

Estudo de ampliação de capacidade de ETAR e integração de uma etapa anaeróbia - Caso de estudo da ETAR de Fervença

Rodrigo de Melo Sales Henriques

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

Orientador: Professora Doutora Leonor Miranda Monteiro do Amaral

Lisboa, 2010

A toda a minha família que também contribuiu,
de uma forma ou de outra, para este trabalho.

Agradecimentos

O meu primeiro agradecimento vai para a Professora Leonor Amaral, que apesar da sua atarefada vida, teve tempo para mim. Por toda a sua ajuda, transmissão de conhecimentos e confiança no meu trabalho.

À Engenheira Eunice Cortês, Engenheira Inês Carvalho e Engenheiro Carlos Fernandes das Águas do Oeste pela paciência e tempo dispensado e pela proposta de tema.

Agradeço também ao Frederico Rasquilha e ao Miguel Terenas pela companhia, pelas discussões de engenharia, pela partilha de conhecimentos, pela força demonstrada nestes últimos anos e, principalmente, pelos momentos de decompressão.

À minha namorada Inês pelo incentivo para concluir este trabalho e acreditar em mim.

Também pelo companheirismo nos momentos menos bons.

Finalmente, a toda a família, em especial aos meus pais, pelo apoio, pela ajuda na conclusão da dissertação, aos meus avós maternos por me terem possibilitado estudar aqui em Lisboa, e aos meus avós paternos pelos momentos de descontração

Sumário

Este trabalho tem como objectivo avaliar as condições de funcionamento da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Fervença, Alcobaça e apresentar soluções que permitam viabilizar o seu correcto funcionamento nas actuais condições.

Apesar de ter sido construída para o tratamento de águas residuais domésticas de uma população de 34 500 habitantes equivalente, e de a população actual ser ainda inferior, a ETAR encontra-se com problemas relativamente à eficiência de tratamento, sendo o seu efluente final de qualidade muito inferior ao permitido pela licença de descarga.

Assim sendo, foi necessário conhecer as características do afluente a esta ETAR de maneira a conseguir compreender o que está a afectar negativamente esta estação para determinar as possíveis melhorias a aplicar.

Com esta avaliação foi possível constatar que o afluente em causa não era apenas doméstico mas que continha uma forte componente industrial, que embora tenha sido considerada quando da construção da ETAR, não foi devidamente contabilizada, pelo que, para manter a linha de tratamento em causa com poucas alterações e a reduzidos custos, será necessário avaliar as soluções possíveis recorrendo, eventualmente, à implementação de um órgão de pré-tratamento.

Devido às características desta água residual, conclui-se que a solução mais adequada, será a de optar por implementar um digestor anaeróbio.

Para a sua concretização, foram avaliadas várias tipologias destes reactores com relação à sua viabilidade técnica/económica para se determinar aquela configuração que melhor se adaptava a este caso.

Abstract

The present thesis has as main objective the evaluation of the working conditions of Fervença, Alcobaça Wastewater Treatment Plant and to provide solutions in order to allow its correct functioning in the actual conditions..

Despite being built for domestic wastewater treatment, for over 34 500 inhabitant equivalent and actually the current population is below these standards, the treatment plant is nowadays experiencing efficiency problems, resulting, a final effluent with a quality under the discharge license.

According to this it was necessary to have full knowledge of the influent qualitative and quantitative parameters so it was understandable what can be done to undo the current situation.

The main evaluation allowed to know that the influent was not one hundred percent domestic sewage, has though in the beginning, but it had a strong industrial contribution, even though this situation was contemplated in the dimensioning of the plant, it was not properly accounted. The proposed solution, in order to have low investment, is to guarantee a massive reduction of the B.O.D and C.O.D parameters at start of the wastewater treatment, eventually, with a pre-treatment organ.

Due to the main characteristics in the sewage the best available answer is to implement an anaerobic digester.

Several types of digesters were put in line for a correct decision, having in mind technique/economic viability, in order to determine the best available configuration, for the case in hand.

Índice

1	Introdução	1
2	O processo de digestão anaeróbia.....	7
3	Tipos e características dos principais reactores anaeróbios.	11
4	Ponto de Situação da Digestão Anaeróbia	21
5	Digestão de Efluentes específicos:.....	25
5.1	Efluente doméstico.....	25
5.2	Efluente agro-industrial.....	25
6	Caso de estudo.....	29
6.1	Enquadramento.....	29
6.2	Resultados de Exploração	31
	• Caudal médio diário	31
	• Características do afluente	32
6.3	Fases de tratamento.....	41
	• Tratamento primário.....	41
	• Tratamento secundário	42
6.3.1	Tratamento de lamas.....	44
6.4	Características de efluente.....	45
6.5	Diagnostico da ETAR.....	47
6.6	Implementação	49
6.7	Balanço de massa	50
6.8	Critérios de dimensionamento:.....	55
6.9	Dimensionamento	57
6.10	Desempenho do Reactor:	59
6.11	Balanço de massas.....	61
6.12	Resultados da implementação.....	62
7	Conclusão	65
8	Bibliografia.....	67

Índice de Figuras

Figura 1 - Tratamentos anaeróbios mais aplicados	11
Figura 2 - Principais componentes de um reactor UASB.	16
Figura 3. <i>Produção de Energia primária de biogás na união europeia em 2007</i>	23
Figura 4 - Esquema da ETAR e pontos de amostragem.	30
Figura 5 - Evolução do caudal médio diário afluente à estação.....	31
Figura 6 - Evolução da concentração de CBO ₅ afluente à estação.....	32
Figura 7 – Evolução da concentração de CQO afluente à estação.....	32
Figura 8 – Evolução da concentração de SST afluente à estação.....	33
Figura 9 - Razão CQO/CBO ₅	34
Figura 10 - Variação do CBO ₅ , SST e CQO afluente.....	35
Figura 11 - Evolução da carga de CBO ₅ média diária afluente à estação e carga CBO ₅ prevista para o ano zero e para ano horizonte	35
Figura 12 - Evolução da carga de SST média diária afluente à estação e carga SST prevista para o ano zero e para ano horizonte	36
Figura 13 – Evolução da carga de CQO média diária afluente à estação e carga CQO prevista para o ano zero e para ano horizonte	36
Figura 14 - CBO ₅ Afluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo para uma água residual doméstica.	38
Figura 15 – CQO Afluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo para uma água residual doméstica.	38
Figura 16 - SST Afluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo para uma água residual doméstica.	39

Figura 17 - CBO ₅ Efluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo admitido.....	39
Figura 18 - CQO Efluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo admitido.....	40
Figura 19 - SST Efluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo admitido.....	40
Figura 20 - Evolução da concentração de CBO ₅ efluente à estação.....	45
Figura 21 - Evolução da concentração de CQO efluente à estação.....	45
Figura 22 - Evolução da concentração de SST efluente à estação.	46
Figura 23 - Previsão do crescimento da população.....	53
Figura 24 - Esquema de Tratamento Proposto.....	58

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Comparação de diferentes sistemas de tratamento anaeróbio	13
Tabela 2 - Parâmetros de Dimensionamento do Projecto.....	30
Tabela 3 - Variação do Caudal.	31
Tabela 4 – Máximos, Mínimos e Médias de concentração de SST, CBO ₅ , CQO e respectivos meses em que se verificam.....	33
Tabela 5 - Máximos, Mínimos e Médias da relação CQO/CBO ₅ e respectivos meses em que se verificam.	34
Tabela 6 - Máximos, Mínimos e Médias de carga de SST, CBO ₅ , CQO e respectivos meses em que se verificam.	37
Tabela 7 - Concertação média dos parâmetros, CBO ₅ CQO e SST a partir de 19 de Outubro de 2009.....	40
Tabela 8 - Resultado Calculados da Decantação Primária.....	42
Tabela 9 - Parâmetro de Dimensionamento do Tratamento Secundário Calculados.....	43
Tabela 10 – Calculo das Lamas Resultantes do Tratamento Secundário.	43
Tabela 11 - Resultado do Espessamento de Lamas.....	44
Tabela 12 - Parâmetros de Funcionamento do Filtro Prensa.	44
Tabela 13 - Características do afluente industrial segundo a memória descritiva	51
Tabela 14 – Concentração típica dos afluentes.....	51
Tabela 15 - Características do afluente industrial	52
Tabela 16 - Capitações por parâmetro de dimensionamento.	52
Tabela 17 – Carga de CQO, Caudal e cálculo da população existente segundo estes parâmetros	52

Tabela 18 - Características do afluente doméstico	53
Tabela 19 - Características do afluente combinado.	53
Tabela 20 - Alguns resultados do reactor UASB	62
Tabela 21 - Resultados significativos do Balanço de massas	62

Simbologia e notações

AdO – Águas do Oeste

CO₂ – Dióxido de Carbono

CQO – Carência Química de Oxigênio

EGSB - Expanded Granular Sludge Bed

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

ETES – Estação de Tratamento de Efluentes Suínícolas

GLS – Gas Liquid Separator

MLSS – Mixed Liquor Suspended Solids

MLVSS - Mixed Liquor Volatile Suspended Solids

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

SVI - Sludge Volume Index

TRH – Tempo de Retenção Hidráulico

UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

1 Introdução

Hoje em dia vive-se numa sociedade altamente consumista, que tem como consequência o aumento da produção de resíduos, acompanhada de uma maior preocupação na gestão destes mesmos resíduos. Este facto associado, também, à crescente preocupação com os recursos hídricos tem dado um maior relevo ao tratamento de águas residuais.

Tem-se assistido, portanto, ao desenvolvimento da legislação comunitária e nacional, para a protecção destes recursos, nomeadamente a Portaria n.º 429/99 de 15 de Junho que estabelece valores limite de descarga de águas residuais.

Com o objectivo de se conseguir obter um tratamento que permita atingir os valores de descarga estabelecidos na legislação, de entre um elevado número de dispositivos e alternativas tecnológicas, destacam-se os reactores biológicos pois são os mais utilizados pela sua simplicidade e pela sua larga aplicabilidade.

Existem muitos tipos destes reactores, uns de uso comum, outros de uso mais restrito, bem como variados desempenhos consoante a eficiência pretendida.

Este trabalho teve como objectivo requalificar a ETAR de Fervença cujo tratamento não consegue cumprir o limite de descarga imposto.

Com este objectivo, chegou-se à conclusão que a implementação de um digestor anaeróbio poderia ser a melhor solução. As características da água residual, nomeadamente a elevada razão CQO/CBO₅, indicam que há, à partida, baixa biodegradabilidade neste afluente, aspecto esse que uma etapa de digestão anaeróbia poderá ajudar a rectificar.

A digestão anaeróbia pode ser aplicada a diversos substractos, incluindo digestão de lamas proveniente de qualquer forma de tratamento biológico, pré-tratamento de águas residuais, quer industriais quer municipais, e a resíduos municipais e industriais.

A produção de biogás obtida através da digestão anaeróbia oferece uma vantagem acrescida relativamente a outras formas de tratamento biológico. Outras possíveis vantagens são as seguintes:

- Menor quantidade de biomassa em excesso produzida comparativamente com os métodos aeróbios.
- Possibilidade de tratamento de resíduos húmidos com menos de 40% de matéria seca. (Mata-Alvarez 2001).
- Remoção de agentes patogénicos mais eficiente (Bendixen 1994).
- Minimiza as emissões de odor, pois os compostos com odor forte são decompostos pela combustão que ocorre na flair ou através do aproveitamento do metano (Smet, Van Langenhove et al. 1999).
- O produto final já se encontra digerido e por isso pode ser aplicado na agricultura como fertilizante. (Tafdrup 1995).
- Produz uma energia limpa e renovável, o biogás.

Quando os primeiros digestores anaeróbios foram desenvolvidos nos finais do século XIX, a sua concepção não era a mais adequada para uma boa *performance*. Possivelmente devido à ideia errada que a retenção de sólidos era a coisa mais importante que estes podiam fazer.

Na realidade, os sólidos suspensos representam apenas 1/3 da carga orgânica da água residual, outro 1/3 é representada pela matéria orgânica dissolvida, e os restantes por formas coloidais (Haandel, Kato et al. 2006).

Nos reactores anaeróbios de concepção mais antiga, uma parte significativa da fracção coloidal e da fracção dissolvida não eram removidas, porque esses reactores não

privilegiavam o contacto entre a fracção não sedimentável e os microrganismos, resultando numa remoção de matéria orgânica, apenas, da ordem dos 30 a 40%.

Depois do desenvolvimento dos primeiros reactores aeróbios na década de 1910, julgou-se que a baixa eficiência dos sistemas anaeróbios se devia à baixa capacidade metabólica das respectivas bactérias, o que implicava um longo tempo de retenção.

Na realidade, o desempenho dos reactores biológicos, tanto anaeróbios como aeróbios, depende em parte, do contacto entre a matéria orgânica e os microrganismos activos.

As tecnologias mais usuais, como as lamas activadas com remoção de azoto e fósforo, são muito dispendiosas. Para além desse aspecto económico, estas tecnologias não permitem a utilização de todo o potencial energético que as águas residuais contêm.

Tendo em conta estas limitações, é importante reconsiderar a tecnologia e efectuar uma abordagem estratégica na gestão das águas residuais.

O elevado potencial da digestão anaeróbia foi demonstrado, entre outros, por Young and McCarty (1969) que conseguiram operar com sucesso um filtro anaeróbio de fluxo ascendente. Foram então conseguidas duas grandes melhorias

A primeira foi a introdução do afluente no fundo seguindo um percurso ascendente que garantia um intenso contacto entre as bactérias e a matéria orgânica.

A segunda foi, a quantidade de microrganismos, significativamente aumentada pela introdução de um dispositivo de suporte ao desenvolvimento dos microrganismos, um meio de enchimento, neste caso pedras, onde estes se podiam fixar e crescer e passando estes reactores à categoria de reactores de biomassa fixa.

Estas melhorias resultaram num aumento da capacidade de digestão sobretudo da carência química de oxigénio (CQO) para mais de 10 kg/m³.d, que era impossível com qualquer outro reactor aeróbio, aos mesmos custos.

Há que salientar, que a base da digestão anaeróbia de alto rendimento é garantido por um intenso contacto entre os microrganismos e a matéria orgânica e, por uma grande retenção da biomassa criada.

Uma importante descoberta foi o desenvolvimento do reactor UASB por Lettinga e seus colaboradores (Lettinga, Van Velsen et al. 1980).

Apesar de se aceitar que, um digestor anaeróbio, quando correctamente dimensionado, tem uma elevada capacidade e eficiência, este não pode ser utilizado separadamente por ser incapaz de gerar um efluente compatível com as exigentes normas e regulamentos ambientais.

A melhor alternativa é combinar os sistemas de maneira a obter um pré-tratamento que remova parte dos sólidos, seguido de um reactor anaeróbio para digerir parte da matéria orgânica, e só depois, um reactor aeróbio e/ou tratamento físico-químico se necessário.

Esta combinação justifica-se porque o tratamento anaeróbio é o principal responsável pela remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, assim como, para a remoção da porção restante de CQO, amónia e agentes patogénicos, num adequado processo de pós-tratamento.

A combinação entre os sistema anaeróbio e aeróbio tem características promissoras, dada a obtenção de um balanço energético positivo e reduzida produção de lamas (Upton, Hayes et al. 1996; Aiyuk, Forrez et al. 2006).

Para alguns autores, os processos aeróbios como as lamas activadas, têm sido rejeitados, em detrimento, de leitos percoladores, para o pós-tratamento de água residual doméstica. Não porque sejam ineficazes, mas por terem custos demasiados elevados quando a exigência do processo de pós-tratamento é reduzida, como em zonas subdesenvolvidas (Tawfik, El-Gohary et al. 2008).

No entanto, estes não têm em conta a necessidade de reduzir o teor de nutrientes da água residual. Ao termos este aspecto em consideração, podemos concluir que, optar por um sistema de lamas activadas, poderá revelar-se ser de extrema importância.

2 O processo de digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é o processo de decomposição de matéria orgânica por acção de microrganismos, numa atmosfera livre de oxigénio (Pain 1983), em que a matéria orgânica complexa vai dar origem a compostos simples, principalmente metano, dióxido de carbono e água, entre outros.

É um processo similar ao que se pode encontrar na natureza, em rios, nos sedimentos, em pântanos, e no estômago dos mamíferos.

A transformação de macromoléculas complexas, presentes na água residual, em biogás, requer a mediação de vários grupos de microrganismos. Diferentes passos são necessários, para a digestão anaeróbia de proteínas, hidratos de carbono e lípidos. Podem identificar-se quatro fases diferentes que contribuem para o resultado final (Haandel and Lettinga 1994).

Hidrólise.

Processo no qual as partículas complexas são convertidas em compostos com peso molecular inferior. Este processo requer a mediação de ezo-enzimas que são fornecidas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas pelos polipéptidos em aminoácidos, os hidratos de carbono são convertidos em mono e dissacáridos, enquanto os lípidos em ácidos gordos de cadeia longa e glicerina. Na prática, a hidrólise é um passo que pode limitar o balanço global da digestão anaeróbia, principalmente a conversão de lípidos que é muito baixa para temperaturas inferiores a 20°C.

Acidogénese.

Os compostos que se encontram dissolvidos são incorporados nas células das bactérias fermentativas, e no final da acidogénese são excretados como compostos orgânicos simples, como os ácidos gordos voláteis, o álcool, o ácido láctico e em minerais como o dióxido de carbono, o hidrogénio, a amónia e o hidrogeno sulfato. A fermentação acidogénica é efectuada por diversos grupos de bactérias, a maior parte, anaeróbias obrigatórias. No entanto, algumas são facultativas e podem metabolizar a matéria orgânica, utilizando o oxigénio.

Este processo é importante no tratamento anaeróbio de água residual pois, o oxigénio presente tem de ser totalmente consumido por ser tóxico para os organismos anaeróbios obrigatórios como o caso dos metanogénicos.

Acetanogénese.

Os produtos resultantes da acidogénese são convertidos no produto final para a produção de metano. Uma fracção de aproximadamente 70% do CQO inicial, é convertida em ácido acético, sendo o único dador de electrões o hidrogénio que se formou. Dependendo do estado de oxidação da matéria orgânica original, a formação do ácido acético deve ser acompanhada da formação de dióxido de carbono ou hidrogénio. Na mistura de diferentes compostos orgânicos, como é o caso da água residual, é possível que ambos os processos ocorram simultaneamente, mas em geral, é produzido mais hidrogénio do que dióxido de carbono.

Metanogénese.

A metanogénese constitui normalmente o passo limitante da digestão anaeróbia, apesar de, a baixas temperaturas, ser a hidrólise essa etapa limitante.

O metano é produzido a partir do acetato ou da redução do dióxido de carbono, pelo hidrogénio, através das bactérias acetotróficas e hidrogenotróficas, respectivamente. As bactérias que produzem metano através do dióxido de carbono e hidrogénio, crescem mais rápido do que as que utilizam acetato, e portanto a metanogénese acetotrófica, é normalmente limitada.

Os diferentes grupos de bactérias envolvidos na conversão da matéria orgânica afluyente têm uma actividade anabólica e catabólica. Durante a transformação e produção dos diferentes produtos da fermentação, vai sendo formada nova biomassa associada às quatro diferentes fases. As três primeiras fases são por vezes agrupadas e apelidadas de fermentação ácida, e último passo de fermentação metanogénica.

É de salientar que a remoção de CQO durante a fermentação ácida, é limitada pela libertação de hidrogénio, pois apenas 30% da matéria orgânica é transformada em metano pela via hidrogenotrófica. Portanto, para uma maior eficiência da remoção da matéria orgânica, são necessárias condições adequadas para que ocorra a transformação pela via acetotrófica.

A fermentação ácida causa o decréscimo do pH devido à produção de ácidos gordos voláteis e outros intermediários. Como a metanogénese só se desenvolve bem a pH neutro, desta fermentação pode resultar alguma instabilidade, caso o ácido removido pela produção de metano, seja inferior ao produzido. Consequentemente, a redução do pH diminuirá a actividade metanogénica.

Este processo, denominado "souring" ou "azedar" do reactor anaeróbio, pode ser evitado, se se mantiver o balanço adequado entre a fermentação ácida e a metanogénica. O que significa que se deve manter os dois tipos de metanogénese eficientes (Haandel and Lettinga 1994).

Como vimos anteriormente a temperatura é um dos factores limitantes da digestão anaeróbia. Muitas vezes, sobretudo a temperaturas inferiores a 20°C, é usual aquecer o digestor, e para tal usa-se o poder calorífico do metano produzido na digestão.

O aquecimento do reactor raramente é utilizada no caso das águas residuais domésticas, uma vez que a produção de metano é relativamente baixa, devido à baixa carga de CCO afluyente, e o metano produzido pode não ser suficiente para garantir o aquecimento do reactor.

Outra forma de reduzir a perda de calor do reactor é construí-lo o mais enterrado possível.

Visto que no caso estudado, a água residual doméstica se encontra misturada com água residual agro-industriais, será necessário avaliar se a quantidade do metano produzido será suficiente para aquecer o reactor.

3 Tipos e características dos principais reactores anaeróbios

Os sistemas anaeróbios vão desde a simples fossa séptica até ao mais moderno sistema de alta carga que permite tempos de retenção hidráulicos muito baixos e cargas volúmicas muito elevadas quer de carga orgânica quer de carga de sólidos. Em qualquer caso a sua aplicabilidade, desempenho, e economia do sistema, está relacionada com tempo de retenção de sólidos que cada processo permite.

Já a cinética da biodegradação de um afluente específico e as considerações técnicas relativas à operação, podem e devem contribuir para a definição do tipo de reactor a ser utilizado em cada caso.

Estes sistemas podem ser classificados em sistemas de biomassa fixa ou suspensa ou sistemas híbridos (Malina and Pohland 1992).

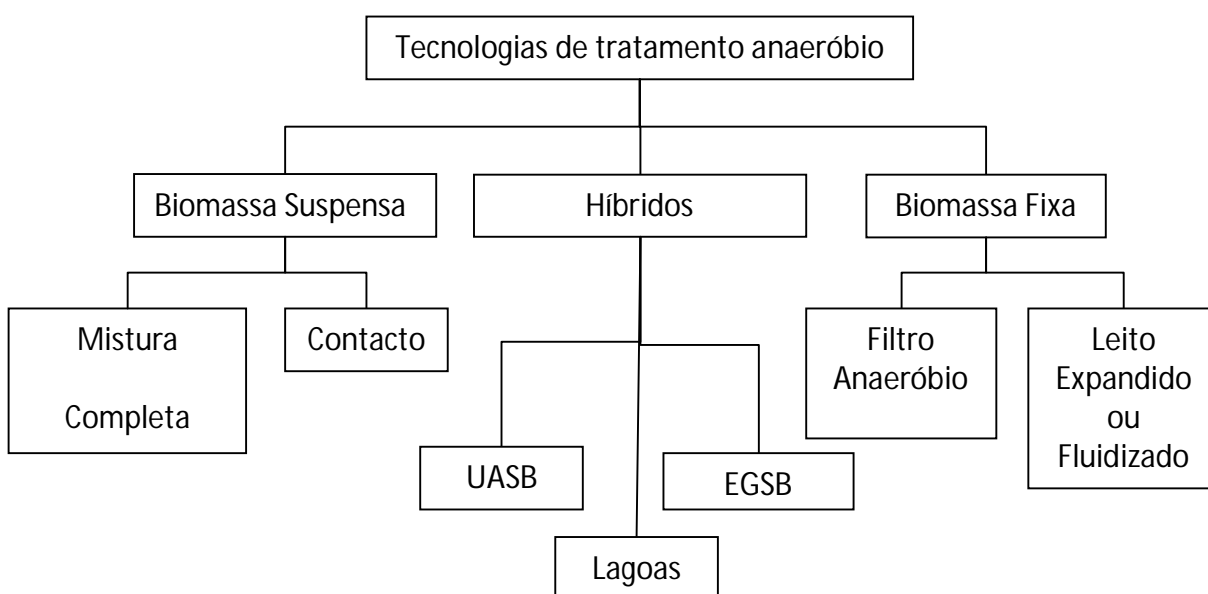


Figura 1 - Tratamentos anaeróbios mais aplicados (Malina and Pohland 1992).

A Figura 1 sumariza os vários tipos de reactores anaeróbios utilizados actualmente à escala real. Regra geral, os reactores de biomassa suspensa são mais utilizados para o tratamento de lamas, ou águas residuais com grandes concentrações de matéria particulada, enquanto

os de biomassa fixa são mais utilizados para águas residuais que contém principalmente matéria orgânica dissolvida. Já os reactores híbridos podem ser aplicados para a água residual com concentrações intermédias de partículas, mas têm performances superiores para água residual com matéria orgânica dissolvida.

A Tabela 1 apresenta uma comparação entre estes diferentes processos.

Tabela 1 - Comparação de diferentes sistemas de tratamento anaeróbio

Factor	Biomassa Suspensa	Híbridos	Biomassa Fixa
Concentração de Biomassa alcançável	Baixa	Alta	Alta
Tempo de retenção de sólidos alcançável	Baixa	Alta	Alta
Aplicável a águas residuais com partículas	Sim	Remove parcialmente as partículas	Pouca remoção de partículas
Aplicável a águas residuais muito concentradas	Sim	Não	Não
Aplicável a águas residuais muito diluídas	Não	Sim	Sim
Eficiência de remoção	Limitada	Alta	Alta
Resistência a elementos tóxicos e a condições de operação dinâmicas	Limitada devido ao curto tempo de retenção de sólidos	Maior STR leva a um aumento da estabilidade	Maior STR leva a um aumento da estabilidade
Manutenção da integridade hidráulica	Relativamente simples com agitação mecânica	Geralmente boa com reciclagem de efluente e mistura com gás.	O excesso de biomassa acumulada tem um impacto negativo na hidráulica do reator
Energia necessária	Geralmente baixa	Alta se houver reciclagem de efluente	Pode ser alta se o meio de suporte está fluidizado.

Estes sistemas podem também ser distinguidos pelas suas denominações, sistemas clássicos ou de baixo rendimento, e sistemas modernos ou de alto rendimento.

Sistemas clássicos de tratamento anaeróbio.

Os sistemas anaeróbios, mais clássicos de tratamento de águas residuais, foram desenvolvidos por Mouras em França (1872), por Camaron e Travis em Inglaterra (1896 e 1903) e ainda por Imhoff na Alemanha (1906). Estes conceberam fossa séptica e Imhoff que faziam a decantação/digestão, em que os sólidos sedimentáveis eram retidos e digeridos no fundo. É típico destes sistemas o escoamento horizontal na zona de decantação em que a água residual é introduzida no topo do órgão e a lama se deposita no fundo desse mesmo órgão.

Estes dois sistemas apesar da sua eficiência máxima não passar dos 30% a 50% tiveram uma ampla aplicação até ao aparecimento dos leitos percoladores e das lamas activadas.

No entanto, estes sistemas ainda hoje são bastante aplicados, para pequenas populações.

É ainda de salientar a existência de outro destes sistemas clássicos, o da lagoa anaeróbia, que possui o mesmo tipo de escoamento e que é normalmente utilizado em complementaridade com outros órgãos de tratamento como as lagoas aeróbia, facultativas e, eventualmente, de maturação.

Sistemas modernos de tratamento anaeróbio.

A mudança de concepção dos sistemas de tratamento anaeróbios veio com o desenvolvimento dos sistemas modernos ou de alto rendimento em 1960, como foi referido.

Diferentes tipos destes reactores têm vindo a ser utilizados para tratar águas residuais industriais mas, apenas o filtro anaeróbio, o convencional UASB e algumas das suas versões, e em casos raros, leitos fluidizados e expandidos, vêm sendo utilizados para águas residuais domésticas.

A lama em excesso que estes produzem já se encontra estabilizada e pode ser encaminhada directamente para desidratação.

Digestor Anaeróbio convencional.

Este é o reactor anaeróbio mais simples, desenhado para o tratamento de águas residuais, que não contém recirculação de biomassa. Pode não ser agitado, continuamente agitado ou intermitentemente agitado, sendo que, esta agitação pode ser promovida por um motor (agitação mecânica) ou por recirculação de biogás ou do próprio conteúdo.

Neste reactor a biomassa tem um intenso contacto com a matéria orgânica, mas não o suficiente para conseguir uma acentuada diminuição do tempo de retenção, o que tem como consequência, um reactor de volume muito elevado, e portanto custos de construção também elevados.

Filtro anaeróbio:

Este tipo de digestor é muito utilizado no tratamento de efluentes industriais, mas pouco aplicado a efluentes domésticos, apenas para populações entre 200 a 5000 habitantes

equivalente (Haandel, Kato et al. 2006). Esta opção deve-se principalmente ao elevado preço destes sistemas em especial quando utilizam meios de enchimento mais eficientes e patenteados.

Reactor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e variantes

UASB convencional:

Originalmente concebido para tratar afluentes agro-industriais muito concentrados, e mais tendo vindo a alargar a esfera de utilizações que incluem inclusive esgoto doméstico, especialmente em regiões de clima quente onde a água residual tem temperaturas entre 7°C e 30°C. Os elementos críticos deste tipo de reactor são o de afluente, no fundo do reactor, e o separador de fases que o divide em dois. A parte superior ou de sedimentação, e a parte inferior de digestão.

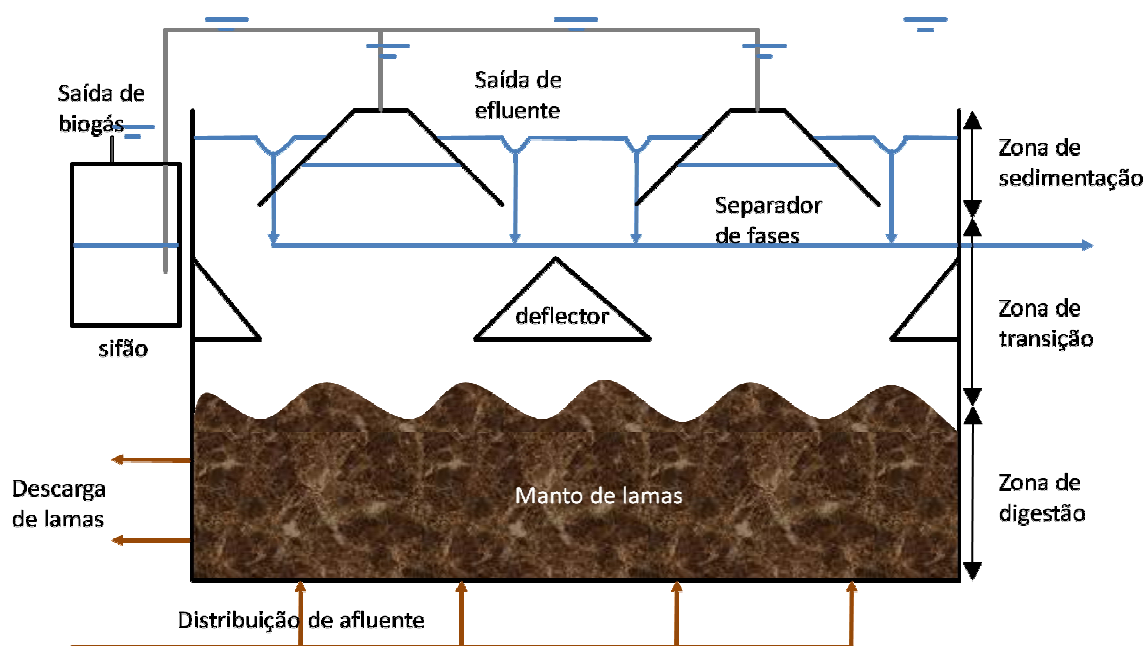


Figura 2 - Principais componentes de um reactor UASB.

Como se pode ver pela figura 2, o reactor é alimentado da forma mais uniformemente possível a partir do fundo do reactor. O substrato a ser digerido passa pelo manto de lamas, onde a matéria orgânica é convertida em biogás e em nova lama. O biogás aqui produzido, aumenta o contacto entre as lamas e a alimentação, pois ao formar bolhas, estas têm um movimento ascendente que introduz agitação no manto de lamas. A lama anaeróbia e o biogás são separados do efluente tratado no separador das três fases, gás líquido e sólido (GLS), sendo a lama retirada pelo fundo e os outros dois constituintes descarregados de forma uniforme, no topo do reactor.

O UASB é o reactor anaeróbio mais usado para altas cargas, estes podem atingir os 40 kg CQO/m³.d com TRH de 24h, ou menos. As habituais modificações ao UASB são a implementação de um meio de enchimento no topo ou a inclusão de um decantador a jusante. Alguns autores recomendam fortemente uma destas modificações para evitar a perda de lamas (Speece 1996).

A chave destes sistemas, que permitem elevadas cargas volúmicas de CQO, é o desenvolvimento de lama granular. A formação destes flocos granulares permite atingir concentrações de sólidos de 50 a 100 g/l no fundo e de 5 a 40 g/l na superfície do reactor., ou seja, obtêm-se lamas de elevada sedimentabilidade, com SVI inferior a 20 ml/g. Mas como estes flocos demoram vários meses para se desenvolver, poderá ser necessário inocular o reactor com lamas de outro UASB.

A granulação é facilmente obtida com águas residuais ricas em hidratos de carbono, e mais dificilmente com águas residuais ricas em proteínas. (Thaveesri 1995).

Outra variante do UASB, que tanto pode ser utilizada para águas residuais domésticas como para águas residuais de várias indústrias, é o reactor EGSB que nasceu da necessidade de

aperfeiçoar o UASB devido à ocorrência de problemas tais como, fluxos preferenciais, curto-circuitos hidráulicos e zonas mortas. As altas velocidades ascensionais que se pode impor no reactor EGSB quando se utiliza lama granular, podem alcançar valores acima de 10 m/h, que contrasta com as do reactor UASB, que obtêm em geral, valores abaixo de 1,5 m/h. As altas velocidades líquidas ascensionais no EGSB podem ser obtidas através do uso de uma relação altura/diâmetro maior, e da prática de recirculação do efluente, se for necessário. Uma outra característica é a maior produção de biogás, que ocorre em função da maior actividade resultante do melhor contacto, devido aos factores hidráulicos. Por sua vez, o biogás, reforça uma maior intensidade da mistura interna no reactor.

Não é adequado para efluentes com elevada concentração de sólidos suspensos, e tem a necessidade de usar inóculo de lama floculenta de UASB.

Tanto nos reactores UASB como EGSB as fases de acidogénese e metanogénese estão separadas e os microrganismos responsáveis por estas, crescem em zonas diferentes, o que tem sido indicado como tendo a capacidade de reduzir o risco de inibição de processos, devido à acumulação de ácidos gordos (Shanmugam and Akunna 2008).

Reactor de Leito fluidizado e de Leito expandido

Estes dois reactores têm um funcionamento muito similar entre si e também em relação ao EGSB, sendo a sua principal diferença, como o nome indica, o facto do seu leito de lamas ser expandido ou fluidizado. A diferença entre estes dois e o EGSB é o facto de nos dois primeiros, a biomassa estar agregada a um meio de suporte.

Esta fluidização é conseguida através de uma corrente ascendente muito forte.

Estes sistemas têm a vantagem de produzirem poucas lamas, e podem dispensar a etapa de decantação secundária quando bem operados. Algumas desvantagens associadas a este tipo de reactores são o maior custo de energia, devido à possibilidade de ser necessário bombear quantidades significativas de efluente recirculado para que se mantenha um grande fluxo ascensional do líquido, e a maior dificuldade no seu controlo operacional, o que requer maiores cuidados e pessoal qualificado.

4 Digestão Anaeróbia na Europa e em Portugal

Felizmente o número de ETAR em Portugal, tem vindo a aumentar, o que leva a uma maior produção de lamas biológicas. Por outro lado a Directiva 1999/31/EC transposta para o direito nacional pelo Decreto de lei n.º 152/2002 que limita a deposição em aterro de resíduos orgânicos biodegradáveis e ainda a directiva 86/278/ECC obriga a que se encontrem soluções para destino final deste tipo de resíduos, em alternativa ao seu uso agrícola.

O Decreto-Lei nº 225/2007 de 31 de Maio fornece dados sobre as tarifas a aplicar a cada instalação de energias renováveis, bem como o seu processo de licenciamento, num claro incentivo ao seu crescimento.

Os avanços verificados na tecnologia de digestão anaeróbia, aliado à tendência de redução das emissões de CO₂ e de produção de energia a partir de fontes renováveis estão a fazer com que o recurso a esta forma de energia, se tenha multiplicado nos últimos anos, por toda a Europa.

Para além disso, as metas de produção de energia a partir de fontes renováveis (12% da energia primária bruta em 2010), estabelecidas pela Comunidade Europeia na Directiva 2001/77/EC, favorecem a opção pela digestão anaeróbia, porque o processo em vez de consumir energia, produz energia (O'Keefe, Chynoweth et al. 1993), podendo o aproveitamento do biogás contribuir para a redução das emissões de CO₂ em 30%, acordada na cimeira de Kyoto para a Europa (Mata-Alvarez, Macé et al. 2000).

Nesta perspectiva, a digestão anaeróbia aparece assim como uma alternativa viável, ao conseguir tratar cada vez mais de uma forma eficiente a fracção orgânica volátil, da matéria orgânica presente na água residual, produzindo composto com potencialidade agrícola e

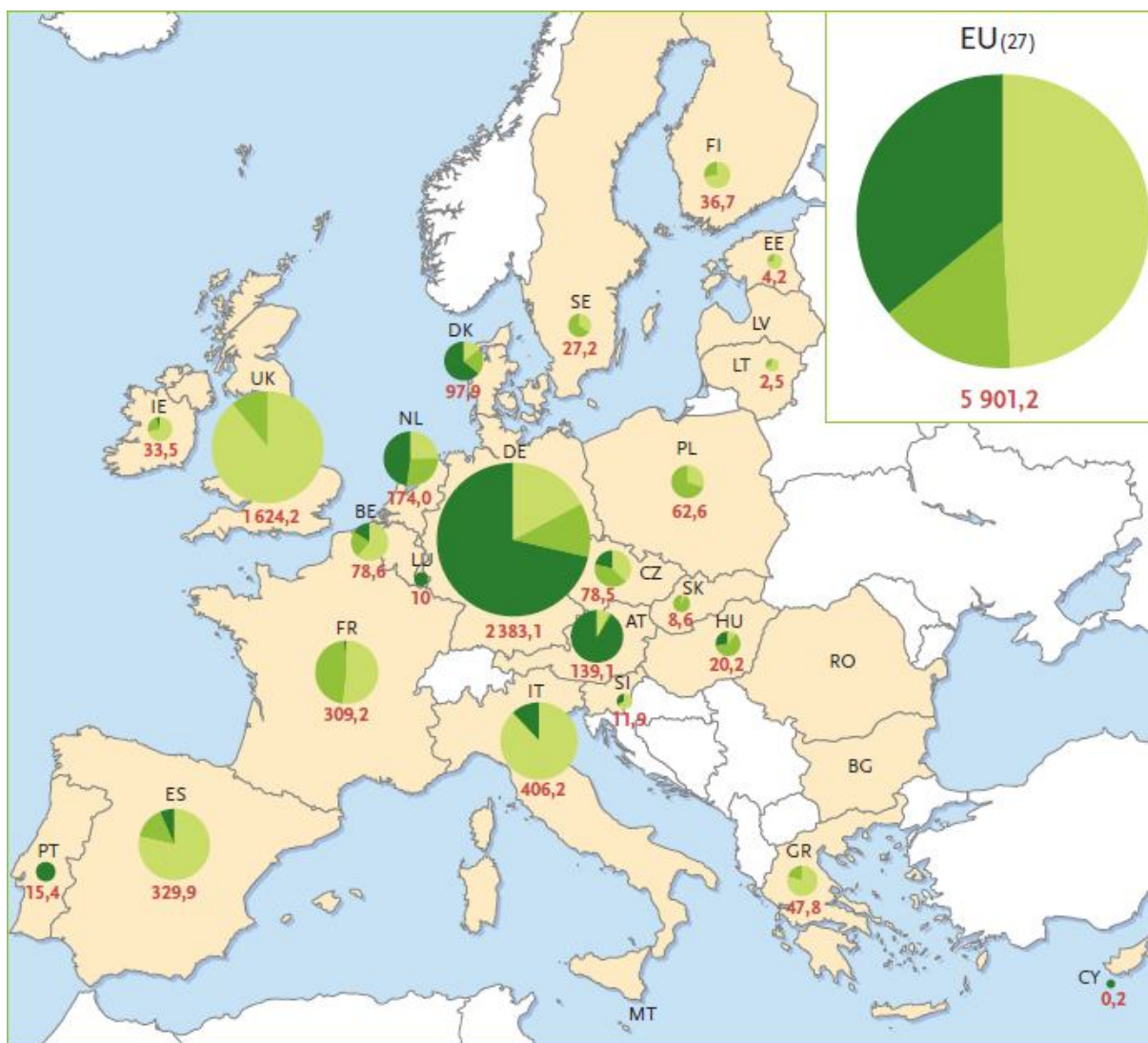
energia renovável e limpa, a preços cada vez mais competitivos relativamente aos processos alternativos de tratamento (Flor, Arroja et al. 2004).

Em 2007 a União europeia publicou um estudo que incide sobre a produção de biogás em todo o território europeu, através da agência *Euroobserver*, intitulado Estudo Europeu de Produção de Biogás.

Este estudo deu conta que em 2006, a nível europeu, já se registava uma produção de energia eléctrica a partir do biogás bastante considerável, em que o crescimento neste ano relativamente ao ano anterior, 2005, aumentou cerca de 28,9%.

O aproveitamento de biogás proveniente de aterros é o mais abundante, sendo utilizado maioritariamente para produzir energia eléctrica que é injectada na rede eléctrica, que por vezes apresenta elevada presença de impurezas. No caso de estações de tratamento de efluentes urbanos e industriais, pequenas unidades agrícolas, centrais de co-digestão ou unidades de resíduos sólidos, o processo mais utilizado é o de aproveitamento de biogás para o processo combinado de aproveitamento térmico e eléctrico, co-geração (Estudo Europeu de Produção de Biogás, 2007).

Neste tipo de configurações, a produção de calor é utilizada directamente para manter o digestor sempre à mesma temperatura o que favorece o processo de metanização.



Legenda:

- Biogás proveniente de aterros
- Biogás proveniente de estações de tratamento de águas residuais
- Outras fontes de biogás

5 901,2 Os números vermelhos representam produção total em ktep

Figura 3. Produção de Energia primária de biogás na união europeia em 2007 (em ktep)

(Adaptado de EurObserv'ER 2008)

É de notar pela análise da Figura 3 que, a Alemanha é o país da União Europeia que mais produz biogás, com 2383,1 ktep, o que representa 40% da produção europeia, enquanto Portugal apenas atinge 15,4 ktep, o que se traduz por 0,3% da produção europeia.

É ainda de salientar que Portugal por esta altura, apresenta uma produção de biogás, produzido por aterros ou produzido em estações de tratamento de águas residuais, quase nula, enquanto em toda a união europeia se produz respectivamente, 2905,2 ktep e 887,2 ktep.

Este biogás pode também ser utilizado como combustível para veículos que funcionam a gás natural ou ser injectado na rede de distribuição de gás natural, quando permitido pela legislação nacional. Tanto uma, como outra aplicação, têm vindo a ser bastante utilizadas devido à pressão para a redução de emissões de gases com efeito de estufa.

A produção de energia primária a partir do biogás chegou aos 5,9 milhões de toneladas em 2007, o que representa 1 milhão de toneladas a mais, do que no ano anterior. Estas estatísticas apenas têm em conta o biogás que é transformado em receita, e não o que é queimado nas tochas. Em 2007, o biogás produzido em aterro continuava a ser a maior fonte (49,2%), sendo o biogás proveniente de ETAR, 15%, que foi ultrapassado por outras fontes (35,7%) que são fundamentalmente unidades agrícolas de biogás. A fonte agrícola é actualmente a verdadeira força motriz do crescimento da produção europeia de biogás. Este aumento de biogás deu-se principalmente devido à produção de electricidade produzida por co-geração (76,1% do aumento da produção de electricidade entre 2006 e 2007). Em 2007, a electricidade produzida por co-geração representava 58,4% da produção a partir do biogás, comparativamente com 2006 que foi 55,3%.

De acordo com este estudo, de 2006 para 2007, a produção de calor aumentou cerca de 2,5% na união europeia. Metade desta produção resulta das unidades de co-geração (Biogas Barometer, 2008).

5 Digestão de Efluentes específicos

5.1 *Efluente doméstico.*

O tratamento de efluentes com baixas cargas e elevados caudais como o que se verifica na água residual doméstica, requer a capacidade de lidar com um volume enorme de efluente com características variáveis. O desempenho dos sistemas anaeróbios que tratam este tipo de águas residuais pode também ser afectado por variações de caudal e de composição.

Eventualmente, as mudanças no afluente poderão estar na origem de desequilíbrios entre a população acidogénica e metanogénica, levando à dominância da fase acidogénica e à acumulação de ácidos gordos.

A qualidade e a quantidade de biogás produzido durante o tratamento deste tipo de água residual é normalmente baixa.

5.2 *Efluente agro-industrial.*

O reactor UASB foi inicialmente desenhado para alguns destes tipos de águas residuais e, como provam várias experimentações realizadas, este reactor pode conseguir um tratamento de elevado rendimento para quase todas.

É disso exemplo, a implementação de um reactor UASB que obteve excelentes resultados na fabrica ZBB de produção de amido de milho, em Koog Ann de Zaan, na Holanda, (Torpy 1988) em que apesar dos elevados teores de amido, de glucose e outros produtos, conseguiu eficiências de remoção de CQO a rondar os 90 a 95% para cargas volúmicas superiores a 11 kg CQO/m³.d, obtém elevada qualidade de lamas e de produção de biogás com 70% do seu conteúdo em metano.

Para o caso de estudo é especialmente importante referir as indústrias de enlatados de fruta e legumes que podem ter associados vários processos de produção.

Estas indústrias são normalmente, capazes de processar, isolada ou simultaneamente, diferentes matérias-primas, consoante a sazonalidade das mesmas, utilizando processos variados que originam resíduos característicos.

Os efluentes líquidos gerados, durante o processo industrial, são formados pela mistura de águas de lavagem, descasque, cozimento e águas de limpeza de equipamentos.

Resíduos de calda e salmoura, originados na preparação ou no enchimento dos recipientes, são incorporados no efluente (Huber and Pereira-Ramirez 2008).

Nesta indústria podem ser enlatadas frutas e legumes, com ou sem casca, e no caso de haver remoção da casca, esta pode ser removida de duas formas distintas ou por acção mecânica ou por introdução das frutas em cloro a 35°C.

Foi demonstrado por Humber e Ramirez (2008) que, mesmo com a sazonalidade das matérias-primas utilizadas neste tipo de indústria, para afluentes sem elevados níveis de cloro, o reactor UASB apresenta eficiências de remoção de CQO na ordem dos 86/87% para cargas orgânicas, até 5,3 kg/m³.d, o que este constitui uma boa alternativa de tratamento para a indústria conserveira.

O processo utilizando cloro para descascar fruta e vegetais foi estudado por Sigge e Britz (2007) e apresentou igualmente bons resultados com eficiências de remoção de CQO de 95% com cargas orgânicas de até 8,10 kg/m³.d.

Podemos então concluir que, este tipo de reactor é adequado para o tratamento de águas residuais proveniente deste tipo de indústria, independentemente do processo utilizado.

Segundo Humber, este reactor não só se mostra capaz de tratar este tipo de água residual, como é considerado a melhor opção, apesar de só por si, não ser capaz de obter um

resultado final adequado às exigências da legislação actual, pelo que, será sempre necessário um processo de pós-tratamento.

Também é possível atingir uma redução de 93% de CQO com uma carga orgânica de 11,05 kg CQO/m³.d, com um tempo de retenção hidráulico de 14h no tratamento de águas residuais provenientes de adegas (Commission 1987).

6 Caso de estudo

6.1 Enquadramento

A ETAR, objecto de estudo, está localizada no distrito de Alcobaça, na localidade de Fervença. Serve as localidades de Castanheiro, Cós, Póvoa, Fanhais, Casal da Areia, Casalinho, Maiorga, Valado dos Frades, Cela Nova, Pinhal Fanheiro, Bárrio, Vestiário, Casal Matos, Monte de Bois, Pedralhos, Genrinhas, Murteira, Marques, Casal Ramos, Pousada, Acipreste, Areeiro, Fragosa, Casal Abegão, Casal Sete Lenços, Casal Pinheiro, Mendalbo, Bica, Silval, Raposeira, Ribeira de Maceira, Arroiteira Nova, Casal da Amada, Portela Pereiro, Évora de Alcobaça, Baxarela, Casal Pereiro, Boavista, Quinta Nova, Bemposta, Casal Botas, Palmeira, Alcobaça, Vestiária, Capucho, Casal Costa, Casal Ortiga, Carrascal, Chiqueda e Fervença.

Esta é constituída por três etapas de tratamento da fase líquida: preliminar, primário e secundário com sistema de lamas activadas em média carga. O tratamento preliminar é constituído por uma gradagem mecânica e desarenação, com remoção de óleos e gorduras. O tratamento primário é composto por dois decantadores primários, e o secundário por dois tanques de arejamento e dois decantadores secundários. O tratamento da fase sólida é composto por um espessador, dois filtros prensa e estabilização por cal.

Esta ETAR teve o seu arranque em 2000 e passou a ser explorada pela Águas do Oeste a partir de 2005 e tem como horizonte de projecto, o ano de 2020.

O meio receptor é o rio Alcoa e a exigência imposta para os limites de descarga são:

SST (mg/l) ≤ 35

CBO₅ a 20 °C (mg O₂/l) ≤ 25

CQO (mg O₂/l) ≤ 125

Para a fase sólida o objectivo de qualidade é a possível utilização na agricultura, apesar de o seu destino actual ser o aterro sanitário.

Tabela 2 - Parâmetros de Dimensionamento do Projecto.

	Ano Zero	Ano Horizonte
População equivalente	31000	34500
Caudal médio diário (m ³ /d)	4500	6000
Carga CBO ₅ (kg/d)	1680	1863
Carga SST (kg/d)	2500	3110
Concentração CBO ₅ (mg/l)		310
Caudal de Ponta (m ³ /h)		500

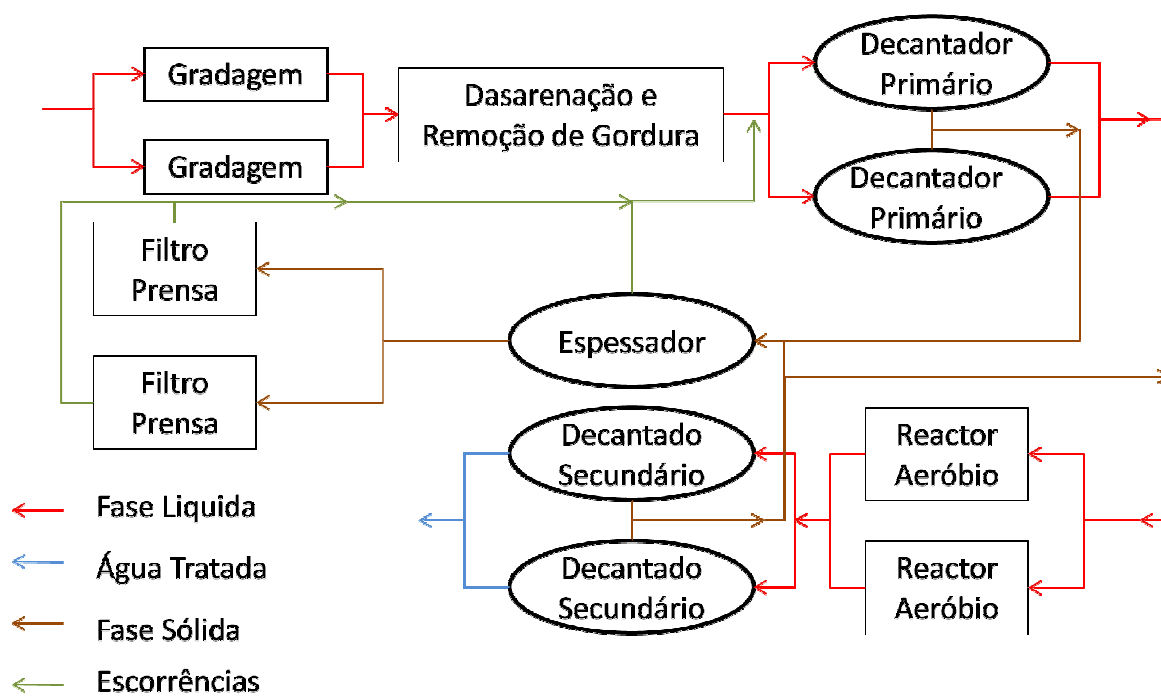


Figura 4 - Esquema da ETAR e pontos de amostragem.

Foram analisados os dados de exploração dos anos de 2007 e 2008 referentes ao CBO₅, CQO, SST, MLSS, MLVSS e caudal médio diário.

6.2 Resultados de Exploração

- Caudal médio diário

Os registos de caudal afluyente são efectuados diariamente através de um medidor de caudal electromagnético localizado na Obra de Entrada após o desarenador da Estação (Dados no Anexo B).

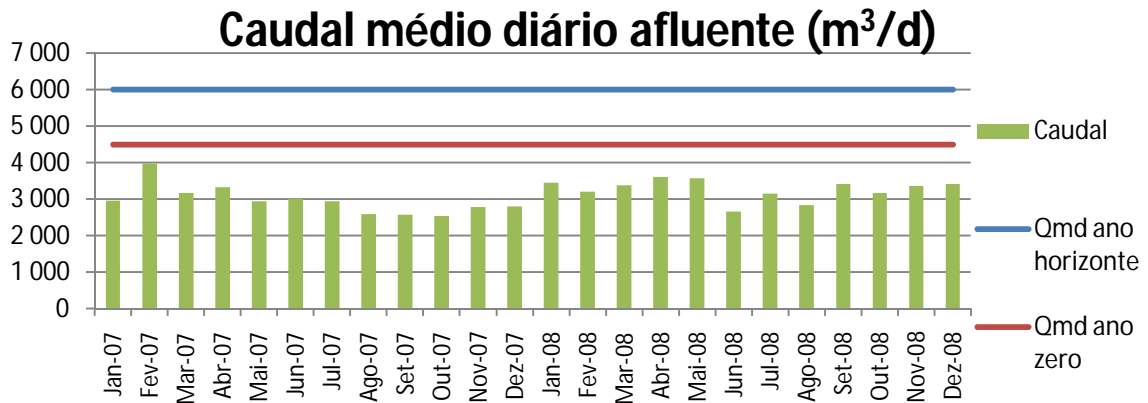


Figura 5 - Evolução do caudal médio diário (Qmd) afluyente à estação.

Através desta figura 5, verifica-se que o caudal afluyente à estação é inferior ao esperado no seu dimensionamento.

Tabela 3 - Variação do Caudal.

Caudal médio de 2007	2967 m ³ /d
Caudal médio de 2008	3268 m ³ /d
Caudal médio dos dois anos	3117 m ³ /d
Caudal máximo verificado	3974 m ³ /d
Caudal mínimo verificado	2532 m ³ /d

- *Características do afluente*

Nas Figuras e tabela seguintes são apresentadas as características do afluente em termos de concentrações de CBO₅, CQO, SST e respectivos valores máximos (max), mínimos (min) e médios (med) mensais, onde podem ser comparados com os valores de afluência de dimensionamento.

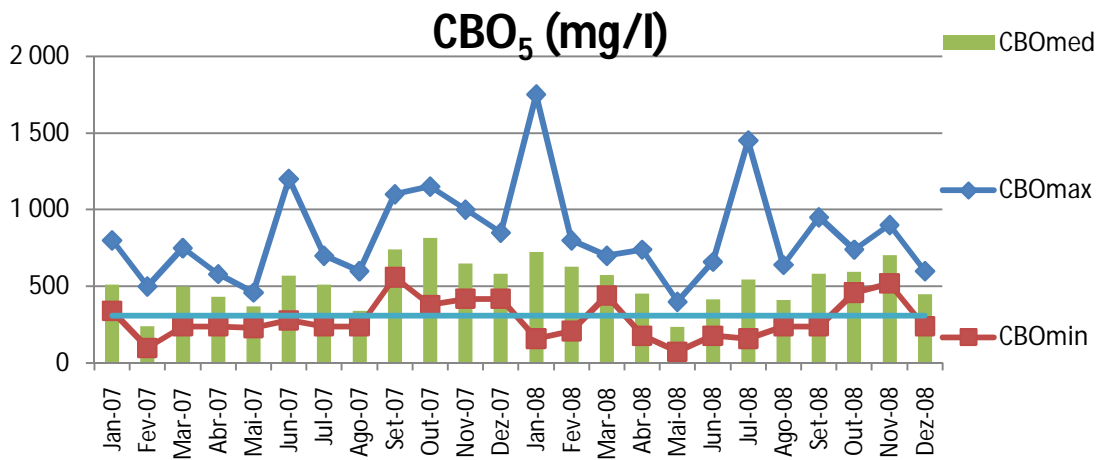


Figura 6 - Evolução da concentração de CBO₅ afluente à estação.

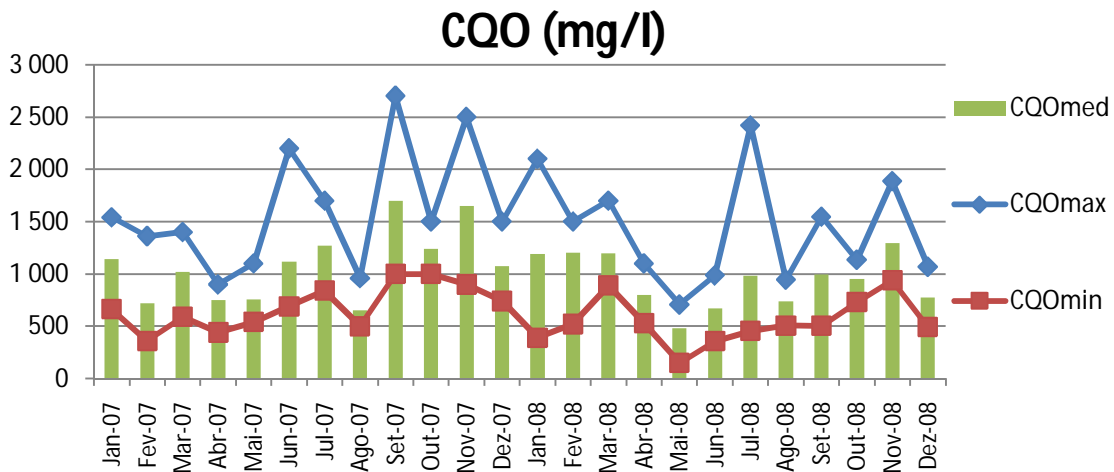


Figura 7 - Evolução da concentração de CQO afluente à estação.

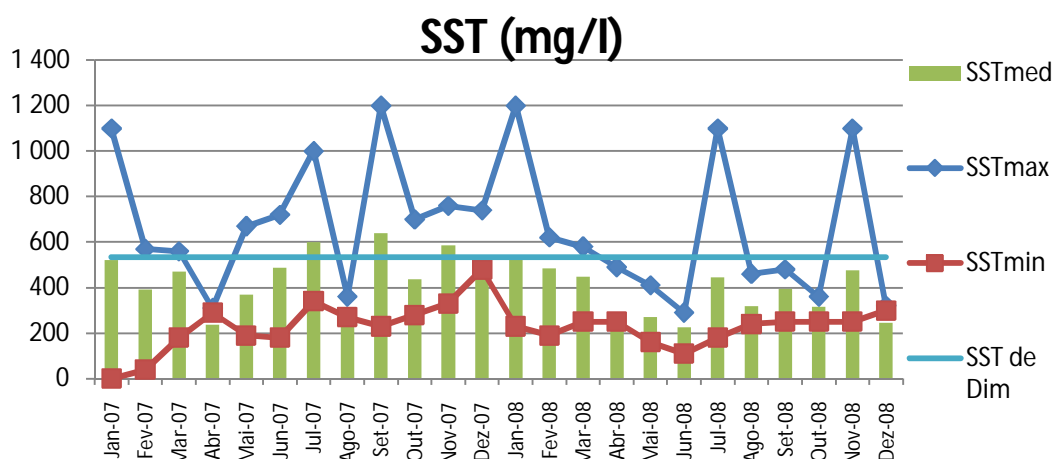


Figura 8 – Evolução da concentração de SST afluente à estação.

Tabela 4 – Máximos, Mínimos e Médias de concentração de SST, CBO₅, CQO e respectivos meses em que se verificam.

	2007	Mês	2008	Mês	2007-2008
Mínimo SST	238	Abril	225	Junho	225
Máximo SST	638	Setembro	530	Janeiro	638
Média SST	462		369		415
Mínimo CBO₅	240	Fevereiro	236	Maio	236
Máximo CBO₅	816	Outubro	726	Janeiro	816
Média CBO₅	522		527		525
Mínimo CQO	653	Agosto	479	Maio	479
Máximo CQO	1700	Setembro	1295	Novembro	1700
Média CQO	1091		939		1015

Como se pode ver através das Figuras 6, 7 e 8 e tabela 4, verifica-se que os valores de CBO₅ são superiores aos esperados no dimensionamento desta estação, e que estes, tal como os valores de CQO são demasiado elevados para uma água residual doméstica. A concentração de SST está, pelo contrário, abaixo do que era previsto.

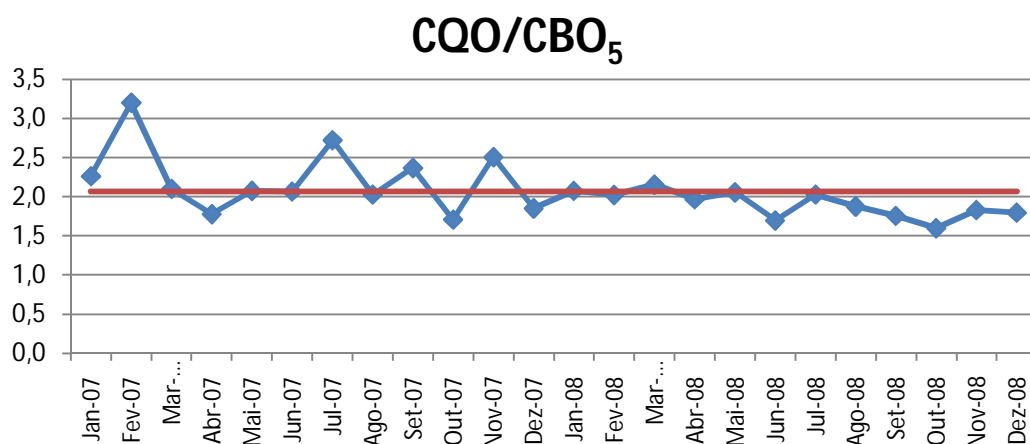


Figura 9 - Razão CQO/CBO₅.

Tabela 5 - Máximos, Mínimos e Médias da relação CQO/CBO₅ e respectivos meses em que se verificam.

	Valor	Mês em que se regista
Máximo 2007	3,2	Fevereiro
Mínimo 2007	1,7	Outubro
Máximo 2008	2,2	Março
Mínimo 2008	1,6	Outubro
Média de 2007-2008	2,1	

Através da leitura da tabela 5 pode verificar-se que não existe uma forte variação da razão CQO/CBO₅ ao longo do ano, o que poderá indicar que esta água residual tem a mesma origem ao longo do ano.

É ainda de salientar que as pequenas alterações que se observam não têm um carácter fortemente sazonal.

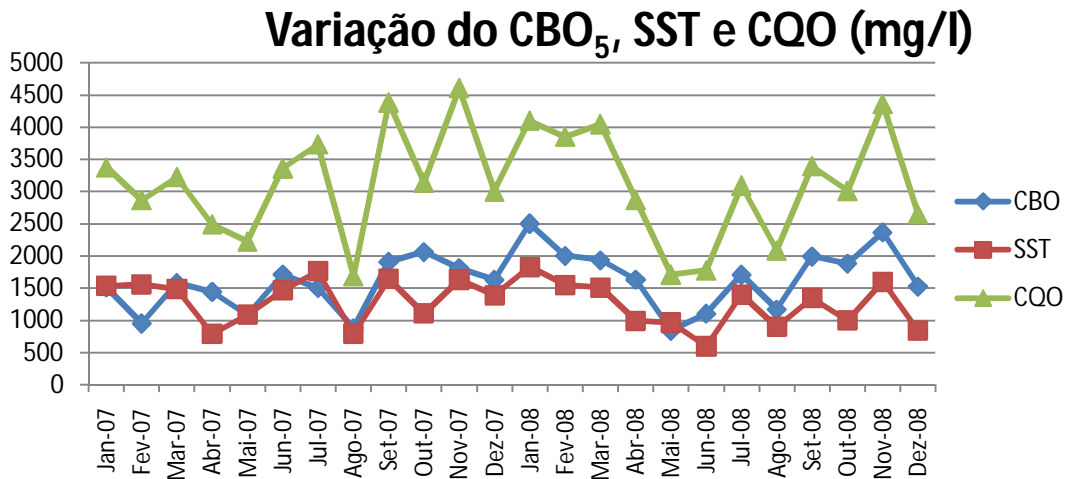


Figura 10 - Variação do CBO₅, SST e CQO afluente.

Pela análise desta Figura pode observar-se que tanto o CBO₅ como o SST e o CQO apresentam variações de concentração comuns aos três parâmetros, o que mais uma vez leva a crer que a água residual tem características semelhantes ao longo do ano.

- Evolução das cargas afluentes.

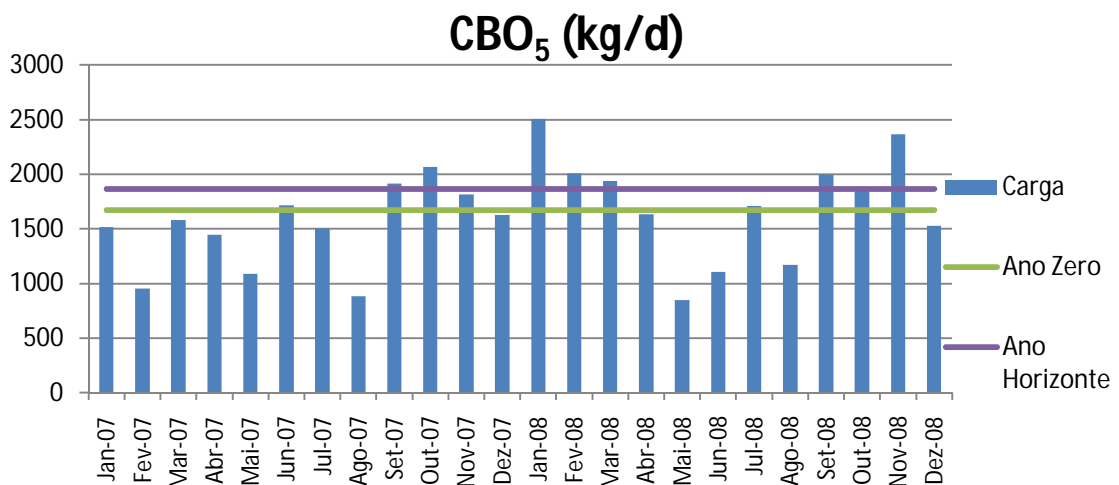


Figura 11 - Evolução da carga de CBO₅ média diária afluente à estação e carga CBO₅ prevista para o ano zero e para ano horizonte

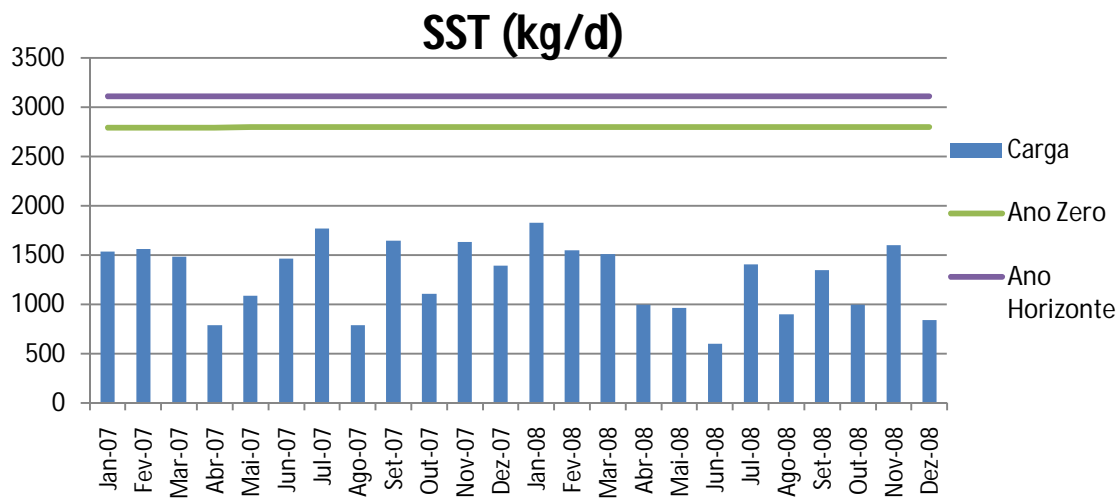


Figura 12 - Evolução da carga de SST média diária afluyente à estação e carga SST prevista para o ano zero e para ano horizonte.

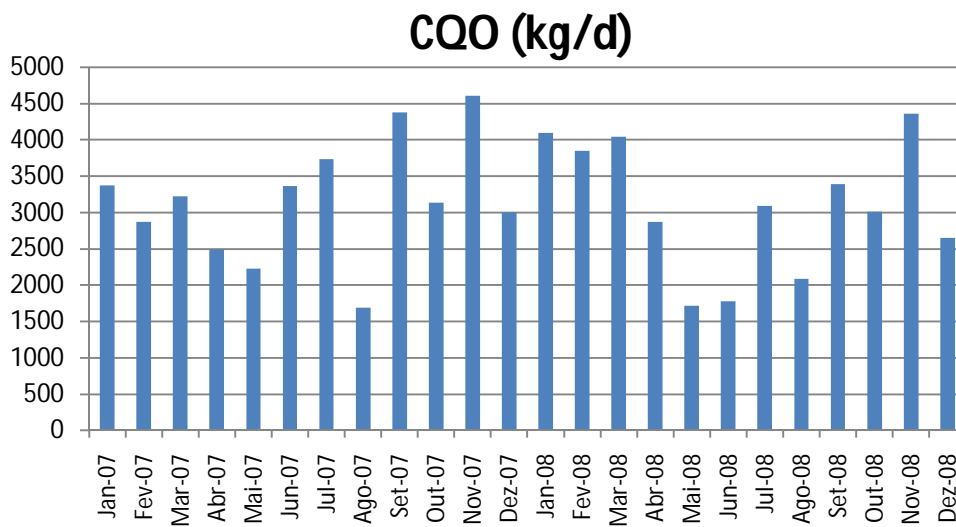


Figura 13 – Evolução da carga de CQO média diária afluyente à estação e carga CQO prevista para o ano zero e para ano horizonte.

Tabela 6 - Máximos, Mínimos e Médias de carga de SST, CBO₅, CQO e respectivos meses em que se verificam.

	2007	Mês	2008	Mês	2007-2008
Mínimo SST	789	Abril	599	Junho	599
Máximo SST	1766	Julho	1828	Janeiro	1828
Média SST	1355		1212		1283
Mínimo CBO₅	881	Agosto	845	Maio	845
Máximo CBO₅	2066	Outubro	2504	Janeiro	2504
Média CBO₅	1509		1724		1617
Mínimo CQO	1691	Agosto	1715	Maio	1691
Máximo CQO	4604	Novembro	4358	Novembro	4604
Média CQO	3175		3079		3127

Pelos valores expressos na tabela 6, podemos verificar que apenas os valores de CBO₅, são superiores aos previstos.

Foi ainda possível obter dados da exploração desta ETAR para 2009, embora só tenha sido possível retirar deles as concentrações dos parâmetros CQO, CBO₅ e SST.

A análise destes dados é determinante pois a estrutura da agro-indústria, cujo efluente é encaminhado para esta estação, sofreu um incêndio, e conseqüentemente viu a sua produção temporariamente interrompida, a 19 de Outubro de 2009.

Foi então possível analisar se era devido a esta indústria que a ETAR apresenta mau funcionamento.

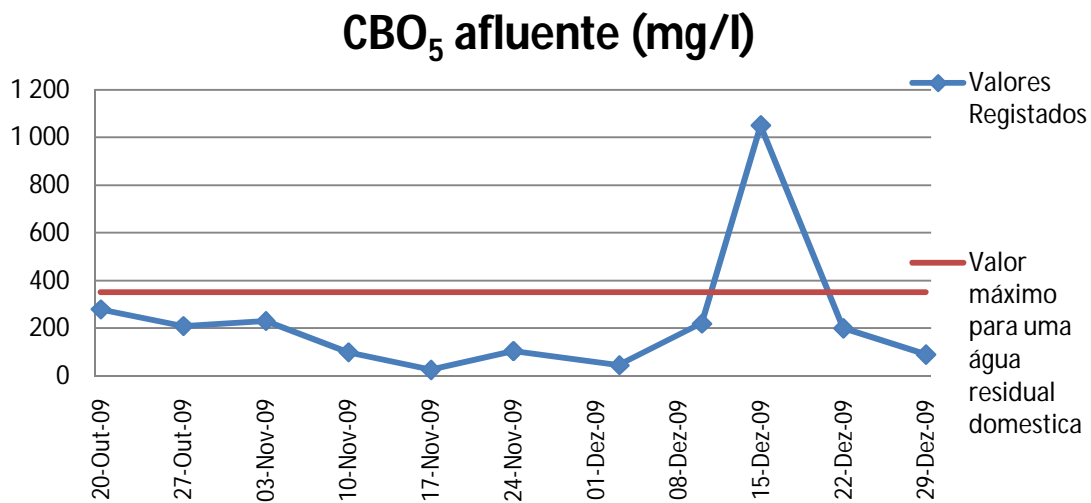


Figura 14 - CBO₅ Afluyente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo para uma água residual doméstica.

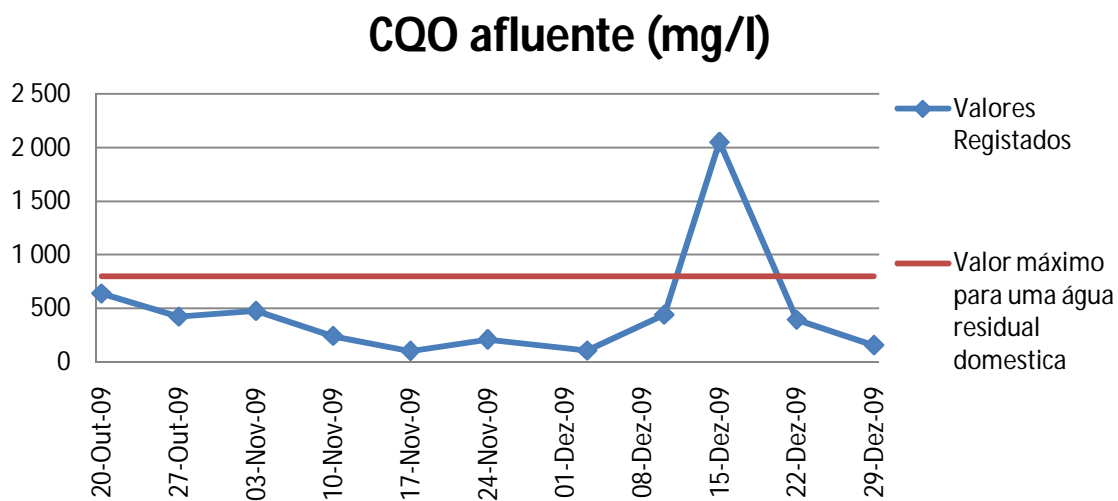


Figura 15 - CQO Afluyente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo para uma água residual doméstica.

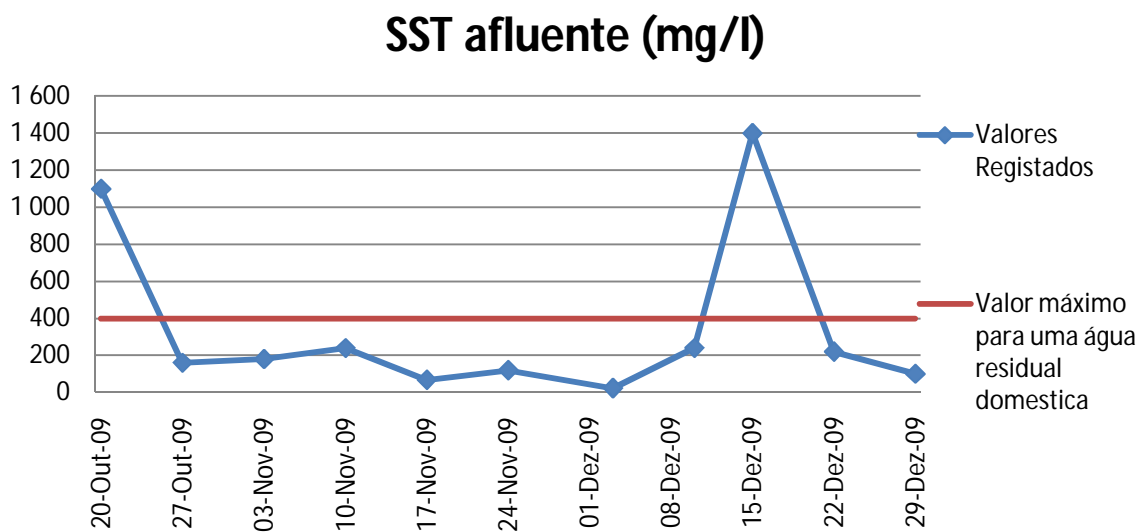


Figura 16 - SST Afluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo para uma água residual doméstica.

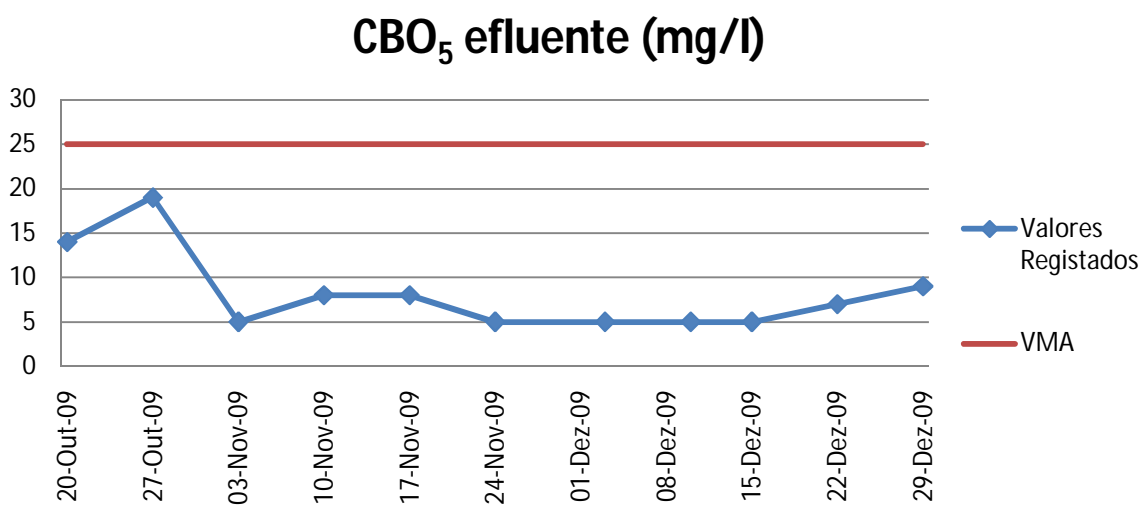


Figura 17 - CBO₅ Efluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo admitido.

CQO efluente (mg/l)

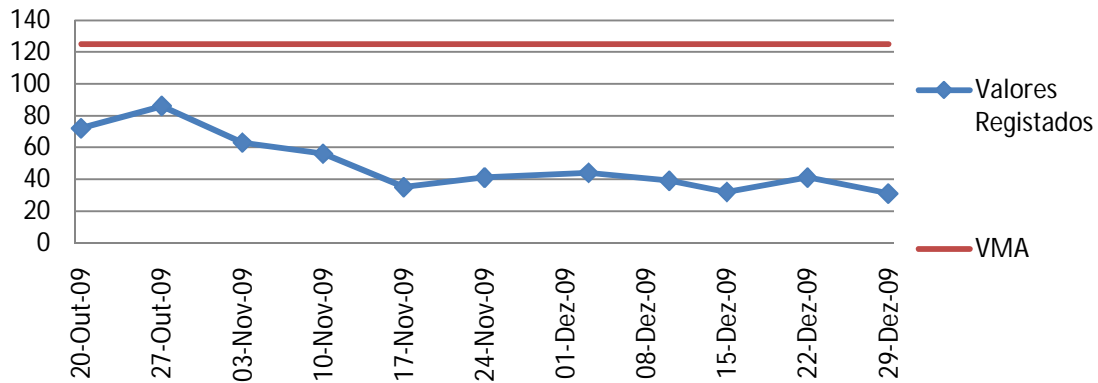


Figura 18 - CQO Efluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo admitido.

SST efluente (mg/l)

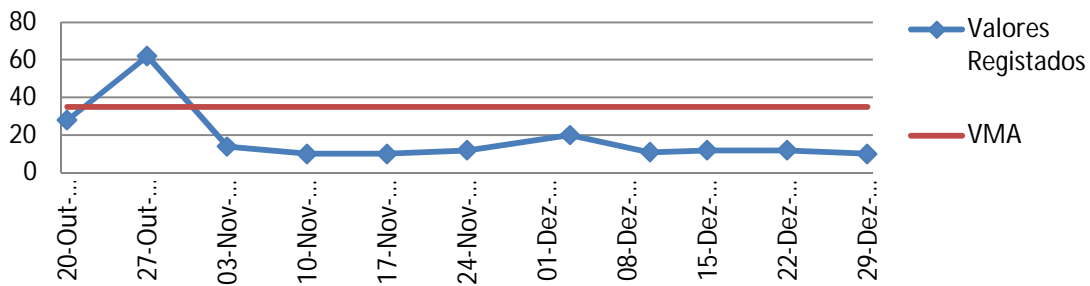


Figura 19 - SST Efluente à ETAR desde 19 de Outubro de 2009 comparada com o valor máximo admitido.

Tabela 7 - Concertação média dos parâmetros, CBO₅, CQO e SST a partir de 19 de Outubro de 2009

	Afluente	Efluente
CBO ₅ (mg/l)	236	8
CQO (mg/l)	475	49
SST (mg/l)	350	18

Podemos observar que desde a data do incêndio que afectou a fábrica CISTER até ao final do ano, o afluente tem menor concentração, e até concentrações inferiores ao máximo que seria de esperar, para uma água residual doméstica.

O mesmo se passa com o efluente que se apresenta abaixo do limite da licença de descarga. Isto pode indicar que é realmente esta indústria que está a degradar as condições de funcionamento da ETAR mas, uma vez que os dados são escassos, obtidos apenas a partir de 11 análises, e não ser possível determinar caudais nem cargas, estes, por si só, não são conclusivos.

6.3 *Fases de tratamento.*

- Tratamento primário.
 - Verificação da carga hidráulica.

Como os dados fornecidos não apresentam valores para o caudal de ponta horário, foi admitido um factor de ponta de 2, equivalente ao utilizado no dimensionamento desta estação e multiplicado pelo caudal médio diário afluente, em cada mês.

Visto que a estação é constituída por dois decantadores, com uma área unitária de 138 m², obtivemos uma carga hidráulica máxima de 1,20, mínima de 0,76 e média de 0,94 m³/m².h, valor que deveria estar compreendido entre 1,5 e 2.

- Verificação do tempo de retenção.

Foram utilizados os mesmos valores dos cálculos de caudal de ponta efectuados anteriormente, e um volume unitário de 504 m³. Desta forma obteve-se um valor máximo

de tempo de retenção de 4,7, mínimo de 3 e médio de 3,93 h, o que deveria situar-se entre 1 e 2.

- Verificação da carga volúmica.

Obteve-se um valor máximo de 2,3, mínimo de 0,77 e médio de 1,5 kg CBO₅/m³.d.

Uma vez que a carga hidráulica não apresenta valores superiores a 2 m³/m²h e o tempo de retenção não é inferior a 2 h, podemos admitir que esta ETAR funciona em condições hidráulicas aceitáveis.

Tabela 8 - Resultados Calculados da Decantação Primária.

	Redução de CBO₅ kg/d	Redução de SST kg/d	Massa de Lamas Primárias (ms) kg/d	Volume de Lamas primárias (Vs) m ³ /d
Máximo	626	1280	5402	350
Mínimo	211	419	1905	123
Médio	404	898	3517	228
Dimensionamento	466	2174	2964	192

- Tratamento secundário.

- Verificação dos parâmetros de dimensionamento.

Com valores de MLSS e MLSSV reais e com cargas admitidas pelos cálculos referentes ao órgão anterior, calculou-se os seguintes parâmetros:

Tabela 9 - Parâmetro de Dimensionamento do Tratamento Secundário Calculados.

	MLSS	MLSSV	F/M	fv	ch decantador
	kg/m ³	kg/m ³	kgCBO ₅ /kgMLSSV.d	kgCBO ₅ /m ³ .d	m ³ /m ² .h
Máximo	11,5	9,3	0,5	2,0	1,3
Mínimo	3,9	3,0	0,1	0,7	0,8
Médio	8,1	6,3	0,2	1,3	1,0
Intervalo	2 a 4	1,5 a 3	0,2 a 0,5	0,5 a 1	0,8 a 1

Observa-se que a estação não se encontra a funcionar tal como foi projectado, pois os parâmetros de dimensionamento do reactor encontram-se fora do seu intervalo.

Apesar deste facto, e devido à necessidade de estimar um caudal de lamas final, foi necessário prosseguir com o balanço.

Tabela 10 – Calculo das Lamas Resultantes do Tratamento Secundário.

	Massa de Lamas Secundárias (Ms)	Volume de Lamas Secundárias (Vn)
	kg/d	m ³ /d
Máximo	1446,376	401,2138
Mínimo	418,473	116,0813
Médio	928,9807	257,6923
Dimensionamento	414	93,7

6.3.1 Tratamento de lamas

➤ Verificação dos parâmetros de dimensionamento

Para o espessador estimou-se valores máximos de 183, mínimos de 46 e médios de 78 kg/m².d de carga superficial, quando estes valores deveriam localizar-se entre 40 e 80 kg/m².d.

Tabela 11 - Resultado do Espessamento de Lamas.

	Massa de lamas não espessadas	Volume diário de lamas não espessadas	SST lamas espessadas	Caudal de Lamas espessadas	Caudal de sobrenadante	SST do sobrenadante	CBO ₅ do sobrenadante
	kg/d	m ³ /d	kg/d	m ³ /d	m ³ /d	kg/d	kg/d
Máximo	6746	722	6071	121	601	675	337
Mínimo	2582	275	2324	46	225	258	129
Médio	4446	485	4001	80	405	445	222
Dimensionamento	3378	94	3040	61	33	338	169

Destes resultados, e tendo em conta que a estação tem duas prensas de desidratação, cada um com capacidade para processar 500 kg SST/h trabalhando 5 dias por semana, podemos estimar a massa de lamas desidratada e o numero de horas de funcionamento por dia.

Tabela 12 - Parâmetros de Funcionamento do Filtro Prensa.

	Massa de Lamas por dia de funcionamento	Nº de horas de funcionamento
	kg/d	h
Máximo	8500	8,5
Mínimo	3253	3,3
Médio	5602	5,6
Dimensionamento	4256	4,7

6.4 Características de efluente

Nas Figuras apresentadas em seguida, estão expressas as características do efluente em termos de concentrações de CBO₅, CQO, SST, e respectivos valores máximos (max), mínimos (min) e médios (med) mensais, onde podem ser comparados com o Valor Limite de Emissão.

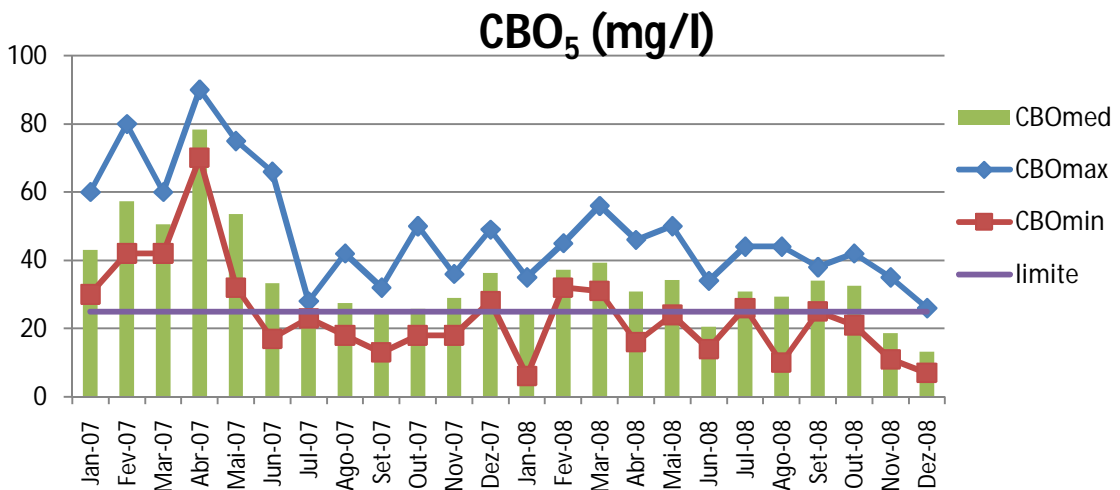


Figura 20 - Evolução da concentração de CBO₅ efluente à estação.

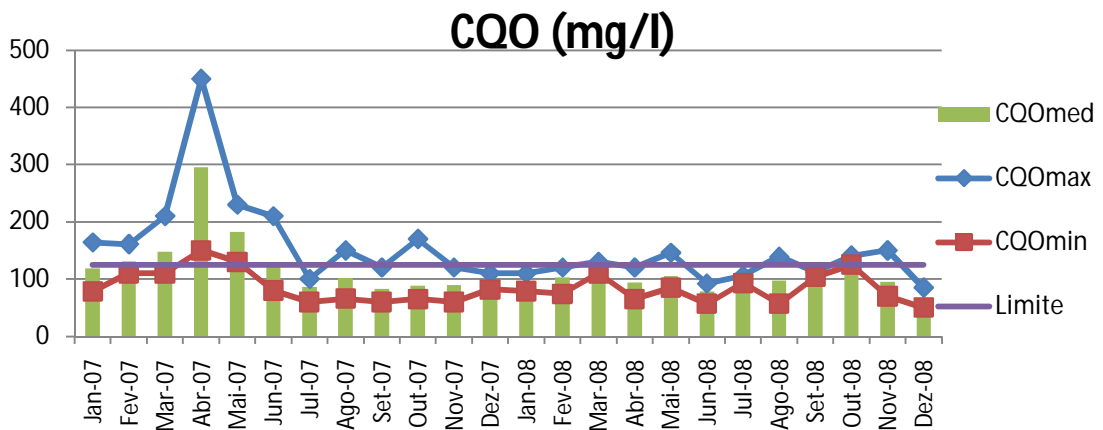


Figura 21 - Evolução da concentração de CQO efluente à estação.

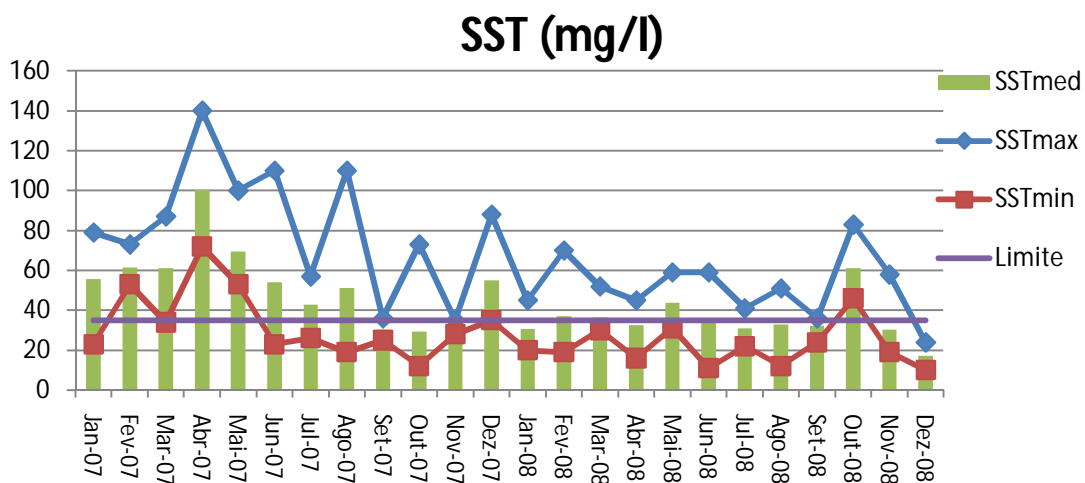


Figura 22 - Evolução da concentração de SST efluente à estação.

A partir das Figuras 20, 21 e 22, verifica-se que os valores de emissão são regularmente ultrapassados, especialmente os parâmetros CBO₅ e SST.

6.5 *Diagnóstico da ETAR*

A partir da observação das Figuras 5, 6 e 11 podemos então concluir que o caudal médio diário afluente à estação é mais reduzido do que seria de esperar, mas as concentrações de CBO_5 são bastante superiores às estimadas no dimensionamento da mesma, o que se traduz numa elevada carga destes constituintes na água residual.

Da análise da memória descritiva não foi possível determinar quais eram os valores de CQO esperados aquando do seu estudo, mas segundo os autores (Tchobanoglous, Burton et al. 2003), uma água residual doméstica apresenta valores de CQO da ordem dos 430 mg/l, sendo no máximo 800 mg/l. Segundo os mesmos autores, este tipo de água residual apresenta valores máximos de CBO_5 da ordem dos 350 mg/l e de SST 400 mg/l. Os valores médios obtidos nesta ETAR para estes parâmetros são superiores, com base na média dos dois anos analisados, de CQO 1015 mg/l, de CBO_5 525 mg/l e de SST 415 mg/l. Isto leva a crer que esta água residual não tem características de uma água residual doméstica, mas sim de uma mistura desta, com água residual industrial.

Através da fonte acima referida, quando a razão entre CQO/CBO_5 apresentar valores inferiores a 1,25, a água residual é considerada facilmente tratável por processos biológicos, mas quando apresentar valores superiores a 3,4, significa que a água residual tem componentes tóxicos. A água residual da ETAR de Fervença apresentou uma média desta razão da ordem de 2,1, o que significa que, apesar de não ser tóxica para os microrganismos, não será das mais facilmente biodegradáveis.

Ao observarmos a tabela 9, verificamos que os valores de MLSS e MLSSV estão demasiado altos revelando uma elevada recirculação necessária para manter a relação F/M dentro dos parâmetros, que se deve á elevada carga afluente.

Ao analisarmos os dados apresentados nas figuras 20 a 22 verificamos que é, com regularidade que a estação excede os limites de emissão para os quais foi projectada. Deste modo, podemos admitir que esta estação apresenta um défice de eficiência.

Apesar dos dados terem sido obtidos por balanço de massas, o que pode trazer alguma imprecisão nos cálculos, a estação também se mostra problemática relativamente à fase sólida, pois verifica-se um caudal de lamas superior ao esperado. Presume-se que o mau funcionamento da estação deve ser mais grave no início da semana, pois no fim-de-semana não são desidratadas as lamas que terão que ser acumuladas nos decantadores e espessador, provocando anomalias tanto no tratamento da fase líquida, como no espessamento. Estas anomalias surgem, uma vez que o volume útil para que estes processos diminui, e os sobrenadantes que, provavelmente terão ainda um elevado teor de sólidos, voltam à fase líquida do tratamento.

É ainda de notar que o sistema de desidratação mecânica é insuficiente, mesmo com as duas prensas de desidratação em funcionamento.

Apesar de não se verificar a qualidade de afluente projectada para esta ETAR, é possível que com a implementação de uma etapa anaeróbia no início do tratamento, esta pudesse representar algumas melhorias, pois este tem maior capacidade de degradar parte do CQO, o que o tratamento aeróbio não consegue.

6.6 *Implementação*

Segundo a memória descritiva desta estação, o caudal estimado de água residual industrial tem um total de 140 m³ sendo 75 m³ provenientes do matadouro, 45 m³ da indústria de conservas de legumes e frutas e 20 m³ de indústria vitivinícola.

Segundo os autores (Maya-Altamira, Baun et al. 2008), todas estas indústrias geram águas residuais que são facilmente tratadas se submetidas a um pré-tratamento anaeróbio seguido de um tratamento aeróbio, conseguindo ainda uma boa produção de metano.

De todos os processos anaeróbios existentes foi ponderado aquele que mais se adequava a este caso.

Analisando a Tabela 2, e como o afluente em causa apresenta uma considerável concentração de sólidos que não pode ser removida pelos sistemas de biomassa fixa, cargas reduzidas e um caudal demasiado elevado para um digestor de biomassa suspensa optou-se por um reactor híbrido.

Neste grupo de reactores incluem-se as Lagoas, o UASB e híbridos deste como o EGSB.

As Lagoas requerem um espaço muito grande e podem desenvolver maus cheiros se não forem cobertas.

O UASB e o EGSB são os sistemas que melhor se adequam a este tipo de água residual pois são compactos, e não requerem muita mão-de-obra especializada, são relativamente económicos e é fácil recuperar o biogás que venha a ser produzido.

Optou-se pelo UASB pois será o que se encontra melhor estudado, já foi implementado para as mais variadas situações, incluído as águas residuais provenientes das fontes anteriormente mencionadas, e é o que melhor suporta variações quantitativas e qualitativas da água residual (Haandel and Lettinga 1994).

Este tem desempenhos bastante elevados para todos os tipos de água residual em estudo nesta ETAR mas destaca-se por conseguir eficiências de remoção de CQO, CBO₅ e SST de 70, 85, e 80% respectivamente com tempos de retenção de 7 horas para afluente doméstico que é muito pouco concentrado.

Permite à ETAR digerir e diminuir o volume de lamas produzidas, produzir energia eléctrica e/ou calorífica, diminuindo a exigência que se pretende do reactor aeróbio a jusante do UASB, e tudo isto se traduz numa diminuição dos custos de tratamento.

Foi apenas tida em conta a opção de introduzir um reactor anaeróbio e não outro como um arejamento prolongado ou uma bacia de equalização, pois estes implicam que as cargas se mantenham constantes ao longo da vida da estação.

Isto não é possível prever, principalmente quando está em causa água residual industrial que poderá desaparecer.

O reactor UASB conseguirá ainda receber o afluente de outras agro-indústrias da região caso as actuais deixem de laborar ou mesmo quando estas tiverem uma produção mais reduzida devido a alguma sazonalidade dos produtos que transformam.

6.7 *Balanço de massa.*

Tendo por base a implementação de um novo órgão que deverá prolongar a vida útil da estação em 20 anos, o reactor foi calculado tendo em vista o ano de 2032 como horizonte de projecto, e 2012 como ano de arranque do novo órgão.

Segundo a memória descritiva desta ETAR é de esperar afluente de um matadouro com pré-tratamento onde são removidos sólidos e gorduras, outro afluente de uma cooperativa onde é produzido e destilado vinho sem qualquer tipo de pré-tratamento, e ainda um afluente de

industriais de transformação e conservas de frutas e legumes, igualmente sem pré-tratamento.

Tabela 13 - Características do afluente industrial segundo a memória descritiva.

Industria	População equivalente	Q (m ³ /d)	CBO ₅ (kg/d)	SST (kg/d)	COO (kg/d)
Matadouro	3700	75	222	333	703
Conservas de Fruta	2200	45	132	198	418
Vitivinicola	1100	20	66	99	209
Total	7000	140	420	630	1330

Segundo pesquisa efectuada, este matadouro incluído no estudo da ETAR, já deixou de laborar, e após a construção da ETES de São Martinho do Porto, este tipo de resíduos produzidos na região, serão lá co-digeridos.

Tabela 14 – Concentração típica dos afluentes.

Proveniência de afluente	Concentração de COO g/m ³	Fonte
Indústria Vitivinícola	3700	Commission 1987
Indústria de Conservas de Frutas e Vegetais	7500	Huber and Pereira-Ramirez 2008
Domestico	864	

Tendo em conta estas concentrações e o caudal estipulado para cada indústria na memória descritiva, seria de esperar as seguintes cargas de CQO:

Tabela 15 - Características do afluente industrial.

Proveniencia de afluente	Caudal m ³ /d	Carga de CQO kg
Adega	20	74
Indústria de Conservas de Frutas e Vegetais	45	337,5
Total	65	411,5

Tabela 16 - Capitações por parâmetro de dimensionamento.

	Caudal	CBO ₅	SST	CQO
Capitação	220	60	90	190
Unidade	l/hab.d	g/hab.d	g/hab.d	g/hab.d

Tendo em conta que as características médias do afluente em 2007 e 2008 eram de:

Tabela 17 – Carga de CQO, Caudal e cálculo da população existente segundo estes parâmetros.

	2007	2008	2007-2008
CQO kg/d	3175	3079	3127
Caudal m ³ /d	2967	3268	3117

População equivalente calculada para o parâmetro CQO	14544	14039	14293
População equivalente calculada para o parâmetro Caudal	13190	14560	13872

Foi considerada uma população de 14100 equivalentes em 2008 e utilizada a mesma taxa de crescimento da memória descritiva, ou seja 175 habitantes por ano.

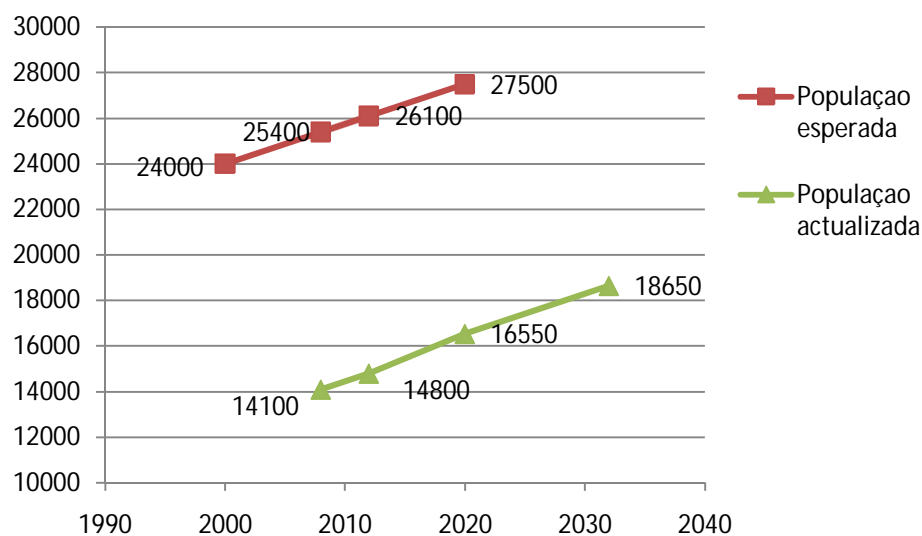


Figura 23 - Previsão do crescimento da população

Tabela 18 - Características do afluente doméstico.

Ano	População equivalente	Q (m ³ /d)	CBO ₅ (kg/d)	SST (kg/d)	CQO (kg/d)
2012	14800	3179	867	1300,5	2745,5
2032	18650	3949	1077	1615,5	3410,5

Tabela 19 - Características do afluente combinado.

Ano	Q (m ³ /d)	CBO ₅ (kg/d)	SST (kg/d)	CQO (kg/d)
2012	3244	1646	1369	3090,5
2032	4014	1772	1558	3489,5

6.8 *Crêterios de dimensionamento.*

No caso da água residual de baixa carga como   o caso de estudo, o critério de dimensionamento que deve ser tomado em considera o em primeiro lugar  , a carga hidráulica em vez da carga orgânica, mas a carga orgânica também terá que ser respeitada.

Um importante parâmetro de dimensionamento   o tempo de reten o hidráulico, em que tempos de reten o na ordem das 6 horas,   o mais indicado para regiões subtropicais.

Uma diminui o excessiva do tempo de reten o hidráulico, necessária para operar uma carga orgânica custo efectiva, pode resultar no aumento do potencial redox do reactor, podendo levar ao domínio da acidog nese sobre a metanog nese e reduzir a frac o de metano no biogás.

  de salientar que para volumes superiores a 1000 m³,   benéfica a constru o de dois digestores em paralelo, pois pode reduzir os custos de constru o e aumenta a flexibilidade da instala o.

A altura   outro parâmetro importante, e esta deve ser considerada tendo em conta o desempenho e os custos de constru o. Quanto mais profundo for o reactor instalado, maior a eficiência, mas também maiores os custos de constru o.

O  timo econ mico para a profundidade de instala o do reactor   de 4 a 6m de profundidade e esta deve ser também o ótimo de desempenho do sistema.

Para que seja mais facilmente possível manter a temperatura do reactor, o fundo do reactor deve estar enterrado, e para que seja possível manter o perfil hidráulico da esta o, mais equilibrado.

A velocidade ascensional do líquido não deve exceder um valor específico, para que não haja a perda de lamas.

No caso do UASB que lida com cargas de matéria orgânica reduzidas, como é este caso, a velocidade média diária, deve ser cerca de 1 m/h, para tempo de retenção de 6 horas e a altura do reactor inferior a 6m.

Opcionalmente a planta do reactor pode variar entre a forma circular ou a rectangular, consoante a perspectiva de minimizar custos de construção.

6.9 *Dimensionamento*

Tendo em conta um caudal (Q) de 4014 m³/d no ano horizonte de projecto.

E um tempo de retenção (TRH) de 7 horas.

O volume do reactor (V) dado pela expressão:

$$V = Q * TRH$$

Temos que o volume é de 1170 m³ que é pouco superior aos 1000 m³ mas como a implementação de dois reactores traz maior flexibilidade à estação optou-se por estudar a implementação de dois reactores.

Foram então calculadas as dimensões de cada um dos reactores:

Diâmetro de 13 m correspondendo a uma área de 133 m² e com uma altura de 5 m terá um volume de 565 m³.

Este será o novo esquema proposto para a ETAR.

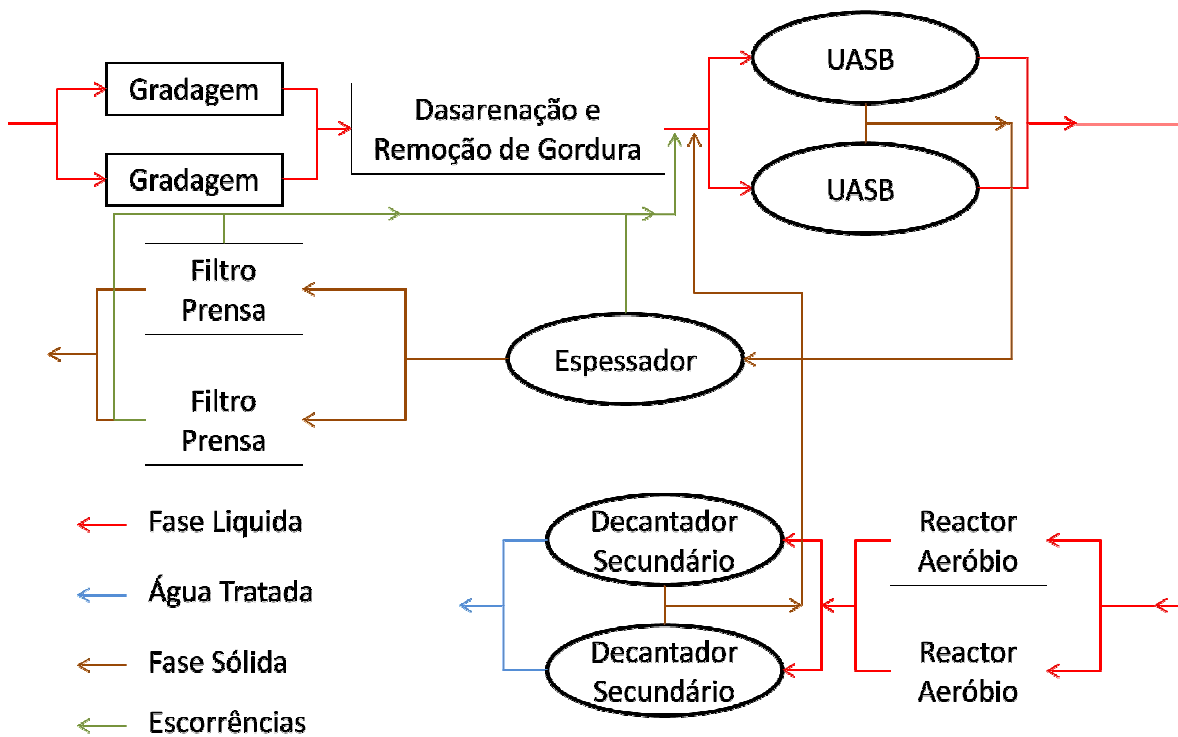


Figura 24 - Esquema de Tratamento Proposto

A Lama biológica em excesso, recolhida no decantador secundário, será introduzida no UASB para ser também digerida.

Tal como foi demonstrado por Pontes and Chernicharo (2009) a adição de lamas provenientes de processos aeróbios pode provocar algumas alterações nas características da biomassa, mas não provoca qualquer efeito negativo sobre o desempenho do reactor UASB, nem em qualquer parte do sistema de tratamento. Antes pelo contrário, pode ser observada uma ligeira melhoria da eficiência de remoção e de produção de biogás.

6.10 *Desempenho do Reactor*

O arranque do reactor pode ser problemático para a maior parte das águas residuais, devido ao facto destas conterem poucos microrganismos adaptados para este processo, mas este facto não é uma realidade para água residual doméstica pois nela já estão presentes estes microrganismos, o que beneficia a mistura de qualquer água residual com água residual doméstica.

A fase de arranque, em que a eficiência do reactor é inferior à pretendida, pode durar de 12 a 20 semanas se não for utilizado nenhum inóculo ou se o afluente contiver água residual doméstica. Mas a aceleração deste processo, pode ser utilizado um inóculo de lamas provenientes de outro reactor UASB ou, na impossibilidade, ser utilizado estrume de bovinos ou suínos.

As populações de bactérias específicas para a digestão anaeróbia irão desenvolver-se sozinhas na fase de arranque. A capacidade de acumular lamas é limitada pelas dimensões do reactor, e algum tempo depois, a lama começará a sair no efluente. Nessa altura o reactor está cheio de lama, e a partir deste ponto a massa de lamas permanecerá constante, pelo que, a massa de lamas produzida terá que ser igual à lama retirada do reactor.

Depois de este estar cheio de lama, é possível agir de duas maneiras: ou descarregar as lamas periodicamente para que a concentração de sólidos no efluente baixe, ou operar com o máximo de lamas que o reactor suporte para que estas sejam arrastadas para o efluente.

A opção por entre estas duas alternativas depende da linha de tratamento. Se esta não tiver qualquer tipo de pós-tratamento, não será conveniente que o afluente tenha elevadas concentrações de CQO e SST, o que implica que sejam retiradas periodicamente as lamas do reactor.

Se pelo contrário, tivermos pós-tratamento e este for por lamas activadas, pode ser conveniente manter um mínimo de matéria orgânica no efluente para que haja remoção de azoto e fósforo.

Ao ser atingida a fase de estabilidade do reactor, o seu desempenho vai depender das características das lamas, e das condições operacionais.

As características operacionais mais importantes são a concentração e a composição da matéria orgânica, assim como, a temperatura do afluente. O principal factor operacional é o TRH que pode ser relacionado com a velocidade ascensional.

É de notar que se desenvolve quase sempre uma camada de espuma à superfície do líquido. Poderá ser conveniente a construção de deflectores e de mecanismos de extracção destas escumas. O GLS também deverá ter em conta este factor, pois estas escumas impedem a passagem de biogás.

Em experiências levadas a cabo em vários UASB's foi descoberto que estes reactores, que operam durante o dia caudais 1,5 vezes superiores à média diária, têm melhores desempenhos que aqueles que recebem caudais constantes. Foi ainda descoberto que as variações diárias das características da água residual não reduzem a sua eficiência.

Verificou-se que há uma discrepância entre a alta carga afluente durante o dia e a produção de biogás. O gás produzido é relativamente alto durante a noite, com baixas cargas afluentes.

6.11 **Balanço de massas.**

Para se verificar se o dimensionamento deste reactor conseguiria ser capaz de resolver os problemas desta estação, foram efectuados vários balanços de massa, e perspectivados vários cenários.

Esses cenários são:

Cenário 1 – C1 - A população cresce até 2032 a uma taxa de crescimento constante, as indústrias continuam a laborar tal como até ao momento (Horizonte de Projecto).

Cenário 2 – C2 - A população mantém-se constante até 2032, as indústrias continuam a laborar tal como até ao momento (Ano de arranque ou ano zero).

Cenário 3 – C3 - A população cresce até 2032 a taxa de crescimento constante, as indústrias deixam de laborar.

Cenário 4 – C4 - A população mantém-se constante até 2032, as indústrias deixam de laborar.

Para cada um destes Cenários foram verificados os critérios de dimensionamento para o funcionamento com ambos os decantadores, ou apenas com um como carga orgânica de CQO (L_{CQO}), tempo de retenção hidráulico (TRH), e velocidade ascensional (v).

Os resultados apresentados para estes cenários são apresentados no anexo D.

6.12 Resultados da implementação.

Conforme observamos os reactores UASB podem não só resolver os problemas desta estação, como também, trazer benefícios económicos para a mesma.

A Tabela 28 expressa que a implementação dos reactores UASB conduz a uma produção de biogás com retornos financeiros interessantes.

Tabela 20 - Alguns resultados do reactor UASB.

Parâmetro	C1	C2	C3	C4	
	2 Reactores	2 Reactores	2 Reactores	2 Reactores	1 Reactor
Q (m ³ /d)	2007	1617	1975	1590	3179
TRH (h)	7,94	9,85	8,07	10,02	5,01
v (m/h)	0,63	0,51	0,62	0,50	1,00
V metano (m ³)	1293,87	1107,63	1180,57	950,23	882,15
Energia (x10 ³ kJ/d)	41817,34	35797,96	38155,39	30710,99	28510,68
Produção eléctrica					
(kWh/d)	3952,58	3383,62	3606,45	2902,80	2694,83
Rendimento (€/d)	395,26	338,36	360,64	290,28	269,48

Tabela 21 - Resultados significativos do Balanço de massas

	C1	C2	C3	C4			
	2 Reactores	2 Reactores	2 Reactores	Aeróbio	1 Reactor	2 Reactores	Aeróbio
Volume diário de lamas (m ³)	14,15	12,03	13,34	15,45	9,95	10,74	12,44
Gastos com as lamas para destino final (€)	707,66	601,26	666,88	772,74	497,67	536,77	621,89
Polieletrólito (kg)	21,79	18,52	20,54	23,80	15,33	16,53	19,15
Gastos com Polieletrólito (€)	98,07	83,33	92,42	107,09	68,97	74,39	86,19
Cal (kg)				297,47			239,40
Gastos com Cal (€)				29,75			23,94
Energia arejamento (kW/h)	33,25	17,83	15,88	36,78	17,99	15,88	31,75
Gastos com a energia no arejamento (€)	79,79	42,79	38,10	88,26	43,17	38,10	76,20

Podemos reparar que, para os cenários em que é possível que o reactor anaeróbio seja desligado, C3 e C4, o volume de lamas aumenta no mínimo 16%, o que se traduz por um igual aumento nos gastos de polieletrólito somado à utilização de cal, que o reactor em funcionamento dispensa.

É de notar ainda um aumento da necessidade de arejamento nestes casos, que chega a ser na ordem dos 132% no cenário 3 e de 76% e 100% para o cenário 4, respectivamente com um reactor UASB em funcionamento e para dois reactores.

Muito embora possa ter que ocorrer a adição de reagentes à entrada dos reactores anaeróbios para corrigir o pH e/ou a alcalinidade, esta não foi tido em conta, pois não é conhecida a alcalinidade do afluente, no entanto o pH à entrada da estação é em média 7, atingindo esporadicamente o valor de 8.

A diferença entre os gastos com os reagentes sem reactor anaeróbio em funcionamento e os mesmos gastos para o reactor em funcionamento são, na pior das hipóteses, zero.

É de salientar que, segundo Schellingkout and Collazos (1999) o custo do reactor UASB é de 300 USD/m³ nos países menos desenvolvidos e 181 USD/m³ nos Estados Unidos e na Europa, o que equivale a 207€/m³ e 125€/m³ respectivamente. Para o caso do reactor em estudo obtemos um valor de investimento da ordem dos 280.774€.

Com a redução do volume de lamas para aterro é possível reduzir os custos destas em 16%, o que perfaz 384.300€ e que só por si é o suficiente para cobrir o investimento. Mas a venda de electricidade à rede poderá ser, no cenário mais desfavorável, de 2.073.990€. Isto traduz uma redução de 6,4€ por habitante ou 0,07€ por m³ de água tratada.

É ainda importante referir que no caso de os decantadores primários poderem ser mantidos, e apenas postos de parte no funcionamento da estação, podemos aumentar a versatilidade

da mesma ou mesmo, dispor de meios para eventuais avarias nos reactores ou qualquer outro órgão da estação.

Mas na impossibilidade de manter estes órgãos, não será grave para a estação pois esta, mesmo com a diminuição do caudal e da carga afluente, conseguirá operar com elevado rendimento.

7 Conclusão

A implementação do UASB a montante do reactor biológico aeróbio de média carga deverá solucionar o problema desta estação.

A elevada capacidade destes reactores anaeróbios para lidarem com estes tipos de água residual e a sua variação, consegue fazer com que esta ETAR passe a cumprir os requisitos impostos na lei sem custos adicionais.

Estes reactores conseguem ainda reduzir os custos de tratamento desta estação bem como aumentar a sua vida útil.

Com esta implementação a ETAR fica com capacidade de responder a futuras exigências legislativas, no que diz respeito à descarga de nutrientes como o azoto e o fósforo.

A diminuição do volume de lamas encaminhada para destino final, tanto como a melhoria destas, pode também traduzir-se por maiores benefícios no futuro, pois existe a tendência para as directivas comunitárias limitarem o volume de resíduos orgânicos encaminhados para aterro.

A ETAR poderá ainda receber afluente de outras agro-indústrias da região, o que faz com que o investimento neste reactor se justifique mesmo que as indústrias incluídas neste estudo deixe de laborar, ou em alturas do ano em que as indústrias reduzam o seu caudal, sendo para isso necessário uma maior articulação entre a exploração da estação e estas indústrias.

Pode ainda afirmar-se que, com o aumento do custo do petróleo e conseqüente aumento do preço da electricidade, a produção de energia eléctrica a partir do biogás produzido, poderá representar ainda maior diferença nas contas desta estação.

Como vimos anteriormente, pelos cálculos efectuados, a implementação do UASB produzirá biogás suficiente para se poder investir na co-geração mas os valores obtidos são apenas uma extrapolação, caso se pretenda efectuar um investimento mais seguro poderá ser aconselhável monitorizar a produção de biogás do reactor e só depois de conhecer o seu valor real, investir ou não na co-geração pois este equipamento é o mais dispendioso.

O recurso ao pré tratamento por processos anaeróbios, sobretudo com os sistemas modernos, pode ser útil para qualquer ETAR em Portugal, seja ela industrial, doméstica ou, como no caso de estudo, mista.

Estes sistemas permitem que ETAR com afluentes muito pouco carregados possam obter uma redução do volume de lamas, uma significativa produção de biogás que pode ser utilizada para produção de energia eléctrica e uma diminuição de reagentes ou etapas de estabilização de lamas.

Actualmente a produção de energia eléctrica a partir de biogás tem associada custos de investimento muito elevados, mas que com os incentivos à utilização de energias renováveis, e com o crescente preço da energia, poderá vir a tornar-se um investimento com elevado potencial.

O UASB é um reactor amplamente estudado e aplicado a águas residuais muito distintas, com desempenhos muito elevados para quase todas, o que prova a sua grande versatilidade.

É de estranhar que em Portugal não se recorra mais a este tipo de reactor, pois o clima é bastante propício à sua utilização, onde a água residual dificilmente atingirá temperaturas inferiores aos 7°C aconselhados pela literatura.

8 Bibliografia

- AdO – Águas do Oeste, S.A. (1994) Memória Descritiva e Justificativa do Projecto, Projecto de Execução do Sub-Sistema de Saneamento de Fervença.
- AIYUK, S., I. FORREZ, et al. (2006). Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates--A review. *Bioresource Technology* 97(17): 2225-2241.
- BENDIXEN, H. J. (1994). Safeguards against Pathogens in Danish Biogas Plants. *Water Science and Technology* 30(12): 171-180.
- Commission, W. R. (1987). Investigations into Water. Management and Effluent Treatment in the Fermentation Industry. WRC Project. W. R. Commission. Pretoria.
- Decreto-Lei 149/2004 de 22 de Junho, transpõe o Decreto-lei 157/97 de 19 de Junho, referente ao tratamento de águas residuais urbanas.
- FLOR, A., L. ARROJA, et al. (2004). Co-digestão anaeróbia da fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e Lamas Secundárias (LS). D. d. A. e. ordenamento. Aveiro, Universidade de Aveiro.
- HAANDEL, A. C. V. AND G. LETTINGA (1994). Anaerobic sewage treatment : a practical guide for regions with a hot climate. Chichester, J. Wiley.
- HAANDEL, A. V., M. T. KATO, et al. (2006). Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Environmental Science and Bio/Technology* 2006(5): 17.
- HUBER, C. S. AND O. PEREIRA-RAMIREZ (2008). Fruit-cannery wastewater treatment whit a UASB reactor. Universidade Federal de Pelotas: 8.

- LETTINGA, G., A. VAN VELSEN, et al. (1980). Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology Bioeng* 22: 35.
- MALINA, J. F. E. AND F. G. E. POHLAND (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes, *Technomic*.
- MATA-ALVAREZ, J. (2001). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. London, IWA.
- MATA-ALVAREZ, J., S. MACÉ, ET AL. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74: 13.
- MAYA-ALTAMIRA, L., A. BAUN, et al. (2008). Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-processing industry wastewaters. *Water Research* 42(8-9): 2195-2203.
- METCALF & EDDY, (2003), *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4th Edition. McGraw-Hill, New York.
- O'KEEFE, D. M., D. P. CHYNOWETH, et al. (1993). Sequential batch anaerobic composting of municipal solid waste (MSW) and yard waste. *Water Science and Technology* 27(2).
- PAIN, B. F. A. H., R. Q. (1983). Anaerobic digestion of livestock wastes. In: Pain, B. and Hephherd, R. *NIRD*.
- PONTES, P. P. AND C. A. D. L. CHERNICHARO (2009). Effect of aerobic sludge return on the characteristics of anaerobic biomass present in UASB reactors treating domestic sewage. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 14(2): 11.
- Portaria n.º 429/99 de 15 de Junho que estabelece valores limite de descarga de águas residuais

- SCHELLINGKOUT, A. AND C. J. COLLAZOS (1999). Full-Scale application of the UASB technology for sewage treatment. *Water Science and Technology* 40(4-5).
- SHANMUGAM, A. S. AND J. C. AKUNNA (2008). Comparing the performance of UASB and GRABBR treating low strength wastewaters. *Water science and technology* 58(1): 32.
- SIGGE, G. O. AND T. J. BRITZ (2007). UASB treatment of a highly alkaline fruit-cannery lye-peeling wastewater. *Water Sa* 33(2): 275-278.
- SMET, E., H. VAN LANGENHOVE, et al. (1999). The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste. *Atmospheric Environment* 33(8): 1295-1303.
- SPEECE, R. E. (1996). Anaerobic biotechnology for industrial wastgewater. Nashville, EUA, Archae Press.
- TAFDRUP, S. (1995). Viable energy production and waste recycling from anaerobic digestion of manure and other biomass materials. *Biomass and Bioenergy* 9(1-5): 303-314.
- TAWFIK, A., F. EL-GOHARY, et al. (2008). Optimization of the performance of an integrated anaerobic-aerobic system for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology* 58(1): 9.
- TCHOBANOGLIOUS, G., F. L. BURTON, et al. (2003). Wastewater engineering : treatment and reuse. Boston ; London, McGraw-Hill.
- THAVEESRI, J. (1995). Granulation and stability in up-ow anaerobic sludge bed reactor in relation to substrates and liquid surface tension. *PhD Thesis*.
- TORPY, M. F. (1988). Anaerobic treatment of industrial wastewaters. Park Ridge, N.J., Noyes Data Corporation.

UPTON, J., E. HAYES, et al. (1996). Biological phosphorus removal at stratford upon Avon, UK: The effect of influent wastewater characteristics on effluent phosphate. *Water Science and Technology* 33(12): 73-80.

YOUNG, J. C. AND P. L. MCCARTY (1969). The anaerobic filter for waste treatment. *Journal Water Pollution Control Federation* 41: 5.