

UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Faculdade de Engenharia dos Recursos Naturais

Águas do Algarve, S. A.

**Caracterização das águas residuais do processo de
tratamento na ETA de Tavira e optimização das
condições operacionais e tecnológicas do Densadeg**

David Filipe de Sousa Maié

Mestrado em Engenharia Biológica

2008

UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Faculdade de Engenharia dos Recursos Naturais

Águas do Algarve, S. A.

**Caracterização das águas residuais do processo de
tratamento na ETA de Tavira e optimização das
condições operacionais e tecnológicas do Densadeg**

David Filipe de Sousa Maié

Mestrado em Engenharia Biológica

Dissertação orientada por:

Professor Doutor Raul Barros

Engenheira Helena Lucas

Engenheiro Nuno Martins

2008

Agradecimentos

Em primeiro lugar, agradeço aos meus pais, ao meu irmão, primos e restante família por todo o seu apoio e incentivo prestado ao longo da minha vida académica.

Quero agradecer também aos orientadores deste trabalho, o Professor Raul Barros, Eng.^a Helena Lucas e Eng.º Nuno Martins por toda a disponibilidade prestada e por todas as dúvidas esclarecidas.

Agradeço também à Águas do Algarve, S.A. por disponibilizar os meios necessários para a realização deste trabalho, e por me ter proporcionado um excelente ambiente de trabalho e ter conhecido muitas pessoas impecáveis.

Por último, agradeço a todos os meus amigos, que nos momentos bons e nos menos bons estiveram sempre comigo quando mais precisei. Vocês estão todos cá dentro!

A todos, o meu sincero obrigado.

Resumo

As estações de tratamento de água (ETA) para consumo humano reciclam a água existente nas correntes residuais do processo, principalmente lamas dos decantadores e águas de lavagem dos filtros. Esta reciclagem pode acarretar a reintrodução de contaminantes, que podem diminuir a qualidade da água tratada. A existência dum plano de controlo operacional de qualidade da água (PCOQA) adequado às águas residuais permite identificar quais os parâmetros e condições críticas de operação, controlando – se assim a qualidade da água recuperada. Neste trabalho analisaram-se os resultados do PCOQA para 2007 do clarificado do Densadeg, órgão responsável pelo tratamento das correntes residuais da ETA de Tavira, explorada pela Águas do Algarve, S.A. Verificou – se que os parâmetros críticos foram o alumínio e o carbono orgânico dissolvido (COD), cuja recirculação originou concentrações superiores aos máximos legislados para a água tratada. O parâmetro absorção específica ultravioleta (SUVA) indicou um potencial de formação de trihalometanos (THM´s). A bibliografia consultada referiu como parâmetros críticos da recuperação das águas residuais os microbiológicos, por exemplo cistos de protozoários e cianotoxinas. A análise ao PCOQA em vigor não revelou os mesmos resultados. Baseado nos dados analisados, propôs-se um novo PCOQA para as águas residuais de processo, incluindo-se também as lamas dos decantadores e as águas de lavagem dos filtros. Os resultados deste período de análise mostraram que o pH e a alcalinidade influenciam a concentração do alumínio recirculado, que continuou elevada. Esta concentração elevada origina altas turvações. Concluiu-se que estes parâmetros estão relacionados, sendo condicionantes críticos de operação. Detectou-se também formação de THM´s nas águas de lavagem dos filtros, que em determinadas condições poderá ser um parâmetro crítico. Concluiu – se também que os parâmetros microbiológicos não são condicionantes críticos. Assim, um maior controlo do pH, alcalinidade, alumínio, turvação e COD deverá ser efectuado, sendo estes os parâmetros que deverão ser manipulados para a optimização das condições operacionais do Densadeg.

Palavras-chave: ETA; Densadeg; reciclagem de águas residuais de processo; PCOQA; condições críticas de operação; lamas dos decantadores; águas de lavagem dos filtros.

Abstract

Drinking water treatment plants (WTP) recycle water from residual streams, usually thickener's sludges and filter backwash waters. This activity may reintroduce contaminants, which can impair treated water quality. An adequate operational control plan of water quality (OCPWQ) of the residual streams identifies which parameters are operation critical conditions, allowing the recycled water quality control. In this work the 2007 OCPWQ for Densadeg's clarifier was analysed. This equipment is responsible for treating Tavira's WTP residual streams, under Águas do Algarve, S.A. management. It was observed that aluminum and dissolved organic carbon (DOC) were operational critical parameters, whose recycling created concentrations above law limits for treated water. Trihalomethanes (THM's) formation potential was indicated by specific ultraviolet absorbance (SUVA) parameter. Bibliography pointed that microbiological parameters are the most critical for WTP's residual water recycle. The OCPWQ's analysis did not show the same results. Based on analysed data, a new residual streams OCPWQ was proposed, which included thickener sludges and filter backwash waters. This new OCPWQ showed that pH and water alkalinity influenced aluminum concentration, which was again very high. This high aluminum concentration also induced high turbidity. It was concluded that these parameters are highly related with each other, creating operation critical conditions. Filter backwash water analysis revealed THM's formation, which can be a critical parameter under specific conditions. It was also concluded that microbiological parameters are not operation critical conditions. So, a most restricted control of pH, aluminum, water alkalinity, turbidity and DOC should be done, being these parameters that might be manipulated for operational conditions optimization of the Densadeg.

Keywords: WTP; Densadeg; residual streams water recycle; OCPWQ; operation's critical conditions; thickener's sludges; filter backwash waters.

Índice de Matérias

1 – Introdução	1
2 – Revisão Bibliográfica	3
2.1 – Diferentes tipos de processo e operações para o tratamento de água	4
2.2 – Resíduos gerados no processo de tratamento	5
2.2.1 – Lamas	6
Lamas Poliméricas / Coagulantes	7
Lamas de Amaciamento Químico	8
Lamas de Ferro / Manganésio Oxidado	9
2.2.2 – Resíduos líquidos	9
Águas de lavagem dos filtros	10
Clarificado dos Espessadores de Lamas	11
Líquidos resultantes dos processos de desidratação	12
2.3 – Processamento de lamas resultantes de ETAs	13
2.3.1 – Tipos de processamento dos resíduos originados nas ETAs	13
2.3.2 – Espessamento	15
Espessadores gravíticos	15
Espessamento por flotação	17
Espessadores gravíticos com prensa	18
2.3.3 – Recuperação do coagulante	19
2.3.4 – Condicionamento	20
Condicionamento químico	20
Condicionamento físico	21
2.3.5 – Desidratação	21
Processos de desidratação com ar	22
Leitos de secagem de areia	22
Leitos de congelamento de areia	23
Leitos de secagem sob vácuo	24
Lagoas	24
Prensa com Tela Filtrante	25
Centrifugação	27
Filtros Prensa	29
Filtros Rotativos de Vácuo	31
2.3.6 – Secagem	32
Processo de secagem ao ar livre	32
Secagem por métodos mecânicos	33
2.4 – Valorização de lamas geradas em ETAs	33
3 – Estação de Tratamento de Água de Tavira	34
3.1 – Nota introdutória	34
3.2 – Processo de tratamento	34
3.2.1 – Pré-Oxidação	36
3.2.2 – Remineralização	37
3.2.3 – Mistura Rápida	37
3.2.4 – Coagulação/Floculação/Decantação	37
Coagulação	38

Floculação	38
Decantação	39
3.2.5 – Filtração Rápida	40
Lavagem dos filtros	41
3.2.6 – Desinfecção	42
3.2.7 – Correção Final do pH da água	43
3.2.8 – Densadeg	43
Afluência ao Densadeg	45
Câmara de mistura rápida	45
Floculação	46
Sedimentação	46
3.2.9 – Espessador de Lamas	46
3.2.10 – Tanque de Homogeneização de Lamas	47
3.2.11 – Filtros de Prensa	47
4 – Plano de Controlo Operacional da Qualidade da Água	49
4.1 – Parâmetros a controlar	51
4.1.1 - Acrilamida	52
4.1.2 – Alcalinidade	52
4.1.3 – Alumínio Total	52
4.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	53
4.1.5 – Chumbo	53
4.1.6 – pH	54
4.1.7 – SUVA	55
4.1.8 – Turvação	55
4.1.9 – Absorvância UV – 254 nm	55
4.1.10 – <i>Cryptosporidium parvum</i> e <i>Giardia lamblia</i>	56
4.1.11 – Cianobactérias, anatoxina – a e microcistinas	57
Formação de Blooms	57
Cianotoxinas	58
Degradação de Cianotoxinas	59
Problemas Associados	60
5 – Análise do Plano de Controlo Operacional de Qualidade da Água em vigor no ano de 2007	61
5.1 - Parâmetros controlados	61
5.1.1 – Acrilamida	61
5.1.2 – Alcalinidade	63
5.1.3 – Alumínio Total	65
5.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	67
5.1.5 – Chumbo	70
5.1.6 – pH	70
5.1.7 – SUVA	73
5.1.8 – Turvação	73
5.1.9 – Absorvância UV – 254 nm	75
5.1.10 – <i>Cryptosporidium</i> e <i>Giardia lamblia</i>	76
5.1.11 – Anatoxina – a	77
5.1.12 – Microcistina	81

5.2 – Adição de parâmetros ao PCOQA	83
5.2.1 – <i>Clostridium perfringens</i>	84
5.2.2 – Trihalometanos	84
5.3 – Nova Proposta para o PCOQA do clarificado do Densadeg	86
5.4 – Nova Proposta para o PCOQA de outras Águas Residuais do Processo	88
5.4.1 – Purgas dos Decantadores	88
5.4.2 – Águas de Lavagem dos Filtros	89
6.1 – Parâmetros a controlar	91
6.1.1 – Alumínio	91
6.1.2 – pH	92
6.1.3 – Alcalinidade	93
6.1.4 – Turvação	95
6.1.5 – Carbono Orgânico Dissolvido	96
6.1.6 – Cloro residual livre	98
6.1.7 – Trihalometanos totais	100
6.1.8 – <i>Clostridium perfringens</i>	102
6.1.9 – Amónia	104
6.1.10 – Fosfato	106
6.1.11 – Nitrato	108
6.1.12 – Anatoxina – a dissolvida	109
6.1.13 – Microcistina dissolvida	110
6.2 – Parâmetros a excluir do novo PCOQA	111
7 – Possível optimização das condições operacionais e tecnológicas do Densadeg .	114
8 – Conclusão	116
9 – Referências Bibliográficas	118

Índice de Figuras

Figura 1 – Secção transversal de um espessador gravítico (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).....	16
Figura 2 – Secção transversal de um espessador gravítico com prensa (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).....	18
Figura 3 – Secção de um leito de secagem de areia (USEPA, ASCE, AWWA, 1996)...	22
Figura 4 – Secção transversal de uma prensa com tela filtrante (fonte: Website 1).....	26
Figura 5 – Secção transversal de uma centrífuga decantadora (Cornwell <i>et al.</i> , 1987)...	28
Figura 6 – Filtro prensa (fonte: Website 2).....	29
Figura 7 - Filtro rotativo de vácuo (fonte: Website 3).....	31
Figura 8 – Zonas de recolha, secagem e descarga do filtro rotativo de vácuo (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).....	32
Figura 9 – Vista aérea da ETA de Tavira (fonte: Website 2).	34
Figura 10 – Esquema de tratamento da ETA de Tavira (adaptado de Website 2). A azul está representada a linha de água, enquanto a castanho estão representadas as correntes residuais.....	35
Figura 11 – Reservatórios do oxigénio, azoto e dióxido de carbono da ETA de Tavira.	36
Figura 12 – Decantadores do tipo “PULSATOR LAMELAR” da ETA de Tavira.....	39
Figura 13 – Filtros rápidos de areia da ETA de Tavira (fonte: Website 2).	41
Figura 14 – Lavagem dos filtros rápidos de areia (fonte: Website 2).....	42
Figura 15 – Vista exterior do órgão Densadeg da ETA de Tavira.	44
Figura 16 – Representação esquemática do funcionamento do Densadeg (fonte: Website 4).	44
Figura 17 – Filtros prensa da ETA de Tavira.	47
Figura 18 – Concentração de acrilamida no Clarificado do Densadeg no ano de 2007. .	62
Figura 19 – Concentração de acrilamida na água tratada no ano de 2007.....	62
Figura 20 – Alcalinidade no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	63
Figura 21 – Alcalinidade na água bruta no ano de 2007.	64
Figura 22 – Alcalinidade na água tratada no ano de 2007.....	64
Figura 23 – Concentração de alumínio no clarificado do Densadeg entre Janeiro e Junho de 2007.....	65
Figura 24 – Concentração de alumínio no clarificado do Densadeg entre Junho e Dezembro de 2007.	66
Figura 25 – Concentração de alumínio na água tratada no ano de 2007.	67
Figura 26 – Concentração de COD no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	68
Figura 27 – Concentração de COD na água bruta no ano de 2007.....	68
Figura 28 – Concentração de COD na água tratada no ano de 2007.....	69
Figura 29 – Concentração de chumbo no clarificado do Densadeg no ano de 2007.....	70
Figura 30 – pH no clarificado do Densadeg no ano de 2007.....	71
Figura 31 – pH na água tratada no ano de 2007.	71
Figura 32 – SUVA no clarificado do Densadeg no ano de 2007.....	73
Figura 33 – Turvação no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	74
Figura 34 – Turvação na água bruta no ano de 2007.....	74
Figura 35 – Turvação na água tratada no ano de 2007.....	75

Figura 36 – Número de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> (N) no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	76
Figura 37 – Número de cistos de <i>Giardia lamblia</i> (N) no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	76
Figura 38 – Concentração de anatoxina – a dissolvida no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	77
Figura 39 – Concentração de anatoxina – a dissolvida na água bruta no ano de 2007.	78
Figura 40 – Número de cianofíceas (N) na água bruta no ano de 2007.	79
Figura 41 – Concentração de anatoxina – a intracelular na água bruta no ano de 2007.	79
Figura 42 – Concentração de anatoxina – a dissolvida na água tratada no ano de 2007.	80
Figura 43 – Concentração de microcistina dissolvida no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	81
Figura 44 – Concentração de microcistina particulada no clarificado do Densadeg no ano de 2007.	82
Figura 45 – Concentração de microcistina dissolvida na água tratada no ano de 2007.	82
Figura 46 – Concentração de microcistina particulada na água tratada no ano de 2007.	83
Figura 47 – Cloro residual livre na água tratada, utilizada na lavagem dos filtros rápidos de areia, no ano de 2007.	86
Figura 48 – Concentração de alumínio no clarificado do Densadeg no ano de 2008.	91
Figura 49 – pH no clarificado do Densadeg no ano de 2008.	92
Figura 50 – Alcalinidade no clarificado do Densadeg entre Julho e Outubro de 2008.	94
Figura 51 – Turvação no clarificado do Densadeg no ano de 2008.	95
Figura 52 – COD no clarificado do Densadeg ao longo do período experimental.	96
Figura 53 – COD nas lamas da purga dos decantadores ao longo do período experimental.	97
Figura 54 – COD na água de lavagem dos filtros ao longo do período experimental.	97
Figura 55 – Concentração de cloro residual livre nas lamas das purgas dos decantadores ao longo do período experimental.	98
Figura 56 – Concentração de cloro residual livre na água de lavagem dos filtros no período experimental.	99
Figura 57 – Concentração de cloro residual livre no clarificado do Densadeg no período experimental.	100
Figura 58 – Concentração de THM's totais nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.	100
Figura 59 – Concentração de THM's totais na água de lavagem dos filtros no período experimental.	101
Figura 60 – Concentração de THM's no clarificado do Densadeg no período experimental.	101
Figura 61 – <i>Clostridium perfringens</i> (N) nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.	102
Figura 62 – <i>Clostridium perfringens</i> (N) na água de lavagem dos filtros no período experimental.	103
Figura 63 – <i>Clostridium perfringens</i> no clarificado do Densadeg no período experimental.	103
Figura 64 – Concentração de amónia nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.	104

Figura 65 – Concentração de amónia na água de lavagem dos filtros no período experimental.....	105
Figura 66 – Concentração de amónia no clarificado do Densadeg no período experimental.....	105
Figura 67 – Concentração de fosfato nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.....	106
Figura 68 – Concentração de fosfato na água de lavagem dos filtros no período experimental.....	107
Figura 69 – Concentração de fosfato no clarificado do Densadeg no período experimental.....	107
Figura 70 – Concentração de nitrato nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.....	108
Figura 71 – Concentração de nitrato na água de lavagem dos filtros no período experimental.....	108
Figura 72 – Concentração de nitrato no clarificado do Densadeg no período experimental.....	109
Figura 73 – Concentração de anatoxina – a dissolvida no clarificado do Densadeg no período experimental.	110
Figura 74 – Concentração de microcistina – a no clarificado do Densadeg no período experimental.....	110

Índice de Quadros

Quadro 1 – Características das lamas ferro/alumínio (USEPA, ASCE, AWWA, 1996) ...	7
Quadro 2 – Plano de Controlo Operacional do Clarificado do Densadeg em vigor.....	50
Quadro 3 – Limites de aceitação e valores paramétricos para a água tratada, para os parâmetros do PCOQA do clarificado do Densadeg.	51
Quadro 4 – Nova proposta para o Plano de Controlo Operacional do Clarificado do Densadeg.....	87
Quadro 5 – Nova proposta para o Plano de Controlo Operacional da purga dos decantadores.....	89
Quadro 6 – Nova proposta para o Plano de Controlo Operacional das águas de lavagem dos filtros.	90
Quadro 7 – PCOQA a implementar no clarificado do Densadeg.	112
Quadro 8 – PCOQA a implementar nas lamas das purgas dos decantadores.....	113
Quadro 9 – PCOQA a implementar na água de lavagem dos filtros.	113

Lista de Abreviaturas

Absorção Ultravioleta Específica – SUVA

American Society of Civil Engineers – ASCE

American Water Works Association – AWWA

Carbono Orgânico Dissolvido – COD

Carência Bioquímica de Oxigénio – CBO

Carência Química de Oxigénio – CQO

Coagulação / Flocculação / Decantação – C/F/D

Especificação de Requisitos de Produto (Água para Consumo Humano) – ERP – 5001

Estação de Tratamento de Água – ETA

Estação de Tratamento de Águas Residuais – ETAR

Plano de Controlo Operacional de Qualidade da Água – PCOQA

Trihalometanos – THM's

1 – Introdução

A água é um dos principais recursos naturais existentes no planeta. É essencial à vida, e um bem que gera riqueza na comunidade. É cada vez mais escassa, devido ao aumento da população mundial e às alterações climáticas a que temos vindo a assistir nos dias de hoje. Nesta perspectiva, o uso equilibrado e racional da água torna-se cada vez mais importante.

Devido a estes factores, tem-se assistido a uma maior preocupação acerca da protecção das fontes de água doce, considerando-se a utilização e reutilização deste recurso como importante ferramenta na indústria, bem como na produção de água tratada. Estas ideias levaram à procura da minimização de problemas relacionados com a poluição das fontes de água, evitando-se o lançamento dos efluentes para o ambiente (Menezes *et al.*, 2005).

A reutilização da água no nosso planeta é uma actividade que já se desenrola há milhares de anos, através do seu ciclo hidrológico. Assim, de forma natural, o planeta tem a capacidade de reciclar e reutilizar e este recurso, de forma muito eficiente (Cárdenas, 1974; Águas do Algarve, 2005).

As estações de tratamento de água (ETAs) são infra-estruturas que desempenham um importante papel na sociedade, pois têm como finalidade a produção de água potável, proporcionando assim melhores condições de higiene à população. No processo de tratamento da água, existe um elevado consumo deste recurso, necessário ao correcto funcionamento das instalações. As lavagens de decantadores e filtros são as operações que maiores quantidades de água consomem, existindo assim a produção de um efluente. O inadequado descarte deste efluente nos meios hídricos pode ter um impacto altamente negativo, visto que a toxicidade dos resíduos existentes nesta corrente e o aumento da quantidade de sólidos e turvação na água do meio receptor, pode pôr em perigo a estabilidade da vida aquática (Menezes *et al.*, 2005).

Assim, o consumo excessivo de água na limpeza das ETAs, relacionado com os problemas de escassez e indispensabilidade de preservação dos recursos hídricos, tem como consequência a necessidade de uma estratégia de redução dos desperdícios no processo. Esta estratégia conduz ao aumento da sua eficiência, e permite, mediante a viabilidade, a recuperação das águas de lavagem, para reintrodução no processo,

ou para outras utilizações menos restritas (Menezes *et al.*, 2005). No entanto, a reincorporação das águas de lavagem poderá conduzir a uma reintrodução dos contaminantes no processo de tratamento, podendo pôr em causa a qualidade final da água, caso o tratamento destas correntes e sua respectiva reciclagem não sejam devidamente efectuadas (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002).

A água para consumo humano tem cada vez mais um maior controlo por parte das entidades reguladoras. Neste âmbito, a existência de um plano de controlo operacional na ETA, permite a monitorização dos vários parâmetros a controlar na água ao longo do processo de tratamento. Assim, o controlo do processo é facilitado, permitindo o total acompanhamento dos vários parâmetros recirculados, bem como garantindo uma qualidade superior para a água tratada.

Tendo em conta estes pressupostos, o objectivo deste trabalho é a verificação e realização de um programa de controlo analítico adequado às águas residuais do processo que são reaproveitadas. Serão também identificados os parâmetros e condições operacionais críticas, bem como possíveis optimizações tecnológicas, para a garantia da qualidade da água tratada para consumo humano.

2 – Revisão Bibliográfica

Na revisão bibliográfica são primeiramente focadas as diferentes estratégias utilizadas actualmente no tratamento de água. São revistos de seguida os vários tipos de resíduos que são gerados nas ETAs, assim como o estado da arte do seu tratamento. Por último, são mencionadas as práticas mais comuns no que respeita à valorização destes resíduos depois de tratados.

O processo de tratamento para a produção de água potável origina água tratada para consumo doméstico e produtos de desperdício conhecidos como resíduos, em que estes são uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos sob forma líquida, sólida ou gasosa. No actual âmbito de regulação existente nesta área, um programa completo de gestão de uma estação de tratamento de água, para além da produção de água para consumo humano com excelente qualidade, deve incluir planos de remoção e de processamento destes resíduos, para que se cumpra a legislação em vigor. Assim, um apropriado programa de gestão dos resíduos originados numa ETA deverá ser criado tendo em conta os seguintes passos:

- Caracterização da forma, quantidade e qualidade dos resíduos;
- Determinação da legislação adequada a esta área;
- Identificação de métodos fiáveis de descarte das lamas;
- Selecção apropriada do processamento de resíduos e das tecnologias de tratamento;
- Desenvolvimento duma estratégia de gestão que atinja os objectivos económicos e ambientais da instalação de tratamento de água (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

2.1 – Diferentes tipos de processo e operações para o tratamento de água

Os resíduos originados a partir do tratamento da água para consumo humano, podem tomar formas muito diferentes, dependendo das características da água bruta que é sujeita ao tratamento, assim como do tratamento em si (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Hammer e Hammer, 2004).

De uma forma geral, os tipos de tratamento de água para consumo humano são os seguintes:

- *Coagulação/Filtração*: É a forma mais usual de tratamento adoptada. É normalmente utilizada para remover a turvação e microrganismos patogénicos. Estas operações removem também compostos que podem originar cor, sabor e cheiros indesejáveis. Uma variação utiliza processos de oxidação para remoção de ferro e manganês. Os processos unitários mais usuais neste tipo de tratamento são o pré tratamento químico, oxidação, coagulação/floculação, sedimentação/precipitação, filtração, desinfecção e flotação por ar dissolvido.
- *Amaciamento precipitativo*: é uma variante do processo de coagulação/floculação, que utiliza processos adicionais para a remoção de dureza da água, como por exemplo o amaciamento com cal.
- *Separação por membranas*: Este tratamento é normalmente empregado para remover turvação, sólidos dissolvidos, dureza, nitratos e radionuclídeos da água, assim como microrganismos patogénicos. São utilizados neste tratamento a microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, a osmose inversa e a electrodiálise, por vezes em conjunto com outros processos.
- *Permuta iónica*: Estas instalações são utilizadas na remoção de constituintes inorgânicos, incluindo a dureza, nitratos, arsénio e radionuclídeos. O tratamento integra o uso de colunas de permuta iónica com processos de pré-tratamento.
- *Adsorção em carvão activado granulado*: Este material é integrado noutros esquemas de tratamento para a remoção de matéria orgânica natural e sintética da água.

Para além destes processos, considerados convencionais, existem também métodos alternativos, que recorrem a determinados produtos naturais para efectuar o tratamento de água para consumo humano. Segundo Ghebremicheal (2004), pedra-pomes e sementes de *Moringa oleifera* são materiais alternativos para o tratamento de água para consumo humano. A primeira é bastante eficiente quando adicionada ao filtros de areia, elevando as eficiências deste passo. A segunda contém uma proteína coagulante que pode ser purificada muito facilmente por cromatografia de troca iónica. Esta proteína foi testada como coagulante, verificando-se que possui propriedades coagulantes como o alumínio, para além de efeitos bactericidas em formas resistentes a antibióticos.

2.2 – Resíduos gerados no processo de tratamento

A conjugação de alguns destes tipos de tratamentos constitui uma das melhores estratégias a utilizar para o eficiente tratamento da água, resultando também daí os respectivos resíduos (Babatunde e Zhao, 2007). Os resíduos formados no processo de tratamento podem ser agrupados em quatro grupos principais:

- Lamas – água que contem sólidos suspensos provenientes da água tratada e produtos de reacção de químicos adicionados durante o processo de tratamento. As lamas podem ser geradas em várias etapas do processo de tratamento de água, tais como a pré sedimentação, coagulação, remoção de Ferro e Manganês, filtros lentos e rápidos de areia.
- Resíduos líquidos oriundos das águas de lavagem dos filtros, do clarificado dos espessadores de lamas e os líquidos resultantes dos processos de desidratação.
- Concentrados – água com elevadas concentrações de solutos provenientes da regeneração de colunas de permuta iónica e de processos de membranas.
- Resinas de permuta iónica, carvão activado granulado e meios filtrantes gastos no tratamento (areia, terra de diatomáceas utilizada na filtração).
- Emissões gasosas provenientes da eliminação do ozono em excesso e de unidades de controlo de odores (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Hammer e Hammer, 2004; Babatunde e Zhao, 2007).

Visto que na estação de tratamento de água de Tavira os principais resíduos gerados são provenientes da lavagem dos filtros rápidos de areia, e lamas da cisterna de purga dos decantadores (Águas do Algarve, S.A. – *Estação de Tratamento de Água de Tavira – Processo de Tratamento*), fazer-se-á apenas o desenvolvimento destes dois tipos de resíduos.

2.2.1 – Lamas

As lamas geradas em estações de tratamento de água são resíduos produzidos por processos de clarificação, com ou sem adição de agentes químicos coagulantes. A forma como as lamas são removidas dos decantadores é um importante parâmetro que influencia as características destas. Os decantadores de limpeza manual têm lamas acumuladas durante muito tempo, podendo estes períodos chegar a vários meses. A limpeza manual gera assim lamas com grandes teores em sólidos mas em baixos volumes. Pelo contrário, decantadores que tenham sistemas de remoção de lamas automáticos, formam lamas com menor teor de sólidos mas maiores volumes (Reali, 1999, citado por Asada, 2007). Para além dos teores em sólidos (voláteis ou não) e volumes, as lamas também podem ser caracterizadas pela sua concentração em metais pesados, concentração em compostos orgânicos voláteis e pH (Townsend *et al.*, 2001). Também a carência química e bioquímica de oxigénio (CQO e CBO respectivamente) poderão ser analisados, tendo em vista factores de análise como a biodegradabilidade das lamas. Para além de todos estes factores, também é usual determinar o teor em fósforo, azoto amoniacal, e índices bacteriológicos e biológicos de interesse sanitário (coliformes, contagem de ovos de helmintas e de cistos de protozoários, etc.) (Reali, 1999, citado por Asada, 2007).

Os tipos mais comuns consistem em lamas poliméricas/coagulantes, lamas de amaciamento químico e lamas de Ferro/Manganésio Oxidado (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Lamas Poliméricas / Coagulantes

Este tipo de lamas é principalmente constituído por alumínio ou ferro hidratado, proveniente do agente coagulante, que são na maioria dos casos sais de alumínio ou ferro. Pequenas quantidades de carvão activado e outros agentes coagulantes, tais como sílica e polímeros podem também estar incluídos. A matéria coagulada é maioritariamente inorgânica, sendo na maior parte colóides (Hammer e Hammer, 2004). Caso a água bruta contenha uma elevada concentração em sólidos suspensos totais (SST), a lama originada a partir do processo de coagulação terá uma elevada percentagem de hidróxidos precipitados gelatinosos (Al(OH)_3 , Fe(OH)_3), (USEPA, ASCE, AWWA, 1996), mostrando as características apresentadas no quadro 1.

Desde que a matéria orgânica não esteja presente em grandes quantidades, não existe decomposição biológica das lamas.

Quadro 1 – Características das lamas ferro/alumínio (USEPA, ASCE, AWWA, 1996)

Conteúdo em sólidos	Características da lama
0-10%	Líquida
25-35%	Esponjosa, Semi-sólida
40-50%	Levemente Argilosa
60-70%	Argilosa

Existem algumas correlações que podem ser utilizadas para prever a quantidade de lama que se irá formar, tendo como base as características da água a tratar e a dose de coagulante a adicionar. A equação mais utilizada para o cálculo da quantidade de lamas produzidas quando o alumínio é aplicado como coagulante é a seguinte (Cornwell, *et al.*, 1987):

$$S = (8,34Q) (0,44Al + SS + A)$$

Onde: S – quantidade de lamas produzida (lb/dia)

Q – caudal de água a tratar, em milhões de galões americanos por dia (mgd/dia)

Al – Dose de alumínio a adicionar (mg/l)

SS – Concentração de sólidos em suspensão na água a tratar (mg/l)

A – Outros coagulantes a adicionar (mg/l)

Em relação à previsão da formação de lamas quando o ferro é utilizado como coagulante, é normalmente utilizada a seguinte equação (Cornwell *et al.*, 1987):

$$S = (8,34Q) (2,9 \text{ Fe} + \text{SS} + \text{A})$$

Em que: S – quantidade de lamas produzida (lb/dia)

Q – caudal de água a tratar, em milhões de galões americanos por dia (mgd/dia)

Fe – Dose de ferro a adicionar (mg/l)

SS – Concentração de sólidos em suspensão na água a tratar (mg/l)

A – Outros coagulantes a adicionar (mg/l)

Conforme Reali, 1999, citado por Asada (2007) as lamas que utilizam sulfato de alumínio como agente coagulante são normalmente de cor acastanhada, com viscosidade e consistências que se assemelham a chocolate líquido.

Lamas de Amaciamento Químico

O amaciamento de águas subterrâneas gera lamas com pouca matéria orgânica e inorgânica, sendo estas maioritariamente constituídas por carbonato de cálcio precipitado (CaCO_3), hidróxido de magnésio (Mg(OH)_2), sendo a quantidade de sólidos maior quanto mais elevado seja o teor em magnésio da água, e finalmente cal que não tenha reagido (USEPA, ASCE, AWWA, 1996). Estas lamas são geralmente estáveis, densas, inertes, e relativamente puras, permitindo assim a recuperação de cal por “recalcinação”. O carbonato de cálcio origina lama compacta e de fácil manuseamento, enquanto o hidróxido de magnésio tal como o hidróxido de alumínio, promove lamas gelatinosas, não sendo fácil a sua decantação gravítica (Hammer e Hammer, 2004).

A quantidade de lama produzida depende do agente amaciador a utilizar (cal - hidróxido de cálcio, soda - carbonato de sódio) e a quantidade de dureza removida (cálcio e magnésio). Assim, muito mais lama é produzida quando a cal é utilizada, porque o cálcio presente nesta também necessita de ser depois precipitado no processo de amaciamento (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Lamas de Ferro / Manganésio Oxidado

A quantidade de lamas atribuídas à remoção de ferro (II) e manganês (II) solúveis é relativamente pequena, quando comparada com os resíduos dos processos de coagulação ou amaciamento. Estima-se que 50-90% dos hidróxidos férricos e dos óxidos mangânicos fiquem retidos nos filtros e apareçam depois nas águas de lavagem destes (Hammer e Hammer, 2004). A porção de lamas produzidas quando o ferro e o manganês são oxidados às suas formas insolúveis (Fe(III) e Mn(IV)) depende de vários factores. O factor que mais influência exerce na produção de lamas é o agente oxidante, tais como o oxigénio, o ozono, o dióxido de cloro e o permanganato. Tal como o uso de cal na remoção de cálcio da dureza da água, o manganês associado ao permanganato é reduzido de (VII) a (IV), sendo assim precipitado juntamente com o ferro e o manganês que está a sofrer oxidação (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

2.2.2 – Resíduos líquidos

Na grande maioria das ETAs três tipos principais de resíduos líquidos são gerados: a água de lavagem dos filtros, o clarificado dos espessadores de lamas e os líquidos resultantes dos processos de desidratação (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002). Devido à quantidade considerável de água existente nos resíduos líquidos, a maior parte das ETAs a nível mundial trata estes resíduos, de modo a reincorporar esta água no processo. Este tratamento mostra-se estritamente necessário, devido à quantidade elevada de substâncias potencialmente tóxicas e microrganismos patogénicos que possuem os resíduos líquidos. Para além do mais, as águas de lavagem dos filtros e o clarificado dos espessadores de lamas possuem uma carga hidráulica tal que a sua recirculação sem uma

equalização devida, faz com que se exceda a capacidade operativa da ETA (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002).

Águas de lavagem dos filtros

Uma das etapas mais importantes do processo de filtração é a limpeza do leito filtrante. Os problemas procedentes das lavagens inadequadas de meios filtrantes, no que se refere à qualidade do efluente produzido por uma unidade de filtração após sua lavagem, bem como aqueles problemas que podem resultar da ineficácia do processo de lavagem utilizado, têm sido bem documentados na literatura. Além disso, a ineficácia de um sistema de lavagem não apenas compromete o processo de tratamento de água como também pode requerer um maior volume de água de lavagem, que conduz a prejuízos consideráveis no que diz respeito ao reaproveitamento da água de lavagem dos filtros (Filho e Rita, 2002). Assim, os resíduos líquidos gerados em maiores quantidades nas estações de tratamento de água são as águas de lavagem dos meios filtrantes (USEPA, ASCE, AWWA, 1996), sendo cerca de 2-3% de toda a água produzida, dependendo esta quantidade do tipo de tratamento estabelecido na ETA e do tipo de lavagem dos filtros (Hammer e Hammer, 2004). Na ETA de Tavira, a lavagem do meio filtrante é feita em contra-corrente, que consiste em passar água já filtrada e clorada, juntamente com ar, no sentido inverso da filtração. A lavagem engloba duas fases, a de fluidização, que é feita com ar comprimido para provocar a expansão do leito por descompressão, e com água pondo as partículas em movimento. As areias, ao chocarem umas com as outras, fazem com que as partículas coloidais leves se libertem dos poros; seguidamente, na fase de lavagem propriamente dita é elevado um caudal de água com o qual essas partículas se escapam, tornando assim a limpeza mais eficiente. Após alguns minutos este caudal é fechado, e a areia assenta no lugar (Águas do Algarve, 2005).

A concentração de sólidos em suspensão normalmente detectada nas águas de lavagem dos filtros varia entre 100 a 1000 mg/l (Hammer e Hammer, 2004).

Com o aumento da preocupação acerca dos recursos hídricos existentes no planeta, uma maior racionalização da água é feita nas ETAs. Assim, ao longo dos anos, tem-se assistido a uma gradual reutilização das águas de lavagem dos filtros. Esta é então

recolhida e reintroduzida no processo de tratamento. São normalmente utilizados tanques de equalização para que as águas de lavagem retornadas ao processo sejam inferiores a 10% da água bruta a tratar. No entanto, preocupações acerca da recirculação de microrganismos patogénicos como *Cryptosporidium*, cianotoxinas, problemas relacionados com o sabor e o cheiro, e aumento em subprodutos de desinfecção, conduziram a uma elevada diminuição do número de ETAs que inseriam directamente a água de lavagem dos filtros no sistema de tratamento, em conjunto com água bruta (USEPA, ASCE, AWWA, 1996). Deste modo, as águas de lavagem dos filtros são conduzidas para decantadores, onde os sólidos em suspensão podem sedimentar, se necessário com o auxílio de polímeros que promovam a floculação, e apenas o clarificado é reaproveitado e inserido no processo de tratamento.

Por vezes, as águas de lavagem dos filtros são descarregadas directamente no esgoto, para posterior tratamento em estações de tratamento de águas residuais (ETAR). Nestes casos, tanques de equalização poderão ser necessários, para que a carga hidráulica do esgoto não seja sobrecarregada (Hammer e Hammer, 2004).

Clarificado dos Espessadores de Lamas

O clarificado dos espessadores resulta do espessamento gravítico dos sólidos (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002). As lamas espessadas podem conter níveis muito elevados de microrganismos patogénicos, tais como *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia lamblia*, assim como de contaminantes orgânicos e inorgânicos. Apesar da sua grande maioria permanecer nas lamas, estes contaminantes podem também permanecer no sobrenadante caso esta operação não seja efectuada de forma correcta. Então, o sobrenadante deve ser recolhido dos espessadores de maneira tal que as lamas não sejam perturbadas, para não se verificar a ressuspensão destes contaminantes (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002; Asada, 2007).

O clarificado dos espessadores pode ser recirculado de forma intermitente ou contínua. A frequência da reciclagem do clarificado é função da quantidade de lama produzida e da técnica utilizada para efectuar este espessamento. O clarificado dos espessadores é misturado com as outras correntes existentes nas ETAs que também podem sofrer

reciclagem, tal como a água de lavagem dos filtros, sendo que o volume do clarificado estima-se ser aproximadamente 75%-90% do volume total do espessador (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002).

Líquidos resultantes dos processos de desidratação

A quase totalidade das ETAs à escala global trata os sólidos provenientes dos espessadores de lamas de forma a efectuar a sua valorização. O tratamento destes sólidos é feito através de uma etapa de desidratação, na qual a água em excesso ainda contida neles é removida para reduzir o seu volume. Os líquidos removidos são então designados de líquidos do processo de desidratação das lamas.

Estes líquidos normalmente contêm uma grande quantidade de impurezas, uma vez que são a água remanescente das lamas, nas quais se encontram concentrados compostos tóxicos e microrganismos removidos no processo de tratamento de água. Assim, esta água não deve ser recirculada directamente para o início do processo sem sofrer um tratamento prévio (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002).

Na ETA de Tavira, esta corrente é recirculada para a cisterna das águas sujas. Deste modo, estes líquidos não chegam a entrar na linha de tratamento de água para consumo humano, circulando apenas nas correntes residuais do processo.

Nesta instalação os sólidos são desidratados por um método mecânico, através de um filtro de prensas. Os líquidos resultantes deste processo de desidratação dependem do teor de água e de conteúdo dos sólidos a desidratar. Por exemplo, se a corrente de sólidos espessados afluente ao processo de desidratação representar 0,6 % da capacidade de tratamento numa ETA, os líquidos resultantes da desidratação dos sólidos são aproximadamente entre 0,1%-0,2% da capacidade total (Office of Ground Water and Drinking Water, 2002).

2.3 – Processamento de lamas resultantes de ETAs

Os resíduos gerados nas estações de tratamento de água para consumo humano são normalmente desperdícios oriundos das operações unitárias de sedimentação, precipitação e filtração, existentes nas ETAs. Há vários anos atrás, os resíduos destas instalações eram descartados para o esgoto ou então para cursos de água existentes nas proximidades. Estas eram opções baratas e viáveis na altura, visto não existir muita informação acerca da toxicidade das lamas. Estudos desenvolvidos por George *et al.*, (1995) mostraram que lamas de alumínio a pH 5, quando presentes em cursos de água, afectam o crescimento de algas. De forma análoga, Sotero – Santos *et al.*, (2005) verificaram que exposições a longo prazo a lamas compostas por cloreto de ferro causaram alguma mortalidade e diminuição na reprodução de borboletas da espécie *Daphnia similis*. Devido à legislação cada vez mais apertada, e na tentativa de melhor salvaguardar o meio ambiente, é cada vez maior o número de ETAs que integram no seu sistema de tratamento operações unitárias para o correcto processamento dos resíduos obtidos (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Filho e Rita, 2002). Na Europa, vários milhões de toneladas são produzidos todos os anos, e esta quantidade pode duplicar na próxima década (Basibuyuk e Kalat, 2004, citado por Babatunde e Zhao, 2007), e a uma escala global a literatura disponível estima que sejam produzidas cerca de 10000 toneladas de lamas por dia (Dharmappa *et al.*, 1997, citado por Babatunde e Zhao, 2007).

Os recentes progressos efectuados no processamento das lamas conduziram a uma melhoria de performance nestas operações, assim como permitiram uma redução do consumo de químicos e polímeros, energia eléctrica e espaço para armazenagem de resíduos. A automatização reduziu a manutenção destes processos por parte dos operadores, conduzindo a menores custos de operação (Lang, 2005).

2.3.1 – Tipos de processamento dos resíduos originados nas ETAs

As operações unitárias que comumente produzem lamas são a precipitação, sedimentação e a filtração. Estes processos podem incluir mecanismos para a aglomeração de sólidos e aumento da sua concentração, antes da sua apropriada rejeição

ou de outro processo unitário. As lamas podem ser tratadas segundo os seguintes processos:

- *Espessamento* – Processo de concentração de sólidos numa corrente residual, que reduz o volume antes dum posterior tratamento ou descarte.
- *Recuperação do coagulante* – Técnica de tratamento para promoção da desidratação e diminuição da concentração em metais nas lamas.
- *Condicionamento* – Adição de um químico a um resíduo para alteração da sua natureza física. O condicionamento é geralmente utilizado como método de optimização dum processo de desidratação.
- *Desidratação* – Similar ao espessamento, no âmbito em que ambos os processos envolvem uma separação sólido-líquido, com o objectivo de minimização dos resíduos que serão rejeitados. A desidratação é definida como um processo que aumenta a concentração de sólidos nas lamas entre 10 a 20%.
- *Secagem* – Separação sólido-líquido que aborda aspectos quer do espessamento, quer da desidratação. A secagem é definida como um processo que aumenta a concentração de sólidos nas lamas mais de 35%.
- *Descarte e reutilização* – Remoção dos resíduos da ETA ou armazenamento permanente dos resíduos nas instalações da ETA. Esta categoria inclui a descarga em lixeiras, esgotos municipais, aterros, cursos de água, aplicação nos solos e várias opções de reutilização (suplemento nos solos, fabrico de tijolos).
- *Manuseamento de água recuperável e não recuperável* – Processos como o espessamento, desidratação e secagem produzem correntes líquidas e sólidas. A corrente sólida pode ser tratada e descartada. A corrente líquida é recuperada e recirculada para o processo de tratamento de água, caso esta seja água recuperável, significando assim que não terá impactos negativos no tratamento e não terá efeitos nocivos qualidade final da água. Os parâmetros qualitativos determinantes para saber se a água é recuperável ou não, são a concentração de metais nas lamas, o potencial de formação de subprodutos de desinfecção, o número de microrganismos patogénicos e o uso de polímeros não aprovados no processamento das lamas.

2.3.2 – Espessamento

O espessamento pode ser utilizado como o primeiro passo no processamento de lamas, propriamente na sua redução de volume. A adição de polímeros ou outros coagulantes poderão ser necessários para uma melhor performance (Hammer e Hammer, 2004). Esta operação tem uma grande influência na fase “downstream” do processo, como no condicionamento ou na desidratação de lamas. Um bom espessamento proporciona um processo económico e rentável, ao contrário de um mau espessamento, que causa maiores encargos financeiros (USEPA, ASCE, AWWA, 1996). É também relevante o impacto que esta técnica tem no esquema global de tratamento. Um correcto funcionamento do órgão origina um clarificado em boas condições, sendo este reaproveitado e incorporado de novo no tratamento, levando a um aumento do rendimento do processo (Lang, 2005). Os resíduos gerados nas estações de tratamento de água são usualmente concentrados utilizando espessadores gravíticos, mas podem também ser utilizados espessadores com flotação e espessadores gravíticos com prensa (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Hammer e Hammer, 2004; Lang, 2005).

Espessadores gravíticos

Como o próprio nome indica, estes órgãos utilizam a força da gravidade para a sedimentação e compactação, apenas quando a massa específica das lamas for superior à massa específica da água (1000 Kg/m^3). Estes equipamentos têm geralmente uma geometria circular e são construídos em betão, apesar de pequenos tanques poderem ser fabricados em metal. A zona do fundo toma uma forma cónica, que pode ter cerca de 10-20% de inclinação, existindo também nesta área mecanismos raspadores, que forçam as lamas a acumularem-se num reservatório no fundo do tanque, por vezes denominados fossas de fundo (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Neste processo, a alimentação ao órgão (figura 1) necessita ser feita de forma intermitente, e o caudal deverá ser tal que permita um tempo de residência hidráulico suficiente para que as lamas possam sedimentar e acumular-se no fundo do órgão (Hammer e Hammer, 2004), apesar de também poderem funcionar de modo contínuo.

Os resíduos são assim alimentados ao tanque através de um canal central, que descarregam as lamas perto da superfície do tanque. Os sólidos espessados no fundo do tanque são então arrastados por raspadores, que os encaminham para as fossas de fundo, enquanto à superfície o clarificado é recolhido continuamente, podendo existir engenhos que removam partículas flutuantes que não tenham sido removidas (USEPA, 2003).

A concentração de lamas é atingida passadas três diferentes fases de sedimentação, sendo estas a sedimentação gravítica, sedimentação discreta e sedimentação compressiva. A sedimentação gravítica ocorre quando as partículas descem no líquido devido à acção do seu peso. A sedimentação continua até os sólidos começarem a concentrar-se no fundo do tanque, sendo esta fase a sedimentação discreta. A sedimentação compressiva tem lugar quando as partículas que estão no fundo do tanque são concentradas devido à pressão que outras partículas no cimo destas exercem (USEPA, 2003; Melo, 2006).

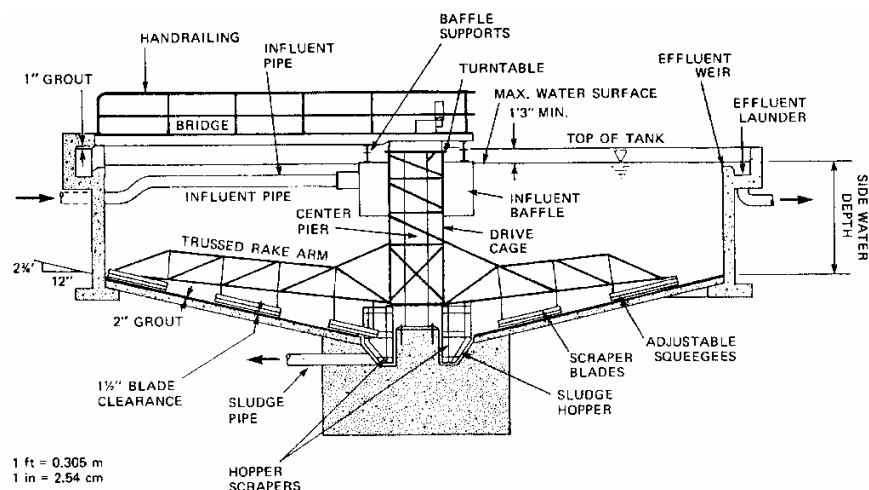


Figura 1 – Secção transversal de um espessador gravítico (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Do total de lamas de hidróxidos metálicos (provenientes das águas de lavagem dos filtros e do processo de coagulação/floculação), apenas 1-3% desta quantidade são espessadas, sendo o restante (97-99%) clarificado que poderá ser reintroduzido no processo. O grau de espessamento é geralmente dependente da quantidade de sólidos totais, existindo um grau de espessamento de cerca 5-30% quando o teor em sólidos é bastante elevado. Quanto a resíduos carbonatados originados no amaciamento de água, prevê-se uma taxa

de espessamento de cerca de 15-30% do total de lamas, sendo este espessamento relativamente rápido (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Espessamento por flotação

O espessamento por flotação é uma forma de tratamento de resíduos sólidos apenas realizável quando estes possuem baixa densidade. A concentração dos sólidos dá-se como resultado da ligação de bolhas de ar microscópicas aos sólidos em suspensão, fazendo com que a densidade destes desça e seja inferior à densidade da água. Devido à sua menor densidade estas partículas são então capazes de ascender no líquido até à sua superfície, sendo depois removidas por um colector existente no topo do tanque de flotação (Hammer e Hammer, 2004; Lang, 2005). Um dos potenciais benefícios desta técnica é sua boa capacidade de funcionamento, mesmo quando existe variação no caudal e carga do afluente, sendo uma boa aplicação para tratamento de lamas com alto conteúdo em hidróxidos (com mais de 40% do peso).

É também de salientar a sua importância no tratamento de águas com elevados teores de algas, cistos de *Cryptosporidium*, cor e com baixa turvação, assim como a maior produção e concentração de lamas, relativamente à sedimentação (Zabel, 1985).

A flotação é comumente utilizada na Europa, enquanto nos Estados Unidos da América a sua aplicação não é muito usual para o tratamento de lamas a larga escala (Cornweel e Koppers, 1990, citado por USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Estes órgãos adoptam uma forma rectangular construída em metal para pequenas instalações, e em larga escala são edificados em betão ou metal sendo a sua forma circular (Graeme, 1999; Hammer e Hammer, 2004).

A presença dum sistema de recirculação na flotação é utilizada para a concentração de hidróxidos metálicos. Uma parte do clarificado é pressurizada, e depois misturada com a corrente de resíduos não espessada, antes de entrar na câmara de flotação. Desta forma são assim evitadas condições de grande tensão de corte, que é uma grande vantagem quando se está na presença de resíduos floculados de hidróxidos metálicos. Estima-se que a percentagem de concentração de lamas de hidróxidos metálicos seja na ordem de 3-4%, com taxas de produção a variar entre 0,4 e 1 lb/ft²h (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Espessadores gravíticos com prensa

Os espessadores gravíticos com prensa (figura 2) têm-se tornado populares no processamento de resíduos. Estes não necessitam de muita energia eléctrica, são relativamente fáceis de operar e não necessitam de muita atenção por parte dos operadores. Nestes aparelhos, os sólidos são dispostos numa tela porosa rolante contínua, que permite a concentração dos resíduos enquanto a água escorre pelos poros. No entanto, poderá ser necessário a adição de polímeros para um bom espessamento dos sólidos (Lang, 2005). Com o recurso a estes equipamentos podem ser alcançadas concentrações de sólidos na ordem dos 2,5-4,5%.

Estes órgãos são rectangulares e variam geralmente entre um a três metros, sendo constituídos por um canal de entrada de lamas, pela tela porosa, raspadores e dois canais de descarga, um para os sólidos concentrados e outro para a água (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Hammer e Hammer, 2004). Um dos parâmetros mais importantes dos espessadores gravíticos com prensa é o controlo da alimentação ao aparelho. Uma taxa de 150 gpm/metro de tela filtrante é bastante razoável, na medida em que permite um correcto funcionamento do aparelho (Lang, 2005).

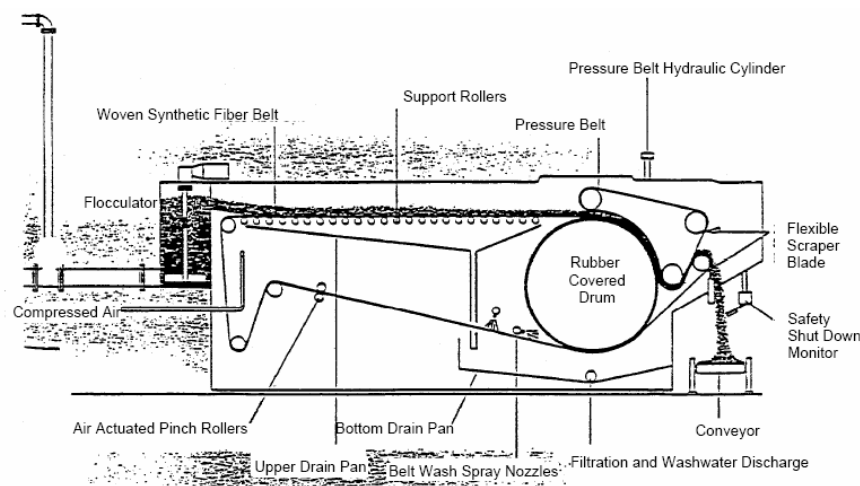


Figura 2 – Secção transversal de um espessador gravítico com prensa (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

2.3.3 – Recuperação do coagulante

A recuperação do coagulante é um método que permite recuperar um recurso utilizado no tratamento de água para consumo humano, minimizando assim o desperdício em coagulantes de alumínio e ferro. A extracção dos coagulantes é alcançada com a acidificação da lama, que repõe os metais de novo em solução (Pollution Prevention Challenge Grant, 1985; USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Petruzzelli *et al.*, 1999; Vaezi e Batebi, 2000; Ishikawa *et al.*, 2006).

Em relação ao valor de pH ao qual a recuperação do coagulante é realizada, existe concordância entre os vários autores. De acordo com AWWA, USEPA, ASCE (1996), o pH óptimo para a recuperação de coagulante varia entre 1,8 e 3,0; segundo Vaezi e Batebi (2000), o pH ao qual deverá ser feito a recuperação é 3; Ishikawa *et al.*, (2006) também verificaram que o pH adequado para esta actividade é 3. Existe também um estudo feito por Masschelein *et al.*, (1985), que refere a recuperação de coagulantes de lamas de alumínio, mas com tratamento alcalino. Neste trabalho utilizou-se para tratamento das lamas hidróxido de sódio com pH entre 11,4 e 11,8 e hidróxido de cálcio num intervalo entre 11,2 e 11,6, no qual existiu uma taxa de recuperação de alumínio de aproximadamente 80%.

A efectividade da recuperação do coagulante com base nestes tratamentos é muito variável, não se revelando muitas vezes satisfatória. No entanto, a pureza dos coagulantes recuperados continua a ser alvo de algumas questões, tal como a rentabilidade do processo é ainda alvo de debate (Babatunde e Zhao, 2007).

Seria de esperar que a recuperação de coagulantes de lamas reduzisse consideravelmente o custo de coagulantes gasto no tratamento, ajudasse na obtenção dos parâmetros de descarga das lamas, reduzisse os volumes de lamas e assim os custos relacionados, melhorasse a qualidade das lamas no âmbito da sua deposição em terrenos agrícolas, melhorasse as características de desidratação e aumentasse o tempo de vida das instalações de tratamento. Mas o processo de recuperação de coagulantes revela-se por vezes extremamente complicado, devido à variação das condições que influenciam a remoção dos coagulantes das lamas, que podem ser diárias (Babatunde e Zhao, 2007).

2.3.4 – Condicionamento

O condicionamento de lamas é um processo integrado em muitas instalações de tratamento, que visa a optimização das etapas de desidratação. O condicionamento dos resíduos é comumente realizado por condicionamento químico ou por condicionamento físico.

Condicionamento químico

O condicionamento químico de lamas está incorporado na maior parte dos processos mecânicos de espessamento ou desidratação. Este condicionamento é realizado ao adicionar às lamas cloreto férrico, polímeros ou cal (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

O condicionamento químico é muito dependente do tipo e qualidade de água bruta, dos coagulantes químicos, do pré-tratamento e do processo de espessamento ou desidratação a utilizar (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Hammer e Hammer, 2004).

Um estudo desenvolvido por Tony *et al* (2007) mostra um condicionamento químico em que é utilizado como condicionador Reagente de Fenton. Este consiste numa mistura de ião ferroso (Fe^{2+}) com peróxido de hidrogénio, e verificou-se que para baixas concentrações deste reagente, se aumentou consideravelmente a taxa da posterior desidratação da lama.

Os investigadores Malmrose e Wolfe (1994) identificaram valores típicos de adição de condicionadores para lamas de hidróxidos em vários sistemas de desidratação mecânica. Os agentes condicionadores utilizados em lamas de cal são normalmente utilizados em menores quantidades, assim como aqueles utilizados em desidratações ao ar livre.

Uma enorme variedade de polímeros está disponível para o condicionamento químico. Os polímeros aniónicos de elevado peso molecular são os mais utilizados e os que melhores resultados oferecem. Um estudo actual (Ma *et al.*, 2007) testou um sistema que em vez de se adicionar apenas um polímero, se adicionou primeiramente um polímero catiónico, e depois um aniónico, já que este sistema se mostrou muito interessante em processos com lamas activadas. No entanto, este tratamento não demonstrou melhorias relativamente à desidratação das lamas, quando comparado com a adição de um polímero apenas. Este

estudo refere também que a ligação entre partículas é o mecanismo dominante e que a neutralização de cargas tem um papel menos importante no processo.

Condicionamento físico

Tal como o condicionamento químico, também o condicionamento físico serve para o melhoramento das operações de espessamento ou desidratação (Cornwell e Koppers, 1990, citado por USEPA, ASCE, AWWA, 1996). O condicionamento físico pode ser efectuado através de aditivos não reactivos, como a terra de diatomáceas, condicionamento por congelamento/descongelamento, processo químico realizado em climas frios ao ar livre ou através de equipamento mecânico, e também através de condicionamento térmico a alta temperatura e alta pressão. Este último ponto é necessário quando a carga orgânica das lamas é bastante elevada, chegando a temperatura de 170-210°C e a pressões entre 17 e 27 atmosferas.

2.3.5 – Desidratação

A desidratação é um passo muito importante no processamento de lamas provenientes do tratamento de água para consumo humano. A desidratação remove uma quantidade significativa de água dos sólidos resultantes do processo, reduzindo assim o volume destes. Por exemplo, a desidratação de 2% até 20 % das lamas reduz o volume destas cerca de uma ordem de grandeza. Veja-se a importância na capacidade de armazenamento de lamas: para lamas que tenham sido desidratadas até 2% que ocupem 45,8 m³ de volume, ao se desidratar até 20%, o volume reduz-se a 4,58 m³.

Vários aspectos devem ser considerados aquando do dimensionamento dos processos de desidratação, de entre os quais se destacam o peso seco e o tipo dos sólidos a secar, o manuseamento “downstream” dos sólidos, o período da operação de desidratação, os requisitos pré e pós desidratação e a sua capacidade, o transporte dos sólidos desidratados e os requisitos dos condicionamentos destes (Lang, 2005).

Processos de desidratação com ar

Os processos de desidratação ao ar referem-se a métodos que removam água das lamas por intermédio de evaporação natural, gravidade ou por drenagem induzida. Este mecanismo de secagem é assim pouco complexo, fácil de operar e requer menos energia do que sistemas mecânicos. No entanto são pouco utilizados, visto necessitarem de grandes áreas disponíveis, dependerem muito das condições climáticas e exigirem muito trabalho por parte dos operadores (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Leitos de secagem de areia

Os leitos de secagem de areia são geralmente aplicáveis a pequenas instalações de tratamento de água e em regiões onde existe muita área de terreno disponível (Hammer e Hammer, 2004). São geralmente utilizados nos Estados Unidos (Filho e Rita, 2002).

A desidratação efectuada nos leitos de areia ocorre principalmente devido ao escorrimento da água intersticial (água adsorvida à superfície das lamas) seguida de evaporação até à concentração de sólidos desejados. A água escorre então das lamas até a areia, e é removida através de condutas. Este processo dura até a toda a areia ficar obstruída ou toda a água ter sido removida.

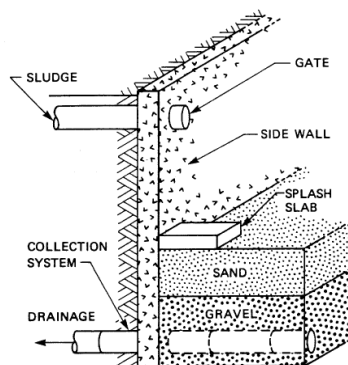


Figura 3 – Secção de um leito de secagem de areia (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

O leito é constituído por cerca de 15-30 cm de areia grossa, assente sobre uma camada de gravilha como se pode observar na figura 3.

Uma parede envolvente do leito é utilizada para conter a água presente nas lamas, com uma profundidade que chega aos 1,5 metros. Na construção do leito de secagem de areia também é levado em conta a inclusão ou não de uma cobertura, visto que a chuva poderá atrasar o processo (Hammer e Hammer, 2004).

Os leitos de secagem de areia são mais efectivos na desidratação de lamas resultantes de tratamentos com cal do que lamas provenientes da coagulação com sulfato de alumínio. No entanto, em ambos os casos poderá ser necessário um prévio condicionamento das lamas para uma correcta secagem nesta operação.

Camadas mais finas de sólidos secam mais depressa do que camadas mais espessas. No entanto, camadas muito finas de sólidos têm desvantagens, tais como uma maior manutenção e maiores perdas de areia, factores que levam a um maior encargo económico (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Filho e Rita, 2002).

Leitos de congelamento de areia

Os leitos de congelamento de areia são um esquema de tratamento que utilizam o meio ambiente (temperatura duma determinada região), para congelar/descongelar a lama, e assim promover a sua desidratação. Este tratamento é apenas aplicável em regiões que tenham no mínimo três meses por ano de temperaturas abaixo dos zero graus Celsius. Os leitos de congelamento podem ser utilizados como leitos de secagem condicionais, para garantir a desidratação de lamas durante todo o ano (US Army, 1996).

Este processo é bastante útil no tratamento de lamas de alumínio, que são bastante difíceis de desidratar devido à sua consistência gelatinosa. Ao se congelar e descongelar as lamas, a água ligada a estas é liberta através de grandes poros e canais formados pelo gelo, alterando então a sua consistência para uma forma mais granular, que é mais simples de desidratar (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Os leitos de congelamento têm uma estrutura similar com os leitos de secagem convencionais. Nos meses de Inverno, a lama é então adicionada ao leito por camadas, sendo assim continuamente congeladas, até que no fim da estação fria estas descongelam, e ocorre a drenagem das águas. As lamas podem então depois ser removidas por meios

mecânicos, e o leito poderá ser utilizado como leito de secagem convencional nos meses quentes (US Army, 1996).

O parâmetro crítico desta operação é a adição dos sólidos ao leito. Esta adição apenas deverá ser efectuada quando a camada anterior estiver completamente congelada (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Leitos de secagem sob vácuo

A desidratação de lamas através desta técnica utiliza equipamento comercial disponível para aplicar vácuo a um leito rígido e poroso, onde estas estão dispostas (US Army, 1996). O vácuo tem um efeito de sucção sobre a água existente nas lamas, sendo assim capaz de a remover e formar uma camada de lamas espessa e uniforme no topo do leito (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Estes sistemas são capazes de desidratar lamas até um conteúdo final em sólidos de cerca de 14% em 24 horas, e chegam até 18% de sólidos em pouco mais de 48 horas (US Army, 1996).

Os problemas relacionados com esta operação prendem-se com condicionamentos inapropriados e a limpeza do leito. Quando o polímero utilizado não seja o mais apropriado, ou é sobredoseado, estes factores conduzem a uma colmatação do leito, diminuindo a sua permeabilidade à água e o rendimento da operação. Também relacionado com este factor está a lavagem do leito, porque a desadequada manutenção deste levará a perdas de rendimento do processo, devido à colmatação do leito (US Army, 1996; Lang, 2005).

Lagoas

As lagoas de lamas são um dos processos mais tradicionais adoptados no tratamento de resíduos de estações de tratamento de água para consumo humano, com particular incidência nos Estados Unidos (Filho e Rita, 2002). Estas permitem desidratar, espessar e fazer um armazenamento temporário de resíduos (Hammer e Hammer, 2004).

O processo de tratamento na lagoa envolve a descarga dos resíduos numa considerável massa de água. Aos resíduos é permitido sedimentarem, devido ao elevado tempo de permanência nestas, existindo em conjunto com este processo compressão dos sólidos no fundo da lagoa. Estes processos permitem a realização duma separação sólido – líquido, em que o líquido é decantado de vários pontos e níveis da lagoa (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Filho e Rita, 2002). Também poderá ocorrer evaporação de água das lamas caso estes permaneçam durante um período de tempo considerável na lagoa.

Normalmente o sobrenadante é recolhido, regressando à cabeça da ETA e ao processo de tratamento, sendo assim reaproveitado, sempre que na lagoa existam resíduos provenientes da água de lavagem dos filtros (Filho e Rita, 2002).

Resíduos de estações que fazem o amaciamento de água são usualmente tratados em lagoas, em que tempos de permanência elevados permitem concentrações de 50% de sólidos. Estes são depois removidos por intermédio de um raspador (Hammer e Hammer, 2004). Relativamente a lamas de hidróxidos metálicos, com tempos de permanência de 1 a 3 meses, sem posterior secagem dos sólidos permitem concentrações de 6-10% (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Prensa com Tela Filtrante

O design deste equipamento é baseado num pressuposto bastante simples: os resíduos são apertados por duas telas porosas rolantes (a tela superior e a tela inferior), e estes ao serem comprimidos libertam água (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Hammer e Hammer, 2004; Lang, 2005). A desidratação dos resíduos passa assim por três fases, as quais são o condicionamento químico, a drenagem de água por gravidade, zona de baixa pressão e alta pressão (Lang, 2005).

O condicionamento químico é mediado através da adição de polímero às lamas, num tanque com agitação situado a 1 ou 2 metros da prensa, ou num tambor rotativo ligado ao topo da prensa (USEPA, ASCE, AWWA, 1996). As lamas são depois descarregadas a um caudal uniforme na tela filtrante, no início da zona de drenagem. A tela filtrante é suportada nesta zona por uma estrutura que permite a separação da água por gravidade, escorrendo esta para uma tubagem colectora (Hammer e Hammer, 2004). Quando

aproximadamente metade da água tiver sido removida, as lamas baixam até à tela inferior, onde são gradualmente comprimidas entre as duas telas, na zona de baixa pressão onde estas se juntam (também conhecida por Zona “Wedge”) (Lang, 2005). A pressão nos sólidos continua a aumentar à medida que estes deixam a zona de baixa pressão e entram na zona de alta pressão. Nesta zona, as duas telas entram num circuito de cilindros e eixos de tamanhos variáveis (figura 4), maximizando a pressão exercida nas lamas, pressão suficiente para libertar a água intersticial, que é a água ligada aos interstícios dos flocos, e água livre não associada a partículas sólidas (Hammer e Hammer, 2004). As lamas são então removidas das telas porosadas por raspadores tangenciais às telas porosas.

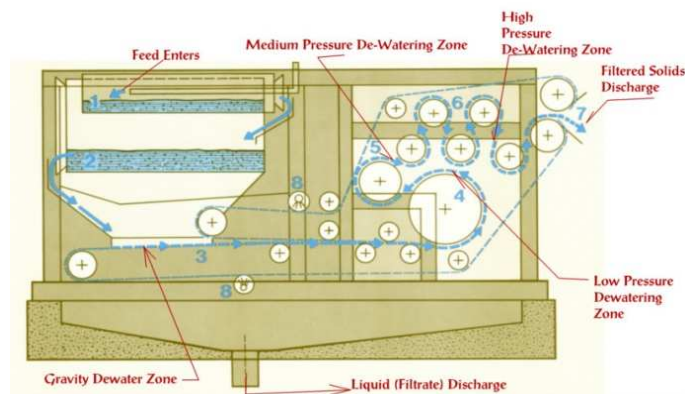


Figura 4 – Secção transversal de uma prensa com tela filtrante (fonte: Website 1).

Este equipamento é utilizado quer na desidratação de lamas de coagulação com alumínio, quer em resíduos de amaciamento de água com cal. No entanto, o desempenho do processo é afectado por algumas variáveis, de entre as quais se incluem o tipo de sólidos e suas características, os requisitos do condicionamento, e a velocidade das telas, a pressão e a sua porosidade (USEPA, 2000). Tendo em conta estes parâmetros, denota-se que as lamas de amaciamento de água com cal são facilmente tratadas nestes equipamentos. Devido à sua natureza granular, têm um bom comportamento a altas pressões, sendo possíveis concentrações nestes resíduos de 50-60% (USEPA, ASCE, AWWA, 1996). Já resíduos criados na coagulação com alumínio originam mais dificuldades no seu tratamento, devido à sua natureza gelatinosa, podendo causar problemas no funcionamento do aparelho, ao fixar a tela superior à inferior (USEPA,

2000). Contudo, a água bruta que sofre a coagulação com alumínio tem uma razoável influência na desidratação. Caso o resíduo contenha um alto teor de alumínio, consegue-se concentrar os sólidos em cerca de 20%. Se a água que sofre a coagulação for por exemplo a água de um rio, as lamas resultantes terão um conteúdo elevado em argilas e areias, para além do alumínio, fazendo com que seja mais fácil a desidratação, concentrando-se os sólidos até aproximadamente 50% (USEPA, ASCE e AWWA, 1996).

Centrifugação

A desidratação por centrifugação é um processo que utiliza a força centrífuga gerada pela rápida rotação de um tambor cilíndrico (Lang, 2005), fornecendo valores de aceleração 500 a 4000 vezes maiores que a aceleração da gravidade (Filho e Rita, 2002).

Esta unidade consiste num tambor rotativo com uma secção cónica numa extremidade, e um eixo rotativo central, como se pode ver na figura 5. As lamas alimentadas entram pelo centro, e são projectadas para as paredes do tambor pela força centrífuga. Devido à diferença de densidades, os sólidos movem-se para uma extremidade da centrífuga, enquanto o clarificado se dirige para a outra extremidade (Hammer e Hammer, 2004). Ambos os tipos de centrífugas utilizadas no tratamento de resíduos – centrífuga de cesto (“basket centrifuge”) e centrífuga decantadora (“solid-bowl centrifuge”) actuam segundo este princípio. Apesar de mais utilizada no passado, a centrífuga de cesto é raramente utilizada na actualidade, porque funciona de forma descontínua, é de difícil operação e tem piores desempenhos quando comparada com centrífugas decantadoras (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

A maior vantagem residente nas centrífugas decantadoras é a sua flexibilidade operacional, podendo controlar-se o volume útil, a velocidade de rotação do eixo central e a velocidade de rotação do tambor (Hammer e Hammer, 2004).

A diferença entre a velocidade de rotação do eixo central e a velocidade de rotação do tambor é conhecida como velocidade diferencial, sendo esta a causa da movimentação dos sólidos da zona de entrada para a zona de descarga (Lang, 2005).

As centrífugas decantadoras podem funcionar de dois modos, co-corrente ou em contra-corrente. Em configuração co-corrente, os sólidos percorrem toda a extensão da

centrífuga, enquanto os líquidos fazem também um caminho paralelo na mesma direcção. Em modo contra-corrente, os sólidos migram para a extremidade cónica da centrífuga, enquanto o líquido segue na direcção oposta. Este é depois descarregado em reservatórios existentes na extremidade maior da centrífuga (Lang, 2005).

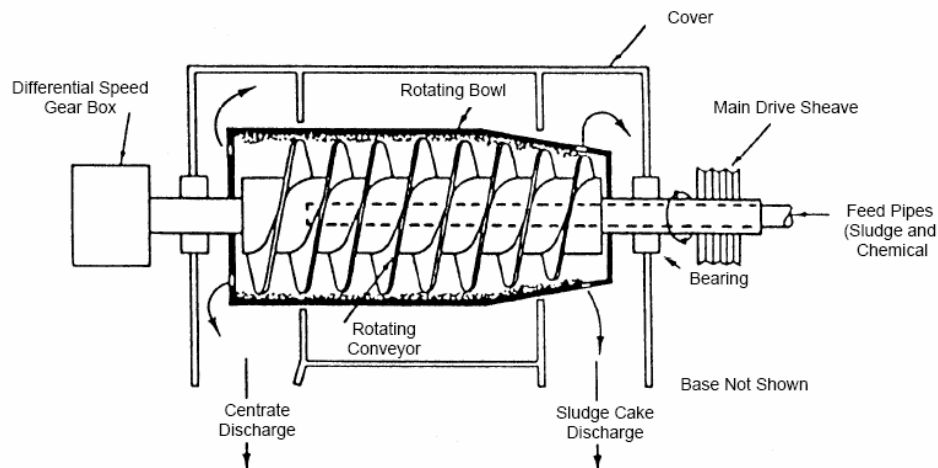


Figura 5 – Secção transversal de uma centrífuga decantadora (Cornwell *et al.*, 1987).

As melhores performances destes equipamentos são obtidas quando a velocidade do tambor é aumentada e a profundidade deste é menor, atingindo-se então as maiores velocidades diferenciais (Hammer e Hammer, 2004). Pode-se também adicionar polímeros que ajudarão na obtenção de clarificados com melhor qualidade, aumentam a capacidade dos equipamentos, e diminuem também a humidade nas lamas (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Em relação ao tipo de resíduos tratados, as lamas de amaciamento de água com cal apresentam maiores desidratações. Estas lamas compactam rapidamente, produzindo bolos com 60-70% de sólidos. A centrifugação destes resíduos é comumente utilizada em estações de tratamento de água que efectuem a recalcação.

Já os resíduos de alumínio, que não são facilmente desidratados, ao se adicionarem polímeros consegue-se obter resíduos com 10-15% de sólidos, se a lama a tratar contiver um alto teor de alumínio. Se a lama for composta por cerca de um quarto de alumínio, pode-se obter resíduos entre 20 e 25 % de sólidos (Hammer e Hammer, 2004).

Filtros Prensa

Os filtros prensa são um método de desidratação muito adoptados para redução de volume de resíduos químicos, sendo inclusivamente utilizados na ETA de Tavira. Estes consistem num conjunto de placas dispostos em série, com telas filtrantes encaixadas, que quando juntas formam câmaras filtrantes fechadas, como representado na figura 6 (Hammer e Hammer, 2004). A superfície do meio filtrante é desenhada de forma a facilitar a passagem do filtrado, enquanto retém o bolo de filtração (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).



Figura 6 – Filtro prensa (fonte: Website 2).

As lamas são introduzidas nas câmaras filtrantes, e através da aplicação de pressões diferenciais inicia-se a compressão das lamas no meio filtrante, formando-se na câmara o bolo de filtração com elevado teor de sólidos. O filtrado passa através do bolo e do meio filtrante, e é descarregado do filtro através de saídas apropriadas, na parte lateral destes (Filho e Rita, 2002). A bombagem dos sólidos é contínua até uma determinada pressão. Quando os sólidos e a água tiverem preenchido as câmaras de filtração, e já não se observar nenhum fluxo de filtrado, esta bombagem é interrompida. As câmaras de filtração são então abertas, e o bolo de filtração cai do espaço entre placas para os tapetes transportadores, sendo conduzido até ao seu destino final. As placas necessitam ser frequentemente lavadas com água a alta pressão, para não se registar perdas de fluxo e rendimento na operação (Águas do Algarve, 2005).

Estes filtros têm a capacidade de produzir um bolo de filtração seco, rígido e sem água visível, e um clarificado com uma taxa muito baixa de sólidos em suspensão (Hammer e Hammer, 2004).

Os filtros prensa são equipamentos que combinam a bombagem a alta pressão das telas filtrantes encaixadas, com a capacidade de variar o volume dentro das câmaras filtrantes. Um diafragma flexível (parte móvel do filtro, que permite comprimir uma tela filtrante contra a tela seguinte) é utilizado para comprimir o bolo na câmara. Um processo de duas etapas é assim utilizado, com a compressão do diafragma a ter lugar depois do primeiro passo de bombagem (USEPA, ASCE, AWWA, 1996). Assim, as lamas são bombeadas para as câmaras de filtração encaixadas, à pressão de 100 psi, durante 10 a 20 minutos, permitindo que o filtrado escorra a baixa pressão, mantendo a integridade do bolo. Depois de se interromper o fluxo de lama, água a alta pressão é bombeada para o espaço entre o diafragma e um dos lados da tela filtrante, para desidratar o sólido até à percentagem pretendida. No final deste período de compressão, o bolo de filtração é libertado, através da abertura da câmara de filtração com ar comprimido. As câmaras de filtração são então lavadas, e as telas regressam à sua posição original (Hammer e Hammer, 2004).

Ao se desidratar lamas de alumínio, como é efectuado na ETA de Tavira, adiciona-se cal como agente condicionador. Os sólidos presentes no bolo de filtração variam entre 30 a 60% do total, dependendo da composição em alumínio do resíduo tratado. Os condicionamentos em resíduos de cal não são necessários, sendo possível desidratar estas lamas até 50-70% de sólidos (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Quando é efectuado condicionamento com compostos inorgânicos, normalmente com cal, não é necessário fazer um “pré-revestimento” do resíduo a tratar. Este procedimento é necessário apenas quando o tamanho das partículas presentes nos resíduos é muito pequeno, ou quando existem perdas de pequenos sólidos através das telas filtrantes. Se o condicionamento com cal for necessário, é de ter em atenção o material de que é constituído o filtro. Os filtros são lavados com água e também com ácido, requerendo assim resistência tanto a ambientes ácidos como a ambientes básicos (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Filho e Rita, 2002). Deste modo, é muito usual os filtros serem constituídos por tecidos orgânicos sintéticos, tais como nylon e propileno (Filho e Rita, 2002).

Filtros Rotativos de Vácuo

Até à década de 70, principalmente nos Estados Unidos da América, a filtração rotativa sob vácuo era a forma mais usual de desidratar sólidos resultantes do tratamento de água para consumo humano (Lang, 2005). Esta técnica tem sido utilizada até certo ponto no tratamento de resíduos de cal, mas não é aplicada no tratamento de resíduos de alumínio, devido às baixas eficiências do processo (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Um filtro de vácuo é constituído por um tambor cilíndrico rotativo, ilustrado na figura 7, contendo um meio filtrante, onde o tambor está parcialmente submerso nos sólidos. O tambor está dividido em vários compartimentos, sendo estes ligados a um eixo rotativo. Estes compartimentos são também separados por zonas, sendo estas a zona de recolha ou formação de bolo, zona de secagem e zona de descarga (Lang, 2005). Na zona de formação de bolo, o tambor está submerso nos sólidos a tratar numa fracção de 20 a 35% do seu total. Na zona submergida é aplicado vácuo, fazendo passar o filtrado através do meio filtrante, e retendo os sólidos. À medida que o filtro gira, os sólidos agarrados ao meio filtrante emergem da zona de formação, entrando na zona de secagem do bolo, que é 40 a 60 % do total da circunferência do filtro. Nesta divisão, os sólidos continuam a ser submetidos ao vácuo, seguindo assim o processo de secagem. Quando os sólidos atingem a zona de descarga, deixam de estar submetidos ao vácuo e são removidos do meio filtrante (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Lang, 2005).



Figura 7 - Filtro rotativo de vácuo (fonte: Website 3).

Na figura 8 estão representadas as etapas do tratamento de lamas recorrendo ao filtro rotativo de vácuo. Para um melhor proveito deste equipamento, é necessário ter em conta

alguns parâmetros operativos, tais como a taxa de alimentação do filtro, o nível do vácuo, a percentagem de submergência, velocidade de rotação, tipo de meio filtrante e número de ciclos.

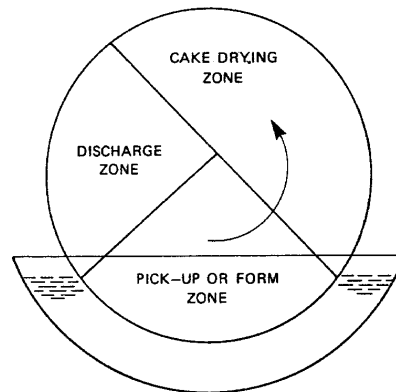


Figura 8 – Zonas de recolha, secagem e descarga do filtro rotativo de vácuo (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

2.3.6 – Secagem

A secagem de resíduos desidratados originados em ETAs está muito relacionada com o carácter económico do processo. A redução de volume de lamas acarreta menores custos, quer no transporte quer no descarte das lamas. Para além deste ponto, a secagem dos resíduos para valores acima de 35% de sólidos é imposta por lei em determinadas áreas. Por exemplo, o estado da Califórnia requer que as lamas que sejam destinadas a aterro contenham cerca de 50% de sólidos. Assim como a desidratação, a secagem é feita através de processos ao ar livre ou através de processos mecânicos (USEPA, ASCE, AWWA, 1996; Filho e Rita, 2002; Babatunde e Zhao, 2007).

Processo de secagem ao ar livre

Os processos de desidratação de lamas não mecânicos descritos acima podem também ser utilizados para efectuar secagem, dependendo do mecanismo de evaporação. Para se atingir a percentagem de remoção de água desejada poderão ser necessários alguns anos, a não ser que se instalem mecanismos aceleradores do processo. Um mecanismo inovador

é a instalação de tractores especiais, que sulcam e misturam os sólidos, aumentando assim a sua exposição ao sol e ao ar (USEPA, ASCE, AWWA, 1996).

Secagem por métodos mecânicos

De todos os métodos mecânicos apresentados na desidratação, apenas os filtros prensa mostram capacidade para efectuar a secagem de resíduos, um pouco acima de 35% de sólidos.

A secagem térmica é pouco praticada para secagem de lamas resultantes de tratamento de água para consumo humano, quando comparada com o processamento de lamas de tratamento de efluentes (USEPA, ASCE, AWWA, 1996). Isto deve-se ao facto deste tipo de tratamento ser preferível para lamas com alto teor de matéria orgânica.

2.4 – Valorização de lamas geradas em ETAs

De forma geral, todas as estações de tratamento de água geram uma significativa quantidade de resíduos, e o que fazer com estes resíduos é uma questão que se impõe, quer no âmbito económico quer no ambiental. Assim, um evidente esforço tem sido feito para conseguir dar a melhor resposta possível a este “problema” cada vez mais importante (Babatunde e Zhao, 2007). Estes dois autores referem vários destinos finais nos quais as lamas de ETAs são valorizadas. Os principais destinos das lamas são então a sua reutilização como coagulante em ETARs, como adsorventes de poluentes e metais em águas residuais, e como condicionadores para a desidratação de lamas de ETARs. As lamas geradas nas ETAs podem também ser valorizadas como matérias – primas em materiais de construção, por exemplo no fabrico de cimento e tijolos. Outro destino possível é a deposição em solos de áreas onde exista terreno disponível, bem a sua utilização na agricultura, especialmente as lamas de cal.

3 – Estação de Tratamento de Água de Tavira

3.1 – Nota introdutória

A ETA de Tavira fica situada no Sítio do Malhão a cerca de 6 km de Tavira e 24 km da barragem do Beliche. A água bruta a tratar é proveniente das albufeiras das barragens de Odeleite e do Beliche (concelho de Castro Marim), interligadas pelo túnel Odeleite-Beliche. A água bruta é aduzida à ETA através de um adutor de fins múltiplos, por elevação, sendo armazenada num reservatório a céu aberto (Reservatório de Santo Estêvão), a partir do qual é elevada para a ETA. A água tratada na ETA destina-se à distribuição em alta aos concelhos de Castro Marim, Faro, Loulé, Olhão, S. Brás de Alportel, Tavira e Vila Real de Santo António, e se necessário nas épocas de consumos elevados, para os concelhos de Loulé e Albufeira, através da interligação dos Sistemas Multimunicipais de Abastecimento de Água ao Sotavento e Barlavento Algarvio.



Figura 9 – Vista aérea da ETA de Tavira (fonte: Website 2).

3.2 – Processo de tratamento

O esquema de tratamento da ETA de Tavira foi dimensionado para as piores situações em termos da qualidade de água na origem, garantindo a obtenção de uma água de excelente qualidade. A sua capacidade máxima de produção é de 190000 m³/dia, correspondente a um caudal nominal de 2,2 m³/s, e a uma população de 530000 habitantes em 2024, e é

repartida por duas fases e quatro linhas de tratamento independentes, de forma a responder às necessidades de abastecimento de água, tanto no Inverno (com duas linhas), como no Verão (com quatro linhas). Na figura 10 está representado o diagrama de blocos do processo de tratamento. A azul está representada a água, enquanto as águas residuais estão representadas a castanho.

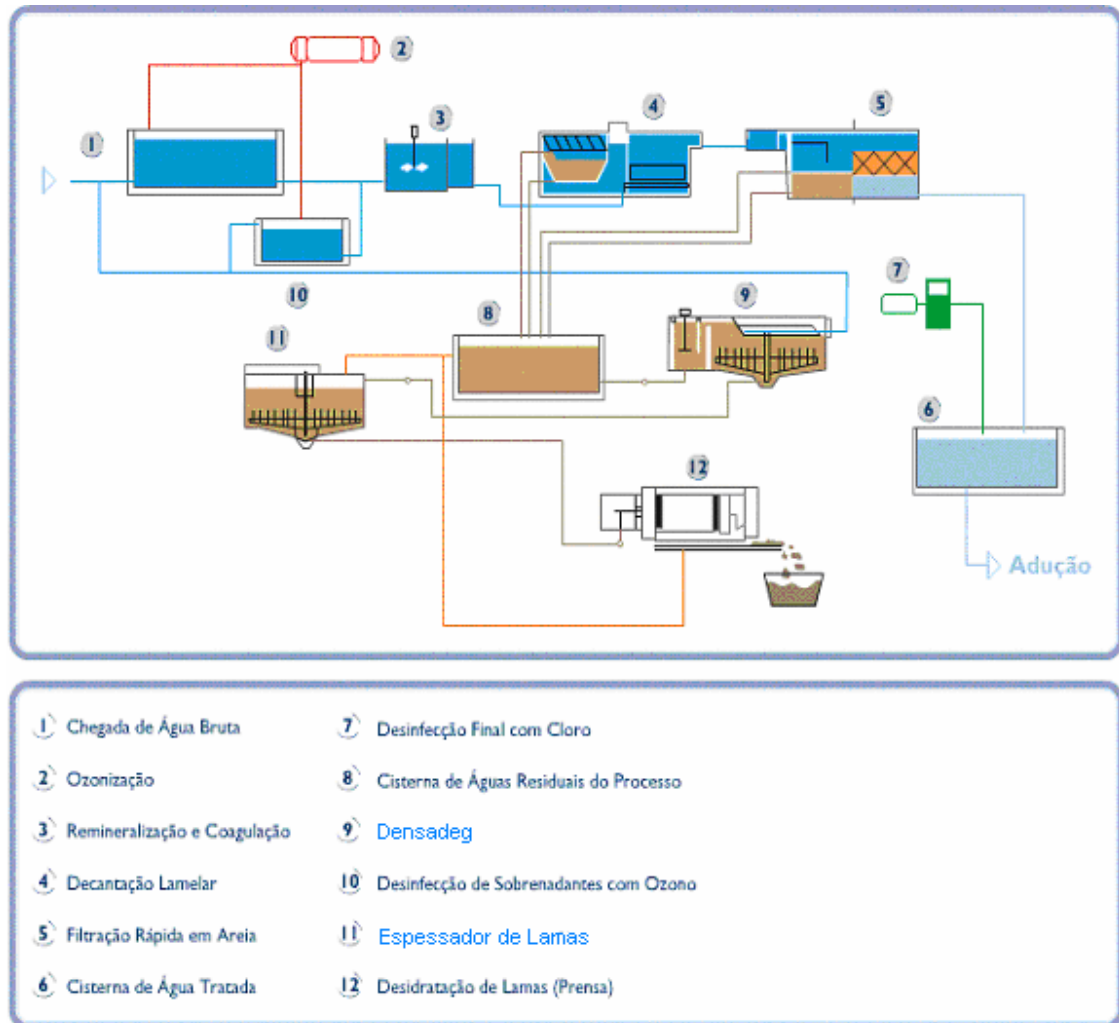


Figura 10 – Esquema de tratamento simplificado da ETA de Tavira (adaptado de Website 2). A azul está representada a linha de água, enquanto a castanho estão representadas as correntes residuais.

3.2.1 – Pré-Oxidação

O início do tratamento da água bruta consiste na Pré-Oxidação das substâncias presentes, nomeadamente de matéria orgânica, micropoluentes e metais, com a utilização de ozono produzido no local a partir de oxigénio líquido, que é evaporado, existindo também a utilização de uma pequena quantidade de azoto líquido que catalisa a reacção de produção de ozono. Em alternativa ao ozono, a Pré-Oxidação pode ser realizada com cloro.



Figura 11 – Reservatórios do oxigénio, azoto e dióxido de carbono da ETA de Tavira.

O ozono é um excelente oxidante e apresenta um poder de oxidação mais elevado do que o cloro. Este tem como principais vantagens a desactivação de algas e esporos de algas, tem propriedades bactericidas e virulicidas de acção rápida, combina-se com um certo número de metais, como o ferro e o manganês, para se obterem hidróxidos insolúveis, promove a melhoria da cor, cheiro e sabor, por ataque a numerosas substâncias naturais ou artificiais, e provoca a eliminação de substâncias potencialmente mutagénicas e carcinogénicas, como os trihalometanos e seus precursores. É de referir também que as reacções de oxidação com ozono não dependem do pH da água.

O ozono é, desta forma, um oxidante que melhora a separação sólido-líquido, aumenta a capacidade de filtração e produz melhor qualidade da água.

O ozono é também adicionado às águas recirculadas do processo após decantação, antes da sua reintrodução no processo de tratamento, em tanques situados a montante das câmaras de mistura rápida: desinfecção dos sobrenadantes com ozono.

Quando a Pré-Oxidação é feita com cloro (Pré-Cloragem), a sua injeção é feita nas cisternas de contacto.

3.2.2 – Remineralização

Também conhecida por recarbonatação, esta técnica de tratamento tem por objectivo o aumento de pH e do teor em cálcio, contribuindo para a formação de uma capa de protecção contra a corrosão electroquímica nas condutas e restantes estruturas, e promovendo a melhoria das características organolépticas da água para consumo. Geralmente é feita com recurso a hidróxido de cálcio (cal), com um complemento de dióxido de carbono. Em meio aquoso, o CO₂ produz ácido carbónico, um ácido fraco capaz de reagir com compostos alcalinos transformando-os em bicarbonatos neutros, obtendo-se um meio suficientemente tamponado no valor de pH desejado.

Na ETA de Tavira a remineralização é feita após a fase de Pré-Oxidação, com a injeção em linha da suspensão de leite de cal e o anidrido carbónico é injectado nas câmaras de mistura rápida.

3.2.3 – Mistura Rápida

Esta operação consiste na distribuição acelerada e uniforme dos reagentes: coagulante (sal de alumínio) e, se necessário, suspensão de carvão activado (para eliminar matéria orgânica e toxinas produzidas por determinadas espécies de algas, sobretudo cianobactérias) por toda a massa líquida, de forma a criar uma fase homogénea, É aqui que se inicia o processo de coagulação/floculação. A dispersão rápida dos reagentes na água ozonizada é feita por intermédio de um electroagitador (turbina de pás planas).

3.2.4 – Coagulação/Floculação/Decantação

O processo de coagulação/floculação é apoiado nas câmaras de mistura rápida, e a floculação surge integrada nos decantadores lamelares de leite fluidizado, do tipo “PULSATOR LAMELAR”.

Coagulação

Por coagulação química entende-se a desestabilização dos colóides por meio de reagentes químicos que anulam as forças repulsivas entre eles.

O seu objectivo fundamental é a remoção de partículas em suspensão, aquele cujas dimensões e peso não permitem a sua sedimentação gravítica, geralmente com dimensões inferiores a 10 μm . Estas partículas são substâncias que conferem turvação e cor, provocam sabor e cheiro, e podem ser também bactérias e outros microrganismos, tais como protozoários e algas.

Estas partículas não se aglomeram, porque têm cargas eléctricas superficiais negativas, repelindo-se umas às outras. A coagulação química é conseguida por adição de um coagulante, o policloreto de alumínio, cujos iões Al^{3+} contribuem para o incremento da força iónica do meio. Estes iões apresentam carga contrária à das partículas coloidais, provocando a sua desestabilização, quer por diminuição da espessura da dupla camada iónica que os envolve, quer por neutralização das suas cargas eléctricas superficiais, sendo assim possível a sua agregação a outras partículas. Desta forma, as partículas podem crescer e ganhar peso, por aglutinações sucessivas, formando-se precipitados – flocos – que, ao sedimentarem, permitem a separação da fase sólida da líquida.

O coagulante é injectado na água ozonizada nas câmaras de mistura rápida através de bombas doseadoras, sendo rapidamente disperso por intermédio de electroagitadores. Esta dispersão rápida do coagulante na água deve ser feita de modo a possibilitar um gradiente de velocidade tal que permita uma grande colisão entre as partículas.

Floculação

Por floculação entende-se a aglomeração dos colóides desestabilizados quando postos em contacto uns com os outros.

O objectivo da floculação é permitir que os flocos recém formados colidam e “cresçam” até atingirem dimensões e características tais que permitam a sua separação da fase líquida, geralmente por acção gravítica. Esta fase surge integrada no decantador lamelar do tipo “PULSATOR LAMELAR”, na medida em que a água é forçada a atravessar o

manto de lamas, que funciona como uma “barreira”, onde as partículas coloidais desestabilizadas e os flocos já formados vão chocar com os que constituem o manto, ficando assim retidos.

Decantação

A decantação consiste na separação das fases sólida e líquida, por deposição mediante acção da força da gravidade, das partículas em suspensão no líquido, por terem massa específica superior à da água.

Na ETA de Tavira a decantação adequada das partículas floculadas efectua-se em decantadores do tipo “PULSATOR LAMELAR”. A água a decantar segue desde a câmara de mistura rápida por um canal, sendo aspirada por uma torre de vácuo, onde é forçada a entrar no decantador, de um modo descontínuo, num regime de pulsações, pelo fundo do órgão, através de série de colectores perfurados que permitem uma distribuição uniforme da água. Desta forma assegura-se uma expansão permanente e homogénea em todos os pontos do manto de lamas, o que evita a formação contínua de uma massa de lamas compacta, com a constituição de caminhos preferenciais, que conduziriam a uma decantação pouco eficaz.



Figura 12 – Decantadores do tipo “PULSATOR LAMELAR” da ETA de Tavira.

A água a decantar atravessa então o manto de lamas, que retém as partículas coloidais desestabilizadas e os flocos formados, e aqueles que se escaparem com a água poderão

ser interceptados nas lamelas hexagonais inclinadas situadas mais acima. Estas estruturas também permitem manter uma elevada concentração de lamas na parte inferior do decantador. À medida que os flocos se forem acumulando nas paredes das lamelas, vão ganhando tamanho e peso tais, que acabam por deslizar em direcção ao manto de lamas. A água decantada é então descarregada das caleiras gerais de recolha para a caleira geral de distribuição dos filtros.

Enquanto o manto de lamas cresce, o seu excesso é descarregado para fossas de fundo inclinado denominadas concentradores que, como o nome indica, provocam a concentração de lamas, sendo posteriormente encaminhadas ao seu tratamento. A manutenção de um manto de lamas homogéneo, com características de expansibilidade e adesão é pois fundamental para que a decantação permita a obtenção de uma água decantada adequada para seguir o tratamento.

3.2.5 – Filtração Rápida

O objectivo fundamental da filtração é a remoção das partículas que foram arrastadas pela água decantada (material em suspensão), podendo promover a redução do número de microrganismos.

A filtração consiste em fazer a água decantada atravessar um meio poroso, que no tratamento convencional de águas de abastecimento é geralmente a areia, que retém os sólidos e permite a passagem de água.

Consoante a velocidade de filtração seja baixa (no máximo 0,5 m/h) ou elevada (no mínimo 5 m/h), assim a filtração se classifica em lenta ou rápida, respectivamente. Na ETA de Tavira realiza-se a filtração rápida sobre leito de areia, em quatro linhas de dois filtros cada, de funcionamento gravítico.

A admissão da água decantada ao filtro é feita sobre a camada de areia através de dois canais laterais, formando-se uma almofada de água cuja superfície livre se vai elevando, face à colmatação do meio, isto é, à crescente dificuldade de passagem da água motivada pela progressiva retenção de flocos nos vazios do meio filtrante quando a água o atravessa.



Figura 13 – Filtros rápidos de areia da ETA de Tavira (fonte: Website 2).

Além deste facto, a velocidade de filtração também diminui quando o nível de água sobre o filtro diminui, ou ainda quando o nível da água filtrada abaixo do leito filtrante aumenta.

A areia que constitui o meio filtrante assenta sobre um fundo falso, constituído por placas com boquilhas colectoras que recolhem a água filtrada e, aquando da lavagem do filtro, distribuem homogeneamente o ar e a água de lavagem, no sentido contrário ao da filtração.

A água filtrada é então recolhida numa tubagem no fundo do filtro, saindo pela tubagem de saída de água filtrada para uma câmara de restituição de onde transborda por descarregador para o interior da cisterna de água de lavagem onde finalmente se juntam os caudais provenientes das duas linhas de tratamento, e desta para a cisterna de água tratada, também por transbordo.

Lavagem dos filtros

O ciclo de lavagem deve ter início quando a água filtrada já não apresentar a qualidade requerida, ou se atingir a perda de carga terminal, isto é, quando não for possível produzir água filtrada à velocidade desejada por colmatção do leito, ou ainda sempre que a unidade estiver um longo período sem funcionar. No caso da ETA de Tavira, a lavagem pode ser iniciada por imposição de um tempo de filtração, por colmatção do leito filtrante, ou voluntariamente.



Figura 14 – Lavagem dos filtros rápidos de areia (fonte: Website 2).

A água suja da lavagem sai dos filtros para um canal central, que a descarrega num canal geral de onde segue para a cisterna de águas de sujas, e desta a água é elevada para o Densadeg. A água é assim recuperada e reintroduzida após decantação para redução da concentração de sólidos, e ozonização dos sobrenadantes, na linha de tratamento, mais precisamente a montante das câmaras de mistura rápida.

3.2.6 – Desinfecção

Desinfecção é o processo pelo qual a viabilidade de um organismo é destruída, com a morte de uma percentagem específica de população por unidade de tempo, definida como taxa (Betancourt e Rose, 2004).

O objectivo da desinfecção é a destruição ou a inactivação da totalidade dos microrganismos patogénicos existentes na água. Na ETA de Tavira a desinfecção é feita com cloro gasoso que é misturado com água já tratada (água de transporte), sendo esta mistura clorada injectada à saída da cisterna de água filtrada, seguindo para as cisternas de água tratada.

O uso de cloro ou de compostos clorados no tratamento das águas para consumo humano pode fazer-se com vários objectivos, tais como oxidação da matéria orgânica e substâncias minerais, como o ferro, manganês, sulfuretos, nitritos, etc., remoção e destruição de cheiros e sabores, e destruição ou controlo do crescimento de algas.

O cloro é adicionado sob forma gasosa, reagindo com a água formando HOCl e HCl. O HOCl dissocia-se sob as formas de ião Hipoclorito (OCl⁻) e ião Hidrogénio (H⁺). As

espécies reactivas de cloro dependem do pH a que se encontre a solução. A pH entre 3,5-5,5 a espécie predominante na água é o HOCl. A pH 5,5-8, as espécies HOCl e OCl⁻ estão presentes na mesma proporção, enquanto a pH superior a 8, a espécie predominante é o OCl⁻ (Le Chevallier e Au, 2004). Estas duas espécies são conhecidas como cloro livre, as quais são extremamente reactivas com os componentes das paredes bacterianas.

As reacções inerentes à desinfecção dependem de alguns parâmetros, tais como concentração do agente desinfectante, o tempo de contacto, o pH da água e a temperatura (Rose, 1997).

A injeção do cloro para a desinfecção é feita em doses médias entre 1,3 e 1,6 mg/L conferindo um residual de cloro entre 1,0 e 1,3 mg/L.

De forma a eliminar microrganismos que tenham eventualmente escapado ao tratamento e a garantir uma protecção à água distribuída face a potenciais contaminações ao longo da rede, a concentração óptima de cloro residual na água tratada deverá ser superior a 0,5 mg/L, segundo a OMS, tal que ao chegar ao consumidor o cloro residual esteja entre 0,2 e 0,3 mg/L.

3.2.7 – Correção Final do pH da água

A correcção final do pH da água é feita igualmente à saída da cisterna de água filtrada, com recurso a água de cal, preparada a partir da suspensão de leite de cal, em saturadores deste mesmo reagente. Como a cal contém impurezas estas acabam por formar lamas que são tratadas, juntamente com as lamas do processo e da água de lavagem dos filtros.

3.2.8 – Densadeg

O Densadeg é um órgão compacto que apresenta uma enorme versatilidade no campo da clarificação e do espessamento. A clarificação é garantida para fortes variações da qualidade do afluente, devido à existência de um fluxo de recirculação da matéria decantada, assemelhando o funcionamento deste órgão a um decantador de manto de lamas. A área de decantação é munida de módulos lamelares, que garantem assim uma maior eficiência de remoção de partículas de pequenas dimensões.



Figura 15 – Vista exterior do órgão Densadeg da ETA de Tavira.

Com a recirculação de lamas realizada a uma altura superior à da extracção de sólidos em excesso, garante-se um espessamento da matéria sólida a níveis comparáveis com um espessador estático de maiores dimensões.

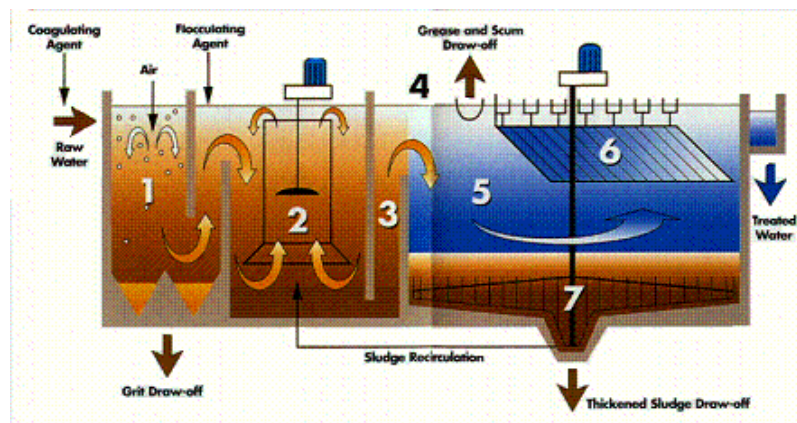


Figura 16 – Representação esquemática do funcionamento do Densadeg (fonte: Website 4).

A elevada tolerância na qualidade do afluente e a possibilidade de extracção automática em função de duas sondas de nível no leito de lamas, garante uma exploração com reduzida assistência, estando esta limitada, após a afinação do órgão a pequenos ajustes dos parâmetros de funcionamento e a um protocolo de manutenção comum a qualquer órgão de tratamento de água.

Afluência ao Densadeg

Ao Densadeg aflui a corrente proveniente da cisterna de águas sujas, onde se juntam as lamas provenientes da purga dos decantadores, águas de lavagem dos filtros rápidos de areia e os líquidos resultantes da desidratação das lamas. Apesar de este equipamento ser capaz de absorver fortes oscilações na quantidade e qualidade do afluente, obtêm-se melhores resultados caso se opere num regime o mais uniforme possível.

Câmara de mistura rápida

Na câmara de mistura rápida pretende-se a coagulação do afluente, ou seja, a alteração das características deste de forma a favorecer a correcta floculação e posterior decantação. Nesta câmara pode ser injectado polieléctrolito, que juntamente com o acréscimo de sólidos provenientes da recirculação, garante a coagulação dos sólidos afluentes. A recirculação deve ser regulada de forma a manter uma concentração de sólidos óptima para criação do floco. Este princípio baseia-se no facto de se conseguir flocos mais densos, e como tal com maior decantabilidade quando se aumenta até um dado limite a probabilidade de contacto entre os sólidos.

Os sólidos recirculados são função do caudal de recirculação e da concentração deste fluido. Esta concentração varia sensivelmente com as características de decantabilidade do floco e com a regulação dos detectores do manto de lamas. Uma concentração de sólidos muito elevada pode dar origem a uma fuga de flocos no clarificado, devido a exceder-se a capacidade de decantação de sólidos. O polieléctrolito deve ser adicionado na menor quantidade possível, visto ser um reagente, sendo assim um encargo de exploração, bem como a sua sobredosagem origina problemas de espessamento exagerado.

A regulação da velocidade de rotação do electroagitador apresenta uma forte influência em todo o processo. A velocidade deve ser suficiente para a correcta homogeneização do fluido contido na câmara, e no entanto, não excessivo que provoque a completa desagregação dos sólidos, o que dificulta a sua posterior agregação.

Floculação

A câmara de floculação é composta por uma chicana de fluxo vertical, e como tal não apresenta qualquer tipo de regulação. O seu desenvolvimento cria um regime de agitação necessário para garantir o contacto entre as partículas, mas que ao mesmo tempo é lento o suficiente para não quebrar o floco formado.

Sedimentação

Os sólidos decantados são deslocados para o centro do decantador através de uma ponte raspadora.

A quantidade de sólidos armazenados nesta zona é controlada por duas sondas de nível de manto de lamas, que por meio óptico, conseguem detectar a presença pontual do manto de lamas, ao nível a que são instaladas. O nível mínimo do manto de lamas deve-se situar de tal forma que fique garantida uma recirculação homogénea, ou seja, este nível deve situar-se acima do nível de aspiração da recirculação. Deve-se ter em atenção a altura da ponte raspadora, aquando da regulação do nível das sondas, para não as danificar. Esta ponte raspadora deve ter uma velocidade tal que garanta a contínua afluência de sólidos à zona de aspiração da extracção, sem que seja atingida uma velocidade que destabilize o manto de lamas.

A área de decantação está munida de módulos lamelares para uma eficaz decantação acelerada.

O efluente clarificado é descarregado, sendo aí recirculado para a cabeça da ETA, onde é misturado com a água bruta na câmara de chegada, sofrendo então todas as etapas do tratamento. É de referir que o caudal de clarificado recirculado representa cerca de 5 a 10% do caudal total de água a tratar.

3.2.9 – Espessador de Lamas

Para este órgão são enviadas as lamas extraídas do Densadeg, assim como recebe também os insolúveis de cal da purga dos saturadores.

O espessador está munido de um raspador de velocidade lenta, que deverá funcionar continuamente para evitar a sedimentação das lamas no fundo do espessador. As lamas espessadas são então encaminhadas na direcção do homogeneizador de lamas, enquanto o clarificado é recolhido e evacuado por gravidade para a cisterna das águas sujas.

3.2.10 – Tanque de Homogeneização de Lamas

As lamas provenientes do espessador de lamas serão enviadas em direcção a um dos dois tanques de homogeneização. Caso seja necessário, poderão utilizar-se os dois tanques em simultâneo, nas ocasiões em que um tanque não seja suficiente para garantir a homogeneização das lamas.

Cada tanque de homogeneização de lamas está equipado com um electroagitador, de modo a permitir uma mistura homogénea, com a ausência de sedimentação.

Existe ainda a possibilidade de se adicionar leite de cal às lamas presentes no tanque caso as lamas não sejam suficientemente espessas.

3.2.11 – Filtros de Prensa

As lamas provenientes de cada homogeneizador são desidratadas num filtro de prensa respectivo a cada tanque. Normalmente, os dois filtros não laboram em simultâneo, pois a quantidade de lamas a tratar não o exige.



Figura 17 – Filtros prensa da ETA de Tavira.

Os filtros prensa são constituídos por uma bateria de 120 placas verticais cada, justapostas e apoiadas fortemente umas contra as outras.

As lamas a filtrar são introduzidas, sob pressão, nas câmaras de filtração através de orifícios dispostos ao centro das placas. A alimentação pelo centro das placas permite uma boa distribuição do débito da pressão, bem como uma melhor drenagem das lamas prensadas. As matérias sólidas irão acumular-se progressivamente na câmara de filtração até se conseguir obter uma lama final compacta. O filtrado é recolhido no suporte das câmaras filtrantes e é evacuado através de condutas internas fechadas em direcção à cisterna das águas sujas. Após terminar o ciclo de filtração, as placas são abertas e são enviadas para o silo de armazenagem de lamas.

4 – Plano de Controlo Operacional da Qualidade da Água

O Plano de Controlo Operacional da Qualidade da Água (PCOQA) tem como objectivo a monitorização adequada de vários parâmetros a controlar na água, no âmbito de um controlo de processo rigoroso, para que a qualidade do produto final – água tratada – nunca seja comprometida. Desta forma, é possível identificar e prevenir a ocorrência de perigos para a saúde humana, garantindo em qualquer etapa do processo de tratamento e de adução, a segurança do produto água para consumo humano. Devido à existência de um PCOQA na ETA de Tavira, e baseado na metodologia da HACCP – *Hazard Analysis and Critical Control Points*, consegue-se determinar o risco associado ao perigo, e definir procedimentos sustentados de controlo e monitorização, de forma a reduzir a sua probabilidade de ocorrência. Tendo em conta estes pressupostos, garante-se assim a excelente qualidade da água para consumo humano independentemente da qualidade da água bruta que irá ser submetida ao tratamento, no âmbito do cumprimento da legislação em vigor, nomeadamente o Decreto-lei 306/07, relativo à qualidade da água para consumo humano, e a Especificação de Requisitos do Produto – Água para Consumo Humano (ERP – 5001). Na ETA de Tavira, o PCOQA é bastante extenso, com análises e suas respectivas frequências mais restritivas do que a própria legislação em vigor.

O Densadeg na ETA de Tavira é o órgão responsável por separar as lamas geradas no processo de tratamento de água para consumo humano, provenientes das purgas dos decantadores, das águas de lavagem dos filtros e do filtrado das prensas, para possibilitar a recirculação do clarificado para o início do processo de tratamento. O PCOQA do clarificado do Densadeg em vigor é apresentado no quadro 2.

Quadro 2 – Plano de Controlo Operacional do Clarificado do Densadeg em vigor.

Parâmetros	Frequência da análise
Acrilamida	Semestral
Alcalinidade	Bissemanal
Alumínio Total	Bissemanal
COD	Quinzenal
Chumbo	Trimestral
pH	Bissemanal
SUVA	Quinzenal
Turvação	Bissemanal
UV 254 nm	Quinzenal
<i>Cryptosporidium</i>	Trimestral
<i>Giardia lamblia</i>	Trimestral
Microcistinas	Mensal
Anatoxina – a	Mensal

A frequência de análise aos vários parâmetros é estipulada pela entidade gestora da exploração da ETA. Esta frequência poderá ser no entanto alterada caso algum destes parâmetros tome valores e variações que exijam um maior acompanhamento e controlo por parte dos responsáveis pela exploração.

Ao se comparar também os valores dos vários parâmetros recirculados para a cabeça da ETA, com os limites de aceitação para água tratada presentes na ERP – 5001 e com os valores paramétricos do Decreto-lei 306/07, consegue-se verificar quais os parâmetros que são os condicionantes críticos da operação. Os parâmetros críticos são aqueles que no clarificado recirculado apresentam valores paramétricos ou limites de aceitação superiores ao da água tratada. São assim detectados os riscos potenciais, devido à reintrodução destes parâmetros no processo de tratamento. Os limites de aceitação e os valores paramétricos na água tratada, para os parâmetros do PCOQA do clarificado do Densadeg, são apresentados no quadro 3.

Quadro 3 – Limites de aceitação e valores paramétricos para a água tratada, para os parâmetros do PCOQA do clarificado do Densadeg.

Parâmetros	Valor Paramétrico Decreto-lei 306/07	Limite de aceitação ERP-5001
Acrilamida	0,1 µg/l	0,1 µg/l
Alcalinidade	-	250 mg CaCO ₃ /l
Alumínio Total	200 µg Al/l	100 µg Al/l
COD	-	-
Chumbo	25 µg Pb/l	10 µg Pb/l
pH	6,5≤pH≤9	6,5≤pH≤9
SUVA	-	-
Turvação	4,0 NTU	2,0 NTU
UV 254 nm	-	-
<i>Cryptosporidium</i>	-	1 oocistos/10 l
<i>Giardia lamblia</i>	-	0 cistos/ 10 l
Microcistinas	1,0 µg/l	1,0 µg/l
Anatoxina – a	-	-

Os parâmetros que não têm valor ou que não estão contabilizados ou num ou noutro documento, estão no entanto presentes no PCOQA, no âmbito de um controlo de processo mais rigoroso e eficaz.

4.1 – Parâmetros a controlar

Neste ponto efectuar-se-á uma breve descrição de cada um dos parâmetros a controlar, para uma melhor compreensão do papel que cada um deles desempenha no esquema de tratamento. As descrições acerca de *Cryptosporidium* e *Giardia lamblia* serão mais alargadas, assim como as relacionadas com as Microcistinas e a Anatoxina – a, sendo mencionados os factores relacionados para o aparecimento destas substâncias, assim como dos seus organismos produtores.

4.1.1 - Acrilamida

A poliacrilamida é um floculante sintético de elevada massa molecular e de cadeia longa, que é utilizada como adjuvante de coagulação e desidratação de lamas, constituída em parte por acrilamida. Na linha de tratamento das lamas da ETA de Tavira a poliacrilamida é introduzida na câmara de mistura rápida do Densadeg, onde a sua acção é exercida ao nível da qualidade do floco, com melhor decantabilidade. A acrilamida não se consegue remover com os tratamentos convencionais existentes em ETAs. Assim, o controlo da concentração deste composto na água tratada é efectuado através da quantidade de floculante a adicionar (Águas do Algarve, 2005).

4.1.2 – Alcalinidade

A alcalinidade de uma água mede a sua capacidade para neutralizar compostos ácidos. Na maioria das águas naturais que têm pH entre 6 e 8, pode-se dizer que corresponde à soma das concentrações das espécies carbonáceas (carbonato e bicarbonato), e de hidróxidos de cálcio, magnésio, sódio e potássio. Águas pouco alcalinas estão normalmente associadas a águas que provocam rápida corrosão das condutas, assim como águas muito alcalinas provocam incrustações de CaCO_3 (Águas do Algarve, 2005).

4.1.3 – Alumínio Total

O alumínio é utilizado em ETAs na forma de sais de alumínio, como os sulfatos ou os policloreto, para provocar a coagulação/floculação das partículas coloidais presentes na água bruta, que ao se aglomerarem formam precipitados/flocos sendo possível a sua separação da fase líquida. A quantidade de coagulante a utilizar depende da natureza e pH das substâncias coloidais, bem como do pH da água. Nem todo o alumínio irá precipitar, restando alguma quantidade em solução, aquele que é depois denominado de alumínio residual. Para teores de alumínio residual acima de 0,5 mg/L (e para o pH usual da água de consumo) formam-se compostos insolúveis como o hidróxido de alumínio. Este forma um precipitado branco que torna a água imprópria para consumo por excesso de turvação.

O precipitado não é necessariamente tóxico nestas concentrações. Os problemas de toxicidade são apenas de temer em pessoas que não tenham a capacidade de eliminar o excesso de alumínio (a maior parte é eliminada através das fezes, não chegando a ser absorvido pelo organismo), ficando sujeitas a um processo de acumulação nas células, formando depósitos volumosos que impedem o bom funcionamento ou mesmo a sobrevivência dessas células (Águas do Algarve, 2005).

Tendo em conta estes pressupostos, o alumínio é um importante parâmetro a controlar, pois caso não seja devidamente monitorizado, tem o poder de interferir com o bom funcionamento da ETA e com a qualidade da água tratada.

4.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

O carbono orgânico dissolvido (COD) é definido como uma fracção de matéria orgânica que é capaz de atravessar um filtro, normalmente com um poro entre 0,7 e 0,22 μm . O COD serve de fonte de carbono para vários microrganismos heterotróficos presentes na água, contribuindo para a alteração dos ecossistemas aquáticos acidificando meios pouco alcalinos, actuando como tampão. O COD pode também complexar-se com metais existentes em solução criando complexos solúveis em água que podem ser assimilados pelos microrganismos. Este parâmetro pode ser também responsável pelo aumento da turvação na água impedindo a luz de atravessar o meio, afectando a sobrevivência de organismos fotoautotróficos (Website 5). O COD pode ainda sofrer oxidação por parte dos agentes oxidantes e desinfectantes utilizados no tratamento da água em ETAs, podendo ser um precursor de subprodutos de oxidação/desinfecção, trihalometanos por exemplo.

4.1.5 – Chumbo

Este metal é um parâmetro associado a substâncias tóxicas com origem industrial (é utilizado em baterias, ligas, balas, pesticidas, gasolina convencional, tintas e materiais de construção, nomeadamente nas redes prediais de distribuição de água e ramais de ligação construídas até há cerca de 50 anos). O chumbo é um dos poluentes que apresenta

maiores riscos para a saúde pública. Trata-se de um poderoso neurotóxico, que mesmo em pequenas concentrações, tem tendência à bioacumulação, afectando os músculos, os sistemas cardiovascular e renal. Um envenenamento agudo por chumbo provoca dores de estômago, de cabeça, tremuras, irritabilidade (estado conhecido por Saturnismo) e em casos graves, coma e morte. As águas ácidas, ricas em dióxido de carbono, podem ter um poder dissolvente nas canalizações de chumbo antigas, podendo causar concentrações na ordem das centenas de $\mu\text{g/L}$, daí o risco de contaminações letais (Águas do Algarve, 2005).

4.1.6 – pH

Parâmetro físico-químico que constitui uma medida do grau de acidez ou basicidade de um meio aquoso, variando normalmente entre 1 e 14. Se o valor do pH é 7, para uma temperatura de 25°C , o meio é neutro. Os valores abaixo de 7 correspondem a um meio ácido e os superiores a um meio básico/alcalino.

A escala de pH é logarítmica, em que $\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$, sendo $[\text{H}^+]$ a concentração dos iões hidrogénio. Então, uma mudança de uma unidade na escala representa uma multiplicação por dez, ou seja, uma solução com pH 2 é dez vezes mais ácida que uma com pH 3, e cem vezes mais ácida que uma com pH 4.

Nas águas naturais não poluídas, o pH é sobretudo determinado pela inter-relação entre o CO_2 livre e as espécies carbonáceas presentes, podendo variar entre 4 e 9.

Em termos da saúde pública este parâmetro não tem grandes repercussões, no entanto, uma água com características ácidas pode levar à solubilização de metais constituintes das tubagens (corrosão), que podem ser tóxicos, tendo por isso de ser controlado. Além destes aspectos, o pH influencia o processo de tratamento a que a água é submetida, sobretudo a decantação e a desinfecção, tendo de ser controlado para a optimização do processo (Águas do Algarve, 2005). Um exemplo da influência do pH no processo é a solubilização do alumínio, onde a sua forma (precipitada ou solubilizada) se altera com a variação deste parâmetro. Associado a este fenómeno está também a turvação relacionada com o alumínio. Caso o alumínio esteja solubilizado, a turvação diminui; caso o alumínio esteja precipitado, a turvação aumenta (Srinivasan *et al.*, 1999).

4.1.7 – SUVA

Este é um parâmetro cujo objectivo da sua determinação é a indicação de substâncias húmicas na água. Define-se pela razão entre a absorvância UV a 254 nm e o COD.

4.1.8 – Turvação

A água pode conter matéria em suspensão constituída por partículas de diferentes tamanhos. Algumas destas partículas têm tamanho suficiente para sedimentar rapidamente, enquanto as partículas mais pequenas demoram muito mais a sedimentar ou nunca o chegam a fazer, devido à movimentação constante da água ou pelo facto destas partículas serem coloidais. São então estas pequenas partículas que conferem turvação à água (Website 6).

A turvação reflecte uma aproximação muito útil do teor em partículas coloidais minerais e orgânicas, como areias, argilas, microrganismos, plâncton, etc., (relaciona-se com os sólidos suspensos totais) pelo que pode ser um sinal de contaminação. Além disso, as partículas que conferem turvação à água protegem os microrganismos dos efeitos da desinfecção, facilitando o desenvolvimento de bactérias, o que faz aumentar as dosagens de cloro necessárias para a desinfecção. Assim, antes de se proceder à desinfecção da água, é necessário remover a turvação, o que normalmente se consegue com as seguintes etapas: pré-oxidação, coagulação/floculação, decantação e filtração, tendo de se proceder à sua análise para o controlo da dose necessária de coagulante e adjuvante de coagulação (Águas do Algarve, 2005).

4.1.9 – Absorvância UV – 254 nm

Este parâmetro está relacionado com a determinação do conteúdo em matéria orgânica da água, sendo parte integrante do parâmetro SUVA.

4.1.10 – *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*

O *Cryptosporidium parvum* é um protozoário cujo ciclo de vida é completado no epitélio intestinal de um hospedeiro, normalmente mamífero, podendo-se reproduzir de forma sexuada e assexuada, resultando daí oocistos que são excretados nas fezes (Rose, 1997). Este organismo está amplamente distribuído pelo ambiente, sendo patogénico para quase todos os mamíferos. A sua transmissão para humanos, através de animais está muito bem documentada, sendo a maior causa desta transmissão a ingestão de águas contaminadas com fezes de animais portadores deste protozoário (Rose, 1997).

Actualmente, as causas da infecção de humanos por parte destes organismos têm sido através de maus funcionamentos de ETAs. Floculações inadequadas, paragem e arranques dos filtros sem a sua lavagem, e a reciclagem de águas de lavagem dos mesmos sem o devido tratamento, têm sido apontadas como as causas de infecções quando ingerida água tratada (Betancourt e Rose, 2004).

Estudos feitos acerca da resistência deste microrganismo mostram que a sua resistência é dependente da temperatura ambiente a que se encontra (Rose, 1997). Estudos efectuados por Fayer *et al.* citados por Rose (1997) em que se inocularam ratinhos com oocistos de *Cryptosporidium parvum* mostraram bem esta dependência. Ratinhos inoculados com oocistos à temperatura ambiente desenvolveram infecções, o mesmo não se verificando para temperaturas acima de 60°C, em que nenhum ratinho foi infectado. Também para temperaturas mais baixas este pressuposto é válido, uma vez que ratinhos inoculados com oocistos conservados a -20°C e -70°C não desenvolveram infecções.

A *Giardia lamblia* é um protozoário flagelado que coloniza e se reproduz no epitélio do intestino, através de fissão binária. Este microrganismo encontra-se distribuído por vários hospedeiros, desde mamíferos até aves. Tal como o *Cryptosporidium parvum*, a sua transmissão para seres humanos dá-se pela ingestão de águas contaminadas com cistos deste organismo. As causas de infecções em humanos são também muito semelhantes às com *Cryptosporidium parvum*, e também os cistos destes protozoários mostram ser resistentes (Betancourt e Rose, 2004).

Devido a graves problemas de saúde pública que ocorreram devido a estes microrganismos, o seu controlo e consequente remoção em ETAs mostra-se essencial.

4.1.11 – Cianobactérias, anatoxina – a e microcistinas

As cianobactérias ou cianofíceas, também vulgarmente designadas por algas azuis, são microrganismos fotoautotróficos, isto é, necessitam para o seu metabolismo água, substâncias inorgânicas e luz. Deste modo, a fotossíntese é o seu principal modo de obtenção de energia (Campinas *et al.*, 2002; Ministério da Saúde Brasileiro, 2003). No entanto, também são conhecidas espécies capazes de sobreviver longos períodos na escuridão. Assim, algumas cianobactérias apresentam uma capacidade distinta para a nutrição heterotrófica (Campinas *et al.*, 2002).

Tal como os organismos procariontes, as cianobactérias não contêm núcleo, e podem desenvolver-se sob formas unicelulares, coloniais e também sob formas multicelulares filamentosas. Muitas espécies de cianobactérias possuem vesículas de gás que permitem regular a sua posição numa coluna de água, tendo assim uma vantagem ecológica sobre outras espécies planctónicas (Hitzfeld *et al.*, 2000).

Formação de Blooms

A crescente eutrofização dos ambientes aquáticos tem como principal responsável as actividades humanas, que causam um enriquecimento artificial destes ecossistemas. Estas actividades estão normalmente relacionadas com descargas de esgotos domésticos e industriais em áreas urbanas, e escurrimientos de solos cultivados em áreas relacionadas com a agricultura (Ministério da Saúde Brasileiro, 2003). Esta eutrofização artificial produz alterações na qualidade da água, das quais se notam a redução do oxigénio dissolvido, o aumento de nutrientes, como azoto e fósforo, mudanças na temperatura, pH e alcalinidade (Hitzfeld *et al.*, 2000). Nestas condições, criam-se ambientes extremamente favoráveis para o desenvolvimento de cianobactérias, originando-se assim blooms destes organismos. Estes blooms são visíveis a olho nu, caracterizando-se pelo intenso crescimento destes organismos na superfície da água, formando uma camada de células com vários centímetros de profundidade (Ministério da Saúde Brasileiro, 2003).

Cianotoxinas

Várias espécies de cianobactérias que formam blooms produzem toxinas. Estas toxinas, conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos. Embora ainda não estejam devidamente conhecidas as causas desta produção, tem-se assumido que estes compostos tenham uma função protectora contra herbívoros predadores de plâncton (Ministério da Saúde Brasileiro, 2003).

As cianotoxinas são actualmente agrupadas em classes de acordo com o seu modo de toxicidade. Os mecanismos de toxicidade das cianobactérias descritos e conhecidos são muito diversos e vão desde efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos, à inibição geral de síntese de proteínas (Campinas *et al.*, 2002).

As cianotóxicas incluem-se em três grupos de estrutura química: péptidos cíclicos, alcalóides e lipopolissacáridos, com pesos moleculares que variam desde 160 a 1000 Da (Hitzfeld *et al.*, 2000).

As microcistinas e nodularinas são, respectivamente, heptapéptidos e pentapéptidos cíclicos, sendo as cianotoxinas mais frequentemente encontradas em blooms de água doce (Campinas *et al.*, 2002). Elas são hepatotóxicas para os animais, com sinais exteriores de envenenamento que incluem fraqueza, palidez, extremidades geladas, respiração pesada, vómitos e diarreia.

As neurotoxinas, como a anatoxina – a, interferem com o funcionamento do sistema nervoso, e causam a morte em poucos minutos devido à paralisia dos músculos respiratórios (Hitzfeld *et al.*, 2000; Campinas *et al.*, 2002; Ministério da Saúde Brasileiro, 2003).

Os factores ambientais exercem influência no crescimento de cianobactérias e produção de cianotoxinas por parte destas (Marques, 2006). Factores ambientais como a estado das culturas e a temperatura são os parâmetros mais analisados, seguidos da luz, nutrientes, salinidade, pH e concentrações de micronutrientes (Campinas *et al.*, 2002). A maioria dos estudos indica que as cianobactérias produzem grande parte das toxinas sob condições que são favoráveis para o seu crescimento.

Vários estudos laboratoriais mostraram que as microcistinas e anatoxina – a estão retidas dentro das células (toxinas intracelulares) quando as condições de crescimento são

favoráveis (Hitzfeld *et al.*, 2000; Campinas *et al.*, 2002; Marques, 2006). A quantidade de microcistinas numa cultura aumenta durante a fase exponencial de crescimento, sendo mais elevada na fase exponencial tardia. A libertação para a água, para formar toxinas dissolvidas (extracelulares), parece ocorrer mais, se não exclusivamente, durante a velhice, morte ou lise das células, do que por excreção contínua. Até à senescência de um bloom a maioria das toxinas mantém-se dentro das células (Campinas, *et al.*, 2002).

Degradação de Cianotoxinas

Os vários tipos de toxinas produzidos por cianobactérias apresentam diferentes estabilidades químicas e diferente degradação por parte de microrganismos nos ambientes aquáticos (Ministério da Saúde Brasileiro, 2003).

Em relação à anatoxina – a, vários estudos mostraram que esta é bastante estável. O tempo de meia vida da degradação fotoquímica é de aproximadamente duas horas. Sob condições naturais de iluminação, com pH 8-10 e concentrações iniciais baixas (10µg/L), o tempo necessário para degradar 50% do total de anatoxina – a (tempo de meia-vida) é de 14 dias (Stevens e Krieger, 1991, citado em Ministério da Saúde Brasileiro, 2003).

As microcistinas são estruturas bastante compactas, devido ao facto de estas serem constituídas por uma estrutura peptídica cíclica. Deste modo, as microcistinas são muito resistentes à hidrólise química e à oxidação, em pH próximo da neutralidade. Além disso, estas cianotóxicas mantêm a sua toxicidade mesmo após fervura. Em condições naturais e em ambientes com pouca luminosidade, estas toxinas conseguem perdurar por meses ou anos. Em temperatura elevada (40° C) e condições de pH alto ou baixo, foram observadas hidrólises lentas, sendo necessárias aproximadamente 10 semanas a pH 1 e mais de 12 semanas a pH 9 para a degradação de cerca de 90% da concentração total das microcistinas (Harada *et al.*, 1996 citado por Ministério da Saúde Brasileiro, 2003). A presença de substâncias húmicas também parece acelerar a degradação das microcistinas sob luz solar. (Ministério da Saúde Brasileiro, 2003).

Problemas Associados

Os problemas associados às cianobactérias, e consequentemente às cianotoxinas, estão normalmente relacionados com casos graves de envenenamento, quando água tratada de forma incorrecta é distribuída para consumo humano. Casos graves já foram registados, como o bloom no Lago Alexandrina, na Austrália em 1878, onde várias pessoas morreram por envenenamento, devido à ingestão de água contaminada. Na China, um surto de cancro hepático foi detectado, devido à ingestão de água com cianobactérias, com grande teor em microcistinas. O caso mais recente com maior gravidade passou-se em 1996, no Brasil, onde 60 pacientes que faziam hemodiálise faleceram devido à presença de cianotoxinas na água que fornecia a unidade hospitalar (Hitzfeld *et al.*, 2000). Assim, a presença de cianotoxinas nas estações de tratamento de água para consumo humano apresenta-se como um grave problema, uma vez que nem todas as técnicas normalmente utilizadas para efectuar o tratamento são eficazes na remoção de cianotoxinas (Hitzfeld *et al.*, 2000; Ministério da Saúde Brasileiro, 2003; Marques, 2006). Blooms de cianobactérias têm também a si associados problemas ao nível do correcto funcionamento das estações de tratamento, uma vez que estas podem originar o entupimento de filtros, o acréscimo da dosagem de reagentes, e também podem originar odores e sabores desagradáveis (Campinas *et al.*, 2002).

Devido a toda esta conjunção de factores de risco associados às cianotoxinas, a Organização Mundial de Saúde (WHO) decidiu estipular um valor para a concentração de cianotoxinas presentes na água para consumo humano, de 1µg/L, de forma a precaver eventuais problemas para a saúde pública.

5 – Análise do Plano de Controlo Operacional de Qualidade da Água em vigor no ano de 2007

Esta secção tem como objectivos a apresentação da análise e avaliação dos resultados do controlo operacional do clarificado do Densadeg da ETA de Tavira. Aqui serão identificadas as condições críticas de operação neste órgão, com a eventual necessidade de reforço ou diminuição da frequência das análises, e a proposta de novo plano de controlo operacional. Será proposto também um plano de controlo operacional para outras correntes residuais de processo, nomeadamente para a purga dos decantadores e para as águas de lavagem dos filtros.

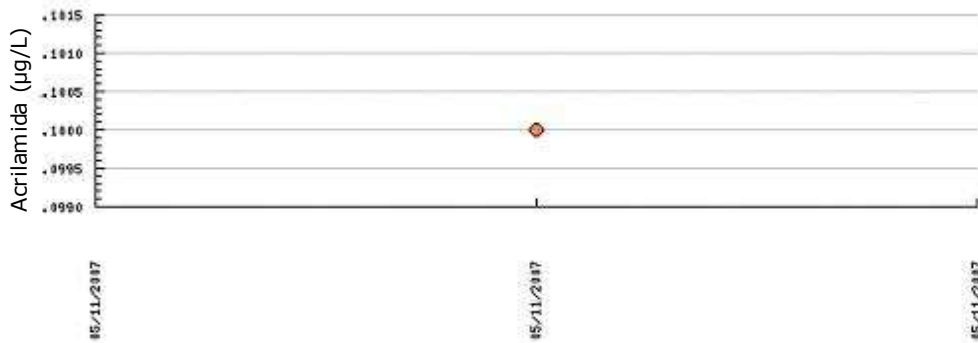
Para o cumprimento dos objectivos, é necessário analisar os resultados do plano de controlo operacional em vigor, através da verificação dos vários parâmetros da qualidade da água, quer no clarificado do Densadeg, quer noutras fases do processo de tratamento de água para consumo humano na ETA de Tavira. São efectuadas comparações destes resultados com os valores paramétricos legislados no Decreto-lei 306/07 e com os limites de aceitação da Especificação de Requisitos do Produto – Água para consumo humano (ERP 5001).

Os dados para análise foram obtidos através da Base de Dados de resultados do laboratório da Águas do Algarve, S.A., designado de Echiron num período entre 01/01/2007 e 01/01/2008.

5.1 - Parâmetros controlados

5.1.1 – Acrilamida

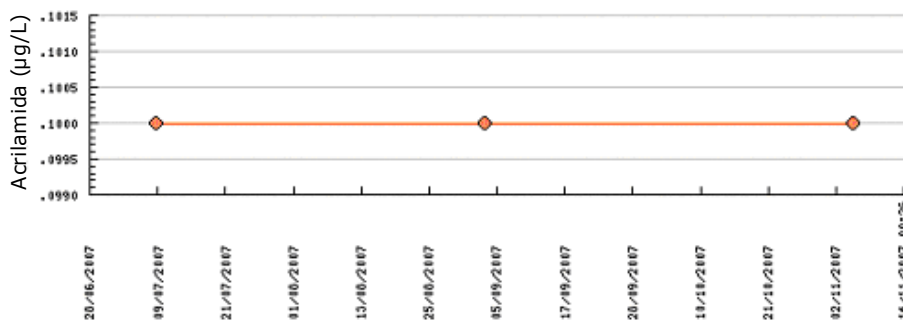
Na figura 18, pode-se observar a análise feita a este parâmetro no clarificado do Densadeg no ano de 2007.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.1000	0.1000	0.1000	0.0000
	(05/11/2007)		(05/11/2007)	

Figura 18 – Concentração de acrilamida no Clarificado do Densadeg no ano de 2007.

Como se pode verificar na figura 18, a concentração de acrilamida no clarificado do Densadeg foi muito baixa, sendo esta inferior ao limite de quantificação de 0,1 µg/L. Desta forma, pode-se afirmar que toda a acrilamida adicionada está incorporada nas lamas que se geram no Densadeg. Outra comparação que pode ser efectuada para avaliar a influência deste parâmetro no processo de tratamento é a variação da sua concentração na água tratada. Estes dados podem ser verificados na figura 19.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.1000	0.1000	0.1000	0.0000
	(09/07/2007)		(09/07/2007)	

Figura 19 – Concentração de acrilamida na água tratada no ano de 2007.

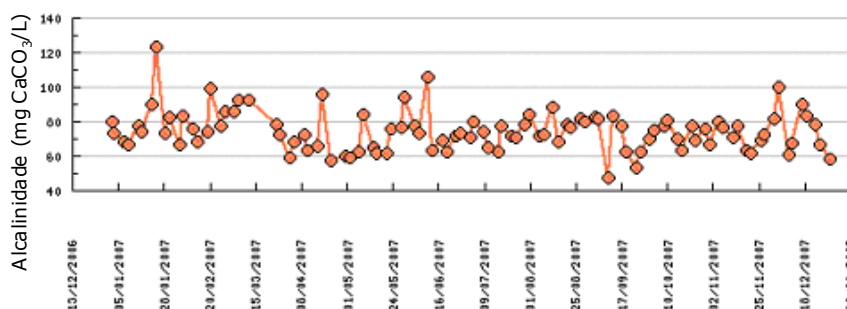
Como é possível verificar através da figura 19, nas determinações efectuadas ao longo de 2007, a concentração de acrilamida na água tratada foi sempre inferior ao limite de

quantificação de 0,1 µg/L. Assim fica também garantido que este parâmetro cumpre o valor paramétrico exigido por lei no Decreto-lei 306/07 e pela ERP – 5001.

Visto que nas três determinações efectuadas na água tratada a concentração de acrilamida foi sempre inferior ao limite de detecção, fica provado que este composto não foi detectado na água tratada. Através destes dados, também se conclui que a acrilamida não revela ser um parâmetro crítico de operação neste órgão, não se propondo assim nenhuma alteração ao plano de controlo operacional.

5.1.2 – Alcalinidade

Na figura seguinte mostra-se a variação da alcalinidade do clarificado do Densadeg, expressa em miligramas de carbonato de cálcio por litro (mg CaCO₃/L).



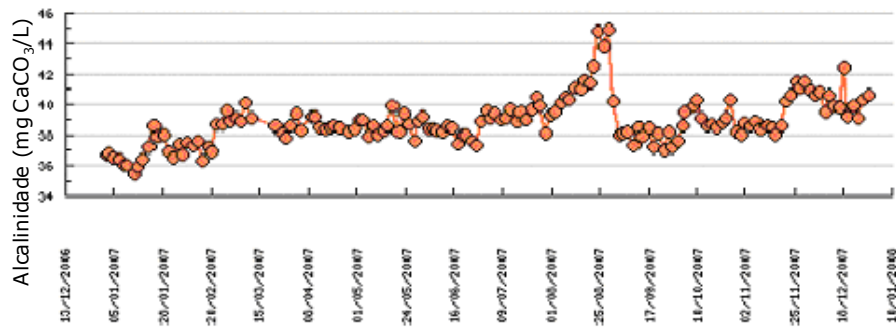
Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	47.4500	74.5814	123.6400	11.5363
	(10/09/2007)		(24/01/2007)	

Figura 20 – Alcalinidade no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

Ao se observar a variação da alcalinidade na figura 20, verificou-se que durante o ano de 2007 este parâmetro teve um comportamento muito constante, tomando por largos períodos valores muito próximos da média, sendo esta 75 mg CaCO₃/L. O valor mínimo atingido foi de 47 mg CaCO₃/L em Setembro, e o máximo foi de 124 mg CaCO₃/L no mês de Janeiro. O desvio padrão neste parâmetro pautou-se por um valor de 12 mg CaCO₃/L, valor que não é muito elevado, não se tendo verificado efeitos de variações muito bruscas ao longo do ano. Pode-se também efectuar comparações com valores de

alcalinidade na água bruta e na água tratada, para uma melhor compreensão do impacto da recirculação do clarificado no esquema global do tratamento.

A variação da alcalinidade na água bruta é apresentada na figura 21.

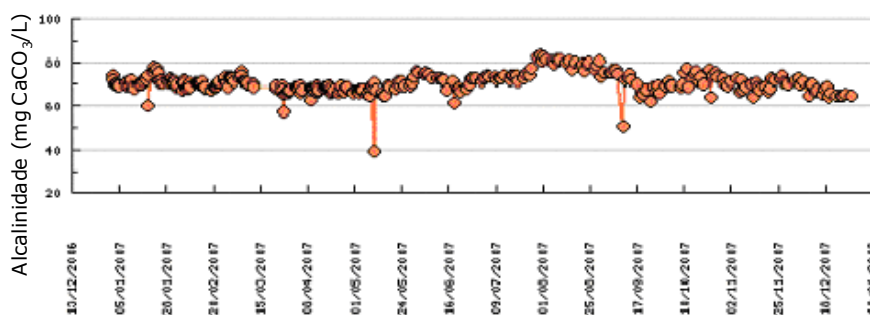


Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	35.5300	38.8582	44.8500	1.5408
	(15/01/2007)		(29/08/2007)	

Figura 21 – Alcalinidade na água bruta no ano de 2007.

Ao se observar a figura 21, nota-se que os valores da alcalinidade na água bruta não sofreram grandes variações ao longo do ano, em que a média se situou nos 38,9 mg CaCO_3/L com um desvio padrão de 1,5 mg CaCO_3/L . Estes dois índices são menores do que os do clarificado do Densadeg.

A variação da alcalinidade na água tratada está representada na figura 22.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	39.4650	70.5077	83.2300	4.5131
	(10/05/2007)		(31/07/2007)	

Figura 22 – Alcalinidade na água tratada no ano de 2007.

Como se pode verificar através da análise da figura 22, os valores da alcalinidade distribuíram-se na sua larga maioria por valores muito próximos da média, que foi 71 mg CaCO₃/L, com um desvio padrão de 4,5 mg CaCO₃/L. O valor da média da água tratada cumpriu os requisitos da ERP-5001, que toma como limite de aceitação 250 mg CaCO₃/L. Ao se comparar a média da alcalinidade na água tratada com a média da alcalinidade no clarificado do Densadeg, verificam-se que são ambas muito semelhantes, não existindo desta forma riscos de o clarificado do Densadeg comprometer o processo de tratamento relativamente a este parâmetro.

A frequência de análise no plano de controlo operacional em vigor em relação à alcalinidade é bissemanal. Visto que este parâmetro se apresentou bastante estável, e não sofreu grandes variações ao longo do ano (sazonalidade), até se poderia reduzir a frequência de análises para um período quinzenal, porque este parâmetro não se apresenta como uma condição crítica de operação.

5.1.3 – Alumínio Total

Na base de dados do laboratório a variação da concentração de alumínio no clarificado do Densadeg ao longo do ano de 2007 aparece repartida em dois períodos, um para cada semestre. Deste modo, esta variação é apresentada para cada semestre do ano de 2007.

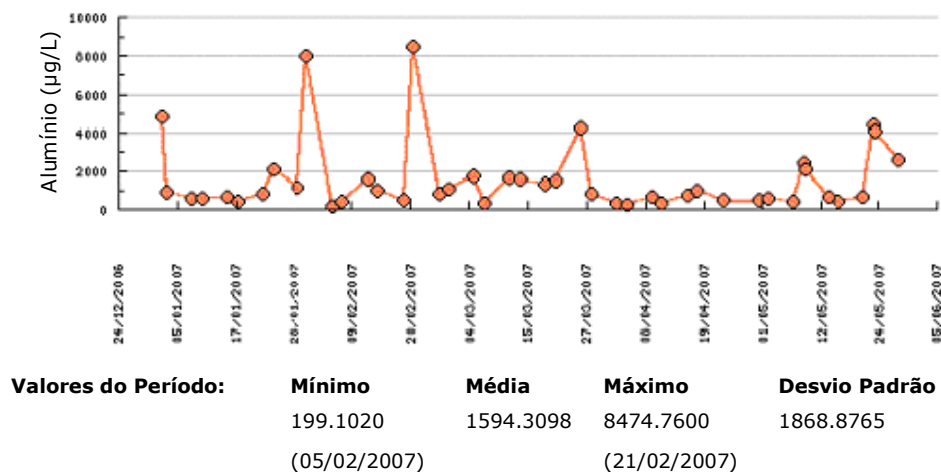


Figura 23 – Concentração de alumínio no clarificado do Densadeg entre Janeiro e Junho de 2007.

Na figura 23 é visível que o alumínio sofreu grandes variações no período em análise. A concentração mínima de alumínio foi obtida no dia 5 de Fevereiro, quando se registou cerca de 200 $\mu\text{g/L}$. A concentração máxima foi observada no dia 21 de Fevereiro, quando se atingiu uma concentração de alumínio de aproximadamente 8500 $\mu\text{g/L}$. A média destas análises foi sensivelmente 1600 $\mu\text{g/L}$, verificando-se assim discrepâncias entre estes, com um desvio padrão de 1900 $\mu\text{g/L}$. Na figura 24 mostra-se a variação da concentração de alumínio no clarificado no segundo semestre do ano de 2007.

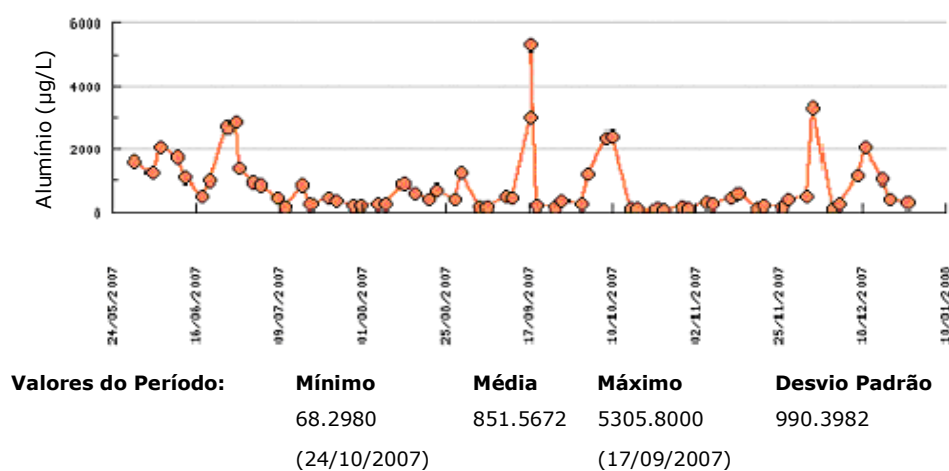
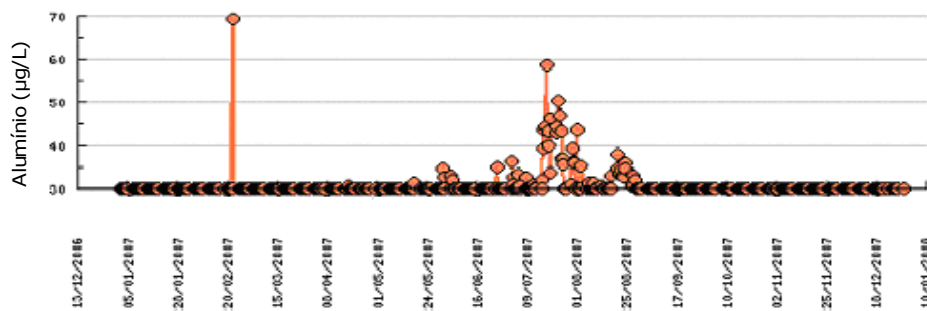


Figura 24 – Concentração de alumínio no clarificado do Densadeg entre Junho e Dezembro de 2007.

Através da análise da figura 24, observou-se também uma variação para a concentração de alumínio no clarificado do Densadeg, para o segundo semestre de 2007. A concentração mínima de 68 $\mu\text{g/L}$ foi atingida a 24 de Outubro, enquanto a máxima foi observada a 17 de Setembro, com o valor de 5300 $\mu\text{g/L}$. A média das concentrações foi mais baixa que no período anterior, e tomou o valor 850 $\mu\text{g/L}$. As figuras 23 e 24 mostram claramente que o alumínio no clarificado do Densadeg foi um parâmetro que variou significativamente, comprovado pelos desvios padrões verificados no período de análise, pelo que o seu controlo rigoroso é importante.

Para se investigar a influência do alumínio recirculado no clarificado do Densadeg, passa-se a mostrar de seguida a variação da concentração deste parâmetro na água tratada. Então, na figura 25 está representada a variação da concentração de alumínio na água tratada.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	30.0000	30.7726	69.3190	3.2518
	(12/02/2007)		(23/02/2007)	

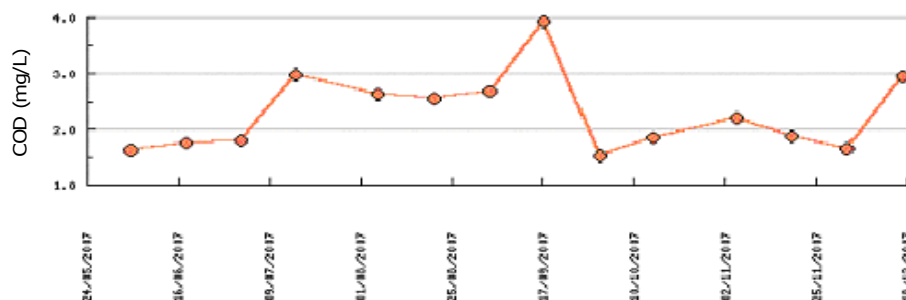
Figura 25 – Concentração de alumínio na água tratada no ano de 2007.

Ao observar a figura 25, é notório que na maioria do período estudado a concentração de alumínio foi cerca de 30 µg/L. Apesar da concentração de alumínio na água tratada nunca ter ultrapassado o limite de aceitação estabelecido na ERP-5001, de 100 µg/L, as variações na concentração de alumínio não são de se menosprezar, devido à possibilidade de se poder exceder o valor limite estabelecido.

Tendo em conta os dados apresentados acima, pode-se afirmar que o alumínio é um dos parâmetros existentes no clarificado do Densadeg que pode influenciar negativamente a qualidade da água tratada, quando indevidamente controlado. Desta forma, este parâmetro é uma condição crítica de operação, que deve ser acompanhado continuamente, estando perfeitamente adequada a frequência de análise bissemanal.

5.1.4 – Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

Na figura 26 é mostrada a variação do COD no clarificado do Densadeg ao longo de 2007.

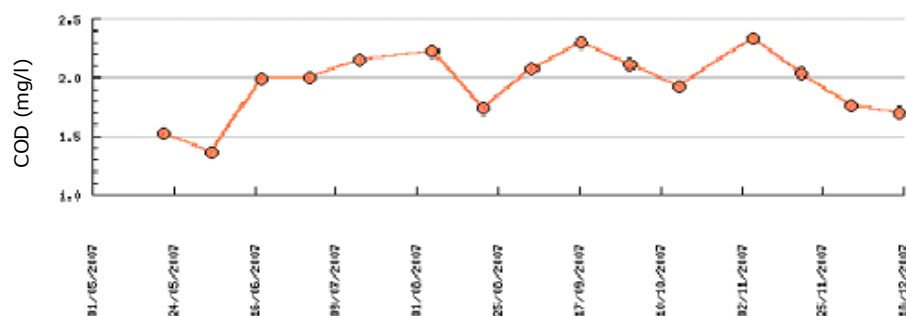


Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	1.5350	2.2854	3.9200	0.6917
	(01/10/2007)		(17/09/2007)	

Figura 26 – Concentração de COD no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

A observação da figura 26 permite verificar que a variação do COD no clarificado do Densadeg não teve uma grande variação ao longo do período monitorizado. O valor mínimo registou-se no dia 1 de Outubro, com uma concentração de COD de 1,5 mg/L; o valor máximo foi atingido no dia 17 de Setembro, cuja concentração de COD foi de 3,9 mg/L. A média da concentração de COD estabeleceu-se em 2,3 mg/L, com um desvio padrão de 0,7 mg/L. Para tentar compreender a influência da recirculação do COD no clarificado do Densadeg, analisou-se a sua concentração na água bruta e também na água tratada. Também é de referir que os microrganismos presentes na água e subprodutos de oxidação podem ser alvos de análise, para verificar se é menor a influência do COD.

Apresenta-se de seguida a variação de COD na água bruta.

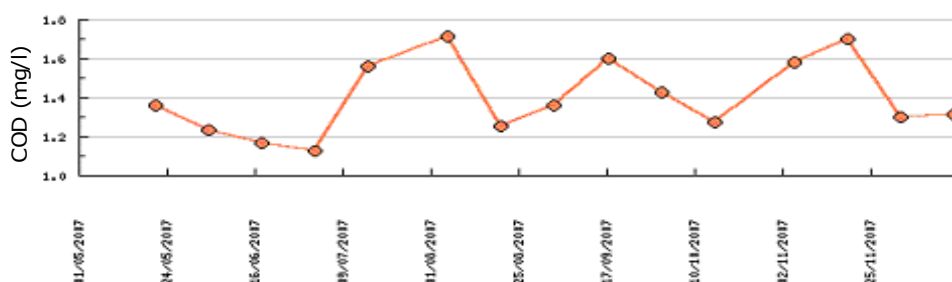


Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	1.3600	1.9500	2.3400	0.2816
	(04/06/2007)		(05/11/2007)	

Figura 27 – Concentração de COD na água bruta no ano de 2007.

Como se pode verificar através da figura 27 a variação de COD na água bruta foi menos significativa do que aquela verificada no clarificado do Densadeg, com a média e desvio padrão menores que no caso anterior, sendo 1,9 mg/L e 0,3 mg/L, respectivamente. Visto que a concentração de carbono orgânico foi inferior na água bruta, algum factor inerente ao tratamento poderá explicar esta situação. Um possível factor é a oxidação dos microrganismos no processo de ozonização, que ao serem oxidados podem integrar também o COD sendo incorporado nas lamas dos decantadores. Alguma desta matéria orgânica poderá então tornar-se solúvel, podendo passar a integrar o clarificado do Densadeg.

Para a apreciação global do COD no esquema de tratamento, analisou-se este parâmetro na água tratada, o qual está representado na figura 28.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	1.1300	1.3973	1.7100	0.1890
	(02/07/2007)		(06/08/2007)	

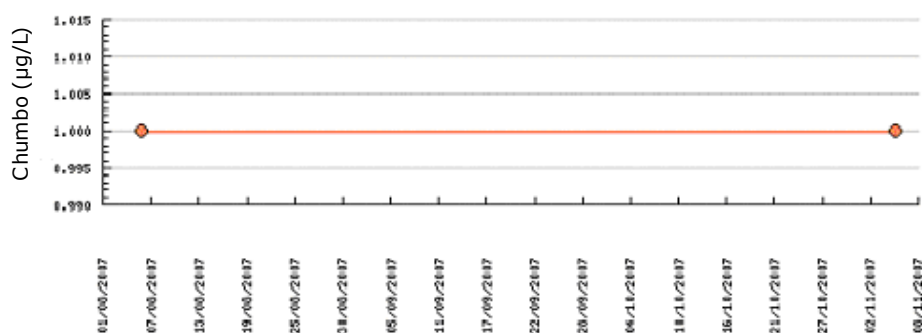
Figura 28 – Concentração de COD na água tratada no ano de 2007.

Através da análise da figura 28 é possível verificar que este parâmetro sofreu uma variação pouco significativa ao longo do período analisado. Este facto é comprovado pelo baixo desvio padrão relativamente à média. Na ERP-5001, o parâmetro indicador relativamente ao carbono orgânico é o Carbono Orgânico Total (COT) no qual está incluído o COD e o Carbono Orgânico Particulado. O COT tem aí um limite de aceitação de 2 mg/L. Se comparar a média do COD na água tratada com o limite de aceitação para o COT, observa-se que esse valor é sempre inferior. No entanto, é de referir que ainda falta contabilizar o Carbono Orgânico Particulado na água tratada. Ao se recordar a variação do COD no clarificado recirculado (figura 25), verifica-se que a média do COD neste órgão é 2,3 mg/L, concentração superior ao limite de aceitação. Desta forma, a

recirculação do clarificado poderá por em causa o cumprimento do limite de aceitação o COT. Tendo em conta estes factores, um reforço da monitorização não seria de desprezar, apesar de ao longo do ano não se ter ultrapassado o limite de aceitação. Assim, pode-se concluir que o COD poderá ser dado como um condicionante crítico da operação de recirculação efectuada no Densadeg.

5.1.5 – Chumbo

A variação da concentração de chumbo no clarificado do Densadeg está representada na figura 29.



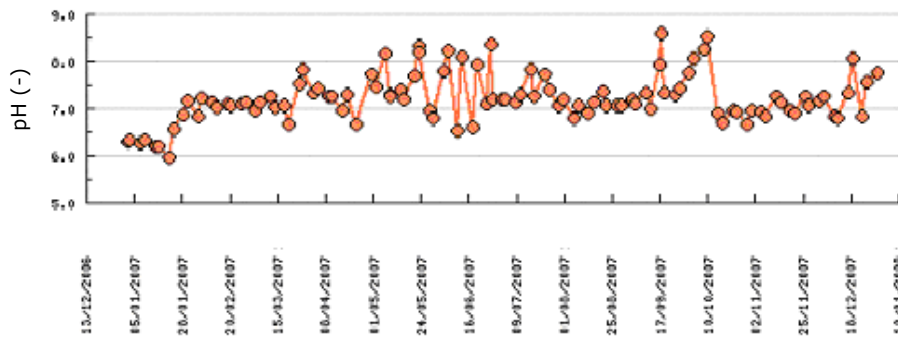
Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	1.0000	1.0000	1.0000	0.0000
	(06/08/2007)		(06/08/2007)	

Figura 29 – Concentração de chumbo no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

De acordo com a figura 29 observa-se que a concentração de chumbo foi inferior ao limite de quantificação da técnica utilizada. Como tal, não advém daqui nenhum potencial risco para o processo de tratamento. Deste modo, a frequência de análises a efectuar a este parâmetro está perfeitamente adequada, não necessitando de qualquer alteração.

5.1.6 – pH

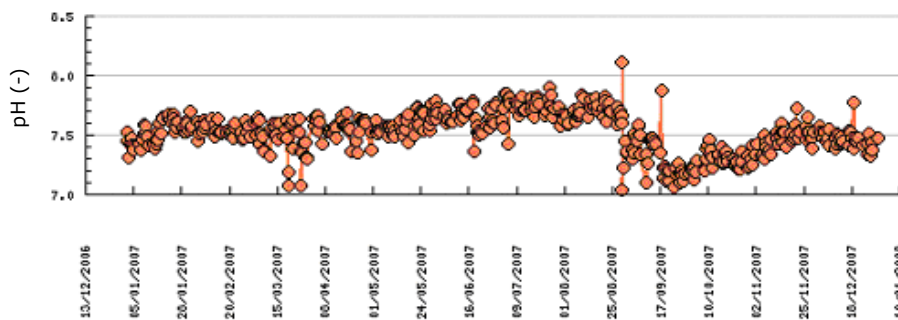
A variação deste parâmetro ao longo de 2007 está representada na figura 30.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	5.9730	7.2200	8.6140	0.5144
	(22/01/2007)		(17/09/2007)	

Figura 30 – pH no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

A figura 30 revela que o pH no clarificado do Densadeg sofreu uma ligeira variação ao longo do ano. O valor mínimo de pH observado foi 5,97 no dia 22 de Janeiro, enquanto o máximo atingido foi 8,61 a 17 de Setembro. A média do pH neste órgão foi de 7,22 com um desvio padrão de 0,51. Seguidamente é apresentada a variação do pH na água tratada.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	7.0400	7.5237	8.1100	0.1668
	(29/08/2007)		(29/08/2007)	

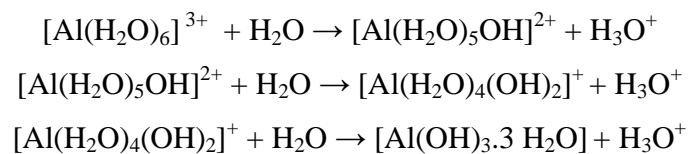
Figura 31 – pH na água tratada no ano de 2007.

Da análise efectuada aos dados representados na figura 31, verifica-se que a variação do pH na água tratada foi muito pequena, com uma média de 7,52 e um desvio padrão de 0,17. O intervalo de pH está compreendido na legislação em vigor para a água tratada entre 6,5 e 9. Desta forma, é notório que o pH do clarificado do Densadeg não tem

qualquer influência no pH da água tratada, e visto também que a variação não é significativa ao longo do tempo, a frequência de análise a este parâmetro até poderá ser reduzida, por exemplo para uma frequência quinzenal.

A grande questão com o pH do clarificado do Densadeg está relacionada com a solubilização/precipitação do alumínio, e a consequente diminuição/aumento da turvação. O alumínio é praticamente insolúvel em água para um pH entre 6,5 e 7,0 (Srinivasan *et al.*, 1999). Uma vez que a média do pH no clarificado é 7,22 é de esperar que o alumínio esteja dissolvido na maior parte do tempo.

Sabe-se que o alumínio em solução precipita na forma de hidróxido de alumínio, quando o pH do meio está no mínimo de solubilidade para este metal (durante alguns períodos no Densadeg), segundo as seguintes reacções (Srinivasan *et al.*, 1999):



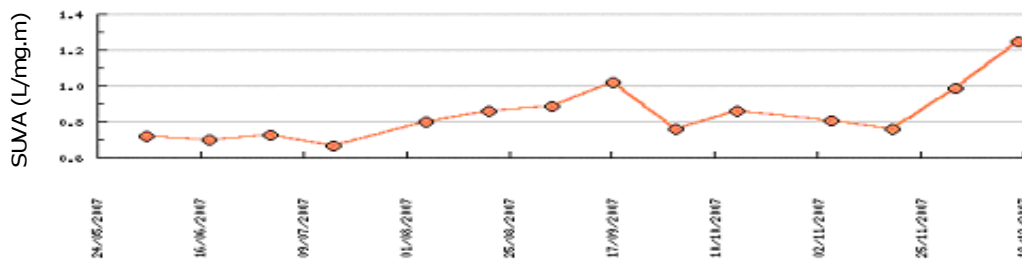
Na formação de hidróxido de alumínio dá-se a libertação de iões hidrónio, esperando-se que ocorra uma acidificação do meio, diminuindo o pH. Assim, esta diminuição do pH poderia ser um auxílio no controlo do alumínio no clarificado do Densadeg, restringindo-se o intervalo de pH para a insolubilidade do alumínio, precipitando-o desta forma. No entanto, o carbonato de cálcio (Alcalinidade) presente no clarificado tem um efeito tampão, impedindo deste modo a acidificação para o intervalo de pH pretendido. Concentrações elevadas de alumínio recirculadas para a cabeça da ETA não são desejáveis, porque podem interferir com o bom funcionamento do processo de tratamento, quer ao nível do aumento da concentração de alumínio na água, assim como num aumento da turvação. Também podem surgir problemas na etapa de ozonização, pois o alumínio tem a capacidade de envolver os microrganismos, actuando como agente protector contra a oxidação (Srinivasan *et al.*, 1999).

Para além desta hipótese, existe uma outra possível que é a ligação de COD ao alumínio em solução. Este fenómeno é explicado pelas cargas superficiais contrárias do COD e alumínio, visto o primeiro ser carregado negativamente e o segundo estar dissolvido na

forma de Al^{3+} (Srinivasan *et al.*, 1999). Estes complexos permanecem assim em solução, podendo integrar o clarificado e originar um aumento da concentração de alumínio recirculado para o início do tratamento.

5.1.7 – SUVA

A variação deste parâmetro no clarificado do Densadeg é apresentada na figura 32.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.6700	0.8443	1.2500	0.1560
	(16/07/2007)		(17/12/2007)	

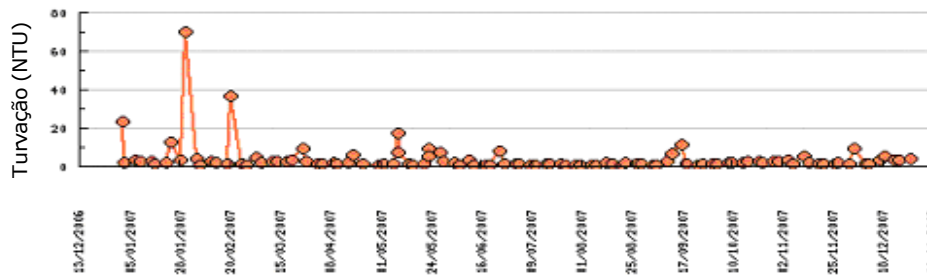
Figura 32 – SUVA no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

O gráfico da variação do SUVA constituiu um perfil bastante semelhante ao gráfico da variação do COD (figura 26). Através dessa figura é possível verificar que parte do COD presente no clarificado eram substâncias húmicas, com maior incidência nas últimas análises efectuadas.

Por isso também este parâmetro necessita de um reforço na frequência de análise pois é notória a influência da sazonalidade na variação deste parâmetro. Assim, tal como o COD, também a SUVA é um parâmetro que se mostra como potencial crítico para o Densadeg.

5.1.8 – Turvação

A variação da turvação no clarificado do Densadeg ao longo de 2007 está representada na figura 33.

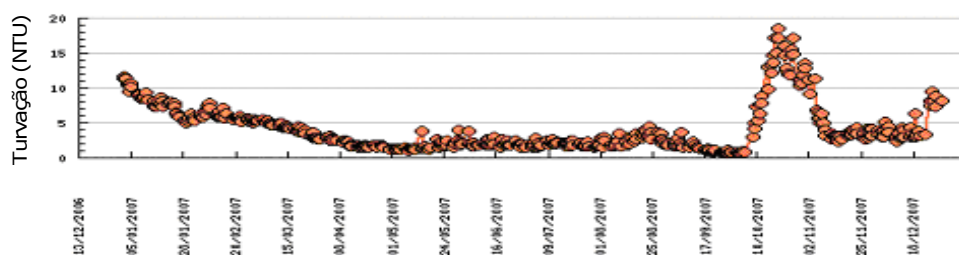


Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.4000	3.8708	69.8500	7.9961
	(11/07/2007)		(31/01/2007)	

Figura 33 – Turvação no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

Como se pode verificar através da análise da figura 33, a turvação foi praticamente constante ao longo do ano, estabelecendo-se sempre muito próximo da sua média 3,87 NTU. No entanto, existem alguns picos de turvação, como no dia 31 de Janeiro onde se atingiu quase 70 NTU. Para averiguar acerca do impacto da recirculação do clarificado do Densadeg no âmbito deste parâmetro no esquema de tratamento, podem-se efectuar comparações com a turvação na água bruta e na água tratada.

A turvação na água bruta variou do seguinte modo ao longo de 2007:



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.6700	4.0576	18.5000	3.2488
	(02/10/2007)		(19/10/2007)	

Figura 34 – Turvação na água bruta no ano de 2007.

Ao se comparar a média da turvação na água bruta com a do clarificado do Densadeg, constata-se que são muito semelhantes. Este dado poderá indicar que a turvação

recirculada para a cabeça da ETA poderá não interferir com o correcto processo de tratamento. Na figura 35 é apresentada a menor variação da turvação na água tratada.

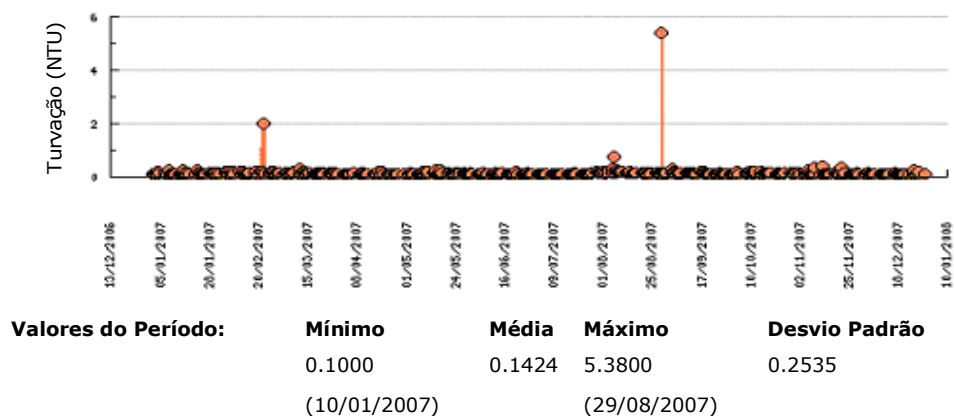


Figura 35 – Turvação na água tratada no ano de 2007.

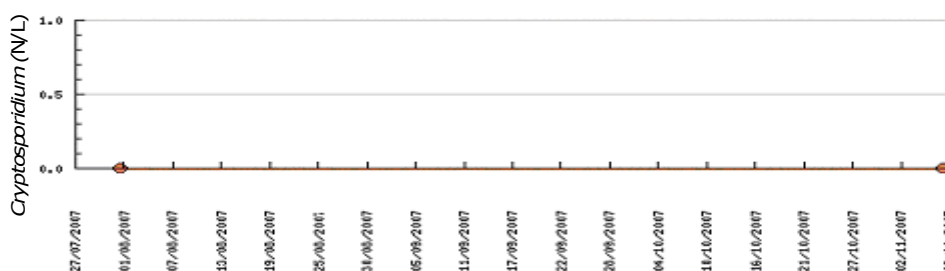
Ao se analisar a figura 35, é claro que a variação da turvação ao longo do tempo se deteve perto da média, sendo esta 0,14 NTU, valor bastante inferior ao valor paramétrico da legislação em vigor de 1,0 NTU à saída da ETA. No entanto, foi pontualmente excedido este limite. Numa dessas ocasiões, no mês de Fevereiro, existiu um aumento de turvação devido talvez à suspensão de partículas na água de cal para a correcção final de pH. O pico de turvação atingido no dia 29 de Agosto poderá ser explicado com o incorrecto funcionamento dos filtros de areia, podendo ter ocorrido a passagem de partículas em suspensão para a água tratada. A turvação no clarificado recirculado não comprometeu a qualidade da água tratada, não se considerando condição crítica da operação no Densadeg. Deste modo, a frequência bissemanal da análise à turvação poderia até ser reduzida.

5.1.9 – Absorvância UV – 254 nm

Este parâmetro é utilizado para a determinação da SUVA. Não se discutirá acerca da sua variação e influência no esquema de tratamento, pois o mesmo já foi efectuado para o COD e SUVA.

5.1.10 – *Cryptosporidium* e *Giardia lamblia*

Na figura 36 está representada a análise feita ao número de oocistos de *Cryptosporidium parvum* no clarificado do Densadeg.

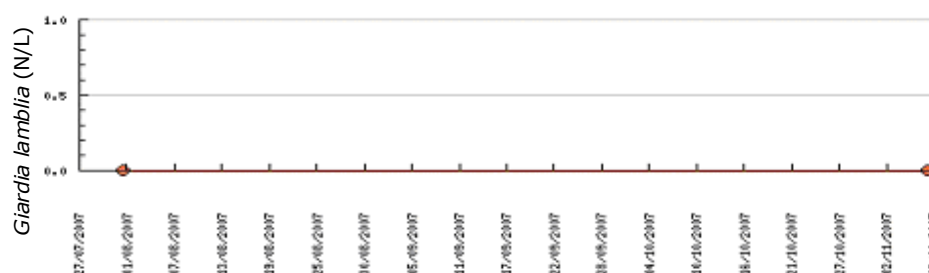


Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	(01/08/2007)		(01/08/2007)	

Figura 36 – Número de oocistos de *Cryptosporidium parvum* (N) no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

Ao se observar a figura 36, verifica-se que nas duas análises efectuadas não foram detectados oocistos deste protozoário. Não sendo verificada a sua presença, não se considera necessário alterar a frequência de análises a este parâmetro. No entanto sempre que as análises a este organismo sejam positivas, a frequência de análise deverá ser imediatamente reforçada

De seguida é mostrada a análise à quantidade de cistos de *Giardia lamblia* no clarificado do Densadeg.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	(01/08/2007)		(01/08/2007)	

Figura 37 – Número de cistos de *Giardia lamblia* (N) no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

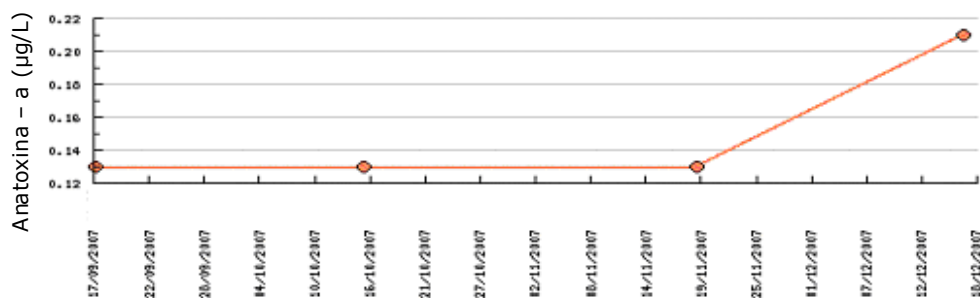
Pela observação da figura 37, verificou-se que não existiram cistos deste microrganismo no clarificado recirculado. Desta forma, a frequência de análises a este parâmetro não necessita de alteração.

Tal como para o microrganismo anterior, também é necessário o reforço imediato das análises aos cistos deste protozoário assim que seja detectado.

Uma vez que nas análises à água bruta não foram detectados estes microrganismos, posteriormente efectua-se a proposta de análise de outros organismos potencialmente patogénicos.

5.1.11 – Anatoxina – a

Ao longo do ano de 2007 os resultados obtidos para variação da concentração de anatoxina – a no clarificado do Densadeg foram os seguintes:



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.1300	0.1500	0.2100	0.0400
	(17/09/2007)		(17/12/2007)	

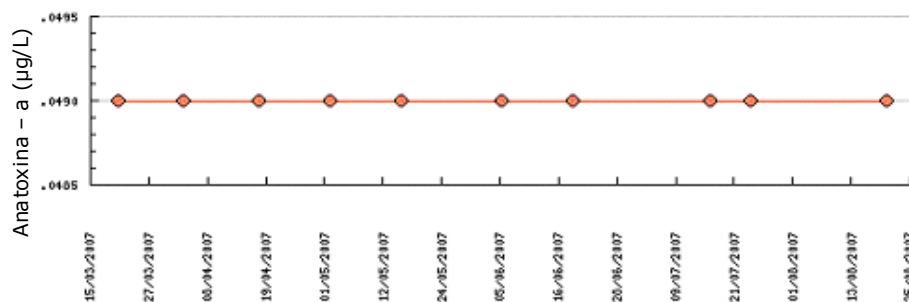
Figura 38 – Concentração de anatoxina – a dissolvida no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

Através da figura 38 verifica-se que a anatoxina – a dissolvida não foi detectada no clarificado do Densadeg, devido a todas as análises terem obtido resultados com concentrações inferiores aos limites de quantificação da técnica utilizada. O último ponto do gráfico revela um limite de quantificação mais elevado, facto que pode ser explicado pela utilização de uma técnica diferente na determinação deste parâmetro na última amostra.

Apenas a fracção dissolvida (extracelular) foi determinada neste processo. Deste modo, uma proposta de adição ao plano de controlo operacional é a quantificação da densidade

celular de cianobactérias produtoras de toxinas (cianofíceas) no clarificado do Densadeg. Esta quantificação é importante, devido à ozonização do clarificado. Caso existam células, e caso estas contenham cianotoxinas intracelulares, é garantido que com o passo de ozonização os peptidoglicanos das membranas celulares são destruídos, ocorrendo assim a libertação de toxinas para o meio exterior. Considera-se também importante a quantificação dos nutrientes limitantes para o crescimento das cianobactérias. Sabe-se que os blooms de cianobactérias apenas se desenvolvem sob determinadas condições ambientais e de nutrientes. Propõe-se então uma monitorização dos níveis de nutrientes necessários para o crescimento das cianobactérias, que são principalmente algumas formas de azoto e fósforo como nitrato, amónia e fosfato. Ainda outro factor indicador da presença destes organismos é a clorofila – a. A existência deste pigmento fotossintético nas massas de água é um excelente indicador da presença de cianobactérias, pois estas realizam fotossíntese. A clorofila – a também pode ser considerada como um novo parâmetro para o plano de controlo operacional.

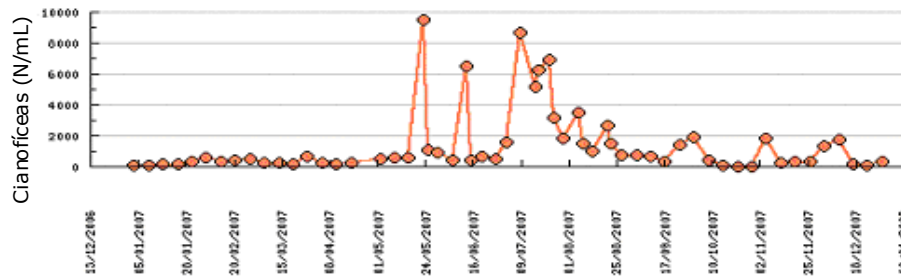
Para um estudo mais completo acerca da anatoxina – a na ETA, podemos comparar valores deste parâmetro em várias fases do tratamento. Por exemplo, através da figura 39 é observável que esta cianotoxina, na forma dissolvida, não existiu na água bruta.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0490	0.0490	0.0490	0.0000
	(03/04/2007)		(03/04/2007)	

Figura 39 – Concentração de anatoxina – a dissolvida na água bruta no ano de 2007.

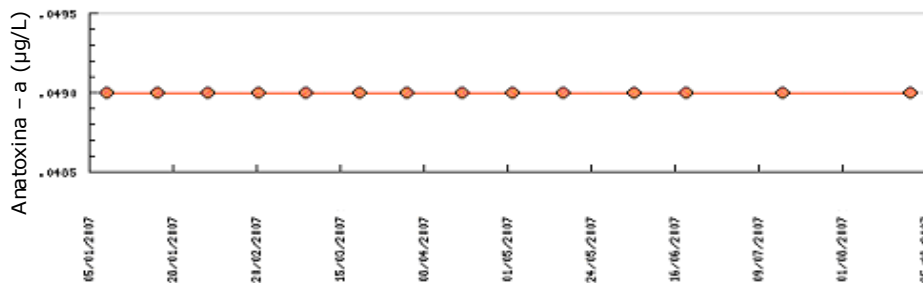
Outro indicador importante acerca da possibilidade de se encontrar anatoxina – a no meio aquoso é a quantidade de cianobactérias produtoras de toxinas (cianofíceas) na água bruta. A variação destes organismos ao longo do ano é apresentada na figura 40.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	24.0000	1431.0172	9459.0000	2155.4714
	(22/10/2007)		(23/05/2007)	

Figura 40 – Número de cianofíceas (N) na água bruta no ano de 2007.

A figura 40 indica que nos meses mais quentes do ano houve um aumento do número de cianofíceas na água bruta. Como os organismos nesta altura são ainda viáveis, as toxinas não são libertas para o meio, permanecendo nas células. No entanto, quando as células se encontram nas fases iniciais do crescimento, não existe produção de cianotoxinas. Para averiguar acerca deste fenómeno, na figura 41 é apresentada a variação da concentração de anatoxina – a intracelular na água bruta.

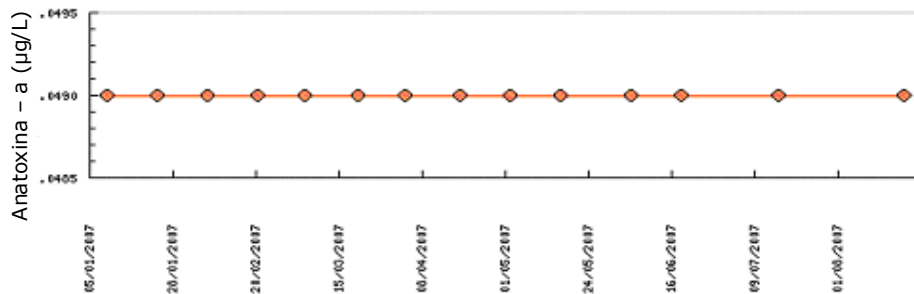


Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0490	0.0490	0.0490	0.0000
	(10/01/2007)		(10/01/2007)	

Figura 41 – Concentração de anatoxina – a intracelular na água bruta no ano de 2007.

Durante o período monitorizado para este parâmetro, a presença de anatoxina – a intracelular nunca foi detectada, indicando que as células não produziram toxinas na altura. Assim, considera-se que não houveram cianotoxinas deste tipo a circular na ETA.

Como comprovação desta suposição, pode-se observar a variação da concentração da anatoxina – a na água tratada.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0490	0.0490	0.0490	0.0000
	(10/01/2007)		(10/01/2007)	

Figura 42 – Concentração de anatoxina – a dissolvida na água tratada no ano de 2007.

Da figura 42 é observado que a concentração desta cianotóxina na água tratada foi sempre inferior ao limite de quantificação da técnica utilizada, comprovando assim a sua ausência, como era esperado.

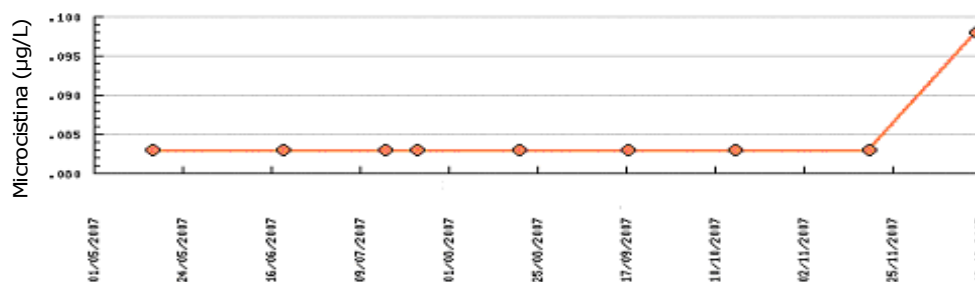
Visto que a existência desta toxina não foi detectada no período monitorizado, no clarificado do Densadeg, não existe o perigo de se pôr em causa a qualidade final da água tratada. No entanto, como a toxina é muito perigosa para a saúde pública, a frequência de análise poderá ser reforçada, quando assim for necessário (bloom na água ou origem). A Organização Mundial de Saúde (OMS) refere níveis de alerta para facilitar a monitorização deste parâmetro em ETAs, onde destacam dois níveis:

- Nível de alerta 1: 2000 células/mL ou 1 µg/L de clorofila – a (cianobactérias dominantes);
- Nível de alerta 2: 100000 células/mL ou 50 µg/L de clorofila – a (cianobactérias dominantes).

Assim, quando se atinge um destes níveis, uma monitorização reforçada será desencadeada na ETA, com o objectivo de se salvaguardar a boa qualidade da água tratada, no âmbito da protecção da saúde pública.

5.1.12 – Microcistina

As quantificações de microcistinas no clarificado do Densadeg foram efectuadas à sua fracção particulada e dissolvida. A variação de microcistina dissolvida é apresentada na figura 43.

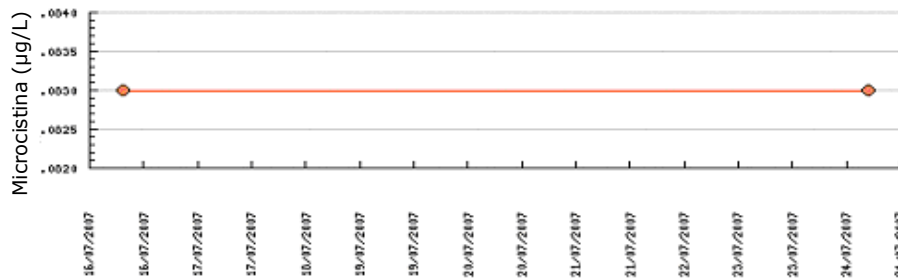


Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0830	0.0847	0.0980	0.0050
	(16/05/2007)		(17/12/2007)	

Figura 43 – Concentração de microcistina dissolvida no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

A figura 43 indica que as análises realizadas para a detecção da microcistina dissolvida no clarificado do Densadeg deram resultados negativos, com concentrações de microcistinas inferiores ao limite de quantificação da técnica. As análises foram efectuadas a partir do período em que a concentração de cianofíceas na água bruta (figura 40) começou a aumentar para níveis que exigem uma monitorização mais rigorosa, de acordo com os níveis de alerta da OMS. Também é notório pela análise da figura 40 que a maior concentração de cianofíceas na água bruta foi em Julho. Assim, na mesma figura é visível uma maior frequência de análises para este parâmetro, no mesmo mês, também no âmbito do sistema de alerta da OMS.

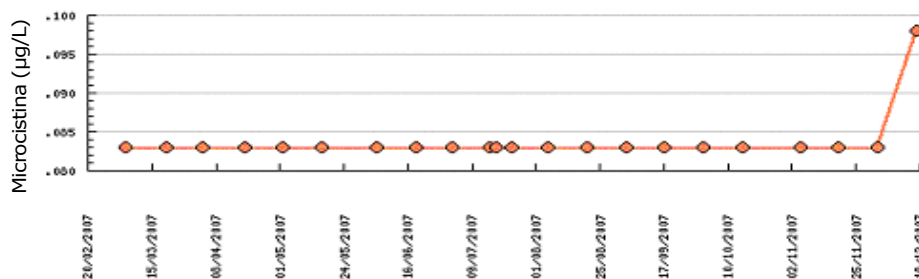
Na figura 44 está representada a quantificação de microcistina particulada no clarificado do Densadeg na ETA de Tavira.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0830	0.0830	0.0830	0.0000
	(16/07/2007)		(16/07/2007)	

Figura 44 – Concentração de microcistina particulada no clarificado do Densadeg no ano de 2007.

As análises realizadas à microcistina particulada foram efectuadas durante o período de alerta, anteriormente mencionado, não tendo sido detectada a presença deste composto no interior das células. Pode-se também referir que as análises feitas a estes parâmetros na água bruta não detectaram a presença destas cianotoxinas. Deste modo, a probabilidade de se detectarem microcistinas nas várias operações existentes na ETA é muito reduzida ou mesmo nula, como os dados mencionados o referem. Na figura 45 apresenta-se a variação destes parâmetros na água tratada.



Valores do Período:	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.0830	0.0837	0.0980	0.0032
	(06/03/2007)		(17/12/2007)	

Figura 45 – Concentração de microcistina dissolvida na água tratada no ano de 2007.

Ao analisar a figura 45, verifica-se a ausência desta cianotóxina na água tratada, onde todas as análises são inferiores ao limite de quantificação, mesmo no período de alerta.

Também aqui se verifica uma elevação no último valor do gráfico, cuja explicação é a mesma que para a anatoxina – a dissolvida.

Deste modo, o valor limite da OMS, que estipula um máximo de 1 µg/L é cumprido. A figura 46 mostra a variação de microcistina particulada na água tratada.

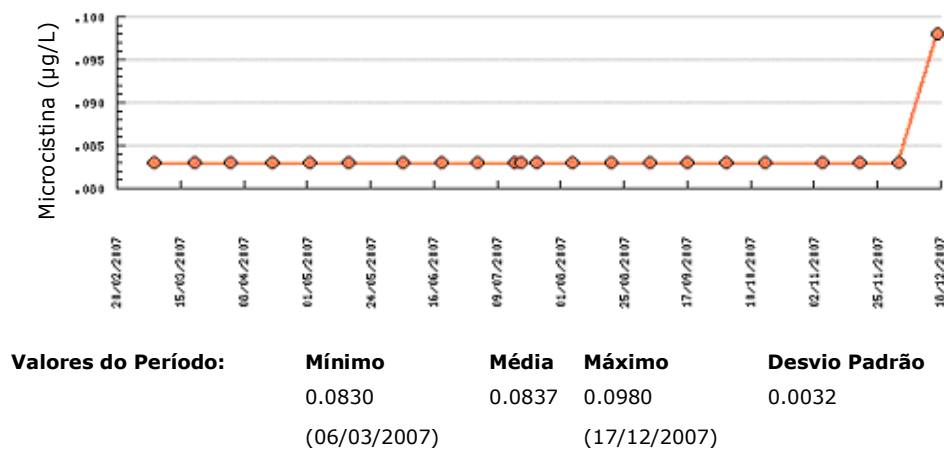


Figura 46 – Concentração de microcistina particulada na água tratada no ano de 2007.

Da análise da figura 46 repara-se que a microcistina particulada também não foi detectada na água tratada, devido aos valores de concentração deste composto não atingirem os limites de quantificação da técnica utilizada. Também aqui se verificou o cumprimento do valor de 1 µg/L estipulado na lei. Como era então esperado, as figuras 45 e 46 comprovam a não existência de microcistinas na água tratada.

Tal como efectuado na secção de análise à anatoxina – a, também para as microcistinas se justifica a implementação de análises a outros parâmetros do clarificado, como a densidade celular de cianobactérias no clarificado, os nutrientes (nitrato, amónia e fosfatos) e a clorofila – a.

A frequência de análises a este parâmetro poderá ser reforçada, quando se atingirem níveis que ponham em perigo a qualidade da água tratada, como demonstrado acima, no âmbito do sistema de alerta da OMS.

5.2 – Adição de parâmetros ao PCOQA

Para um estudo mais aprofundado do impacto que o clarificado do Densadeg poderá ter no esquema global de tratamento quando recirculado foi sugerida a adição de mais um

microrganismo patogénico, *Clostridium perfringens*, assim como a adição de Trihalometanos aos parâmetros a controlar. A justificação para as suas inclusões é apresentada em seguida.

5.2.1 – *Clostridium perfringens*

O *Clostridium perfringens* é uma bactéria anaeróbia patogénica com forma de bastonete, Gram-positiva, produtora de esporos, que está amplamente distribuída pela natureza. Esta bactéria também se pode encontrar no tracto intestinal humano, onde as suas células vegetativas encontram condições favoráveis para a esporulação. Os esporos são então eliminados nas fezes, podendo chegar assim aos meios aquáticos. Os esporos de *Clostridium perfringens* são extremamente resistentes, apresentando uma excepcional longevidade mesmo em condições ambientais adversas.

Vários investigadores afirmam que a monitorização desta bactéria em ETAs pode servir de comparação na avaliação da remoção de organismos patogénicos, tais como *Cryptosporidium* e *Giardia lamblia*. Foi também debatido que a cinética de inactivação de esporos de *Clostridium perfringens* é similar à apresentada por oocistos de *Cryptosporidium* (Junqueira *et al.*, 2006).

É referido por Le Chevallier e Au (2004) que a eficiência de remoção de esporos desta bactéria no tratamento de C/F/D é cerca de 99%, sendo a remoção completada na etapa de filtração rápida. Assim, uma vez que os esporos de *Clostridium perfringens* passam a integrar as lamas geradas no processo de C/F/D, podendo aparecer também nas águas de lavagem dos filtros, existe sempre um risco de se recircularem esporos para o início do tratamento sempre que as águas sujas são reaproveitadas. É neste contexto que se enquadra a proposta de monitorização deste microrganismo como um novo parâmetro do plano de controlo operacional do clarificado do Densadeg.

5.2.2 – Trihalometanos

Os Trihalometanos (THM's) constituem um grupo de compostos orgânicos que, como indica seu nome, se consideram derivados do metano (CH₄) em cuja molécula três dos seus quatro átomos de hidrogénio são substituídos por um igual número de átomos dos

elementos halogéneos (cloro, bromo e iodo). Estes três átomos de hidrogénio podem estar substituídos por uma só classe de halogéneos como é o caso do triclorometano ou clorofórmio, ou por dois diferentes elementos formando o bromodichlorometano ou por cada um dos três como se observa no iodobromoclorometano. Ainda que para serem denominados sejam vistos como precedentes do metano, este gás nada tem a ver com sua formação real nas águas que são desinfectadas com cloro. Neste meio eles formam-se a partir de produtos orgânicos muito mais complexos que o metano, que são de ocorrência comum nas águas superficiais, os chamados ácidos húmicos e fúlvicos. Estas substâncias são derivadas da decomposição da matéria orgânica vegetal, sendo constituídas por misturas de polímeros com estruturas aromáticas heterocíclicas, grupos carboxilo e azoto. São denominadas "precursores de trihalometanos" e em geral só tem significado sanitário devido à formação dos THM's.

Relativamente ao comportamento químico dos THM's, pode-se dizer que são compostos estáveis, não facilmente oxidáveis, apresentando elevada resistência mesmo a agentes como o ozono. A formação de THM's é influenciada por um conjunto de factores, tais como a temperatura e pH. Existe uma dependência típica da temperatura que, a cada 10° C de incremento, eleva ao dobro a taxa de formação de THM's. As variações sazonais, no que se refere a produção de THM, observada em estações de tratamento que utilizam a mesma fonte de água são, em grande parte, efeito da temperatura. Os resultados de várias investigações têm mostrado uma forte dependência do pH, em que um incremento do triplo da formação de THM's foi verificado por cada unidade de aumento do pH (Website 7).

Ao Densadeg é afluenta a água de lavagem dos filtros rápidos de areia. Como se sabe, esta lavagem é efectuada com água tratada, a qual contém cloro residual livre. A variação do cloro residual na água tratada é mostrada na figura 47.

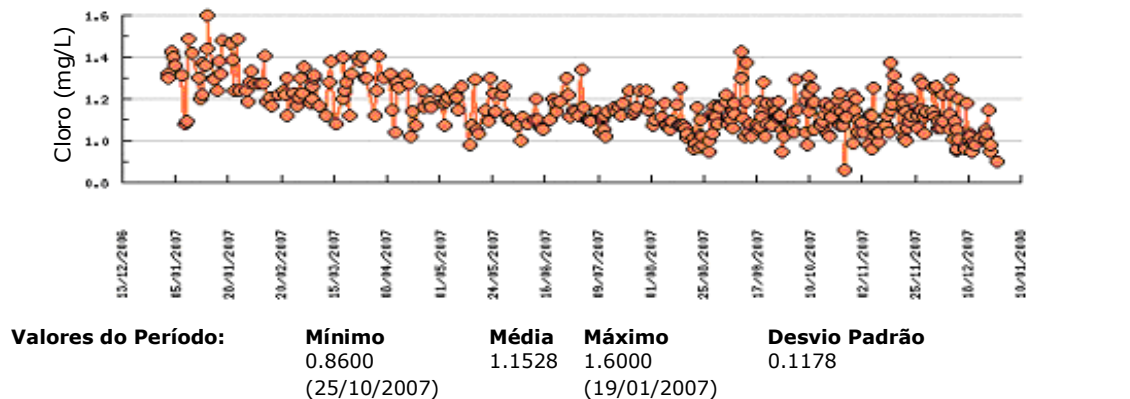


Figura 47 – Cloro residual livre na água tratada, utilizada na lavagem dos filtros rápidos de areia, no ano de 2007.

A média do cloro residual livre situou-se nos 1,15 mg/L, valor ligeiramente superior ao limite de aceitação da ERP-5001. Ao se dar a junção da água de lavagem dos filtros, com a purga dos decantadores na cisterna das águas sujas, que são depois encaminhadas para o Densadeg, poderá existir a formação de THM's. Esta ideia tem como base a existência de COD em concentrações consideráveis, onde parte deste é constituído por substâncias húmicas, que poderá servir de precursor à formação de THM's. Então, recomenda-se também o controlo deste parâmetro ao plano de controlo operacional do clarificado do Densadeg.

5.3 – Nova Proposta para o PCOQA do clarificado do Densadeg

Tendo como base a análise e avaliação efectuadas para cada um dos parâmetros a controlar, bem como a opção de se adicionar a análise aos esporos da bactéria *Clostridium perfringens*, bem como os THM's, apresenta-se assim a proposta para o novo plano de controlo operacional do clarificado do Densadeg (quadro 4).

Quadro 4 – Nova proposta para o Plano de Controlo Operacional do Clarificado do Densadeg.

Parâmetros	Frequência da análise
Acrilamida	Semestral
Alcalinidade	Quinzenal
Alumínio Total	Bissemanal
COD	Quinzenal
Chumbo	Trimestral
pH	Quinzenal
Turvação	Bissemanal
<i>Cryptosporidium</i>	Trimestral
<i>Giardia lamblia</i>	Trimestral
<i>Clostridium perfringens</i>	Trimestral
Microcistinas	Mensal*
Anatoxina – a	Mensal*
Cianofíceas	Mensal*
Clorofila – a	Mensal*
Amónia	Mensal*
Nitrato	Mensal*
Fosfato	Mensal*
Cloro	Trimestral
THM's	Trimestral

* - Os parâmetros que na frequência de análise estão assinalados com * são aqueles que estão dependentes do sistema de alerta. Caso seja necessário activar o sistema de alerta, a frequência de análise aos parâmetros assinalados deve ser aumentada.

Optou-se por não se incluir no novo PCOQA a Absorvância UV – 254 nm e SUVA, devido à adição dos THM's. Uma vez que UV – 254 nm e SUVA servem para se investigar acerca do potencial de formação de THM's, não faz sentido efectuarem-se estas determinações simultaneamente.

Os parâmetros que na frequência de análise estão assinalados com *, são aqueles que estão dependentes do sistema de alerta. Caso seja necessário activar o sistema de alerta, a frequência de análise aos parâmetros assinalados deve ser aumentada.

5.4 – Nova Proposta para o PCOQA de outras Águas Residuais do Processo.

No âmbito de um maior controlo e de maior compreensão acerca dos vários parâmetros recirculados, bem como na tentativa de optimização das condições operacionais e tecnológicas do Densadeg, torna-se necessário monitorizar outras fases do tratamento, nomeadamente as purgas dos decantadores e as águas de lavagem dos filtros. A justificação desta escolha recai no facto de estes serem os principais afluentes ao Densadeg.

5.4.1 – Purgas dos Decantadores

Como explicado na secção referente ao esquema de tratamento, aqui é removido da água a tratar material em suspensão, bem como substâncias que conferem turvação, cor, sabor e cheiro, bactérias, protozoários e cianobactérias. Assim, faz sentido que os parâmetros a adicionar ao plano de controlo operacional desta fase estejam relacionados com o material que aqui é removido nas lamas.

Tendo em consideração estes aspectos, a nova proposta para o plano de controlo operacional desta fase do tratamento é apresentada no quadro 5.

Quadro 5 – Nova proposta para o Plano de Controlo Operacional da purga dos decantadores.

Parâmetros	Frequência da análise
COD	Quinzenal
<i>Cryptosporidium</i>	Trimestral
<i>Giardia lamblia</i>	Trimestral
<i>Clostridium perfringens</i>	Trimestral
Microcistinas	Mensal*
Anatoxina – a	Mensal*
Cianofíceas	Mensal*
Clorofila – a	Mensal*
Amónia	Mensal*
Nitrato	Mensal*
Fosfato	Mensal*
Cloro	Trimestral
THM's	Trimestral

* - Os parâmetros que na frequência de análise estão assinalados com * são aqueles que estão dependentes do sistema de alerta. Caso seja necessário activar o sistema de alerta, a frequência de análise aos parâmetros assinalados deve ser aumentada.

Optou-se por não se incluir neste plano de controlo operacional alguns parâmetros existentes no plano de controlo operacional do clarificado do Densadeg, devido ao facto de não ser necessário monitoriza-los nesta fase. Parâmetros como a acrilamida, que é adicionada apenas na câmara de mistura rápida do Densadeg e o chumbo, o qual nunca se detectou a sua presença, não têm necessidade de ser acompanhados nas lamas das purgas dos decantadores.

5.4.2 – Águas de Lavagem dos Filtros

Os filtros rápidos de areia necessitam periodicamente de lavagens, devido ao efeito colmatante que as partículas arrastadas na água decantada exercem, ao final de um determinado período de filtração. Assim, as partículas que ficam retidas nos filtros de areia e são depois libertas através das lavagens, são maioritariamente colóides e

microrganismos que não foram removidos no processo de C/F/D. Deve-se considerar também como um importante parâmetro a controlar os subprodutos de desinfecção, nomeadamente os THM's. A justificação para a inclusão deste parâmetro é exactamente a mesma que a efectuada para o clarificado do Densadeg, ou seja, devido à desinfecção da água com cloro, existe sempre a eventualidade deste poder reagir com COD ainda presente, existindo a formação de THM's.

A nova proposta para o plano de controlo operacional da água de lavagem dos filtros está representada no quadro 6.

Quadro 6 – Nova proposta para o Plano de Controlo Operacional das águas de lavagem dos filtros.

Parâmetros	Frequência da análise
COD	Quinzenal
<i>Cryptosporidium</i>	Trimestral
<i>Giardia lamblia</i>	Trimestral
<i>Clostridium perfringens</i>	Trimestral
Cianofíceas	Mensal*
Clorofila – a	Mensal*
Amónia	Mensal*
Nitrato	Mensal*
Fosfato	Mensal*
Cloro	Trimestral
THM's	Trimestral

* - Os parâmetros que na frequência de análise estão assinalados com * são aqueles que estão dependentes do sistema de alerta. Caso seja necessário activar o sistema de alerta, a frequência de análise aos parâmetros assinalados deve ser aumentada.

Pelas mesmas razões apresentadas anteriormente, não se incluíram neste novo plano de controlo operacional a acrilamida e o chumbo. A não adição do pH é justificada com o facto de este parâmetro não sofrer grandes variações, uma vez que na água de lavagem dos filtros, que é água tratada, o seu valor é praticamente constante. Também se optou por não se incluírem as cianotóxicas, porque na água tratada nunca foi detectada a sua presença.

6 – Análise dos resultados do novo PCOQA das águas residuais

Após a proposta para o novo PCOQA das águas residuais da ETA de Tavira, seguiu-se um período experimental de cerca de um mês (16/09/08 a 17/10/08), no qual se analisaram os parâmetros propostos. A concentração de alumínio, turvação e pH no clarificado do Densadeg foi monitorizada desde o início do ano de 2008 até ao mês de Outubro, uma vez que existem dados para o fazer, permitindo assim ter uma apreciação global do seu comportamento. Não foi possível analisar todos os parâmetros sugeridos, devido ao custo das análises se tornarem incomportáveis tendo em conta a conjuntura económica dos nossos dias. Parâmetros como a clorofila – a e cianofíceas não foram integrados nas análises do novo PCOQA proposto

6.1 – Parâmetros a controlar

6.1.1 – Alumínio

Na figura 48 está representada a variação da concentração de alumínio no clarificado do Densadeg ao longo do ano de 2008.

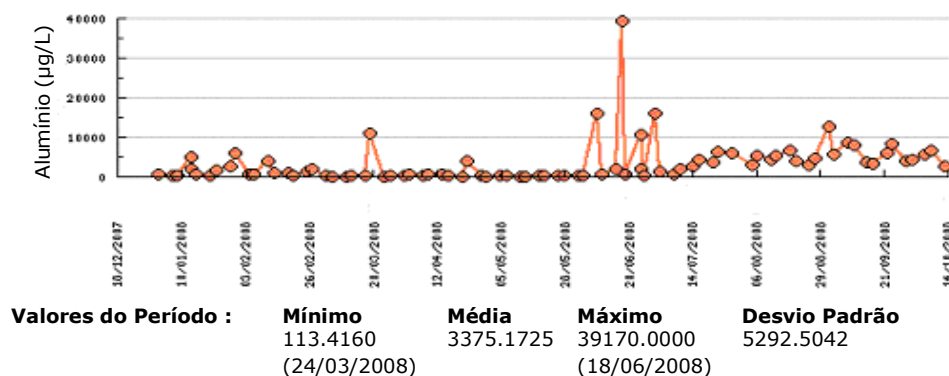


Figura 48 – Concentração de alumínio no clarificado do Densadeg no ano de 2008.

A análise da figura 48 revela que a concentração de alumínio no clarificado do Densadeg teve de novo uma grande variação no período em questão, com um valor mínimo de 113 $\mu\text{g/L}$ e um máximo de 39000 $\mu\text{g/L}$. A média estabeleceu-se em 3375 $\mu\text{g/L}$ com um desvio padrão de 5300 $\mu\text{g/L}$. Comparando estas concentrações com o limite de aceitação estabelecido pela ERP – 5001 (100 $\mu\text{g/L}$), é notório que estas são muito superiores (diferem uma ordem de grandeza). Assim, e apesar do clarificado do Densadeg recirculado representar apenas cerca de 3-5% do caudal total de água a tratar, existe um potencial perigo de se exceder o limite em causa. A sua influência na turvação do clarificado do Densadeg será discutida na secção referente a este parâmetro, bem como a interferência do pH e da alcalinidade na sua forma.

É assim provado que este parâmetro quando indevidamente controlado pode ser um factor potencial que origina problemas no processo de tratamento, ao nível do controlo da sua concentração na água tratada. Confirma-se então que o alumínio no clarificado do Densadeg é uma das condições críticas de operação das águas residuais do processo da ETA de Tavira.

6.1.2 – pH

A variação deste parâmetro ao longo de 2008 no clarificado do Densadeg é apresentada na figura 49, podendo-se através desta estabelecer o paralelismo com a concentração de alumínio no mesmo órgão.

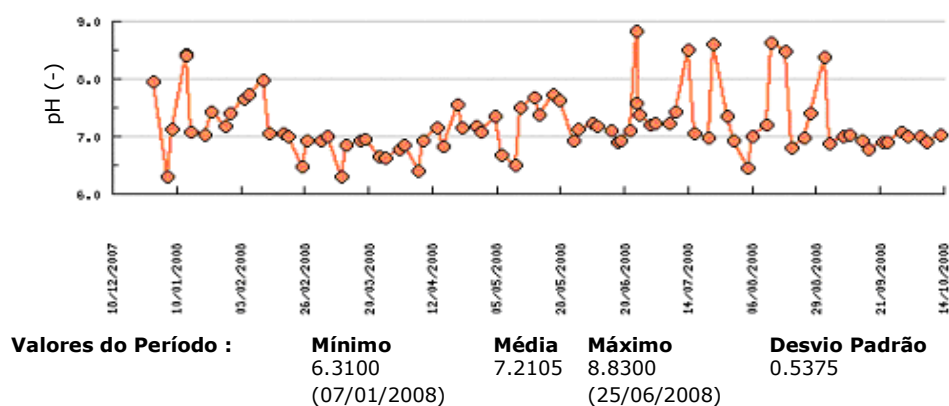


Figura 49 – pH no clarificado do Densadeg no ano de 2008.

Como se pode verificar na figura 49, o pH no clarificado do Densadeg sofreu uma variação pouco significativa ao longo deste período, em que o valor mínimo foi 6,3 e o máximo atingido 8,8. A média do pH no clarificado do Densadeg estabeleceu-se em 7,21 com um desvio padrão de 0,54.

A média do pH no clarificado do Densadeg ao longo deste período indica que o alumínio esteve na sua forma dissolvida grande parte do tempo (o intervalo óptimo de insolubilidade compreende-se para pH entre 6,5 e 7), passando assim a integrar o clarificado, sendo recirculado para a cabeça da ETA. Ao se comparar o gráfico da concentração de alumínio (figura 48) com a variação de pH (figura 49) no clarificado do Densadeg é possível averiguar os períodos em que este acontecimento não se verificou. Entre Fevereiro e Abril, sensivelmente, registaram-se das mais baixas concentrações de alumínio no ano de 2008, verificando-se também que o pH neste período se manteve no intervalo pretendido. O mês de Junho revelou exactamente o oposto, onde se atingiram concentrações elevadas de alumínio no clarificado, juntamente com valores de pH superiores ao intervalo de insolubilidade do metal. Estes factos provam assim a influência que o pH exerce sobre a concentração de alumínio.

Tendo em consideração estas condições, o pH pode ser considerado como uma das condições críticas de operação das águas residuais de processo, devido à interferência que a sua variação exerce na forma como o alumínio se apresenta no clarificado do Densadeg, determinando assim a sua diminuta/elevada taxa de recirculação para a cabeça da ETA.

6.1.3 – Alcalinidade

A variação da alcalinidade no clarificado do Densadeg está representada na figura 50, ao longo de um período entre Julho e Outubro de 2008.

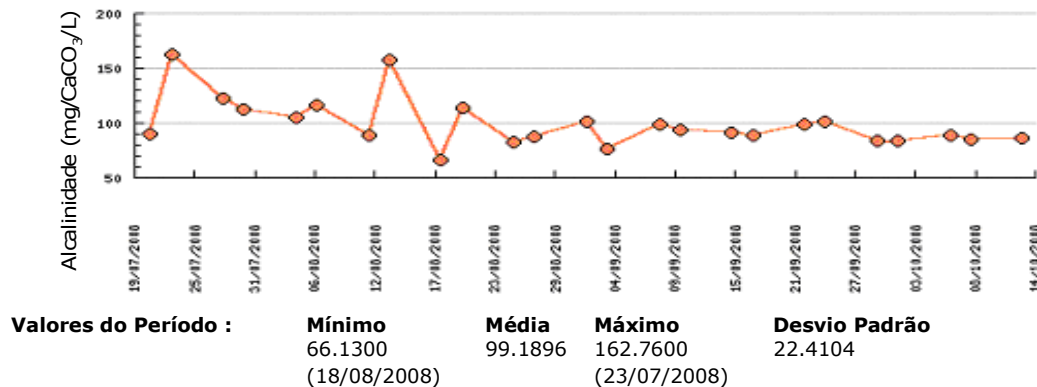


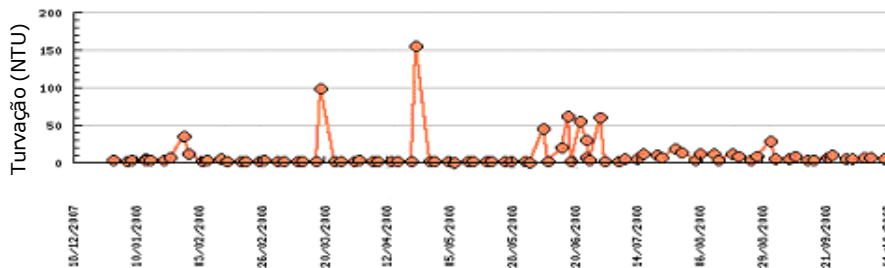
Figura 50 – Alcalinidade no clarificado do Densadeg entre Julho e Outubro de 2008.

A figura 50 mostra que a alcalinidade sofreu uma variação considerável. O valor mínimo observado deteve-se em 66 mg CaCO₃/L, enquanto o máximo foi 162 mg CaCO₃/L. A média pautou-se em 99 mg CaCO₃/L, com o desvio padrão de 22 mg CaCO₃/L, comprovando a considerável variação no período em questão. A concentração máxima de alcalinidade não ultrapassou os 250 mg CaCO₃/L estabelecidos na ERP – 5001, confirmando-se assim que da recirculação deste parâmetro não advém nenhum potencial perigo para o tratamento.

A maior importância da alcalinidade no clarificado do Densadeg está relacionada com o seu efeito tampão no meio. Atentando que na figura 50, no período entre 19/07 e aproximadamente antes de 17/08 se atingiram os maiores valores de alcalinidade, e ao se comparar com igual período na variação do pH no clarificado (figura 49), verificam-se de imediato alguns dos mais altos valores atingidos. A partir de 23/08 em diante, a alcalinidade manteve-se bastante estável a concentrações de CaCO₃ mais baixas, observando-se repercussões no pH do clarificado, estabilizando aí à volta de 7. Torna-se então evidente que quanto menor a alcalinidade, mais fácil será baixar o pH do clarificado do Densadeg, possibilitando uma remoção mais eficiente do alumínio. Tendo em conta estes factos, a alcalinidade comporta-se como um dos condicionantes críticos de operação das águas residuais da ETA.

6.1.4 – Turvação

A variação da turvação está representada na figura seguinte.



Valores do Período :	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.8000	10.4597	154.5000	22.2786
	(04/06/2008)		(23/04/2008)	

Figura 51 – Turvação no clarificado do Densadeg no ano de 2008.

Através da análise à figura 51 é possível verificar que a turvação não sofreu grandes variações ao longo do ano. A turvação mínima verificada foi 0,8 NTU, enquanto a máxima estabeleceu-se em 150 NTU. A turvação média anual no clarificado foi aproximadamente 10,5 NTU, com um desvio padrão de 22 NTU. Ao se recordar o valor da ERP – 5001 para a turvação na água tratada que é 1,0 NTU, nota-se imediatamente que a média do clarificado é muito superior, existindo assim um risco potencial para o processo de tratamento.

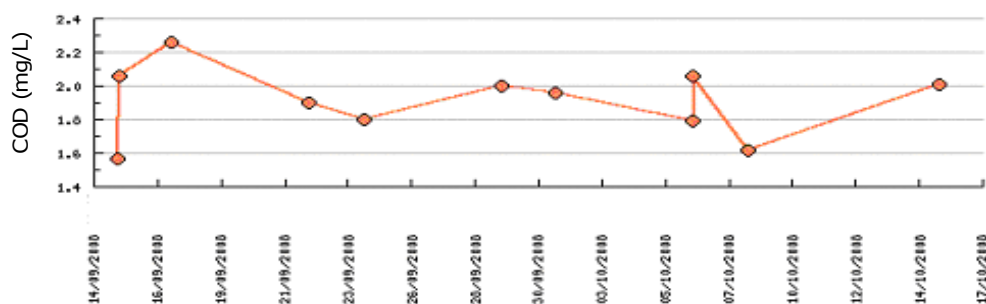
A explicação para as duas súbitas elevações na turvação registadas nos dias 20/03 e 23/04 está relacionada com as altas concentrações de alumínio que se verificaram nos mesmos dias, bem como a um possível levantamento do manto de lamas do órgão. O mês de Junho revelou também turvações elevadas, no entanto inferiores às anteriores. Apesar de neste período a concentração de alumínio ter sido superior às registadas nos dias 20/03 e 23/04, a turvação registada foi inferior, devido ao facto de ser apenas o alumínio no clarificado a conferir a turvação e não ter ocorrido levantamento do manto de lamas do Densadeg.

Como fica provado pelos factos apresentados, a turvação no clarificado do Densadeg é um parâmetro que pode comprometer a qualidade da água tratada, quando indevidamente

controlado, integrando-se assim numa das condições operacionais críticas das águas residuais da ETA.

6.1.5 – Carbono Orgânico Dissolvido

Na figura 52 está representada a variação do COD no clarificado Densadeg ao longo do período experimental.

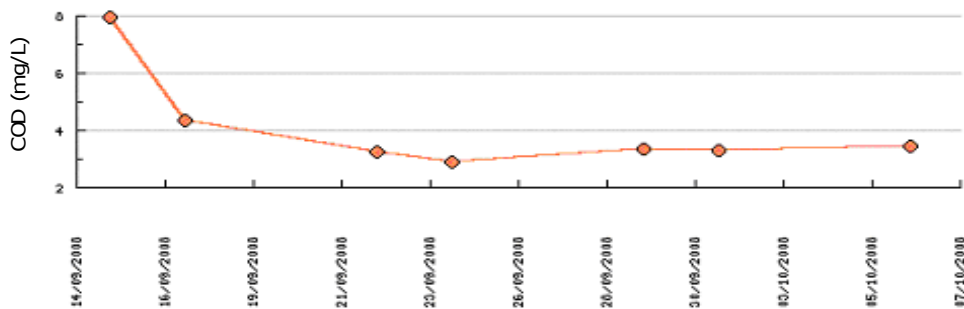


Valores do Período :	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	1.5700	1.9118	2.2600	0.2036
	(15/09/2008)		(17/09/2008)	

Figura 52 – COD no clarificado do Densadeg ao longo do período experimental.

Como se pode observar através da figura 52, o COD não sofreu grandes variações no clarificado do Densadeg no período experimental. O valor mínimo e máximo são bastante próximos, tendo como média 1,91 mg/L. Apesar de este parâmetro pouco variar, a sua média continua muito elevada tendo em conta o limite de aceitação do COT na água tratada, que é de 2,0 mg/L.

Para averiguar de onde é proveniente a maioria do COD afluente ao Densadeg, estudou-se a sua variação nas lamas dos decantadores e nas águas sujas das lavagens dos filtros.



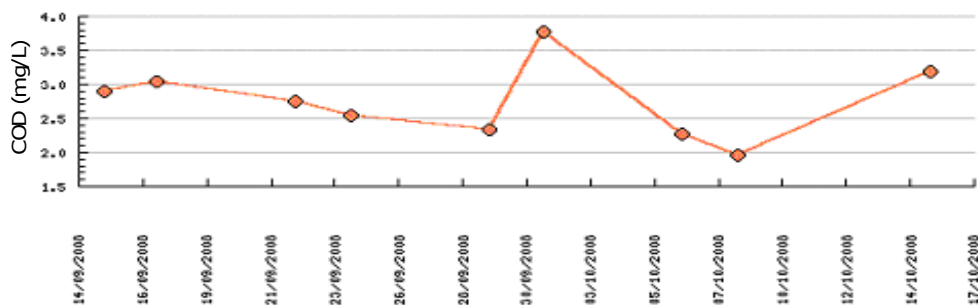
Valores do Período :

Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
2.9000 (24/09/2008)	4.0686	7.9500 (15/09/2008)	1.7691

Figura 53 – COD nas lamas da purga dos decantadores ao longo do período experimental.

A figura 53 revela que a variação do COD nas lamas da purga dos decantadores ocorre sempre a concentrações superiores à verificada no clarificado do Densadeg. Este facto tem como causa a oxidação de matéria orgânica e microrganismos em suspensão no passo de ozonização, que são depois removidos da água a tratar através do agente coagulante, passando a integrar as lamas dos decantadores.

Na figura 54 está representada a contribuição das águas sujas das lavagens dos filtros para o COD do Densadeg.



Valores do Período :

Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
1.9600 (08/10/2008)	2.7517	3.7750 (01/10/2008)	0.5491

Figura 54 – COD na água de lavagem dos filtros ao longo do período experimental.

Como era esperado, a média do COD nas águas sujas das lavagens dos filtros é inferior à das lamas da purga dos decantadores, porque a esta fase chega apenas o COD que não foi removido no passo de C/F/D, sendo esta a etapa onde se dá a remoção da maior parte do

COD. Desta maneira, constata-se que nas lamas das purgas dos decantadores existe uma maior concentração de COD, apesar deste nas águas de lavagem dos filtros existir em concentrações consideráveis. Confirma-se então que existe um potencial de formação de subprodutos de oxidação e desinfecção nestas fases da ETA, devido ao facto de existir COD suficiente para poder reagir e originar estes subprodutos indesejáveis. Os dados apresentados mostraram que este parâmetro actuou de novo como condicionante crítico de operação das águas residuais da ETA de Tavira.

6.1.6 – Cloro residual livre

A análise ao COD nas várias correntes residuais do processo de tratamento de água mostrou que existe um risco potencial de formação de sub produtos de oxidação. Tendo em conta este factor a concentração de cloro residual existente nestas etapas foi analisada. A determinação deste parâmetro nas lamas das purgas dos decantadores mostrou os seguintes resultados, representados na figura 55.

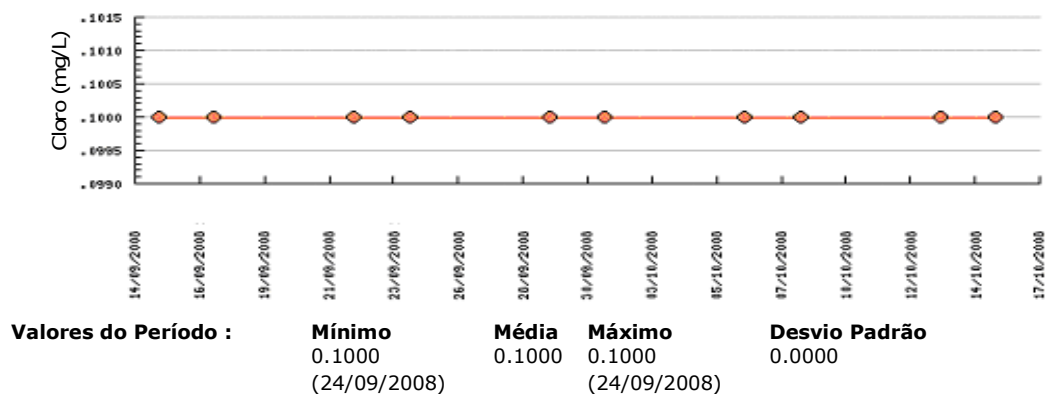


Figura 55 – Concentração de cloro residual livre nas lamas das purgas dos decantadores ao longo do período experimental.

A figura 55 revela que a concentração de cloro residual livre nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental foi sempre inferior ao limite de quantificação do método empregado para a análise, de 0,10 mg/L. Depreende-se assim que nesta corrente residual todo o cloro existente ou reagiu na formação de subprodutos de oxidação, ou então que a sua concentração foi praticamente inexistente.

De seguida apresenta-se a variação da concentração de cloro residual livre nas águas de lavagens dos filtros.

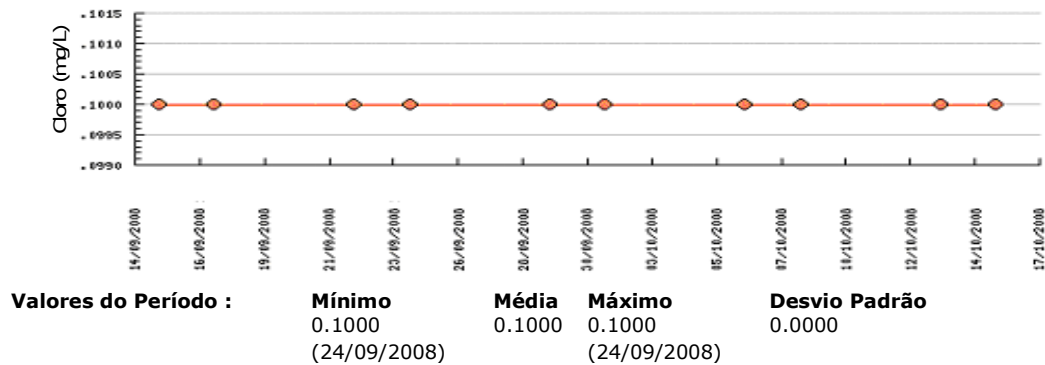


Figura 56 – Concentração de cloro residual livre na água de lavagem dos filtros no período experimental.

Na figura 56 é possível verificar que a variação da concentração de cloro residual livre na água de lavagem dos filtros foi sempre inferior ao limite de quantificação de 0,1 mg/L, ao longo do período de análise. Esperava-se que a concentração de cloro residual nesta corrente fosse superior, dado que as lavagens dos filtros são normalmente efectuadas com água já clorada. Uma das explicações para este facto deve-se à possibilidade de efectuar as lavagens com água apenas filtrada. Outra razão poderá ser a já referida anteriormente, na qual todo o cloro existente terá reagido com o COD, formando assim sub produtos de oxidação. A injeção de ar na etapa de lavagem dos filtros de areia pode também ser um factor importante na explicação da ausência do cloro nesta corrente. O arrastamento do cloro gasoso pelo ar borbulhado quando se efectua a fluidificação do leito filtrante para a sua lavagem, pode originar perdas consideráveis do agente desinfectante.

Tendo em conta que nas lamas das purgas dos decantadores e nas águas sujas das lavagens dos filtros a concentração de cloro é inexistente, não se espera também que este tenha marcado presença no clarificado do Densadeg. A figura 57 prova isto mesmo, onde se pode verificar também que a variação deste parâmetro foi sempre inferior ao limite de quantificação de 0,1 mg/L.

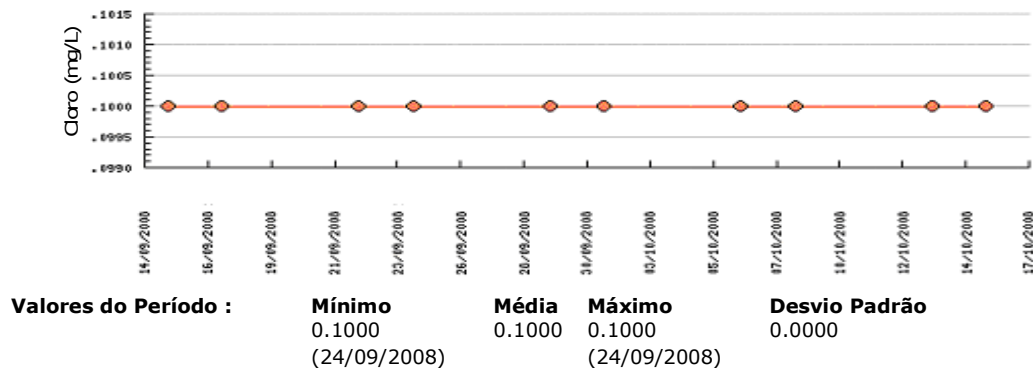


Figura 57 – Concentração de cloro residual livre no clarificado do Densadeg no período experimental.

Deste parâmetro em si não advém nenhum potencial perigo para a água tratada, uma vez que a ERP – 5001 estabelece um residual de cloro de 0,2 – 1,0 mg/L. O risco potencial do cloro está sim relacionado com a potencial formação de sub produtos de oxidação. Baseado nesta ideia, efectuou-se a quantificação de THM's nas águas residuais de processo.

6.1.7 – Trihalometanos totais

Considerando os resultados obtidos para o COD e para o cloro residual nas águas residuais do processo, analisaram-se os THM's totais existentes nestas correntes.

Na figura 58 está registada a variação da concentração de THM's totais nas lamas das purgas dos decantadores.

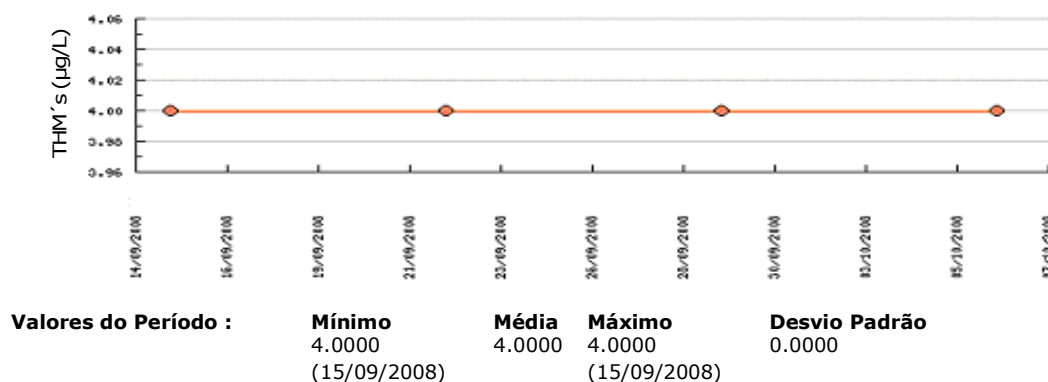


Figura 58 – Concentração de THM's totais nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.

Através da figura 58 observa-se que a concentração de THM's totais nas lamas dos decantadores foi sempre inferior ao limite de quantificação da técnica, de 4,0 µg/L. Pode-se assim referir que nesta zona do tratamento, apesar de se ter verificado um potencial de formação destes compostos, estes não se formaram durante o período de análise.

A variação da concentração de THM's totais nas águas de lavagem dos filtros durante o ciclo experimental pode ser observada na figura 59.

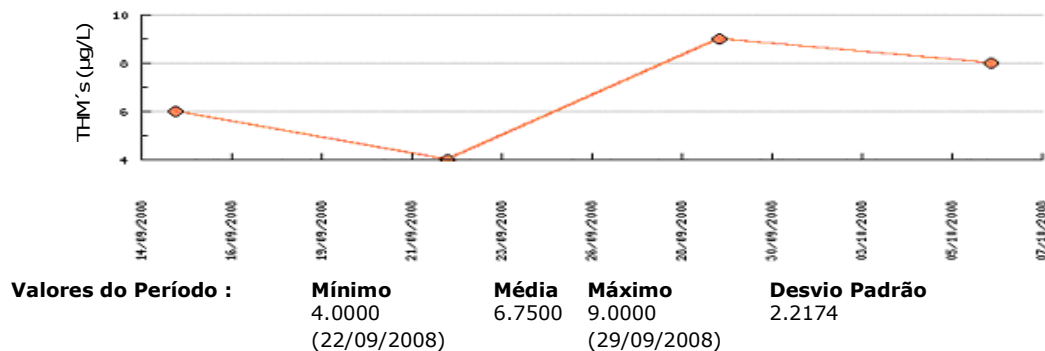


Figura 59 – Concentração de THM's totais na água de lavagem dos filtros no período experimental.

A figura 59 revela que ocorreu a formação de THM's nas águas de lavagem dos filtros. A concentração média de THM's totais formada foi 6,75 µg/L. Entretanto, tanto o cloro como o COD e COT devem ser bem monitorizados e controlados na água tratada, pois se com um residual de cloro praticamente inexistente na água de lavagem dos filtros existiu a formação de THM's, com concentrações maiores deste parâmetro é provável que a formação destes compostos indesejáveis nesta corrente residual seja ainda maior.

Na próxima figura está representada a variação da concentração de THM's totais no clarificado do Densadeg.

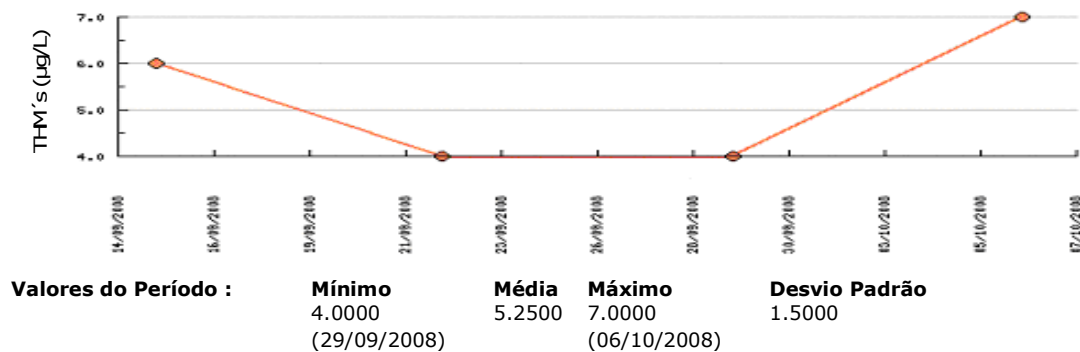


Figura 60 – Concentração de THM's no clarificado do Densadeg no período experimental.

A figura 60 revela que a concentração média de THM's no clarificado do Densadeg foi inferior à verificada nas águas de lavagem dos filtros, indicando assim que apesar destes compostos serem solúveis em água, o órgão é capaz de remover uma pequena concentração destes compostos cancerígenos. O pH e a temperatura também interferem na formação de THM's, pelo que o Verão poderá ser uma altura propícia à sua formação. Os dados referentes à formação de THM's nas águas residuais de processo da ETA de Tavira mostraram que a sua formação ocorre em concentrações diminutas, quando o residual de cloro existente é muito baixo. Considerando ainda que a baixa concentração de cloro residual se deva à lavagem dos filtros com água filtrada, quando a lavagem for efectuada com água filtrada e clorada a formação potencial de THM's poderá ser maior. Nestas condições, a concentração de THM's formada poderá ser tal que a concentração de 80 µg/L estabelecidos pela ERP – 5001 seja ultrapassada. Este parâmetro não se comporta assim como uma condição crítica de operação, mas existem factores potenciais para que o possa ser.

6.1.8 – *Clostridium perfringens*

A análise a este microrganismo patogénico foi adicionada ao PCOQA das águas residuais de processo. Assim, monitorizou-se este microrganismo ao longo do período experimental.

A análise à sua presença nas lamas das purgas dos decantadores mostrou os seguintes resultados.

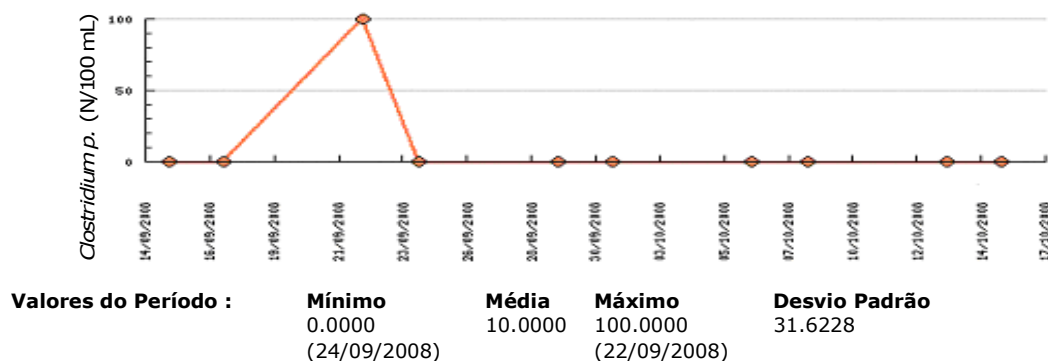


Figura 61 – *Clostridium perfringens* (N) nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.

A figura 61 revela que apenas por uma vez se detectou *Clostridium perfringens* nas lamas das purgas dos decantadores, com uma densidade celular de 100 indivíduos por 100 mililitros.

Para se perceber qual a importância desta presença pontual na corrente residual do processo, tem ainda que se observar as análises nas águas sujas das lavagens dos filtros e no clarificado do Densadeg.

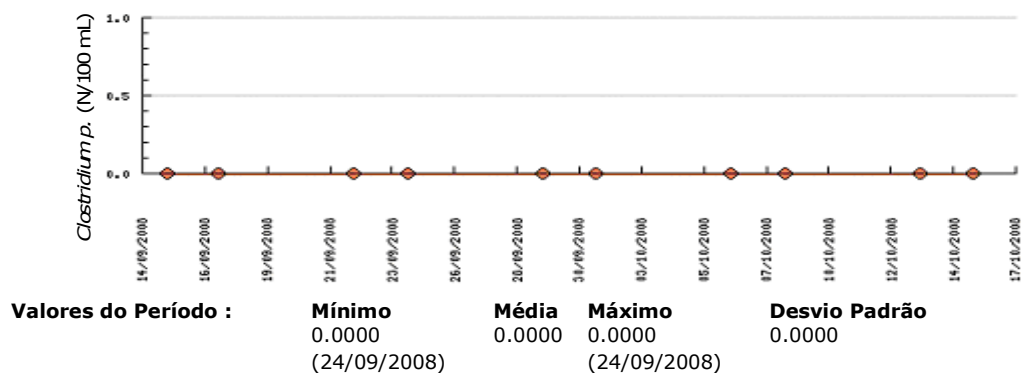


Figura 62 – *Clostridium perfringens* (N) na água de lavagem dos filtros no período experimental.

Como a figura 62 indica, não foi detectada a presença deste microrganismo nas águas das lavagens dos filtros, revelando assim que são maioritariamente removidos no processo de C/F/D, passando a integrar as lamas. Falta ainda verificar se foi ou não detectada a sua presença no clarificado do Densadeg (figura 63).

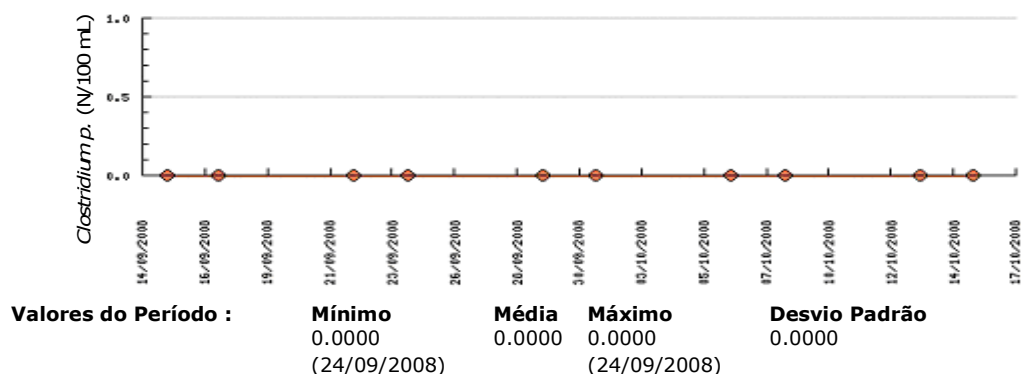


Figura 63 – *Clostridium perfringens* no clarificado do Densadeg no período experimental.

Na figura 63 é possível verificar que nunca foi detectada a presença de *Clostridium perfringens* no clarificado. Este facto comprova que este microrganismo é incorporado

nas lamas do Densadeg, não existindo assim perigo de ser recirculado para a cabeça da ETA.

6.1.9 – Amónia

A adição deste parâmetro ao PCOQA está relacionada com o facto de a amónia ser um dos nutrientes essenciais para o crescimento de cianobactérias. A concentração deste nutriente foi acompanhada durante o período experimental nas águas residuais de processo.

A concentração de amónia nas lamas das purgas dos decantadores está representada na figura 64.

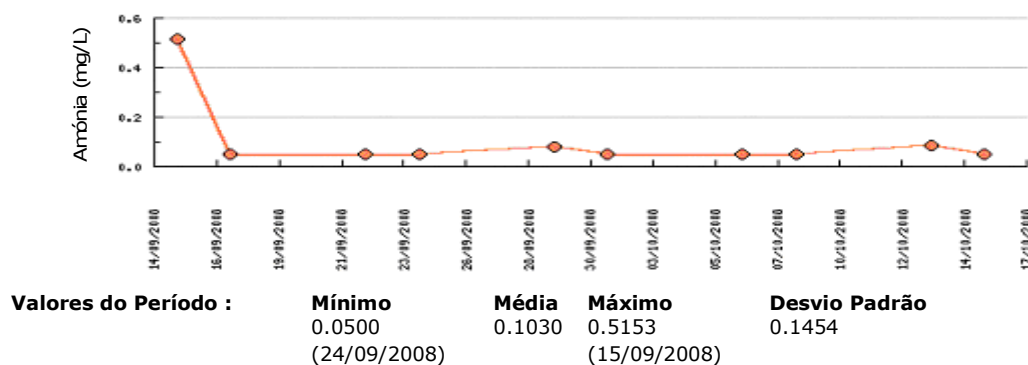
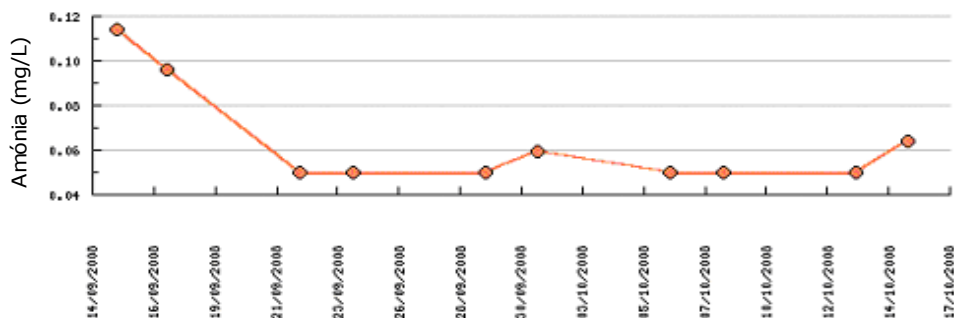


Figura 64 – Concentração de amónia nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.

A variação da concentração de amónia nas lamas das purgas dos decantadores mostrou que no dia 15/09 se atingiu uma concentração de aproximadamente 0,5 mg/L, enquanto nas determinações seguintes apenas por duas vezes a concentração de amónia foi superior ao limite de quantificação, de 0,05 mg/L. A figura 65 mostra a variação deste parâmetro nas águas sujas das lavagens dos filtros.

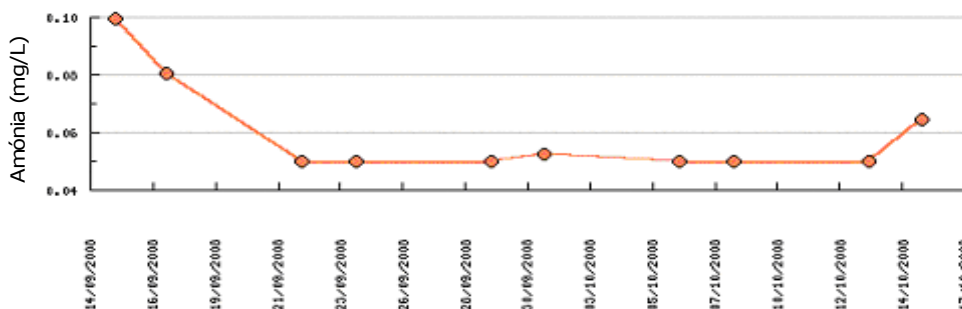


Valores do Período :

Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
0.0500 (24/09/2008)	0.0633	0.1142 (15/09/2008)	0.0229

Figura 65 – Concentração de amónia na água de lavagem dos filtros no período experimental.

A figura 65 revela que a variação da concentração de amónia nas águas de lavagem dos filtros pouco variou ao longo do tempo. Este dado indica que a maioria da amónia presente na água a tratar é removida no processo de C/F/D, passando a incorporar as lamas. Desta maneira, são as lamas das purgas dos decantadores que maiores concentrações de amónia enviam para o Densadeg. A eficiência do órgão relativamente a este parâmetro pode ser estudada com base na figura 66.



Valores do Período :

Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
0.0500 (24/09/2008)	0.0597	0.0996 (15/09/2008)	0.0172

Figura 66 – Concentração de amónia no clarificado do Densadeg no período experimental.

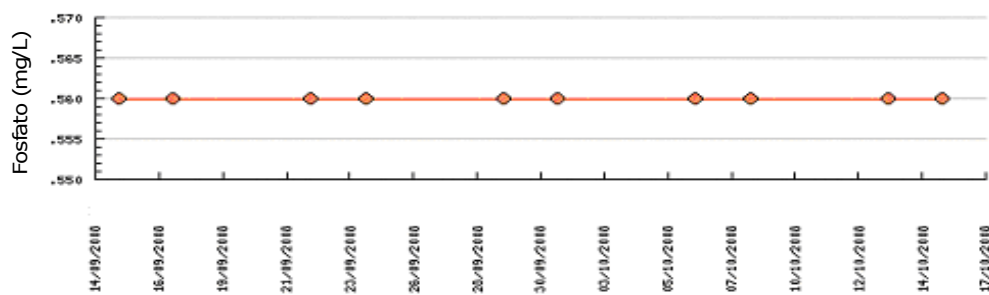
Como se pode verificar através da figura 66, a concentração de amónia no clarificado do Densadeg sofreu também uma pequena variação ao longo do período experimental. A maioria da amónia afluente ao Densadeg é removida e incorporada nas lamas deste órgão, facto que pode ser verificado ao se comparar a figura 66 com a 64. No dia 15/09, a concentração de amónia afluente ao Densadeg através das lamas dos decantadores foi 0,5

mg/L, enquanto a recirculada foi 0,1 mg/L. Não foi excedida assim a concentração de 0,5 mg/L presente quer no Decreto-lei 306/07, quer na ERP – 5001, verificando-se que este parâmetro não se comporta como um dos condicionantes críticos de operação.

6.1.10 – Fosfato

Tal como a amónia, o fosfato presente em solução pode contribuir para o aparecimento de blooms de cianobactérias na água. É esta a principal razão pela qual se decidiu verificar a presença de fosfato nas águas residuais do processo da ETA de Tavira.

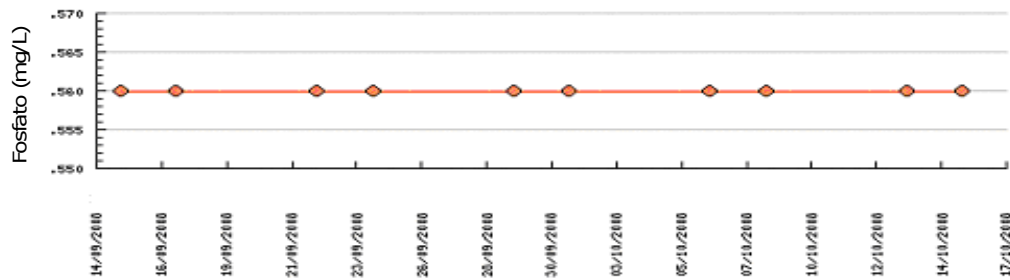
Nas lamas das purgas dos decantadores não foi detectada a presença de fosfato, como se pode verificar na figura 67.



Valores do Período :	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.5600	0.5600	0.5600	0.0000
	(24/09/2008)		(24/09/2008)	

Figura 67 – Concentração de fosfato nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.

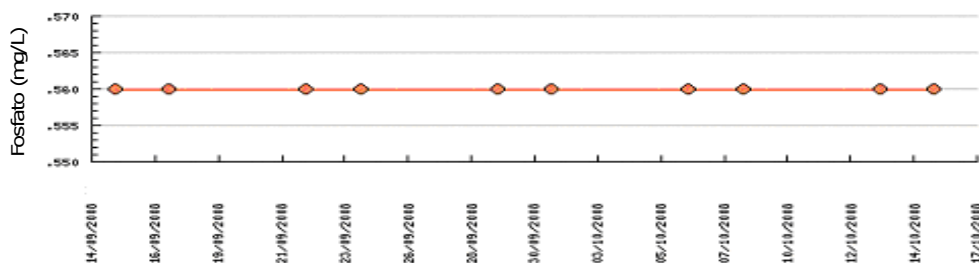
A concentração de fosfato obtida nas lamas das purgas dos decantadores foi sempre inferior ao limite de quantificação, podendo-se afirmar que este nutriente não existiu nesta zona do tratamento no período monitorizado. É apresentado de seguida a análise efectuada a este parâmetro nas águas sujas das lavagens dos filtros.



Valores do Período :	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.5600	0.5600	0.5600	0.0000
	(24/09/2008)		(24/09/2008)	

Figura 68 – Concentração de fosfato na água de lavagem dos filtros no período experimental.

Tal como no caso anterior, a concentração de fosfato nas águas das lavagens dos filtros foi sempre inferior ao limite de quantificação da técnica utilizada, não tendo existido assim fosfatos durante o período acompanhado. Visto que nem nas lamas dos decantadores nem nas águas de lavagem dos filtros este nutriente foi detectado, também não é esperar que o seja no clarificado do Densadeg. A figura 69 comprova este facto.



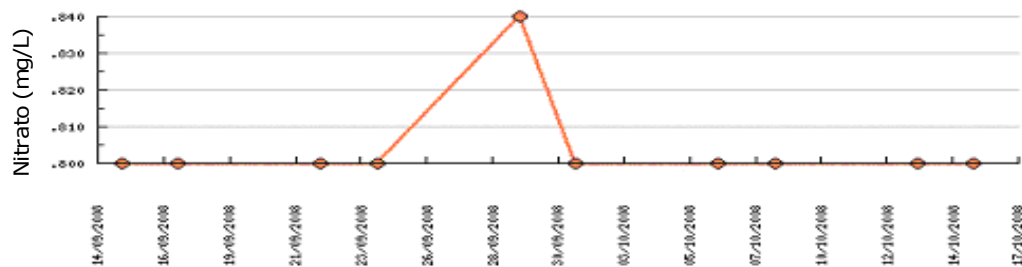
Valores do Período :	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.5600	0.5600	0.5600	0.0000
	(24/09/2008)		(24/09/2008)	

Figura 69 – Concentração de fosfato no clarificado do Densadeg no período experimental.

Como as figuras 67, 68 e 69 mostram que nas águas residuais de processo nunca se detectou fosfato, não existindo assim preocupações acerca deste parâmetro.

6.1.11 – Nitrato

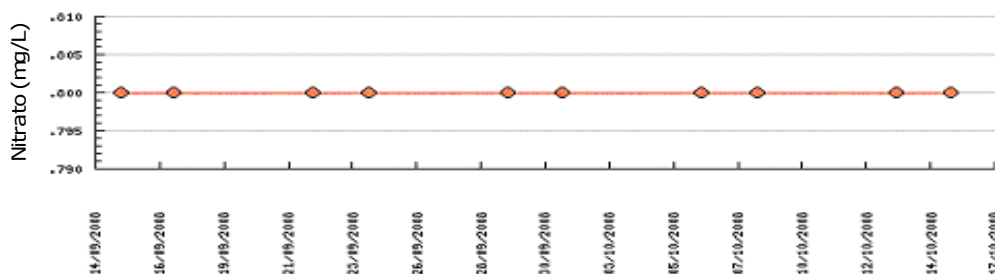
O nitrato é uma fonte de azoto que pode ser assimilada por cianobactérias, sendo utilizada por estas como nutriente no seu metabolismo e crescimento. Assim, decidiu-se também monitorizar a concentração de nitrato nas águas residuais de processo da ETA de Tavira. O estudo efectuado a este parâmetro nas lamas dos decantadores mostrou os seguintes resultados.



Valores do Período :	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.8000	0.8040	0.8399	0.0126
	(24/09/2008)		(29/09/2008)	

Figura 70 – Concentração de nitrato nas lamas das purgas dos decantadores no período experimental.

A figura 70 revela que apenas por uma vez a concentração de nitrato nas lamas dos decantadores foi superior ao limite de quantificação da técnica utilizada, verificando-se uma concentração de aproximadamente 0,84 mg/L. A contribuição das lamas dos decantadores em relação a este parâmetro no Densadeg foi praticamente nula. Na próxima figura está representada a variação deste parâmetro mas nas águas das lavagens dos filtros.



Valores do Período :	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
	0.8000	0.8000	0.8000	0.0000
	(24/09/2008)		(24/09/2008)	

Figura 71 – Concentração de nitrato na água de lavagem dos filtros no período experimental.

Como se pode verificar através da figura 71, o nitrato nas águas das lavagens dos filtros nunca foi detectado. Visto que nas correntes afluentes ao Densadeg a presença deste nutriente foi quase inexistente, no clarificado recirculado verifica-se também a mesma situação, confirmada na figura 72, onde a concentração de nitrato foi sempre inferior ao limite de quantificação da técnica empregue.

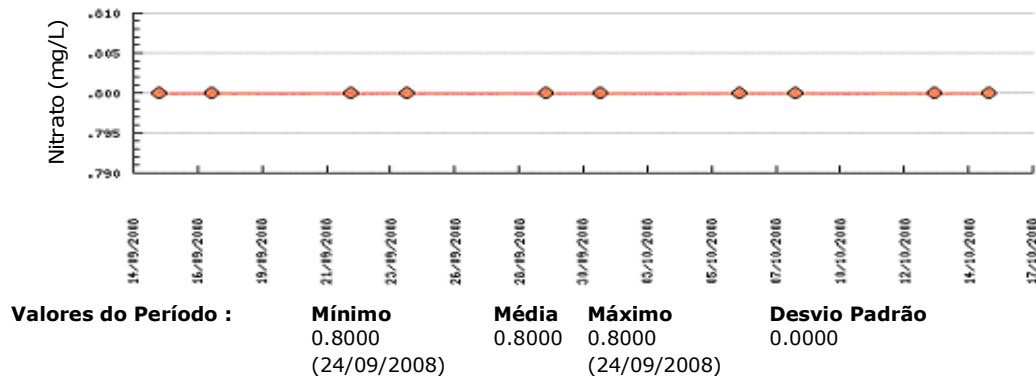


Figura 72 – Concentração de nitrato no clarificado do Densadeg no período experimental.

A ERP – 5001 tem estabelecido para este parâmetro um limite de aceitação de 50 mg/L. Como a concentração de nitrato recirculado para o início do tratamento foi inexistente, este parâmetro não se comporta como uma condição crítica de operação.

6.1.12 – Anatoxina – a dissolvida

Sendo a anatoxina – a uma perigosa neurotoxina, achou-se conveniente analisar se esta existe ou não no clarificado do Densadeg, integrando assim o PCOQA.

Esta neurotoxina não foi detectada, como se pode observar através da figura 73.

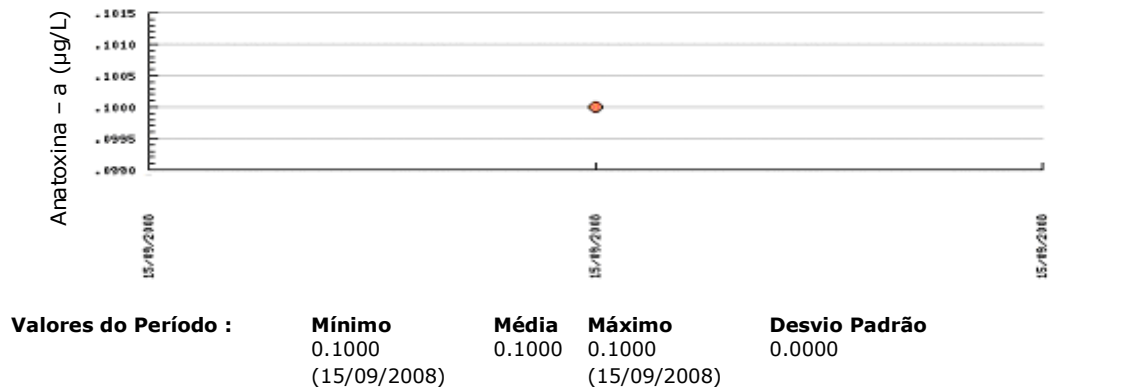


Figura 73 – Concentração de anatoxina – a dissolvida no clarificado do Densadeg no período experimental.

Na análise efectuada a concentração de anatoxina – a dissolvida foi inferior ao limite de quantificação da técnica. Tal como referido anteriormente, apesar de não se ter detectado, este parâmetro pode ser considerado como condição crítica sempre que exista um alerta relativamente à existência de cianobactérias na água a tratar, como recomendado pela OMS.

6.1.13 – Microcistina dissolvida

A inclusão deste parâmetro no PCOQA está relacionada com a grande toxicidade e resistência desta hepatotoxina, aos processos convencionais de tratamento de água.

A figura 74 mostra que a determinação efectuada não detectou a presença de microcistina dissolvida no clarificado do Densadeg.

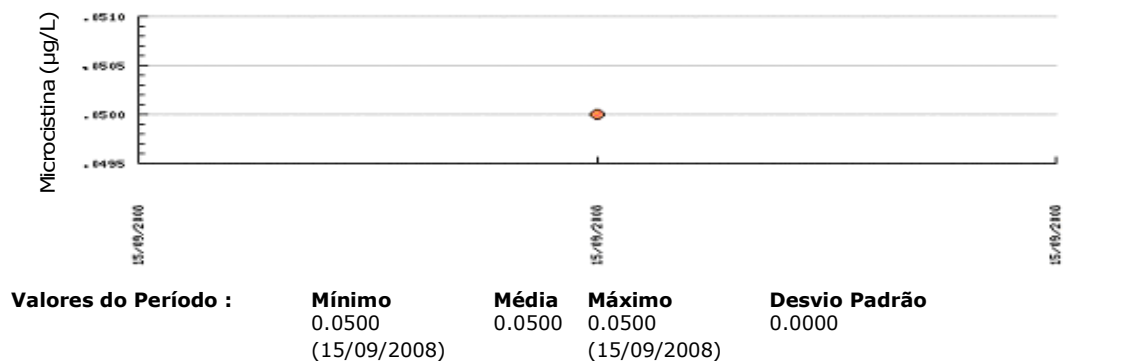


Figura 74 – Concentração de microcistina – a no clarificado do Densadeg no período experimental.

Tal como para a outra cianotoxina analisada, embora não se tenha detectado a sua presença no clarificado, sempre que ocorra um dos níveis de alerta mencionados pela OMS, a sua análise deverá ser reforçada. Assim, a microcistina poderá sempre ser considerada como uma das condições operacionais críticas sempre que se esteja perante estas situações.

6.2 – Parâmetros a excluir do novo PCOQA

As análises aos resultados do novo PCOQA proposto mostraram que determinados parâmetros que se suspeitavam ser críticos para o processo não o foram. Parâmetros como os nutrientes necessários ao crescimento de cianobactérias não necessitam ser incluídos no novo PCOQA das águas residuais. Estes devem ser monitorizados nas águas residuais apenas quando se atinjam os níveis de alerta recomendados pela OMS. Tendo em conta os resultados obtidos para os nutrientes necessários ao crescimento de cianobactérias e para as cianotoxinas, a proposta avançada para a determinação do número de cianófitas e clorofila – a (parâmetros não analisados) também não se mostram necessárias.

O cloro residual e os THM's não se comportaram também como condicionantes críticos de processo, apesar de os THM's terem sido detectados em pequenas concentrações. Visto o cloro não ter sido detectado não se torna necessária a sua adição ao PCOQA. Quanto aos THM's, apesar de se terem formado em baixas concentrações, a sua adição ao PCOQA mostra-se essencial pois este parâmetro em determinadas condições apontadas poderá ser um virtual condicionante crítico de operação.

A bactéria *Clostridium perfringens* não foi detectada no clarificado do Densadeg, apesar de ter sido encontrada nas lamas dos decantadores por uma vez. Assim, este parâmetro poderá ser analisado nas águas residuais do processo sempre que na água bruta se encontrar em quantidades consideráveis. Apesar de no período experimental não se ter efectuado determinações aos protozoários *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, a acção a tomar relativamente a estes microrganismos deverá ser a mesma que para *Clostridium perfringens*.

Depois de debatidas estas questões, está-se assim em condições de apresentar o melhor PCOQA para as águas residuais de processo da ETA de Tavira.

Quadro 7 – PCOQA a implementar no clarificado do Densadeg.

Parâmetros	Frequência da análise
Acrilamida	Semestral
Alcalinidade	Semanal
Alumínio Total	Bissemanal
COD	Quinzenal
SUVA	Quinzenal
Chumbo	Semestral
pH	Bissemanal
Turvação	Bissemanal
<i>Cryptosporidium</i>	Semestral*
<i>Giardia lamblia</i>	Semestral*
<i>Clostridium perfringens</i>	Semestral*
Microcistinas	Semestral*
Anatoxina – a	Semestral*
THM's	Trimestral

* - Os parâmetros que na frequência de análise estão assinalados com * são aqueles que estão dependentes do sistema de alerta. Caso seja necessário activar o sistema de alerta, a frequência de análise aos parâmetros assinalados deve ser aumentada

Quadro 8 – PCOQA a implementar nas lamas das purgas dos decantadores.

Parâmetros	Frequência da análise
COD	Quinzenal
SUVA	Quinzenal
<i>Cryptosporidium</i>	Semestral*
<i>Giardia lamblia</i>	Semestral *
<i>Clostridium perfringens</i>	Semestral *
THM's	Trimestral

* - Os parâmetros que na frequência de análise estão assinalados com * são aqueles que estão dependentes do sistema de alerta. Caso seja necessário activar o sistema de alerta, a frequência de análise aos parâmetros assinalados deve ser aumentada.

Quadro 9 – PCOQA a implementar na água de lavagem dos filtros.

Parâmetros	Frequência da análise
COD	Quinzenal
SUVA	Quinzenal
<i>Cryptosporidium</i>	Semestral*
<i>Giardia lamblia</i>	Semestral*
<i>Clostridium perfringens</i>	Semestral*
Cloro residual	Trimestral
THM's	Trimestral

* - Os parâmetros que na frequência de análise estão assinalados com * são aqueles que estão dependentes do sistema de alerta. Caso seja necessário activar o sistema de alerta, a frequência de análise aos parâmetros assinalados deve ser aumentada.

Os parâmetros assinalados com asterisco (*) são aqueles cuja frequência de análise pode ser aumentada caso se detectem níveis elevados na água bruta, ou se atinjam os níveis de alerta propostos pela OMS.

7 – Possível optimização das condições operacionais e tecnológicas do Densadeg

A optimização das condições tecnológicas do Densadeg deverá ser apontada para os parâmetros críticos do órgão. Como foi debatido ao longo do trabalho, as principais condições críticas de operação no Densadeg relacionam-se com os elevados níveis de alumínio e COD que são recirculados para a cabeça da ETA.

O alumínio presente no clarificado do Densadeg precipita sob a forma de hidróxido de alumínio, sobretudo quando o pH do meio está situado no mínimo de solubilidade para este metal (6,5 – 7). Como se observou, a média do pH no clarificado foi superior a este intervalo. Na formação do hidróxido deste metal dá-se a libertação de iões hidrónio, esperando-se que ocorra uma acidificação do meio, diminuindo o pH, quando a alcalinidade é baixa. Assim, esta diminuição do pH poderia ser um auxílio no controlo do alumínio no clarificado do Densadeg, restringindo-se o intervalo de pH para a insolubilidade do alumínio, precipitando-o desta forma. No entanto, o carbonato de cálcio (Alcalinidade) presente no clarificado tem um efeito tampão, impedindo a acidificação para o intervalo de pH pretendido. Ao se controlar a alcalinidade no Densadeg para níveis na ordem dos 90 – 100 mg CaCO₃/L, o pH do clarificado situa-se no intervalo pretendido, conseguindo-se precipitar grandes quantidades de alumínio. Este facto comprova-se nas figuras 48, 49 e 50. O controlo do pH no Densadeg também poderá ser efectuado quer através da adição de CO₂ ou ácidos ao meio.

A bibliografia consultada refere também que o alumínio quando dissolvido pode complexar-se com o COD presente em solução, devido à diferença de cargas existentes. O COD é carregado negativamente à superfície, enquanto o alumínio dissolvido está presente na forma de iões Al³⁺. Visto que a concentração de COD e alumínio no clarificado são consideráveis, é provável que este fenómeno ocorra. Então uma sugestão para a optimização da operação no órgão seria através da adição de carvão activado, com capacidade para adsorver substâncias hidrossolúveis. Com a adição deste material pode-se conseguir então controlar tanto o COD individualmente, como os complexos COD – alumínio.

O senão da adição de reagentes ou materiais na tentativa de optimização das condições operacionais do Densadeg é o aumento dos encargos de exploração, uma vez que os gastos na aquisição de reagentes aumentam, assim como o carvão aumenta o volume de lamas produzidas no órgão. Assim, ensaios à escala laboratorial/piloto devem ser efectuados antes de se implantar alguma destas técnicas no Densadeg.

8 – Conclusão

Este trabalho teve como objectivo a verificação e realização de um PCOQA adequado às águas residuais do processo que são reaproveitadas. Com base no PCOQA do Densadeg em vigor, estudaram-se os vários parâmetros no ano de 2007, verificando-se quais as condições operacionais críticas desta fase do processo. Neste período as principais condições críticas do clarificado recirculado foram a concentração de alumínio e o COD. Relativamente a parâmetros microbiológicos, não se encontraram problemas relativamente a cianotoxinas e microrganismos patogénicos, apesar da bibliografia consultada indicar que são estes os parâmetros mais problemáticos quando o reaproveitamento de águas residuais é efectuado. Assim, decidiu-se adicionar ao novo PCOQA os nutrientes necessários para o crescimento de cianobactérias, bem com manter a análise às cianotoxinas. Devido aos elevados níveis de COD e SUVA notou-se que existiu um potencial de formação de THM's, sendo este parâmetro adicionado ao PCOQA proposto.

As análises efectuadas com o PCOQA proposto revelaram que os níveis de alumínio recirculados voltaram a ser elevados, e pôs também a descoberto a influência que o pH no clarificado do Densadeg exerce sobre a forma do metal. O nível de alcalinidade por sua vez tem grande preponderância no pH, verificando-se que quanto maior a alcalinidade maior o pH. A turvação no clarificado está também relacionada com estes parâmetros, pois depende da forma do alumínio. Reparou-se assim que o alumínio precipitado no clarificado leva a uma diminuição da turvação, pois este sedimenta e fica retido no manto de lamas. Conclui-se então que estes parâmetros são todos condições críticas de operação, pois quando indevidamente controlados têm capacidade de interferir com o correcto tratamento da água.

Relativamente à formação de THM's nas águas residuais de processo, verificou-se existir formação nas águas de lavagem dos filtros, que por sua vez são recirculados para a cabeça da ETA. Apesar desta formação ter sido em baixas concentrações, existe um risco potencial de se formarem maiores quantidades quando a concentração de cloro residual nas águas de lavagem for superior à verificada neste estudo. É também de considerar que altos níveis de pH e temperaturas elevadas também podem conduzir a uma maior

formação de THM's, condições estas que se verificaram no Verão. Pode-se assim concluir que este parâmetro poderá em determinadas condições tornar-se numa virtual condição crítica de operação, podendo pôr em risco a qualidade da água tratada, daí a sua inclusão no PCOQA.

Os parâmetros microbiológicos foram aqueles que no período estudado não se comportaram como condicionantes críticos de operação nas águas residuais da ETA. Nunca se detectaram microrganismos patogénicos recirculados para o início do tratamento, nem cianobactérias produtoras de cianotoxinas. Quanto às questões relacionadas com estes microrganismos, também se confirmou nas águas residuais não existirem condições propícias para o seu crescimento, porque estas não estão eutrofizadas (ausência de nutrientes necessários para o crescimento), nem se detectaram toxinas por elas produzidas. Assim, a frequência de análise a estes parâmetros poderá ser reduzida.

Relativamente a uma futura optimização tecnológica do Densadeg, vários ensaios poderão ser efectuados, quer à escala laboratorial/piloto, quer no órgão em si. A adição de carvão activado para a remoção de COD e complexos COD – alumínio, bem como o controlo de pH para a precipitação do alumínio deverá ser considerada.

Como consideração final, pode-se confirmar que o PCOQA para as águas residuais de processo em vigor na ETA de Tavira está perfeitamente adequado às múltiplas variáveis a controlar na água, necessitando apenas de um maior acompanhamento ao nível dos THM's.

No seu global, o objectivo deste trabalho foi atingido.

9 – Referências Bibliográficas

Águas do Algarve, S.A. – *Densadeg: Manual de Operação e Exploração*.

Águas do Algarve, S.A. – *Estação de Tratamento de Água de Tavira – Processo de Tratamento*.

Águas do Algarve, S.A – *Glossário Ambiental*; 2005

Asada, L. N.; *Avaliação dos Efeitos do Recebimento do Lodo de Estação de Tratamento de Água Pelo Processo de Lodo Ativado com Aeração Prolongada*. Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Engenharia. 2007

Associação Portuguesa de Certificação – *Especificação de Requisitos do Produto: Água para Consumo Humano, Variante sistemas de abastecimento público em alta – ERP 5001*; 2007.

Babatunde, A. O.; Zhao, Y. Q.; *Constructive Approaches Toward Water Treatment Works Sludge Management: An International Review of Beneficial Reuses*. Critical Reviews in Environmental Sciences and Technology, 37:129 – 164, 2007.

Betancourt, W. Q.; Rose, J. B.; *Drinking Water Treatment Processes for Removal of Cryptosporidium and Giardia*. Veterinary Parasitology 126, p. 219-234, 2004.

Campinas, M.; Teixeira M. R.; Lucas, H.; Rosa, M. J; *Previsão da Capacidade de Remoção de Cianobactérias na ETA de Alcantarilha*. Actas do 10º Encontro Nacional do Saneamento Básico. Universidade do Minho, 16-19 de Setembro de 2002.

Cárdenas, M. A.; *A Global Water Cycle Model*. Decision and Control including the 13th Symposium on Adaptive Processes. Volume 13, p. 203-206, 1974.

Cornwell, D. A.; Bishop, M.M.; Gould, R.G.; Vandermeiden, C.; *Water Treatment Plant Waste Management* – American Water Works Association Research Foundation; 1987.

Decreto-lei 306/27 de 27 de Agosto. Diário da Republica nº 164/07. I série – A. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território. Lisboa.

Filho, J.; Rita, E.; *Gerenciamento do Resíduo Gerado na Clarificação de Água da ETA de RLAM*. Monografia Apresentada à Escola Politécnica – Departamento de Hidráulica e Saneamento, como parte das exigências do Curso de Pós-Graduação em Gerenciamento e Tecnologia Ambientais na Indústria, para a obtenção de Grau de “especialista”. 2002.

George, D.B.; Berk, S.G.; Adams, V.D.; Ting, R.S.; Roberts, R.O.; Parks, L.H.; Lott, R.C.; *Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, p. 149-158, 1995.

Ghebremicheal, K. A; *Moringa Seed and Pumice as Alternative Natural Materials for Drinking Water Treatment*. KTH Land and Water Resources Engineering. 2004.

Graeme, J.J.; *Hydrophobicity and floc density in induced-air flotation for water treatment*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, Volume 151, p. 269-281 ; 1999.

Hammer, M. J.; Hammer, Jr. - *Water and Wastewater technology* 5th edition Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall, Inc., 2004.

Hitzfeld, B. C.; Höger, S. J.; Dietrich, D. R.; *Cyanobacterial Toxins: Removal during Drinking Water Treatment, and Human Risk Assessment*. Environ Health Perspect 108, p. 113-122. 2000.

Ishikawa, S.; Ueda, N.; Okumura, Y.; Iida, Y.; Baba, K.; *Recovery of coagulant from water supply plant sludge and its effect on clarification*. Journal of Material Cycles and Waste Management, Volume 9, Number 2, p. 167-172. 2007.

Junqueira, V. C.; Neto, R. C.; Silva, N.; Terra, J. H.; Silva, D. F.; *Ocorrência de Esporos de Clostridium perfringens em Amostras de Águas Brutas e Tratadas, na Cidade de Campinas, São Paulo, Brasil*. Revista Higiene Alimentar, Volume 20 – nº 144. 2006.

Lang, P. E. M.; *National Manual of Good Practice for Biosolids. Ch.5 – Solids Thickening and Dewatering Systems*. United States Environmental Protection Agency. 2005.

Le Chevallier, M. W.; Au, K. K.; *Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water*. World Health Organization. 2004.

Ma, W.; Zhao, Y.Q.; Kearney, P.; *A study of dual polymer conditioning of aluminum-based drinking water treatment residual*. Journal of Environmental Science and Health, Part A, Volume 42, Issue , p. 961 – 968. 2007

Malmrose, P.E.; Wolfe, T.A.; *Recent advances in technologies for dewatering coagulant residuals*. - American Water Works Association Conference on Development of Programs for Engineering Tomorrows Water Systems. 1994.

Marques, A. K.; *Análise da Diversidade Fitoplanctônica da Usina Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães, no Médio Tocantins – To: Estrutura da Comunidade, Flutuações Temporais e Espaciais*. Dissertação apresentada ao curso de Pós graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, para a obtenção do Título de Mestre em Ciências do Ambiente. 2006.

Masschelein, W.J.; Devleminck, R.; Genot, J.; *Feasibility of Coagulant Recycling by Alkaline Reaction of Aluminum Hydroxide Sludges*. Water Research WATRAG Volume 19, nº 11, p 1363-1368. 1985.

Melo, E.; *Apontamentos Teóricos da Cadeira de Processos de Separação I*. Faro, 2006.

Menezes, A.; Gadelha, C.; Júnior, W.; Machado, T.; Almeida, T. ; *Caracterização da água de lavagem de uma estação de tratamento de água com vista a reúso*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Volume 9, p. 191. 2005.

Ministério da Saúde Brasileiro; *Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano*. Brasília, Fundação Nacional de Saúde. 2003.

Office of Ground Water and Drinking Water; *Filter Backwash Recycling Rule: Technical Guidance Manual*. United States Environmental Protection Agency; 2002.

Petruzzelli, D.; Volpe, A.; Limoni, N.; Passino, R.; *Coagulants removal and recovery from water clarifier sludge*. Water Research Volume 34, Issue 7, p. 2177-2182. 2000.

Pollution Prevention Challenge Grant: *Alum Recovery at a Drinking Water Treatment Plant*; City of Durham, 1985.

Reissman, F. G.; Uhl, W.; *Ultrafiltration for the Reuse of Spent Filter Backwash Water from Drinking Water treatment*. Desalinization n° 198, p. 225-235. 2006.

Rose, J. B.; *Environmental Ecology of Cryptosporidium and Public Health Implications*. Annual Review of Public Health, Volume 18, p.135-161. 1997.

Sotero – Santos, R.B.; Rocha, O.; Povinelli, J.; *Evaluation of Water Treatment Sludge Toxicity Using the Daphnia Bioassay*. Water Research, Volume 39, p. 3909-3917, 2005.

Srinivasan, P. T.; Viraraghavan, T.; Subramanian, K. S.; *Aluminium in drinking water: An overview*. Water SA, Volume 25, n° 1. 1999.

Tony, M. A.; Zhao, Y. Q.; Fu, J. F.; Tayeb, A. M.; *Conditioning of aluminium-based water treatment sludge with Fenton's reagent: Effectiveness and optimising study to*

improved waterability. Chemosphere Volume 72, Issue 4, p. 673-677. 2008

Townsend, T.G.; Jang, Y. C.; Pradeep, J.; Tolaymat, T.; *Characterization of Drinking Water Sludges for Beneficial Reuse and Disposal*. Florida Center for Hazardous Waste Management. 2001.

United States Environmental Protection Agency; American Society of Civil Engineers; American Water Works Association – *Technology Transfer Handbook: Management of Water Treatment Plant Residuals*; 1996.

United States Environmental Protection Agency; *Biosolids Technology Fact Sheet: Belt Filter Press*. Office of Water, 2000.

United States Environmental Protection Agency; *Biosolids Technology Fact Sheet: Gravity Thickening*; 2003.

US Army; *Alternative Sludge Dewatering Techniques at Wastewater Treatment Facilities*. Appendix A. 1996.

Vaezzi, F; Batebi, F; *Recovery of Iron Coagulants from Tehran Water Treatment Plant Sludge for Reusing in Textile Wastewater Treatment*. Iranian Journal of Public Health, Volume 30, nº 3-4, p. 135-138. 2001.

Zabel, T.; *The Advantages of Dissolved Air Flotation for Water Treatment*. American Water Works Association, Volume 77, Issue 5. 1985.

Websites Consultados

Website 1: <http://www.mineenginner.com>, última visita a 23-04-08.

Website 2: <http://www.aguasdoalgarve.pt>, última visita a 26-10-08.

Website 3: <http://www.tristarltd.com>, última visita a 27-04-08.

Website 4: <http://www.stowa-selectedtechnologies.nl>, última visita a 26-10-08.

Website5: http://serc.carleton.edu/microbelife/research_methods/biogeochemical/organic_carbon.html, última visita a 04-08-08.

Website 6: <http://waterontheweb.org/under/waterquality/turbidity.html>, última visita a 05-08-08.

Website 7: <http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/v17/TRIHALOMETANOS.html>, última visita a 05-08-08.

