Engenheira Maria João Botelho pelo apoio nas campanhas, por ter disponibilizado técnicos que nos acompanhassem ao longo de todas elas e pelos dados fornecidos relativos aos caudais registados na estação elevatória de Avis.

À Sr.^a D^a Rita Braga e Sr.^a D^a Rosa Pinto, por toda a disponibilidade, simpatia e ajuda no esclarecimento de dúvidas em relação ao funcionamento dos equipamentos ao longo das análises laboratoriais.

Ao Sr. Dr. Emílio Sabido por todos os prémios, prontidão e simpatia com que sempre respondeu aos meus pedidos, disponibilizando informação sobre a Vila de Avis.

Aos meus colegas e amigos de faculdade, Marta, Liliana, Ideias e Tiago, por sempre me terem dado apoio nos momentos de nervosismo, euforia e angústia.

Ao Pedro, pelo carinho, apoio, paciência e ternura que sempre tem manifestado. Amo-te “sem cera”.

Aos meus tios, pelos valores que sempre me inculcaram e pelo sentimento de união familiar em que sempre cresci.

Aos meus primos, por serem como irmãos para mim.

À minha avó, e minha segunda mãe, pela doçura dos seus olhos me terem acolhido e mimado ao longo da minha vida.

E por fim, mas não menos importante, à mulher que nunca desistiu de mim, e a quem devo tudo o que tenho, à minha Mainha. Pelo orgulho enorme que tenho em ser sua filha.

A todos, um muito obrigado!

Resumo

A água residual afluente à ETAR da Vila de Avis apresenta uma forte variabilidade nas suas características químico-biológicas, resultante, em grande medida, da descarga das águas residuais industriais provenientes de uma unidade fabril agro-alimentar de processamento de vegetais congelados. A ETAR recebe também os efluentes urbanos provenientes da Vila de Avis, embora o caudal afluente mais significativo seja o da fábrica de vegetais congelados. Dado que estas duas águas residuais afluem à ETAR já misturadas, a água residual que a ela afluí será designada neste trabalho por Água Residual Mista (ARM). Muito embora a ARM seja passível de ser degradada por via biológica, os elevados teores em CQO, CBO₅ e SST, e os caudais muito elevados que afluem à ETAR em períodos de tempo relativamente reduzidos, dificultam os processos depurativos dos substratos orgânicos, devido ao intenso consumo de oxigénio que promovem, colocando problemas na sua operação.

Neste trabalho foram realizados ensaios de coagulação-floculação com três coagulantes distintos: Sulfato de Alumínio octadeca-hidratado e dois coagulantes naturais comercializados em Portugal, o Benolex 50 e Benolex 6015.

Os ensaios de coagulação-floculação tiveram como principais objectivos específicos: i) Estudar a aptidão dos coagulantes para a redução das concentrações de COT, CQO, CBO₅ e SST na ARM; ii) Definir as menores concentrações dos agentes coagulantes que permitem obter as remoções mais elevadas de carga orgânica e sólidos; iii) Estudar a repetibilidade dos resultados obtidos nos ensaios de coagulação-floculação, em amostras compósitas da ARM, as quais foram colhidas em diferentes campanhas. Procurou-se assim avaliar a eficiência dos coagulantes em função da variabilidade da composição da ARM em diferentes alturas do ano.

As amostras compósitas da ARM recolhidas nas campanhas realizadas nos meses de Maio e Setembro de 2009 evidenciaram teores de carga orgânica muito superiores às amostras recolhidas nas campanhas de Junho de 2009 e Março de 2010, quando analisadas as concentrações de CQO, CBO₅ e COT.

Os ensaios preliminares de coagulação-floculação realizados às diferentes amostras de ARM recolhidas nas quatro campanhas realizadas, permitiram definir dosagens óptimas dos diferentes coagulantes em estudo: Benolex 50 a 25% m/v em dosagens óptimas de 75 mg.L⁻¹ nas duas primeiras campanhas e 125 e 50 mg.L⁻¹ nas campanhas seguintes; Benolex 6015 em dosagens óptimas de 100 mg.L⁻¹ nas duas primeiras campanhas e 50 mg.L⁻¹ nas campanhas seguintes; Sulfato de Alumínio a 25% m/v em dosagens óptimas de 175, 100, 200 e 150 mg.L⁻¹ nas quatro amostras da ARM que foram colhidas entre Maio de 2009 e Março 2010.

Apesar da variabilidade verificada nas características da ARM, os padrões de remoção com a aplicação dos coagulantes Benolox 50 (a 25% m/v) e Sulfato de Alumínio (a 25% m/v) apresentaram-se bastante idênticos entre campanhas. Observou-se, contudo, que quando a ARM apresentou cargas orgânicas inferiores, as percentagens de remoção obtidas nos diferentes parâmetros químico-biológicos analisados atingiram valores superiores aos obtidos nas amostras da ARM caracterizadas por maiores cargas orgânicas.

Relativamente à utilização do Benolox 6015, após a aplicação da dosagem óptima de Benolox 50, esta não apresentou significativas variações nas percentagens de remoção dos vários parâmetros analisados, tendo-se mesmo registado aumentos de P-total e SST nas maiores dosagens ensaiadas.

Em relação à adição de Sulfato de Alumínio, verificou-se a formação de um floco de menor dimensão, em relação ao floco formado com os restantes coagulantes testados, embora se tenham observado taxas de remoção muito elevadas na generalidade dos parâmetros analisados.

Foi dimensionado um sistema de coagulação-floculação com a aplicação de 75 mg.L⁻¹ de Benolox 50 e 100 mg.L⁻¹ de Benolox 6015, nas condições de afluência registadas na 1^a campanha de amostragem realizada. O sistema de tratamento a ser implementado tem início com uma câmara de regularização de 365 m³ de capacidade com agitação mecânica para dispersão de uma base forte com o intuito de haver correcção prévia do pH da amostra. A jusante deste órgão encontra-se a câmara de mistura rápida, com uma capacidade de 0,8 m³, um gradiente de velocidade de 800 s⁻¹ e um tempo de retenção de 60 s. Os processos de floculação e decantação têm lugar num mesmo órgão, o qual se materializa por um decantador de manto de lama provido de módulos lamelares com uma área superficial de decantação de 16,7 m², uma carga hidráulica de 3 m³.m⁻².h⁻¹, um volume de 66,9 m³ e 43 lamelas.

Por fim, fez-se uma análise prévia dos custos de implementação do sistema de tratamento pré-dimensionado, tendo-se avaliado um Investimento em Capital Fixo (ICF) de 207159 € e custos de exploração anual de 197514 €, o que totaliza um custo total actualizado de 553732 €. Em termos de população servida, estes custos totais reflectem-se anualmente em 3,17 € por habitante servido e 0,06 € por m³ de água tratada.

Abstract

The influent of the Wastewater Treatment Plant (WWTP) located in Avis Village presents a strong variability in the chemical composition and flow, partly due to the wastewater that is produced in a frozen vegetable plant.

This WWTP also receives urban wastewaters from the village, although the most significant wastewater flow is provided by the frozen vegetable plant. Given that these two wastewaters flow into the WWTP already mixed, the influent of the WWTP will be referred in this work as Mixed Wastewater (MWW). Despite the possibility of this MWW be degraded biologically, the high levels of COD, BOD₅ and TSS, along with the high flows that arrive to the WWTP in relatively short periods of time, make difficult the depurative processes of organic substrates by promoting intensive oxygen consumption, hindering its operation.

Within the scope of this thesis, coagulation-flocculation assays were conducted using three different coagulants: Aluminium Sulphate octadeca-hidratado, along with two natural coagulants commercialised in Portugal – Benolox 50, and Benolox 6015.

The main aims of these coagulation-flocculation assays were: i) To study the ability of coagulants in reducing the concentrations of TOC, COD, BOD₅ and TSS in MWW; ii) To define the lowest amount of coagulants needed to remove the highest levels of organic load and solids; iii) To study the repeatability of the results in these coagulation-flocculation assays in composite samples of MWW collected in different periods. The purpose was to evaluate the efficiency of coagulants according to the variability of MWW composition in different times of the year.

The composite samples of MWW collected in the sampling periods of May and September 2009 showed significantly higher levels of organic load when compared to the samples that were collected in June 2009 and March 2010, in relation to the concentrations of COD, BOD₅ and TOC.

The preliminary coagulation-flocculation assays conducted in different samples of MWW collected at the four sampling periods led to define optimum dosages for the studied coagulants: the optimum dosages of Benolox 50 at 25% m/v were of 75 mg.L⁻¹ for the MWW samples that were collected in the first two sampling periods, and of 125 and 50 mg.L⁻¹ for the MWW samples that were collected in subsequent sampling periods; the optimum dosages of Benolox 6015 were of 100 mg.L⁻¹ for the MWW samples that were collected in the first two sampling periods, and of 50 mg.L⁻¹ in the next sampling periods; Aluminium Sulphate at 25% m/v had shown optimum dosages of 175, 100, 200 and 150 mg.L⁻¹ in the four MWW samples that were collected from May 2009 to March 2010.

Despite the observed variability in MWW characteristics, the removal patterns with the application of Benolox 50 (at 25% m/v) and Aluminium Sulphate (at 25% m/v) were quite identical among the samples that were collected in different sampling periods. However, when the MWW displayed lower organic loads, the removal percentages obtained in the different chemical and biological parameters reached higher values when compared to the samples of MWW characterised by high levels of organic load.

Regarding the use of Benolox 6015, its application after the use of Benolox 50 showed no significant variations in the removal percentages of the analysed parameters, even showing increases of the Total Phosphorous and TSS in the highest dosages that were assayed.

In relation to the addition of Aluminium Sulphate, the formation of smaller flakes was observed, when compared to the flakes formed with the Benolox coagulants, although the removal rates were slightly higher in most of the parameters analysed.

A coagulation-flocculation system was designed with the application of 75 mg.L⁻¹ of Benolox 50 and 100 mg.L⁻¹ of Benolox 6015, under the registered flow conditions of the first sampling period. The proposed treatment system begins by using a regularisation chamber with 365 m³ capacity, and a mechanical agitation for a strong base dispersion, in order to correct the previous sample pH. After this unit, the wastewater is conducted to a fast mixing chamber, with a 0.8 m³ capacity, a velocity gradient of 800 s⁻¹ and a retention time of 60 s. The flocculation and decantation processes occur in the same unit, using a Sludge Blanket decanter with lamellar modules with a surface decantation area of 16.7 m², hydraulic load of 3 m³.m⁻².h⁻¹, volume of 66.9 m³ and 43 lamellae.

Finally, a preliminary analysis of implementation costs of the proposed treatment system was performed. A Fixed Capital Investment (FCI) of 207159 €, and an annual exploration cost of 197514 €, bringing the actual total cost to 553732 €. Considering the population served by this wastewater treatment system, these costs reflect an annual tax of 3.17 € per habitant, and 0.06 € per m³ of treated water.

Simbologia e Notação

AdNA – Águas do Norte Alentejano

Al₂(SO₄)₃·18H₂O – Sulfato de Alumínio Octadeca-hidratado

Al²⁺ - Alumínio

AR – Água Residual

ARB – Água Residual Bruta

ARM – Água Residual Mista

CBO – Carência Bioquímica de Oxigénio

CI – Carbono Inorgânico

CO₂ – Dióxido de Carbono

COT – Carbono Orgânico Total

CQO – Carência Química de Oxigénio

CT – Carbono Total

EE – Estação Elevatória

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

GDEH – Grupo de Disciplinas da Ecologia da Hidrosfera

H₂O – Água

H₂SO₄ – Ácido Sulfúrico

H₃BO₃ – Ácido Bórico

HDPE – Polietileno de Alta Densidade (*High Density Polyethylene*)

HgSO₄ – Sulfato de Mercúrio

ICF – Investimento em Capital Fixo

K₂Cr₂O₇ – Dicromato de Potássio

m/v – Razão massa/volume

NaOH – Hidróxido de Sódio

NH₃ – Amoníaco

NH₄⁺ - Azoto Amoniacal

NH₄H₂BO₃ – Borato de Amónia

N-Kjeldahl – Azoto Kjeldahl

OD – Oxigénio Dissolvido

OE – Obra de Entrada

P₂O₅ – Fosfatos

P-total – Fósforo Total

R_e – Número de Reynolds

rpm – Rotações Por Minuto

SO₄ – Ião Sulfato

SST – Sólidos Suspensos Totais

v/v – Razão volume/volume

Índice de Temas

1. Introdução	1
1.1. Enquadramento e Objectivos.....	1
1.2. Vila de Avis.....	2
1.2.1. Inserção Histórica e Geográfica.....	2
1.2.2. População e Actividades Económicas	2
1.2.3. Principais águas residuais produzidas na Vila de Avis.....	3
1.2.3.1. Características gerais de uma água residual urbana	4
1.2.3.2. Características gerais da água residual industrial do sub-sector agro-alimentar de vegetais congelados e características da empresa Dardico, SA	5
1.2.3.3. Trabalhos anteriores sobre as águas residuais domésticas e industriais da Vila de Avis	10
1.3. ETAR De Avis.....	12
1.3.1. Descrição da ETAR	12
1.3.2. Dados Base de Funcionamento.....	13
1.3.3. Problemas no Funcionamento	14
1.3.4. Objectivos de Qualidade.....	15
1.4. Teoria dos Processos de Coagulação-Floculação-Sedimentação	16
1.4.1. Partículas presentes numa água residual	16
1.4.2. Sistemas Coloidais	17
1.4.2.1. Constituição dos Colóides	17
1.4.2.2. Interação das partículas coloidais com o meio dispersante.....	17
1.4.2.3. Interações entre partículas – Propriedades Eléctricas	18
1.4.3. O Processo de Coagulação-Floculação.....	19
1.4.3.1. Factores que Afectam a Coagulação-Floculação.....	20
1.4.3.2. Coagulação	22
1.4.3.3. Floculação	32
1.4.3.4. Ensaio <i>Jar-test</i>	35
1.4.4. Sedimentação.....	36
1.4.4.1. Tipos de Decantadores.....	38
2. Material e Métodos	43
2.1. Campanhas de Amostragem	43
2.2. Origem das Amostras de ARM	43

2.3.	Metodologia de Colheita	44
2.3.1.	Conservação das Amostras	44
2.3.2.	Determinações Efectuadas no Local de Colheita.....	45
2.4.	Coagulantes	45
2.4.1.	Benolex 50.....	46
2.4.2.	Benolex 6015.....	47
2.4.3.	Sulfato de Alumínio.....	48
2.5.	Ensaio de Caracterização Químico-Biológica das Amostras Compósitas da ARM e dos Sobrenadantes dos Ensaio de Coagulação-Floculação	48
2.6.	Ensaio de Coagulação-Floculação.....	52
2.6.1.	Ensaio Preliminar de Coagulação-Floculação das amostras compósitas com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)	53
2.6.2.	Ensaio Definitivo de Coagulação-Floculação das amostras compósitas com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)	54
2.6.3.	Ensaio Preliminar de Coagulação-Floculação sequencial com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015	54
2.6.4.	Ensaio Definitivo de Coagulação-Floculação sequencial com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015	55
2.6.5.	Ensaio Preliminar de Coagulação-Floculação das amostras compósitas com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	55
2.6.6.	Ensaio Definitivo de Coagulação-Floculação com o Sulfato de Alumínio (25% m/v).....	56
3.	Resultados e Discussão	57
3.1.	1ª Campanha de Amostragem – Maio de 2009.....	57
3.1.1.	Determinações efectuadas no Local de Colheita	57
3.1.2.	Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis	57
3.1.3.	Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação	58
3.1.3.1.	Correcção prévia do pH da amostra compósita da ARM.....	58
3.1.3.2.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v).....	59
3.1.3.3.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v).....	60

3.1.3.4.	Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015	61
3.1.3.5.	Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015	63
3.1.3.6.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	64
3.1.3.7.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	66
3.2.	2ª Campanha de Amostragem – Junho de 2009.....	67
3.2.1.	Determinações efectuadas no Local de Colheita	67
3.2.2.	Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis	68
3.2.3.	Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação	69
3.2.3.1.	Correcção prévia do pH da amostra compósita de ARM	69
3.2.3.2.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolox 50 (25% m/v).....	69
3.2.3.3.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolox 50 (25% m/v).....	70
3.2.3.4.	Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015	71
3.2.3.5.	Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015	73
3.2.3.6.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	74
3.2.3.7.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	76
3.3.	3ª Campanha de Amostragem – Setembro de 2009.....	77
3.3.1.	Determinações efectuadas no Local de Colheita	77
3.3.2.	Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis	78
3.3.3.	Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação	79
3.3.3.1.	Correcção prévia do pH da amostra compósita de ARM	79
3.3.3.2.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolox 50 (25% m/v).....	79
3.3.3.3.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolox 50 (25% m/v).....	81
3.3.3.4.	Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015	82

3.3.3.5.	Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015	83
3.3.3.6.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	84
3.3.3.7.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	86
3.4.	4ª Campanha de Amostragem – Março de 2010	87
3.4.1.	Determinações efectuadas no Local de Colheita	87
3.4.2.	Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis	88
3.4.3.	Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação	89
3.4.3.1.	Correcção prévia do pH da amostra compósita de ARM.....	89
3.4.3.2.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)	89
3.4.3.3.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)	90
3.4.3.4.	Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015	91
3.4.3.5.	Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015	93
3.4.3.6.	Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	94
3.4.3.7.	Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)	95
3.5.	Avaliação global dos resultados relativos às campanhas de amostragem	96
3.6.	Pré-dimensionamento de um Sistema de Tratamento de Coagulação-Floculação, com a aplicação de Coagulantes Naturais.....	97
3.6.1.	Características de Afluência da Água Residual Mista	98
3.6.2.	Tratamento da Fase Líquida	99
3.6.2.1.	Câmara de Regularização	99
3.6.2.2.	Câmara de Mistura Rápida – Etapa de Coagulação	101
3.6.2.3.	Decantador de Manto de Lamas provido de Módulos Lamelares.....	102
3.6.3.	Tratamento da Fase Sólida.....	104
3.6.3.1.	Centrifugadora.....	105
3.6.4.	Esquema de Tratamento de Coagulação-Floculação Proposto para a ETAR de Avis.....	106
3.6.5.	Análise da Viabilidade Económica do Sistema de Tratamento.....	107

3.6.5.1.	Investimento em Capital Fixo - ICF.....	107
3.6.5.2.	Custos de Exploração.....	107
3.6.5.3.	Custos Totais.....	108
4.	Conclusões	109
5.	Propostas de Trabalho Futuro.....	113
6.	Referências Bibliográficas.....	115

Índice de Figuras

Figura 1.1. Esquema representativo das fontes de águas doce e residuais consumidas e geradas, respectivamente, nas diferentes fases do processamento de vegetais congelados	6
Figura 1.2. Linha de processamento de tomate da indústria agro alimentar Dardico, SA (visita técnica realizada em Maio de 2010)	6
Figura 1.3. Esquema representativo do sistema de tratamento da ETAR de Avis e dimensões reais de cada órgão de tratamento	13
Figura 1.4. Distribuição de tamanho de partículas em águas residuais (Adaptado de Almeida, 2007)	16
Figura 1.5. Esquema da dupla camada eléctrica ao redor de uma partícula coloidal carregada negativamente, e energia potencial à volta da partícula (Almeida, 2007)	19
Figura 1.6. Estequiometria do consumo de alcalinidade natural da água relativamente à adição de 1 mg.L ⁻¹ de Sulfato de Alumínio (Adaptado de Almeida, 2007)	25
Figura 1.7. Estequiometria do consumo de alcalinidade natural da água relativamente à adição de 1 mg.L ⁻¹ de Sulfato Férrico (Adaptado de Almeida, 2007)	26
Figura 1.8. Estequiometria do consumo de alcalinidade natural da água relativamente à adição de 1 mg.L ⁻¹ de Cloreto Férrico (Adaptado de Almeida, 2007)	27
Figura 1.9. Dispositivos hidráulicos de mistura rápida: 1 – Canal Parshall; 2 – Descarregador Triangular (Almeida, 2007)	31
Figura 1.10. Dispositivos mecânicos de mistura rápida: Tipos de turbina (Netto <i>et al.</i> , 1991)	32
Figura 1.11. Plantas de floculadores hidráulicos: 1 – de chicanas de fluxo horizontal; 2 - de chicanas de fluxo vertical (Netto <i>et al.</i> , 1991)	34
Figura 1.12. Floculador mecânico de pás: 1 – de eixo vertical; 2 – de eixo horizontal (Netto <i>et al.</i> , 1991)	34
Figura 1.13. Floculadores mecânicos rotativos de turbinas: 1 –de pás planas; 2 –de pás curvas; Floculadores mecânicos rotativos de hélices: 3 – curva; 4 –de barco (Netto <i>et al.</i> , 1991)	34
Figura 1.14. Equipamento laboratorial de ensaio Jar-test no GDEH-FCT-UNL	35
Figura 1.15. Zonas de Sedimentação ao longo de uma suspensão (Adaptado de Santos Filho <i>et al.</i> , 2002)	37
Figura 1.16. Decantadores em função do tipo de escoamento: 1 – Decantador de fluxo horizontal (Netto <i>et al.</i> , 1991); 2 – Decantador de fluxo vertical (Adaptado de Almeida, 2007)	39
Figura 1.17. Esquema de decantadores lamelares (Amaral, 2007)	40
Figura 1.18. Esquema de um decantador de manto de lama (Netto <i>et al.</i> , 1991)	41

Figura 2.1. Amostras compósitas da ARM afluente à ETAR de Avis recolhidas nas campanhas referentes aos períodos: 1 - Maio de 2009; 2 – Junho de 2009; 3 – Setembro de 2009; 4 – Março de 2010	43
Figura 2.2. OE da ETAR de Avis (local de colheita das amostras compósitas da ARM).....	43
Figura 2.3. Amostradores automáticos utilizados para a recolha das amostras compósitas da ARM: 1 - Amostradores automáticos fechados colocados no gradeamento da OE da ETAR de Avis; 2 - Programação dos amostradores para a colheita das sub-amostras.....	44
Figura 2.4. Determinações de campo efectuadas a uma amostra pontual da AR afluente à OE da ETAR de Avis: 1 – medição do pH; 2 – determinação do OD e temperatura da amostra; 3 - medição da condutividade.....	45
Figura 2.5. Coagulantes utilizados nos ensaios de coagulação floculação da ARM afluente à ETAR de Avis: 1 - Benolox 50 em estado líquido (25% m/v); 2 - Benolox 6015 em pó; 3 - $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ (25% m/v).....	46
Figura 2.6. Equipamento de Jar-test utilizado para os ensaios de coagulação-floculação...	52
Figura 2.7. Diagrama do procedimento geral dos ensaios de coagulação-floculação.....	53
Figura 3.1. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolox 50 (25% m/v), relativamente a quatro (das cinco) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 1ª campanha de amostragem.....	59
Figura 3.2. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolox 50, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem ...	60
Figura 3.3. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolox 50, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem ...	60
Figura 3.4. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolox 50 (25% m/v) e o Benolox 6015, relativamente a três (das quatro) dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à 1ª campanha de amostragem	62
Figura 3.5. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolox 50 e as diferentes concentrações de Benolox 6015, relativa à 1ª campanha de amostragem	62
Figura 3.6. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolox 50 e as diferentes concentrações de Benolox 6015, relativa à 1ª campanha de amostragem	62
Figura 3.7. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (das sete) dosagens ensaiadas, referentes à 1ª campanha de amostragem.....	65
Figura 3.8. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem.....	65

Figura 3.9. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem.....	65
Figura 3.10. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolox 50 (25% m/v), relativamente a três (das seis) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 2ª campanha de amostragem.....	69
Figura 3.11. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolox 50, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem ...	70
Figura 3.12. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolox 50, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem ...	70
Figura 3.13. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolox 50 (25% m/v) e o Benolox 6015, relativamente a duas (das três) dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à 2ª campanha de amostragem	72
Figura 3.14. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolox 50 e as diferentes concentrações de Benolox 6015, relativa à 2ª campanha de amostragem	72
Figura 3.15. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolox 50 e as diferentes concentrações de Benolox 6015, relativa à 2ª campanha de amostragem.....	72
Figura 3.16. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (das seis) dosagens ensaiadas de coagulante, relativas à 2ª campanha de amostragem	75
Figura 3.17. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem.....	75
Figura 3.18. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem.....	75
Figura 3.19. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolox 50 (25% m/v), relativamente a três (das sete) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 3ª campanha de amostragem.....	80
Figura 3.20. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolox 50, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem ...	80
Figura 3.21. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolox 50, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem ...	80
Figura 3.22. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolox 50 (25% m/v) e o Benolox 6015,	

relativamente a duas (de três) dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à amostra da ARM colhida na 3ª campanha de amostragem.....	82
Figura 3.23. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 3ª campanha de amostragem	83
Figura 3.24. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 3ª campanha de amostragem.....	83
Figura 3.25. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (de oito) dosagens ensaiadas de coagulante, relativas à 3ª campanha de amostragem	85
Figura 3.26. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem.....	85
Figura 3.27. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem.....	85
Figura 3.28. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolex 50 (25% m/v), relativamente às quatro dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 4ª campanha de amostragem	89
Figura 3.29. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem ...	90
Figura 3.30. Variação da percentagem de remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem.....	90
Figura 3.31. Aspecto dos sobrenadantes após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolex 50 (25% m/v) e o Benolex 6015, relativamente às duas dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à 4ª campanha de amostragem.....	92
Figura 3.32. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 4ª campanha de amostragem	92
Figura 3.33. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 4ª campanha de amostragem.....	92
Figura 3.34. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (das seis) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 4ª campanha de amostragem	94

Figura 3.35. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem..... **94**

Figura 3.36. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem..... **94**

Figura 3.37. Esquema da linha de coagulação-floculação proposta para a ETAR da Vila de Avis..... **106**

Índice de Quadros

Quadro 1.1. Composição típica de uma água residual urbana (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).....	4
Quadro 1.2. Épocas de processamento das diferentes matérias-primas na Dardico Agro-Indústria, SA, ao longo do ano (Adaptado de Goliath, 2007).....	5
Quadro 1.3. Necessidades de consumo em função do tipo de alimento a ser processado, para um total de produção de 570 kg, a que equivalem 1000 caixas (Meinck <i>et al.</i> , 1977)	7
Quadro 1.4. Unidades de produção no processamento industrial de legumes (Adaptado de World Bank Group, 1998)	8
Quadro 1.5. Dados de base para dimensionamento da ETAR de Avis, segundo uma caracterização da afluência das águas residuais (Adaptado de DHV/FBO, 2003)	13
Quadro 1.6. Objectivos de tratamento a garantir para cumprimento dos limites de descarga estabelecidos para a ETAR da Vila de Avis	16
Quadro 1.7. Gama óptima de pH para diferentes coagulantes.....	29
Quadro 1.8. Unidades de Mistura Rápida, a ter em conta no processo de coagulação, em função do tipo de dispositivo de dimensionamento (Adaptado de Almeida, 2007)	31
Quadro 1.9. Condições óptimas adoptadas no dimensionamento de tanques de floculação (Adaptado de Camp, 1953).....	33
Quadro 2.1. Períodos das campanhas de amostragem	43
Quadro 2.2. Propriedades físicas e químicas do Benolex 50 (Adaptado de NETIRA Ambiente, 2009a)	47
Quadro 3.1. Determinações efectuadas no local de colheita da ARM, durante a 1ª campanha de amostragem (Maio 2009).....	57
Quadro 3.2. Caudais médios afluentes registados nos dois dias da 1ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2009a)	57
Quadro 3.3. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluente à ETAR de Avis, relativas à 1ª campanha	58
Quadro 3.4. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v) referentes à 1ª campanha de amostragem	61
Quadro 3.5. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com as dosagens óptimas sequenciais de Benolex 50 e Benolex 6015 relativas à 1ª campanha de amostragem.....	63
Quadro 3.6. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, referente à 1ª campanha de amostragem	66
Quadro 3.7. Determinações efectuadas no local de colheita da ARM, durante a 2ª campanha de amostragem (Junho 2009).....	67

Quadro 3.8. Caudais médios afluentes registados nos dois dias da 2ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2009b).....	68
Quadro 3.9. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluyente à ETAR de Avis, que foi obtida na à 2ª campanha de amostragem.....	68
Quadro 3.10. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolox 50 (25% m/v) referentes à 2ª campanha de amostragem	71
Quadro 3.11. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com as dosagens óptimas de Benolox 50 e Benolox 6015, referentes à 2ª campanha de amostragem.....	73
Quadro 3.12. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, relativas à 2ª campanha de amostragem	76
Quadro 3.13. Determinações efectuadas no local de colheita da ARM, no decurso da 3ª campanha de amostragem (Setembro 2009).....	77
Quadro 3.14. Caudais médios afluentes registados nos dois dias referentes à 3ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2009c).....	78
Quadro 3.15. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluyente à ETAR de Avis, que foi colhida na 3ª campanha de amostragem	78
Quadro 3.16. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolox 50 (25% m/v) referentes à 3ª campanha de amostragem	81
Quadro 3.17. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com as dosagens óptimas de Benolox 50 e Benolox 6015, referentes à 3ª campanha de amostragem.....	84
Quadro 3.18. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, relativas à 3ª campanha de amostragem	86
Quadro 3.19. Determinações efectuadas no colar de colheita da ARM, durante a 4ª campanha de amostragem (Março 2010)	87
Quadro 3.20. Caudais médios afluentes registados nos dois dias da 4ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2010)	88
Quadro 3.21. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluyente à ETAR de Avis, colhida na 4ª campanha	88
Quadro 3.22. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolox 50 (25% m/v) referentes à 4ª campanha de amostragem	90

Quadro 3.23. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio definitivo sequencial de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 e Benolex 6015 relativamente à ARM colhida na 4ª campanha de amostragem.....	93
Quadro 3.24. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, referente à 4ª campanha de amostragem	95
Quadro 3.25. Dosagens óptimas definidas nas campanhas realizadas para os coagulantes testados.....	96
Quadro 3.26. Características de Afluência da Água Residual Afluente à ETAR de Avis	98
Quadro 3.27. Dosagens óptimas dos coagulantes a serem aplicados na etapa de coagulação-floculação	98
Quadro 3.28. Critérios de dimensionamento considerados	99
Quadro 3.29. Características construtivas da câmara de regularização	99
Quadro 3.30. Doseamento do reagente NaOH	100
Quadro 3.31. Características construtivas do silo de preparação de NaOH	100
Quadro 3.32. Características da bomba instalada na laje de fundo do tanque de regularização	100
Quadro 3.33. Critérios de dimensionamento da dispersão de reagente na câmara de mistura rápida.....	101
Quadro 3.34. Características construtivas da câmara de mistura rápida.....	101
Quadro 3.35. Características do agitador mecânico.....	101
Quadro 3.36. Doseamento de uma solução de Benolex 50 numa concentração de 25% m/v.....	102
Quadro 3.37. Características construtivas da cuba de armazenamento de Benolex 50	102
Quadro 3.38. Critérios de dimensionamento do decantador de manto de lamas.....	103
Quadro 3.39. Características construtivas do decantador de manto de lama	103
Quadro 3.40. Dimensões das lamelas do decantador de manto de lamas	103
Quadro 3.41. Doseamento do Benolex 6015	104
Quadro 3.42. Características construtivas do silo de armazenamento de Benolex 6015... ..	104
Quadro 3.43. Características da lama gerada na linha de tratamento de coagulação-floculação	104
Quadro 3.44. Critérios de dimensionamento da centrifugadora.....	105
Quadro 3.45. Características associadas ao funcionamento da centrifugadora	105
Quadro 3.46. Características de dimensionamento do contentor de lamas desidratadas..	106
Quadro 3.47. Custos de construção civil	107
Quadro 3.48. Custos em equipamentos	107
Quadro 3.49. Custos de investimento em capital fixo no ano zero	107
Quadro 3.50. Custos de exploração.....	108

Quadro 3.51. Custos actualizados 108

1. Introdução

1.1. Enquadramento e Objectivos

A Vila de Avis, no Alto Alentejo, encontra-se servida por uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR) de sistema lagunar que apresenta problemas de funcionamento.

Os trabalhos realizados pelo GDEH-FCT-UNL, entre os anos de 2007 e 2008, na Vila de Avis, sobre a água residual (AR) produzida nesta Vila, indicaram a existência de uma forte influência das águas residuais produzidas numa indústria de vegetais congelados e que são descarregadas na ETAR de Avis. Essa influência manifesta-se quer ao nível da variação do caudal, quer ao nível da qualidade da água residual que aflui à ETAR (GDEH, 2007; GDEH, 2008a; GDEH, 2009).

A indústria de vegetais congelados efectuava, até ao mês de Novembro de 2009, a descarga dos seus efluentes nos colectores municipais da Vila, após um tratamento primário rudimentar de sedimentação. Esta AR industrial era encaminhada, pelos colectores municipais, até à estação elevatória (EE), localizada no interior da Vila. Na EE, a água residual industrial, era misturada com a AR urbana produzida na Vila. A AR mista (ARM), resultante da mistura da AR industrial com a AR urbana era depois bombada para a Obra de Entrada (OE) da ETAR de Avis. Segundo informação da fábrica de vegetais congelados, encontra-se em funcionamento, desde Novembro de 2009, uma ETAR no interior da fábrica que inclui um digestor anaeróbio e um sistema de nitrificação/desnitrificação/decantação. A água residual tratada continua a ser descarregada nos colectores municipais, mas, desde essa altura, supostamente, com uma menor carga orgânica.

O efluente bruto produzido na indústria de vegetais congelados apresenta uma forte variabilidade nas suas características químico-biológicas, em função da matéria-prima processada ao longo do ano, nomeadamente, pimento vermelho, tomate, brócolos, ervilhas e *courgettes*. Esta variabilidade afectava a composição e o caudal da AR industrial e, conseqüentemente, da ARM que afluía à ETAR de Avis.

A partir dos trabalhos realizados pelo GDEH-FCT-UNL no período entre 2007 e 2008, foi possível concluir que esta ARM era passível de ser degradada por via biológica. Contudo, as elevadas cargas orgânicas (elevados teores em CQO, CBO₅ e SST) e os caudais muito elevados que afluíam à ETAR de Avis, dificultavam os processos depurativos dos substratos orgânicos, devido ao intenso consumo de oxigénio que promoviam, colocando problemas na sua operação (GDEH, 2008b).

De forma a dar resposta a este problema, foi proposto à empresa AdNA um estudo que permitisse avaliar a eficiência de redução da carga de sólidos e da carga orgânica afluente à ETAR de Avis através de um processo de coagulação-floculação-sedimentação.

A presente dissertação enquadra-se nesse estudo e tem como objectivos estudar a aptidão de diferentes coagulantes (Benolox 50, Benolox 6015 e Sulfato de Alumínio) na remoção das concentrações de COT, CQO, CBO₅ e SST presentes na AR afluente à ETAR de Avis e definir as menores concentrações destes agentes coagulantes que permitam atingir as mais elevadas taxas de remoção destes parâmetros químico-biológicos. Pretendeu-se também estudar a repetibilidade dos resultados obtidos nos ensaios de coagulação-floculação, em amostras compósitas colhidas em diferentes campanhas de amostragem que foram realizadas em diferentes momentos de um ano de trabalho.

Um eventual sucesso na redução da concentração das cargas orgânicas e de sólidos em suspensão afluentes à ETAR de Avis poderá resultar na diminuição dos maus odores produzidos na lagoa anaeróbia, bem como reduzir o excessivo consumo de oxigénio na lagoa facultativa. Pretende-se assim que a ETAR possa atingir uma maior eficiência no tratamento da ARM ao longo de todos os órgãos constituintes da linha de tratamento, reduzindo o nível de intervenção nos órgãos existentes e, conseqüentemente, reduzindo os custos associados à sua remodelação.

1.2. Vila de Avis

1.2.1. Inserção Histórica e Geográfica

Situada num morro de granito em pleno Alto Alentejo, a 200 metros de altitude, encontra-se a Vila de Avis, inserida no distrito de Portalegre, cobrindo uma área de 606 km² e albergando, no ano de 2008, 5054 habitantes. Esta Vila conserva, em boa parte, o seu aspecto medieval, sendo a Sede de Concelho de oito freguesias: Alcórrego, Aldeia Velha, Avis, BenaVila, Ervedal, Figueira e Barros, Maranhão e Valongo (INE, 2009).

O município é limitado, a Nordeste, pelo município de Alter do Chão, a Este, por Fronteira, a Sul, por Sousel e por Mora, e a Noroeste, por Ponte de Sôr.

1.2.2. População e Actividades Económicas

A vila de Avis, com uma densidade populacional de 8,1 hab.km⁻², totaliza 5054 habitantes residentes (no ano de 2008), dos quais 596 destes são jovens com idade inferior a 15 anos e 261 são idosos. Tendo por base o último Censos realizado pelo INE, em 2008, observou-se uma taxa de crescimento efectivo de -0,75%, o que denota um decréscimo acentuado da

população, indiciando um fluxo migratório da população activa para os centros urbanos do Litoral, ou mesmo para o estrangeiro, dado que a taxa migratória atinge, neste Concelho, um valor positivo de 0,26% por ano (INE, 2009).

De entre as actividades económicas existentes na região destacam-se as de natureza agrícola, pecuária e industrial.

Embora a agricultura tenha vindo a decair nos últimos anos, ainda apresenta uma grande relevância no sector económico da região, predominando os cultivos cerealíferos, forrageiros e industriais, bem como os olivais e as pastagens permanentes. A pecuária apresenta também alguma importância, nomeadamente na criação de aves, de ovinos e de bovinos.

A maioria da população activa trabalha nas actividades económicas existentes na região e no parque industrial da Vila, o qual dá emprego a 141 trabalhadores, sendo por isso um pólo importante de empregabilidade na região (CMA, 2008).

O parque industrial da Vila de Avis é constituído por 51 lotes, dos quais 35 já se encontram funcionais. Das indústrias existentes neste parque, fazem parte armazéns de distribuição de produtos de construção civil, bebidas e produtos agrícolas, oficinas mecânicas, um lote de transformação de mármore e uma indústria pertencente ao sector agro-alimentar de vegetais congelados (CMA, 2008).

De entre todas as actividades industriais presentes, a que cria maior empregabilidade e maior fluxo de importação-exportação é a indústria agro-alimentar de vegetais congelados designada por Dardico Agro Indústria, S.A., apresentando volumes de produção de cerca de 15000 toneladas de vegetais congelados, por ano, e dando emprego a 96 funcionários (Goliath, 2007).

1.2.3. Principais águas residuais produzidas na Vila de Avis

As principais fontes de águas residuais da Vila de Avis são de origem doméstica e de origem industrial. Esta Água Residual Mista (ARM) é encaminhada para a ETAR de Avis através de colectores municipais, estando a gestão deste sistema a cargo da empresa Águas do Norte Alentejano (AdNA).

Com base nos estudos efectuados pelo GDEH-FCT-UNL, entre 2007 e 2008, sobre a tratabilidade das águas residuais da Vila de Avis, sabe-se que 40 a 60% da ARM que aflui à ETAR tem origem industrial, sendo provenientes do Parque Industrial da Vila (GDEH-FCT-UNL, 2008a).

Por análise das actividades económicas e industriais no Parque Industrial de Avis, é possível deduzir que a indústria que apresenta maior relevância em termos de caudais de águas residuais industriais gerados é a Dardico Agro Indústria, SA, uma vez que é a que apresenta maiores volumes de produção, em relação às restantes actividades presentes no Parque, e a que utiliza maiores volumes de água no seu processo de produção. Esta análise considera que os consumos de água necessários para o processamento dos vegetais equivalem à produção de água residual gerada pela unidade fabril Dardico.

1.2.3.1. Características gerais de uma água residual urbana

As águas residuais urbanas apresentam como principais componentes águas residuais de serviços e instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas, podendo, no entanto, apresentar uma pequena fracção de águas residuais vindas de sistemas de drenagem (recepção de águas pluviais, e de áreas impermeabilizadas) (INAG, 2004).

Os contaminantes presentes neste tipo de água residual são, na sua maioria, uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos, tornando-se relevante proceder à caracterização qualitativa do efluente (Metcalf & Eddy, 2003). Assim, segundo Metcalf & Eddy (2003), a composição típica de uma água residual urbana pode ser caracterizada de acordo com diferentes parâmetros descritos no Quadro 1.1.

Quadro 1.1. Composição típica de uma água residual urbana (Adaptado de Metcalf & Eddy, 2003)

Contaminantes	Unidades	CONCENTRAÇÃO		
		Baixa	Média	Alta
Sólidos Totais (ST)	mg.L ⁻¹	390	720	1230
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT):	mg.L ⁻¹	270	500	860
Fixos	mg.L ⁻¹	160	300	520
Voláteis	mg.L ⁻¹	110	200	340
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg.L ⁻¹	120	210	400
Fixos	mg.L ⁻¹	25	50	85
Voláteis	mg.L ⁻¹	95	160	315
Carência Bioquímica de Oxigénio, 5-d, 20°C (CBO₅)	mg.L ⁻¹	110	190	350
Carbono Orgânico Total (COT)	mg.L ⁻¹	80	140	260
Carência Química de Oxigénio (CQO)	mg.L ⁻¹	250	430	800
Azoto Total (N_t):	mg.L ⁻¹	20	40	70
Orgânico	mg.L ⁻¹	8	15	25
Nitratos	mg.L ⁻¹	0	0	0
Fósforo Total (P_t):	mg.L ⁻¹	4	7	12
Orgânico	mg.L ⁻¹	1	2	4
Inorgânico	mg.L ⁻¹	3	5	8
Sulfatos	mg.L ⁻¹	20	30	50
Óleos e Gorduras	mg.L ⁻¹	50	90	100

Quadro 1.1. (cont.)

Contaminantes	Unidades	CONCENTRAÇÃO		
		Baixa	Média	Alta
Compostos Orgânicos Voláteis	µg.L ⁻¹	< 100	100 - 400	> 400
Coliformes Totais	Nº.100mL ⁻¹	10 ⁶ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹	10 ⁷ - 10 ¹⁰
Coliformes Fecais	Nº.100mL ⁻¹	10 ³ - 10 ⁵	10 ⁴ - 10 ⁶	10 ⁵ - 10 ⁸
<i>Cryptosporidium oocysts</i>	Nº.100mL ⁻¹	10 ⁻¹ - 10 ⁰	10 ⁻¹ - 10 ¹	10 ⁻¹ - 10 ²
Cistos de <i>Giardia lamblia</i>	Nº.100mL ⁻¹	10 ⁻¹ - 10 ¹	10 ⁻¹ - 10 ²	10 ⁻¹ - 10 ³

É de notar que as variações dos valores dos diferentes parâmetros analisados numa água residual urbana se devem, em grande medida, ao tipo de usos a que essa água se destinou, bem como ao número de habitantes servidos pelo sistema de saneamento.

1.2.3.2. Características gerais da água residual industrial do sub-sector agro-alimentar de vegetais congelados e características da empresa Dardico, SA

A Dardico é uma indústria do sub-sector agro-alimentar de vegetais congelados, representante da empresa mãe D'Arta, com sede na Bélgica. De entre a matéria-prima processada na unidade fabril de Avis ao longo do ano, destaca-se o pimento (verde, amarelo e vermelho), o tomate, os brócolos e as *courgettes*, tal como se pode ver no Quadro 1.2.

Quadro 1.2. Épocas de processamento das diferentes matérias-primas na Dardico Agro-Indústria, SA, ao longo do ano (Adaptado de Goliath, 2007)

Matéria-Prima	Época de Processamento
Pimentos	Junho a Outubro
Tomate	Junho a Outubro
Brócolos	Novembro a Fevereiro
Ervilhas	Março a Maio
Courgettes	Maio a Julho

Na empresa Dardico, a linha de produção de vegetais congelados pode ser resumida e dividida em duas etapas principais:

- Processamento dos produtos frescos: triagem, lavagem e classificação;
- Produtos transformados: branqueamento, arrefecimento, corte, congelação e embalagem.

Estas etapas de processamento encontram-se genericamente esquematizadas na Figura 1.1, sendo possível na Figura 1.2 visualizar os processos efectivamente existentes na Dardico.

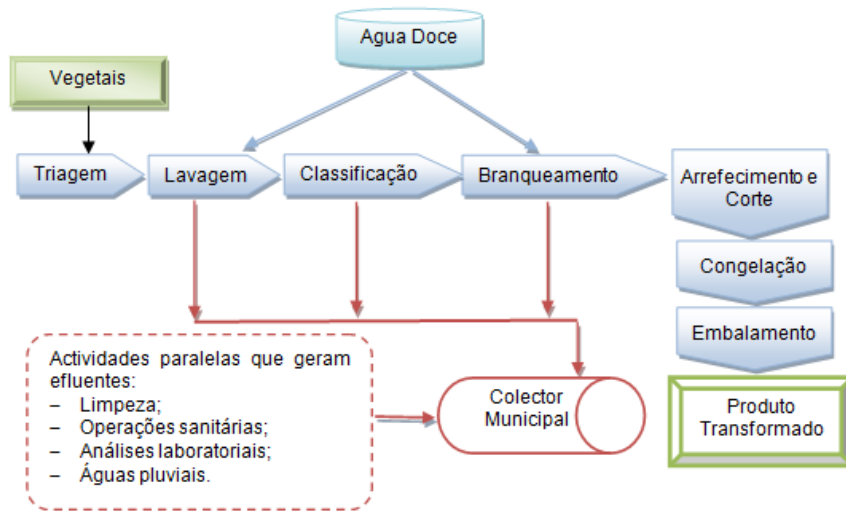


Figura 1.1. Esquema representativo das fontes de águas doce e residuais consumidas e geradas, respectivamente, nas diferentes fases do processamento de vegetais congelados



Zona de recepção da matéria-prima



Descarga, lavagem, selecção e remoção de ramos



Máquina de Corte



Máquina de branqueamento e transporte do produto transformado



Embalamento a granel após a etapa de congelação



Embalamento em doses específicas e armazenamento em caixotes de cartão

Figura 1.2. Linha de processamento de tomate na indústria agro alimentar Dardico, SA (visita técnica realizada em Maio de 2010)

A fase de branqueamento (também designado de escaldadura), a uma temperatura de cerca de 40°C seguida da etapa de congelação a 22 °C negativos, permite garantir a preservação da integridade e controlo das infestações provocadas pelos insectos, bem como, doenças causadas por microrganismos. O processo de embalagem deste tipo de produto inclui todas as operações unitárias, de forma a prolongar o seu tempo de vida e a garantir a satisfação do consumidor (NWFP, 2000).

Os consumos de água deste tipo de sub-sector variam de acordo com o tipo de vegetal produzido, com as técnicas de conservação, da tecnologia de produção utilizada e do tamanho do vegetal a ser processado (Environment Canada, 1996). Assim, a título ilustrativo, apresenta-se no Quadro 1.3 diferentes necessidades de água para consumo, de acordo com o tipo de matéria-prima processada, para uma produção total de 570 kg (equivalente a aproximadamente 1000 caixas de produto).

Quadro 1.3. Necessidades de consumo em função do tipo de alimento a ser processado, para um total de produção de 570 kg, a que equivalem 1000 caixas (Meinck *et al.*, 1977)

Produto	Água Requerida (m ³)
Feijão Verde	6,6
Beterraba	3,9
Cenoura	3,6
Ervilha	3,9
Espinafres	3,1
Tomate (inteiro)	2,4
Polpa de Tomate	1,2

O Quadro 1.3 permite concluir que o processamento de tomate (em polpa e inteiro) é o que apresenta menores necessidades no consumo de água, ao contrário do feijão verde, beterraba e ervilha.

Quanto aos processos que requerem maiores consumos de água relacionados com este sub-sector incluem-se as etapas de lavagem, corte e operações sanitárias, após o processamento da matéria-prima (NWFPA, 2000), levando a valores totais de consumo de água que vão desde 5,0 a 8,5 m³.t⁻¹ de matéria-prima (World Bank Group, 1998).

Relativamente às características das águas residuais produzidas neste tipo de indústria, estas variam em grande medida com a qualidade da água à entrada da indústria, taxa de consumo de água requerida nas diferentes fases de processamento, tipo de vegetal processado, condição do produto cru (maturação, danos físicos) e variedade de “stock”, tipos e condições dos equipamentos utilizados, utilização de produtos de higienização das instalações fabris (detergentes, desinfectantes), bem como a frequência e a duração do período laboral. Estes factos levam a que o tipo de pré-tratamento a que estas águas devem estar sujeitas não possa ser padronizado, uma vez que as condições de tratamento se devem ajustar a cada caso particular, tanto ao nível da natureza do efluente a descarregar, como pela constituição e tipologia dos órgãos presentes no sistema de tratamento da estação (Meinck *et al.*, 1977).

A maior parte dos efluentes gerados ao longo do processamento de vegetais congelados, apresenta elevados valores de volume e concentração de matéria orgânica resultantes,

fundamentalmente, das etapas de lavagem, classificação e branqueamento. Uma vez que o efluente apresenta elevados teores de constituintes orgânicos na sua composição, estas águas são, na generalidade dos casos, passíveis de serem degradadas por via biológica. As características do efluente são assim influenciadas por um vasto número de factores, tais como, matéria processada, operações unitárias utilizadas, nível de produção diária e variação sazonal, sendo contudo efluentes passíveis de serem degradados por via biológica. A determinação dos compostos orgânicos é feita por recurso à medição de CBO₅ e sólidos, em particular os SST. Segundo o World Bank Group (1998), os valores médios de resíduos gerados, valores de CBO₅ e SST produzidos por tipo de vegetais processados podem ser definidos como os constantes no Quadro 1.4.

Quadro 1.4. Unidades de produção no processamento industrial de legumes (Adaptado de World Bank Group, 1998)

VALORES DE PARÂMETROS RESULTANTES DO EFLUENTES GERADO NO PROCESSAMENTO DE VEGETAIS			
Produtos	Resíduos (m ³ .t ⁻¹ produto)	CBO ₅ (kg O ₂ .t ⁻¹ produto)	SST (kg.t ⁻¹ produto)
Batata:			
Todos os produtos	10,0	18,0	16,0
Congelados	11,0	23,0	19,0
Batata-doce	4,1	30,0	12,0
Beterraba	5,0	20,0	3,9
Brócolos	11,0	9,8	5,6
Cenouras	12,0	20,0	12,0
Cogumelos	22,0	8,7	4,8
Couve-de-bruxelas	36,0	3,4	11,0
Couve-flor	89,0	5,2	2,7
Ervilhas:			
Congeladas	15,0	18,0	4,9
Espargos	69,0	2,1	3,4
Espinafres:			
Congelados	29,0	4,8	2,0
Feijão	18,0	15,0	4,4
Feijão verde:			
Congelado	20,0	6,0	3,0
Milho:			
Congelado	13,0	20,0	5,6
Pimentos	29,0	27,0	2,9
Tomate	4,7	1,3	2,7

De entre a variedade de vegetais considerada no Quadro 1.4, o tomate é o vegetal que apresenta menores valores de resíduos, CBO₅ e SST. Em contrapartida, a couve-flor, a batata-doce e a batata congelada são os vegetais que contemplam os valores mais elevados de resíduos, CBO₅, e SST, respectivamente, por unidade de produto produzido.

É de referir que na análise ao efluente não constam os resíduos de pesticidas, uma vez que se considera que a matéria-prima já foi sujeita a uma lavagem prévia ou que se encontra na ausência destes, encontrando-se em condições de preparação imediata, e que a sua produção passa por uma restrita legislação quanto à aplicação de pesticidas (DL nº 94/98 de 15 Abril e Regulamento nº 396/2005 do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 Fevereiro).

Convém ainda realçar que, para as características deste tipo de efluentes há uma contribuição importante gerada pelas operações de limpeza, operações sanitárias, embalamento (resíduos de cartão, madeira, plástico, etc.), laboratório de análises e águas pluviais, totalizando-se, em toda a linha de produção, um valor de caudal de águas residuais geradas que poderá estar próximo de $1617 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (Shishini, 2003). Apesar de haver uma distinção generalizada entre as águas de lavagem (lavagem de produtos crus; limpeza de plantas; etc.) e a água de tratamento (etapas de valorização, tais como a triagem, etc.), uma classificação simples destas águas residuais nem sempre é possível (Environment Canada, 1996).

Até Novembro de 2009, à saída da unidade fabril da Dardico, o efluente industrial gerado sofria um tratamento primário rudimentar de sedimentação, antes de ser descarregado no colector municipal. Esta sedimentação de sólidos apresentava uma eficiência relativamente reduzida, apresentando a água residual, na entrada da ETAR de Avis, elevados teores de carga orgânica e sólidos em suspensão. Para além deste facto, este efluente industrial, apresentava uma forte variabilidade nas suas características físicas e químicas, que eram função da matéria-prima processada, afectando a composição e o caudal da água residual mista que aflui à ETAR.

Note-se, contudo, que, desde Novembro de 2009, se encontra em fase de arranque uma linha de tratamento do efluente industrial, implementada no interior das instalações fabris, e que é constituída por um digester anaeróbio, um sistema de nitrificação/desnitrificação e decantação. O efluente tratado é descarregado no efluente municipal, sendo depois conduzido para a ETAR de Avis. Contudo, de acordo com comunicação oral da Dardico de Maio-2010, a empresa pretende que o efluente tratado atinja um nível de qualidade de tal modo elevado que possa ser descarregado na Barragem do Maranhão, após a obtenção da devida autorização.

Deve-se salientar, contudo, que a maior parte deste trabalho foi realizado nas condições em que a ETAR da unidade fabril não se encontrava ainda em funcionamento, à excepção da colheita realizada em Março de 2010. Tendo em conta os momentos em que se procedeu à colheita de amostras da ARM afluente à ETAR de Avis, este trabalho não permite verificar

se a entrada em funcionamento da ETAR da empresa Dardico apresenta alguma alteração na qualidade daquela água residual.

1.2.3.3. Trabalhos anteriores sobre as águas residuais domésticas e industriais da Vila de Avis

A AdNA propôs um trabalho de investigação ao Grupo de Disciplinas de Ecologia da Hidrosfera (GDEH-FCT-UNL), com o intuito de analisar a natureza e caracterização do efluente descarregado na ETAR de Avis, de forma a compreender os factores que levavam ao inadequado tratamento funcionamento desta ETAR. O trabalho foi realizado entre os anos de 2007-2008.

As questões iniciais baseavam-se em compreender se o inadequado funcionamento da ETAR era devido à natureza do efluente que era descarregado na ETAR, ou se pelo contrário, era causado pelo inadequado dimensionamento da estação de tratamento.

De forma a dar resposta a estas questões, foi necessário proceder-se a amostragens de águas residuais em três pontos distintos da Vila de Avis. Assim, foram colhidas amostras compósitas de água residual doméstica (ARD), da água residual industrial (ARI) e da água residual mista (ARM). Este procedimento foi repetido em quatro campanhas de amostragem distintas, com o intuito de abranger épocas do ano com diferentes processamentos de matérias-primas vegetais na indústria agro-alimentar Dardico. Foram realizados ensaios de caracterização químico-biológica, ensaios de biodegradabilidade, ensaios respirométricos e ensaios de avaliação da aptidão das populações microbianas para a degradação da peptona, por via aeróbia, com o objectivo de se averiguar o grau de tratabilidade das amostras compósitas das diferentes águas residuais.

Através destes ensaios concluiu-se que a componente industrial na amostra de ARM oscilava entre os 42% e os 60% evidenciando uma ponderação elevada em relação à ARD.

Na análise de pH observou-se que os valores da amostra compósita da ARI eram inferiores (valores próximos de 5,7) aos registados nas ARD e ARM, sendo nestas últimas, próximo da neutralidade. Em termos de tratamento biológico, os valores de pH encontraram-se quase sempre próximos da gama óptima para a degradação biológica (GDEH, 2007; 2008a; 2008b; 2009).

Em relação aos restantes parâmetros que foram determinados, verificou-se que a amostra compósita da ARI apresentava valores significativamente mais altos do que a amostra da ARD. Considerando globalmente os valores obtidos para a ARM, verificou-se que a sua composição e características não eram significativamente diferentes das de uma água

residual urbana, de carga média a forte, de um aglomerado populacional do tipo mediterrânico (Oliveira, 1983).

Uma vez que a biodegradabilidade de uma água residual, em condições aeróbias, é um parâmetro que define a aptidão de um substrato para ser degradado por via biológica a CO_2 e H_2O (Lapa, 2008), esta depende da característica do efluente, bem como da população de microrganismos existente na ETAR face às condições hidráulicas e físico-químicas nela existentes, ou seja, é necessário que os microrganismos presentes apresentem um sistema enzimático capaz de degradar a matéria orgânica presente no efluente considerado, nas condições de fornecimento de oxigénio, de idade das lamas e tempo de retenção hidráulico existentes na ETAR.

Através do processo de biodegradação, os microrganismos transformam os compostos orgânicos em produtos menos tóxicos que os originais, sendo por isso desejável que a fácil biodegradabilidade seja um parâmetro característico deste tipo de efluentes (Vazquez-Rodriguez e Beltran-Hernandez, 2004). Por recurso aos valores de CQO e CBO_5 obtidos na análise às amostras de uma água residual é possível concluir sobre a facilidade ou dificuldade que essa amostra apresenta em sofrer biodegradação. A proximidade do valor do quociente CBO_5/CQO de 1 indica uma mais fácil biodegradabilidade da água residual (Amaral, 2008).

Relativamente aos resultados obtidos nas amostras da ARI, ARD e ARM, concluiu-se que a razão CBO_5/CQO era favorável ao tratamento biológico de qualquer uma das águas residuais colhidas, uma vez que apresentavam sempre valores superiores a 0,5, com especial realce para as amostras compósitas de ARI, nas quais se obtiveram os valores mais elevados para aquela razão (GDEH, 2007; 2008a; 2008b; 2009).

Na maioria das análises feitas às diferentes amostras, constatou-se que a ARM apresentava, na maioria das vezes, um desequilíbrio na razão $\text{CBO}_5:\text{N}:\text{P}$, no sentido da existência de um excesso de N e P. A razão $\text{CBO}_5:\text{N}:\text{P}$ considerada ideal para o tratamento biológico de águas residuais é de 100:5:1 (Oliveira, 1983). Este excesso de nutrientes poderá causar um aumento do consumo de oxigénio, devido aos processos de nitrificação que se intensificariam na ETAR, podendo aumentar o teor das formas mais oxidadas de azoto (nitratos) no efluente tratado. Para combater esta tendência, o GDEH-FCT-UNL apontaram para a necessidade de se implementar processos de desnitrificação na ETAR de Avis (GDEH, 2007; 2008a; 2008b; 2009). A solução de coagulação-floculação estudada na presente dissertação poderá permitir responder a este problema do excesso de N e P na ARM afluente à ETAR, não sendo necessário caminhar para uma solução de instalação de um sistema de nitrificação do efluente tratado.

Os ensaios de biodegradabilidade confirmaram as indicações dadas pelas razões CBO₅/CQO que foram calculadas para cada uma das águas residuais. A remoção do CQO dissolvido, em todas as águas residuais, atingiu percentagens de cerca de 80%, em 4 dias, tendo sido possível concluir que as três águas residuais estudadas eram facilmente biodegradáveis (GDEH, 2007; 2008a; 2008b; 2009).

Os ensaios respirométricos e de toxicidade demonstraram a não existência significativa de toxicidade nas amostras das águas residuais analisadas, tendo sido reforçado mais uma vez a facilidade de biodegradação de todas as águas residuais (GDEH, 2007; 2008a; 2008b; 2009).

1.3. ETAR De Avis

1.3.1. Descrição da ETAR

A ETAR de Avis encontra-se implantada sobre a antiga lixeira de Avis, após esta ter sido selada, tendo sido construída como alternativa a uma ETAR previamente existente junto à estação elevatória de águas residuais. Esta antiga ETAR encontrava-se subdimensionada para as necessidades de tratamento das águas residuais da Vila de Avis.

A nova ETAR da Vila de Avis utiliza um sistema clássico de tratamento secundário por lagunagem de estabilização, recebendo e tratando as águas residuais urbanas que são conduzidas através de um colector municipal proveniente da EE.

A lagunagem é, de todos os processos de tratamento de águas, o que mais se aproxima da simulação das condições naturais, consistindo num número variável de lagoas de diferentes tipos, associadas de forma a obter um efluente final com a qualidade requerida.

A ETAR de Avis (Figura 1.3) é constituída por uma lagoa anaeróbia, a qual se caracteriza por um baixo ou quase inexistente teor em oxigénio dissolvido e em que a decomposição da matéria orgânica ocorre inteiramente por processos anaeróbios; uma lagoa facultativa, que tem como principal objectivo favorecer o aparecimento de condições aeróbias que permitem a remoção da carga orgânica por bactérias facultativas. O oxigénio é fornecido por microalgas que desenvolvem no interior da lagoa; e por fim, uma lagoa de maturação, cuja principal função é a afinação do efluente anteriormente tratado, em termos de remoção de microrganismos patogénicos. No fim da lagoa de maturação o efluente é descarregado numa linha de água afluente à albufeira do Maranhão, a qual é considerada como zona sensível ao processo de eutrofização (Decreto-Lei nº152/97, de 19 de Junho, e Decreto-Lei nº 149/2004, de 22 de Junho).

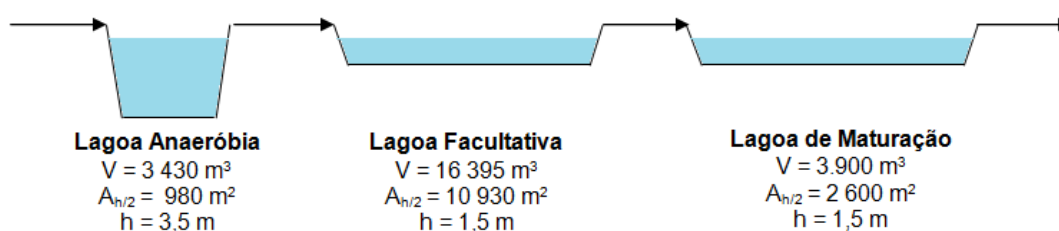


Figura 1.3. Esquema representativo do sistema de tratamento da ETAR de Avis e dimensões reais de cada órgão de tratamento

1.3.2. Dados Base de Funcionamento

O dimensionamento da ETAR da Vila de Avis, a cargo da empresa DHV/FBO, foi efectuado com base num equivalente populacional de 5598 hab-eq, para o ano zero (2003), e de 5543 hab-eq, para o ano de horizonte de projecto (2030). O valor de 3167 hab-eq corresponde a águas residuais industriais geradas ao longo do período operacional (DHV/FBO, 2003). Os dados de base para dimensionamento da ETAR basearam-se em valores de caudal médio diário (Q_{md}), carga orgânica total afluente (λ_e) e SST, tal como se apresenta no Quadro 1.5.

Quadro 1.5. Dados de base para dimensionamento da ETAR de Avis, segundo uma caracterização da afluência das águas residuais (Adaptado de DHV/FBO, 2003)

				Ano Zero	Horizonte de Projecto	
				2001	2030	
				Unidades		
POPULAÇÃO	Doméstica Fixa			1855	1771	
	Doméstica Flutuante			576	605	
	Industrial			3167	3167	
	TOTAL			5598	5543	
CAUDAIS	Doméstica Fixa	Q médio	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	250	266	
		Q ponta	$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	8,4	9,0	
	Doméstica Flutuante	Q médio	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	78	90	
		Q ponta	$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	3,6	4,1	
	Industrial	Q médio	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	400	400	
		Q ponta	$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	6,9	6,9	
	Infiltração	Q médio	%	20	20	
		Q ponta	$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	0,76	0,82	
	Época Baixa ($T_{AR}=11^\circ\text{C}$)	Q médio		$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	716	737
			Qp tempo seco	$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	16,1	16,8
		Qp tempo chuvoso	$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	16,8	17,6	
		Q médio		$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	793,6	827
Qp tempo seco			$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	18,0	19,0	
Qp tempo chuvoso		$\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$	18,8	19,8		

Quadro 1.5 (cont.)

			Ano Zero	Horizonte de Projecto	
			2001	2030	
Unidades					
CARGAS	Industrial	CQO	kg.d ⁻¹	570	570
		CBO5	kg.d ⁻¹	190	190
		SST	kg.d ⁻¹	222	222
		N Kjeldahl	kg.d ⁻¹	48	48
		P-total	kg.d ⁻¹	9	9
	Época Baixa (T _{AR} =11°C)	CQO	kg.d ⁻¹	904	889
		CBO5	kg.d ⁻¹	301	296
		SST	kg.d ⁻¹	352	346
		N Kjeldahl	kg.d ⁻¹	75	74
		P-total	kg.d ⁻¹	14	14
	Época Alta (T _{AR} =15°C)	CQO	kg.d ⁻¹	1008	998
		CBO5	kg.d ⁻¹	336	333
		SST	kg.d ⁻¹	392	388
		N Kjeldahl	kg.d ⁻¹	84	83
		P-total	kg.d ⁻¹	16	16

Das vantagens inerentes ao processo de lagunagem ressaltam a boa qualidade do efluente final, a regularidade de funcionamento, os baixos custos de operação, ausência de consumos de energia eléctrica e uma simplificação da gestão das lamas (remoção de lamas em períodos de 2 a 3 anos na lagoa anaeróbia). Contudo, a necessidade de grandes áreas de terreno, a sua prévia impermeabilização e o risco de proliferação de mosquitos, são inconvenientes a ter em conta aquando da sua implementação.

1.3.3. Problemas no Funcionamento

As condições reais de funcionamento da ETAR de Avis não se ajustam aos valores base de dimensionamento considerados na memória descritiva da ETAR de Avis. Nos trabalhos do GDEH-FCT-UNL (2007; 2008a; 2008b; 2009) verificaram-se valores muito superiores de caudal afluente, carga orgânica e sólidos em suspensão. Foi assim possível constatar que a ETAR se encontra subdimensionada, não respondendo eficientemente às necessidades de tratamento para as quais foi concebida.

É de notar que, embora a água residual urbana que aflui à ETAR de Avis, apresente capacidade para ser degradada por via biológica, tal característica não se coaduna com os elevados caudais e elevadas cargas orgânicas e de sólidos que foram determinados na água residual afluente à ETAR. Acresce a este facto a inconstância de caudais afluentes de

águas residuais que dificultam o processo de tratamento na lagoa anaeróbia e lagoas subsequentes.

Tendo em consideração os problemas acima mencionados, verifica-se que os processos depurativos dos substratos orgânicos são postos em causa, devido ao intenso consumo de oxigénio que é promovido por estas condições adversas de afluência da ARM à ETAR, colocando problemas na sua operação e conseqüente inviabilização da eficiência de tratamento da água residual.

1.3.4. Objectivos de Qualidade

O efluente tratado na ETAR da Vila de Avis é descarregado numa pequena linha de água afluente à ribeira de Seda, a qual desagua na Albufeira do Maranhão, que se encontra integrada na bacia hidrográfica do Rio Tejo.

De acordo com o Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, em 1999 (Resolução do Concelho de Ministros nº 117/99 do DR 233/99 Série I-B de 6 de Outubro de 1999), em virtude da Albufeira do Maranhão ser uma “*Zona de sensibilidade e valor ecológico no plano de água*”, pólo de elevadas potencialidades cénicas e ambientais, constituindo uma reserva de água destinada desde logo à rega, aproveitamento hidroeléctrico e possibilidade de servir como captação de água para abastecimento público, foi necessário definir um Plano de Ordenamento especial para a Albufeira do Maranhão com o objectivo de manter e preservar os recursos naturais, com especial destaque para os hídricos, tanto em termos de quantidade como de qualidade, nos termos dispostos do Decreto-Lei nº 151/95, de 24 de Junho.

Tendo por base os dispositivos legais presentes no Decreto-Lei nº 152/97, de 19 de Junho, e a alteração vigente introduzida pelo Decreto-Lei nº 149/2004, de 22 de Junho, os quais transpõem para a ordem jurídica nacional a Directiva nº 91/271/CEE, do Concelho, de 21 de Maio, relativamente ao tratamento de águas residuais urbanas, bem como o Decreto-Lei nº 172/2001, de 26 de Maio, considera-se o local de descarga do efluente tratado da ETAR de Avis como zona não sensível, uma vez que a considerável distância entre este e a albufeira não afectam a capacidade de auto-depuração e a sensibilidade à eutrofização do meio.

De acordo com os dispositivos legais acima referidos, o nível de tratamento exigível à ETAR da Vila de Avis é um tratamento secundário. Os objectivos de tratamento definidos por limites de descarga traduzem-se em termos dos parâmetros CBO₅, CQO e SST, podendo estes limites ser analisados em concentração do efluente descarregado ou em termos percentuais de redução de carga orgânica em relação à carga do efluente. Assim, os objectivos de tratamento e a percentagem mínima de redução necessária ao cumprimento dos limites de descarga impostos encontram-se no Quadro 1.6.

Quadro 1.6. Objectivos de tratamento a garantir para cumprimento dos limites de descarga estabelecidos para a ETAR da Vila de Avis

Parâmetros	Concentração [mg.L ⁻¹]	% Mínima de redução
CBO ₅	< 25	70 - 90
CQO	< 125	75
SST	< 150	90

1.4. Teoria dos Processos de Coagulação-Floculação-Sedimentação

1.4.1. Partículas presentes numa água residual

Todas as águas, sejam elas naturais ou residuais brutas, contêm contaminantes químicos e biológicos que se encontram em diversos estados físicos (partículas em suspensão, coloidais ou em formas dissolvidas). Dependendo do tipo de partículas, assim os processos de remoção a aplicar, são distintos, sendo as eficiências de tratamento ajustáveis às concentrações presentes em solução, bem como às dimensões das partículas.

As partículas presentes numa água residual podem apresentar dimensões muito distintas, variando desde partículas em suspensão com dimensões iguais ou superiores a 1 µm, até partículas dissolvidas com tamanhos inferiores a 10⁻³ µm, encontrando-se entre estes dois grupos as partículas coloidais com dimensões entre 1 e 10⁻³ µm (Figura 1.4).

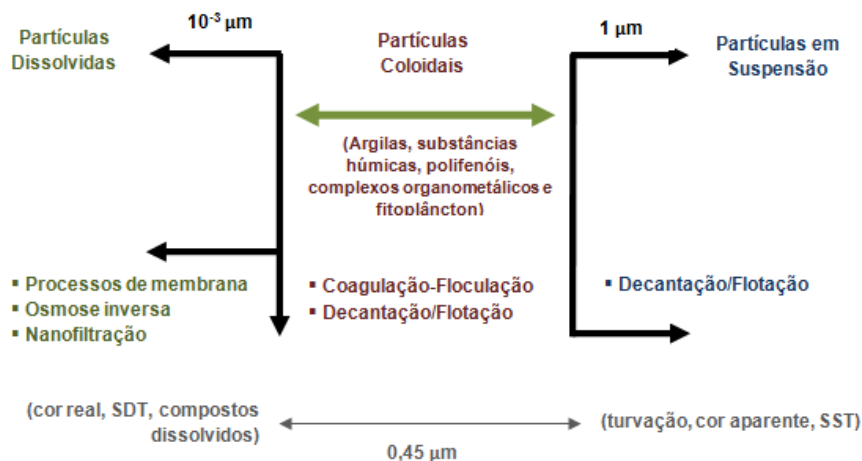


Figura 1.4. Distribuição de tamanho de partículas em águas residuais (Adaptado de Almeida, 2007)

As partículas em suspensão, devido às suas maiores dimensões, podem ser separadas da fase líquida, num tempo razoável, por intermédio de processos de sedimentação ou coagulação-floculação. Pelo contrário, devido às suas pequenas dimensões, as partículas dissolvidas requerem processos mais dispendiosos de remoção, por recurso a adsorção com recurso a carvões activados, processos de osmose inversa e/ou nanofiltração.

1.4.2. Sistemas Coloidais

1.4.2.1. Constituição dos Colóides

As partículas coloidais resultantes da desagregação da matéria solúvel inorgânica, da decomposição da matéria solúvel presente nos efluentes descarregados de águas residuais domésticas, industriais e agrícolas, podem ser constituídas por substâncias argilo-húmicas, polifenóis, complexos organometálicos e fitoplâncton (Godinho, 2002).

1.4.2.2. Interação das partículas coloidais com o meio dispersante

Os sistemas coloidais são compostos por uma fase descontínua, constituída por partículas de dimensões compreendidas entre 10^{-3} μm e 1 μm (Figura 1.4), dispersas numa fase contínua. A separação das fases líquida/sólida pode ocorrer por intermédio de processos de sedimentação e/ou coagulação-floculação, sendo maior a velocidade de sedimentação para colóides de diâmetro superior.

Segundo a interacção das partículas - Movimentos Brownianos - com o meio dispersante (meio aquoso), os colóides presentes na suspensão podem apresentar características hidrofílicas ou características hidrofóbicas.

Os colóides hidrofílicos (exemplo das proteínas) encontram-se envolvidos por uma camada de moléculas de água fixadas por ligações físico-químicas a certos agrupamentos da superfície do colóide, como é o caso dos grupos $-\text{COOH}$, $-\text{NH}_3$, e $-\text{OH}$, apresentando uma elevada afinidade com o meio dispersante (Almeida, 2007). Esta camada actua como uma barreira no contacto entre partículas, conferindo elevada estabilidade aos colóides e permitindo que as interacções com o solvente previnam o sistema contra alterações na sua estrutura global (Almeida, 2007).

Os colóides hidrofóbicos (exemplo das argilas, óxidos metálicos e microrganismos) não possuem afinidade com o meio aquoso, ou seja, as interacções com as moléculas são reduzidas, devendo-se apenas a sua estabilidade à carga superficial (Eckenfelder, 1989). Tal característica, de menor estabilidade, permite que este tipo de colóides apresente maior propensão para ser destabilizado por coagulação, sendo por isso a classe com maior relevância no tratamento de águas residuais (Almeida, 2007). As partículas coloidais hidrofóbicas, são mantidas separadas umas das outras por forças de repulsão electrostática, as quais se baseiam nos fundamentos inerentes à teoria da dupla camada.

1.4.2.3. Interações entre partículas – Propriedades Eléctricas

- Teoria da Dupla Camada

As partículas coloidais, na sua maioria, adquirem uma carga eléctrica superficial quando em contacto com um meio dispersante, podendo essas cargas ser criadas por mecanismos de adsorção ou dessorção iónica entre as partículas e a solução aquosa. A carga superficial gerada entre o meio aquoso e a superfície coloidal, varia em magnitude e sinal, tendo grande influência na distribuição dos iões presentes nas suas proximidades.

A Teoria da Dupla Camada, proposta por Gouy-Chapman e Stern, entre 1910 e 1924, explica os comportamentos electrocinéticos da superfície das partículas coloidais (Figura 1.5).

Em suspensões coloidais de natureza aquosa, cujo pH se encontre entre 5 e 10, as partículas coloidais (tais como matéria orgânica, óxidos não-metálicos, argilas e proteínas) possuem predominantemente cargas negativas, as quais atraem uma grande quantidade de iões de carga contrária (contra-iões), presentes em solução. Porém, devido às reduzidas dimensões das superfícies das partículas, apenas um número limitado de iões positivos consegue ser adsorvidos. Esta adsorção conduz à formação da *camada rígida* – *Camada de Stern* - entre os iões estabilizadores e a superfície da partícula, criando uma fronteira entre a partícula e a solução (AWWA, 1999).

Quando os iões de carga negativa se aproximam da camada de Stern, atraem consigo iões positivos os quais criam uma camada de fraca aderência designada por *Camada Difusa*. Na realidade, a Camada Difusa resulta, não só, da atracção de iões positivos, mas também da repulsão electrostática de iões negativos (repulsão de iões de igual carga eléctrica, também denominados de co-iões) e difusão térmica (AWWA, 1999).

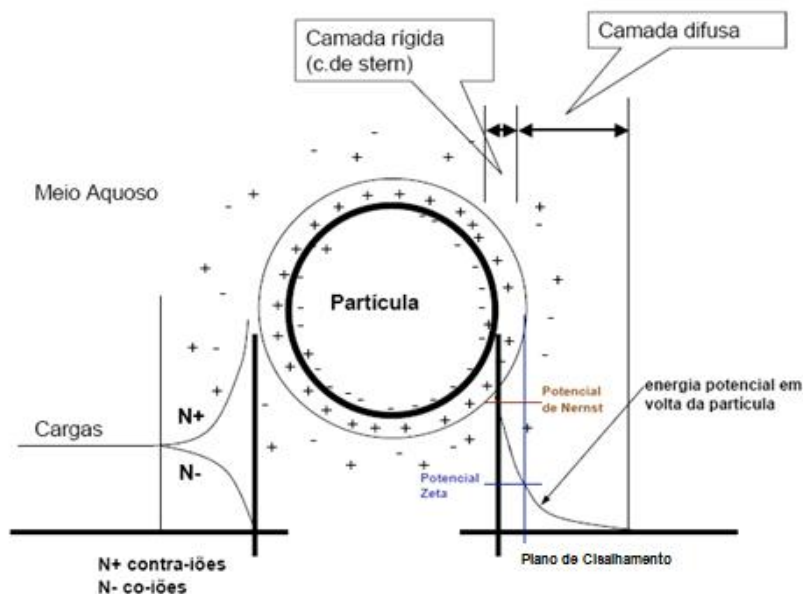


Figura 1.5. Esquema da dupla camada eléctrica ao redor de uma partícula coloidal carregada negativamente, e energia potencial à volta da partícula (Almeida, 2007)

Mediante as cargas da partícula coloidal e distância de influência do efeito de carga, assim se exprime o Potencial Zeta, o qual se aplica apenas em partículas coloidais de natureza hidrofóbica. A estabilização da suspensão coloidal é então resultado do somatório de interacção global entre as forças atractivas de London-Van der Walls e das forças repulsivas electrostáticas (Pavanelli, 2001).

Com a diminuição do potencial zeta, verifica-se uma aproximação entre partículas, aumentando a probabilidade de colisão entre elas. Uma vez que nestas condições, as partículas apresentam tendência a agregarem-se, a adição de coagulantes, detentores de carga eléctrica positiva, conduz à diminuição ou neutralização do potencial zeta, destabilizando a suspensão coloidal. Contudo, para sobredosagens de coagulante, as partículas coloidais passam a adquirir carga eléctrica de sinal positivo, podendo levar à dispersão das partículas no líquido, e consequente estabilização da suspensão (Pavanelli, 2001).

1.4.3. O Processo de Coagulação-Floculação

As partículas coloidais, devido à sua natureza, tal como foi referido na secção §1.4.2.2, podem ser removidas através de um processo físico-químico denominado por Coagulação-Floculação. Este processo consiste na agregação mútua dos colóides em suspensão para formar pequenos aglomerados (flocos) de dimensões e peso suficiente para serem removidos do seio da suspensão, quer seja por decantação quer seja por filtração. Apesar

dos termos coagulação e floculação serem utilizados como um único, estes significam dois processos distintos e geralmente são realizados em etapas sequenciais (Brum, 2005).

Este processo de coagulação-floculação é geralmente aplicado no tratamento de águas para: remover turvação; remover cor verdadeira e cor aparente; eliminar populações bacterianas, virais e outros microrganismos de natureza patogénica; eliminar parcialmente substâncias com características organolépticas como gosto e cheiro; remover metais pesados; remover fosfatos; remover algas e organismos planctónicos (Almeida, 2007).

1.4.3.1. Factores que Afectam a Coagulação-Floculação

- Turvação

Tal como foi referido na secção §1.4.1 a natureza e a dimensão das partículas presentes numa água residual é muito variada, sendo essa variação função de diversos factores físicos e químicos que englobam desde a colisão entre partículas que se encontram em suspensão, até aos processos de precipitação.

Na maioria das situações, as águas com maiores níveis de turvação, requerem dosagens mais elevadas de coagulante a adicionar. Contudo, estas dosagens óptimas não apresentam, na generalidade dos casos, um padrão de adição linear em função do grau de turvação presente.

Constata-se que, na maioria dos casos, as águas com elevadas concentrações em partículas, apresentando por isso graus elevados de turvação, requerem menores quantidades de coagulante, uma vez que existe elevada probabilidade de choques entre essas partículas (Trindade *et al.*, 2006).

- Temperatura da Água

A temperatura é um factor condicionante do processo de coagulação-floculação. Para reduzidos valores de temperatura, as velocidades da maioria das reacções é muito lenta, para além do facto da homogeneização do coagulante na água ser dificultada. Tal facto resulta numa menor eficiência do processo de coagulação-floculação, sendo necessária a aplicação de maiores dosagens de coagulante. Acresce a esta situação a diminuição da capacidade de sedimentação do floco formado, uma vez que se observa um aumento da densidade da água para baixas temperaturas (Pavanelli, 2001).

- pH

Em termos de eficiência a ser atingida no processo de coagulação-floculação, a gama de pH a trabalhar é dos parâmetros mais importantes a ser considerados. Recomenda-se que o processo de coagulação decorra na gama óptima de pH do agente coagulante aplicado, caso contrário, verificam-se eficiências inferiores de coagulação, resultando num gasto supérfluo de reagentes e inferior qualidade final do clarificado (Brum, 2005).

Previamente à aplicação de coagulante num ensaio de coagulação-floculação, torna-se útil efectuar o ajuste do pH. Este pode ser efectuado por adição de cal ou soda cáustica, com o objectivo de se aumentar e manter um certo valor mínimo de pH, ou por aplicação de um ácido, com o objectivo de se baixar o pH para um valor desejado.

- Alcalinidade Natural

Sendo a alcalinidade de uma água entendida como a capacidade de neutralização de ácidos, torna-se importante a análise deste parâmetro no processo de coagulação química, uma vez que a adição da maioria dos coagulantes actua como um ácido em solução, consumindo alcalinidade natural da água e, conseqüentemente, reduzindo o valor de pH (Brum, 2005).

É de notar que os cátions monovalentes e divalentes, tais como o sódio, cálcio e magnésio, têm um efeito pouco significativo no processo de coagulação. Já os cátions trivalentes (exemplo do ferro – Fe^{3+}) não apresentam, na generalidade dos casos, efeito adverso neste processo.

Em relação aos aniões, os monovalentes não apresentam interacções significativas no processo de coagulação. Contudo, já os aniões divalentes, como é o caso do anião sulfato, levam a um alargamento da gama de pH óptimo para valores de pH ácidos. Em termos de aniões trivalentes (exemplo do anião fosfato – PO_4^{3-}), o equilíbrio tende a deslocar-se para valores inferiores de pH óptimo, não interferindo no alargamento na sua gama (Trindade *et al.*, 2006).

Tendo em conta os desvios estequiométricos no equilíbrio químico da solução, torna-se frequentemente necessária a adição de alcalinidade para que se observe equilíbrio no pH óptimo.

- Grau e Tempo de Mistura

A agitação mecânica aplicada ao processo de coagulação-floculação implica a actuação em duas etapas distintas: uma primeira etapa de agitação rápida, com adição simultânea de agente coagulante, para que ocorra uma eficiente homogeneização da suspensão, e uma

segunda etapa, onde, por agitação lenta, se promove a colisão entre partículas e aglomeração destas, de forma a se produzir um floco de maiores dimensões com capacidade de decantabilidade (Netto *et al.*, 1991).

Segundo Netto *et al.* (1991), ainda que se considere a etapa de mistura rápida dos coagulantes na suspensão como uma das fases mais importantes no tratamento por coagulação-floculação, ainda não se chegou a conclusões definitivas a respeito do tempo de mistura e grau de agitação mais eficientes. Sabe-se, contudo, que os tempos de contacto devem ser os menores possíveis, requerendo a agitação rápida períodos muito inferiores aos da agitação lenta.

Note-se que, no que diz respeito às velocidades de agitação, não se deseja que estas apresentem valores muito diminutos, uma vez que dificulta a formação do floco, nem que sejam muito elevadas, levando a que o floco formado se fragmente em partículas de menores dimensões retardando a etapa de sedimentação.

- Natureza e Dosagem do Coagulante

Para o processo de coagulação-floculação é de importância extrema a escolha do coagulante mais apropriado para determinadas condições, daí resultando um clarificado caracterizado por reduzidos teores de partículas coloidais e em suspensão.

As espécies químicas mais recorrentes nos coagulantes utilizados são o Ferro, o Alumínio e outros metais ou substâncias naturais, sendo por isso de destacar os seguintes agentes coagulantes: Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico, Sulfato Férrico, bem como diversos polímeros essencialmente de natureza catiónica (Trindade *et al.*, 2006).

1.4.3.2. Coagulação

A coagulação, que decorre em condições de agitação rápida, promove, em poucos segundos, a desestabilização da dispersão coloidal hidrófoba presente num sistema aquoso. Esta desestabilização ocorre por adição de compostos coagulantes, favorecendo os movimentos Brownianos (colisões entre os colóides com as moléculas de água) e propiciando o contacto e a aglomeração das partículas, por redução das forças repulsivas entre estas.

Os principais mecanismos que actuam na coagulação são:

- Compressão da Camada Difusa

Este mecanismo de coagulação propicia a desestabilização das partículas coloidais através da adição de iões de carga contrária às partículas coloidais em suspensão. Segundo Di

Bernardo (1993), já em 1900, Shulze-Hardy explicara, por meio da Teoria Alvo, que quanto maior for a carga do ião positivo, menor é a quantidade requerida de agente coagulante no processo de coagulação. No decurso da desestabilização coloidal, as concentrações molares dos metais Na^+ , Ca^{2+} e Al^{3+} variam na razão de 1000:10:1. Tal facto deve-se à elevada proporção de cargas positivas que levam ao excesso de iões na camada difusa, resultando na redução do volume da esfera desta camada de forma a manter-se electricamente neutra. Esta redução no volume da camada difusa implica a redução do potencial eléctrico (Potencial Zeta), levando à predominância das forças de van der Waals (Pavanelli, 2001).

- Adsorção com Neutralização de Cargas

Na dispersão coloidal por adição de iões metálicos ou polímeros orgânicos como coagulantes, ocorrem fenómenos de interacção coagulante-solvente e colóide-solvente. Os iões com carga eléctrica oposta à da superfície dos colóides adsorvem e neutralizam as partículas. Este mecanismo de desestabilização requer menores dosagens de coagulante em comparação com o mecanismo da dupla camada, para além de se verificar uma estequiometria entre a concentração de colóides e a quantidade de espécies desestabilizantes por adsorção. Para além das diferenças citadas, este mecanismo possibilita ainda a reversão da carga superficial das partículas por sobredosagens das espécies adsorvidas (Pavanelli, 2001).

- Arrastamento de Partículas por Formação de Precipitado

Segundo este mecanismo, a adição de sais metálicos trivalentes como coagulantes (tais como Al^{3+} e Fe^{3+}), leva à formação de precipitados de hidróxidos dos iões metálicos ($\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$). Os flocos assim formados apresentam maiores dimensões do que aqueles formados pela adsorção com neutralização de cargas, levando conseqüentemente a uma maior velocidade de decantação (Pavanelli, 2001).

- Formação de Pontes Químicas entre Partículas

Este mecanismo desenvolve-se por intermédio da utilização de compostos orgânicos (polímeros) sintéticos ou naturais, utilizados como coagulantes, resultando na formação de pontes entre partículas e conseqüente adsorção entre as partículas em suspensão e as moléculas da cadeia polimérica (Pavanelli, 2001). Segundo Di Bernardo (1993), tanto os polímeros catiónicos como os aniónicos permitem a desestabilização de colóides, verificando-se, em certos casos, uma melhoria do desempenho (traduzida em termos de menores dosagens e redução da turvação) com a utilização de polímeros orgânicos de natureza aniónica na desestabilização de partículas coloidais.

1.4.3.2.1. Coagulantes

Para a remoção de partículas de dimensões tão reduzidas como é o caso dos colóides, o recurso à adição de agentes coagulantes torna-se essencial para que ocorra a agregação e consequente aumento da densidade do floco, de modo a que este seja decantável.

Os coagulantes mais utilizados no tratamento de águas são, em geral, os que apresentam na sua constituição sais de ferro ou alumínio, podendo os polímeros orgânicos actuar também como coagulantes ou como adjuvantes.

a) Coagulantes Minerais de Sais Metálicos

A adição de sais metálicos, como alumínio ou ferro, à água faz com que os iões trivalentes, Al^{3+} e Fe^{3+} , se envolvam ao redor da superfície das partículas coloidais presentes em suspensão, resultando na redução das forças de repulsão entre as partículas. Tais condições propiciam o processo de coagulação requerida para a remoção das partículas coloidais.

Para além das interacções iões-colóide, a coagulação é função principalmente dos produtos de hidrólise dos sais metálicos na água, ou seja, os precipitados insolúveis de hidróxido de ferro ou alumínio resultantes da hidrólise dos iões metálicos com os grupos hidroxilo presentes na água (Almeida, 2008).

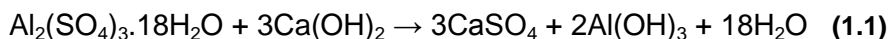
- Sulfato de Alumínio

O Sulfato de Alumínio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) é, de longe, o coagulante mais utilizado no tratamento de águas e águas residuais, uma vez que é um reagente de fácil aquisição e com reduzidos custos associados (Santos Filho *et al.*, 2002). Este reagente sólido cristalizado, de cor branca-acinzentada, contém aproximadamente 17% de óxidos de alumínio (Al_2O_3) solúveis em água, podendo ser aplicado no estado sólido ou em soluções concentradas.

Para valores de pH inferiores ou iguais a 5,0, as formas predominantes do alumínio na água são os monómeros $Al(H_2O)_6^{3+}$ e $Al(H_2O)_5(OH)^{2+}$ e o dímero $Al_2(H_2O)_8(OH)_2^{4+}$. Para a gama de valores de pH entre 5,0 e 6,5 predominam os compostos poliméricos ($Al_3(OH)_{34}^{5+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ entre outros), resultantes do mecanismo de adsorção com neutralização de carga. Quando o valor de pH é superior a 6,5 ocorre a formação de um colóide de carga positiva (hidróxido $Al(H_2O)_3(OH)_3$ (sólido)), capaz de promover a coagulação mútua dos colóides de carga negativa que predominam em solução (Guedes *et al.*, 2004).

A coagulação com o Sulfato de Alumínio é geralmente efectiva na gama de valores de pH entre 5,5 e 8,0.

A reacção entre o alumínio e a alcalinidade natural da água é dada, genericamente, pela equação química (1.1):



Esta equação permite, em termos teóricos, quantificar estequiometricamente o consumo de alcalinidade natural por cada miligrama de Sulfato de Alumínio adicionado a um litro de solução, tal como se ilustra na Figura 1.6:

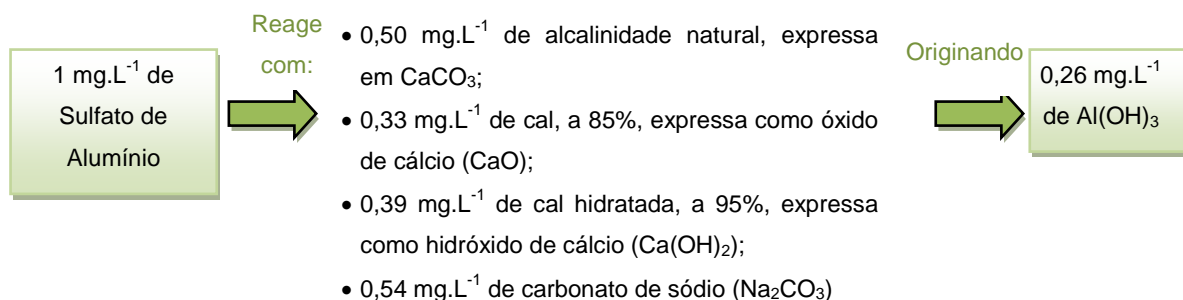


Figura 1.6. Estequiometria do consumo de alcalinidade natural da água relativamente à adição de 1 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio (Adaptado de Almeida, 2007)

Embora se observe elevado grau de remoção de partículas coloidais com a aplicação do Sulfato de Alumínio, é de ponderar o facto da sua utilização causar um aumento de concentração de alumínio no produto final, gerando grandes volumes de lama (em relação aos demais coagulantes), para além de acentuar o grau de acidez da água residual tratada, em virtude dos processos de hidrólise envolvidos. O alumínio dissolvido na água tratada pode produzir efeitos tóxicos nefastos em seres vivos (Carvalho, 2005).

- Sulfato Férrico

A aplicação de Sulfato Férrico (Fe₂(SO₄)₃) no tratamento primário de águas residuais encontra-se mais difundido do que o Sulfato de Alumínio, uma vez que produz flocos de maior densidade e dimensão, apresentando por isso maior decantabilidade.

Este reagente encontra-se disponível comercialmente na forma granular, de coloração castanha-avermelhada, apresentando elevada solubilidade na água (Santos Filho *et al.*, 2002).

Este coagulante é particularmente efectivo quando usado para remoção de cor em condições de pH ácido. A pH alcalino, o Sulfato Férrico apresenta maior disponibilidade para a remoção de ferro e manganésio. De forma sintética, pode-se afirmar que o Sulfato Férrico apresenta estabilidade no intervalo de valores de pH entre 5,0 e 11,0.

Genericamente, a reacção entre o Sulfato Férrico e a alcalinidade natural da água é dada pela equação química (1.2):



De acordo com a estequiometria desta reacção química, em termos teóricos, o consumo de alcalinidade natural por cada miligrama de Sulfato Férrico adicionado a um litro de solução pode ser dado pela Figura 1.7:

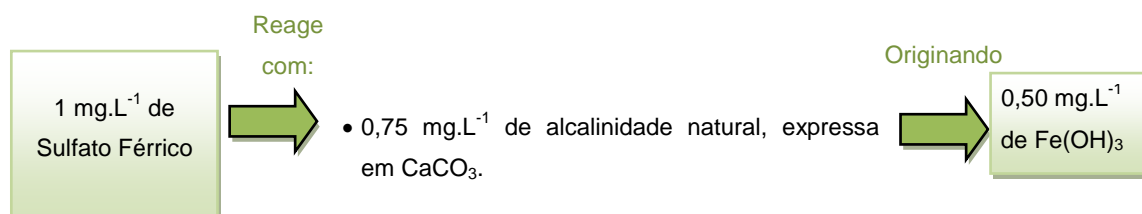


Figura 1.7. Estequiometria do consumo de alcalinidade natural da água relativamente à adição de 1 mg.L⁻¹ de Sulfato Férrico (Adaptado de Almeida, 2007)

- Cloreto Férrico

O Cloreto Férrico (FeCl_3) é normalmente utilizado como coagulante no tratamento de águas cujo elevado teor em cor e acidez inviabilizam a aplicação de Sulfato de Alumínio, ou em águas que contém gás sulfídrico, onde o Cloreto Férrico funciona como agente oxidante em solução. Este coagulante apresenta, por isso, aplicação limitada no tratamento quer de águas para abastecimento, quer no tratamento de águas residuais.

O Cloreto Férrico encontra-se disponível em estado sólido e líquido. Uma vez que este reagente, em estado líquido, é altamente corrosivo, o seu armazenamento e manuseamento deve ser feito com precaução, recorrendo-se a tanques e doseadores resistentes à corrosão (Santos Filho *et al.*, 2002).

As reacções do Cloreto Férrico com a alcalinidade natural da água são muito similares às que ocorrem com a aplicação do Sulfato Férrico, esquematizada na equação química (1.3):



O consumo estequiométrico de alcalinidade natural por cada miligrama de Cloreto Férrico adicionado a um litro de solução, encontra-se ilustrado na Figura 1.8.

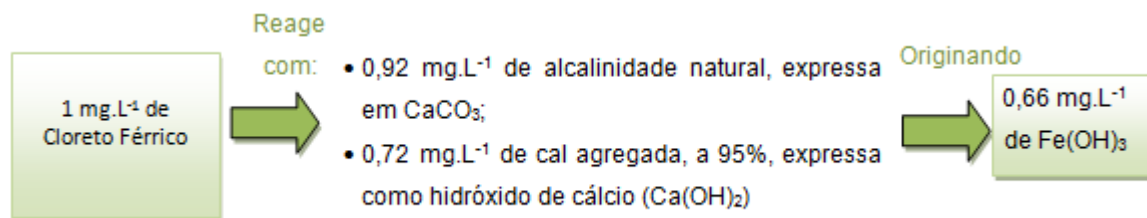


Figura 1.8. Estequiometria do consumo de alcalinidade natural da água relativamente à adição de 1 mg.L⁻¹ de Cloreto Férrico (Adaptado de Almeida, 2007)

b) Coagulantes Orgânicos

Por coagulantes orgânicos entende-se todos os polímeros orgânicos, de natureza sintética ou natural, que são aplicados de forma alternativa aos coagulantes inorgânicos. Estes polímeros actuam como agentes de coagulação e/ou de floculação, por formação de pontes de ligação entre as partículas coloidais, levando à formação de aglomerados de maior decantabilidade (Guedes, 2004). Tratam-se de macromoléculas solúveis em água.

O termo polielectrólito aplica-se a polímeros que possuem centros activos ionizáveis na sua cadeia polimérica, podendo estes ser de carga positiva (polímeros catiónicos), carga negativa (polímeros aniónicos) ou não possuírem carga eléctrica (polímeros neutros).

Os polímeros aniónicos e neutros são aplicados, na generalidade dos casos, conjuntamente com coagulantes metálicos para a promoção das ligações entre colóides, a fim de desenvolver flocos mais resistentes e de maiores dimensões. São por isso considerados como auxiliares de coagulação, sendo designados também por adjuvantes.

- Polímeros Orgânicos Sintéticos

Os polímeros sintéticos são substâncias químicas orgânicas de cadeia longa e de elevada massa molecular, estando disponíveis sob uma variedade de nomes comerciais. Alguns exemplos de polímeros sintéticos utilizados no tratamento de efluentes industriais e de água para consumo humano são o óxido de polietileno, o álcool polivinílico e o polietileno imina (Letterman e Pero, 1990).

- Polímeros Orgânicos Naturais

Os polímeros naturais, também designados por biocolóides, compreendem compostos orgânicos contendo centros activos ionizáveis, tais como o amido e seus derivados, compostos de celulose, gomas de polissacarídeos e proteínas, podendo ser aplicados quer como coagulantes primários, quer como adjuvantes no processo de coagulação (Guedes, 2004).

Nas últimas décadas, os coagulantes orgânicos poliméricos têm tido uma adesão crescente como alternativa à utilização de coagulantes químicos, sendo utilizados maioritariamente no tratamento de águas residuais, bem como para uma completa desidratação dos precipitados formados (funcionando como adjuvantes do processo de coagulação) (Moraes, 2004).

Segundo estudos analisados por Castro-Silva *et al.* (2004) com o objectivo da utilização destes coagulantes poliméricos alternativos, destacavam-se os compostos derivados de taninos vegetais, os quais apresentavam elevado grau de eficiência no tratamento de efluentes e águas destinadas ao consumo humano.

Os compostos derivados de taninos são designados como moléculas fenólicas biodegradáveis com capacidade de formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais (Castro-Silva *et al.*, 2004), sendo eficientes na remoção de partículas coloidais presentes em suspensão na água.

De entre as vantagens associadas à aplicação dos coagulantes orgânicos poliméricos destaca-se a ampla gama de pH em que podem funcionar, a não acidificação da solução aquosa em que são adicionados, a sua biodegradabilidade, a sua não toxicidade e a menor produção de lamas quando comparados com os coagulantes de sais de alumínio (Gaisina *et al.*, 2003).

c) Coagulantes Minerais *versus* Coagulantes Orgânicos

Os coagulantes minerais, embora menos dispendiosos do que os coagulantes orgânicos, fornecem eficiências de remoção de partículas coloidais muito inferiores às dos orgânicos.

Caso a linha de tratamento de uma determinada água residual preveja a aplicação de resinas permutáveis como um dos processos unitários de tratamento, não se adequa a aplicação de coagulantes minerais, uma vez que estes aumentam o teor de sais dissolvidos em solução, sobrecarregando as resinas.

Para além das desvantagens inerentes à aplicação dos coagulantes minerais em detrimento de coagulantes orgânicos de natureza polimérica já referidas anteriormente, é de notar que as dosagens de coagulantes orgânicos necessárias para o tratamento da água são significativamente menores do que as requeridas com a adição de coagulantes minerais (Gaisina *et al.*, 2003).

1.4.3.2.2. Seleção do Coagulante e Eficiências Associadas

A seleção do coagulante é função não só das características da água a ser tratada, bem como da facilidade de obtenção do reagente em termos físicos e comerciais, nunca descurando a viabilidade económica por minimização dos custos associados com a maximização da eficiência do processo de remoção de colóides.

Esta eficiência inerente ao uso de determinado coagulante encontra-se intimamente relacionada com os factores que afectam o processo de coagulação (ver secção §1.4.3.1). De entre estes factores destaca-se o ajuste prévio do pH do meio aquoso, dose mínima de coagulante da qual resulta a melhor taxa de remoção associada, presença de determinados iões em solução, bem como, o tempo e grau de agitação no qual ocorre o processo.

- Ajuste do pH

A cada coagulante encontra-se associado uma gama óptima de pH (ver exemplo no Quadro 1.7.) a qual corresponde ao ponto isoeléctrico do coagulante, onde se verifica o grau máximo de precipitação. Para que o pH seja ajustado, recorre-se à adição de diferentes reagentes:

- a) pH óptimo na gama ácida: Ácido Sulfúrico ou Dióxido de Carbono;
- b) pH óptimo na gama alcalina: Cal ou Carbonato de Sódio.

Quadro 1.7. Gama óptima de pH para diferentes coagulantes

Nome		Gama Óptima de pH
Sais Metálicos:		
Sulfato de Alumínio	$Al_2(SO_4)_3$	5,5 - 8,0
Sulfato Férrico	$FeCl_3$	5,0 - 11,0
Cloreto Férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	5,0 - 11,0
Coagulantes Poliméricos	-	4,5 - 8,0

De acordo com o tipo de remoção a ser efectuada, a gama de pH da solução deve ser adequada. Por exemplo, para a remoção de partículas coloidais geradoras de turvação, o pH deverá encontrar-se próximo de 7,0, enquanto que para a remoção de cor, o pH deverá situar-se entre 5,0 e 6,0 (Godinho, 2002).

- Dose mínima de coagulante

A quantidade desejável de coagulante é definida como a dose mínima que permite atingir maiores eficiências no processo de coagulação, resultando numa maior taxa de remoção. Doses muito baixas de coagulante não permitem o desenvolvimento desejável de flocos, inviabilizando a optimização do processo. Pelo contrário, doses muito elevadas, favorecem a

formação de flocos em excesso em detrimento do seu desenvolvimento em termos de dimensões e densidade.

Para além destas condições, é necessário ponderar a variabilidade na dosagem óptima de coagulante ao longo do ano devido à variação das características da água a tratar (Almeida, 2007).

- Presença de iões sulfato

A presença de iões sulfato em solução, detentores de carga negativa, neutraliza as cargas positivas resultantes da ionização das moléculas de hidróxidos de sais metálicos formados aquando da adição de sais metálicos à água. Esta neutralização de cargas favorece o processo de coagulação química (Almeida, 2007).

- Tempo e grau de agitação

O tempo requerido para que ocorram as reacções entre as partículas coloidais e o agente coagulante é função da dose de coagulante necessária e do grau de agitação da solução. Por conseguinte, para dosagens mais elevadas de coagulante encontram-se associados tempos superiores de homogeneização da solução (Trindade, 2006).

1.4.3.2.3. Adição de Adjuvantes

A adição de adjuvantes, como processo complementar a um coagulante principal, permite, em muitos casos, facilitar o processo de floculação, aumentando a decantabilidade e a resistência dos flocos. De entre as dificuldades inerentes à aplicação singular de um agente coagulante principal, destaca-se: a formação de precipitados de baixa decantabilidade; progresso lento na formação de flocos; e desenvolvimento de flocos pouco coesos e frágeis, que facilmente fragmentam sob acção da força hidráulica nos decantadores e condicionamento das lamas (Santos Filho *et al.*, 2002).

Os adjuvantes podem ser de natureza mineral ou orgânica, de origem natural ou sintética e carga eléctrica aniónica, catiónica ou neutra.

De entre as substâncias mais utilizadas como adjuvantes no tratamento de águas residuais e águas para consumo humano evidenciam-se os polielectrólitos, a sílica activada, argilas bentoníticas, carvão activado em pó (CAP) e carbonato de cálcio.

1.4.3.2.4. Unidades de Mistura Rápida

A etapa de coagulação tem início numa câmara de mistura rápida, com o fim de criar condições para que, em poucos segundos, o coagulante seja uniformemente distribuído por toda a massa de água. De acordo com o tipo de dispositivo, hidráulico ou mecânico, assim variam os critérios de dimensionamento para se atingir elevadas eficiências de remoção, levando a diferentes grandezas de gradiente de velocidade (G) e tempos de retenção hidráulica (t_h), tal como se pode observar no Quadro 1.8.

Quadro 1.8. Unidades de Mistura Rápida, a ter em conta no processo de coagulação, em função do tipo de dispositivo de dimensionamento (Adaptado de Almeida, 2007)

		G	Mecanismo de Coagulação	t_h
Dispositivo	Hidráulico	$5\ 000 \geq G \geq 800\ s^{-1}$	Adsorção-neutralização	$\leq 1\ s$
	Mecânico	$\geq 1\ 000\ s^{-1}$ $\geq 300\ s^{-1}$	Adsorção-neutralização Arrastamento de precipitado	$\leq 2\ min$

a) Dispositivos Hidráulicos

A mistura rápida decorrida nos dispositivos hidráulicos é garantida através de ressaltos hidráulicos causados pela mudança brusca de nível. De entre os dispositivos existentes, os mais recorrentes são o Canal Parshall e os Descarregadores Rectangulares, tal como se ilustram na Figura 1.9.



Figura 1.9. Dispositivos hidráulicos de mistura rápida: **1** – Canal Parshall; **2** – Descarregador Triangular (Almeida, 2007)

b) Dispositivos Mecânicos

Os dispositivos mecânicos de mistura rápida utilizam rotores geralmente do tipo turbina, que produzem fluxos turbulentos na água através do movimento rotativo dos impulsores.

Os agitadores de turbina são classificados pelo tipo de fluxo produzido, assim, podem ser turbinas de fluxo axial, que movem o líquido paralelamente ao eixo do agitador mecânico, ou

turbinas de fluxo radial, caracterizadas por movimentar o líquido perpendicularmente ao eixo da turbina (Figura 1.10).

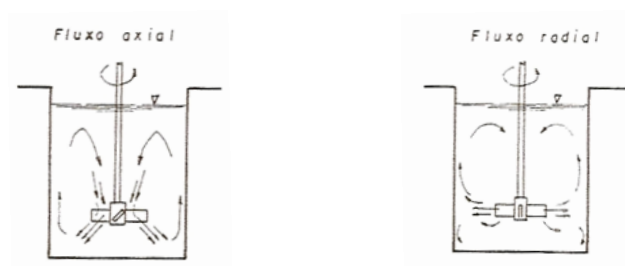


Figura 1.10. Dispositivos mecânicos de mistura rápida: Tipos de turbina (Netto *et al.*, 1991)

1.4.3.3. Floculação

Na etapa seguinte à coagulação ocorre o processo físico designado por floculação, no qual as partículas coloidais são colocadas em contacto umas com as outras, levando ao aumento do floco por adsorção dos microflocos. Este fenómeno de agregação altera a distribuição granulométrica dos flocos em solução.

No decurso deste processo tem de se ter em conta o tempo de retenção e a velocidade de escoamento da água, como factores condicionantes no processo de floculação. O tempo de retenção é função não só das características da água, mas também da natureza e dose de coagulante adicionado, do tipo de floculador e das metas de eficiência a serem atingidas no tratamento (Brum, 2005).

Os mecanismos inerentes à agregação de partículas coloidais no processo de floculação podem ser de dois tipos:

- Floculação Pericinetica

Neste mecanismo de microfloculação, as partículas coloidais que se encontram em suspensão no licor apresentam colisões desordenadas e aleatórias regidas pelos movimentos Brownianos, sendo a energia propulsora, a energia térmica do próprio fluido. Assim sendo, o processo de agregação depende, única e exclusivamente, do volume e da frequência de choques por unidade de tempo (Brum, 2005).

- Floculação Ortocinética

A floculação ortocinética, ou macrofloculação, é induzida hidrodinamicamente por geração de forças mecânicas exteriores, provocando turbulência e agitação na água. Através deste movimento do fluido, as partículas com dimensões superiores a 1 µm são colocadas em contacto umas com as outras.

O aumento de turbulência do fluido aumenta a probabilidade de choques entre partículas, promovendo os fenómenos de agregação, conduzindo a uma variação do volume do floco e tempo diferencial de decantação dos flocos formados (Santos Filho *et al.*, 2002).

Assim, a taxa de floculação originada pelo movimento do fluido, em um determinado ponto, é directamente proporcional ao gradiente de velocidade absoluto do fluido (G) nesse ponto (Camp, 1953). Segundo Camp e Stein (1943), o gradiente de velocidade, parâmetro de extrema importância na avaliação do padrão de escoamento em unidades de mistura e floculação, pode ser determinado de acordo com a expressão (1.4):

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu.V}} \quad (1.4)$$

onde, G representa o gradiente de velocidade absoluta [s^{-1}], P designa a potência dissipada [W], μ é a viscosidade dinâmica da água [$N.s^{-1}.m^{-2}$] e V o volume do floculador [m^3].

1.4.3.3.1. Tipos de Floculadores

Tal como visto anteriormente, o dimensionamento dos tanques de floculação, onde se verifica a aglomeração das partículas desestabilizadas e o crescimento dos flocos, baseia-se no gradiente de velocidade (G) induzido, por diferentes tipos de agitação e tempo de retenção hidráulica (t_h).

Estudos efectuados por Camp (1953) propõem os valores paramétricos de dimensionamento referidos no Quadro 1.9.

Quadro 1.9. Condições óptimas adoptadas no dimensionamento de tanques de floculação (Adaptado de Camp, 1953)

G	20 – 100 s^{-1}
t_h	20 – 30 min

De acordo com os sistemas e tipo de equipamentos de mistura, os floculadores podem então ser classificados em:

a) Floculadores Hidráulicos

Qualquer dispositivo que utilize a energia hidráulica dissipada em forma de perda de carga no fluxo de água, através de um tanque ou canal, pode ser utilizado como um floculador hidráulico. Os floculadores hidráulicos mais utilizados são do tipo chicana, onde a perda de carga é causada pela mudança forçada da direcção do fluxo. Os floculadores de chicanas variam em termos do fluxo de escoamento da água, podendo este ser horizontal ou vertical, tal como se ilustra na Figura 1.11.

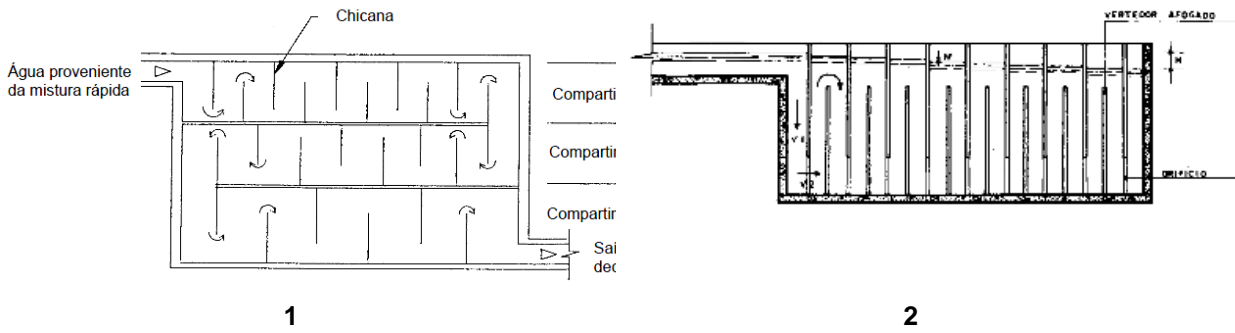


Figura 1.11. Plantas de floculadores hidráulicos: 1 – de chicanas de fluxo horizontal; 2 - de chicanas de fluxo vertical (Netto *et al.*, 1991)

b) Floculadores Mecânicos

Os tanques de floculação mecânica podem apresentar geometria circular ou rectangular, sendo a agitação da água feita por intermédio de rotores. Segundo Netto *et al.* (1991), os floculadores mecânicos mais utilizados são os de movimento rotativo de pás (igura 1.12), muito embora também se utilizem floculadores rotativos de turbinas ou de hélices (Figura 1.13).

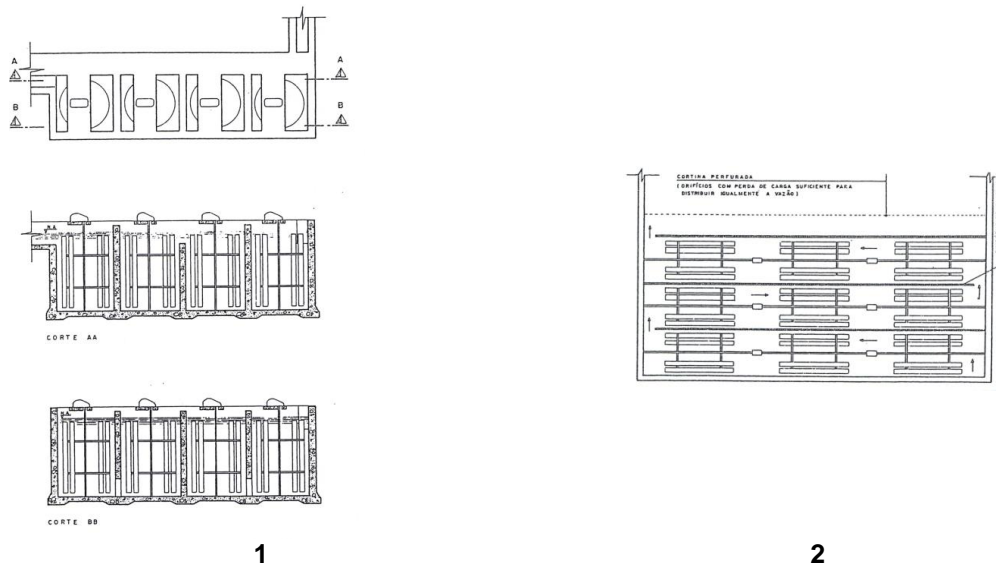


Figura 1.12. Floculador mecânico de pás: 1 – de eixo vertical; 2 – de eixo horizontal (Netto *et al.*, 1991)

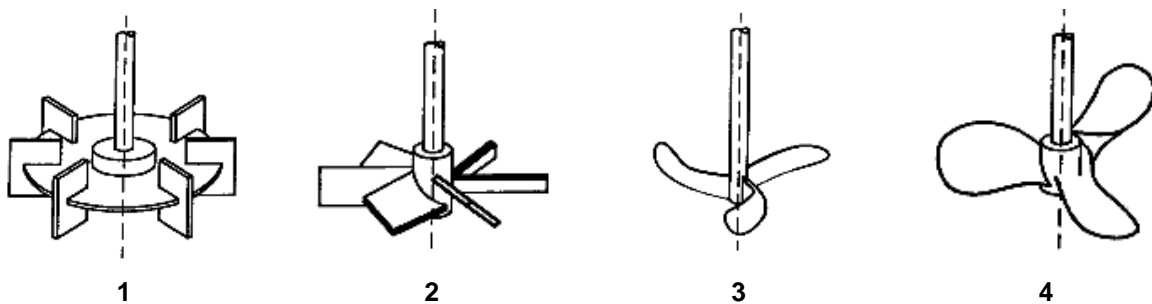


Figura 1.13. Floculadores mecânicos rotativos de turbinas: 1 –de pás planas; 2 –de pás curvas; Floculadores mecânicos rotativos de hélices: 3 – curva; 4 –de barco (Netto *et al.*, 1991)

1.4.3.4. Ensaio *Jar-test*

A selecção do coagulante, da sua dosagem óptima e do grau adequado de agitação da solução, requer a realização de ensaios de controlo à escala laboratorial designados por *Jar-test*. Neste tipo de ensaios de controlo, a eficiência de floculação da suspensão, para quantidades diferentes de diversos coagulantes, é avaliada em condições bem definidas de agitação, não havendo qualquer controlo de pH no decurso do ensaio.

Os equipamentos de *Jar-test* compreendem, em geral, seis unidades de teste as quais se encontram munidas de um sistema de agitação com velocidade regulável. Para além destas características, estes equipamentos apresentam no painel frontal um cronómetro e dispositivo de iluminação (Almeida, 2007), tal como se observa na Figura 1.14.



Figura 1.14. Equipamento laboratorial de ensaio *Jar-test* no GDEH-FCT-UNL

As etapas (embora não normativas) de um ensaio típico *Jar-test* podem ser definidas da seguinte forma:

- a) Adiciona-se aos copos de ensaio um determinado volume de amostra a tratar, iniciando-se a agitação rápida (entre 100 e 150 rpm);
- b) Adicionam-se doses diferenciadas de coagulante nos diferentes copos de teste, sendo a velocidade de agitação reduzida para 30 a 40 rpm, após um período de 1 a 5 minutos de agitação rápida;
- c) Decorridos 15 a 20 minutos em agitação lenta, cessa a agitação mecânica, ficando a suspensão em repouso, proporcionando a decantação dos flocos formados;
- d) Após 15 a 30 minutos sem agitação, retiram-se amostras do sobrenadante obtido em cada copo com o auxílio de uma pipeta, a fim de se efectuarem as determinações dos parâmetros de controlo, tais como turvação e pH (Netto *et al.*, 1991).

A diferenciação na velocidade de agitação da suspensão ao longo do ensaio de coagulação-floculação, em mistura rápida seguida de mistura lenta e repouso, possibilita a homogeneização do coagulante adicionado, a agregação dos flocos desenvolvidos e a sedimentação dos mesmos, daí resultando um clarificado ou sobrenadante de água tratada.

Para a avaliação criteriosa das taxas de remoção efectivas associadas às diferentes dosagens e tipos de coagulantes adicionados, a determinação dos parâmetros de controlo deve ser efectuada na amostra bruta e nos clarificados finais resultantes de cada dosagem.

1.4.4. Sedimentação

O processo de sedimentação para a remoção de partículas sólidas em suspensão é um dos mais comuns no tratamento de águas residuais para a separação sólido-líquido. Este processo consiste na utilização das forças gravitacionais para separar partículas de densidade superior à da água.

As partículas coloidais, uma vez que apresentam um tamanho reduzido e uma densidade muito próxima da densidade da água, oferecem dificuldades de remoção no processo de sedimentação simples, requerendo a adição de coagulantes para formar aglomerados ou flocos que sedimentem com facilidade. A sedimentação, com coagulação prévia, é um processo de clarificação do sobrenadante (Almeida, 2007).

Assim, de acordo com a concentração e a tendência das partículas em interagirem, a decantação pode ocorrer de diferentes formas:

- Sedimentação Discreta

A sedimentação discreta apresenta baixa concentração de partículas em suspensão. Neste processo, os sólidos decantam individualmente sem interacção significativa entre partículas vizinhas, apresentando por isso velocidades de sedimentação constantes ao longo da coluna de líquido, com movimento rectilíneo das partículas. Este tipo de sedimentação observa-se na remoção de saibro e areia (Netto *et al.*, 1991).

- Sedimentação Floculenta

Neste processo, as partículas presentes numa suspensão relativamente diluída coalescem ou floculam no decurso da sedimentação. No caso das partículas sofrerem coalescência, observa-se um aumento de massa das partículas ao longo da decantação e, conseqüentemente, um aumento de velocidade de sedimentação (Netto *et al.*, 1991).

Uma vez que quanto maior for a profundidade do tanque maior é a probabilidade de contacto entre partículas na decantação floculenta, a remoção depende, para além da propriedade do fluído e das partículas, da profundidade do tanque (Netto *et al.*, 1991).

Este processo de separação tende a ocorrer no decurso da remoção de flocos ou remoção parcial dos sólidos em suspensão na água residual bruta.

- Sedimentação Retardada

Este fenómeno ocorre em suspensões de concentração intermédia (entre 2 a 10 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos) onde as forças entre partículas são suficientes para perturbar e retardar a decantação de partículas vizinhas (Netto *et al.*, 1991). As partículas mantêm uma posição relativa sensivelmente constante e a massa das partículas decanta como um todo, criando uma interface nítida sólido-líquido no topo da massa que se encontra em decantação.

Segundo o modelo de Kynch, a velocidade de decantação retardada é proporcional à concentração de sólidos em suspensão, até que se verifique interação entre as partículas (Netto *et al.*, 1991).

A decantação retardada tem lugar em manto de lamas (*sludge blanket*) de decantadores de água floculada ou em decantadores secundários no decurso do processo biológico de tratamento de efluentes.

- Sedimentação por Compressão

Refere-se à sedimentação na qual as partículas existem em concentrações tão elevadas que se cria uma estrutura semi-sólida, ocorrendo decantação apenas por compressão desta camada. Esta compressão resulta do peso de partículas que são constantemente adicionadas à estrutura, devido à sedimentação que tem lugar no líquido sobrenadante (Netto *et al.*, 1991).

A sedimentação por compressão ocorre nas camadas inferiores de uma massa profunda de lamas, quer na base de um decantador secundário, num processo de tratamento biológico de efluentes, quer em espessamento de lamas (Netto *et al.*, 2004).

Em síntese, se se deixar em repouso uma solução contendo partículas em suspensão, será possível distinguir diferentes zonas de sedimentação, tal como se ilustra na Figura 1.15.

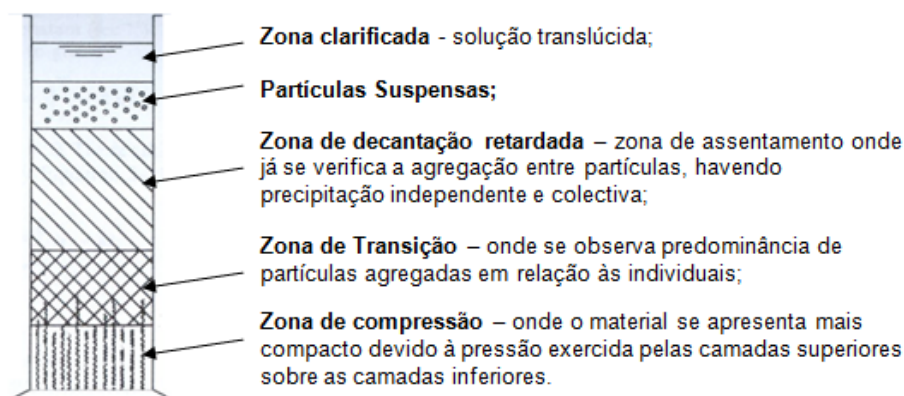


Figura 1.15. Zonas de Sedimentação ao longo de uma suspensão (Adaptado de Santos Filho *et al.*, 2002)

A remoção de uma partícula será função da velocidade terminal atingida, a qual é obtida pela resultante das forças de atrito, de impulsão e da força gravítica actuante na partícula. Considerando-se uma partícula discreta, as forças resultantes anulam-se, levando a que a aceleração da partícula seja igual a zero, ou seja, que a velocidade terminal iguale a velocidade de queda da partícula. Esta velocidade terminal relaciona-se com o diâmetro (d_p), a aceleração gravítica (g) e a variação de velocidade ($\rho_p - \rho$) afectada pelo coeficiente de atrito ($C_D = 24/n^\circ$ Reynold's, regime laminar), o qual, para um regime de fluxo laminar resulta na Equação (1.5), a qual se baseia na Lei de Stokes:

$$v_t = \frac{g \cdot (\rho_p - \rho) d_p^2}{14 \cdot \mu} \quad (1.5)$$

Por outro lado, a velocidade de sedimentação, também designada por taxa de escoamento superficial, resulta do quociente entre o caudal afluente e a área superficial de decantação.

Então, por análise dos valores de velocidade terminal e velocidade de sedimentação, considera-se que quando o valor da primeira é igual ou superior ao valor da segunda se garante a remoção da partícula, enquanto que, para o caso em que o valor da velocidade terminal é inferior à da velocidade de sedimentação, só uma fracção das partículas fica retida no decantador.

Assim, para um mesmo caudal afluente, o aumento de eficiência de remoção no interior do decantador traduzido na remoção de partículas de menores dimensões, resulta do aumento da área superficial de decantação, correspondendo numa diminuição da taxa de escoamento superficial.

1.4.4.1. Tipos de Decantadores

Os critérios de dimensionamento de decantadores são muito variados, sendo os mais importantes do ponto de vista prático os respeitantes ao:

- Tipo de escoamento da água:
 - Decantador de Escoamento Horizontal, nos quais a água dá entrada numa das extremidades do órgão, move-se na direcção longitudinal e sai na extremidade oposta. Caracteriza-se por apresentar, na generalidade dos casos, tanques com comprimentos muito elevados e velocidade horizontal lenta da massa de água (Figura 1.16);
 - Decantadores de Escoamento Vertical, onde a água é dirigida para a parte inferior, elevando-se seguidamente em movimento ascensional até à superfície do tanque. Este tipo de decantador apresenta grande profundidade, desejando-se que a

velocidade ascensional da massa de água seja limitada para evitar o arrastamento de partículas (Figura 1.16).

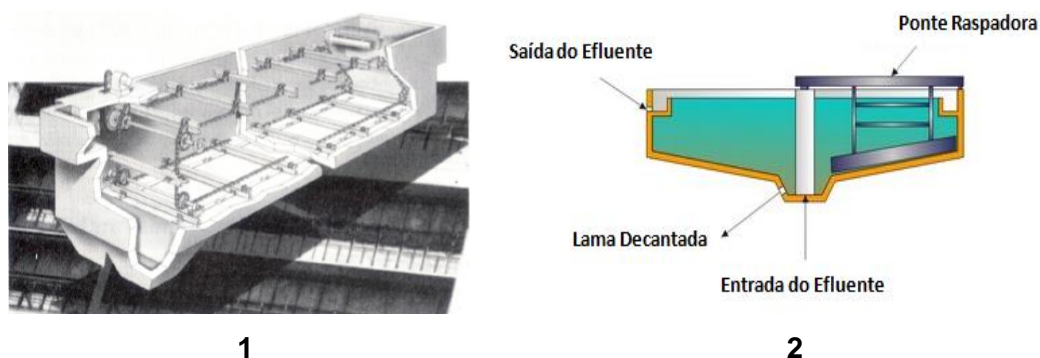


Figura 1.16. Decantadores em função do tipo de escoamento: **1** – Decantador de fluxo horizontal (Netto *et al.*, 1991); **2** – Decantador de fluxo vertical (Adaptado de Almeida, 2007)

- Tipo de condições de funcionamento:
 - Decantador do tipo Clássico ou Convencional, que recebe a água já floculada processando-se apenas a sedimentação. Onde a remoção dos decantadores pode ser efectuada quer por mecanizados quer por remoção simples;
 - Decantadores com Contacto de Sólidos, do tipo dinâmico, compacto ou acelerado, sendo unidades mecanizadas que promovem simultaneamente a agitação, a floculação e a decantação;
 - Decantadores com Escoamento Laminar, os quais podem ser do tipo tubular ou de placas, observando-se na generalidade eficiências de tratamento superiores.

De entre os decantadores não convencionais existentes no mercado, apresentam-se abaixo dois deles.

a) Decantador Lamelar

Este tipo de decantador (Figura 1.17) baseia o seu funcionamento na separação dos flocos de lamas mediante um sistema de placas ou lâminas paralelas. Após a etapa de floculação, o efluente dá entrada por uma caleira lateral no decantador, onde por acção da gravidade ocorre a deposição dos flocos nas lamelas. Após uma determinada aglomeração de partículas, estas apresentam peso suficiente para decantarem em conjunto ficando retidas no fundo do decantador. O clarificado resultante é recolhido numa caleira lateral (Almeida, 2007).

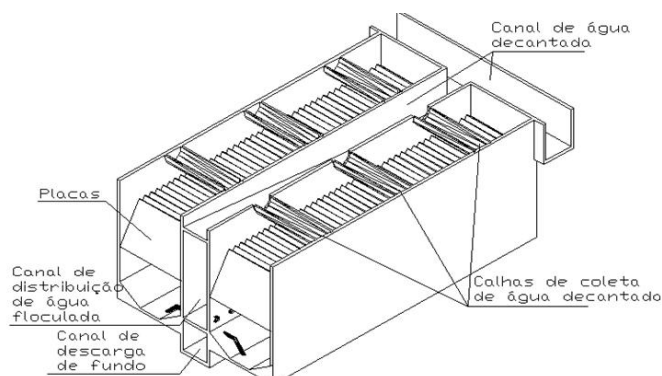


Figura 1.17. Esquema de decantadores lamelares (Amaral, 2007)

Uma vez que este tipo de decantador não requer tempos de retenção tão elevados, é possível que o sistema opere com taxas de escoamento superficial muito superiores, resultado de um aumento muito significativo da área de decantação em relação ao decantador dito convencional. Assim, é uma solução compacta que, para um mesmo caudal a tratar, com uma mesma eficiência, consegue operar numa área muito menor do que um decantador convencional, não acarretando necessariamente num acréscimo notório de capital a investir (Netto *et al.*, 1991).

Este tipo de decantadores pode ser uma alternativa de reabilitação de linhas de tratamento que apresentavam decantadores convencionais para separação de sólidos, permitindo desta forma aumentar a capacidade de tratamento da linha, ou da eficiência a ser atingida (Almeida, 2007).

De entre os parâmetros de dimensionamento neste tipo de órgão, destacam-se valores de carga hidráulica na ordem dos 2,4 a 5 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, com relações de comprimento/largura igual ou superior a 2, tempos de retenção hidráulicos entre 45 a 90 minutos e altura do decantador entre 3 e 5 metros.

b) Decantador de Manto de Lamas - *Sludge Blanket*

O decantador de manto de lamas (ver Figura 1.18) consiste num único tanque, onde têm lugar os processos de floculação e decantação. O escoamento em fluxo ascensional (*upflow*) do efluente permite a formação de uma camada de lamas em suspensão na zona de baixa turbulência a qual favorece a colisão entre partículas e conseqüente aumento das eficiências de floculação (Almeida, 2007).

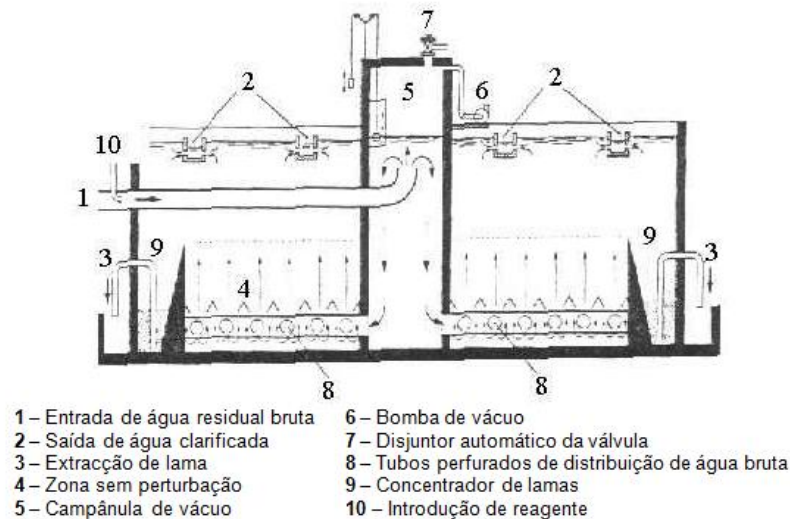


Figura 1.18. Esquema de um decantador de manto de lama (Netto *et al.*, 1991)

Uma vez que neste tipo de órgãos se promove a floculação no interior do manto de lamas, a linha de tratamento não requer a existência de um floculador a montante, permitindo minimizar os custos de investimento e de exploração.

Este tipo de órgão suporta períodos de doseamento de coagulante que não correspondem à sua dose ótima, devido aos elevados tempos de retenção hidráulica que se verificam. Tais elevados tempos de retenção permitem o ajuste da dose de coagulante a ser adicionada, possibilitando um bom controlo do processo.

Para que a altura do manto de lama se mantenha mais ou menos constante recorre-se ao controlo por sistemas de detectores ópticos suspensos no tanque, o qual permite avaliar a necessidade de remoção de lama.

Como desvantagem refere-se a sensibilidade deste tipo de órgão ao tratamento químico e à variação da qualidade do efluente à saída do tanque (Mano, 2002).

2. Material e Métodos

2.1. Campanhas de Amostragem

Com o fim de se atingirem os objectivos propostos neste trabalho, foram realizadas quatro campanhas de amostragem na ETAR da Vila de Avis, nos períodos referidos no Quadro 2.1.

Quadro 2.1. Períodos das campanhas de amostragem

Campanha	Período de Amostragem		
	Ano	Mês	Dias
1 ^a	2009	Maio	4 e 5
2 ^a	2009	Junho	22 e 23
3 ^a	2009	Setembro	28 e 29
4 ^a	2010	Março	15 e 16

2.2. Origem das Amostras de ARM

As amostras da ARM (Figura 2.1), que foram submetidas aos ensaios de coagulação-floculação, foram colhidas na obra de entrada (OE) da ETAR da Vila de Avis (Figura 2.2).

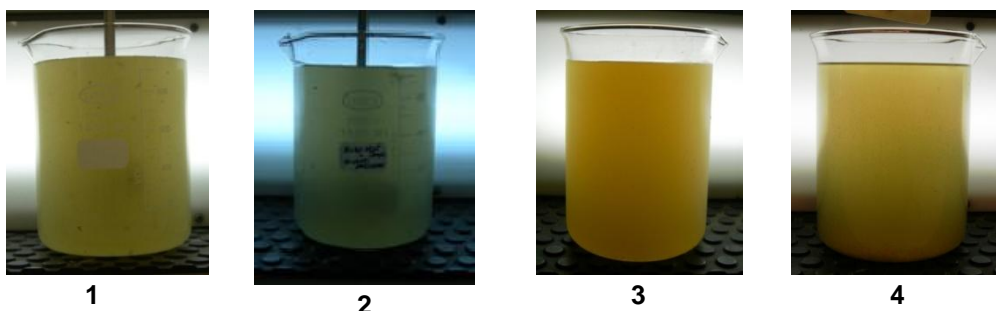


Figura 2.1. Amostras compósitas da ARM afluente à ETAR de Avis recolhidas nas campanhas referentes aos períodos: 1 - Maio de 2009; 2 – Junho de 2009; 3 – Setembro de 2009; 4 – Março de 2010



Figura 2.2. OE da ETAR de Avis (local de colheita das amostras compósitas da ARM)

2.3. Metodologia de Colheita

Todas as campanhas de amostragem foram planeadas e realizadas em dias úteis da semana, com o objectivo de se colher amostras compósitas que fosse representativas da laboração da fábrica de vegetais congelados, durante as fases de processamento de diversos vegetais, afim de se avaliar o efeito da descarga dessa AR industrial na ARM afluente à ETAR de Avis.

As colheitas das amostras compósitas foram realizadas por recurso a dois colectores automáticos programáveis, da marca *ISCO*, modelo 3700 (Figura 2.3). Cada amostra compósita foi colhida num período de 24 horas, em intervalos de 30 minutos, tendo a programação do equipamento sido efectuada para um volume unitário de cada sub-amostra de 190 mL.



Figura 2.3. Amostradores automáticos utilizados para a recolha das amostras compósitas da ARM: **1** - Amostradores automáticos fechados colocados no gradeamento da OE da ETAR de Avis; **2** - Programação dos amostradores para a colheita das sub-amostras

2.3.1. Conservação das Amostras

No decurso do transporte, as amostras foram preservadas a 4°C com o auxílio de acumuladores térmicos, dando entrada no laboratório do GDEH-FCT-UNL no segundo dia de cada campanha.

No laboratório, a conservação das amostras foi efectuada em função das determinações laboratoriais a serem analisadas, tendo estas sido realizadas no dia da sua entrada no laboratório. atendo por base a norma ISO 5667-3:2003, a conservação das amostras foi realizada da seguinte forma:

- a) Um volume de 250 mL foi transferido para um frasco de vidro escuro, tendo sido conservado com H₂SO₄ concentrado, até pH≤2, para posterior determinação dos parâmetros CQO, N-kjeldahl e P-total;
- b) O restante volume (≈13,49 L) foi conservado num frasco de plástico de alta densidade (HDPE), opaco, tendo sido conservado no frio (4°C), para posterior

realização dos ensaios de coagulação-floculação em *Jar-test* e determinação dos parâmetros CBO₅, COT e SST.

2.3.2. Determinações Efectuadas no Local de Colheita

No início e no fim de cada uma das campanhas de amostragem procedeu-se à realização de duas colheitas pontuais da ARM afluente à ETAR de Avis. As colheitas pontuais foram feitas na OE da ETAR, por recurso a um amostrador manual extensível, tendo-se procedido à medição, no local, do pH, Oxigénio Dissolvido (OD), Temperatura e Condutividade (Figura 2.4).



Figura 2.4. Determinações de campo efectuadas a uma amostra pontual da AR afluente à OE da ETAR de Avis: **1** – medição do pH; **2** – determinação do OD e temperatura da amostra; **3** - medição da condutividade

O pH foi determinado por recurso a um eléctrodo de vidro da marca *ORION*, modelo *ROSS* (ISO 10523:2008); a Temperatura e OD foram medidos através de um eléctrodo de OD da marca *WTW*, modelo *Symphony*, com incorporação de um eléctrodo de temperatura (ISO 5814:1990); a Condutividade foi determinada por recurso a sondas *CD 601WP* (0-1999 $\mu\text{S/cm}$) e *CD 611* (100-19999 $\mu\text{S/cm}$) (ISO 7888:1985).

2.4. Coagulantes

Os coagulantes utilizados nos ensaios de coagulação-floculação foram os seguintes (Figura 2.5):

- a) Benolex 50, a 25% m/v, no estado líquido;
- b) Benolex 6015 em pó;
- c) Sulfato de Alumínio octodeca-hidratado ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) a 25% m/v, no estado líquido.



Figura 2.5. Coagulantes utilizados nos ensaios de coagulação floculação da ARM afluente à ETAR de Avis: **1** - Benolex 50 em estado líquido (25% m/v); **2** - Benolex 6015 em pó; **3** - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ (25% m/v)

Tanto o coagulante Benolex 50 como o coagulante mineral Benolex 6015 foram fornecidos pela empresa *NETIRA Ambiente, Lda*. As dosagens de ambos os coagulantes foram efectuadas sem qualquer alteração do seu estado físico inicial, tendo o primeiro sido fornecido numa solução de 25% m/v, enquanto o segundo, foi fornecido em estado sólido.

A solução de Sulfato de Alumínio preparada para os ensaios foi diluída a 25% m/v, tendo esta preparação sido efectuado no laboratório do GDEH-FCT-UNL.

De seguida passar-se-á a descrever a natureza dos coagulantes testados.

2.4.1. Benolex 50

O Benolex 50 insere-se nos reagentes orgânicos poliméricos naturais catiónicos (ver secção §1.4.3.2.1.) de baixo peso molecular, de natureza essencialmente vegetal, constituído por Tanatos Quaternários de Amónia. Este produto é obtido através de um processo de lixiviação aquosa da casca da Acácia Negra, sendo constituído por estruturas antioxidantes de peso molecular médio ($1700 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$), bem como uma fracção de açúcares, gomas hidrocoloidais e sais solúveis (NETIRA Ambiente, 2007).

O Benolex 50 pode actuar como agente coagulante, floculante ou como adjuvante no processo de floculação. A sua aplicação pode ser directa ou sob a forma de solução diluída, sozinho ou em conjunto com outros coagulantes, tais como o Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico (NETIRA Ambiente, 2007).

A adição de Benolex 50 a uma solução aquosa, neutraliza as cargas superficiais das partículas coloidais em suspensão, formando pontes entre partículas e levando à formação de flocos decantáveis (NETIRA Ambiente, 2009b).

Uma vez que a adição de Benolex 50 não consome alcalinidade natural da água, não se verifica a variação do pH da água após tratamento, apresentando, contudo, maiores eficiências na gama de pH entre 4,5 e 8,0 (NETIRA Ambiente, 2009b).

O armazenamento deste reagente deve-se realizar em local seco, ventilado, protegido da luz solar e em embalagem fechada, de forma a se garantir a manutenção das suas características (NETIRA Ambiente, 2009a).

É de evitar o contacto do Benolox 50 com bases fortes e superfícies ferrosas, uma vez que propicia a sua degradação.

As propriedades físicas e químicas do Benolox 50 são apresentadas no Quadro 2.2.

Quadro 2.2. Propriedades físicas e químicas do Benolox 50 (Adaptado de NETIRA Ambiente, 2009a)

Estado	Líquido
Cor	Castanho-escuro
Odor	Suave
Mudança de Estado	
Ponto de Fusão	Decompõe-se
Ponto de Ebulição [°C]	98
Ponto de Congelamento [°C]	-13
Ponto de Inflamação	Não aplicável
Temperatura de Decomposição	Não disponível
Temperatura de Ignição	Não aplicável
Limites de Inflamabilidade	Não aplicável
Pressão de Vapor	Não disponível
Densidade a 23°C [g.cm⁻³]	1,1 a 1,2
Solubilidade em Água	Total
pH (escala Sorensen)	1,3 a 2,3
Viscosidade a 25°C [N.s.m-2]	0,07
Características Iónicas	Catiónico

Uma vez que este produto é de natureza orgânica de origem vegetal totalmente biodegradável, é passível de sofrer digestão nas etapas de tratamento por via biológica. As lamas geradas pela aplicação do Benolox 50 não apresentam na sua constituição sais de alumínio, podendo ser utilizadas como fertilizante do solo (NETIRA Ambiente, 2007).

2.4.2. Benolox 6015

O Benolox 6015, segundo informações cedidas pela empresa NETIRA Ambiente, é um reagente de origem mineral, composto por argilas activadas de natureza bentonítica.

Uma vez que as argilas bentoníticas são detentoras de elevada capacidade de permuta catiónica, resultante de substituições isomórficas, aliadas às suas características estruturais de adsorção de diferentes compostos, quer de natureza orgânica quer inorgânica,

apresentam extrema versatilidade nas suas aplicações, tal como a clarificação das águas resultantes dos processos biológicos e industriais (Neto *et al.*, 2004).

Segundo a empresa responsável pela comercialização do Benolex 6015, este composto apresenta aptidão como adjuvante no processo de coagulação, permitindo facultar o desenvolvimento do floco e sua decantabilidade e assim aumentar o potencial de remoção de sólidos em suspensão e de matéria orgânica presentes na água em tratamento.

2.4.3. Sulfato de Alumínio

O Sulfato de Alumínio, entre outros coagulantes químicos existentes no mercado, é um dos mais amplamente utilizados na remoção de sólidos em suspensão presentes quer em águas para abastecimento público, quer em águas residuais.

As características deste coagulante químico com constituição de sais metálicos, encontra-se já referida na secção §1.4.3.2.1. alínea a), razão pela qual não se fará novamente menção.

2.5. Ensaio de Caracterização Químico-Biológica das Amostras Compósitas da ARM e dos Sobrenadantes dos Ensaio de Coagulação-Floculação

Cada uma das campanhas de colheita e cada um dos ensaios de coagulação-floculação, os quais foram efectuados com três coagulantes distintos, deram origem às seguintes amostras:

- Amostra compósita da ARM;
- Sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v);
- Sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação sequencial com as dosagens óptimas de Benolex 50 (numa concentração de 25% m/v) e Benolex 6015;
- Sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio (25% m/v).

Em todas as campanhas realizadas, a caracterização químico-biológica das amostras acima indicadas foi feita com base na análise dos seguintes parâmetros e metodologias analíticas:

a) pH

A determinação deste parâmetro foi efectuada por recurso ao método electrométrico, por recurso a um eléctrodo específico de vidro, modelo *ROSS*, da marca *ORION*, e um analisador de iões da mesma marca, modelo *ion Analyzer EA940* (ISO 10523:2008), com agitação da solução.

b) CQO total

Para a determinação da CQO na fracção total recorreu-se ao método volumétrico de oxidação pelo dicromato de potássio (ISO 15705:2002), por digestão da amostra com refluxo, na presença do sulfato de mercúrio em pó - HgSO_4 (para precipitação dos cloretos presentes em solução), à qual foi adicionado um volume conhecido de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (0,25N), em meio fortemente acidificado (H_2SO_4 concentrado, 98-99%), a 160°C, durante 110 minutos.

No decurso da digestão, a matéria orgânica presente em solução reduz o $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. O $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em excesso que não foi reduzido pela matéria orgânica é titulado com uma solução de sulfato ferroso amoniacal de título conhecido (0,25N).

A quantidade total de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ que sofreu redução traduz a quantidade total de oxigénio requerido para a oxidação do carbono orgânico a dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). A CQO pode então ser calculada através da Equação (2.1):

$$\text{CQO (mg O}_2\text{. L}^{-1}\text{)} = \frac{(V_{\text{tb}} - V_{\text{ta}}) \times N \times 8000}{V_{\text{a}}} \quad (2.1)$$

em que ,

V_{tb} – Volume de titulante consumido no branco [mL];

V_{ta} – Volume de titulante consumido na amostra [mL];

N – Título expresso em normalidade da solução de sulfato ferroso amoniacal (0,25N);

8000 – Massa molar de 0,5 mg de O_2 num litro de amostra, afectada pelo factor de correcção para o volume de 1 L;

V_{a} – Volume de amostra [mL].

c) $\text{CBO}_5(20)$ total:

Para a determinação da CBO_5 total recorreu-se ao método respirométrico, tendo-se utilizado respirómetros *OXITOP*, da marca *WTW* (ISO 5815-1:2003), os quais permitiram determinar a depleção do OD provocado pela oxidação biológica aeróbia da matéria orgânica, por conversão de O_2 em CO_2 durante 5 dias de ensaio, no escuro, a 20°C, com agitação permanente. Esta medição é feita pela variação da pressão dos gases no interior dos

respirómetros, sendo a detecção efectuada por sensores eléctricos de pressão. O valor da CBO, expresso em $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, é resultado do diferencial de pressão e do factor de diluição (o qual depende do volume de amostra utilizado), medidos ao longo dos cinco dias de ensaio.

De forma a garantir a eficiente actividade metabólica dos microrganismos em solução, adicionou-se soluções salinas, numa percentagem de 0,1% (v/v) em função do volume de amostra, evitando-se deste modo a limitação de nutrientes em solução ao longo do ensaio.

d) COT

A determinação do COT foi realizada com base no método de combustão da amostra e quantificação do CO_2 libertado no decurso da decomposição de moléculas orgânicas, através de um detector de radiação infravermelha (ISO 8245:1999). Estas determinações realizaram-se num analisador de carbono orgânico, da marca *Shimadzu*, modelo TOC 5000.

A conversão dos compostos orgânicos e inorgânicos da amostra a CO_2 , através da sua combustão na presença de ar reconstituído (concentrações de CO_2 inferiores a 0,01%), permitiu quantificar, por recurso a um detector de infravermelhos, o teor em carbono total (CT) presente na amostra.

A medição do carbono inorgânico (CI) foi realizada pela injeção da amostra numa câmara de reacção contendo ácido fosfórico (25% v/v), pelo arrastamento do CO_2 com ar reconstituído e pela sua quantificação num detector de infravermelhos.

Por diferença entre as concentrações das fracções de CT e CI obteve-se a concentração de COT (expresso em $\text{mg C} \cdot \text{L}^{-1}$).

e) SST

A quantificação da matéria suspensa ou dissolvida, traduzida em SST, presente em cada amostra, foi feita com base no método gravimétrico (ISO 11923:1997) através da sua filtração por membranas filtrantes de nitrato de celulose, com uma porosidade de 0,45 μm , da marca *Whatman*.

Após ter-se obtido a tara da membrana filtrante, até à obtenção de peso constante (a $103 \pm 2^\circ\text{C}$), iniciou-se a filtração da amostra. A biomassa retida na membrana foi então seca em estufa, a $103 \pm 2^\circ\text{C}$, até à obtenção de peso constante.

O acréscimo de massa verificado em relação à registada inicialmente nas membranas filtrantes traduziu o peso dos SST presentes na amostra.

O teor de SST foi determinado de acordo com a Equação (2.2):

$$\text{SST}(\text{mg. L}^{-1}) = \frac{(P_2 - P_1)}{V_a} \quad (2.2)$$

onde,

P_1 – Peso da cápsula + Peso da membrana filtrante [g];

P_2 – Peso da cápsula + Peso da membrana filtrante após filtração da amostra, secagem e arrefecimento [g];

V_a – Volume de amostra filtrada [mL].

f) N-Kjeldahl

O procedimento analítico adoptado para a determinação do N-Kjeldahl baseou-se na digestão da amostra com H_2SO_4 concentrado, a uma temperatura de 360°C , durante 30 min. Posteriormente foi efectuada a destilação da amostra com corrente de vapor, em meio básico, tendo o NH_3 sido absorvido numa solução de ácido bórico. A sua quantificação foi efectuada por titulação com H_2SO_4 diluído (0,02 N) (ISO 5663:1984).

O N-Kjeldahl foi calculado através da Equação (2.3):

$$\text{N - Kjeldahl (mg N. L}^{-1}) = t \times 14 \times V_{\text{tit}} \times \frac{V_{\text{balão}}}{V_{\text{toma dest.}} \times V_a} \times 1000 \quad (2.3)$$

em que,

t – Título de H_2SO_4 utilizado na titulação (0,2 N);

V_{tit} - Volume de H_2SO_4 consumido na titulação [mL];

$V_{\text{balão}}$ - Volume do balão volumétrico [mL];

$V_{\text{toma dest.}}$ - Volume utilizado na destilação [mL];

V_a - Volume de amostra [mL].

g) P-total

A determinação do parâmetro P-total foi efectuada por uma digestão ácida (H_2SO_4 concentrado) da amostra, seguindo-se a quantificação pelo método espectrofotométrico do ácido ascórbico e molibdato de amónio (ISO 6878:2004).

Previamente ao ensaio, foi construída uma recta de calibração em função das concentrações conhecidas das soluções padrão de fósforo e absorvância, medida a um comprimento de onda de 880 nm.

As amostras digeridas foram sujeitas à adição de agente redutor (ácido ascórbico e molibdato de amónio) de forma a ocorrer reacção com os ortofosfatos presentes em solução, originando a formação de complexos fosfomolibdicos com coloração azul. O doseamento destes complexos foi conseguido através de um espectrofotómetro da marca *CECIL 9000 series*.

A massa de fósforo total nas amostras foi obtida por recurso à recta de calibração, tendo a concentração de fósforo nas amostras sido calculada através da Equação (2.4):

$$P - \text{total (mg P. L}^{-1}\text{)} = M \times \frac{V_{\text{balão}}}{V_{\text{amostra digerida}} \times V_a} \quad (2.4)$$

onde,

M – Massa de fósforo [μg];

$V_{\text{balão}}$ – Volume do balão volumétrico [mL];

$V_{\text{amostra digerida}}$ – Volume de amostra digerida [mL];

V_a – Volume de amostra a ser digerida [mL].

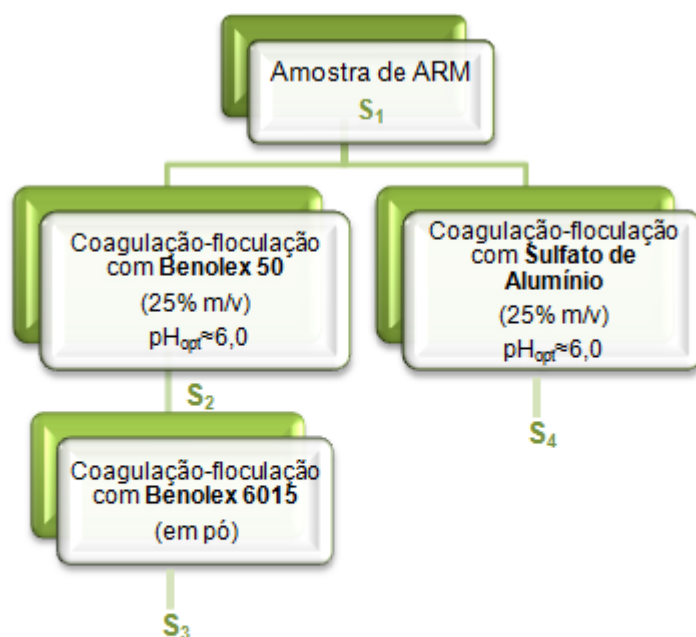
2.6. Ensaio de Coagulação-Floculação

Todos os ensaios de coagulação-floculação, decorrentes das quatro campanhas realizadas, foram efectuados por recurso ao equipamento *Jar-test* (ver secção §1.4.3.4), da marca *Aaqua G. VITTADINI* (Figura 2.6).



Figura 2.6. Equipamento de Jar-test utilizado para os ensaios de coagulação-floculação

Na Figura 2.7 apresenta-se o procedimento geral que foi seguido para a realização dos ensaios de coagulação-floculação.



S₁- ARM antes do processo de coagulação-floculação; **S₂** – sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com o Benolex 50; **S₃** – sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação sequencial com o Benolex 50 e Benolex 6015; **S₄** - sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com o Sulfato de Alumínio.

Figura 2.7. Diagrama do procedimento geral dos ensaios de coagulação-floculação

Estes ensaios de coagulação-floculação tiveram como principal objectivo determinar a concentração óptima dos coagulantes em estudo (ver secção §2.4.), por análise do potencial de remoção de sólidos e carga orgânica, presentes na amostra de ARM e nos sobrenadantes resultantes dos diferentes ensaios de coagulação-floculação. O controlo da eficiência de coagulação-floculação no decurso dos ensaios foi feito por recurso à medição dos seguintes parâmetros:

- Transmitância, a um comprimento de onda de 580 nm, tendo-se utilizado um espectrofotómetro da marca *PHARMACIA LKB Novaspec II Rapid*;
- COT, pelo método indicado anteriormente na secção §2.5 alínea d).

As etapas dos ensaios de coagulação-floculação, com a aplicação dos diferentes coagulantes em estudo, encontram-se descritas nas secções abaixo.

2.6.1. Ensaio Preliminar de Coagulação-Floculação das amostras compósitas com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)

Os ensaios preliminares de coagulação-floculação com o coagulante Benolex 50 foram realizados sobre as amostras compósitas da ARM, as quais foram previamente submetidas à correcção do pH para um valor de 6,0, tendo-se utilizado NaOH (0,6 N), na 1^a, 2^a e 3^a campanhas, e HCl (0,6 N), na 4^a campanha. O valor de pH 6,0 corresponde ao ponto isoeléctrico do coagulante Benolex 50.

Após a correcção do pH, um litro da ARM foi sujeita a adições sucessivas de Benolex 50, numa gama de 0 a 125 mg.L⁻¹ (0 a 700 µL).

Cada adição do coagulante ocorreu com agitação rápida (100 rpm), durante um minuto, para promover a mistura, seguindo-se um ciclo de agitação lenta (40 rpm), durante 15 minutos, para facilitar a floculação. O período de decantação teve uma duração de 30 minutos, sem qualquer agitação mecânica.

Os sobrenadantes resultantes foram submetidos à determinação dos parâmetros de controlo, como referido na secção §2.6.

A partir das curvas de aumento de Transmitância e de remoção de COT foi estabelecida a dosagem óptima de Benolex 50 para a amostra de ARM, com pH corrigido.

2.6.2. Ensaio Definitivo de Coagulação-Floculação das amostras compósitas com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)

Este ensaio foi realizado com a concentração óptima de Benolex 50, definida no ensaio referido na secção §2.6.1.

Procedeu-se à adição da dosagem óptima do Benolex 50 a uma amostra de 1 L de ARM, a qual foi previamente submetida à correcção do pH com NaOH (na 1ª, 2ª e 3ª campanha) e HCl na 4ª campanha. Os ensaios de coagulação-floculação foram realizados em três ciclos de coagulação-floculação-sedimentação, tal como indicado anteriormente (secção §2.6.1.).

Num dos replicados, o sobrenadante foi submetido à caracterização dos seguintes parâmetros: pH, COT, CBO₅, CQO total, SST, N-Kjeldahl e P-total. Este ensaio permitiu calcular as percentagens de remoção destes parâmetros, relativamente à concentração óptima de Benolex 50.

2.6.3. Ensaio Preliminar de Coagulação-Floculação sequencial com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015

Este ensaio foi realizado no sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v).

Foram testadas diferentes concentrações de Benolex 6015 (de 0 a 200 mg.L⁻¹) através de adições sucessivas do coagulante em pó. Os ciclos de agitação rápida, agitação lenta e sedimentação foram idênticos aos definidos anteriormente (secção §2.6.2.).

Os sobrenadantes obtidos das diferentes dosagens de Benolex 6015 foram analisados relativamente aos parâmetros Transmitância e COT.

Este ensaio teve como principal objectivo definir a menor concentração de Benolex 6015 que permitiu atingir a mais elevada percentagem de remoção de SST, através da medição da Transmitância da amostra, e do COT.

2.6.4. Ensaio Definitivo de Coagulação-Floculação sequencial com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015

Após ter sido definida a dosagem óptima do coagulante Benolex 6015, foi realizado um novo ensaio de coagulação-floculação. Este ensaio consistiu em adicionar a concentração óptima de Benolex 50 a 1 L de amostra da ARM, a qual foi submetida à correcção inicial do pH para um valor próximo de 6,0 (na 1ª, 3ª e 4ª campanha). O sobrenadante deste ensaio foi recolhido e foi-lhe adicionada a dosagem óptima de Benolex 6015.

Ambos os ensaios foram realizados com três ciclos de coagulação-floculação-sedimentação idênticos ao que foi descrito na secção §2.6.1.

Nos ensaios de coagulação-floculação descritos, foram recolhidas amostras dos sobrenadantes, as quais foram submetidas à caracterização químico-biológica, tal como indicado na secção §2.5.

2.6.5. Ensaio Preliminar de Coagulação-Floculação das amostras compósitas com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Antes de ter sido dado início aos ensaios de coagulação-floculação no equipamento *Jar-test*, as amostras compósitas da ARM foram sujeitas a uma correcção prévia do pH (na 1ª, 3ª e 4ª campanha), por adição de NaOH (0,6 N) ou HCl (0,6 N) para um valor próximo de 6,0, o qual corresponde ao ponto isoeléctrico do Sulfato de Alumínio.

Após se ter efectuado a correcção do pH, o Sulfato de Alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) foi adicionado à amostra compósita de ARM, a partir de uma solução com uma concentração de 25% m/v. As adições sucessivas de Sulfato de Alumínio foram efectuadas numa gama de 0 a 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Os ciclos de coagulação-floculação-sedimentação foram idênticos aos referidos na secção §2.6.1

Os sobrenadantes resultantes de cada ciclo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v) foram submetidos à determinação dos parâmetros Transmitância (a 580 nm) e COT, para controlo da eficiência de remoção em SST e COT, bem como para a determinação da dosagem óptima do coagulante.

2.6.6. Ensaio Definitivo de Coagulação-Floculação com o Sulfato de Alumínio (25% m/v)

A realização deste ensaio foi feita com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio definida no ensaio anterior (secção §2.6.5).

Por recurso a 1 L de amostra compósita da ARM, a qual foi submetida à correcção prévia do pH, procedeu-se à realização de um ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima do Sulfato de Alumínio. Os ciclos de coagulação-floculação-sedimentação foram idênticos aos descritos anteriormente (secção §2.6.1.).

O sobrenadante resultante de um dos replicados foi submetido à determinação dos seguintes parâmetros: pH, COT, CBO₅, CQO total, SST, N-Kjeldahl e P-total.

Este ensaio permitiu calcular as percentagens de remoção destes parâmetros, relativamente à dosagem óptima de Sulfato de Alumínio.

3. Resultados e Discussão

3.1. 1ª Campanha de Amostragem – Maio de 2009

3.1.1. Determinações efectuadas no Local de Colheita

Os resultados das determinações de pH, OD, Temperatura e Condutividade, efectuadas no local de colheita, são apresentados no Quadro 3.1.

Quadro 3.1. Determinações efectuadas no local de colheita da ARM, durante a 1ª campanha de amostragem (Maio 2009)

Data	Hora	pH (esc. Sorensen)	OD [mgO ₂ .L ⁻¹]	Temperatura [°C]	Condutividade [µS.cm ⁻¹]
04-05-2009	11:30	6,1	0,56	20,8	845
05-05-2009	11:30	5,1	0,28	22,4	1900

Pelo Quadro 3.1. constata-se que a ARM afluente à ETAR apresentava carácter ligeiramente ácido, com valores de pH de 6,1, no dia 4 de Maio, e 5,1, no dia 5 do mesmo mês. Tendo-se observado cascas de ervilha em suspensão no afluente, bem como um odor muito intenso e adocicado, característico deste vegetal, tais valores de pH poderão dever-se ao processamento de ervilha na indústria de vegetais congelados, uma vez que tal processamento é caracterizado por originar águas residuais com valores de pH ácidos (Meinck *et al.*, 1977; GDEH-FCT-UNL, 2008a).

A menor concentração de OD e os valores mais elevados de Temperatura e Condutividade, que foram registados no segundo dia da campanha de amostragem, indiciam uma maior intensidade de laboração da indústria de vegetais congelados nesse dia, tal como se confirmou pelos valores de caudais médios diários cedidos pela AdNA (Quadro 3.2).

Quadro 3.2. Caudais médios afluentes registados nos dois dias da 1ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2009a)

Período de amostragem	Caudal médio diário afluente [m ³ .d ⁻¹]
04 - 05 - 2009, 10:50 h	520
05 - 05 - 2009, 11:00 h	1 204

3.1.2. Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis

No Quadro 3.3 apresentam-se os resultados médios obtidos na caracterização químico-biológica da amostra compósita da ARM afluente à ETAR de Avis referente à 1ª campanha de amostragem, realizada em Maio de 2009.

Quadro 3.3. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluyente à ETAR de Avis, relativas à 1ª campanha

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. [%] [(b/a)*100]	n
pH (escala Sorensen)	5,35	0,13	2,4	5
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	3150	71	2,3	4
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	2537	333	13,1	2
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,81	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	1272	49	3,9	2
SST [mg.L ⁻¹]	315	21	6,7	2
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	121	3	2,5	2
P-total [mg P.L ⁻¹]	23	2	8,7	2

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado

Os resultados obtidos na caracterização químico-biológica da amostra compósita de ARM afluyente à ETAR da Vila de Avis, permitem inferir que esta AR apresenta características de média a alta carga, relativamente a todos os parâmetros analisados (Metcalf & Eddy, 2003), sendo de destacar o elevado teor de matéria orgânica.

O valor relativamente reduzido de SST (315 mg.L⁻¹) e o elevado teor em CQO (3150 mg.L⁻¹) indiciam a existência de uma forte carga orgânica na fracção solúvel. Trabalhos realizados pelo GDEH-FCT-UNL, entre 2007 e 2008, demonstraram que 56% dos substratos orgânicos, presentes na AR industrial, se encontravam na fase dissolvida, enquanto que na AR de origem doméstica esse valor é de 71% (GDEH-FCT-UNL, 2007).

Por análise da CQO e CBO₅ constata-se que os substratos orgânicos, presentes nesta amostra, apresentam características passíveis de serem submetidos a processos de degradação por via biológica, uma vez que a razão CBO₅/CQO apresenta um valor médio de 0,81 (próximo do valor de 0,82 obtido no ensaio de caracterização do efluente referido no relatório do GDEH-FCT-UNL de 2009), o qual é muito superior ao limiar de biodegradabilidade (0,5) referido por Oliveira (1983).

3.1.3. Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação

3.1.3.1. Correção prévia do pH da amostra compósita da ARM

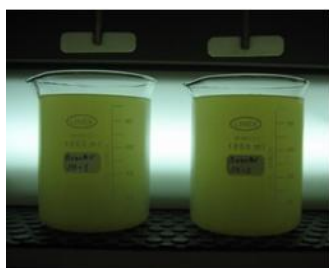
O pH da amostra compósita da ARM, colhida na 1ª campanha, foi previamente corrigido com NaOH (0,6 N), antes do início dos ensaios de coagulação-floculação. O valor do pH da amostra foi corrigido para um valor próximo de 6,0, valor correspondente ao ponto isoeléctrico dos coagulantes Benolex 50 e Sulfato de Alumínio.

O volume de NaOH requerido para aumentar o pH da ARM de 5,12 para 6,02 foi de 3,5 mL.L⁻¹ de ARM.

3.1.3.2. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolox 50 (25% m/v)

Após a correcção prévia do pH para um valor de 6,02, esta foi colocada em dois recipientes de 1000 mL de capacidade cada. Em cada recipiente, a ARM foi submetida a adições sucessivas do coagulante Benolox 50 (25% m/v).

Na Figura 3.1 é possível observar o aspecto dos sobrenadantes formados no ensaio preliminar de coagulação-floculação com o coagulante em estudo, após cada período de 30 minutos de sedimentação dos flocos.



0 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)
Dois copos contendo 1 L de amostra de ARM após correcção prévia do pH inicial para um valor próximo de 6,0



Recipiente da Esquerda: 25 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)
Recipiente da Direita: 75 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)



Recipiente da Esquerda: 50 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)
Recipiente da Direita: 100 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)

Figura 3.1. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolox 50 (25% m/v), relativamente a quatro (das cinco) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 1ª campanha de amostragem

Ao longo do ensaio preliminar de coagulação-floculação com as diferentes dosagens de Benolox 50 (de 0 a 125 mg.L⁻¹), observou-se que a amostra sujeita à adição deste coagulante adquiria coloração acinzentada.

Pela análise do clarificado resultante das diferentes adições de Benolox 50, verificou-se menor turbidez do sobrenadante com uma dosagem de 75 mg.L⁻¹ de Benolox 50 (25% m/v).

Nas Figuras 3.2 e 3.3, apresentam-se a variação da Transmitância e a remoção de COT no sobrenadante da amostra compósita de ARM, em função da concentração do coagulante Benolox 50 (25% m/v).

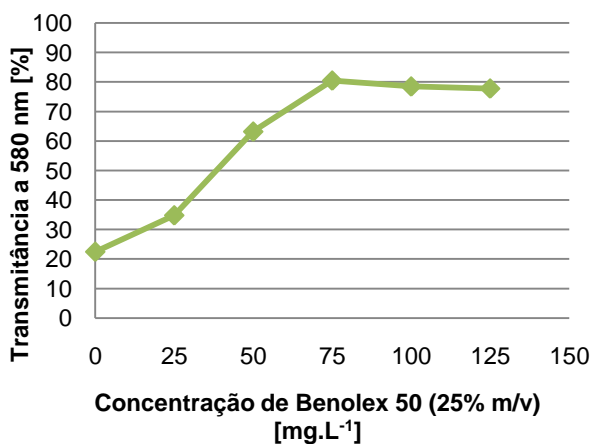


Figura 3.2. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem

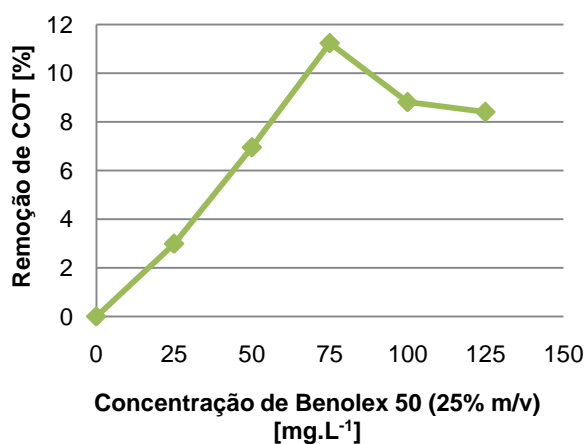


Figura 3.3. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem

Pela análise de variação de Transmitância ao longo das adições sucessivas de Benolex 50 (Figura 3.2), é possível verificar que uma concentração de Benolex 50 (25% m/v) de 75 mg.L⁻¹ permitiu atingir a maior percentagem de Transmitância (80,5%). Pela observação da Figura 3.3 constata-se que a percentagem mais elevada de remoção de COT (11,24%) foi obtida para esta mesma dosagem de Benolex 50 (25% m/v).

Comparando os resultados de Transmitância e COT obtidos, é possível concluir que a dosagem óptima de Benolex 50 foi coincidente para ambos os parâmetros, tendo sido de 75 mg.L⁻¹.

3.1.3.3. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)

O ensaio definitivo de coagulação-floculação com o Benolex 50 (25% m/v) foi realizado com o objectivo de se produzir um volume de sobrenadante suficientemente elevado para se determinar os mesmos parâmetros químico-biológicos que foram analisados na amostra compósita de ARM. Este ensaio definitivo foi efectuado com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v) que foi determinada no ensaio preliminar (75 mg.L⁻¹).

Os resultados da caracterização químico-biológica do sobrenadante produzido neste ensaio são apresentados no Quadro 3.4, sendo também referidas as percentagens de remoção de cada um dos parâmetros, relativamente às concentrações determinadas na amostra compósita de ARM.

Quadro 3.4. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v) referentes à 1ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. [%] [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
pH (escala Sorensen)	6,03	0,01	0,2	2	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	2500	0	0,0	3	20,6
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	2195	75	3,4	2	13,5
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,88	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	1109	15	1,4	2	12,0
SST [mg.L ⁻¹]	60	7	11,7	2	81,0
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	116	4	3,4	2	3,7
P-total [mg P.L ⁻¹]	17	1	5,9	2	27,0

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra composta de ARM.

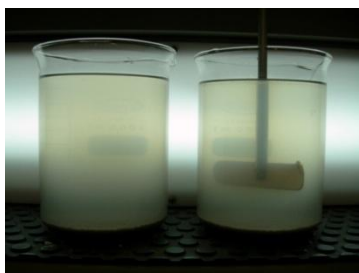
Os resultados obtidos na caracterização químico-biológica do sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com 75 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v), permitem verificar que a maior taxa de remoção foi atingida para o parâmetro SST (81%). A remoção da CQO rondou os 21% e a remoção da fração orgânica biodegradável (CBO₅) não ultrapassou os 13,5%.

Em termos do parâmetro P-total, a remoção observada de 27% poderá ser importante caso se queira que a linha de tratamento cumpra eventuais níveis máximos de emissão de fósforo no efluente da ETAR a ser descarregado na linha de água que desagua na Barragem do Maranhão.

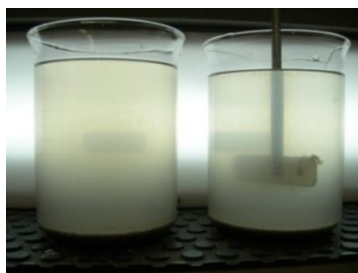
O processo de coagulação-floculação com 75 mg.L⁻¹ de Benolex 50 permitiu também melhorar ligeiramente a biodegradabilidade da AR, uma vez que houve um aumento da razão CBO₅/CQO relativamente à ARM, de um valor de 0,81 para um valor de 0,88.

3.1.3.4. Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015

O sobrenadante resultante da adição de Benolex 50 (25% m/v), com a dosagem óptima de 75 mg.L⁻¹, foi submetido à adição do coagulante mineral Benolex 6015, no estado sólido. Na Figura 3.4 é possível visualizar o aspecto da amostra ao longo do processo de coagulação-floculação-sedimentação com diferentes dosagens de Benolex 6015 (de 0 a 200 mg).



Recipiente da Esquerda: **75 mg.L⁻¹ Benolex 50** (25% m/v), dosagem óptima
 Recipiente da Direita: **75 mg.L⁻¹ Benolex 50** (25% m/v) + **50 mg.L⁻¹ Benolex 6015**



Recipiente da Esquerda: **75 mg.L⁻¹ Benolex 50** (25% m/v), dosagem óptima
 Recipiente da Direita: **75 mg.L⁻¹ Benolex 50** (25% m/v) + **100 mg.L⁻¹ Benolex 6015**



Recipiente da Esquerda: **75 mg.L⁻¹ Benolex 50** (25% m/v), dosagem óptima
 Recipiente da Direita: **75 mg.L⁻¹ Benolex 50** (25% m/v) + **150 mg.L⁻¹ Benolex 6015**

Figura 3.4. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolex 50 (25% m/v) e o Benolex 6015, relativamente a três (das quatro) dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à 1ª campanha de amostragem

Nas etapas de floculação e decantação dos ensaios preliminares com o coagulante Benolex 6015, verificaram-se aumentos, tanto no volume do floco formado, como na velocidade de decantação das lamas, em relação ao observado nos ensaios de coagulação-floculação com o Benolex 50 (25% m/v).

Nas Figuras 3.5 e 3.6 apresentam-se as variações da Transmitância e percentagem de remoção do COT em função das dosagens do coagulante Benolex 6015.

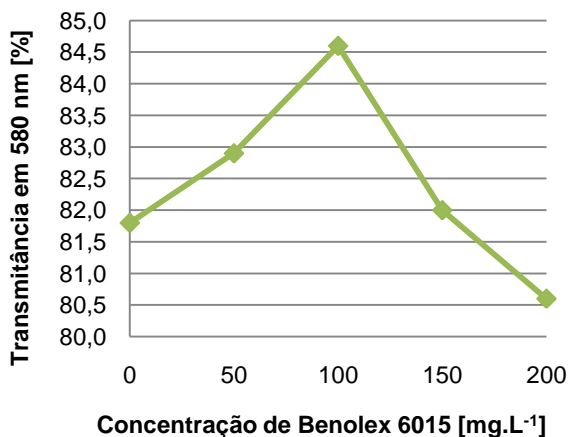


Figura 3.5. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 1ª campanha de amostragem

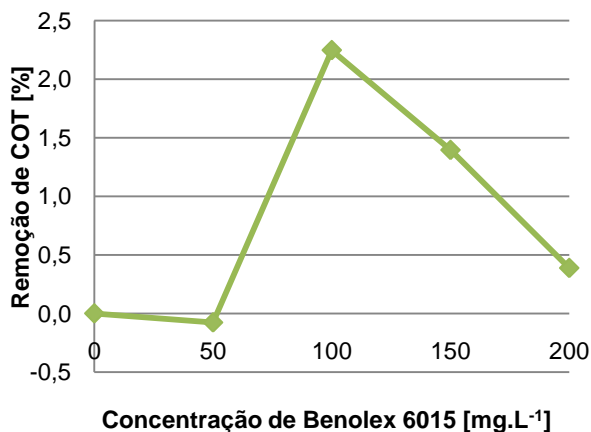


Figura 3.6. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 1ª campanha de amostragem

A variação de Transmitância e da percentagem de remoção de COT ao longo das sucessivas adições de Benolex 6015 (Figuras 3.7. e 3.8.) não revelou aumentos significativos de percentagem de ambos os parâmetros, em comparação com os obtidos com a dosagem óptima de Benolex 50 (ver secção § 3.1.3.2).

O maior valor observado de Transmitância (84,6%) e de remoção de COT (2,25%), registou-se para a mesma concentração de Benolex 6015 (100 mg.L⁻¹).

Em resultado dos valores de Transmitância e remoção de COT obtidos neste ensaio de coagulação-floculação, considerou-se 100 mg.L⁻¹ como sendo a concentração óptima do coagulante Benolex 6015.

3.1.3.5. Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015

O ensaio definitivo sequencial de coagulação-floculação com a aplicação dos coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015 foi realizado sobre a amostra compósita da ARM, utilizando-se as dosagens óptimas definidas nos ensaios preliminares de coagulação-floculação (75 mg.L⁻¹ de Benolex 50, 25% m/v) e 100 mg.L⁻¹ de Benolex 6015 em pó), conduzindo à formação de um sobrenadante.

No Quadro 3.5 apresentam-se as características químico-biológicas referentes ao sobrenadante que resultou do ensaio de coagulação-floculação sequencial com o coagulante Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015, com as dosagens de 75 mg.L⁻¹ e 100 mg.L⁻¹, respectivamente. Neste quadro são também apresentadas as percentagens de remoção de cada um dos parâmetros, relativamente às concentrações determinadas na amostra compósita de ARM e ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50.

Quadro 3.5. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com as dosagens óptimas sequenciais de Benolex 50 e Benolex 6015 relativas à 1ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média	d.p.	c.v. [%]	n	Remoção [%]	
	[a]	[b]	[(b/a)*100]		[A]	[B]
pH (escala Sorensen)	6,07	0,02	0,3	1	//	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	2498	1	0,0	3	20,6	0,1
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	2160	23	1,1	2	14,8	1,6
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,86	//	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	1090	12	1,1	2	13,0	1,1

Quadro 3.5. (cont.)

Parâmetros	Média	d.p.	c.v. [%]	n	Remoção [%]	Remoção [%]
	[a]	[b]	[(b/a)*100]		[A]	[B]
SST [mg.L ⁻¹]	73	4	5,5	2	77,0	-20,8
N -Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	116	0,3	0,3	2	3,7	0,0
P-total [mg P.L ⁻¹]	23	3	13,0	2	0,9	-35,9

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM; [B] - Remoções em relação ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v)

Os resultados obtidos na caracterização químico-biológica do sobrenadante, permitem verificar que a dosagem de 100 mg.L⁻¹ de Benolex 6015, não conduz a aumentos significativos de remoção de qualquer um dos parâmetros, tendo-se ainda registado um incremento nos valores de SST (aumento de 20,8%) e P-total (aumento de 35,9%).

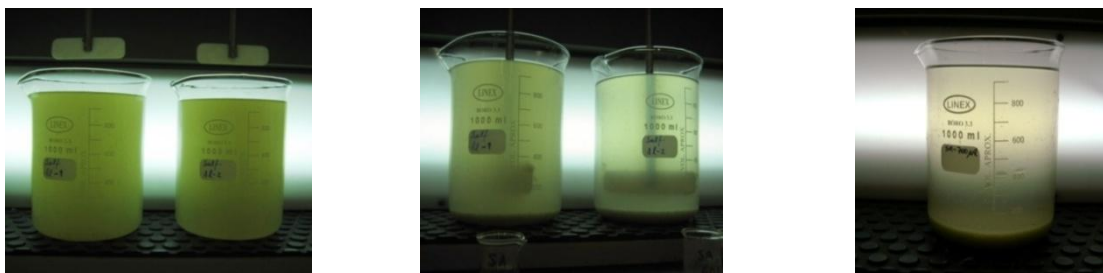
Segundo Neto *et al.* (2004), as argilas bentoníticas, um dos principais constituinte do coagulante Benolex 6015, têm na sua composição grupos argilominerais tais como silicatos hidratados de alumínio e/ou magnésio, contendo teores significativos de ferro, níquel, crómio e outros catiões, entre os quais se encontra fosfatos (P₂O₅). A eventual existência desta última substância na composição do Benolex 6015 justifica o incremento observado no teor em fósforo após a sua adição ao efluente.

Embora se observe um aumento de remoção de 0,1% em CQO e 1,5% em CBO₅, tais valores não conduzem a um aumento da aptidão para a degradação biológica do substrato, uma vez que se verifica uma diminuição da razão CBO₅/CQO na ordem de 0,05.

Globalmente, verifica-se que a aplicação do coagulante Benolex 6015, após a adição da dosagem óptima de Benolex 50, não apresenta eficiências de remoção significativas em relação às características do efluente em estudo, sendo ainda de destacar que tal aplicação não é aconselhável caso se deseje cumprir níveis máximos de emissão de azoto e fósforo no efluente da ETAR de Avis.

3.1.3.6. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Após a correcção prévia do pH, dois replicados, de um litro cada, de amostra compósita da ARM foram submetidos a ciclos de coagulação-floculação-sedimentação com adições sucessivas de Sulfato de Alumínio (25% m/v) numa gama entre 0 e 175 mg.L⁻¹. Na Figura 3.7, é possível observar o aspecto dos sobrenadantes resultantes do ensaio preliminar, após a sedimentação dos flocos formados.



0 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio (25% m/v) Dois copos contendo 1 L de amostra de ARM após correcção prévia do pH inicial para um valor próximo de 6,0

50 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio (25% m/v) Recipiente da Esquerda: **175 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio** (25% m/v) Recipiente da Direita: **100 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio** (25% m/v)

Figura 3.7. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (das sete) dosagens ensaiadas, referentes à 1ª campanha de amostragem

As Figuras 3.8 e 3.9 ilustram a variação da Transmitância e remoção de COT na amostra de ARM, em função da concentração de coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v) adicionado.

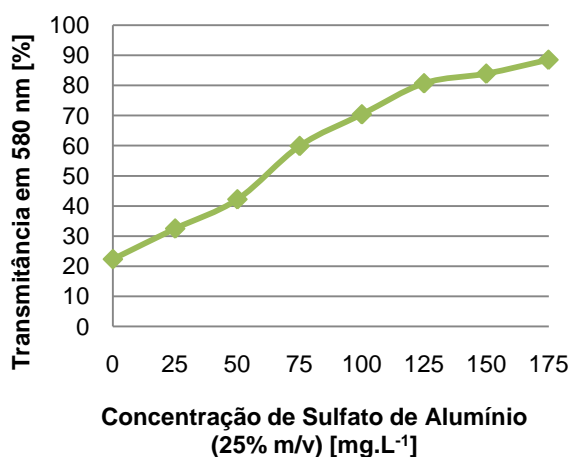


Figura 3.8. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem

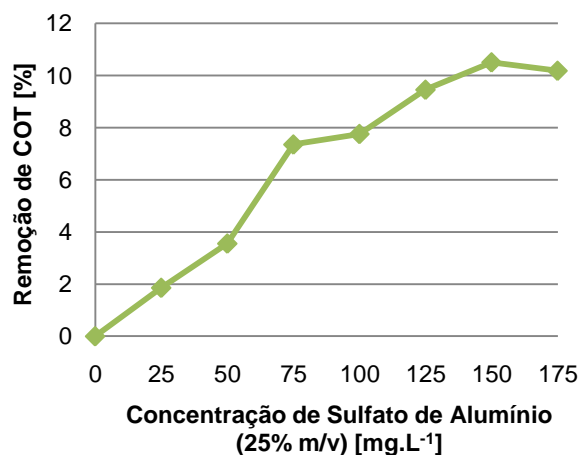


Figura 3.9. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 1ª campanha de amostragem

Pela análise da variação de Transmitância ao longo das sucessivas adições de Sulfato de Alumínio (Figura 3.8), é possível verificar um aumento significativo nas percentagens deste parâmetro. Os valores mais elevados de Transmitância (89%) foram registados para uma concentração de 175 mg.L⁻¹ do coagulante.

Pela Figura 3.9, relativa à variação da percentagem de remoção do COT, observou-se uma taxa mais acentuada de COT (10,51%) na adição de 150 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio (25% m/v). A observação da tendência percentual de remoção com o aumento gradual de

concentração deste coagulante, indicia que concentrações superiores a 150 mg.L⁻¹ não conduzem a aumentos de eficiência na remoção de COT.

Assim, em função dos resultados de Transmittância alcançados neste ensaio de coagulação-floculação, considerou-se a concentração de 175 mg.L⁻¹ como sendo a dosagem óptima do coagulante Sulfato de Alumínio.

3.1.3.7. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Definida a dose óptima de Sulfato de Alumínio (175 mg.L⁻¹) relativa à 1ª campanha de amostragem, procedeu-se a um novo ensaio de coagulação-floculação do qual resultou o sobrenadante definitivo que foi submetido aos ensaios de caracterização químico-biológica.

No Quadro 3.6 apresentam-se as percentagens de remoção de cada um dos parâmetros analisados, relativamente às concentrações determinadas na amostra compósita da ARM e no sobrenadante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio.

Quadro 3.6. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, referente à 1ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. [%] [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
pH (escala Sorensen)	6,04	0,02	0,3	2	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	2499	2	0,1	3	20,6
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	2201	45	2,0	2	13,2
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,88	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	1097	20	1,8	2	14,9
SST [mg.L ⁻¹]	48	6	12,5	2	84,8
N -Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	116	0	0,0	2	3,7
P-total [mg P.L ⁻¹]	5	0,8	16,0	2	79,5

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM.

Com base nos resultados médios obtidos, concluiu-se que o ensaio de coagulação-floculação com 175 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio a 25% m/v permitiu obter remoções elevadas de SST (84,8%) e P-total (79,5%).

O processo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio (175 mg.L⁻¹), permitiu melhorar a biodegradabilidade da ARM, uma vez que houve um aumento

da razão CBO_5/CQO relativamente à ARM de 0,81 para 0,88. Este valor é igual ao que foi obtido com a concentração óptima de Benolox 50.

Verifica-se globalmente, pela análise dos resultados na caracterização químico-biológica ao sobrenadante obtido com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, que as eficiências obtidas não apresentam significativas alterações comparativamente às verificadas com a dosagem óptima do Benolox 50, com excepção dos parâmetros SST e P-total. Estes últimos atingiram taxas de remoção superiores com a aplicação do Sulfato de Alumínio, em comparação com as obtidas com o Benolox 50.

3.2. 2ª Campanha de Amostragem – Junho de 2009

3.2.1. Determinações efectuadas no Local de Colheita

No período de amostragem da 2ª campanha, a ARM afluente à ETAR apresentou-se com uma turvação reduzida, sem vestígios notórios de qualquer tipo de vegetais e com presença de espumas a flotar na superfície do líquido, supondo-se por isso que a unidade fabril estivesse em fase de lavagem.

Tal como referido na secção §2.3.2, recolheram-se duas amostras pontuais da ARM afluente à ETAR nos dois dias de campanha, tendo-se determinado os parâmetros: pH, OD, Temperatura e Condutividade (Quadro 3.7).

Quadro 3.7. Determinações efectuadas no local de colheita da ARM, durante a 2ª campanha de amostragem (Junho 2009)

Data	Hora	pH (esc. Sorensen)	OD [$mgO_2.L^{-1}$]	Temperatura [$^{\circ}C$]	Condutividade [$\mu S.cm^{-1}$]
22-06-2009	11:00	5,7	0,34	24,8	900
23-06-2009	10:45	6,1	0,56	24,6	1200

Os valores de pH ligeiramente ácidos (entre 5,7 e 6,1) poderão dever-se ao processamento de pimento vermelho e tomate (GDEH-FCT-UNL, 2008a), uma vez que nem a courgette (GDEH-FCT-UNL, 2009), vegetal habitualmente em processamento nesta fase do ano, nem os detergentes (Beg e Gupta, 2003), conferem valores de pH mais baixos que a neutralidade da água.

A constância de valores parametrizados medidos nos dias de campanha, indicia uma baixa actividade fabril referente. Pelos valores de caudais médios diários referentes aos dias da 2ª campanha, facultados pela AdNA (AdNA, 2009b) e que se encontram sintetizados no

Quadro 3.8, é possível concluir que a indústria se encontrava em baixa produção, uma vez que a afluência de ARM à ETAR de Avis apresentava um caudal relativamente reduzido, quando comparado com o 2º dia da 1ª campanha de amostragem.

Quadro 3.8. Caudais médios afluentes registados nos dois dias da 2ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2009b)

Período de amostragem	Caudal médio diário afluente [m ³ .d ⁻¹]
22 - 06 - 2009, 15:30 h	602
23 - 06 - 2009, 15:30 h	710

3.2.2. Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis

No Quadro 3.9 sintetizam-se os resultados da caracterização químico-biológica da amostra compósita da ARM, afluente à ETAR de Avis, que foi obtida na 2ª campanha de amostragem.

Quadro 3.9. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluente à ETAR de Avis, que foi obtida na 2ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. [%] [(b/a)*100]	n
pH (escala Sorensen)	6,93	0,06	0,9	3
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	495	0	0,0	2
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	390	14	3,6	2
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,81	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	190	19	10,0	3
SST [mg.L ⁻¹]	487	47	9,7	2
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	61	5	8,2	2
P-total [mg P.L ⁻¹]	14	1	7,1	2

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado

A amostra compósita da ARM apresentou, em geral, características de baixa a média carga em relação aos parâmetros analisados, tal como é definido pelos autores Metcalf & Eddy (2003), sendo de destacar os baixos teores em matéria orgânica (190 mg C.L⁻¹ em COT) e SST (487 mg SST.L⁻¹).

Os substratos orgânicos presentes na amostra compósita apresentavam características passíveis de serem submetidos a processos de biodegradação, uma vez que a razão CBO₅/CQO possuía um valor médio muito superior ao limite de degradação biológica (0,5), tal como é definido por Oliveira (1983).

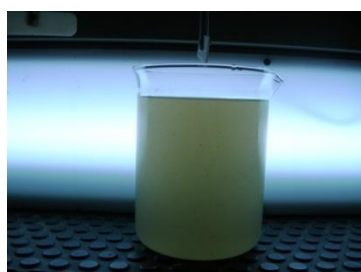
3.2.3. Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação

3.2.3.1. Correção prévia do pH da amostra compósita de ARM

Uma vez que o pH da amostra compósita da ARM afluente à ETAR de Avis apresentava um valor de 6,9, não foi necessário proceder à correção prévia do pH antes do início dos ensaios de coagulação-floculação.

3.2.3.2. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)

Após adições sucessivas do coagulante Benolex 50 (25% m/v), as quais eram intercaladas com ciclos de agitação rápida, agitação lenta e decantação, obtiveram-se diferentes sobrenadantes, tal como se apresenta na Figura 3.10.



0 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v)
Copo volumétrico contendo 1 L de amostra de ARM



Recipiente da Esquerda: 25 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v)
Recipiente da Direita: 75 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v)



50 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v)

Figura 3.10. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolex 50 (25% m/v), relativamente a três (das seis) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 2ª campanha de amostragem

Ao longo das adições sucessivas de Benolex 50 (25% m/v), verificou-se que os sobrenadantes resultantes das dosagens de coagulante entre 0 e 75 mg.L⁻¹ apresentavam um aumento gradual da velocidade de decantação, bem como um maior nível de transmitância clarificado. A partir da dosagem de 75 mg.L⁻¹ observou-se uma diminuição do volume do floco formado e, conseqüente, menor velocidade de decantação e menor transmitância.

A evolução da variação da Transmitância e da remoção de COT nos sobrenadantes da amostra compósita da ARM em função da dosagem do coagulante Benolex 50 (25% m/v) encontra-se representada nas Figuras 3.11 e 3.12.

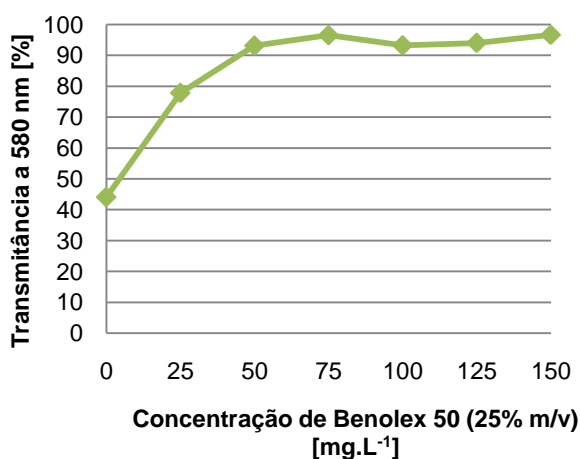


Figura 3.11. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem

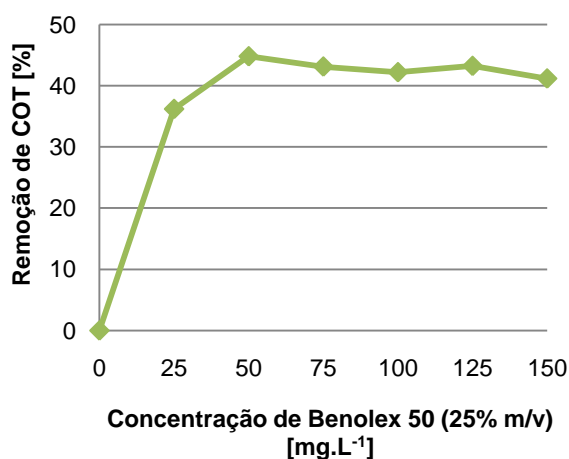


Figura 3.12. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem

Na Figura 3.11 observa-se um aumento acentuado de Transmitância, tendo-se atingido a percentagem máxima de 96,5% com uma dosagem de 75 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v), a partir da qual se verificou uma tendência de estabilização em torno dos 95%.

A dosagem de Benolex 50 (25% m/v) de 50 mg.L⁻¹ permitiu atingir a maior percentagem de remoção de COT (44,8%) (Figura 3.12).

Uma vez que o maior valor de Transmitância e a maior percentagem de remoção de COT não coincidiram relativamente à mesma dosagem de coagulante, considerou-se que a dosagem óptima de Benolex 50 correspondeu à dosagem que permitiu obter o maior valor de Transmitância (75 mg.L⁻¹).

3.2.3.3. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)

Após garantida a permanência do valor de pH da amostra compósita da ARM próximo de 6,0, procedeu-se ao ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima deste coagulante definida no ensaio anterior.

Da aplicação da dosagem óptima de 75 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v) resultou um clarificado mais translúcido em comparação com a amostra compósita de ARM.

No Quadro 3.10 é possível observar os valores de cada um dos parâmetros analisados no sobrenadante produzido neste ensaio, bem como as percentagens de remoção relativamente à amostra compósita da ARM.

Quadro 3.10. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolox 50 (25% m/v) referentes à 2ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. [%] [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
pH (escala Sorensen)	7,14	0,09	1,3	3	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	194	22	11,3	2	63,0
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	163	4	2,5	2	62,2
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,84	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	103	6	5,8	4	46,0
SST [mg.L ⁻¹]	25	0	0,0	2	94,9
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	43	0	0,0	2	30,4
P-total [mg P.L ⁻¹]	9	1	11,1	2	35,9

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM.

Verificou-se que, globalmente, as percentagens de remoção foram elevadas, tendo-se observado a maior remoção em relação ao parâmetro SST (94,9%).

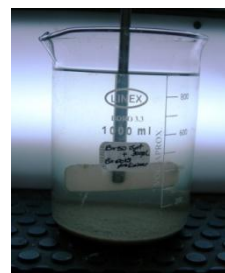
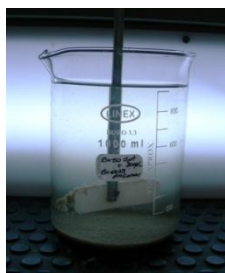
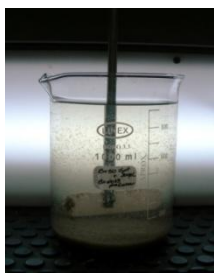
Em relação à fracção orgânica presente em solução, tanto a CQO como a CBO₅ apresentaram percentagens de remoção bastante razoáveis, na ordem dos 63,0% e 62,2%, respectivamente, tendo-se verificado ainda um aumento da biodegradabilidade, por análise da razão CBO₅/CQO, do sobrenadante (0,84) em relação à ARM.

O processo de coagulação-floculação, com a dosagem óptima de 75 mg.L⁻¹ de Benolox 50 (25% m/v) permitiu ainda atingir percentagens de remoção de 35,9% de fósforo e de 30,4% de azoto, mostrando alguma relevância caso se deseje atingir metas de emissão destes parâmetros no efluente final da ETAR.

3.2.3.4. Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015

Do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolox 50 (25% m/v) de 75 mg.L⁻¹ obteve-se um sobrenadante, que foi submetido a adições sucessivas do coagulante Benolox 6015, numa gama entre 0 e 150 mg.L⁻¹.

A Figura 3.13 ilustra o aspecto da amostra ao longo dos processos de coagulação-floculação relativamente a duas dosagens de Benolox 6015.



Dosagem óptima de Benolex 50: 75 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v) + 50 mg.L⁻¹ Benolex 6015 (25% m/v) + 100 mg.L⁻¹ Benolex 6015 m/v)

Figura 3.13. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolex 50 (25% m/v) e o Benolex 6015, relativamente a duas (das três) dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à 2ª campanha de amostragem

Tal como se observou nos resultados do ensaio preliminar de coagulação-floculação referentes à 1ª campanha com o coagulante Benolex 6015, também neste ensaio (da 2ª campanha) se observou um aumento do volume do floco formado e conseqüente aumento da velocidade de decantação, em relação ao que foi verificado com o coagulante Benolex 50 (25% m/v).

As Figuras 3.14 e 3.15 ilustram a variação da Transmitância e da percentagem de remoção de COT, em função das dosagens de Benolex 6015 ensaiadas, não ponderando o acréscimo percentual resultante da dosagem óptima de Benolex 50.

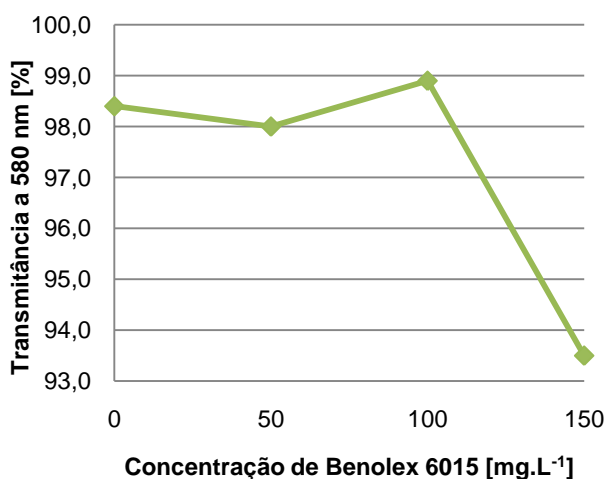


Figura 3.14. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 2ª campanha de amostragem

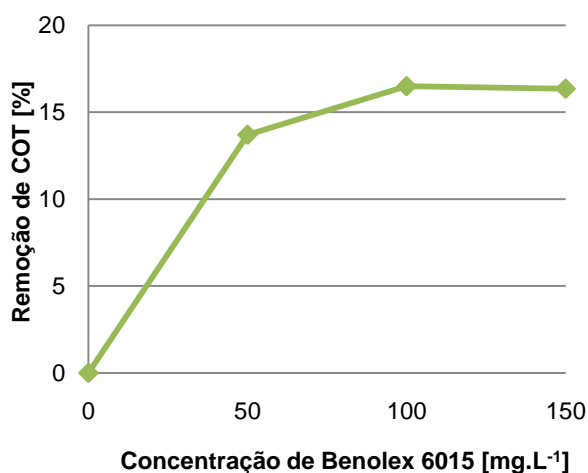


Figura 3.15. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 2ª campanha de amostragem

As adições sucessivas de Benolox 6015 apresentaram acréscimos de remoção de COT de pequena dimensão em relação aos obtidos com a dosagem óptima de Benolox 50.

Em termos do parâmetro de Transmitância, a obtenção de um maior valor (98,9%) registou-se para uma dosagem adicionada de 100 mg.L⁻¹ de Benolox 6015. A esta mesma dosagem de coagulante, observou-se o valor máximo percentual de remoção de COT (16,49%).

É de ressaltar que, uma vez que as percentagens de remoção atingidas com o coagulante Benolox 50 (25% m/v) apresentaram valores próximos dos 100% (98,4%) em relação ao parâmetro de Transmitância, era expectável que o acréscimo percentual dado pelo contributo do coagulante Benolox 6015 não apresentasse grande ponderação.

Considerou-se que a concentração de 100 mg.L⁻¹ de Benolox 6015, relativo ao maior valor de Transmitância obtido e de remoção percentual d COT, correspondeu à dosagem óptima do coagulante mineral Benolox 6015.

3.2.3.5. Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015

A adição sequencial das dosagens óptimas de Benolox 50 (75 mg.L⁻¹) e Benolox 6015 (100 mg.L⁻¹) sobre a amostra compósita de ARM, no decurso do ensaio definitivo de coagulação-floculação, conduziu à formação de um sobrenadante.

No Quadro 3.11 é possível observar os valores de cada um dos parâmetros químico-biológicos analisados no sobrenadante resultante deste ensaio de coagulação-floculação, bem como as percentagens de remoção relativas às concentrações determinadas na amostra da ARM e no sobrenadante obtido com a dosagem óptima de Benolox 50.

Quadro 3.11. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com as dosagens óptimas de Benolox 50 e Benolox 6015, referentes à 2ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média	d.p.	c.v. [%]	n	Remoção [%]	Remoção [%]
	[a]	[b]	[(b/a)*100]		[A]	[B]
pH (escala Sorensen)	7,69	0,08	1,0	2	//	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	175	4	2,3	2	66,7	9,8
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	150	0	0,0	2	65,1	7,7
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,86	//	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	93	10	10,8	2	51,3	9,8

Quadro 3.11. (cont.)

Parâmetros	Média	d.p.	c.v. [%]	n	Remoção [%]	Remoção [%]
	[a]	[b]	[(b/a)*100]		[A]	[B]
SST [mg.L ⁻¹]	13	4	30,8	2	97,4	50,0
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	42	3	7,1	2	31,0	0,9
P-total [mg P.L ⁻¹]	11	3	27,3	2	23,2	-19,9

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM; [B] - Remoções em relação ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v)

Concluiu-se que a dosagem de 100 mg.L⁻¹ de Benolex 6015 foi relevante em termos de remoção de SST, uma vez que atingiu valores muito significativos em comparação com a amostra compósita da ARM (97,4%) e em comparação com o sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50 (50,0%).

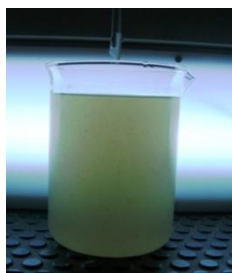
A razão CBO₅/CQO sofreu um aumento de 0,02% em relação ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50, valor este que não é considerado significativo.

Observou-se ainda um incremento nas concentrações de fósforo no sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com o Benolex 6015, indiciando a presença deste composto na composição dos grupos argilominerais presentes na constituição deste coagulante.

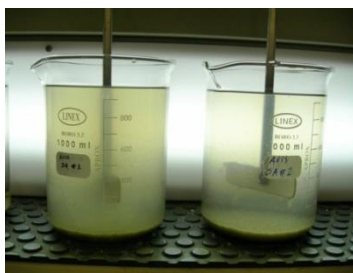
Em termos globais, constatou-se que a utilização do coagulante Benolex 6015, após a aplicação da dosagem óptima de Benolex 50, apresenta uma eficiência razoável de remoção de SST (50,0%) em relação à amostra de ARM afluente à ETAR de Avis.

3.2.3.6. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Dois replicados de amostra compósita da ARM recolhida no mês de Junho de 2009, após verificação do valor de pH próximo de 6,0, foram submetidos a adições sucessivas de 0 a 150 mg.L⁻¹ de coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v). Deste ensaio obtiveram-se os sobrenadantes que se apresentam na Figura 3.16.



0 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)
Copo volumétrico contendo 1 L
de amostra de ARM



Recipiente da Esquerda: 25 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)
Recipiente da Direita: 75 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)



100 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)

Figura 3.16. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (das seis) dosagens ensaiadas de coagulante, relativas à 2ª campanha de amostragem

Nas Figuras 3.17 e 3.18 encontram-se ilustradas as variações de Transmitância e remoção de COT no sobrenadante da amostra de ARM afluente à ETAR de Avis, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio (25% m/v).

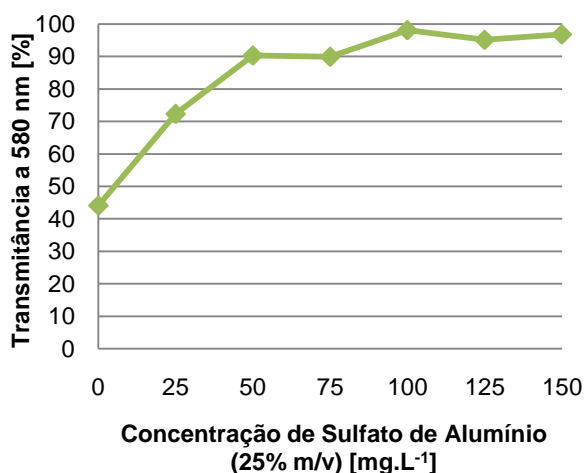


Figura 3.17. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem

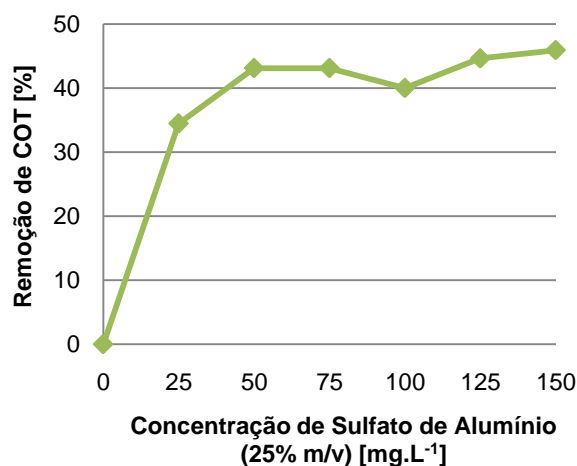


Figura 3.18. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 2ª campanha de amostragem

Observou-se um aumento significativo nos valores de Transmitância (Figura 3.17.) com o aumento gradual da concentração de Sulfato de Alumínio, tendo-se atingido o valor máximo de 98,1% a uma concentração de 100 mg.L⁻¹.

Relativamente à variação da percentagem de remoção do COT (Figura 3.18), o valor percentual mais elevado (45,91%) foi atingido na dosagem de 150 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio.

Em resultado dos valores de Transmittância obtidos neste ensaio de coagulação-floculação, considerou-se 100 mg.L⁻¹ como sendo a dosagem óptima do coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v).

3.2.3.7. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Para a caracterização químico-biológica do sobrenadante resultante da dosagem óptima de Sulfato de Alumínio (100 mg.L⁻¹), procedeu-se a um ensaio de coagulação-floculação. Este ensaio foi realizado sobre 1 litro de amostra compósita da ARM, após verificação prévia do valor de pH (valor próximo de 6,0, ao qual corresponde o ponto isoeléctrico do coagulante).

Os resultados da caracterização químico-biológica do sobrenadante produzido neste ensaio definitivo são apresentados no Quadro 3.12, o qual inclui informação sobre as percentagens de remoção de cada um dos parâmetros, relativamente às concentrações determinadas na amostra compósita da ARM.

Quadro 3.12. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, relativas à 2ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. [%] [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
pH (escala Sorensen)	7,53	0,00	0,0	1	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	190	0	0,0	2	63,6
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	155	7	4,5	2	64,0
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,82	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	108	4	3,7	2	43,0
SST [mg.L ⁻¹]	108	18	16,7	2	77,9
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	39	2	5,1	2	36,3
P-total [mg P.L ⁻¹]	5	0	0,0	2	65,3

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM.

Conclui-se que o ensaio de coagulação-floculação com 100 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio (25% m/v) permitiu obter percentagens de remoção muito significativas em relação aos parâmetros: SST (77,9%), CBO₅ (64%), CQO (63,3%) e P-total (65,5%).

A utilização da dosagem óptima de Sulfato de Alumínio permitiu ainda melhorar a biodegradabilidade do sobrenadante, observando-se um aumento de 0,1 na razão CBO₅/CQO relativamente à amostra da ARM.

As elevadas taxas de remoção de fósforo total e azoto total são resultados significativos a ter em consideração caso se deseje o cumprimento de tectos máximos de emissão de fósforo e azoto no efluente da ETAR.

Globalmente verifica-se que as percentagens de remoção dos parâmetros analisados na caracterização químico-biológica ao sobrenadante resultante do ensaio definitivo com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio alcançaram bastante sucesso em termos percentuais.

As eficiências de remoção atingidas, na generalidade dos parâmetros analisados, com a aplicação da dosagem óptima de Sulfato de Alumínio são da mesma ordem de grandeza das obtidas com a dosagem óptima de Benolex 50, peso embora, as taxas de remoção de fósforo terem sido superiores com a adição de Sulfato de Alumínio.

3.3. 3ª Campanha de Amostragem – Setembro de 2009

3.3.1. Determinações efectuadas no Local de Colheita

No decurso da amostragem, efectuada no terceiro período de campanha, a ARM apresentava coloração avermelhada, que persistia no primeiro órgão da ETAR (lagoa anaeróbia). Para além desta característica, observou-se turvação elevada bem como a acumulação de escumas e cascas de tomate à superfície do líquido. Tais observações indiciavam que a unidade industrial se encontraria eventualmente a processar tomate e pimento vermelho.

Foram determinados os valores de pH, OD, Temperatura e Condutividade nos dois dias de campanha (Quadro 3.13)

Quadro 3.13. Determinações efectuadas no local de colheita da ARM, no decurso da 3ª campanha de amostragem (Setembro 2009)

Data	Hora	pH (esc. Sorensen)	OD [mgO ₂ .L ⁻¹]	Temperatura [°C]	Condutividade [µS.cm ⁻¹]
28-09-2009	10:45	5,4	0,94	25,8	1491
29-09-2009	10:20	5,4	1,20	23,9	1726

A ARM afluente à ETAR de Avis apresentava características ácidas (de 5,4) em ambos os dias de amostragem. Tal facto pode justificar-se pelo processamento de tomate e pimento vermelho na indústria de vegetais congelados, que se caracteriza por gerar águas residuais com valores de pH na gama ácida (GDEH-FCT-UNL, 2008a). Já Meinck F. (1977), segundo

estudos de caracterização químico-biológica realizados a diferentes efluentes de indústrias de processamento de vegetais, constatou que o efluente gerado no processamento de tomate conduzia a valores de pH ácidos, na ordem dos 4,9.

Os caudais médios diários (Quadro 3.14), que foram cedidos pela AdNA, respeitantes aos dias de campanha, permitiram concluir que o contributo da água residual industrial na afluência à ETAR de Avis foi superior no segundo dia, o que justifica o valor mais elevado de condutividade que foi registado nesse dia (Quadro 3.13).

Quadro 3.14. Caudais médios afluentes registados nos dois dias referentes à 3ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2009c)

Período de amostragem	Caudal médio diário afluente [m ³ .d ⁻¹]
28 - 09 - 2009, 11:00 h	854
29 - 09- 2009, 11:00 h	931

3.3.2. Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis

Os resultados médios obtidos na caracterização químico-biológica da amostra compósita da água residual colhida na 3ª campanha encontram-se apresentados no Quadro 3.15.

Quadro 3.15. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluente à ETAR de Avis, que foi colhida na 3ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. (%) [(b/a)*100]	n
pH (escala Sorensen)	5,44	0,36	6,6	7
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	1636	48	2,9	2
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	1575	35	2,2	2
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,96	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	804	20	2,5	4
SST [mg.L ⁻¹]	392	11,8	3,0	2
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	80,5	6,4	8,0	2
P-total [mg P.L ⁻¹]	15,8	1,2	7,6	2

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado

Comparando os resultados apresentados no Quadro 3.15. com os resultados que são apresentados nos Quadros 3.3 e 3.9 é possível concluir que a ARM, que foi analisada na 3ª campanha, apresentava características intermédias às que foram obtidas nas amostragens anteriores.

Segundo o critério de classificação de Metcalf & Eddy (2003), a ARM apresentou características de média a alta carga, relativamente a todos os parâmetros analisados, sendo de destacar valores relativamente elevados em matéria orgânica (CQO, CBO₅ e COT).

Analisando os valores da CQO e CBO₅, conclui-se que os substratos orgânicos, presentes na amostra compósita em estudo, eram passíveis de ser degradados por via biológica, uma vez que a razão CBO₅/CQO apresentou um valor de 0,96, o qual é muito superior ao limiar de biodegradabilidade (0,5 valores) definido por Oliveira (1983). Por consulta dos valores obtidos nos estudos realizados pelo GDEH-FCT-UNL (2008a), relativos à campanha de amostragem no decurso do processamento de tomate e pimento vermelho, constatou-se que os valores obtidos neste estudo atingiram uma razão CBO₅/CQO de 0,75, valor este muito inferior ao observado na análise químico-biológica efectuada à amostra compósita da ARM colhida nesta campanha. Comparativamente às campanhas de amostragem anteriores, a ARM obtida nesta 3ª campanha de amostragem foi a que apresentou a maior razão CBO₅/CQO.

3.3.3. Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação

3.3.3.1. Correção prévia do pH da amostra compósita de ARM

De acordo com o valor de 5,44 respeitante ao pH natural da amostra compósita de ARM afluente à ETAR de Avis, colhida no mês de Setembro de 2009, foi necessário proceder-se à correção prévia deste por adição de 4,5 mL de NaOH 0,6 N a 1 L de amostra compósita de ARM, antes do início dos ensaios de coagulação-floculação em *Jar-test*.

O valor do pH da amostra de ARM foi corrigido para um valor próximo do ponto isoeléctrico dos coagulantes (pH de 6,0) de forma a se garantir a maximização do potencial destes em termos dos processos de coagulação-floculação.

3.3.3.2. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolox 50 (25% m/v)

Na Figura 3.19 apresentam-se as imagens da ARM e dos sobrenadantes da ARM após a adição de diferentes dosagens do coagulante Benolox 50 (25% m/v).



0 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v) Copo contendo 1 L de amostra de ARM após correcção prévia do pH inicial para um valor próximo de 6,0

Recipiente da Esquerda: 25 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v)

125 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v)

Recipiente da Direita: 75 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v)

Figura 3.19. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolex 50 (25% m/v), relativamente a três (das sete) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 3ª campanha de amostragem

Nas Figuras 3.20 e 3.21 apresenta-se a evolução da Transmitância e da percentagem de remoção de COT no sobrenadante da ARM, em função das dosagens de Benolex 50 (25% m/v).

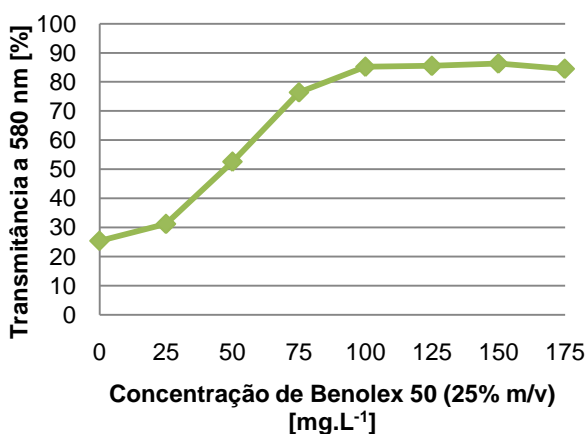


Figura 3.20. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem

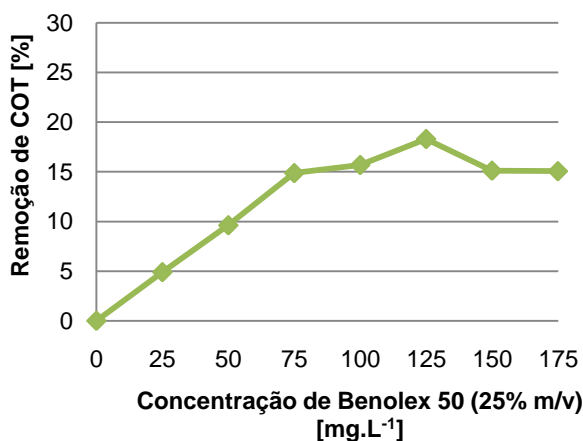


Figura 3.21. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem

Por análise da Figura 3.20 é possível verificar que para a dosagem de 150 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v) se atingiu a maior percentagem de Transmitância (86,3%). Contudo, a percentagem mais elevada de remoção de COT (18,3%) foi atingida para uma concentração inferior (125 mg.L⁻¹).

Uma vez que as maiores percentagens de ambos os parâmetros de controlo do ensaio de coagulação-floculação não foram obtidas para a mesma dosagem de Benolex 50 (25% m/v), considerou-se o parâmetro COT como determinante para a definição da dosagem óptima do coagulante. Deste modo, a dosagem de 125 mg.L⁻¹ foi definida como sendo a dosagem

óptima do coagulante Benolex 50 (25% m/v) para a amostra de ARM que foi colhida nesta 3ª campanha de amostragem.

3.3.3.3. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)

Este ensaio foi efectuado após correcção prévia do pH da amostra da ARM para um valor próximo do ponto isoeléctrico do coagulante.

A concentração utilizada neste ensaio definitivo foi de 125 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v), tal como definida no ensaio preliminar referido na secção §3.3.3.2.

No Quadro 3.16 apresentam-se as características médias do sobrenadante resultante da adição de 125 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v) à ARM, bem como as percentagens de remoção dos parâmetros químico-biológicos relativamente à ARM.

Quadro 3.16. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v) referentes à 3ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média	d.p.	c.v. (%)	n	Remoção [%]
	[a]	[b]	[(b/a)*100]		[A]
pH (escala Sorensen)	5,91	0,26	4,4	2	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	1097	41	3,7	2	32,9
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	1025	35	3,4	2	34,9
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,93	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	640	2	0,3	3	20,5
SST [mg.L ⁻¹]	25	2,4	9,6	2	93,6
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	53,5	6,4	12,0	2	33,5
P-total [mg P.L ⁻¹]	11,6	0,4	3,4	2	26,2

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM.

A caracterização químico-biológica do sobrenadante permitiu constatar que a maior percentagem de remoção foi obtida no parâmetro SST (93,6%). As percentagens de remoção de CQO e CBO₅ não atingiram percentagens tão elevadas como a que foi observada para os SST, embora tenham atingido valores de 32,9% e 34,9%, respectivamente.

As taxas de remoção de N-Kjeldahl (33,5%) e P-total (26,2%) apesar de não serem muito elevadas poderão ser relevantes para o cumprimento de níveis de emissão de N e P no efluente da ETAR.

É de salientar que a biodegradação do clarificado (analisada pela razão CBO_5/CQO) resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação (0,93) com a dosagem óptima de Benolex 50 (125 mg.L^{-1} a 25% m/v), não sofreu uma alteração significativa quando comparada com a razão CBO_5/CQO resultante da caracterização da amostra compósita de ARM (0,96).

3.3.3.4. Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015

O sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 (125 mg.L^{-1} a 25% m/v) foi submetido à adição sequencial de Benolex 6015. Ao longo das sucessivas adições deste coagulante obtiveram-se sobrenadantes com aspectos diferentes, tal como se esquematiza na Figura 3.22.



Dosagem óptima de Benolex 50: 125 mg.L^{-1} Benolex 50 (25% m/v) + 50 mg.L^{-1} Benolex 6015 (25% m/v) + 100 mg.L^{-1} Benolex 6015 (25% m/v)

Figura 3.22. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolex 50 (25% m/v) e o Benolex 6015, relativamente a duas (de três) dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à amostra da ARM colhida na 3ª campanha de amostragem

Neste ensaio preliminar de coagulação-floculação, tal como nos ensaios preliminares com o coagulante Benolex 6015 das campanhas anteriores, verificou-se um aumento do volume e densidade do floco formado, levando a um conseqüente aumento da velocidade de decantação na etapa de sedimentação, em relação às observadas com o coagulante Benolex 50 (25% m/v).

De modo semelhante aos ensaios anteriores, os procedimentos de controlo do ensaio foram feitos por recurso à medição de Transmitância e remoção de COT no sobrenadante resultante das sucessivas adições de Benolex 6015, tendo-se analisado as evoluções destes parâmetros em função da dosagem de coagulante adicionada (Figuras 3.23 e 3.24) por acréscimo percentual em relação aos resultados obtidos com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v).

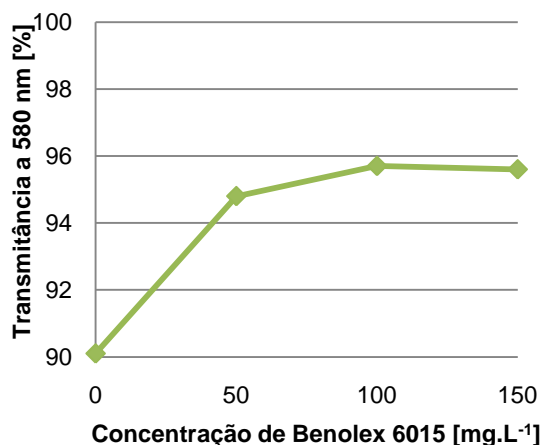


Figura 3.23. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 3ª campanha de amostragem

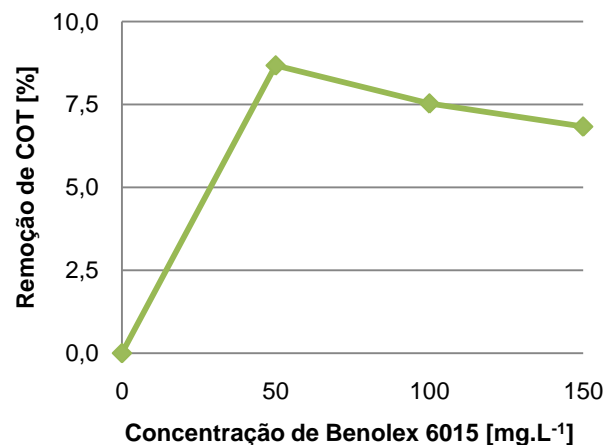


Figura 3.24. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 3ª campanha de amostragem

A evolução da variação de Transmitância e da percentagem de remoção de COT, por análise das Figuras 3.23 e 3.24, indica acréscimos muito reduzidos de Transmitância e reduções também pouco significativas da percentagem de remoção de COT em relação aos obtidos com a dosagem de 125 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v).

O maior valor de Transmitância (95,7%) foi atingido para uma dosagem de 100 mg.L⁻¹ de Benolex 6015, enquanto as remoções mais elevadas de COT (8,7%) foi observada para uma dosagem de 50 mg.L⁻¹ deste coagulante.

Tratando-se de acréscimos pouco significativos, considerou-se a concentração de 50 mg.L⁻¹ como sendo a dosagem óptima de coagulante Benolex 6015.

3.3.3.5. Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015

O ensaio definitivo de coagulação-floculação com os coagulantes Benolex 50 e Benolex 6015 foi realizado sobre a amostra compósita da ARM após correcção prévia do pH para um valor próximo de 6,0. As dosagens óptimas aplicadas de Benolex 50 (25% m/v) e de Benolex 6015 foram respectivamente de 125 e 50 mg.L⁻¹, das quais se obteve um sobrenadante.

No Quadro 3.17 sintetizam-se as características químico-biológicas do sobrenadante resultante do ensaio definitivo com as dosagens óptimas dos dois coagulantes. Neste quadro indicam-se também as percentagens de remoção de cada parâmetro em relação à

amostra compósita da ARM e em relação ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolox 50 (25% m/v).

Quadro 3.17. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com as dosagens óptimas de Benolox 50 e Benolox 6015, referentes à 3ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média	d.p.	c.v. (%)	n	Remoção [%]	Remoção [%]
	[a]	[b]	[(b/a)*100]		[A]	[B]
pH (escala Sorensen)	6,65	0,35	5,3	2	//	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	985	89,2	9,1	2	39,8	10,2
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	800	71	8,9	2	49,2	22,0
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,95	//	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	626	4	0,6	2	22,2	2,2
SST [mg.L ⁻¹]	58,3	2,4	4,1	2	5,1	-133,2
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	44,6	2,9	6,5	2	44,6	16,7
P-total [mg P.L ⁻¹]	10,8	0,0	0,0	2	31,5	7,1

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM; [B]-Remoções em relação ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolox 50 (25% m/v)

Por análise do Quadro 3.17, verifica-se que a adição de 50 mg.L⁻¹ de Benolox 6015 ao sobrenadante resultante do ensaio definitivo com o Benolox 50 (25% m/v) apenas foi relevante em termos da remoção em CBO₅ (22,0%) e azoto total (16,7%). Contudo, refere-se o aumento muito significativo no teor em SST (acréscimo de 133,2%) em relação aos teores obtidos com a dosagem óptima de Benolox 50 (remoção de 93,6%).

Em termos de capacidade de degradação por via biológica dos substratos presentes no sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolox 6015, não se observou nenhum efeito significativo na razão CBO₅/CQO (0,95) em relação ao valor obtido com o coagulante Benolox 50 (razão de 0,93).

Efectuando-se um balanço global das vantagens e inconvenientes da adição acrescida de Benolox 6015 ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolox 50, verifica-se que as remoções percentuais de alguns dos parâmetros (fundamentalmente CBO₅ e N-Kjeldahl) não compensam o aumento significativo do teor de sólidos em solução.

3.3.3.6. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

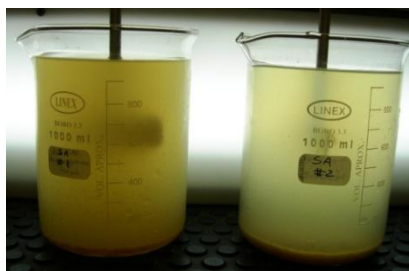
O ensaio preliminar de coagulação-floculação com a aplicação de dosagens diferenciadas (entre 0 e 200 mg.L⁻¹) de Sulfato de Alumínio (25% m/v) a dois replicados (de 1 litro cada) da

amostra compósita de ARM recolhida na campanha do mês de Setembro de 2009, resultou na formação de diferentes sobrenadantes, os quais se apresentam na Figura 3.25.



0 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)

Dois copos contendo 1 L de amostra de ARM após correcção prévia do pH inicial para um valor próximo de 6,0



Recipiente da Esquerda: 25 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)

Recipiente da Direita: 75 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)



200 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio
(25% m/v)

Figura 3.25. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (de oito) dosagens ensaiadas de coagulante, relativas à 3ª campanha de amostragem

As Figuras 3.26 e 2.27 apresentam as variações da Transmitância e da percentagem de remoção de COT nos sobrenadantes da amostra da ARM que foi submetida à adição de Sulfato de Alumínio (25% m/v).

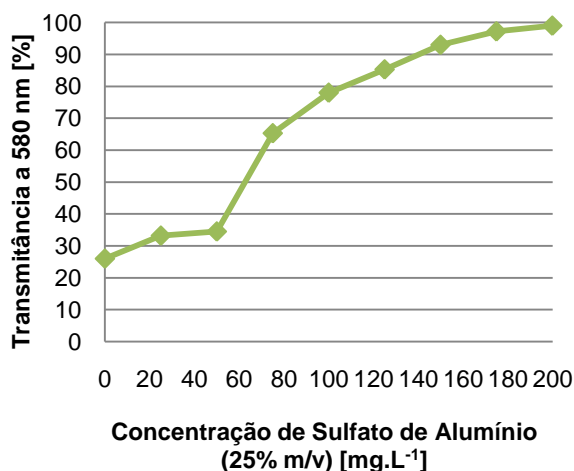


Figura 3.26. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem

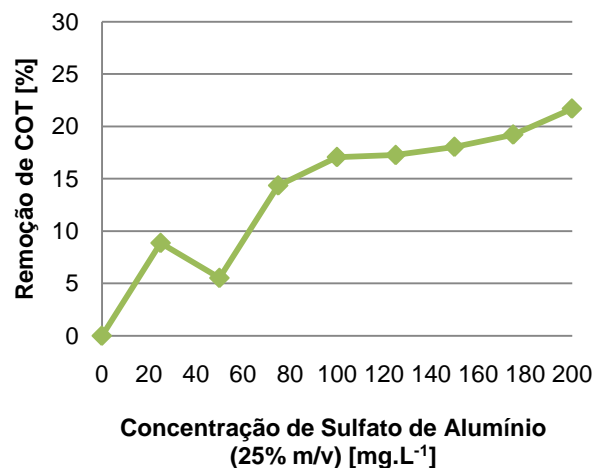


Figura 3.27. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 3ª campanha de amostragem

Observou-se um aumento significativo dos valores de Transmitância (Figura 3.26), tendo o valor máximo sido de 99,0% para uma dosagem de 200 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio. Em

termos de remoção percentual do COT (Figura 3.27), o valor mais elevado (21,7%) foi atingido para a mesma dosagem de Sulfato de Alumínio (200 mg.L⁻¹ a 25% m/v).

Em resultado da concordância de valores em termos de concentração de coagulante na qual se atingiu maiores eficiências de aumento da Transmittância e de remoção do COT, definiu-se o valor de 200 mg.L⁻¹ como sendo a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio (25% m/v) à amostra compósita de ARM.

3.3.3.7. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Definida a dosagem óptima de 200 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio (25% m/v), procedeu-se a um ensaio definitivo com este coagulante de forma a se obter maior volume de sobrenadante capaz de ser submetido às análises de caracterização químico-biológica.

No Quadro 3.18, são apresentados os resultados obtidos da caracterização químico-biológica do sobrenadante produzido neste ensaio definitivo. É ainda possível visualizar-se neste quadro, as percentagens de remoção de cada parâmetro analisado, relativamente às concentrações obtidas com a amostra compósita da ARM.

Quadro 3.18. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, relativas à 3ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. (%) [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
pH (escala Sorensen)	6,03	0,08	1,3	2	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	1282	165	12,9	2	21,7
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	1175	35	3,0	2	25,4
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,92	//	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	614	4	0,7	2	23,7
SST [mg.L ⁻¹]	55,4	5,6	10,1	2	85,9
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	44,0	1,4	3,2	2	45,3
P-total [mg P.L ⁻¹]	5,9	0,3	5,1	2	62,6

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A]- Remoções em relação à amostra compósita de ARM.

A caracterização químico-biológica permitiu inferir que o ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem de 200 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio (25% m/v) atingiu remoções elevadas em termos de SST (85,9%), fósforo total (62,6%) e azoto total (45,3%).

As percentagens relativamente reduzidas de remoção de CQO (21,7%) e CBO₅ (25,4%) levaram a uma diminuição na aptidão do substrato para a degradação biológica (redução de

0,04) em termos da razão CBO_5/CQO , em relação aos valores obtidos com a amostra compósita da ARM (valor este de 0,96).

De uma forma geral, a aplicação da dosagem óptima de Sulfato de Alumínio permitiu alcançar valores bastante elevados de eficiência de remoção quer em CQO, CBO_5 e SST. Comparando estes valores com as taxas de remoção atingidas com a aplicação de Benolox 50 à amostra compósita da ARM, verifica-se que as remoções destes parâmetros são muito semelhantes, muito embora, sejam superiores com a aplicação do coagulante orgânico.

3.4. 4ª Campanha de Amostragem – Março de 2010

3.4.1. Determinações efectuadas no Local de Colheita

Durante a colheita da amostra compósita na OE da ETAR de Avis no período referente à 4ª campanha, a ARM apresentava baixa turvação e poucos sólidos em suspensão, não indiciando a presença de espumas na sua superfície. Em termos visuais, as condições encontradas assemelhavam-se às da 2ª campanha, levando a crer que a indústria se encontrava em lavagens. Outra hipótese que justifique tais condições da ARM, foi recentemente identificada e relaciona-se com a entrada em funcionamento da ETAR da fábrica da Dardico.

No Quadro 3.19 apresentam-se os resultados das determinações de pH, OD, Temperatura e Condutividade em duas amostras pontuais colhidas nos dois dias de campanha.

Quadro 3.19. Determinações efectuadas no colar de colheita da ARM, durante a 4ª campanha de amostragem (Março 2010)

Data	Hora	pH (esc. Sorensen)	OD [$mgO_2.L^{-1}$]	Temperatura [$^{\circ}C$]	Condutividade [$\mu S.cm^{-1}$]
15-03-2010	11:00	8,2	0,60	14,6	900
16-03-2010	11:00	8,1	0,50	14,6	900

No Quadro 3.19 verifica-se que os valores dos parâmetros analisados sofreram variações pouco significativas nos dois dias.

A ARM apresentava condições alcalinas (de 8,2), com baixo teor em oxigénio dissolvido e condutividade.

Em termos de caudal médio afluente à ETAR, este registou os valores mais baixos que foram registados nas 4 campanhas (Quadro 3.20).

Quadro 3.20. Caudais médios afluentes registados nos dois dias da 4ª campanha de amostragem (Adaptado de AdNA, 2010)

Período de amostragem	Caudal médio diário afluente [m ³ .d ⁻¹]
15 - 03 - 2010, 11:30 h	436
16 - 03 - 2010, 11:30 h	424

3.4.2. Caracterização Químico-Biológica da amostra Compósita da ARM Afluente à ETAR de Avis

No Quadro 3.21 apresentam-se os resultados obtidos na caracterização químico-biológica da amostra compósita da ARM recolhida na 4ª campanha de amostragem.

Quadro 3.21. Características químico-biológicas médias da amostra compósita da ARM afluente à ETAR de Avis, colhida na 4ª campanha

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. (%) [(b/a)*100]	n
pH (escala Sorensen)	7,44	0,01	0,2	4
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	500	45	9,0	2
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	460	0	0,0	2
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,92	//	//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	200	7	3,5	6
SST [mg.L ⁻¹]	496	3,6	0,7	2
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	38,1	0,0	0,0	2
P-total [mg P.L ⁻¹]	14,6	1,6	11,2	2

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado

Com base no critério de Metcalf & Eddy (2003), a amostra compósita da ARM afluente à ETAR de Avis apresentou características de baixa a média carga, na globalidade dos parâmetros analisados, sendo de destacar os baixos teores observados em termos dos parâmetros COT (200 mg C.L⁻¹) e SST (496 mg SST.L⁻¹).

Segundo os valores obtidos em termos da CQO (500 mg.L⁻¹) e CBO₅ (460 mg.L⁻¹), contacta-se que os substratos orgânicos presentes em solução na amostra apresentavam características passíveis de serem submetidos a processos de biodegradação, uma vez que a razão CBO₅/CQO apresentou um valor de 0,92, muito superior aos 0,5 requeridos para tais condições de degradabilidade (Oliveira, 1983).

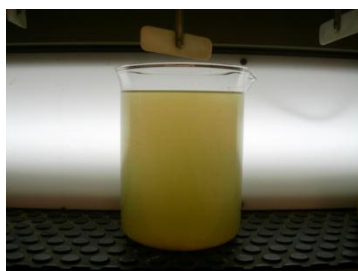
3.4.3. Resultados dos Ensaio de Coagulação-Floculação

3.4.3.1. Correção prévia do pH da amostra compósita de ARM

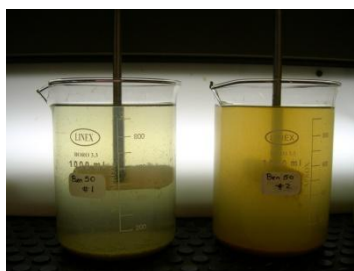
Uma vez que a amostra da ARM colhida na 4ª campanha apresentava pH alcalino (pH natural de 7,44), este teve de ser previamente corrigido com a adição de 9,0 mL.L⁻¹ de ARM, de HCl (0,6 N), antes do início dos ensaios de coagulação-floculação, de forma a baixar o valor de pH para um próximo de 6,0, ponto isoelétrico dos coagulantes a aplicar.

3.4.3.2. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolox 50 (25% m/v)

Após a amostra da ARM ter sido submetida às adições de Benolox 50 (25% m/v) numa gama de 0 a 100 mg.L⁻¹, o aspecto dos sobrenadantes produzidos no ensaio preliminar apresentam-se na Figura 3.28.



0 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)
Dois copos contendo 1 L de amostra de ARM após correção prévia do pH inicial para um valor próximo de 6,0



Recipiente da Esquerda: 25 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)
Recipiente da Direita: 75 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)



Recipiente da Esquerda: 50 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)
Recipiente da Direita: 100 mg.L⁻¹ Benolox 50 (25% m/v)

Figura 3.28. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o Benolox 50 (25% m/v), relativamente às quatro dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 4ª campanha de amostragem

Nas Figuras 3.29 e 3.30 apresentam-se as variações da Transmitância e da percentagem de remoção de COT nos sobrenadantes da ARM, colhida na 4ª campanha, resultante das adições de 0 a 100 mg.L⁻¹ de Benolox 50.

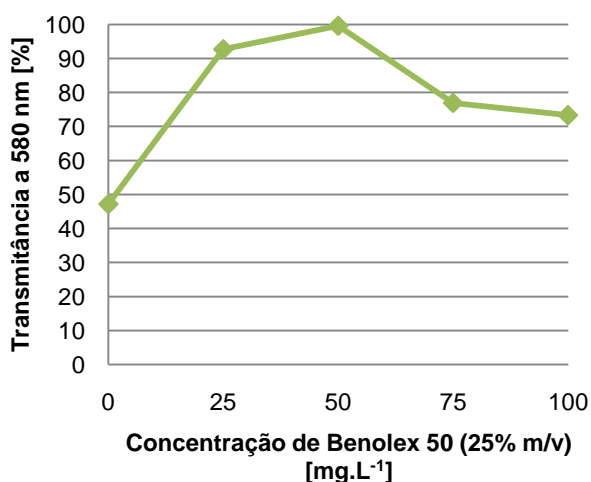


Figura 3.29. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem

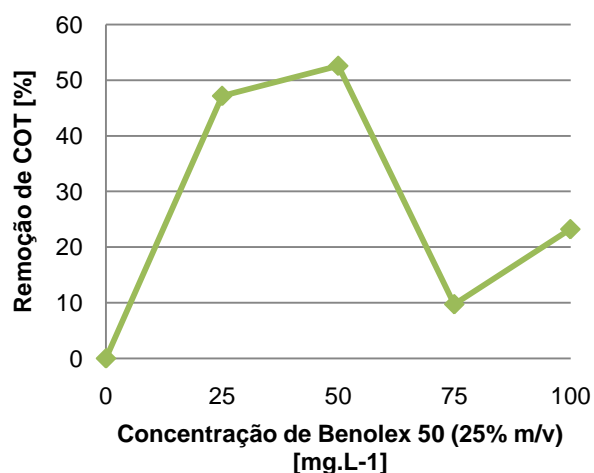


Figura 3.30. Variação da percentagem de remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Benolex 50, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem

Pela análise da Figura 3.29, observa-se que a dosagem de Benolex 50 (25% m/v) à qual se atingiu a maior percentagem de Transmitância (99,6%) e a mais elevada percentagem de remoção de COT (52,6%) foi de 50 mg.L⁻¹. Esta foi considerada como sendo a dosagem óptima de Benolex 50 para esta amostra compósita da ARM.

3.4.3.3. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Benolex 50 (25% m/v)

O ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v) definida no ensaio preliminar (50 mg.L⁻¹), foi realizada após correcção prévia do pH para um valor próximo de 6,0.

No Quadro 3.22 apresentam-se os resultados médios obtidos na caracterização químico-biológica do sobrenadante gerado no ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima do coagulante Benolex 50 (25% m/v). Neste Quadro apresentam-se também as taxas de remoção de cada parâmetro relativamente às características da ARM.

Quadro 3.22. Características químico-biológicas médias do sobrenadante resultante do ensaio definitivo de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v) referentes à 4ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. (%) [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
pH (escala Sorensen)	6,30	0,00	0,0	3	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	211	2	1,1	2	57,8
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	205	5	2,4	2	55,4
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,97	//	//	//	//

Quadro 3.22. (cont.)

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. (%) [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
COT [mg C.L ⁻¹]	96	2	1,9	3	51,9
SST [mg.L ⁻¹]	23,33	6,7	28,6	2	95,3
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	29,1	0,0	0,0	2	23,5
P-total [mg P.L ⁻¹]	9,6	1,4	14,7	2	34,2

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A]- Remoções em relação à amostra compósita de ARM.

O ensaio definitivo de coagulação-floculação com 50 mg.L⁻¹ de Benolox 50 (25% m/v) permitiu obter remoções elevadas de SST (95,3%), CQO (57,8%), CBO₅ (55,4%) e COT (51,9%).

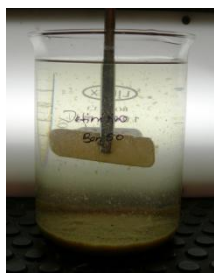
Uma vez que a taxa de remoção em CBO₅ apresentou menor valor do que a que foi atingida para o parâmetro CQO, a razão CBO₅/CQO sofreu um ligeiro aumento de 0,05 relativamente à ARM (de 0,92 para 0,97), indiciando uma ligeira melhoria das condições de biodegradabilidade da água residual após esta etapa de coagulação-floculação.

Em relação às percentagens de remoção observadas para o N-Kjeldahl (23,5%) e P-total (34,2%), os seus valores são inferiores aos atingidos na globalidade dos parâmetros analisados, não tendo contudo menor importância uma vez que, tal como já se indicou anteriormente, pode ser relevante em termos de cumprimento de níveis máximos de emissões de descarga no efluente da ETAR.

3.4.3.4. Resultados do ensaio preliminar sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015

Após obtido o sobrenadante resultante da dosagem óptima de 50 mg.L⁻¹ de Benolox 50 (25% m/v), este foi submetido a adições sucessivas de Benolox 6015 numa gama de 0 a 100 mg.L⁻¹ em estado sólido.

O aspecto dos sobrenadantes resultantes das adições diferenciais de Benolox 6015 no ensaio de coagulação-floculação encontra-se apresentado na Figura 3.31.



Dosagem óptima de Benolex 50: **50 mg.L⁻¹ Benolex 50** (25% m/v)

50 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v) + **50 mg.L⁻¹ Benolex 6015**

50 mg.L⁻¹ Benolex 50 (25% m/v) + **100 mg.L⁻¹ Benolex 6015**

Figura 3.31. Aspecto dos sobrenadantes após o processo de coagulação-floculação-sedimentação sequencial com o Benolex 50 (25% m/v) e o Benolex 6015, relativamente às duas dosagens ensaiadas deste último coagulante, referentes à 4ª campanha de amostragem

A aplicação de coagulante Benolex 6015 ao longo dos ensaios de coagulação-floculação permitiu aumentar o volume dos flocos e, conseqüentemente, a sua velocidade de decantação, considerando-se assim que este coagulante apresentou uma função de adjuvante na etapa de floculação.

A evolução da Transmitância e da taxa de remoção de COT em função da dosagem de Benolex 6015 (Figuras 3.32 e 3.33) permitiu efectuar o controlo do ensaio preliminar sequencial de coagulação-floculação.

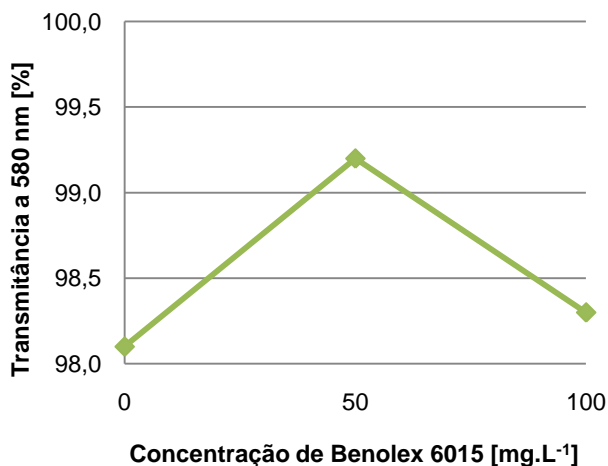


Figura 3.32. Variação da Transmitância resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 4ª campanha de amostragem

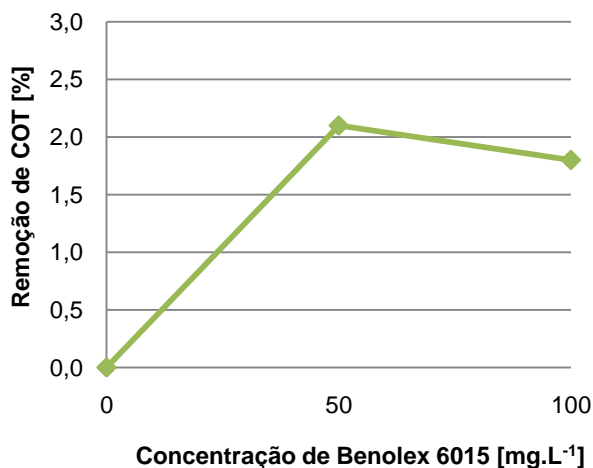


Figura 3.33. Variação da percentagem de remoção resultante da diferença deste parâmetro entre a dosagem óptima de Benolex 50 e as diferentes concentrações de Benolex 6015, relativa à 4ª campanha de amostragem

Como era expectável, a adição de Benolex 6015 ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v) não acrescentou remoções percentuais significativas tanto em termos de Transmitância como em remoção de COT.

A adição de 50 mg de Benolex 6015 foi a dosagem à qual se atingiu um acréscimo máximo de remoção quer em termos do parâmetro Transmittância (99,2%) quer em percentagem de remoção de COT (2,1%), tendo-se considerada esta dosagem como sendo a dosagem óptima do coagulante mineral Benolex 6015.

3.4.3.5. Resultados do ensaio definitivo sequencial de Coagulação-Floculação com os coagulantes Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015

Da realização do ensaio de coagulação-floculação sequencial com as dosagens óptimas de Benolex 50 (25% m/v) e Benolex 6015, de 50 mg.L⁻¹ cada, após correcção prévia do pH da amostra de ARM, gerou-se um sobrenadante o qual foi caracterizado em termos químico-biológicos.

No Quadro 3.23 apresentam-se as características químico-biológicas do sobrenadante produzido neste ensaio, bem como as percentagens de remoção de cada um dos parâmetros, relativamente às concentrações determinadas na amostra composta da ARM e no sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50.

Quadro 3.23. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio definitivo sequencial de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Benolex 50 e Benolex 6015 relativamente à ARM colhida na 4ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média	d.p.	c.v. (%)	n	Remoção [%]	Remoção [%]
	[a]	[b]	[(b/a)*100]		[A]	[B]
pH (escala Sorensen)	6,69	0,02	0,2	2	//	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	201	12	5,9	2	59,7	4,5
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	175	0	0,0	2	62,0	14,6
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,87	//	//		//	//
COT [mg C.L ⁻¹]	87	3	3,2	2	56,4	9,4
SST [mg.L ⁻¹]	21,67	1,7	7,7	2	95,6	7,1
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	26,88	0	0,0	2	29,4	7,7
P-total [mg P.L ⁻¹]	10,6	0,9	8,5	2	27,6	-10,1

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A]- Remoções em relação à amostra composta de ARM; [B] - Remoções em relação ao sobrenadante resultante da dosagem óptima de Benolex 50 (25% m/v)

Em termos globais, verifica-se que a aplicação de 50 mg.L⁻¹ de coagulante Benolex 6015, após a adição de 50 mg.L⁻¹ de Benolex 50 (25% m/v), não apresenta eficiências de remoção significativas em relação às características do efluente em estudo, podendo até ser prejudicial a sua aplicação na linha de tratamento, no caso de se querer efectuar a remoção de fósforo com vista ao cumprimento de um limite máximo deste parâmetro no efluente tratado da ETAR.

3.4.3.6. Resultados do ensaio preliminar de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Após correcção prévia do pH da amostra compósita de ARM, dois replicados desta amostra foram submetidos a um ensaio preliminar de coagulação-floculação com a aplicação de dosagens diferentes de Sulfato de Alumínio (25% m/v) numa gama de 0 a 150 mg.L⁻¹. Na Figura 3.34 é possível observar-se o aspecto dos diferentes sobrenadantes gerados após ter sido concluída a etapa de sedimentação dos flocos formados.



0 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Copo contendo 1 L de amostra de ARM após correcção prévia do pH inicial para um valor próximo de 6,0

Recipiente da Esquerda: 50 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Recipiente da Direita: 100 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio (25% m/v)

150 mg.L⁻¹ Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Figura 3.34. Aspecto dos sobrenadantes formados após o processo de coagulação-floculação-sedimentação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), relativamente a três (das seis) dosagens ensaiadas de coagulante, referente à 4ª campanha de amostragem

Efectuou-se a medição da Transmitância (a 580 nm) e do COT nos sobrenadantes resultantes de cada uma das dosagens de Sulfato de Alumínio. As Figuras 3.35 e 3.36 ilustram a variação da Transmitância e percentagem de remoção de COT em função das dosagens de Sulfato de Alumínio (25% m/v).

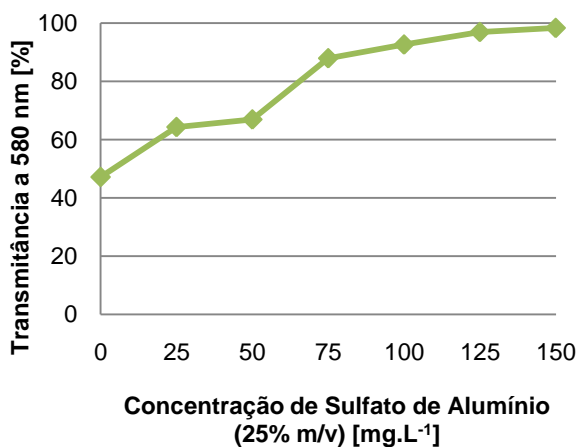


Figura 3.35. Variação da Transmitância dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem

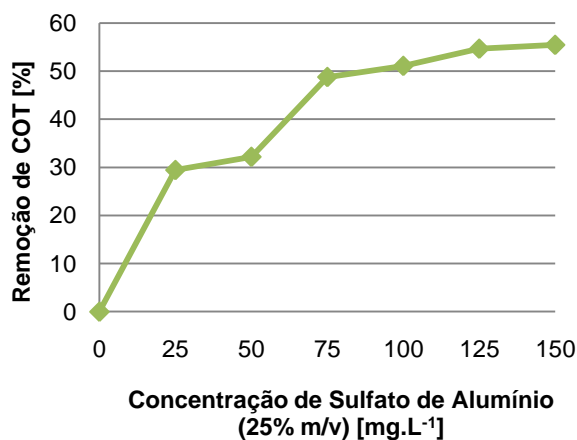


Figura 3.36. Variação da remoção do COT dos sobrenadantes, em função das dosagens de Sulfato de Alumínio, relativamente à amostra compósita obtida na 4ª campanha de amostragem

O aumento na dosagem de Sulfato de Alumínio resultou em valores graduais crescentes de Transmitância (Figura 3.35), registando-se um valor máximo de 98,3% para uma concentração de coagulante de 150 mg.L⁻¹. A evolução crescente das percentagens de remoção de COT, como observável na Figura 3.36, em função das adições crescentes de Sulfato de Alumínio, atingiu o valor máximo (55,45%) para esta mesma concentração de 150 mg.L⁻¹.

Face a estes resultados, considerou-se a concentração de 150 mg.L⁻¹ como sendo a concentração óptima de Sulfato de Alumínio (25% m/v) a aplicar à amostra compósita da ARM que foi colhida na 4ª campanha de amostragem.

3.4.3.7. Resultados do ensaio definitivo de Coagulação-Floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v)

Definida a dosagem de 150 mg.L⁻¹ como sendo a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, a uma concentração de 25% m/v, efectuou-se um ensaio de coagulação-floculação com esta dosagem de coagulante com o objectivo de se reproduzir um maior volume de sobrenadante para posterior caracterização químico-biológica.

No Quadro 3.24 apresentam-se os resultados médios referentes à caracterização químico-biológica do sobrenadante produzido neste ensaio, incluindo as percentagens de remoção de cada um dos parâmetros relativamente às concentrações determinadas na amostra compósita da ARM.

Quadro 3.24. Características químico-biológicas médias da amostra de sobrenadante resultante do ensaio de coagulação-floculação com a dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, referente à 4ª campanha de amostragem

Parâmetros	Média [a]	d.p. [b]	c.v. (%) [(b/a)*100]	n	Remoção [%] [A]
pH (escala Sorensen)	5,96	0,16	2,7	2	//
CQO [mg O ₂ .L ⁻¹] (Y)	209	19	9,1	2	58,3
CBO ₅ (20) [mg O ₂ .L ⁻¹] (X)	200	0	0,0	2	56,5
CBO ₅ /CQO (X/Y)	0,96	//	//		//
COT [mg C.L ⁻¹]	97	1	1,1	2	51,6
SST [mg.L ⁻¹]	28,33	1,7	5,9	2	94,3
N-Kjeldahl [mg N.L ⁻¹]	25,8	1,1	4,3	2	32,4
P-total [mg P.L ⁻¹]	5,1	0,4	7,4	2	65,3

d.p.: Desvio padrão; c.v.: Coeficiente de Variação; n: Número de determinações; //: Sem significado; [A] - Remoções em relação à amostra compósita de ARM.

Por análise dos resultados médios obtidos na caracterização químico-biológica ao sobrenadante obtido com a aplicação da dosagem óptima de Sulfato de Alumínio, verifica-se

que se atingiu taxas de remoção muito significativas, em particular para os parâmetros SST (94,3%), P-total (65,3%), CQO (58,3%), CBO₅ (56,5%) e COT (51,6%).

A taxa de remoção de N-Kjeldahl (32,4%), embora muito inferior à do P-total (65,3%), não é menos relevante, uma vez que ambas as remoções são significativas quando se deseja efectuar um controlo da emissão máxima de azoto e fósforo no efluente final a ser descarregado no meio receptor.

Em termos gerais, a aplicação de 150 mg.L⁻¹ de Sulfato de Alumínio permitiu atingir taxas de remoção muito elevadas na generalidade dos parâmetros analisados na caracterização químico-biológica. Embora este coagulante requeira maiores dosagens do que o Benolox 50 para uma mesma taxa de remoção dos parâmetros analisados, ele parece apresentar-se mais adequado para a remoção de fósforo do que o Benolox 50.

3.5. Avaliação global dos resultados relativos às campanhas de amostragem

O carácter variável das características químico-biológicas das diferentes ARM, que foram colhidas ao longo das 4 campanhas de amostragem, traduziu-se na variação das dosagens óptimas de cada um dos coagulantes ensaiados. No Quadro 3.25 apresenta-se a variação dessas dosagens óptimas para cada uma das ARM colhidas em cada campanha.

Quadro 3.25. Dosagens óptimas definidas nas campanhas realizadas para os coagulantes testados

Coagulantes	1ª Campanha (Maio, 2009)	2ª Campanha (Junho, 2009)	3ª Campanha (Setembro, 2009)	4ª Campanha (Março, 2010)
Benolox 50 [mg.L ⁻¹]	75	75	125	50
Benolox 6015 [mg.L ⁻¹]	100	100	50	50
Sulfato de Alumínio [mg.L ⁻¹]	175	100	200	150

A inexistência de um padrão de dosagem óptima dos coagulantes em função dos teores em carga orgânica e sólidos em suspensão nas amostras de ARM referentes às diferentes campanhas dever-se-á provavelmente à natureza variável das cargas superficiais das partículas coloidais em solução, ou seja, à variação do seu potencial zeta.

As amostras compósitas da ARM recolhidas nas campanhas realizadas nos meses de Maio e Setembro de 2009 evidenciaram teores de carga orgânica muito superiores às amostras recolhidas nas campanhas de Junho de 2009 e Março de 2010, quando analisadas as concentrações de CQO, CBO₅ e COT resultantes da caracterização químico-biológica efectuadas às diferentes amostra.

Apesar da variabilidade verificada nas características do efluente, os padrões de remoção com a aplicação do coagulante Benolex 50 (a 25% m/v) e Sulfato de Alumínio (a 25% m/v) apresentam-se bastante idênticos entre campanhas. Observa-se contudo que para ARM com menores teores em carga orgânica, as eficiências de remoção atingidas nos diferentes parâmetros químico-biológicos analisados, são superiores às obtidas com ARM que apresentaram teores mais elevados em carga orgânica.

Relativamente à utilização do Benolex 6015, após a aplicação das dosagens óptimas de Benolex 50, aquela não apresenta variações significativas nas percentagens de remoção dos vários parâmetros químico-biológicos determinados, tendo-se observado, contudo, as maiores eficiências na 3ª campanha. Observou-se um incremento dos teores de fósforo e SST presentes no sobrenadante por adição do coagulante Benolex 6015, na generalidade das campanhas.

Por análise do comportamento referente à aplicação do Benolex 50 em comparação com o coagulante mineral Benolex 6015 nos ensaios de coagulação-floculação, constatou-se que o Benolex 50 parece ter tido uma função coagulante, ao passo que o Benolex 6015 parece ter tido uma função floculante com o aumento da dimensão e decantabilidade dos flocos.

Embora a adição de Sulfato de Alumínio às amostras das ARM tenha conduzido à formação de flocos com menor volume do que os que foram obtidos para o coagulante Benolex 50, o Sulfato de Alumínio permitiu atingir taxas de remoção muito elevadas na generalidade dos parâmetros analisados nas caracterizações químico-biológicas. Essas taxas foram muito semelhantes às que foram obtidas com o coagulante Benolex 50. É de destacar contudo as elevadas taxas de remoção de fósforo verificadas com a aplicação das dosagens óptimas de Sulfato de Alumínio, concluindo-se que este coagulante é, de entre os coagulantes testados, o que apresenta maior aptidão para a remoção de fósforo total. Ressalve-se o facto de, para taxas de remoção semelhantes dos parâmetros analisados nas caracterizações químico-biológicas, foram necessárias dosagens superiores de Sulfato de Alumínio comparativamente às dosagens de Benolex 50.

3.6. Pré-dimensionamento de um Sistema de Tratamento de Coagulação-Floculação, com a aplicação de Coagulantes Naturais

A proposta de intervenção na linha de tratamento da ETAR da Vila de Avis, com o objectivo de remover carga orgânica e sólidos afluentes, passa pela implementação de um sistema de coagulação-floculação-sedimentação com a utilização dos coagulantes testados e analisados neste trabalho.

Esta linha de tratamento, para além de ter como principal objectivo solucionar os problemas vigentes na ETAR de Avis, apresenta como compromisso a solução mais eficiente do ponto de vista de tratamento, ocupação de espaço e minimização dos custos de investimento inicial e de exploração da estação.

3.6.1. Características de Afluência da Água Residual Mista

Uma vez que o pré-dimensionamento deve abranger as condições mais desfavoráveis de afluência à linha de tratamento, considerou-se as condições de base encontradas na campanha de amostragem do mês de Maio de 2009, uma vez que nesta altura se registaram os valores máximos de afluência de caudal, bem como os teores mais elevados de carga orgânica.

Na estação elevatória (EE), a montante da ETAR da Vila de Avis, as bombas elevam um caudal de $72 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ de ARM. Dado o intenso caudal de água residual que é produzido na Dardico, em 16,7 h de funcionamento da EE, registou-se a elevação do caudal máximo afluente à ETAR.

Considerou-se assim, para o pré-dimensionamento os dados de base que figuram no Quadro 3.26.

Quadro 3.26. Características de Afluência da Água Residual Afluente à ETAR de Avis

Dados de Base	Unidades	
Q dim.	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	1204
CQO	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	3150
CBO ₅ (20)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	2537
SST	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	315
pH	(escala Sorensen)	5,35

No que se refere às dosagens óptimas dos coagulantes naturais Benolox 50 (25% m/v) e Benolox 6015, a serem adicionadas no decurso da etapa de coagulação-floculação, estas referem-se às dosagens que foram consideradas como óptimas nos ensaios laboratoriais de coagulação-floculação da ARM. As dosagens destes coagulantes podem ser observadas no Quadro 3.27.

Quadro 3.27. Dosagens óptimas dos coagulantes a serem aplicados na etapa de coagulação-floculação

Coagulante	Unidades	
Benolox 50 (25% m/v)	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	75
Benolox 6015	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	100

3.6.2. Tratamento da Fase Líquida

3.6.2.1. Câmara de Regularização

A ARM, após a passagem pela obra de entrada, deverá ser encaminhada para um tanque, no qual o caudal afluente à linha de tratamento será regularizado, ocorrendo simultaneamente a correcção prévia do pH da água residual.

A correcção do pH da ARM será efectuada por adição de uma base forte, NaOH (0,6 N), à entrada do tanque de regularização. A homogeneização entre a água residual e a base será garantida por intermédio de um sistema de bombagem composto por duas bombas centrífugas submersíveis (1+1), instaladas na laje de fundo do tanque, promovendo-se, desta forma, fluxos ascensionais no líquido.

Os critérios de dimensionamento admitidos para a concepção da câmara de regularização apresentam-se no Quadro 3.28.

Quadro 3.28. Critérios de dimensionamento considerados

Parâmetros	Unidades	
Caudal máximo afluente	m ³ .h ⁻¹	50,2
	m ³ .d ⁻¹	1204,0
Caudal Bombeado na EE	m ³ .h ⁻¹	72,0
Tempo de Retenção	h	16,7

De acordo com os critérios referidos no Quadro 3.28, procedeu-se ao pré-dimensionamento da câmara de regularização, a qual foi concebida em geometria trapezoidal, de forma a evitar-se a formação de zonas mortas no fundo do tanque. As características de dimensionamento da câmara de regularização encontram-se sintetizadas no Quadro 3.29.

Quadro 3.29. Características construtivas da câmara de regularização

Característica	Unidades	
Volume útil	m ³	365,1
Altura útil	m	5,0
Área útil	m ²	73,0
Comprimento útil	m	9,0
Largura útil	m	8,1
Bordo livre	m	0,5
Espessura das paredes	m	0,2
Espessura da laje de fundo	m	0,3

A adição de NaOH (0,6 N) à ARM na entrada do tanque de regularização garante maiores eficiências dos coagulantes a serem aplicados nas etapas seguintes de coagulação-floculação, uma vez que permite o aumento dos valores de pH para um valor próximo de 6,0, valor no qual se encontra o ponto isoeléctrico do Benolex 50 (25% m/v).

Para o aumento de pH desejado, considerou-se a adição de 4,0 mL de NaOH por litro de água residual a tratar, numa concentração de 0,6 N.

Para um caudal máximo afluente diário de ARM de $1\,204\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, requerer-se-á de $115,6\text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ de NaOH comercial (no estado sólido, com uma pureza de 96% m/v), ao qual corresponde um caudal diário a dosear de $4,8\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, tal como se observa no Quadro 3.30.

Quadro 3.30. Doseamento do reagente NaOH

Hidróxido de Sódio - NaOH	Unidades	
Quantidade diária a dosear	$\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$	115,6
Volume diário a dosear	$\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$	4,8
	$\text{m}^3\cdot\text{mês}^{-1}$	144,5

A comercialização e o armazenamento do reagente sólido (NaOH) são feitos em sacos de 25 kg, sendo necessária a aquisição mensal de 69 sacos de forma a suprir as necessidades de correcção do caudal afluente. A preparação da solução de NaOH a 0,6 N terá lugar num silo revestido interiormente a PEAD, com uma capacidade útil total de $5,0\text{ m}^3$, o qual apresenta as dimensões definidas no Quadro 3.31.

Quadro 3.31. Características construtivas do silo de preparação de NaOH

Característica	Unidades	
Capacidade de armazenamento	dias	1
Volume útil	m^3	5,0
Área útil	m^2	3,3
Diâmetro útil	m	2,1
Altura útil	m	1,5

O grupo de electrobombas capaz de garantir a homogeneização do NaOH na ARM afluente ao tanque apresenta as características definidas no Quadro 3.32.

Quadro 3.32. Características da bomba instalada na laje de fundo do tanque de regularização

Características	Unidades	
Tipo de bomba	Submersível	
Caudal	$[\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}]$	50,2
Altura manométrica	[m]	5,0
Rendimento	[%]	0,5
Potência	[kW]	0,98
Período de funcionamento diário	[h]	24
Número de arranques horários		8
Período de funcionamento por arranque	[h]	3
Energia dispendida na homogeneização	[kW.h]	3,1

3.6.2.2. Câmara de Mistura Rápida – Etapa de Coagulação

Uma vez corrigido o pH e o caudal da água residual afluenta ao tanque de regularização, esta é enviada para uma câmara de mistura rápida onde se processa a etapa de coagulação. A adição de 75 mg.L⁻¹ de Benolox 50 (25% m/v), na entrada da câmara de mistura rápida, com agitação vigorosa da solução num período de tempo restrito, permite a desestabilização das partículas em suspensão.

Os critérios de dimensionamento admitidos para a concepção da câmara de mistura rápida, onde terá lugar o processo de coagulação, apresentam-se no Quadro 3.33.

Quadro 3.33. Critérios de dimensionamento da dispersão de reagente na câmara de mistura rápida

Parâmetros	Unidades	
Caudal afluenta	L.s ⁻¹	13,9
Gradiente de velocidade (G)	s ⁻¹	800
Tempo de retenção	s	60
Viscosidade dinâmica (15°C)	N.s.m ⁻³	1,136x10 ⁻³

A partir dos critérios de dimensionamento estabelecidos, dimensionou-se a câmara de mistura rápida, a qual apresenta uma forma cúbica. No Quadro 3.34, apresentam-se as características construtivas da câmara de mistura rápida.

Quadro 3.34. Características construtivas da câmara de mistura rápida

Característica	Unidades	
Volume útil	m ³	0,8
Altura útil	m	0,9
Comprimento / Largura útil	m	0,9
Bordo livre	m	0,5
Espessura das paredes	m	0,2
Laje de fundo	m	0,3
Potência de agitação	kW	0,6
Tempo de funcionamento do agitador	h	24,0
Energia dispendida na agitação	kW.h	14,6

A mistura rápida e a dispersão do agente coagulante são promovidas por recurso a um agitador mecânico por rotor de turbinas com seis palhetas, inclinadas a 45⁰ (Quadro 3.35).

Quadro 3.35. Características do agitador mecânico

Característica	Unidades	
Diâmetro da turbina	m	0,5
K _T		1,6
ρ ARM	kg.m ⁻³	1000,0
Potência	kW	0,61
Rotações	rpm	181,13
Anteparos	m	0,047

A dosagem requerida de coagulante Benolox 50 (25% m/v) em função das características da ARM é de 75 g.L^{-1} ($300 \mu\text{L.L}^{-1}$ de solução a 25% m/v), resultando um consumo diário de $90,3 \text{ kg.d}^{-1}$, para um caudal afluente de $1\,204 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. Uma vez que a solução de Benolox 50 se apresenta numa concentração de 25% (m/v), o volume diário a dosear será de $0,4 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$.

As características de doseamento para o coagulante Benolox 50 encontram-se no Quadro 3.36.

Quadro 3.36. Doseamento de uma solução de Benolox 50 numa concentração de 25% m/v

Benolox 50	Unidades	
Quantidade diária a dosear	kg.d^{-1}	90,3
Volume diário a dosear	$\text{m}^3.\text{d}^{-1}$	0,4
	$\text{m}^3.\text{mês}^{-1}$	10,8

Em função das necessidades requeridas de Benolox 50 admitiu-se as características de dimensionamento apresentadas no Quadro 3.37. para a cuba de armazenamento e deste reagente.

Quadro 3.37. Características construtivas da cuba de armazenamento de Benolox 50

Característica	Unidades	
Capacidade de Armazenamento	dias	15
Volume útil	m^3	5,4
Área útil	m^2	3,6
Altura útil	m	1,5
Comprimento / Largura útil	m	1,9
Bordo Livre	m	0,5
Espessura das Paredes	m	0,2
Laje de Fundo	m	0,3

3.6.2.3. Decantador de Manto de Lamas provido de Módulos Lamelares

Após o processo de coagulação, a água entra no decantador de forma uniforme e sem turbulência, para que não ocorra destruição dos flocos biológicos até então formados. Este fluxo uniforme é garantido através de uma tubagem que permite o fluxo ascensional (upflow) da água residual até à superfície do decantador.

É de notar que, uma vez que se utiliza, na linha de coagulação-floculação proposta, a decantação por manto de lamelas, a existência de um órgão de floculação é dispensada, uma vez que este processo tem lugar no próprio decantador, cumulativamente com a decantação. De modo a facilitar a decantação dos flocos, este órgão encontra-se provido de módulos lamelares que facilitam a agregação dos flocos e assim o aumento da sua densidade em relação à massa líquida.

Para além deste tipo de decantador dispensar um órgão de floculação, permite ainda funcionar com cargas hidráulicas mais elevadas do que a decantação convencional, requerendo áreas menores, com igual grau de eficiência.

Os parâmetros considerados para o dimensionamento do decantador de manto de lamas encontram-se no Quadro 3.38.

Quadro 3.38. Critérios de dimensionamento do decantador de manto de lamas

Parâmetros	Unidades	
Caudal afluyente	$m^3 h^{-1}$	50,2
Área superficial de decantação	m^2	16,7
Carga hidráulica	$m^3 .m^{-2} .h^{-1}$	3,0
Comprimento	m	8,2
Largura	m	2,0

No Quadro 3.39 apresentam-se as características construtivas do decantador de manto de lamas.

Quadro 3.39. Características construtivas do decantador de manto de lama

Característica	Unidades	
Caudal unitário por decantador	$m^3 .h^{-1}$	50,2
Nº de decantadores		1
Volume unitário	m^3	66,9
Área unitária	m^2	16,7
Altura útil	m	4,0
Bordo livre	m	0,5
Espessura das paredes	m	0,2
Laje de fundo	m	0,3

Os módulos lamelares instalados na parte superior do decantador de manto de lamas apresentam as características que se encontram indicadas no Quadro 3.40.

Quadro 3.40. Dimensões das lamelas do decantador de manto de lamas

Característica	Unidades	
Ângulo das lamelas com a horizontal	°	60,0
Espaço entre lamelas	m	0,09
Comprimento das lamelas	m	0,7
Espessura das lamelas	m	0,003
Nº Total de lamelas		43
Altura vertical lamelar	m	0,6

Em termos de balanço de massas, a retenção estimada de sólidos associada a este órgão é de 90%, a que equivale um caudal de $68,3 m^3 .d^{-1}$ em lamas, as quais apresentam uma concentração de 5% ($50 kg .m^{-3}$) à saída do decantador.

A adição de Benolex 6015 em pó terá lugar à entrada do decantador de manto de lamas, após a etapa de coagulação. Este coagulante será aplicado a uma concentração de 100

mg.L⁻¹, resultando num consumo diário de 120,4 kg.d⁻¹, para o caudal de dimensionamento de 1204 m³.d⁻¹.

As características do doseamento do Benolex 6015 apresentam-se no Quadro 3.41.

Quadro 3.41. Doseamento do Benolex 6015

Benolex 6015	Unidades	
Quantidade diária a dosear	kg.d ⁻¹	120,4
Volume mensal a dosear	m ³ .mês ⁻¹	9,0

O armazenamento de Benolex 6015 terá lugar num silo, o qual irá dispor de uma bomba volumétrica de parafuso excêntrico que encaminhará o coagulante para a entrada no decantador. As características de dimensionamento do silo são apresentadas no Quadro 3.42.

Quadro 3.42. Características construtivas do silo de armazenamento de Benolex 6015

Característica		
Capacidade de Armazenamento	dias	15
Volume útil	m ³	4,5
Área útil	m ²	3,0
Diâmetro interno	m	2,0
Altura	m	1,5
Bordo Livre	m	0,5
Espessura das Paredes e Laje de Fundo	m	0,2

Após a etapa de decantação, o clarificado é então conduzido para a linha de tratamento por lagunagem, já existente na ETAR de Avis, na qual se efectuará a decomposição dos substratos orgânicos presentes no clarificado.

3.6.3. Tratamento da Fase Sólida

Estima-se que a lama gerada na linha de tratamento de coagulação-floculação apresente as características indicadas no Quadro 3.43.

Quadro 3.43. Características da lama gerada na linha de tratamento de coagulação-floculação

Parâmetros	Unidades	
Quantidade de lamas	kg.d ⁻¹	341,3
Caudal de lamas	m ³ .d ⁻¹	68,3
Concentração de lamas	kg.m ⁻³	50,0

3.6.3.1. Centrifugadora

A desidratação é um processo muito importante tendo em vista a facilitação do armazenamento e transporte das lamas desidratadas para destino final, razão pela qual se considerou no projecto a integração de duas centrifugadoras como órgãos de desidratação das lamas geradas na linha de tratamento da fase líquida. A bateria de duas centrifugadoras, com funcionamento de uma única unidade, permite a garantia da desidratação de lamas caso a centrifugadora em funcionamento requeira manutenção ou se encontre avariada.

Neste órgão a alimentação é contínua, ocorrendo a separação entre a água e a lama por acção da força centrífuga, utilizando-se um parafuso no seu interior que se movimenta a diferentes velocidades de forma a permitir a separação entre as duas fases.

As duas unidades encontram-se inseridas no interior do edifício de desidratação, o qual apresenta uma área de 20 m² de implantação.

O funcionamento da centrifugadora ocorrerá ao longo de 24 horas por dia, durante 7 dias por semana, apresentando os parâmetros de dimensionamento indicados no Quadro 3.44.

Quadro 3.44. Critérios de dimensionamento da centrifugadora

Parâmetros	Unidades	
Caudal de lamas afluente à centrifugadora	m ³ .d ⁻¹	68,3
Quantidade de lamas a desidratar	kg.d ⁻¹	341,3
Concentração pretendida de sólidos	%	18
Eficiência de retenção de sólidos	%	98

Algumas das características do funcionamento da centrifugadora são apresentadas no Quadro 3.45.

Quadro 3.45. Características associadas ao funcionamento da centrifugadora

Característica	Unidades	
Quantidade de Lamas Desidratadas	kg.d ⁻¹	334,5
Caudal de Lamas Desidratadas	m ³ .d ⁻¹	1,9
Peso Total de Lamas Desidratadas	ton.d ⁻¹	1,9

As lamas, após desidratação, são conduzidas, por recurso a um parafuso transportador, para um contentor, sendo este posteriormente recolhido para deposição final das lamas. Uma vez que o contentor é um órgão pré-construído, o seu volume é função das necessidades de armazenamento e das suas dimensões serem passíveis de transporte por um camião.

No Quadro 3.46 apresentam-se as características do contentor de armazenamento de lamas desidratadas.

Quadro 3.46. Características de dimensionamento do contentor de lamas desidratadas

Característica	Unidades	
Volume de armazenamento	m ³	20,0
Tempo de armazenamento	dias	11
Área	m ²	5,0
Altura	m	4,0
Comprimento	m	3,2
Largura	m	1,6

As águas de escorrência resultantes da desidratação, uma vez que apresentam baixo teor em sólidos e carga orgânica, serão encaminhadas para a lagoa anaeróbia.

3.6.4. Esquema de Tratamento de Coagulação-Floculação Proposto para a ETAR de Avis

Na Figura 3.37 encontra-se representado o diagrama referente à linha de coagulação-floculação proposta para a ETAR da Vila de Avis.

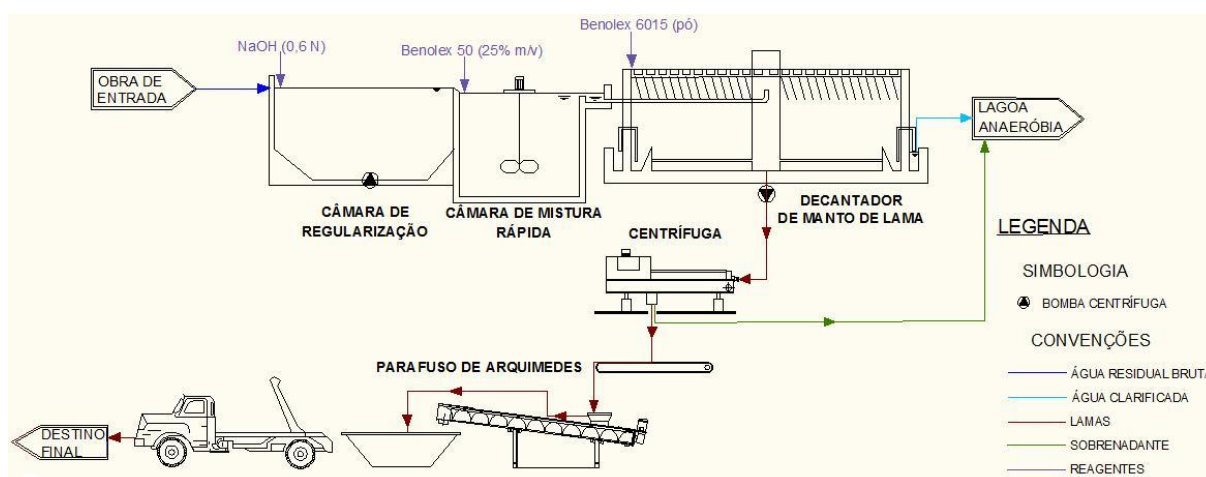


Figura 3.37. Esquema da linha de coagulação-floculação proposta para a ETAR da Vila de Avis

A área de ocupação do esquema de tratamento acima proposto (Figura 3.37) é de 147,2 m², sendo por isso uma solução compacta, passível de ser implantada no terreno existente na ETAR, não requerendo acréscimo de terreno adjacente.

A implantação deste sistema poderá ter lugar na zona mais a Este do terreno, por detrás do edifício de exploração já existentes, uma vez que esta área é de 682,6 m², valor passível de permitir a construção dos órgãos dimensionados.

3.6.5. Análise da Viabilidade Económica do Sistema de Tratamento

A análise técnico-económica foi efectuada para um horizonte de projecto de 20 anos (entre 2011, ano zero, e 2031, ano horizonte de projecto), tendo-se considerado uma taxa de actualização de 3% ao ano. O balanço económico pondera os custos de investimento em capital fixo e os custos de exploração para o sistema de tratamento de coagulação-floculação a ser implementado na ETAR de Avis no período de vida útil admitido.

3.6.5.1. Investimento em Capital Fixo - ICF

Os custos de investimento em capital fixo correspondem aos custos associados à construção civil e equipamentos (Quadros 3.47 e 3.48).

Quadro 3.47. Custos de construção civil		Quadro 3.48. Custos em equipamentos	
Construção Civil	Custos [€]	Equipamentos	Custos [€]
Movimento de terras	3275 €	Contentor de lamas desidratadas	1500
Estruturas de betão	25852 €	Módulos lamelares	817
Pintura	1415 €	Electroagitadores	8000
Edifícios	16900 €	Grupos elevatórios	5000
Arruamentos e arranjos exteriores	25000 €	Tapete transportador	2500
Custo Total	89342 €	Custo Total	67817

O cálculo dos custos de ICF teve por base o ano zero (ano de 2011), com um acréscimo no 15º ano (ano de 2027) de 75% do custo em equipamentos. Este acréscimo de 75% no ICF em 2027 servirá para substituição de equipamentos electromecânicos que já não se encontrem em condições de funcionamento. Os custos de ICF obtidos para o ano zero, encontram-se representados no Quadro 3.49.

Quadro 3.49. Custos de investimento em capital fixo no ano zero

	Custos [€]
Construção Civil	89342
Equipamentos	117817
Projecto de Execução	45000
Custo Total	207159

3.6.5.2. Custos de Exploração

Os custos de exploração (Quadro 3.50) ponderaram os gastos anuais associados à linha de tratamento a ser implementada, onde se incluem os custos energéticos, de transporte, de reagentes e os custos de manutenção.

O cálculo dos custos energéticos está associado aos consumos referentes aos equipamentos electromecânicos, tendo-se estimado um valor de $0,07 \text{ €} \cdot (\text{kWh})^{-1}$.

Em termos de transporte, o seu custo decorre da estimativa das quantidades anuais de lamas produzidas.

Em relação aos custos em reagentes, considerou-se o preço comercial do coagulante Benolox 50 de $1,68 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1}$, do Benolox 6015 de $2,16 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1}$ e o custo do NaOH comercial em solução de 25% m/v a $110 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$. Note-se que, uma vez que as eficiências alcançadas com a aplicação de Benolox 6015 são pouco significativas, poder-se-á excluir a adição deste reagente na linha de tratamento proposto, diminuindo assim o custo de exploração anual em 94923 €.

No que se refere ao custo de manutenção, foi adoptado um acréscimo anual de 2,5% aos custos de equipamentos e de 1% para a construção civil.

Quadro 3.50. Custos de exploração

Custos [$\text{€} \cdot \text{ano}^{-1}$]	
Energia	969
Transporte	37307
Reagentes	151987
Manutenção	5501
Custo Total	195764

3.6.5.3. Custos Totais

No Quadro 3.51 encontram-se representados os custos totais actualizados, admitindo que a evolução da população e caudal de água a tratar apresentam um comportamento linear ao longo do tempo, sendo a população no ano zero (ano 2011) de 5626 habitantes e no ano horizonte (ano 2031) de 5543 habitantes.

Quadro 3.51. Custos actualizados

Custo	Unidades	
Custo Total	€	553732
Custo actualizado por habitante servida	$\text{€} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$	3,17
Custo actualizado por m^3 de água tratada	$\text{€} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{tratado} \cdot \text{ano}^{-1}$	0,06

4. Conclusões

A ARM afluente à ETAR de Avis foi caracterizada por uma elevada variabilidade nas suas características químico-biológicas ao longo do período em que decorreram as campanhas de amostragem (Maio de 2009 a Março de 2010), tendo apresentado caudais elevados e significativas oscilações em termos de teores em matéria orgânica e sólidos em suspensão.

As campanhas decorridas nos meses de Maio (1ª campanha) e Setembro (3ª campanha) de 2009 foram as que apresentaram maiores teores em carga orgânica e SST, coincidindo com os maiores registos de caudal afluente à ETAR.

No decurso dos ensaios de coagulação-floculação realizados às amostras da ARM recolhidas nestas campanhas, verificaram-se taxas de remoção inferiores às atingidas com as amostras da ARM que apresentavam menores teores em matéria orgânica (2ª e 4ª campanhas de amostragem). O carácter variável das características químico-biológicas da ARM não permitiu definir um padrão de dosagem óptima em relação aos diferentes coagulantes estudados em função dos teores em carga orgânica e sólidos em suspensão presentes nas amostras da ARM. Contudo, foi notória a necessidade de aplicação de maiores dosagens de Sulfato de Alumínio para obtenção das mesmas eficiências de remoção em relação aos diferentes parâmetros analisados por comparação com os restantes coagulantes.

Os ensaios preliminares de coagulação-floculação com o coagulante Benolox 50 permitiram definir a dosagem óptima de 75 mg.L^{-1} ($300 \mu\text{L}$ da solução de Benolox 50, a 25% m/v, por litro de ARM) para as duas primeiras campanhas, de 125 mg.L^{-1} ($500 \mu\text{L}$ da solução de Benolox 50, a 25% m/v, por litro de ARM) na 3ª campanha e 50 mg.L^{-1} ($200 \mu\text{L}$ da solução de Benolox 50, a 25% m/v, por litro de ARM de amostragem realizadas) na 4ª campanha realizada. Em todos os ensaios definitivos de coagulação-floculação com a aplicação da dosagem óptima deste coagulante, observaram-se remoções elevadas de SST (91,2% em média) e, em menor proporção, CQO (média de 43,6%), CBO_5 (média de 41,5%) e COT (média de 32,6%).

Relativamente aos ensaios preliminares de coagulação-floculação com a aplicação do coagulante Benolox 6015, definiu-se a dosagem óptima de 100 mg.L^{-1} (na 1ª e 2ª campanha) e 75 mg.L^{-1} (na 3ª e 4ª campanha), embora não se tenham observado significativos aumentos de Transmitância e remoção percentual de COT em comparação com os resultados obtidos com a aplicação do Benolox 50. Todos os ensaios definitivos de coagulação-floculação com a aplicação da dosagem óptima de Benolox 6015 permitiram constatar que as eficiências de remoção atingidas em relação às observadas com o Benolox 50 não foram significativas, verificando-se contudo uma remoção média de 11,5% em

relação ao parâmetro CBO_5 . Na generalidade dos ensaios, foi ainda possível observar-se um aumento nos teores em SST e P-total no sobrenadante por gerado pelo Benolox 6015. Note-se contudo que o coagulante Benolox 6015 permitiu um aumento na velocidade de decantação dos flocos formados, uma vez que proporcionou um maior desenvolvimento da dimensão do floco. Tal facto evidencia uma tendência clara do Benolox 6015 para uma função floculante, e o Benolox 50 para uma função coagulante.

Nos ensaios de coagulação-floculação com o coagulante Sulfato de Alumínio (25% m/v), definiu-se a concentração de 175, 100, 200 e 150 mg.L^{-1} em relação à 1ª, 2ª, 3ª e 4ª campanha, respectivamente. As concentrações mínimas definidas de coagulante foram as que permitiram uma maior remoção em SST (valor médio de 85,7%) e P-total (68,2% em média), bem como CQO (média de 41,0%) e CBO_5 (39,8% em média) em menor percentagem, no decurso dos ensaios definitivos de coagulação-floculação. Em comparação com os demais coagulantes testados, o Sulfato de Alumínio demonstrou uma aptidão muito superior em termos da remoção do parâmetro P-total.

Tendo por base os resultados experimentais obtidos no decurso das análises de caracterização químico-biológica aos diferentes sobrenadantes gerados nas diferentes campanhas e em relação aos coagulantes testados, observou-se uma elevada capacidade de redução dos teores em SST, CQO, CBO_5 e COT no efluente da ETAR de Avis, com a aplicação dos coagulantes Benolox 50 e Sulfato de Alumínio, muito embora se observe um padrão de remoção muito idêntico. Estes factos poderão facilitar a remodelação da ETAR da Vila de Avis, reduzindo o nível de intervenção nos órgãos existentes e, conseqüentemente, minimizando os custos associados à sua reabilitação.

Com base nos resultados atingidos à escala laboratorial, dimensionou-se um sistema de tratamento de coagulação-floculação-sedimentação com a utilização dos coagulantes naturais Benolox 50 e Benolox 6015, de forma a responder às necessidades de redução da carga orgânica e sólidos afluentes à ETAR da Vila de Avis, tendo por base as condições de afluência encontradas na 1ª campanha de amostragem, condições essas, que no decurso de todo o período de campanhas realizadas, foram as mais desfavoráveis.

Em relação ao estudo técnico-económico do sistema de tratamento de coagulação-floculação proposto, verificou-se que os consumos em reagentes (Benolox 50, Benolox 6015 e NaOH) são bastante onerosos. Uma vez que as eficiências alcançadas com a aplicação de Benolox 6015 são pouco significativas, poder-se-á abdicar da adição deste reagente, diminuindo assim o custo de exploração anual em 94923 €.

Os custos referentes ao investimento em capital fixo são de 207159 €, repartidos por 89.342 € em construção civil e 117817 € em relação à aquisição de equipamentos, sendo o custo anual de exploração (com aplicação dos três reagentes acima descritos) de 197514 €.

Em termos globais, a implementação deste sistema, acarretará um custo total actualizado de 553732 €, o que resulta em 3,17 € de custo anual por habitante servido e 0,06 € por cada m³ de água tratada.

5. Propostas de Trabalho Futuro

Como possível trabalho futuro, com vista à continuidade do estudo realizado, propõe-se a realização da caracterização química e/ou biológica às lamas geradas com a aplicação dos coagulantes Benolox 50 e Benolox 6015 e sua comparação com as obtidas com o coagulante químico Sulfato de Alumínio. Tal estudo teria como objectivo principal a avaliação da aptidão das lamas para valorização biológica (compostagem) ou valorização energética (por via biológica através da digestão anaeróbia ou por via termoquímica), ou pelo contrário, a necessidade da sua deposição em aterro sanitário.

6. Referências Bibliográficas

- Águas do Norte Alentejano - AdNA (2009a) *Medição de Caudais – Maio de 2009, ETAR de Avis (Microsoft Office Excel)*, Vila de Avis, Portalegre.
- Águas do Norte Alentejano – AdNA (2009b) *Medição de Caudais – Junho de 2009, ETAR de Avis (Microsoft Office Excel)*, Vila de Avis, Portalegre.
- Águas do Norte Alentejano – AdNA (2009c) *Medição de Caudais – Setembro de 2009, ETAR de Avis (Microsoft Office Excel)*, Vila de Avis, Portalegre.
- Águas do Norte Alentejano – AdNA (2010) *Medição de Caudais – Março de 2010, ETAR de Avis (Microsoft Office Excel)*, Vila de Avis, Portalegre.
- Almeida, G. (2007) *Técnicas de Abastecimento e Tratamento de Água: Coagulação/Floculação*. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.
- Amaral, L. (2008); *Caracterização de um Efluente Bruto*. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.
- American Water Works Association – AWWA (1999) *A Handbook of Community Water Supplies*, 5ª ed; McGraw-Hill MWH.
- Brum, M. Coutinho (2005) *Remoção de Ácidos Húmicos da Água por Precipitação e Floculação com a Utilização de Surfactantes Catiónicos*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.
- Beg, Q. K., Gupta, R. (2003) *Purification and characterization of an oxidation stable, thiol-dependent serine alkaline protease from Bacillus mojavensis*. *Enzyme and Microbial Technology*, New York, V. 32, No. 2, pp. 294-304.
- Câmara Municipal de Avis – CMA (2008) *Zona Industrial*, Vila de Avis, Portalegre, Portugal.
- Camp, T. R. (1953) Flocculation and flocculation basins. *American Society of Civil Engineer*, No. 2722, pp. 1-15.
- Carvalho, R. M. (2005) *Dissertação de Mestrado – Clarificação de Águas Pluviais Ricas em Óxidos de Ferro Acumulados em Cova de Mineração Através da Utilização de um Coagulante Natural, a Motinga Oleífera*. Mestrado em Recursos Hídricos, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, pp. 8 - 10.

Castro-Silva, M. A. *et al* (2004) *Microrganismos associados ao tratamento de águas de abastecimento com coagulantes orgânicos vegetais (tanato quaternário de amónio) – I. microrganismos filamentosos*. Revista Estudos de Biologia, V. 26, No. 54, pp. 21-27.

Decreto-Lei nº 94/98 de 15 Abril de 1998 - Adopta as normas técnicas de execução referentes à colocação dos produtos fitofarmacêuticos no mercado.

Decreto-Lei nº 149/2004 de 22 Junho de 2004 - altera o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho, que transpõe para o direito interno a Directiva 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio, relativa ao tratamento das águas residuais urbanas, e aprovou uma lista de identificação de zonas sensíveis e de zonas menos sensíveis, bem como respectivo mapa, constantes do anexo II ao referido diploma legal.

Decreto-Lei nº 151/95 de 24 Junho de 1995 – relativo aos planos específicos de ordenamento do território.

Decreto-Lei nº 152/97 de 19 Junho de 1997 – que transpõe para o direito interno a Directiva nº 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio, relativo ao tratamento de águas residuais urbanas, fixando as condições das descargas de águas residuais urbanas nos meios aquáticos.

Decreto-Lei nº 172/2001 de 26 Maio de 2001 - altera parcialmente o anexo II do Decreto-Lei nº 152/97 de 19 Junho de 1997; transpõe a Directiva 91/271/CEE relativamente ao tratamento de águas residuais industriais.

DHV/FBO (2003) *Projecto de Alteração do Sistema de Saneamento de Águas Residuais - Sistema 3: ETAR de Avis, Projecto Base*.

Di Bernado, L. (1993) *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. DI Bernardo & ABES, Vol I, Rio de Janeiro, Brasil.

Directiva nº 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio de 1991 – referente ao tratamento de águas residuais urbanas, fixando as condições das descargas de águas residuais urbanas nos meios aquáticos.

Eckenfelder, Jr., W. Wesley (1989) *Industrial water pollution control*, 2nd ed : McGraw-Hill Book Company, 1989; pp. 1-109.

Environment Canada – EC (1996) *Technical pollution prevention guide for the fruit and vegetable processing industry in the lower Fraser Basin*. Environment Canada. DOE FRAP.

Gaisina, A. I., Gogolashcili, I. V., *et al* (2003) Cationic Polymers as Organic Coagulants in Water Treatment at Heat and Electric Power Plants. *Environmental Problems of*

Chemistry and Technology, Russian Journal of Applied Chemistry, vol 76, No. 12, pp. 1951-1954

Godinho, R. (2002) *Material de Ensino da disciplina Saneamento Ambiental I*. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.

Goliath - Gale Group (2007) *Dardico factory slices & dices peppers, broccoli, tomatoes et al* [online]. [Acedido em 6 de Abril de 2009]; Disponível em, URL: http://goliath.ecnext.com/coms2/gi_0199-6264377/Dardico-factory-slices-dices-peppers.html-page.html

Grupo de Disciplinas de Ecologia da Hidrosfera – GDEH (2007) *Relatório Técnico: Ensaio de Tratabilidade Realizado a Amostras de Águas Residuais Colhidas na Vila de Avis – Colheitas realizadas entre 9 e 10 de Julho de 2007*; Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.

Grupo de Disciplinas da Ecologia da Hidrosfera – GDEH (2008a) *Relatório Técnico - Ensaio de tratabilidade realizado a amostras de águas residuais colhidas na Vila de Avis: Colheitas realizadas entre 2 e 3 de Outubro de 2007*. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.

Grupo de Disciplinas da Ecologia da Hidrosfera – GDEH (2008b) *Relatório Técnico – ETAR (lagunagem) da Vila de Avis: Análise crítica do dimensionamento, do construído e propostas de alteração*. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.

Grupo de Disciplinas da Ecologia da Hidrosfera – GDEH (2009) *Relatório Técnico - Ensaio de tratabilidade realizado a amostras de águas residuais colhidas na Vila de Avis: Colheitas realizadas entre 14 e 15 de Maio de 2008*. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.

Guedes, C. D. (2004) *Coagulação/Floculação de águas superficiais de minerações de ferro com turbidez elevada*. Tese de Doutoramento. DEGEO-EM-UFOP. Ouro Preto. pp. 159.

Guedes, C. D., Pereira, J. G., et al (2004) *Coagulação/Floculação de suspensões ricas em, óxidos de ferro por sulfato de alumínio*. Química Nova No.27 (5). pp. 715-719.

Instituto da Água, *Águas Residuais Urbanas – INAG (2004)* Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional [online]. [Acedido em 6 de Abril de 2009]; Disponível em, URL: http://www.inag.pt/inag2004/port/r_externas/ue/ag_res_urb/aguas_res_urb.html#anchor%20topo

Instituto Nacional de Estatística – INE (2008) *Densidade Populacional (Nº/km²) por Local de Residência* [online]. [Acedido em 18 de Março de 2009]; Disponível em, URL: http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0000009&contexto=pti&selTab=tab10

Instituto Nacional de Estatística – INE (2009) *Densidade Populacional (Nº/km²) por Local de Residência* [online]. [Acedido em 12 de Maio de 2010]; Disponível em, URL: http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0000009&contexto=pti&selTab=tab10

International Organization of Standardization - ISO 5663:1984 - *Water quality -- Determination of Kjeldahl nitrogen -- Method after mineralization with selenium*

International Organization of Standardization - ISO 5667-3:2003 *Water quality – Sampling: Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples*

International Organization of Standardization - ISO 5814:1990 - *Water quality -- Determination of dissolved oxygen -- Electrochemical probe method*

International Organization of Standardization - ISO 5815-1:2003 - *Water quality - Determination of biochemical oxygen demand after n days (BOD_n) -- Part 1: Dilution and seeding method with allylthiourea addition*

International Organization of Standardization - ISO 6878:2004 - *Water quality -- Determination of phosphorus -- Ammonium molybdate spectrometric method*

International Organization of Standardization - ISO 7888:1985 - *Water quality -- Determination of electrical conductivity*

International Organization of Standardization - ISO 8245:1999 - *Water quality -- Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC)*

International Organization of Standardization - ISO 10523:2008 *Water quality - Determination of pH*

International Organization of Standardization - ISO 11923:1997 - *Water quality -- Determination of suspended solids by filtration through glass-fibre filters*

International Organization of Standardization - ISO 15705:2002 - *Water quality - Determination of the chemical oxygen demand index (ST-COD) -- Small-scale sealed-tube method*

- Lapa, N. (2008) *Problema sobre efluentes de indústrias agro-alimentares: sub-sector de vegetais congelados*. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa.
- Letterman, R. D., Pero, R. W. (1990) Contaminants in polyelectrolytes used in water treatment. *J. Amer. Water Works Assoc.* No.82 (11). pp. 87-97.
- Mano, A. P. (2002) *Tecnologias para Tratamento de Águas de Abastecimento – Módulo 3.1.1 Tecnologias Ambientais*. Mestrado em Gestão Sustentável e Políticas do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT), Universidade Nova de Lisboa (UNL), Lisboa. pp. 9.
- Meinck, F; Stooff, H; Kohlshchutter, H. (1977) *Les Eaux résiduaires industrielles*, 4th ed, Masson, Paris, 1977.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*, revised by George Tchobanoglous, Franklin Burton, H. David Stensel, 4th ed,; McGraw-Hill, 186 pp.
- Moraes, L. C. K. (2004) *Estudo da coagulação e ultrafiltração para produção de água potável*. Dissertação – Mestrado em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- NETIRA Ambiente (2007) *Ficha de Segurança - Benolox 50*. Santo Tirso, Portugal, pp. 2
- NETIRA Ambiente (2009a) *Ficha de Dados de Segurança: Benolox Líquido*. Santo Tirso, Portugal, pp. 4
- NETIRA Ambiente (2009b) *Ficha Técnica: Benolox Líquido*. Santo Tirso, Portugal, pp. 1 e 2
- Neto, A.F. Almeida *et al* (2004) *Bentonite na remoção de metais pesados de efluentes sintéticos*. Unidade académica de Engenharia Química (UAEQ), Universidade Estadual de Campina Grande (UFCG), Campina Grande. [online]. [Acedido em 27 de Maio de 2009]; Disponível em URL: http://biblioteca.univap.br:88/inic/epg/ENGENHARIAS%20paginados/EPG0000072_ok.pdf
- Netto, J. M. Azevedo; Richter, C. A. (1991) *Tratamento de Água – Tecnologia atualizada*. Editora Edgard Blucher LTDA, Brasil;pp. 53 – 194.
- NWFPA (2000) *Water and Wastewater use in the Food Processing Industry* [online]. [Acedido em 29 Março de 2009]; Disponível em, URL: http://www.nwfpa.org/eweb/docs/Energy_Portal_Doc/Efficiency_Practices/Process_Efficiency/Water%20Use/Fact%20Sheets/Water%20and%20Wastewater%20Use%20in%20Food%20Processing.pdf

- Oliveira, J. F. (1983) *Operações e processos fundamentais em engenharia sanitária: fundamentos da depuração biológica*. Universidade Nova de Lisboa (ed.), Lisboa, pp. 105 – 256.
- Pavanelli, Gerson (2001) *Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Brasil.
- Ramalho, R. S. (1977) *Wastewater Treatment Processes*, Academic Press London, 1977; pp. 8-11.
- Regulamento nº 396/2005 de 23 de Fevereiro de 2005, do Parlamento Europeu e do Conselho - Regulamento (CE) n.º 396/2005 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Fevereiro de 2005, relativo aos limites máximos de resíduos de pesticidas no interior e à superfície dos géneros alimentícios e dos alimentos para animais, de origem vegetal ou animal, e que altera a Directiva 91/414/CEE do Conselho.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 117/99 do DR 233/99 Série I – B de 6 Outubro de 1999 - aprova o plano de ordenamento da Albufeira do Maranhão.
- Santos Filho, J. D., Santa Rita, E. S. (2002) *Gerenciamento do Resíduo Gerado na Clarificação de Água da RLAM*. Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, São Salvador da Bahia, Brasil.
- Shishini, E.(2003) *Self-Monitoring Manual – Fruits and Vegetables Processing Industry*; Egyptian Environmental Affairs Agency.
- Trindade, T., Manuel, R. (2006) *Protocolo Experimental – Ensaio de Tratabilidade em Águas Residuais (Tratamentos Físico-Químicos:Coagulação/Floculação)*. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Departamento de Engenharia Química, pp 6-8.
- Vazquez-Rodriguez, G. A., Beltran-Hernandez R. I. (2004) *Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias química - una revisión*. INCI, pp. 568-573.
- World Bank Group (1998) *Pollution Prevention and Abatement Handbook: Fruit and Vegetable Processing* [online]. [Acedido em 29 de Março de 2009]; Disponível em, URL: <http://www.ifc.org/ifcext/enviro.nsf/content/environmentalguidelines>