FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

FILTROS BIOLÓGICOS SUBMERSOS AREJADOS

Miguel Augusto Salgueiro da Silva Ferreira

Licenciado em Engenharia Civil
pela Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Dissertação submetida para satisfação parcial dos
requisitos do grau de mestre
em
Engenharia do Ambiente
(Área de Especialização em Tratamento de Águas e de Águas Residuais)

628(043)/FERm/FTL
Faculdade de
N.º 7443
23 04 97
cat
DEC
ICUP

Dissertação realizada sob a supervisão de
Professor Doutor Chia-Yau Cheng
e de
Professor Doutor J. Tentúgal Valente
do Departamento de Engenharia Civil
da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Porto, Dezembro de 1996

RESUMO

Com o objectivo de avaliar o processo de tratamento biológico por Filtros Biológicos Submersos Arejados (FBSA), em especial na recuperação e prolongamento da vida útil de ETARs sobrecarregadas, foi instalada uma ETAR Piloto na ETAR de Parada, na Maia, e paralelamente foi feita a remodelação da ETAR de Vieira do Minho que sofria de vários problemas que afectavam grandemente a sua operacionalidade.

Na ETAR Piloto, usando um meio de enchimento de 200 m^2/m^3, foram testadas várias cargas hidráulicas (e orgânicas) para uma razão de recirculação de 89%. De seguida, mantendo-se um tempo de retenção hidráulico de 6 horas, fez-se variar a razão de recirculação entre 250% e a ausência total de recirculação, tendo-se verificado que este parâmetro não afectava a remoção de matéria orgânica de forma notável.

Em Vieira do Minho, fez-se a remodelação da ETAR existente, inserindo duas "jaulas" com meio de enchimento, de 100 m^2/m^3 de área superficial, no tanque de arejamento e construindo um sedimentador secundário, para além de outras obras exteriores ao tratamento biológico. A ETAR remodelada provou ser especialmente resistente aos choques de carga hidráulica provocados pelas chuvadas na rede de drenagem unitária, tendo-se chegado a atingir caudais instantâneos cerca de 8 vezes superiores ao habitual. No entanto, o tratamento pode ser melhorado fazendo a recirculação de lamas biológicas, uma vez que o espaço aparente ocupado pelo meio de enchimento é apenas 20% do total do volume do tanque de arejamento, podendo o restante volume funcionar como num processo de tratamento por lamas activadas.

Em Vieira do Minho apareceu, em certas alturas do dia, espuma branca no tanque de arejamento, cuja origem permanece desconhecida, e no sedimentador secundário ocorreram lamas flutuantes originadas pela insuficiente agitação no meio de enchimento, que desta forma não provoca a desejável erosão do biofilme.

ABSTRACT

In order to evaluate the Submerged Biological Aerated Filter (SBAF) process for wastewater treatment, particularly for upgrading and extending the useful life of existing treatment plants, a pilot plant was installed in a municipal sewage works in Maia and simultaneously the sewage treatment plant of Vieira do Minho was converted to a SBAF process and subjected to a study of its treatment efficiency.

The pilot plant, with plastic packing material of 200 m^2/m^3 specific surface area, was experimented with various hydraulic (and organic) loading rates with a fixed recirculation ratio of 0.9. Increase of recirculation ratio to 2.5 or decrease to zero did not affect the treatment efficiency.

In the sewage works of Vieira do Minho, the biological treatment was improved by submerging, in the aeration tank, two "cages" packed with plastic media and building a secondary sedimentation tank. The aeration tank, which employs plastic medium of 100 m^2/m^3 specific surface area, is capable to maintain its treatment efficiency even with hydraulic shock loads up to 8 times the normal value. It is thought that with recirculation can be achieved even better performance, since the packing material only occupies about 20% of the tank volume, it is possible to use the rest to work as a conventional activated sludge process.

There were problems associated with operation of the SBAF process such as foaming in the aeration tank and floating biological solids on the sedimentation tank surface.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado sob a orientação dos Professores Doutores Chia-Yau Cheng e José Carlos Tentúgal Valente, a quem agradeço toda a atenção dispensada. Gostaria também de agradecer a todas as pessoas que diariamente trabalham no Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos e nas Águas do Douro e Paiva, S.A., bem como aos orgãos dirigentes destas duas instituições, pelas facilidades concedidas.

Na fase de realização do trabalho experimental foi importante a ajuda de todas as pessoas que trabalham na ETAR de Parada, muito especialmente a Eng.ª Assunção Abreu e o Eng.º David Gomes, na ETAR de Vieira do Minho na pessoa do Sr. José, e na área laboratorial a Eng.ª Margarida Alves da Silva que realizou que fez grande parte do trabalho de recolha e análise das águas. À Câmara Municipal da Maia, à empresa Luságua, S.A. e à Câmara Municipal de Vieira do Minho agradeço tornarem este trabalho possível ao permitirem usar as suas instalações, sem qualquer encargo.

Um agradecimento muito especial à Esmeralda pela sua grande capacidade em gestão de situações de risco.

Acima de tudo agradeço à Sónia, à minha Família e aos meus amigos, que muitos são.

Este trabalho foi financiado pelo PRODEP (Medida 5.2).

ÍNDICE

pag.

I - LISTA DE TABELAS 9

II - LISTA DE FIGURAS 10

III - LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS 12

1. INTRODUÇÃO 13

2. TRATAMENTO BIOLÓGICO 14

2.1 METABOLISMO MICROBIAL 14

2.2 TIPOS DE MICRORGANISMOS 16

2.2.1 Bactérias 16

2.2.2 Fungos 16

2.2.3 Algas 17

2.2.4 Protozoários 17

2.3 CRESCIMENTO E CINÉTICA MICROBIAL 17

2.4 PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO 20

2.4.1 Biomassa em suspensão 20

2.4.2 Biomassa fixa 22

2.4.3 Biomassa fixa e em suspensão simultaneamente 23

2.5 REMOÇÃO DE NUTRIENTES 24

2.5.1 Fósforo 24

2.5.2 Azoto 25

2.5.2.1 Nitrificação 25

2.5.2.2 Desnitrificação 26

3. O SISTEMA DE FILTROS BIOLÓGICOS SUBMERSOS AREJADOS E A SUA APLICABILIDADE 28

3.1 FUNCIONAMENTOS TIPO 28

3.1.1 FBSA com recirculação de lamas 29

3.1.2 FBSA sem recirculação de lamas 30

3.1.3 FBSA como tratamento terciário 31

3.2 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE POLUENTES 32

3.2.1 Remoção de matéria orgânica 33

3.2.2 Remoção de nutrientes 35
3.2.2.1 Nitrificação e remoção de matéria orgânica 36
3.2.2.2 Nitrificação terciária 36
3.2.2.3 Nitrificação e desnitrificação 38
3.2.2.4 Remoção de Fósforo 40
3.2.3 Produção de lamas 40
3.2.4 Consumo de Oxigénio 41
3.3 ASPECTOS CONSTRUTIVOS E OPERATIVOS 42
3.3.1 Meio de enchimento 42
3.3.2 Sistema de arejamento 45
3.3.3 Construção e implantação 46
3.3.4 Equipamento electromecânico 47
3.3.5 Sistema de controlo e comando 48
3.4 IMPLANTAÇÃO INTERNACIONAL 49
3.4.1 Estados Unidos da América 50
3.4.2 Japão 51
3.4.3 Noruega 51
3.4.4 Alemanha 52
3.5 IMPLANTAÇÃO EM PORTUGAL 53
3.5.1 ETAR da "WIDA PORTUGUESA" 53
3.5.2 ETAR da "KUNERT PORTUGUESA" 56
3.5.3 ETAR da Área de Serviço da "SHELL PORTUGUESA" em Antuã 58
3.5.4 ETAR do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária 60
3.5.5 Perspectivas futuras 63
3.6 APLICABILIDADE 64
4. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO 67
4.1 A ETAR DE PARADA 67
4.2 A ETAR PILOTO 69
4.2.1 Sistema de tratamento 69
4.2.2 Modo de funcionamento e controlo 70
4.2.3 Características dos equipamentos 71
4.2.3.1 Tanques e tubagem 71

4.2.3.2 Meio de enchimento 72
4.2.3.3 Bombas 73
4.2.3.4 Compressor e difusores de ar 74
4.2.3.5 Quadro eléctrico 75
4.3 RESULTADOS OBTIDOS E MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS 75
4.3.1 Operação 75
4.3.2 Resultados 76
5. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE VIEIRA DO MINHO 81
5.1 ETAR ANTERIOR À REMODELAÇÃO 81
5.1.1 Sistema de tratamento 81
5.1.2 Orgãos de Tratamento 82
5.1.2.1 Obra de entrada 82
5.1.2.2 Tanque de arejamento 83
5.1.2.3 Leitos de secagem 85
5.1.2.4 Emissário final 85
5.1.3 Águas Residuais 86
5.1.4 Operacionalidade 87
5.2 REMODELAÇÃO 89
5.2.1 Sistema de tratamento 89
5.2.2 Orgãos de tratamento 90
5.2.2.1 Obra de entrada 90
5.2.2.2 Tanque de arejamento 91
5.2.2.3 Sedimentador secundário 92
5.2.2.4 Orgão de desidratação 94
5.2.2.5 Canal de descarga final 94
5.2.2.6 Quadro eléctrico 95
5.2.3 Construção 95
5.2.3.1 Primeira fase 97
5.2.3.2 Segunda fase 98
5.3 RESULTADOS 101
5.3.1 Funcionamento provisório após a 1ª fase 101

5.3.2 Funcionamento após a 2ª fase 102
6. DISCUSSÃO 107
6.1 ETAR PILOTO 107
6.2 VIEIRA DO MINHO 114
7. CONCLUSÕES 115
8. REFERÊNCIAS 117
ANEXO A 119

I - LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Tipos de microrganismos em função das fontes de carbono e de energia [Boaventura (1994)]

Tabela 3.1 - Características médias do efluente bruto da WIDA Portuguesa

Tabela 3.2 - Características médias do efluente bruto da KUNERT Portuguesa

Tabela 3.3 - Características médias do efluente bruto da Área de Serviço da Shell

Tabela 3.4 - Características previstas para o efluente bruto do LNIV

Tabela 4.1 - Métodos analíticos utilizados

Tabela 4.2 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 89%

Tabela 4.3 - Campanha analítica (N-NH_3 e SST), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 89%

Tabela 4.4 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 7.5 m^3/d, recirculação = 89%

Tabela 4.5 - Campanha analítica (N-NH_3 e SST), caudal = 7.5 m^3/d, recirculação = 89%

Tabela 4.6 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 2.5 m^3/d, recirculação = 89%

Tabela 4.7 - Campanha analítica (N-NH_3 e SST), caudal = 2.5 m^3/d, recirculação = 89%

Tabela 4.8 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 250%

Tabela 4.9 - Campanha analítica (N-NH_3 e SST), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 250%

Tabela 4.10 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 5.0 m^3/d, sem recirculação

Tabela 4.11 - Campanha analítica (N-NH_3 e SST), caudal = 5.0 m^3/d, sem recirculação

Tabela 5.1 - Características gerais dos esgotos brutos da ETAR de Vieira do Minho

Tabela 5.2 - Comparação entre os valores de projecto e os valores prováveis caso não existissem as infiltrações

Tabela 5.3 - Resultados da primeira campanha analítica

Tabela 5.4 - Resultados da segunda campanha analítica (CQO e CBO_5)

Tabela 5.5 - Resultados da segunda campanha analítica (SST e pH)

II - LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Curva de crescimento bacteriano

Figura 2.2 - Corte esquemático de uma porção de biofilme

Figura 3.1 - Possibilidades de funcionamento do sistema de Filtros Biológicos Submersos Arejados [Schegel (1988)]

Figura 3.2 - Eficiência do processo de contacto arejado [Fair *et al.* (1946)]

Figura 3.3 - Remoção de CQO e nitrificação num reactor de FBSA [Schlegel (1988)]

Figura 3.4 - Fluxograma de funcionamento da instalação [Nakasone e Ozaki (1993)]

Figura 3.5 - Relação entre o Azoto Total descarregado e a carga superficial de Amónia [Nakasone e Ozaki (1993)]

Figura 3.6 - Consumo de oxigénio em FBSA [Rusten e Thorvaldsen (1983)]

Figura 3.7 - Meios de enchimento usados em Portugal

Figura 3.8 - ETAR da WIDA Portuguesa

Figura 3.9 - Processo de tratamento da ETAR da WIDA Portuguesa

Figura 3.10 - Processo de tratamento da ETAR da KUNERT Portuguesa

Figura 3.11 - ETAR da Área de Serviço da Shell Portuguesa, em Antuã

Figura 3.12 - Processo de tratamento da ETAR da Área de Serviço da Shell

Figura 3.13 - ETAR do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária

Figura 3.14 - Processo de tratamento da ETAR do LNIV

Figura 4.1 - Estação de Tratamento de Águas Residuais de Parada

Figura 4.2 - Estação Piloto de Tratamento de Águas Residuais

Figura 4.3 - Fluxograma do sistema de tratamento da Estação Piloto

Figura 4.4 - Esquema de funcionamento da Estação Piloto

Figura 4.5 - Meio de Enchimento

Figura 4.6 - Eficiência de transferência de oxigénio em condições normalizadas (SOTE), para os difusores NOPOL KKI 215

Figura 4.7 - Quadro eléctrico da ETAR Piloto

Figura 5.1 - Sistema de tratamento original da ETAR de Vieira do Minho

Figura 5.2 - Obra de Entrada

Figura 5.3 - Tanque de Arejamento ("sequencing batch")

Figura 5.4 - Leitos de Secagem

Figura 5.5 - Obra de Entrada actual

Figura 5.6 - Tanque de Arejamento

Figura 5.7 - Sedimentador Secundário

Figura 5.8 - Canal de descarga final

Figura 5.9 - Quadro Eléctrico actual

Figura 5.10 - Abertura de comunicação entre os compartimentos e execução da jaula

Figura 5.11 - Compressor de ar do tipo êmbolos rotativos

Figura 5.12 - Execução da "jaula" para o meio de enchimento

Figura 5.13 - Colocação da base e dos cones de lamas do sedimentador secundário

Figura 5.14 - Colocação do corpo principal do sedimentador secundário

Figura 5.15 - Registo contínuo de caudal (14.09.1996 a 17.09.1996)

Figura 5.16 - Registo contínuo de caudal (21.09.1996 a 29.09.1996)

III - LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

A/M - razão entre substrato e microrganismos

$B_{A,CQO}$ - carga orgânica

CBO_5 - Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias

CBO_7 - Carência Bioquímica de Oxigénio aos 7 dias

CQO - Carência Química de Oxigénio

EPA - Environmental Protection Agency

EPDM - borracha de etil-propileno

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

FBSA - Filtros Biológicos Submersos Arejados

IVL - índice volumétrico de lamas

k - velocidade (específica) máxima de utilização do substrato por unidade de massa de microrganismos

K_s ou k_s - constante de meia-velocidade (concentração do substrato correspondente a metade da velocidade máxima de crescimento)

LNIV - Laboratório Nacional de Investigação Veterinária

NTK - Azoto Total de Kjeldahl

r - coeficiente de correlação

$r_{A,CQO}$ - taxa (velocidade) de remoção de matéria orgânica

$r_{máx}$ - taxa máxima de remoção de matéria orgânica

r_s - velocidade de consumo do substrato

s - concentração de substrato

s_o - concentração do substrato à entrada do reactor.

SST - sólidos suspensos totais

ST - sólidos totais

SV - sólidos voláteis

X - concentração de microrganismos (biomassa)

1. INTRODUÇÃO

Desde a construção em finais da década de 30, em Elgin, no Estado Norte-Americano do Texas, de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) segundo o então chamado ***Processo de Contacto Arejado***, têm surgido inúmeros defensores e detractores desta técnica de tratamento biológico de águas residuais. No entanto, a utilização de modernos sistemas de arejamento e a crescente vulgarização e acessibilidade dos meios de enchimento plásticos, vem dar um novo impulso ao agora designado Sistema de Filtros Biológicos Submersos Arejados (FBSA).

A aplicação deste processo de tratamento em Portugal é, tanto quanto se julga saber, relativamente recente e ainda sem resultados conclusivos quanto à sua real eficácia e aplicabilidade. Importa, portanto, realizar testes que descrevam, em situações reais de operação, o funcionamento do sistema e na medida do possível avaliar as ETAR's existentes quanto à sua operacionalidade.

Com a convicção inicial que a aplicabilidade deste sistema de tratamento é a recuperação e o prolongamento da vida útil do tratamento biológico de ETAR's existentes, foi instalada uma ETAR piloto, em paralelo ao tratamento biológico existente na ETAR de Parada, na Maia, e foi realizada a recuperação da ETAR de Vieira do Minho. Pretende-se desta forma avaliar algumas dúvidas acerca da real eficiência, operacionalidade e aplicabilidade deste sistema de tratamento.

No segundo capítulo desta dissertação são referidas brevemente as bases do tratamento biológico de efluentes, sendo no terceiro capítulo desenvolvido o sistema de tratamento por Filtros Biológicos Submersos Arejados e as suas aplicações. No quarto e no quinto capítulo são descritos os resultados obtidos com a ETAR piloto e com a ETAR de Vieira do Minho, respectivamente. Nos dois últimos capítulos, sexto e sétimo, faz-se a discussão e interpretação dos dados obtidos e das conclusões retiradas do estudo.

2. TRATAMENTO BIOLÓGICO

O tratamento biológico de águas residuais é conseguido através de fenómenos de sorção, arrastamento e biodegradação, sendo o último destes fenómenos largamente preponderante no tratamento de águas residuais domésticas.

Os objectivos do tratamento biológico são a remoção dos sólidos coloidais não sedimentáveis e a estabilização da matéria orgânica. Os microrganismos cultivados nas unidades de tratamento biológico, transformam esses sólidos e essa matéria orgânica em gases, sais e em tecido celular, sendo os gases libertados para a atmosfera e os sólidos removidos por sedimentação. Por esta razão, o tratamento biológico de efluentes líquidos compreende sempre duas operações não dissociáveis, a transformação dos poluentes e, posteriormente, a separação e remoção dos sólidos produzidos.

2.1 METABOLISMO MICROBIAL

O metabolismo é um conjunto de reações bioquímicas pelas quais os organismos vivos suprem as suas necessidades nutricionais e funcionais. Para efectuar as actividades metabólicas, os microrganismos necessitam de ter à sua disposição os seguintes elementos:

- uma fonte de energia, que pode ser a luz solar ou a energia química;
- uma fonte de carbono para síntese de matéria celular designada por substrato, podendo tal fonte ser o carbono inorgânico (dióxido ou monóxido de carbono) ou a matéria orgânica;
- nutrientes inorgânicos necessários á síntese de material celular, tais como azoto, fósforo, enxofre, potássio, magnésio, cálcio, ferro, sódio, cloro e em menor grau zinco, manganês, molibdénio, selénio, cobre, cobalto, níquel, vanádio e tungsténio;
- nutrientes orgânicos, conhecidos como factores de crescimento, os quais alguns microrganismos não possuem a capacidade de sintetizar a partir de

outras fontes de carbono, nomeadamente aminoácidos, purinas, pirimidinas e vitaminas.

Dependendo do tipo de fonte de carbono e de energia utilizadas os microrganismos podem ser classificados em foto-autotróficos, foto-heterotróficos, químio-autotróficos e químio-heterotróficos (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Tipos de microrganismos em função das fontes de carbono e de energia [Boaventura (1994)]

Fonte de carbono / Fonte de energia	CO_2 (ou CO)	Matéria orgânica
	Autotróficos	**Heterotróficos**
luz solar **Fototróficos**	**Foto-autotrófico**	**Foto-hetertrófico**
reações químicas **Químiotróficos**	**Qímio-autotrófico**	**Químio-heterotrófico**

Considerando que a estabilização (redução) da matéria orgânica é o principal objectivo do tratamento biológico de águas residuais, é natural que sejam os microrganismos químio-heterotróficos os mais utilizados com esse objectivo uma vez que utilizam essa mesma matéria orgânica como fonte de energia e como fonte de carbono.

Os microrganismos químio-heterotróficos podem ser ainda divididos em várias categorias de acordo com o seu processo metabólico e as suas necessidades em termos de oxigénio. Quando o processo metabólico consiste na geração de energia através de um processo de transporte de electrões entre um dador interno e um receptor externo, denomina-se de respiração, designando-se por fermentação quando não existe receptor externo de electrões. Quanto às necessidades de oxigénio, a respiração diz-se aeróbia quando o receptor final de electrões é o oxigénio molecular e diz-se anóxica quando esse receptor for um composto oxidado tal como nitritos ou nitratos. O processo de fermentação diz-se estritamente anaeróbio se ocorrer somente na ausência de oxigénio, caso contrário diz-se facultativo. Os microrganismos facultativos dividem-se ainda em verdadeiros facultativos quando possuem a capacidade de mudar de processo metabólico

fermentativo para respiratório na presença de oxigénio e, caso contrário, em aerotolerantes.

2.2 TIPOS DE MICRORGANISMOS

Entre os microrganismos com interesse para o tratamento biológico de águas residuais salientam-se os protozoários, as algas, os fungos e, principalmente, as bactérias. Classicamente estes microrganismos podem ser divididos em dois grandes grupos, os eucariotas, a que pertencem os fungos, algas e protozoários, que possuem uma membrana envolvendo o núcleo das células e isolando-o do citoplasma, contrariamente ás bactérias, que por isso pertencem ao grupo dos procariotas.

2.2.1 Bactérias

As bactérias são unicelulares e procariotas sendo a base do tratamento biológico de águas residuais, devido á sua capacidade para degradar grande parte dos efluentes orgânicos produzidos pelo homem.

O sistema de tratamento focado neste trabalho tem na sua base a utilização de bactérias químio-heterotróficas utilizando com processo metabólico a respiração.

2.2.2 Fungos

Os fungos são eucariotas e tal como as algas podem ser unicelulares ou multicelulares. Os de maior interesse para o tratamento de águas residuais são, em princípio, multicelulares e químio-heterotróficos. A sua capacidade para resistir a valores de pH baixos e não necessitar de muito azoto, torna-os úteis no tratamento de alguns efluentes industriais em particular aqueles com altos teores em celulose.

2.2.3 Algas

As algas são organismos foto-autotróficos, possuindo clorofila e realizando processos de fotossíntese. São eucariotas e tanto podem ser unicelulares como multicelulares.

No tratamento biológico feito em lagoas, as algas são importantes devido à sua capacidade de produzir oxigénio através da fotosintese, sendo este mais tarde utilizado por bactérias na sua actividade respiratória.

2.2.4 Protozoários

Os protozoários são microrganismos eucariotas e unicelulares sendo na sua maior parte químio-heterotróficos aeróbios e possuindo alguns deles a faculdade de se deslocarem em meios aquáticos com ajuda de apêndices designados por cílios e flagelos.

No tratamento biológico de águas residuais actuam como polidores do efluente final uma vez que ingerem bactérias e partículas de matéria orgânica. A presença, nas unidades de tratamento biológico, de protozoários como os Ciliados do tipo *Vorticella* e *Coleps* ou Rotíferos do tipo *Keratella*, *Cochlearis* e *brachionus*, é geralmente associado à existência de um processo de depuração eficiente.

2.3 CRESCIMENTO E CINÉTICA MICROBIAL

O crescimento de uma cultura pura de microrganismos (reprodução), em reactor fechado pode ser representado pela curva da Figura 2.1 onde se distinguem 5 fases distintas:

1 - Fase de aclimatação, durante a qual o número de células não aumenta em número embora estejam fisiologicamente activas sintetizando enzimas e adaptando-se ao ambiente envolvente;

2 - Fase de crescimento exponencial, em que as células praticamente idênticas em termos de composição química e actividade fisiológica se reproduzem sem restrições de alimento (substrato);

3 - Fase de crescimento retardado, durante a qual as células devido à progressiva escassez de alimento iniciam a metabolização de nutrientes armazenados;

4 - Fase estacionária, na qual a acumulação de produtos tóxicos originários do próprio metabolismo e a falta de nutrientes conduziram a um equilíbrio entre a reprodução e a morte das células, permanecendo o seu número practicamente constante;

5 - Fase de decaimento, em que a exaustão dos principais nutrientes e a excessiva acumulação de produtos tóxicos faz com que a taxa de morte supere a do nascimento de novas células.

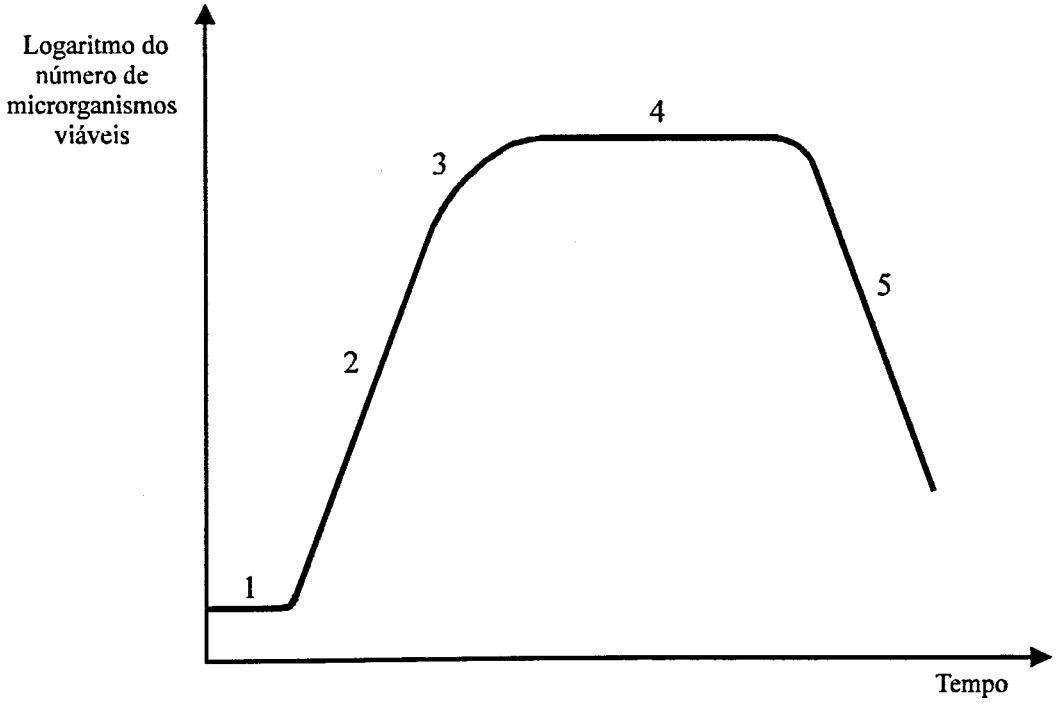


Figura 2.1 - Curva de crescimento bacteriano

Em termos do crescimento de biomassa, na fase de aclimatação, acontece a mesma devido à síntese de enzimas. No entanto, é durante a fase de crescimento exponencial que a velocidade de crescimento atinge o seu valor máximo para decrescer na fase de crescimento retardado. Nas fases estacionária e de decaimento, os microrganismos entram na chamada fase endógena em que devido à falta de alimento metabolizam o seu próprio protoplasma. Na fase de crescimento endógeno, as bactérias

podem entrar num processo de "lise" ou destruição morrendo e libertando nutrientes que vão alimentar outras células, denominando-se este processo por crescimento críptico.

No tratamento biológico de efluentes líquidos, exceptuando um reduzido número de efluentes industriais, tem-se um efluente com uma composição química complexa e variável sobre o qual actua uma cultura mista de microrganismos. Nestas condições a cinética de cada tipo de microrganismos será diversa da dos restantes e dependente das condições ambientais (temperatura, pH, teor em oxigénio dissolvido, elementos-traço, toxicidade, etc.) e de condições físicas do reactor (configuração do reactor, grau de mistura, etc.). Das várias expressões (empíricas) propostas para a velocidade de consumo do substrato a mais frequentemente utilizada deriva da expressão proposta por Monod, em 1942, para a velocidade específica de crescimento de uma cultura pura de microrganismos com um único substrato limitante,

$$r_s = -\frac{k \cdot s}{k_s + s} \cdot X \qquad \text{(equação 2.1)}$$

em que:

r_s - velocidade de consumo do substrato, $ML^{-3}T^{-1}$;

k - velocidade (específica) máxima de utilização do substrato por unidade de massa de microrganismos, T^{-1};

s - concentração de substrato, ML^{-3};

k_s - constante de meia-velocidade (concentração do substrato correspondente a metade da velocidade máxima de crescimento), ML^{-3};

X - concentração de microrganismos (biomassa), ML^{-3}.

Segundo Metcalf & Eddy (1991), outras expressões para além desta, têm sido utilizadas para descrever a velocidade de consumo de substrato, nomeadamente:

$$r_s = -k; \qquad \text{(equação 2.2)}$$

$$r_s = -k \cdot s; \qquad \text{(equação 2.3)}$$

$$r_s = -k \cdot X \cdot s; \qquad \text{(equação 2.4)}$$

e

$$r_s = -k \cdot X \cdot \frac{S}{So}, \qquad \text{(equação 2.5)}$$

em que,

s_o é a concentração do substrato à entrada do reactor.

2.4 PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO

O tratamento biológico de águas residuais é efectuado em reactores biológicos onde, através do controlo das condições ambientais no seu interior, é possível acelerar os processos biológicos naturais de purificação dos efluentes. Os processos de tratamento biológico dividem-se em processos aeróbios, processos anaeróbios e processos anóxicos.

Neste sub-capítulo vão ser focados os processos aeróbios, já que como atrás foi referido, o objecto desta tese integra-se neste grupo de processos, subdividindo-os em processos de biomassa (microrganismos) em suspensão, de biomassa fixa e processos em que coexistem simultaneamente os dois tipos de biomassa. A abordagem a estes processos será feita tendo em conta que o objectivo principal do tratamento biológico é remover a matéria orgânica dissolvida na água residual, integrando-a nos tecidos celulares dos microrganismos, ou libertando-a para a atmosfera sob a forma de dióxido de carbono. A remoção dos nutrientes será referida no subcapítulo 2.5.

2.4.1 Biomassa em suspensão

Nos processos aeróbios de biomassa em suspensão, os microrganismos responsáveis pela depuração dos efluentes encontram-se aglomerados em flocos biológicos, mantidos em suspensão no efluente através de agitação. Uma vez terminada a agitação, os flocos sedimentam separando-se desta forma a fase líquida efluente, da fase sólida, microrganismos, sendo o subproduto gasoso da reacção, essencialmente dióxido de carbono, libertado para a atmosfera ao longo do processo de depuração.

Existem fundamentalmente três tipos de processos de tratamento biológico de águas residuais usando biomassa em suspensão: lamas activadas, lagoas arejadas e reactores do tipo "sequencing batch".

As lamas activadas ao longo dos anos originaram várias versões modificadas, mas que na sua essência são similares. Assim, o processo consiste fundamentalmente na degradação e incorporação na fase sólida, por parte da biomassa, da matéria orgânica e nutrientes presentes nas águas residuais, num reactor agitado e na presença de oxigénio dissolvido. A jusante, no sedimentador secundário, a fase sólida é separada da fase líquida por decantação, sendo parte da fase sólida recirculada para o reactor agitado de forma a manter neste reactor uma concentração estável de microrganismos. A fase líquida segue para o orgão de tratamento localizado a jusante ou para a descarga final, caso esta não exista, e a fase sólida não recirculada segue para o processo de tratamento de lamas.

Em termos de funcionamento, as lagoas arejadas diferenciam-se das lamas activadas pela ausência de recirculação, originando este facto a necessidade de maiores volumes de reactor para, com menores concentrações de biomassa, obter as mesmas eficiências de tratamento.

Os reactores do tipo "sequencing batch" usam o mesmo reactor com a função de depuração do efluente e separação das fases sólida e líquida. Assim, o reactor tem um funcionamento cíclico, iniciando-se o ciclo com o enchimento do reactor com efluente que de seguida é agitado e arejado promovendo-se a reacção de depuração da fase liquida. Uma vez terminada esta reacção interrompe-se a agitação e o arejamento ocorrendo a decantação da mistura biomassa/efluente. Finaliza-se o ciclo com a purga do efluente depurada e de parte da biomassa e iniciando-se um novo ciclo.

Entre os reactores de biomassa em suspensão o mais utilizado é o de lamas activadas. Os microrganismos mais significativos presentes nestes reactores são as bactérias do tipo *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Bdellovibrio*, *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* e as filamentosas dos géneros *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Lecicothrix*, *Leptomitus* e *Geotrichum*. É de notar que o desenvolvimento excessivo das bactérias filamentosas e de bactérias do tipo *Zoogloea ramigera* diminui a sedimentabilidade da biomassa podendo por em causa o bom funcionamento do processo.

2.4.2 Biomassa fixa

Nos processos aeróbios de tratamento biológico com biomassa fixa, os microrganismos responsáveis pela conversão dos poluentes, em gases e material celular, estão aderentes a um suporte normalmente inerte, formando um biofilme.

O biofilme é constituído por camadas irregulares de células que se ligam entre si e ao suporte, por um gel formado por filamentos de polissacarídeos.

De acordo com o corte esquemático representado na Figura 2.2, o substrato, os nutrientes e o oxigénio difundem-se através do biofilme, enquanto que no sentido contrário dá-se a difusão dos produtos da reacção biológica (essencialmente metabolitos e dióxido de carbono.

Com o crescimento do biofilme em espessura, o substrato e os nutrientes são metabolizados antes de chegarem às camadas de células junto ao suporte. Desta forma, estas células entram numa fase de respiração endógena e progressivamente perdem a sua capacidade de adesão, sendo aquela área do biofilme arrastada na corrente líquida e iniciando-se naquele ponto o crescimento de uma nova camada de biofilme.

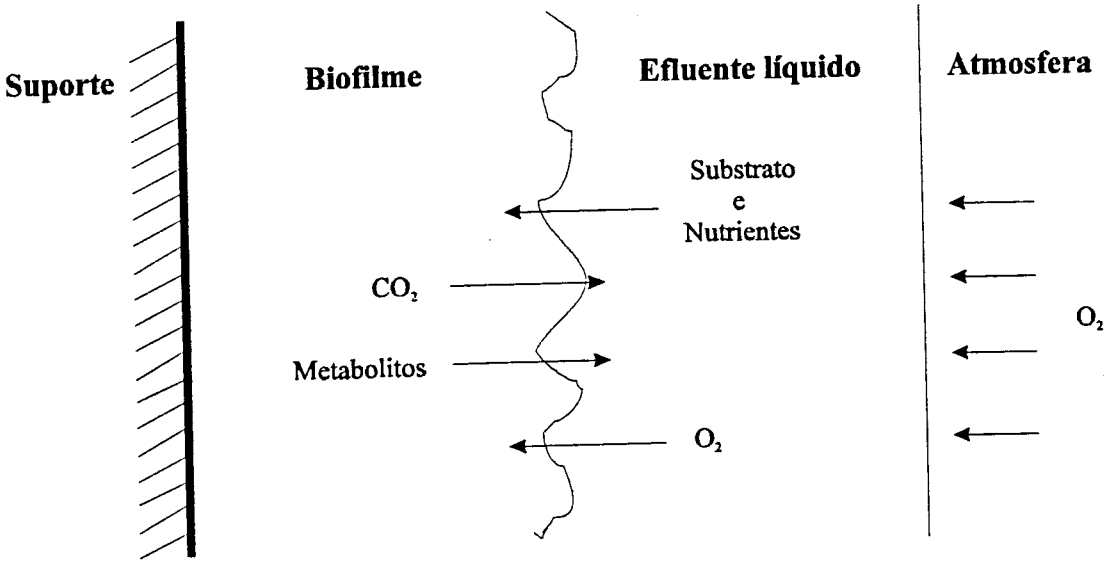


Figura 2.2 - Corte esquemático de uma porção de biofilme

Entre os tipos de reactores aeróbios de biofilme fixo mais conhecidos, destacam-se os leitos percoladores e os biodiscos.

O leito percolador consiste basicamente num reactor dentro do qual é colocado um material de enchimento (suporte), sobre o qual se faz percolar o efluente. O efluente percorre o meio de enchimento no sentido descendente, é drenado pela base do reactor junto com os pedaços de biofilme que se separam do suporte e que são separados da fase liquida por decantação, a jusante num decantador secundário.

À semelhança das lamas activadas, também aqui se faz a recirculação do efluente. No entanto, neste caso, recircula-se a fase líquida para diluir o efluente bruto e para garantir em qualquer altura a humidade da superficie do biofilme, assegurando também um caudal constante que promova a erosão e o controlo do crescimento do biofilme.

A população microbial dos leitos percoladores é muito variada, incluindo bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas, fungos, algas e protozoários, predominando as bactérias facultativas.

Os biodiscos são constituídos por suportes em forma de disco, ou cilíndricos, fixados num veio rotativo e parcialmente mergulhados num tanque por onde circula a água residual a tratar. O funcionamento do veio rotativo permite que o biofilme seja exposto ao efluente e ao ar atmosférico, alternadamente, enquanto que promove a erosão do biofilme controlando a sua espessura. A jusante encontra-se um sedimentados secundário que faz a separação entre o efluente líquido e o biofilme que entretanto se separou do suporte.

2.4.3 Biomassa fixa e em suspensão simultaneamente

Os processos aeróbios que integram em simultâneo biomassa fixa e em suspensão baseiam-se, simplificadamente, em incorporar em reactores de biomassa em suspensão um meio de suporte que permita o desenvolvimento conjunto de biomassa fixa.

Este processo é descrito no capitulo 3 e como tal deixa-se para esse capitulo o desenvolvimento deste assunto, notando, no entanto, que para alem do processo de Filtros Biológicos Submersos Arejados ai descrito com mais pormenor, há também que referir o desenvolvimento recente de reactores conhecidos como filtros biológicos, Pujol *et al.* (1994), Canler e Perret (1994), Meaney e Strickland (1994), etc., e dos reactores designados por leitos moveis, Ødegaard *et al.* (1993).

2.5 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

A inviabilização dos usos de água e a eutrofização dos rios e albufeiras, devido ao excesso de nutrientes, em especial azoto e fósforo, fizeram surgir a necessidade da diminuição da sua presença nas descargas de efluentes tratados. De facto, para além da actividade agrícola, os efluentes líquidos lançados nos cursos de água são os grandes responsáveis pelo aumento do teor em nutrientes presentes nos meios receptores naturais.

A remoção de nutrientes nas estações de tratamento pode ser conseguida tanto por processos físicos e químicos como por processos biológicos, tendo a utilização destes últimos recebido um forte incremento nos últimos anos.

2.5.1 Fósforo

O fósforo presente nos efluentes (domésticos), encontra-se geralmente na forma de fosfatos na sua grande parte solúveis, sendo a fracção não solúvel facilmente retirada, por decantação, no sedimentador primário.

Os métodos químicos de separação de fósforo da fase líquida implicam a sua coagulação por intermédio de cal ou de sais de ferro ou alumínio, seguidos de precipitação [Ødegaard e Storhaug (1990)].

Quando for necessário que as quantidades de fósforo nas águas residuais tratadas sejam extremamente reduzidas, pode-se aplicar ao efluente química ou biologicamente tratado, uma filtração em areia, ou mesmo um processo de filtração por membranas (ultrafiltração e osmose inversa).

No seu metabolismo os microrganismos incorporam o fósforo nos tecidos celulares, conseguindo-se pelos processos de tratamento biológico convencionais remover cerca de 10 a 30% do fósforo que entra no reactor.

No entanto, se se expuser os microrganismos alternadamente a condições anaeróbias e aeróbias, provoca-se um "stress" que os faz incorporar no material celular uma quantidade significativamente maior de fósforo.

Os microrganismos contendo o fósforo em excesso são removidos do reactor juntamente com os sólidos decantados no sedimentador secundário e, ou são retirados

para o tratamento de lamas ou são tratados de forma a que libertem o fósforo em excesso para uma corrente líquida, de onde será posteriormente removido por processos químicos.

Aqueles que são geralmente referenciados como responsáveis pela remoção de fósforo das águas residuais são, segundo Doria-Serrano *et al.*. (1992), as *Acinobacter* e, em menor grau, as bactérias dos géneros *Pseudomonas*, *Moraxella* e *Klebsiella*.

2.5.2 Azoto

Os principais mecanismos biológicos de remoção de azoto das águas residuais são a assimilação deste nutriente pelas células microbiais e o processo conhecido por nitrificação - desnitrificação.

Este processo compreende fundamentalmente duas etapas, a nitrificação, na qual o azoto amoniacal é oxidado à forma de nitratos e a desnitrificação, onde o azoto na forma de nitratos é convertido a azoto gasoso e libertado para a atmosfera.

2.5.2.1 Nitrificação

Na presença de bactérias dos géneros *Nitrossomas* e *Nitrobacter*, o azoto amoniacal presente nas águas residuais é transformado em nitratos por um processo biológico aeróbio que compreende duas etapas. Na primeira, o azoto amoniacal é convertido em nitritos por acção das *Nitrossomas*, de acordo com a seguinte reacção:

$$55\ NH_4^+ + 5\ CO_2 + 76\ O_2 \xrightarrow{Nitrossomas} C_5H_7O_2N + 54\ NO_2^- + 52\ H_2O + 109\ H^+$$

Numa segunda etapa, os nitritos são convertidos em nitratos pelas *Nitrobacter*, segundo a seguinte reacção:

$$400\ NO_2^- + 5\ CO_2 + NH_4^+ + 195\ O_2 + 2\ H_2O \xrightarrow{Nitrobacter} C_5H_7O_2N + 400\ NO_3^- + H^+$$

A partir destas reacções pode-se concluir que por cada miligrama de azoto amoniacal oxidado consomem-se 4,24 mg de oxigénio, formam-se 0,166 mg de sólidos e o consumo de alcalinidade é da ordem de 8,64 mg de HCO_3^-.

A eficiência deste processo está dependente de um grande número de factores, nomeadamente o pH, a temperatura, o oxigénio dissolvido e a presença de substâncias inibidoras das bactérias nitrificadoras.

Se o reactor onde se dá a nitrificação for do tipo "biomassa em suspensão", o tempo de retenção dos sólidos deverá ser suficiente para que as bactérias nitrificadoras se desenvolvam, o que implica usualmente tempos de retenção das bactérias no reactor superiores a cinco dias.

2.5.2.2 Desnitrificação

Em muitos casos o processo biológico de remoção do azoto das águas residuais não é completo, apenas se faz a nitrificação do efluente, lançando-o de seguida no meio receptor.

Esta abordagem do problema considera que uma vez nitrificado, o efluente não vai retirar oxigénio do meio receptor nem exibe a mesma toxicidade para a comunidade aquática que o azoto amoniacal. Contudo, os nitratos em excesso podem inviabilizar vários usos da água, como tal, sempre que possível é aconselhável fazer a desnitrificação do efluente.

A conversão biológica dos nitratos a azoto gasoso é realizada sob condições anóxicas, isto é, na ausência de oxigénio dissolvido, encontrando-se o oxigénio nas formas oxidadas de nitritos e nitratos.

Nestas condições existem vários tipos de bactérias heterotróficas capazes de reduzir os nitratos a nitritos e, posteriormente, estas últimas a formas gasosas de azoto, de acordo com a seguinte reacção:

$$NO_3^- \longrightarrow NO_2^- \longrightarrow NO_{(gasoso)} \longrightarrow N_2O_{(gasoso)} \longrightarrow N_{2(gasoso)}$$

A eficiência deste processo é influenciada pela temperatura e pelo pH, salientando-se que a presença de oxigénio dissolvido é inibidora para as bactérias desnitrificadoras.

Como os efluentes nitrificados têm concentrações baixas de matéria orgânica, a fonte de carbono necessária para o desenvolvimento das bactérias desnitrificadoras era por vezes adicionada ao efluente. Em alternativa às fontes de carbono exteriores (como por exemplo metanol), mais recentemente tem-se procurado usar o efluente bruto, recirculando o efluente nitrificado para um reactor anóxico situado a montante do reactor responsável pela remoção da matéria orgânica, ou usando a matéria orgânica dos sólidos removidos num primeiro estágio de coagulação/precipitação, depois de hidrolizada [Æsøy e Ødegaard (1994)].

3. O SISTEMA DE FILTROS BIOLÓGICOS SUBMERSOS AREJADOS E A SUA APLICABILIDADE

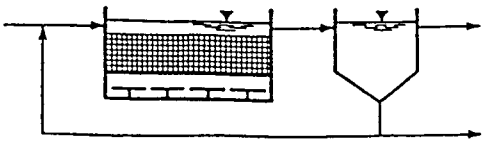
A origem dos actuais sistemas de Filtros Biológicos Submersos Arejados (FBSA), também designados por sistemas de Contacto Arejados, é segundo Wilford e Conlon (1957) o sistema patenteado por Clyde C. Hays de Waco nos Estados Unidos da América e aperfeiçoado por L. B. Griffith, um associado de Hays nos primeiros estágios de desenvolvimento, que introduziu diversas melhorias mecânicas no sistema.

Estes primeiros filtros, com material de enchimento rochoso, eram designados por "Hays Process Filters", sendo referido o sistema de tratamento como Processo de Contacto Arejado Submerso, do inglês "Submerged Contact Aeration Process". Estas Estações de Tratamento eram constituídas por um sedimentador primário, um primeiro estágio de arejamento, sedimentador intermédio, um segundo estágio de arejamento e, por fim, um sedimentador secundário. No entanto, a inovação que consistia na utilização de dois estágios de tratamento biológico não recebeu desde logo a concordância geral.

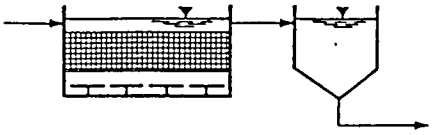
Durante os primeiros anos de utilização deste sistema foram efectuadas várias modificações, uma das mais importantes foi a substituição do enchimento rochoso por um sistema de placas planas e a introdução de ar através de uma grelha de tubos perfurados, colocados no fundo do filtro, que promoviam a mistura e melhoravam o contacto do efluente com o biofilme que se formava nas placas.

3.1 FUNCIONAMENTOS TIPO

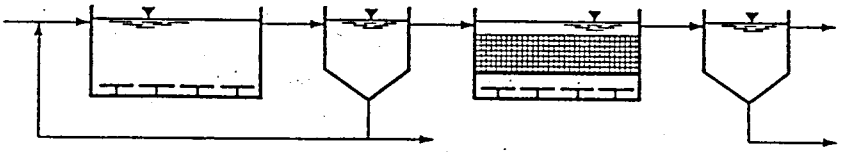
As diferentes formas de funcionamento das ETAR's baseadas no processo de Filtros Biológicos Submersos Arejados são basicamente aquelas esquematizadas na Figura 3.1, com recirculação de lamas do sedimentador secundário (Tipo A) ou sem recirculação de lamas (Tipo B), podendo ou não existir mais que um estágio de tratamento. Um outro tipo de utilização é o polimento e nitrificação do efluente após um outro tipo de tratamento biológico (Tipo C).



Tipo A - Um estágio, com recirculação



Tipo B - Um estágio, sem recirculação



Tipo C - Dois estágios, lamas activadas seguidas por FBSA sem recirculação

Figura 3.1 - Possibilidades de funcionamento do sistema de Filtros Biológicos Submersos Arejados [Schegel (1988)]

3.1.1 FBSA com recirculação de lamas

Segundo Schegel (1988), a superfície do filtro é habitada por protozoários que se alimentam dos sólidos (bactérias) em suspensão no tanque de arejamento, isto leva a que a influência do filtro no tratamento seja apenas indirecta, sendo devida principalmente ao aumento do conteúdo em lamas activadas, e á redução do valor do rácio entre alimento e microrganismos (A/M), devido ao abaixamento do índice volumétrico de lamas (IVL). Ainda segundo o mesmo autor existe o risco de colmatação do filtro no caso de se verificarem más condições hidráulicas.

Bonhomme *et al.* (1990) referindo-se ao abaixamento do rácio A/M e ao aumento da idade das lamas provocada pela existência de biomassa fixa, refere o aumento da remoção da matéria orgânica e a nitrificação do efluente. A desnitrificação

num tanque anóxico colocado a montante do FBSA é especialmente eficiente devido à alta carga orgânica aplicada.

Lessel (1991 e 1994) baseado na experiência de 5 anos na operação da ETAR de Geiselbullach na Alemanha, afirma que o enchimento parcial do tanque de arejamento do sistema de tratamento por lamas activadas com um meio de enchimento em PVC, melhorou significativamente as características da biomassa conseguindo altos valores de MLSS e um aumento da idade das lamas, daqui resultou a nitrificação do efluente e uma redução significativa dos valores de CBO e CQO à saída, em relação à situação anterior. No entanto, o crescimento incontrolado de microrganismos de níveis tróficos elevados, nomeadamente uma praga de "red wormes" que surgiu pontualmente, conduziu a um quase colapso do processo, tendo-se, como medida curativa, procedido a uma desinfestação. Este problema terá que ser controlado de forma preventiva, pois não se considera viável a desinfestação periódica dos filtros.

3.1.2 FBSA sem recirculação de lamas

O FBSA sem recirculação de lamas, com um ou mais estágios de funcionamento (Tipo B), corresponde ao sistema originalmente patenteado por Clyde C. Hayes, tendo começado a ser utilizado nos anos 30 nos Estados Unidos da América.

De acordo com Fair *et al.* (1948), num relatório sobre tratamento de efluentes em instalações militares publicado pelo Subcomité de Tratamento de Efluentes de Engenharia Sanitária do "National Research Council" das Forças Armadas Norte-Americanas, existiam à data cerca de 50 instalações do Exército e algumas da Marinha providas de Estações de Tratamento de Águas Residuais do tipo Contacto Arejado. Segundo este relatório, na ocorrência de condições normais de caudais e cargas, o efluente final era de boa qualidade, surgindo no entanto, efluentes menos favoráveis verificava-se que a qualidade final do efluente era insatisfatória e eram libertados odores intensos. Algumas alterações no aspecto construtivo entretanto efectuadas vieram atenuar este problema. As conclusões deste relatório apontavam para a maior necessidade de manutenção e para a libertação de odores superior, neste sistema, em comparação aos leitos percoladores e a não demonstração de superioridade em relação às lamas activadas.

Em contrapartida, Wilford e Conlon (1957) analisando a situação de 27 ETAR's no estado Norte-Americano de Nova Jérsia, refere que o processo é fundamentalmente correcto, sendo capaz de eficiências de tratamento elevadas, se bem dimensionado e operado. Para este autor, o sistema de Contacto Arejado provou a sua adequação em ETAR's compactas, dando resultados promissores para a sua aplicação a instalações de maior dimensão.

Nos anos 70, a autoridade Norte-Americana responsável pela protecção do meio ambiente, a "Environmental Protection Agency" (EPA), impôs limites à concentração de amónia descarregada pela ETAR de West Swamp Creek. O sistema de Contacto Arejado em vários estágios então projectado para cumprir estes limites, segundo Abd-El-Bary e Eways (1977), provou ser capaz de atingir um elevado grau de nitrificação, apresentando em relação às outras alternativas possíveis, em termos de sistemas de tratamento, uma grande facilidade de operação, nitrificação com níveis de pH habituais em esgoto doméstico e ausência de recirculações.

A razão para existir mais que um estágio é dada por Schegel (1988) que através de resultados experimentais, sugere que a remoção de matéria orgânica carbonácea ocorre no início do filtro e em zonas mais a jusante dá-se a nitrificação do efluente. No entanto, é necessário que existam grandes concentrações de alimento para que subsistam em conjunto no biofilme, protozoários e bactérias com idade superior ao tempo de retenção hidráulica do filtro. Então, o facto da remoção da matéria orgânica e da nitrificação ocorrerem em zonas sucessivas do tanque justifica a sua separação em dois estágios, podendo mesmo o primeiro estágio não ser do tipo FBSA (o que resultaria no Tipo C). Ainda segundo este autor, os problemas de colmatação deste tipo de filtros são inferiores aqueles com recirculação de lamas.

3.1.3 FBSA como tratamento terciário

As idades de lamas elevadas atingidas nos FBSA possibilitam a este tipo de reactores uma boa capacidade de nitrificação com tempos de retenção curtos. Saintpierre (1988), tendo realizado experiências com um FBSA para nitrificação de efluente previamente tratado em termos de matéria orgânica, obteve valores de nitrificação elevados com consumos de alcalinidade aceitáveis.

Entretanto, Schegel (1988), chegou à conclusão que este tipo de funcionamento requeria uma boa eficiência de remoção de CBO a montante do FBSA, sendo também aconselhável uma eficiente remoção dos sólidos em suspensão. Este processo é especialmente indicado para efluentes industriais com concentrações elevadas de amónia, ou quando seja necessário produzir efluentes finais com altos teores de nitrificação.

3.2 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE POLUENTES

Em meados da década de 40, o "Army Engineering Manual" utilizado pelo Exército Norte-Americano especificava, segundo Fair *et al.* (1946), as seguintes bases para o dimensionamento de ETAR´s segundo o processo de Contacto Arejado:

i) sedimentador primário - 2 horas e 30 minutos de tempo de retenção;

ii) primeiro estágio de arejamento - área superficial de 156 pés quadrados por libra de CBO aplicada diariamente (0,76 $g/m^2/d$);

iii) sedimentador intermédio - 1 hora e 30 minutos de tempo de retenção;

iv) segundo estágio de arejamento - a mesma carga orgânica aplicada que no primeiro estágio;

v) sedimentador secundário - tempo de retenção de 2 horas e 30 minutos.

Fair *et al.* (1948) propôs uma expressão que relacionava a eficiência de remoção de matéria orgânica com a carga orgânica aplicada, Figura 3.2, , baseado nos resultados obtidos por cinco ETAR´s de instalações militares, Hondo, Kingsville, Roswell, Greenville e Rucker.

Desde então foram vários os autores que realizaram vários estudos tendo como tema a eficiência de remoção de poluentes, sendo de destacar as contribuições de Bjorn Rusten [Rusten e Thorvaldsen (1983) e Rusten (1984)], de O. Saintpierre [Saintpierre (1988)], de S. Schlegel [Schlegel (1988)], do centro de investigação da "OTV - Omnium

de Traitements et Valorisation" [Bonhomme *et al.* (1990)], de investigadores dos institutos chineses de Harbin e Suzhou [Wang *et al.*. (1992)] e de Hideo Nakasone e Masuo Ozaki [Nakasone e Ozaki (1993)]. Nos subcapítulos seguintes, 3.2.1 e 3.2.2, são resumidos os resultados obtidos por estes autores, separando os resultados de remoção de matéria orgânica dos de remoção de nutrientes e fazendo uma referência, em 3.2.3 e 3.2.4, á produção de lamas e ao consumo de oxigénio.

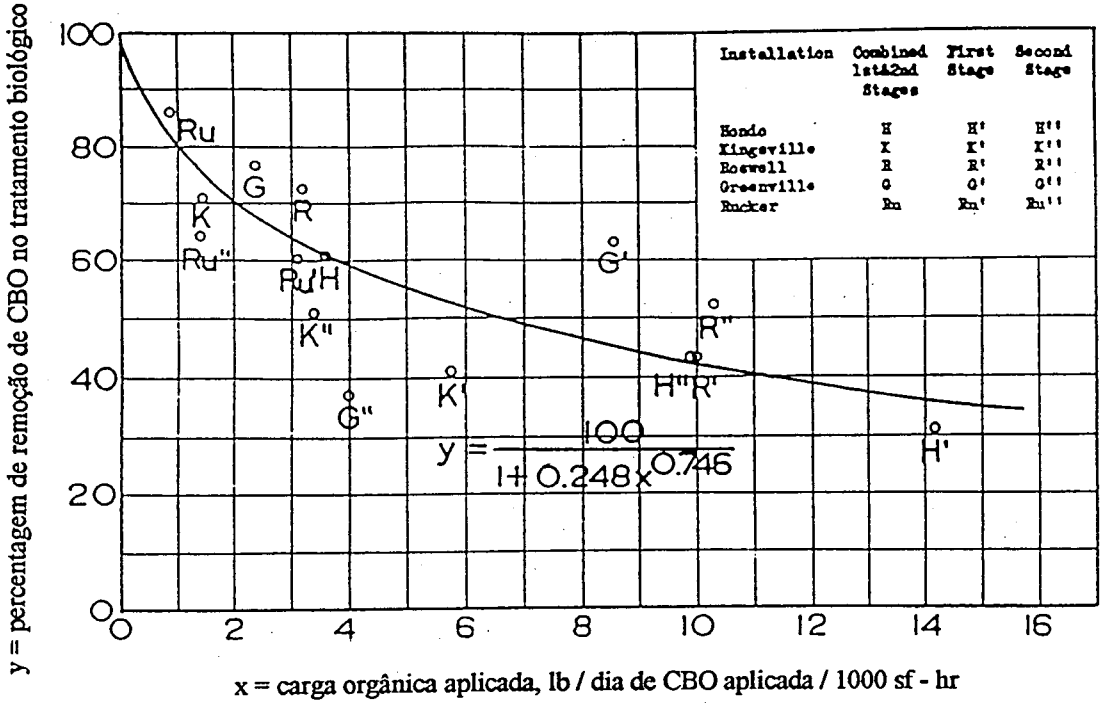


Figura 3.2 - Eficiência do processo de contacto arejado [Fair *et al.* (1946)]

3.2.1 Remoção de matéria orgânica

O Norueguês Bjorn Rusten publicou, em 1983 e 1984, dois estudos abordando esta temática. No primeiro destes estudos montou duas ETAR's Piloto, uma de lamas activadas e outra de FBSA sem recirculação, tratando o efluente gradado que afluía ao tanque de equalização da ETAR de Tunga, em Trondheim na Noruega, incluindo esse efluente, para além de esgotos domésticos, os resíduos líquidos de uma empresa de laticínios, uma fabrica de gelados, um aviário, uma de lavagem de lã e um matadouro

com processamento de carnes [Rusten e Thorvaldsen (1983)]. No efluente do tanque de equalização os valores da Carência Química de Oxigénio (CQO), após filtração do efluente através de um filtro do tipo "Whatman GF/C", variavam entre 875 e 3070 mg/l com uma média de 1786 mg/l, variando a razão entre a Carência Bioquímica de Oxigénio medida aos 7 dias (CBO_7) e a CQO entre 0,40 e 0,48.

O tanque de arejamento da ETAR Piloto funcionando como FBSA tinha 1,2 m de altura útil, 0,048 m^3 de volume, um meio de enchimento com 230 m^2/m^3 e o ar era introduzido no tanque por um difusor de bolha fina alimentado por um sistema com capacidade para fornecer dois caudais de ar diferentes, 25,0 $m^3/m^3 \cdot h$ ou 12,5 $m^3/m^3 \cdot h$.

Aos valores medidos de CQO do efluente tratado foi feito um ajuste a uma função hiperbólica similar à equação de Monod:

$$r_{A,CQO} = r_{max} \cdot \frac{B_{A,CQO}}{B_{A,CQO} + K_s} \qquad \text{(equação 3.1)}$$

em que,

$r_{A,CQO}$ - taxa (velocidade) de remoção de matéria orgânica, g CQO/$m^2 \cdot d$;

$r_{máx}$ - taxa máxima de remoção de matéria orgânica, g CQO/$m^2 \cdot d$;

$B_{A,CQO}$ - carga orgânica, g CQO/$m^2 \cdot d$;

K_s - constante de meia velocidade, g CQO/$m^2 \cdot d$.

Para cada um dos caudais de ar fizeram-se seis medições de remoção de matéria orgânica expressa em termos de CQO, obtendo-se os seguintes ajustes:

- caudal de ar de 25,0 $m^3/m^3 \cdot h$ (coeficiente de correlação de 0,9952),

$$r_{A,CQO} = 170 \cdot \frac{B_{A,CQO}}{B_{A,CQO} + 200} \qquad \text{(equação 3.2)}$$

- caudal de ar de 12.5 $m^3/m^3 \cdot h$ (coeficiente de correlação de 0,9850),

$$r_{A,CQO} = 52 \cdot \frac{B_{A,CQO}}{B_{A,CQO} + 50} \qquad \text{(equação 3.3)}$$

Posteriormente, em 1984, Bjorn Rusten publicou um estudo sobre a tratabilidade de efluentes domésticos usando duas ETAR's Piloto funcionando como FBSA sem recirculação, uma das ETAR's era idêntica à do estudo anterior e a outra diferia da primeira apenas na área superficial do meio de enchimento que era de 140 m^2/m^3. Foi mantido um caudal de ar constante de 0,6 m^3/h, variando o valor da CQO do efluente bruto, filtrado por membranas com poros de 1μm, entre 129 e 579 mg/l.

Numa primeira fase as duas ETAR's funcionaram em paralelo para comparar os efeitos da área superficial do meio de enchimento, tendo os resultados revelado que para a mesma carga orgânica aplicada por unidade de área superficial os meios de enchimento tinham comportamentos idênticos.

Feito um ajuste idêntico ao do estudo anterior, com os reactores a funcionar com um único estágio, verificou-se que para os valores das 46 medições de CQO realizadas obtinha-se um coeficiente de correlação de 0,9971 com a seguinte expressão:

$$r_{A.CQO} = 273 \cdot \frac{B_{A.CQO}}{B_{A.CQO} + 360} \qquad \text{(equação 3.4)}$$

Com os dois reactores associados em série, a funcionar como se tratasse de um sistema de dois estágios sem sedimentação intermédia, obteve-se para as 12 medições de CQO realizadas um coeficiente de correlação de 0,9997 para a expressão seguinte:

$$r_{A.CQO} = 104 \cdot \frac{B_{A.CQO}}{B_{A.CQO} + 120} \qquad \text{(equação 3.5)}$$

3.2.2 Remoção de nutrientes

Conforme já foi referido no capítulo dedicado ao tratamento biológico, existem várias estratégias de remoção de nutrientes ou de minimização dos seus efeitos adversos. Entre os vários estudos realizados foram focadas a nitrificação como uma estratégia de atenuação dos efeitos do azoto no meio receptor e a desnitrificação como uma solução completa. A remoção do fósforo por métodos biológicos consegue-se por aplicação de "stress" aos microrganismos que deste modo captam mais fósforo do que aquele que

normalmente necessitam, não sendo um processo especifico deste sistema de tratamento, ainda não se conhecem estudos deste tipo para os FBSA.

3.2.2.1 Nitrificação e remoção de matéria orgânica

Um das opções para a transformação da amónia em nitritos e nitratos é a sua implementação no mesmo reactor onde se dá a oxidação da matéria orgânica.

Nas experiências relatadas por Rusten (1984), com o reactor a funcionar com um único estágio, conseguiram-se taxas de nitrificação de 55 mg $NH_3\text{-}N_{removida}/(m^2 \cdot h)$, subindo para 66 mg $NH_3\text{-}N_{removida}/(m^2 \cdot h)$ quando se funcionou com dois estágios sem sedimentação intermédia. O consumo de alcalinidade provocado pela nitrificação foi de 0,1316 meq/mg NH_3-N, fazendo o pH baixar para cerca de 6,2 a 6,5 o que é inferior ao óptimo para os processos biológicos.

Utilizando um reactor de um único estágio, sem recirculação, os estudos referidos por Schlegel (1988), mostram que os compostos orgânicos são removidos nas zonas mais a montante, dando-se a nitrificação do efluente nas zonas do filtro mais a jusante quando o valor da CQO estabilizou. Deve, no entanto, existir alguma matéria orgânica nesta última zona, de forma a que para além dos protozoários predadores de bactérias, estas também se possam alimentar e reproduzir.

Pela análise da Figura 3.3 conclui-se que, ao contrário dos sistemas de lamas activadas, a remoção da matéria orgânica e a nitrificação do efluente nos FBSA não ocorrem em simultâneo, sendo lógica a separação das duas operações em reactores diferentes.

3.2.2.2 Nitrificação terciária

Entende-se aqui como nitrificação terciária a operação de nitrificação do efluente tratado a montante em termos de matéria orgânica.

S. Schlegel (1988) afirma que entre o reactor onde se dá a oxidação da matéria orgânica e aquele onde ocorre a nitrificação, deve existir uma operação de remoção dos sólidos de elevada eficiência, para alem da necessidade de no primeiro reactor se fazer

uma eficiente depuração da matéria orgânica presente no efluente. Caso contrário, os sólidos biológicos que entram no reactor de nitrificação ou que se formam lá, são em grande quantidade, possibilitando o aparecimento de protozoários que se alimentam de bactérias reduzindo deste modo a eficiência do reactor nitrificador.

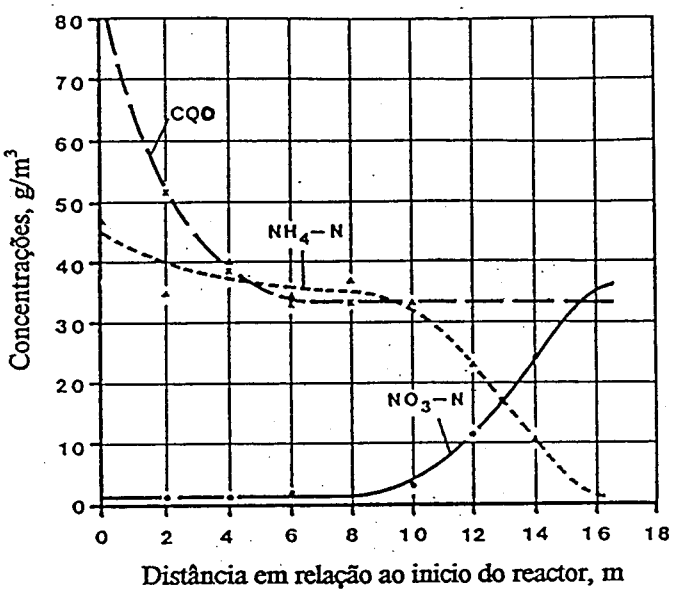


Figura 3.3 - Remoção de CQO e nitrificação num reactor de FBSA [Schlegel (1988)]

Ainda, segundo Schlegel (1988), se este reactor usar um meio de enchimento de cerca de 200 m^2/m^3 pode atingir uma carga volúmica de 0,6 kg NTK/(m^3·d), sendo aplicável principalmente a efluentes industriais com concentrações de amónia elevadas e a garantir uma baixa concentração de amónia em efluentes tratados por instalações com sistemas de lamas activadas.

Em estudos relatados por Saintpierre (1988), utilizando um reactor com um meio de enchimento de 600 m^2/m^3 em policloreto de vinil, conseguiu-se obter uma carga volúmica média eliminada de 0,8 kg $N\text{-}NH_4^+$/(m^3·d) a 20°C e de 0,5 kg $N\text{-}NH_4^+$/(m^3·d) a 15°C. No entanto, este reactor tem características médias entre um FBSA e um leito fluidizado devendo-se ter cuidado com as extrapolações para um sistema de FBSA puro.

Em experiências realizadas na ETAR de Le Mans, em França, e relatadas por Bonhomme *et al.* (1990), verificou-se que elementos de meio de enchimento submersos no tanque de arejamento do sistema de lamas activadas aumentaram a capacidade de nitrificação do reactor. Contudo, tal não era devido à fixação de bactérias nitrificadoras

no meio de enchimento, mas sim ao aumento da idade das lamas, o que permitia aos microrganismos oxidadores de amónia manterem-se durante mais tempo no tanque de arejamento. Isto já não se verificava no caso da nitrificação terciária com um meio de enchimento de 230 m^2/m^3 de área superficial, em que as bactérias nitrificadoras fizeram o seu aparecimento entre a população bacteriológica fixada no meio de enchimento, conseguindo-se obter uma taxa de nitrificação máxima da ordem de 0,4 kg $N\text{-}NH_4^+/(m^3 \cdot d)$.

3.2.2.3 Nitrificação e desnitrificação

Com o objectivo de testar a influência de meios de enchimento com áreas superficiais diferentes na capacidade de desnitrificação do efluente, em sistemas de FBSA, foram realizadas no Japão experiências com três reactores com áreas superficiais diferentes: 70 m^2/m^3 no reactor A, 50 m^2/m^3 no reactor B e 30 m^2/m^3 no reactor C [Nakasone e Ozaki (1993)]. Parte do efluente nitrificado no tanque de arejamento era recirculado para um reactor "anaeróbio" (na realidade, anóxico) situado a montante do tanque de arejamento, Figura 3.4. A razão de recirculação foi de 200% no Inverno e 300% no resto do ano, devido à impossibilidade de garantir a inexistência de Oxigénio dissolvido no tanque "anaeróbio" durante o Inverno mantendo-se a razão de recirculação a 300%.

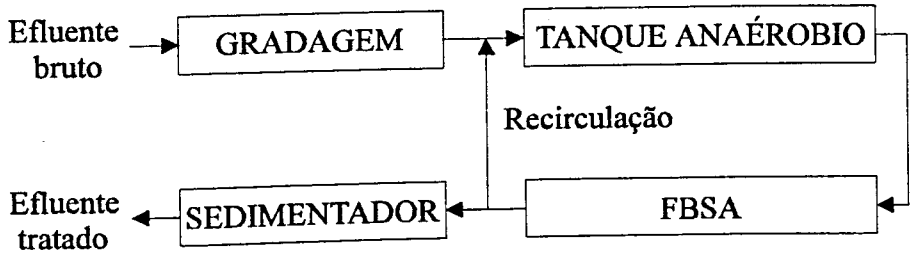


Figura 3.4 - Fluxograma de funcionamento da instalação [Nakasone e Ozaki (1993)]

A relação obtida entre a carga de amónia aplicada e o efluente bruto á saída é apresentada na Figura 3.5.

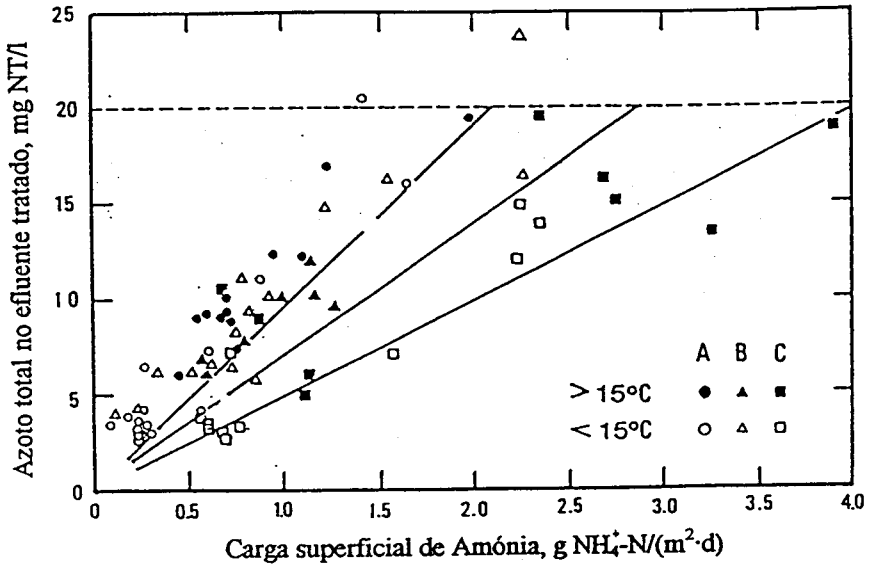


Figura 3.5 - Relação entre o Azoto Total descarregado e a carga superficial de Amónia [Nakasone e Ozaki (1993)]

Nakasone e Ozaki (1993) concluiram que a capacidade de desnitrificação depende, durante o Inverno, da área superficial do meio de enchimento, verificando-se nessa altura do ano temperaturas da água da ordem dos 10°C. Caso se pretenda conseguir uma concentração de azoto total, no efluente final, da ordem de 20 mg/l (limite legal no Japão) é necessário conseguir uma taxa de desnitrificação da ordem dos 20%, dispor de uma área de contacto superior a 50 m^2/m^3 e aplicar uma carga superficial de Amónia inferior a 3,0 $g/(m^2 \cdot d)$.

Em estudos realizados com uma instalação composta por três tanques em série, um anóxico seguido de dois arejados, com recirculação do efluente do último tanque arejado para o tanque anóxico, atingiu-se uma eficiência de 80% em termos de redução do azoto total, Wang *et al.*. (1992). A taxa de recirculação não teve efeitos sobre a remoção de matéria orgânica nem sobre a nitrificação, no entanto afectou a desnitrificação, sugerindo-se que o valor de CQO à entrada do tanque anóxico seja superior a 160 mg/l, o valor da razão CQO/NTK seja superior a 6 e a taxa de recirculação inferior a 2, isto para um efluente doméstico médio.

3.2.2.4 Remoção de Fósforo

Segundo Nakasone e Ozaki (1993), a remoção do fósforo é geralmente difícil em sistemas de FBSA, sendo necessário utilizar outros processos caso se revele necessário remover do efluente grandes quantidades deste nutriente. Uma opção possível é a coagulação e precipitação do fósforo, devendo, no entanto, notar-se que mesmo sem esta operação conseguiu-se remover cerca de 60% do fósforo total presente no efluente bruto.

3.2.3 Produção de lamas

A produção de lamas é um parâmetro importante a considerar, pois é dele que depende o dimensionamento do tratamento de lamas a instalar na ETAR. A subestimação do valor deste parâmetro leva na maior parte dos casos ao aparecimento de problemas operativos graves que afectam não só o tratamento das lamas, mas também a operacionalidade do tratamento biológico situado a montante.

Para o efluente misto, doméstico e industrial, utilizado por Rusten e Thorvaldsen (1983), a produção específica de lamas, entendida como a razão entre a quantidade de sólidos totais (ST) presentes na lama e a matéria orgânica removida em termos de CQO, é baixa quando a taxa de remoção de matéria orgânica também é baixa, subindo para cerca de 0,4 g ST/g $CQO_{removida}$ para taxas de remoção de matéria orgânica elevadas. Medida em termos de quantidade de sólidos voláteis (SV) presentes na lama, a média da produção especifica de lamas obtida por Rusten foi de 0,3 g SV/g $CQO_{removida}$.

Em Rusten (1984), para um efluente de características domésticas, a produção específica de lamas de um efluente doméstico com os reactores a funcionar com um único estágio situou-se entre 0,35 e 0,55 g ST/g $CQO_{removida}$ com uma fracção volátil compreendida entre 77 a 80% do total.

Com os reactores a funcionar como um sistema de dois estágios, sem sedimentação intermédia, o segundo reactor recebe uma carga orgânica baixa incluindo sólidos biológicos do primeiro reactor, não produzindo praticamente lamas para uma taxa de remoção de matéria orgânica de 3 g $CQO/m^2 \cdot d$. Aumentando a taxa de remoção

de matéria orgânica para 25 g CQO/m^2·d a produção de lamas aumenta para 0,40 g ST/g $CQO_{removida}$ com cerca de 61% de sólidos voláteis.

3.2.4 Consumo de Oxigénio

A quantificação do consumo de oxigénio é importante tanto do ponto de vista técnico como do ponto de vista económico. Tecnicamente, o sistema de arejamento deve fornecer o ar requerido pelo processo biológico, enquanto que economicamente é necessário optimizar as quantidades de oxigénio fornecido, que acarretam custos energéticos e diferentes investimentos consoante a dimensão do sistema de arejamento.

Em experiências com efluentes mistos, domésticos e industriais, relatadas em Rusten e Thorvaldsen (1983), usando difusores de bolha fina obtiveram-se os resultados expressos na Figura 3.6.

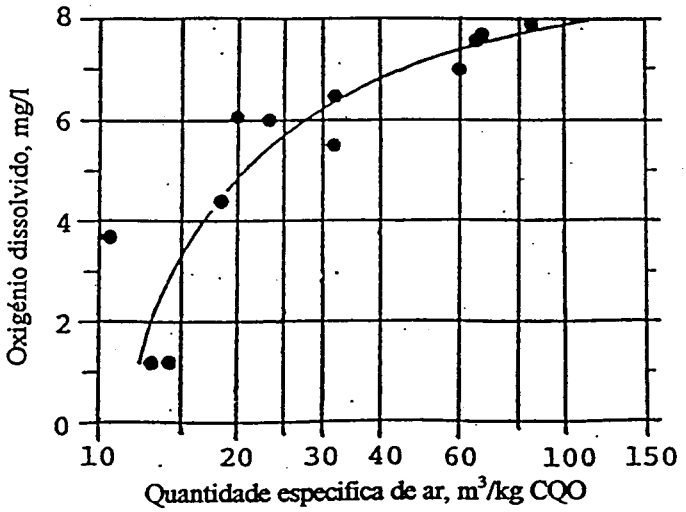


Figura 3.6 - Consumo de oxigénio em FBSA [Rusten e Thorvaldsen (1983)]

Em efluentes domésticos, nas experiências referidas em Rusten (1984), notou-se que os valores não diferiam significativamente dos anteriores, no entanto um filtro com meio de enchimento mais denso, 230 m^2/m^3, aproveitava melhor o ar fornecido do que um filtro menos denso, 140 m^2/m^3, talvez devido ao aumento do contacto entre as bolhas de ar e o efluente.

Segundo Rusten (1984), uma ETAR para efluentes domésticos com difusores de bolha fina a uma profundidade de cerca de 3 m e um meio de enchimento idêntico ao utilizado nas experiências, necessitaria de uma quantidade de ar compreendida entre 10 e 15 m^3 por kg de CQO aplicada.

3.3 ASPECTOS CONSTRUTIVOS E OPERATIVOS

O bom funcionamento de uma ETAR depende não só da adequada concepção do sistema de tratamento, do correcto dimensionamento e disposição dos orgãos e de uma boa operação e manutenção, mas também da qualidade dos materiais e do equipamento instalado. Se os equipamentos e os materiais instalados não forem os mais adequados aos fins em causa é de esperar que a instalação seja cara e difícil de operar, tenha necessidade de muita manutenção e tenha necessidade de ser posta frequentemente fora de serviço para reparações. Por estas razões, optou-se por explicitar alguns materiais e equipamentos disponíveis no mercado que provaram a sua adequação para a realização de sistemas de tratamento por FBSA.

3.3.1 Meio de enchimento

Num sistema de FBSA, o meio de enchimento assume um papel de grande relevo na futura operacionalidade da ETAR e uma parte significativa dos custos de investimento inicial. Assim, o meio de enchimento ideal é aquele que tenha uma grande área superficial, seja barato, seja durável e não colmate facilmente [Metcalf & Eddy (1991)], adicionalmente deverá poder ser facilmente removível e permitir o acesso dos substratos e do oxigénio a toda a superfície do biofilme [Lessel (1991) e (1994)].

Actualmente os meios de enchimento utilizados em sistemas de FBSA são fabricados em material plástico, polipropileno ou polietileno de alta densidade, ao qual é adicionado um aditivo que o protege da radiação ultravioleta. Com poucas e notáveis excepções, o meio de enchimento utilizado foi desenvolvido para os leitos percoladores, podendo ser usado sem qualquer alteração no sistema de FBSA. Os meios de

enchimento utilizados enquadram-se nos quatro tipos básicos que de seguida se descrevem.

a) O meio de enchimento aleatório é constituído por peças de pequenas dimensões, entre cerca de 2 a 20 cm, de formas especialmente concebidas para ter um elevado número de vazios e uma grande área superficial, são habitualmente colocadas aleatoriamente em jaulas e mergulhadas no tanque de arejamento. Embora existam várias marcas comerciais deste tipo de material de enchimento, o mais conhecido em Portugal é o designado por "Filterpak", patenteado pela firma Inglesa "Mass Transfer International", Figura 3.7, tendo iniciado-se o seu fabrico em Portugal há cerca de um ano atrás, devido às grandes encomendas feitas para a Câmara Municipal de Barcelos e para a Câmara Municipal de Vila Moura para as suas ETARs do tipo leito percolador.

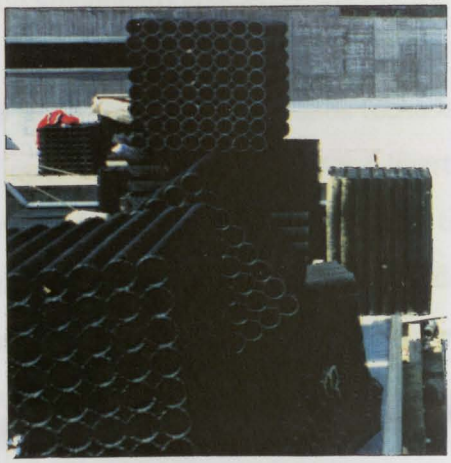
b) O meio de enchimento em blocos é, como o nome indica, constituído por blocos de dimensões consideráveis, geralmente com mais de 0,5 m de lado, que uma vez justapostos formam um leito uniforme de meio de enchimento. Entre as formas construtivas mais habituais encontram-se os blocos formados por placas rugosas, planas ou em zigzag, e os blocos com uma estrutura em forma de colmeia. Os blocos formados por placas são muito utilizados em leitos percoladores, embora por exemplo na Noruega tenham sido usados em FBSA [Ødegaard e Rusten (1990)], os blocos em forma de colmeia estão de momento a ser aplicados pela primeira vez em Portugal em sistemas de FBSA, na ETAR do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária (LNIV), embora já tenham sido testados há mais tempo em outros países [Lessel (1991 e (1994)]. O meio de enchimento aplicado no LNIV, Figura 3.7, é conhecido por "Bioblock", tem origem Dinamarquesa, e a sua estrutura é composta por tubos de rede entrelaçada, em polietileno de alta densidade, juntos de forma a constituir um cubo de 55 cm de aresta.

c) A corda anelada, do inglês "ring lace", segundo Iwai *et al.* (1990) foi desenvolvida no Japão pela Kajima Corporation entre 1975 e 1978, sendo

constituída por fios de policloreto de vinil tecidos em forma de corda com pequenos anéis transversais ao eixo longitudinal. Tem grande utilização no Japão, tendo já sido utilizada na Europa, na ETAR de Geiselbullach [Lessel (1991) e (1994)], com um sucesso relativo, uma vez que embora conseguisse boas performances de tratamento, o material perdeu a estabilidade ao fim de 4 anos, obrigando à sua substituição.



Filterpak YTH 1120



Bioblock 200

Figura 3.7 - Meios de enchimento usados em Portugal

A experiência dos FBSA em Portugal permite afirmar que o meio de enchimento aleatório, nomeadamente o "Filterpak", se revelou adequado não tendo apresentado problemas nem de colmatação, nem de degradação do material.

O meio de enchimento em blocos está a fazer a sua aparição em Portugal, tendo como principal vantagem não necessitar de uma "jaula", mas somente de uma estrutura de apoio e fixação, não se podendo no entanto tirar ilações quanto á sua performance uma vez que ainda não entrou em funcionamento em grande escala, mas tão somente na ETAR Piloto construída no âmbito desta tese onde se revelou adequado.

A corda anelada embora seja um conceito interessante e aparentemente bem sucedido no Japão, revelou-se instável perante o efluente da ETAR de Geiselbullach, para além de necessitar de ser fixada e tencionada numa estrutura algo complexa.

3.3.2 Sistema de arejamento

Em sistemas de FBSA a grande quantidade de microrganismos que se desenvolve requer um sistema de arejamento eficiente que consiga fornecer oxigénio, para além de ter como função complementar proporcionar uma boa mistura e agitação do efluente. De notar que a agitação provocada pelo arejamento é importante para provocar a erosão do biofilme e evitar o seu crescimento excessivo.

São basicamente três os tipos de sistemas de arejamento aplicáveis aos FBSA.

a) Difusores de ar comprimido, colocados sobre uma grelha de tubos fechada. O ar comprimido é fornecido por um ou mais compressores de ar e é libertado pelo fundo do tanque de arejamento através de difusores. Entre os vários tipos de difusores existentes são aconselháveis os de disco poroso quando o arejamento é contínuo e, caso contrário, são aconselháveis os difusores de membrana de elastómero pela sua adaptação a funcionamento intermitente e pelas poucas hipóteses de colmatação que apresentam.

b) As bombas com tubo Venturi, são constituídas por uma bomba submersível com entrada e saídas submersas no tanque de arejamento, um tubo em forma de periscópio que capta ar da atmosfera e um Venturi colocado em cada uma das saídas de efluente e ligado ao tubo de ar. O aparelho funciona todo submerso, excepto a parte superior do tubo que capta o ar, tendo um funcionamento silencioso comparado com os compressores de ar.

c) Os sistemas de arejamento e agitação independentes, em que o ar comprimido é libertado por tubos perfurados ou difusores, colocados no fundo do tanque, e a agitação é promovida por uma turbina submersa que promove a erosão do biofilme e a mistura do ar com o efluente.

Em Portugal, todos os sistemas de FBSA funcionam com grelhas de difusores de membrana de elastómero (EPDM), não se tendo verificado casos de colmatação ou avarias dos difusores. Está em instalação na ETAR do LNIV um sistema de limpeza de difusores que consiste na injecção de ácido fórmico diluído a jusante dos compressores,

o que segundo o fabricante permite executar a limpeza dos difusores sem interromper nem afectar o tratamento.

O sistema de bombas submersíveis com Venturi embora se revele interessante, principalmente se associado à recirculação do efluente, não tem sido aplicado em Portugal em virtude de dúvidas existentes acerca da sua capacidade de efectuar um arejamento uniforme e eficiente num tanque atravancado com "jaulas" de meio de enchimento. Este tipo de arejamento foi desenvolvido para funcionar com sistemas de lamas activadas ou com lagunagem estando especialmente adaptado para estes fins. De momento conhece-se apenas um fabricante deste tipo de bombas, a Davis/EMU nos Estados Unidos da América e a EMU na Alemanha.

Os sistemas de arejamento e agitação independentes ao introduzirem uma maior complexidade mecânica e construtiva e ao não dispensarem o sistema de ar comprimido, não têm despertado interesse na sua aplicação em Portugal.

3.3.3 Construção e implantação

Em termos de construção civil é importante ter em conta a resistência e a durabilidade dos materiais usados, devendo o projectista procurar uma boa integração da instalação no ambiente envolvente e uma disposição dos orgãos que facilite a operação e manutenção.

Se possível, as "jaulas" que encerram o meio de enchimento não devem impedir o acesso a inspecções e reparações dos difusores e devem poder ser facilmente retiradas do tanque por intermédio de uma grua. A forma das "jaulas" deve ser tal que o efluente não as possa contornar, saindo da unidade de tratamento biológico sem percorrer o meio de enchimento. A estrutura das "jaulas" deverá ser executada em aço inoxidável, em betão, ou outro em material que não se degrade em presença do efluente, sendo os espaços entre a estrutura da "jaula" preenchidos por uma rede plástica resistente aos raios ultravioleta, estável em contacto com o efluente, pouco deformável e com uma largura de malha que impeça o meio de enchimento de abandonar a "jaula".

A grelha de tubos de ar comprimido sobre a qual são colocados os difusores deve permitir uma distribuição uniforme do ar. A tubagem de ar deve ser em material plástico quando estiver submersa e, caso contrário, deve ser em aço inoxidável ou ferro

galvanizado, uma vez que a passagem do ar, a alta velocidade, tende a provocar o aquecimento e a deformação das tubagens plásticas não submersas.

A tubagem utilizada deve ser durável, colocada de forma visualmente agradável sem comprometer a eficiência, as válvulas e demais acessórios deverão ser adequados aos fluídos que a tubagem transporta e deverão ser colocados de forma a facilitar a sua operação.

Os tanques devem ser executados em materiais que o esgoto não ataque facilmente, ou então deverão ser cuidadosamente passivados através de protecções anticorrosivas adequadas. Quanto à forma, os tanques deverão evitar a formação de "zonas mortas" e de curtos-circuitos hidráulicos.

A implantação da ETAR deverá ser de tal forma que não agrida o ambiente que a rodeia, devendo os orgãos de tratamento ser dispostos de maneira a facilitar a operação da instalação e não devendo ser negligenciadas as condições de higiene e segurança no trabalho e de permanência dos operadores nas instalações.

3.3.4 Equipamento electromecânico

Os equipamentos electromecânicos significativos são os compressores de ar, as bombas com venturi e as bombas de recirculação. Não se referem as turbinas submersas por não se considerarem a solução mais adaptada a este sistema.

Para os volumes de ar normalmente necessários em instalações deste tipo, os compressores de êmbolos rotativos têm boas performances, uma boa relação qualidade/preço, o ar fornecido é isento de óleo e a sua construção é robusta, não sendo frequentes as avarias mecânicas.

Para instalações pequenas como a Estação Piloto montada na ETAR de Parada, utilizada no âmbito deste trabalho, não estão disponíveis no mercado compressores de êmbolos rotativos para estas quantidades de ar diminutas, então, uma boa opção será um compressor de paletas rotativas que, embora seja robusto e resistente, tem o problema do desgaste e necessidade de substituição das paletas de carbono.

Para volumes de ar muito elevados é aconselhável a utilização de compressores de ar centrífugos ou turbinas centrífugas que possuem um funcionamento idêntico ao das bombas centrífugas.

Os compressores de ar, qualquer que seja o tipo, originam muito ruído, o que exige por vezes medidas mitigadoras. Devem ser instalados dispositivos redutores de ruído na entrada e na saída de ar do compressor, sendo por vezes necessário instalar canópias acústicas.

No caso de se optar por funcionar com o FBSA com recirculação, é necessário instalar uma bomba de recirculação de lamas e efluente tratado que por vezes acumula estas funções com as de retirada de lamas em excesso.

Estas bombas terão de ser adequadas à bombagem de lamas, sendo as mais utilizadas em Portugal as bombas centrífugas de impulsor aberto ou do tipo "vortex", as bombas de membrana e as bombas de cavidades progressivas. No entanto, uma outra hipótese a ter em conta é a utilização de um "air lift", aproveitando a existência de um sistema de ar comprimido. O "air lift" tem como grande vantagem a simplicidade da sua construção e a quase ausência de peças mecânicas passíveis de avariar, estando limitado pelas "alturas manométricas" baixas e pela impraticabilidade de bombar grandes volumes de lamas.

No caso das bombas com tubo venturi que como já foi referido estão adaptadas a outros sistemas de tratamento, seria interessante a sua utilização como bomba de recirculação uma vez que as lamas recirculadas já entrariam oxigenadas no tanque de arejamento e o nível de oxigénio dissolvido neste tanque não diminuiria necessariamente com um aumento do caudal de recirculação.

3.3.5 Sistema de controlo e comando

No tratamento biológico, os equipamentos que necessitam de ser comandados são o compressor de ar e a bomba de recirculação e retirada de lamas em excesso.

A versão mais simples e porventura mais aconselhável de controlar e comandar o processo será a realização de campanhas analíticas que definam para os vários períodos de operação (horas de ponta, dia, noite, dias úteis, fim de semana, Verão, Inverno), os tempos de funcionamento necessários para o compressor e para a bomba de recirculação, sendo estes tempos programados num temporizador. A retirada de lamas seria executada quando se revelasse necessária por inspecção visual do decantador, ou com a ajuda de um disco de "secchi".

Uma outra versão, um pouco mais complexa, seria a do controlo do caudal afluente através de um aparelho medidor com uma saída 4-20 mA que associado a um pequeno autómato (PLC), controlaria os tempos de funcionamento dos equipamentos em função da quantidade de efluente que entra (ou sai) da instalação. De notar que esta versão não dispensaria uma campanha analítica prévia.

Finalmente, uma versão mais adequada a grandes instalações, com operadores com capacidade técnica elevada, seria o controlo dos equipamentos não só pelo caudal afluente, mas também através de sondas de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento e por sondas de altura de lamas no sedimentador. Em complemento seria diariamente controlada a qualidade do efluente à entrada e saída da instalação e mesmo à saída dos diversos orgãos.

3.4 IMPLANTAÇÃO INTERNACIONAL

Desde o final da década de 30 que os Filtros Biológicos Submersos Arejados (FBSA) têm sido utilizados para tratar efluentes em diversos países e em diferentes épocas.

O início da sua utilização deu-se nos Estados Unidos da América, tendo feito a sua aparição Noruega e na Alemanha, nos anos 80, como processo de reabilitação de ETAR's existentes. No Japão foi aproveitada a sua facilidade de operação para uma implantação em larga escala em aldeias e vilas, onde não era económica a presença de um operador a tempo inteiro, tendo o interesse no sistema levado ao desenvolvimento de um meio de enchimento de fabricação local conhecido como "corda anelada" já anteriormente referido.

Embora a utilização deste sistema seja conhecida em outros países nomeadamente na Nova Zelândia, Inglaterra e Dinamarca, não foi possível obter dados sobre o seu funcionamento.

3.4.1 Estados Unidos da América

Como já foi anteriormente referido a origem do sistema de FBSA, também designado por processo de Contacto Arejado, encontra-se nos Estados Unidos da América em finais dos anos 30 com a construção da ETAR de Elgin e com a patente do processo a ser registada por Clyde C. Hays.

Como foi dito no ponto 3.1.2, em 1946 existiam cerca de 50 ETAR's do Exército e algumas da Marinha operando segundo este processo, usando placas de asbestos como meio de enchimento e introduzindo ar através de tubos perfurados no fundo dos tanques. Algumas destas ETAR's funcionavam com caudais e cargas poluentes muito acima daquelas para que foram projectadas e alguns orgãos eram mal concebidos devido à falta de experiência com este tipo de tratamento, como consequência a operação destas instalações era difícil e a libertação de odores ofensivos era frequente.

A introdução de melhorias construtivas e o aumento da experiência na operação deste sistema de tratamento tornaram-no de tal forma competitivo, em relação ás alternativas existentes, que existiam em 1957, no estado de Nova Jérsia, 27 ETAR's deste tipo em funcionamento e 4 em construção. Todas estas ETAR's, segundo Wilford e Conlon (1957), foram construídas após 1951 e, embora algumas pertencessem aos municípios, a maior parte foi construída por promotores imobiliários em novas áreas urbanizadas. O aparecimento de grandes quantidades de espuma no tanque de arejamento, embora se apresentasse como um problema, era solucionado adicionando anti-espumantes ao efluente ou aspergindo o tanque de arejamento com efluente tratado e desinfectado.

Se até aos anos 60 a preocupação das autoridades ambientais era a eficiência de remoção da matéria orgânica, a partir da segunda metade dos anos 70 a EPA impôs limites à concentração de amónia no efluente tratado. A ETAR de West Swamp Creek que consistia em duas instalações, adjacentes mas independentes, do tipo Contacto Arejado sem recirculação e de estágios múltiplos. Uma das instalações, construída em 1965, com capacidade para tratar cerca de 1100 m^3/d e a outra contraída em 1973 com capacidade para cerca de 3000 m^3/d, conseguiu segundo Abd-El-Bary e Eways (1977) cumprir os limites impostos pela EPA ao bombar o efluente tratado na instalação maior para o início da menor, sendo esta última utilizada como reactor nitrificador.

3.4.2 Japão

No Japão, segundo Nakasone e Ozaki (1993), a taxa de atendimento em termos de rede de drenagem de águas residuais em áreas rurais, era de cerca de 2% em 1991. O Ministério da Agricultura e Pescas do Japão num esforço com vista a melhorar a situação, vem promovendo a construção de ETAR´s em comunidades com menos de mil habitantes, tendo em finais de 1992 cerca de 500 instalações, sendo cerca de 80% delas do tipo FBSA [Iwai *et al.* (1990)]. As principais razões para a opção pelos FBSA foram a manutenção e operação simples que não exigem um operador a tempo inteiro, o espaço ocupado ser relativamente reduzido, os custos energéticos serem baixos e a flexibilidade de operação ser grande.

A vulgarização dos FBSA no Japão levou a Kagima Corporation a desenvolver um meio de enchimento específico para este tipo de sistemas que, como já foi referido é conhecido por Corda Anelada (do inglês "ring lace"). Iwai *et al.* (1990) referem a utilização deste meio de enchimento nas ETAR´s de Sekumi, Yonekura e Aoyama, salientando que no tanque de arejamento da ETAR de Aoyama deu-se um surto de criaturas de nível trófico elevado, dos tipos *physa acuta* e *anisogamarus annandalei*, tendo levado a uma diminuição anormal da camada de biofilme com a consequente diminuição da qualidade do efluente tratado, o que foi solucionado após a aplicação de contramedidas de emergência.

3.4.3 Noruega

O clima rigoroso de Inverno conduziu a que as leis Norueguesas regulamentem as condições de trabalho, levando a que praticamente todas as ETAR´s na Noruega se encontrem protegidas no interior de um edifício. A procura de economias de construção fomentaram o uso de soluções compactas, nomeadamente biodiscos. No entanto, os frequentes problemas mecânicos associados a este tipo de reactor despertaram o interesse dos técnicos Noruegueses por outro tipo de reactores em que estes problemas não se fizessem sentir. Após os estudos efectuados por investigadores da Fundação para a Investigação Científica e Industrial da Universidade de Trondheim (SINTEF), Rusten e Thorvaldsen (1983) e Rusten (1984), este sistema de tratamento foi aplicado a pelo

menos 15 ETAR's até 1990. A Autoridade Norueguesa de Controlo da Poluição elaborou, em finais dos anos 80, um conjunto de recomendações para o projecto de pequenas ETAR's onde, segundo H. Ødegaard e R. Storhaug (1990), são preconizados dois sistemas de tratamento, um baseado em lamas activadas em baixa carga e outro em sistemas de biofilme (FBSA ou biodiscos).

Algumas ETAR's municipais Norueguesas que recebem efluentes de laticínios experimentaram problemas nos sistemas de biodiscos devido ao crescimento exagerado de biofilme e consequente colapso do eixo do aparelho. H. Ødegaard e B. Rusten (1990) referem a reabilitação de duas ETAR's nestas condições, Berkaak e Lesja, onde os biodiscos foram substituídos por FBSA sem recirculação combinados com precipitação química de fósforo, tendo os operadores das ETAR's sido unânimes quanto à maior facilidade de operação deste sistema e à boa qualidade do efluente tratado. O único problema operativo sucedido nestas ETAR's foi a produção de espuma, prontamente solucionado através do uso de um sistema de aspersão de água residual tratada sobre a espuma.

3.4.4 Alemanha

Em 1987, na ETAR de Geiselbullach localizada a Oeste de Munique, foram realizadas experiências piloto com três tipos diferentes de material de enchimento, por Lessel (1991) e (1994), sendo o objectivo seleccionar o mais adequado para aumentar a capacidade de tratamento da instalação através da introdução de material de enchimento nos tanques de lamas activadas. Dos três tipos de material de enchimento utilizados, Bionet (com muitas semelhanças com o Bioblock), Linpor e Corda Anelada, não se notou diferenças significativas nas eficiências de remoção de poluentes, tendo sido escolhida a Corda Anelada por ser o único meio de enchimento que para a potência de arejamento utilizada não apresentou depósitos de biofilme anaeróbio.

A aplicação em Geiselbullach conduziu, segundo Lessel (1994), a que os efeitos do biofilme tenham sido significativos e importantes na melhora da capacidade de tratamento da ETAR. Embora não posam ser devidamente contabilizados uma vez que, em simultâneo com o início do seu funcionamento estável, foi introduzida a remoção de fósforo por precipitação química. Ao fim de 4 anos de operação foram detectados quatro

problemas operativos: um deles foi a perda de elasticidade do meio de enchimento, o que levou à necessidade da sua renovação; outro foi o aparecimento ocasional de grandes quantidades de espuma no tanque de arejamento, o que se verificava em conjunção com o problema da produção de lamas flutuantes que não sedimentavam com facilidade; o quarto dos problemas foi aparecimento de um surto de organismos de nível trófico elevado o que levou à necessidade de proceder a uma desinfestação.

3.5 IMPLANTAÇÃO EM PORTUGAL

O sistema de FBSA foi aplicado pela primeira vez em Portugal em 1990, na ETAR da empresa "WIDA Portuguesa", a partir de um projecto da autoria do Prof. Chia-Yau Cheng. Depois foram construídas as ETAR´s da empresa "KUNERT Portuguesa" e da Estação de Serviço da Shell em Antuã, encontrando-se em construção a ETAR do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária (LNIV) e tendo, no âmbito desta tese, sido reformulada a ETAR Municipal de Vieira do Minho.

Nos próximos anos serão, eventualmente, construídas, entre outras, mais algumas ETAR´s deste tipo, nomeadamente em Vieira do Minho, Esposende, Penafiel e Celorico de Basto.

3.5.1 ETAR da "WIDA PORTUGUESA"

A fabrica da WIDA Portuguesa, situa-se na freguesia de Vilar do Pinheiro, concelho de Vila do Conde, dedicando-se à dessalinização, calibragem e ressalgação de tripas destinadas à exportação.

Os efluentes produzidos pela fábrica são de dois tipos, um deles consiste na mistura da solução de salmoura proveniente da conservação das tripas importadas com o efluente de dessalinização, o outro resulta da combinação dos efluentes de calibração das tripas (executada por enchimento das mesmas com água) com os efluentes de limpeza geral da fabrica e das instalações sanitárias. O caudal de efluente combinado é de cerca de 80 m^3/dia, sendo o caudal relativamente constante durante o período de laboração

diário. As características médias do efluente bruto são aproximadamente aquelas apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Características médias do efluente bruto da WIDA Portuguesa

Parâmetro	Valor
pH	6,5
Sólidos Dissolvidos Totais	1850 mg/l
Sólidos Suspensos Totais	75 mg/l
Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias	100 mg/l
Carência Química de Oxigénio	200 mg/l
Azoto Total de Kjeldahl	18 mg/l
Alcalinidade Total	34 mg/l ($CaCO_3$)
Cloretos	1070 mg/l
Óleos e Gorduras	12 mg/l

A ETAR foi construída em 1991, Figura 3.8, sendo o efluente tratado lançado na Ribeira de Moinhos pertencente à bacia hidrográfica do rio Onda. O processo de tratamento, Figura 3.9, compreende tratamento biológico por FBSA, digestão aeróbia de lamas e desidratação em leitos de secagem.



Figura 3.8 - ETAR da WIDA Portuguesa

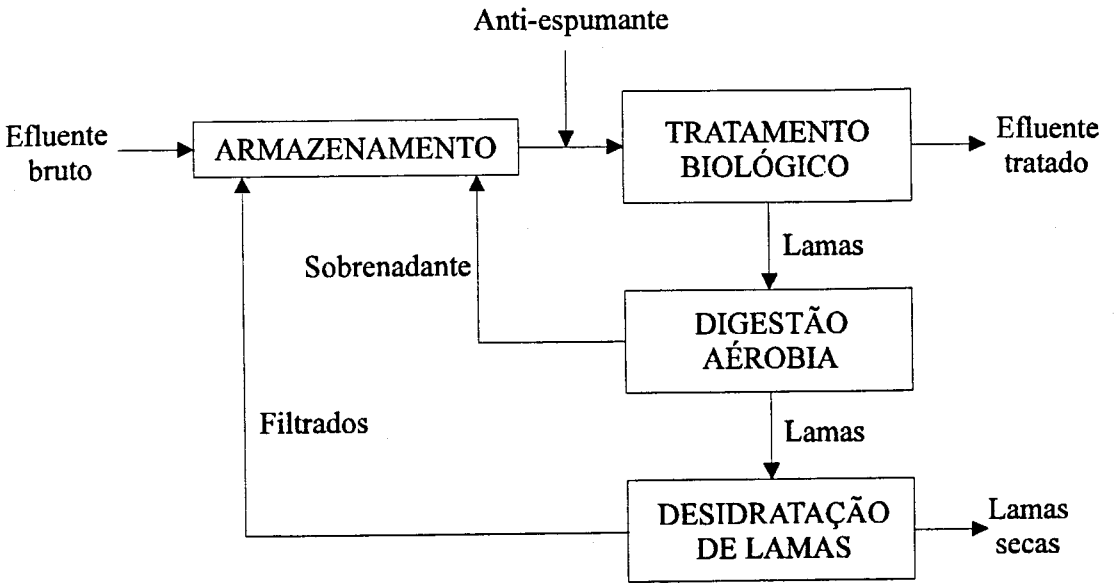


Figura 3.9 - Processo de tratamento da ETAR da WIDA Portuguesa

O efluente captado pela rede de drenagem da fábrica aflui a uma cisterna cuja existência é anterior à ETAR, donde é elevado, intermitentemente, para o tanque de arejamento. Neste foi construída uma parede divisória central, com um descarregador superficial numa das extremidades, de modo a evitar os curtos-circuitos hidráulicos, em cada um dos dois compartimentos existe uma "jaula" em betão e rede plástica contendo meio de enchimento do tipo "Filterpak". Um compressor de êmbolos rotativos fornece ar comprimido através de uma grelha de difusores com membrana em EPDM.

As lamas em excesso são retiradas por bombagem para um digestor aeróbio, arejado através de difusores colocados no fundo do tanque, de onde, após a digestão, afluem graviticamente aos leitos de secagem para desidratarem. O sobrenadante do digestor e os filtrados dos leitos de secagem voltam ao tanque de armazenamento enquanto que as lamas desidratadas são espalhadas em terrenos agrícolas.

O funcionamento da bomba que eleva o efluente para o tanque de arejamento é controlado por uma sonda de nível no tanque de armazenamento, enquanto que o compressor de ar é temporizado, parando durante alguns períodos para possibilitar a decantação e a retirada das lamas em excesso do tanque de arejamento que funciona também como sedimentador.

A operacionalidade desta ETAR não tem sido a desejável uma vez que a elevada percentagem de sal no efluente e, consequentemente, densidade elevada dificulta a

sedimentação e separação das lamas. Um outro problema em tempos surgido era o aparecimento de grandes quantidades de espuma no tanque de arejamento, o que foi resolvido através da adição ao efluente bruto de um produto anti-espumante á base de silicone.

Presentemente, esta ETAR está em vias de sofrer uma reformulação pretendendo-se construir dois sedimentadores, um primário e um secundário, eventualmente conjugado com um sistema de adição de floculantes de modo a melhorar as características de sedimentabilidade das lamas.

3.5.2 ETAR da "KUNERT PORTUGUESA"

A fábrica da KUNERT Portuguesa, que possui uma tinturaria têxtil, está situada na freguesia da Árvore, no concelho de Vila do Conde.

Em 1992 foi construída uma ETAR, para tratar um caudal médio de 250 m3/d de um efluente bruto com a qualidade média apresentada na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Características médias do efluente bruto da KUNERT Portuguesa

Parâmetro	Valor
Temperatura (*)	34 °C
pH	6,5
Sólidos Suspensos Totais	80 mg/l
Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias	250 mg/l
Carência Química de Oxigénio	1500 mg/l
Azoto Total de Kjeldahl	20 mg/l
Fósforo Total	5 mg/l
Detergentes	1,5 mg/l
Oleos e Gorduras	1,5 mg/l

(*) Após a recuperação de calor

O efluente bruto produzido pela tinturaria é conduzido para um tanque de armazenamento e sujeito a um circuito de recuperação de calor para pré-aquecimento da água que alimenta as caldeiras da fábrica. Este efluente arrefecido, com cerca de 34°C de

temperatura, é conduzido graviticamente até ao tanque de arejamento iniciando-se o processo de tratamento, esquematizado na Figura 3.10.

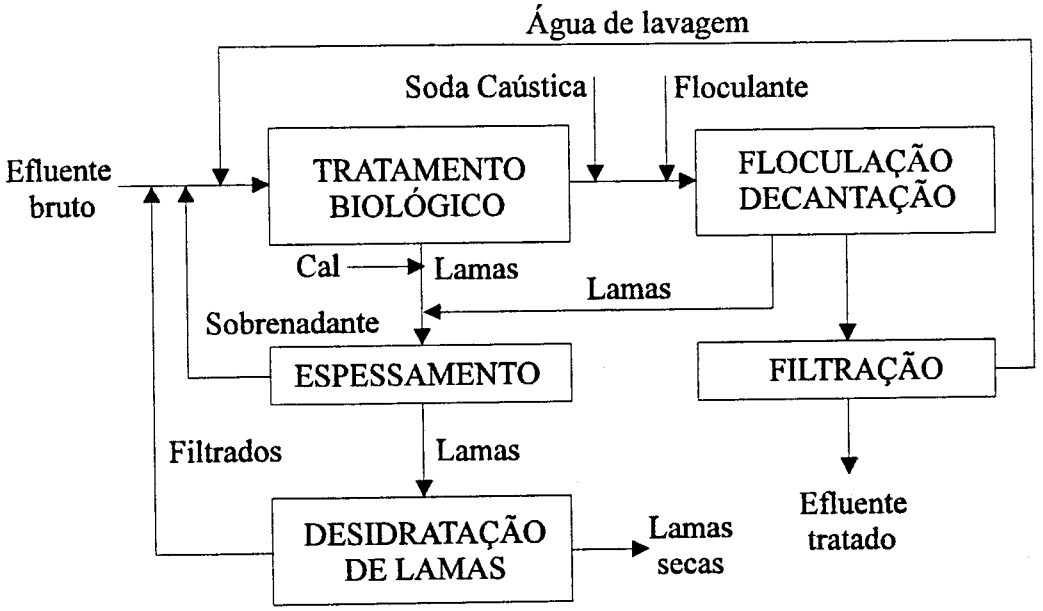


Figura 3.10 - Processo de tratamento da ETAR da KUNERT Portuguesa

O tratamento biológico é composto por um tanque de arejamento e por um sedimentador. No tanque de arejamento o efluente é posto em contacto com um leito de meio de enchimento do tipo "Filterpak" e sujeito a um arejamento através de uma grelha de difusores de ar alimentados por um compressor de êmbolos rotativos. O sedimentador estático anexo ao tanque de arejamento separa a lama biológica que é recirculada para o tanque de arejamento ou, quando existe lama em excesso, é retirada para o espessador.

O efluente biologicamente tratado é elevado para um tanque de floculação/decantação, através de uma tubagem com o final em forma de serpentina onde é adicionada soda cáustica para ajuste do pH e floculante para promover a sedimentação dos sólidos suspensos e a remoção da cor. À saída deste orgão o efluente dispõe de qualidade suficiente, segundo a Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais do Norte, para ser lançado numa linha de água da bacia hidrográfica do Rio Ave. Contudo por segurança, na época estival o efluente passa ainda por um filtro de areia.

O caudal de efluente tratado é medido no canal de saída, a montante de um descarregador triangular de soleira fina, por intermédio de um medidor de nível do tipo ultra-sónico.

As lamas produzidas no tratamento biológico é adicionada cal para estabilizarem, antes de entrarem no espessador, onde se juntam ás lamas químicas provenientes da floculação/sedimentação, após o que sofrem uma desidratação mecânica num filtro prensa. A lama desidratada é recolhida pela Câmara Municipal de Vila do Conde, seguindo o destino dos restantes resíduos sólidos do Município.

A ETAR tem sido operada com sucesso, não tendo apresentado problemas em termos funcionais e operacionais.

3.5.3 ETAR da Área de Serviço da "SHELL PORTUGUESA" em Antuã

A área de serviço que a Shell Portuguesa possui em Antuã na A1 - Auto Estrada do Norte, está desde 1993 dotada de uma ETAR com tratamento terciário permitindo a reutilização do efluente tratado para lavagem de pavimentos e rega.

A ETAR, Figura 3.11, foi dimensionada para um caudal de 150 m^3/d de efluente proveniente das instalações sanitárias, do restaurante e das lavagens de pavimentos das zonas de abastecimentos de combustíveis. As características médias das águas residuais brutas são as apresentadas na tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Características médias do efluente bruto da Estação de Serviço da Shell

Parâmetro	Valor
pH	6,5
Sólidos Suspensos Totais	300 mg/l
Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias	250 mg/l
Carência Química de Oxigénio	560 mg/l
Azoto Total de Kjeldahl	25 mg/l
Fósforo Total	7 mg/l
Hidrocarbonetos Totais	20 mg/l
Cloro Residual	0,2 mg/l



Figura 3.11 - ETAR da Área de Serviço da Shell Portuguesa, em Antuã

O processo de tratamento, apresentado na Figura 3.12, compreende tratamento preliminar, equalização de caudal e cargas poluentes, tratamento biológico, filtração lenta, desinfecção do efluente para reutilização e desidratação de lamas em leitos de secagem.

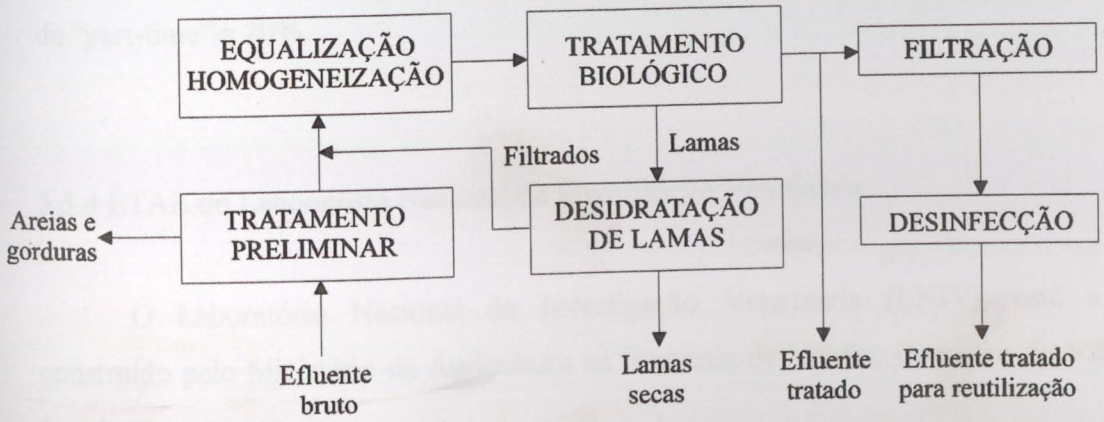


Figura 3.12 - Processo de tratamento da ETAR da Área de Serviço da Shell

O tratamento preliminar compreende gradagem através de uma grade de limpeza manual com 15 mm de espaçamento entre barras, desarenação num desarenador gravítico em canal e remoção de sólidos flutuantes. A antiga fossa séptica existente no local foi dividida em dois compartimentos, um tem como função remover os sólidos flutuantes, incluindo gorduras, e o outro serve de tanque de equalização e homogeneização do efluente.

No fundo do tanque é feita uma injecção de ar comprimido através de tubos perfurados que, para além de manter o efluente aeróbio e ajudar a remover compostos voláteis, tem como função suplementar a homogeneização do efluente que para alem das variações de caudal apresenta grandes flutuações em termos de composição química.

O tratamento biológico é realizado num tanque de arejamento no qual estão submersas duas "jaulas", em tubos de aço galvanizado e rede metálica plastificada, cheias com meio de enchimento do tipo "Filterpak". O ar é fornecido por difusores com membrana em EPDM alimentados por um compressor de ar de êmbolos rotativos. Anexo ao tanque de arejamento localiza-se o sedimentador secundário que, possui uma bomba submersível que faz a recirculação das lamas e a retirada de lamas em excesso para os leitos de secagem.

O efluente após tratamento biológico é descarregado para o rio Antuã. No entanto, a água necessária para lavagem dos pavimentos e rega de jardins é filtrada num filtro lento de areia e posteriormente desinfectada por cloragem no reservatório de água tratada que serve também de câmara de contacto para desinfecção. A ETAR tem funcionado sem problemas, sendo operada por um operário não qualificado em regime de "part-time" a 20%.

3.5.4 ETAR do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária

O Laboratório Nacional de Investigação Veterinária (LNIV), está a ser construído pelo Ministério da Agricultura na freguesia de Vairão, Concelho de Vila do Conde.

A ETAR em construção, Figura 3.13, foi dimensionada para um caudal médio de 200 m3/d, sendo o efluente proveniente principalmente das instalações sanitárias e dos laboratórios de investigação do LNIV, existindo duas redes de drenagem de efluentes

distintas, uma para os efluentes passíveis de albergar microrganismos que transmitam doenças contagiosas e outra para os restantes efluentes. Estima-se que as águas a tratar tenham as características expressas na Tabela 3.4, salientando-se, no entanto, que se faz o pré-tratamento dos seguintes efluentes:

- nos efluentes da garagem e das oficinas mecânicas é feita a retenção de óleos e lamas decantáveis;
- nos efluentes dos laboratórios é feita a neutralização de efluentes ácidos e a remoção dos metais pesados;
- nos efluentes da lavandaria é feito o arrefecimento das águas quentes e são removidos os sólidos fibrosos;
- nos efluentes da secção de patologia são removidos os sólidos orgânicos com dimensões superiores a 2 cm.

O sistema de tratamento, esquematicamente apresentado na Figura 3.14, compreende tratamento preliminar por tamisagem, desinfecção dos efluentes que possam conter microrganismos patogénicos, correcção do pH, tratamento biológico, desinfecção e polimento do efluente final, digestão aeróbia de lamas e desidratação natural em leitos de secagem.

O efluente bruto com perigo de transmissão de doenças sofre um tratamento preliminar de tamisagem seguido de desinfecção por soda cáustica e junta-se, num tanque de ajuste de pH ao efluente normal previamente tamisado, sendo corrigido o pH, do efluente misto.

O tanque de arejamento do tratamento biológico possui duas zonas com blocos de meio de enchimento do tipo "Bioblock", a primeira zona com 100 m^2/m^3 de área superficial e a segunda com 200 m^2/m^3. O efluente após percorrer o tanque de arejamento em forma de **L** segue para o sedimentador secundário onde se dá a separação dos sólidos biológicos sedimentáveis e onde uma bomba submersível recircula estes sólidos para o tanque de arejamento ou retira-os, quando em excesso, para o digestor aeróbio. O ar para o tratamento biológico é fornecido por duas grelhas de difusores alimentadas por dois compressores de êmbolos rotativos e o ar para o digestor aeróbio é fornecido por quatro difusores alimentados por um compressor de lamelas rotativas.

O efluente biologicamente tratado segue para uma lagoa de polimento que à saída possui um pequeno canal equipado com um descarregador triangular e um medidor de nível do tipo ultra-sónico. Para garantir a desinfecção, mesmo em períodos nocturnos, quando não se faz sentir a acção dos raios ultravioleta do sol na lagoa de polimento, foi instalado um doseador de cloro gasoso á entrada da lagoa de polimento.



Figura 3.13 - ETAR do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária

Tabela 3.4 - Características previstas para o efluente bruto do LNIV

Parâmetro	Valor
pH	4 - 10
Sólidos Suspensos Totais	50 - 300 mg/l
Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias	100 - 1000 mg/l
Carência Química de Oxigénio	200 - 2000 mg/l
Azoto Total de Kjeldahl	10 - 100 mg/l
Fósforo Total	2 - 20 mg/l
Óleos e gorduras	20 - 50 mg/l

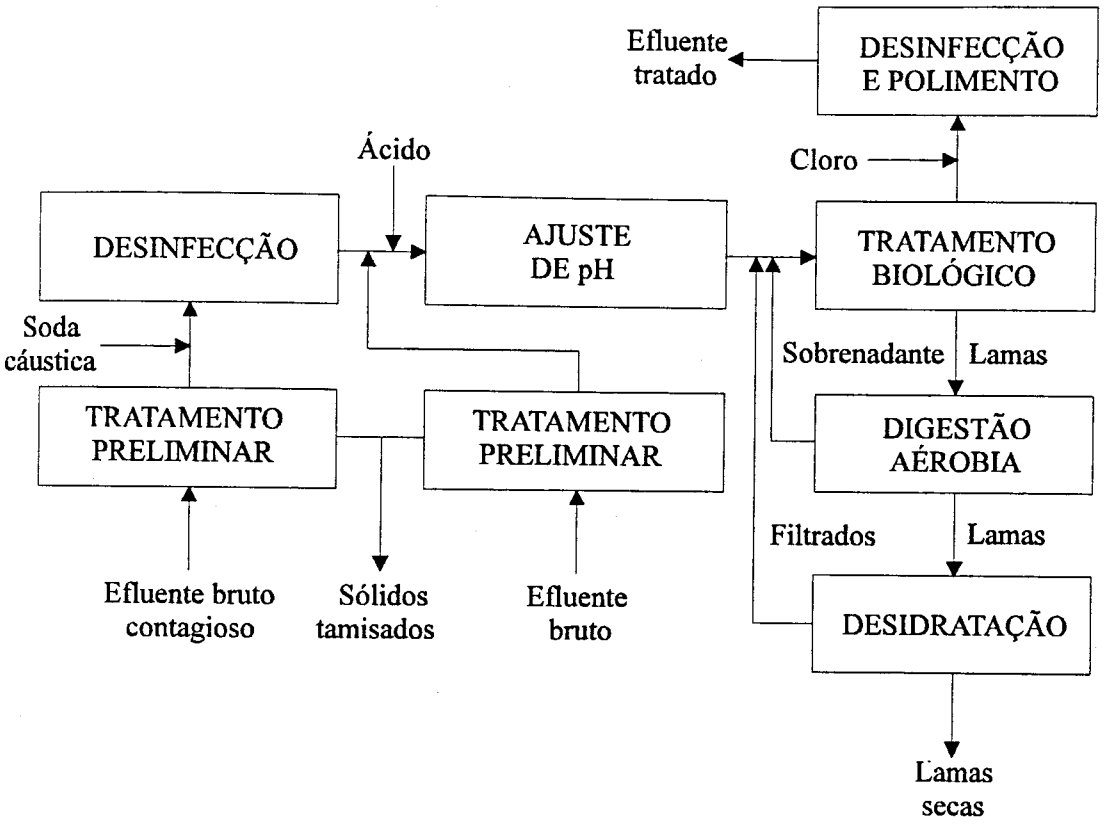


Figura 3.14 - Processo de tratamento da ETAR do LNIV

As lamas digeridas são secas em leitos de secagem, sendo o seu destino final a aplicação em terrenos agrícolas da propriedade do LNIV. O efluente tratado segue para um ribeiro que atravessa o recinto de implantação do LNIV.

3.5.6 Perspectivas futuras

É previsível que, nos próximos dois anos, aumente significativamente as instalações dotadas de um sistema de FBSA. Entre os casos conhecidos e com maior probabilidade de efectivação são de referir os seguintes:

- a Câmara Municipal de Vieira do Minho pretende construir 4 pequenas ETAR's com tratamento biológico por FBSA em localidades onde está de momento a construir a rede de drenagem de águas residuais;

- a Câmara Municipal de Esposende pretende ampliar a capacidade de tratamento da ETAR da cidade, utilizando para tal um novo tanque de arejamento com meio de enchimento, em paralelo com os actuais tanques de arejamento do sistema de lamas activadas. No mesmo Município, em Agosto de 1996, foi lançado a concurso a construção da ETAR da Guilheta, na freguesia de Antas, utilizando um sistema de tratamento biológico por FBSA;
- a Câmara Municipal de Celorico de Basto está em negociações, com o Ministério do Ambiente, com vista á viabilização da construção de uma ETAR na sede do concelho utilizando também um sistema de FBSA;
- a Câmara Municipal de Penafiel elaborou, com a colaboração do Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, um conjunto de orientações para a construção de pequenas ETAR´s no concelho onde se prevê a utilização dos FBSA.

3.6 APLICABILIDADE

Em Portugal, embora os Municípios e o Estado, com comparticipações da Comunidade Europeia, tenham feito alguns investimentos na construção de ETAR´s, estas não funcionam devidamente por deficiências de vária ordem. Estes factores estão associados tanto ao projecto e construção como à operação das instalações, sendo os seguintes os que em grande parte dos casos são mais significativos:

- projectam-se e constroem-se ETAR´s sem ter devidamente em conta a rede de drenagem, que na maior parte dos casos recebe contribuições importantes de águas pluviais e de infiltrações;
- existem ETAR´s construídas, que passada uma década ainda não se fez a sua ligação á rede de drenagem, deixando o equipamento electomecânico degradar-se e tornar-se inoperacional;
- a construção e fiscalização de ETAR´s é feita por pessoal sem as habilitações e a experiência necessárias a uma instalação de natureza técnica;

- a operação da instalação é deixada ao cuidado de operadores sem formação técnica adequada;
- a indefinição do destino final das lamas produzidas e, por vezes, a ausência ou insuficiência de instalações adequadas para o seu tratamento, constitui uma das maiores causas de ineficiências verificadas nas Estações de Tratamento;
- os custos de operação e manutenção de uma ETAR, seja ela municipal ou industrial, tornam atractivo o uso do "by-pass".

Estes factores contribuem para que em Portugal, neste momento, uma ETAR que produza um efluente com teores em sólidos e matéria orgânica de acordo com a legislação Portuguesa, nomeadamente o decreto-lei n.º 74/90 de 7 de Março (Anexo XXV), seja considerada uma instalação com bom funcionamento. No entanto, os crescentes problemas de eutrofização dos rios e albufeiras, com os consequentes surtos de cianobactérias que fazem perigar os usos da água, vão necessariamente fazer surgir a necessidade da redução dos teores em nutrientes presentes no efluente tratado. Por outro lado, a aproximação do fim da vida útil de ETAR´s construídas há duas décadas atrás, ou ainda mais recentes, mas cujos efluentes foram subestimados, vão sentir a necessidade de prolongar a vida útil destas instalações com o mínimo de custos, uma vez que os subsídios a fundo perdido para a construção de novas instalações tendem a escassear.

Embora, segundo a experiência Japonesa [Iwai *et al.* (1990)], as ETAR´s segundo o processo de FBSA gastem pouca energia, tenham um custo de construção relativamente baixo, tenham uma boa flexibilidade às variações de carga hidráulica e orgânica, os custos de operação e manutenção sejam baixos e, se bem dimensionadas, seja fácil produzir um efluente nitrificado, não são, no entanto, imunes a erros de projecto e de construção, e necessitam de um operador que saiba os princípios básicos pelos quais se rege um processo biológico.

A aplicabilidade do sistema de FBSA será portanto, caso se prove a sua eficácia, a reabilitação de ETAR´s em que o tratamento biológico se apresente no fim da sua vida útil, o aumento da resistência de tanques de arejamento em sistemas de lamas activadas servindo redes de drenagem unitárias e a remoção de nutrientes em especial de Azoto. As possibilidades de implantação dos FBSA em sistemas novos prende-se com a pouca manutenção exigida e o reduzido espaço necessário, deste modo o mercado mais

promissor será o das pequenas ETAR´s industriais, municipais ou em empreendimentos imobiliários.

No entanto, existem três problemas que obstam à maior difusão deste sistema de tratamento: dois são problemas operativos, um deles é a espuma que se tende a formar no tanque de arejamento e o outro é o aparecimento ocasional de lamas flutuantes no sedimentador secundário originadas por variações das condições de operação; o terceiro problema é de natureza comercial e tem a ver com o facto de o meio de enchimento ter de ser importado o que devido aos encargos de transporte o torna caro, embora, recentemente, exista uma fábrica em Portugal a falta de concorrência não tem permitido a possibilidade de redução do preço.

4. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO

A já referida necessidade de prolongar a vida útil de Estações de Tratamento por lamas activadas com o mínimo de alterações e a percepção que uma das alternativas mais promissoras seria a sua transformação em sistemas de tratamento por Filtros Biológicos Submersos Arejados, levou à necessidade de obter resultados que contribuissem para a dissipação de algumas dúvidas existentes, nomeadamente a obtenção dos parâmetros de funcionamento com efluentes reais. Como tal, foi instalada uma Estação de Tratamento Piloto em paralelo com o tratamento biológico da ETAR de Parada.

4.1 A ETAR DE PARADA

A ETAR de Parada está localizada em Parada, junto ao Rio Leça na freguesia de Águas Santas, no Concelho da Maia. Segundo a Câmara Municipal da Maia (1992), a Estação de Tratamento de Águas Residuais de Parada (Figura 4.1), foi projectada para tratar os efluentes domésticos e industriais de cerca de 75% do Concelho, e de uma grande parte de freguesia de S. Mamede de Infesta, do Concelho de Matosinhos.



Figura 4.1 - Estação de Tratamento de Águas Residuais de Parada

O processo de tratamento da fase líquida compreende gradagem, desarenação, sedimentação primária e tratamento biológico por lamas activadas em média carga. O processo de tratamento da fase sólida é constituído por espessamento, digestão

anaeróbia aquecida, desidratação mecânica e compostagem, sendo o biogás produzido na digestão anaeróbia das lamas utilizado, após purificação, como combustível nas caldeiras de produção de água quente para aquecimento de lamas ou como fonte energética na alimentação de dois grupos de co-geração produtores de energia eléctrica.

A instalação dispõe de um autómato programável instalado no Edifício de Exploração, com 672 entradas/saídas, que processa a operação automática da instalação. O controlo das instalações é efectuado através de vários instrumentos colocados ao longo da ETAR, nomeadamente:

- um medidor/registador do caudal de águas residuais afluentes (após gradagem);
- três sondas de oxigénio (uma em cada tanque de arejamento), com o objectivo de optimizar o tempo de funcionamento dos arejadores de superfície;
- dois medidores de caudal de lamas para os digestores primários;
- três cadeias de medida e controlo da temperatura das lamas contidas nos digestores primários, que actuam sobre as válvulas termostáticas instaladas na entrada dos permutadores água/lamas;
- um medidor de caudal de gás instalado no circuito de alimentação dos queimadores das caldeiras;
- um medidor da pressão de biogás instalado no circuito de alimentação dos grupos de co-geração;
- um medidor de caudal de biogás instalado no circuito de alimentação dos grupos de co-geração;
- sete sensores de gás metano que detectam e sinalizam níveis elevados de gás metano no exterior e no interior dos edifícios.

4.2 A ETAR PILOTO

4.2.1 Sistema de tratamento

Tendo em vista que o objectivo da Estação Piloto (Figura 4.2) é exprimentar o sistema de tratamento por Filtros Biológicos Submersos Arejados, a instalação montada recolhe o efluente decantado, na caixa de reunião dos efluentes à saída dos sedimentadores primários da ETAR de Parada. Este efluente passa depois por um tanque de arejamento no qual está colocado um meio de enchimento plástico, sofrendo de seguida uma sedimentação.

O sedimentador da Estação Piloto embora possua saídas a diversas alturas que permitem a optimização do tempo de retenção deste orgão, tem como objectivo principal, não o estudo da sedimentabilidade das lamas, mas a produção de lamas sedimentadas para recirculação.

O efluente tratado é descarregado para um reservatório de onde é conduzido por uma tubagem até à rede de drenagem de águas pluviais da ETAR de Parada.



Figura 4.2 - Estação Piloto de Tratamento de Águas Residuais

Na Figura 4.3 está esquematizado o processo de tratamento da Estação Piloto e a sua integração no sistema de tratamento biológico da ETAR de Parada.

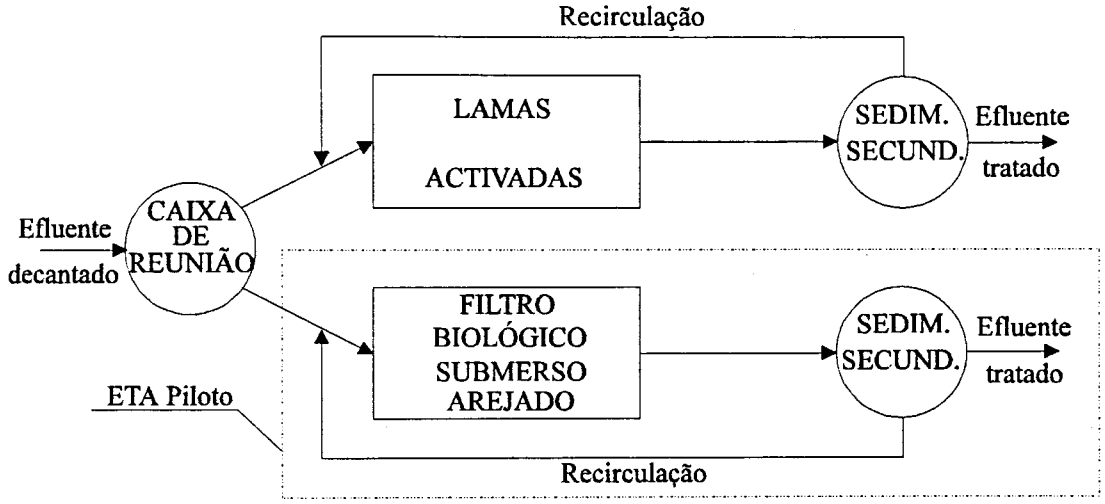


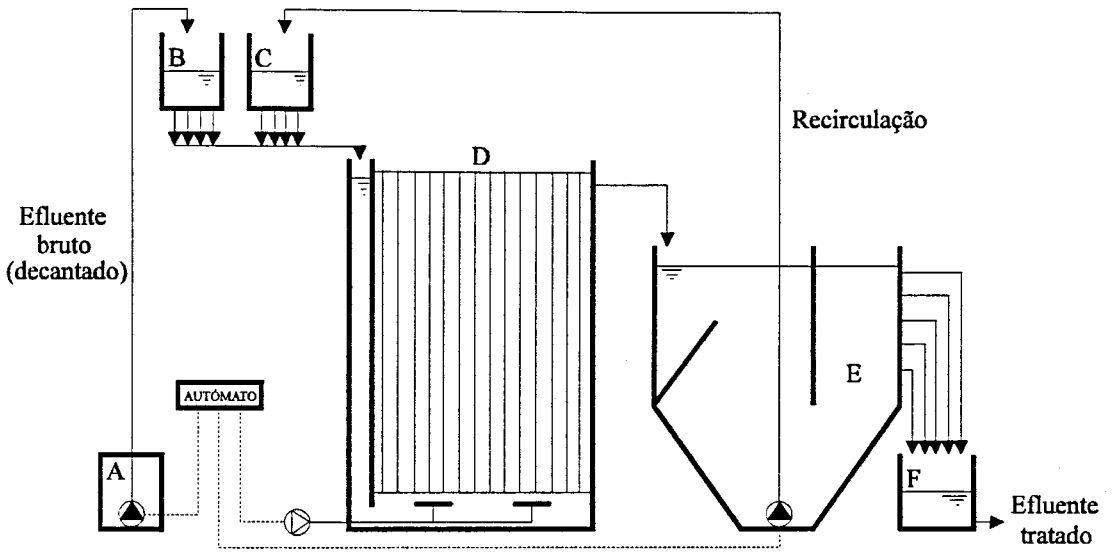
Figura 4.3 - Fluxograma do processo de tratamento da Estação Piloto

4.2.2 Modo de funcionamento e controlo

A Estação Piloto tem um funcionamento automático controlado por um autómato programável. O autómato controla o tempo de funcionamento da bomba de efluente decantado, da bomba de recirculação e do compressor de ar, deste modo podemos fazer variar os caudais de entrada, a razão de recirculação e a quantidade de ar fornecido aos filtros arejados.

De acordo com a Figura 4.4, a bomba de efluente decantado eleva o efluente para um tanque de recepção, equipado com "trop plein", donde por intermédio de uma calha o efluente chega ao tanque dos Filtros Biológicos Submersos Arejados. Aqui ele é forçado a percorrer o meio de enchimento no sentido ascendente, saindo pelo topo para o sedimentador. Após a decantação, o efluente líquido é descarregado num tanque de saída e conduzido por uma tubagem de PVC até à rede de drenagem de águas pluviais da ETAR de Parada. As lamas decantadas são recirculadas por bombagem para um segundo tanque de recepção, também equipado com "trop plein", reunindo-se com o efluente bruto na calha de entrada. O ar para arejamento dos filtros é fornecido por dois difusores

de bolha média localizados no fundo do tanque e alimentados por um compressor de ar (soprador).



A - Caixa de reunião do efluente dos sedimentadores primários
B - Caixa de recepção do efluente bruto (decantado)
C - Caixa de recepção das lamas de recirculação
D - Tanque dos Filtros Biológicos Submersos Arejados
E - Sedimentador secundário
F - Caixa de recepção do efluente tratado
- Bomba de efluente decantado ou de recirculação
- Compressor de ar
- Difusor de bolha fina
- Tubagem de fluídos
- Cabos eléctricos

Figura 4.4 - Esquema de funcionamento da Estação Piloto

4.2.3 Características dos equipamentos

4.2.3.1 Tanques e tubagem

A instalação é composta por cinco tanques, sendo dois deles idênticos:

- um tanque cilíndrico em fibra de vidro, fabricado em Portugal pela Vidropol, com 2,20 m de altura e 0,9 m de diâmetro interior, funcionando como tanque

de arejamento; este tanque possui uma descarga de fundo com ϕ50 mm e uma saída a 2,00 m do fundo com diâmetro de 75 mm;

- um tanque cilíndrico em ferro fundido com fundo tronco-cónico, utilizado como sedimentador secundário; a parte cilíndrica mede 0,75 m de altura por 1,05 m de diâmetro interior, enquanto que a parte tronco-cónica se desenvolve longo de 0,75 m desde a base do cilindro até uma flange com 22 mm de diâmetro interior; este tanque possui dois septos em PVC e cinco saídas a 0,14 m, a 0,29 m, a 0,47 m, a 0,63 m e a 0,71 m do topo;
- dois tanques em polietileno de alta densidade, de base quadrada com 0,49 m por 0,49 m e altura de 0,70 m; cada tanque possui quatro saídas junto á base com ϕ¾" providas de válvulas de esfera, uma entrada a 12 cm do topo com 40 mm de diâmetro e um "trop plein" de 63 mm de diâmetro a 0,6 m do fundo; estes tanques funcionam como caixas receptoras de efluente bruto e de lamas de recirculação;
- um tanque em polietileno de alta densidade, com dimensões iguais às do ponto anterior e com uma saída localizada junto ao fundo, com diâmetro de 63 mm, utilizado como caixa receptora de efluente tratado.

A tubagem de ligação das bombas às caixas de recepção é em polietileno de alta densidade ϕ40 mm. A restante tubagem é em PVC, nomeadamente a calha de ligação das caixas de recepção de efluente bruto e de lamas recirculadas ao tanque de arejamento com ϕ63 mm, a tubagem de ligação do tanque de arejamento ao sedimentador secundário com ϕ75 mm, as saídas do sedimentador com ϕ50 mm, a ligação da caixa de recepção de efluente tratado ao destino final com diâmetro de 63 mm e finalmente a tubagem de ligação do compressor aos difusores com ¾" de diâmetro passando para 90 mm junto ao encaixe dos difusores.

4.2.3.2 Meio de enchimento

O meio de enchimento utilizado, em polietileno de alta densidade com aditivo de protecção contra radiação ultravioleta, é fabricado na Dinamarca pela firma "Exponet"

com a designação de "Bioblock", Figura 4.5, tendo uma área especifica de 200 m^2/m^3. Normalmente é comercializado em blocos com 55 cm de aresta, sendo constituído por tubos em rede de polietileno dispostos longitudinalmente.

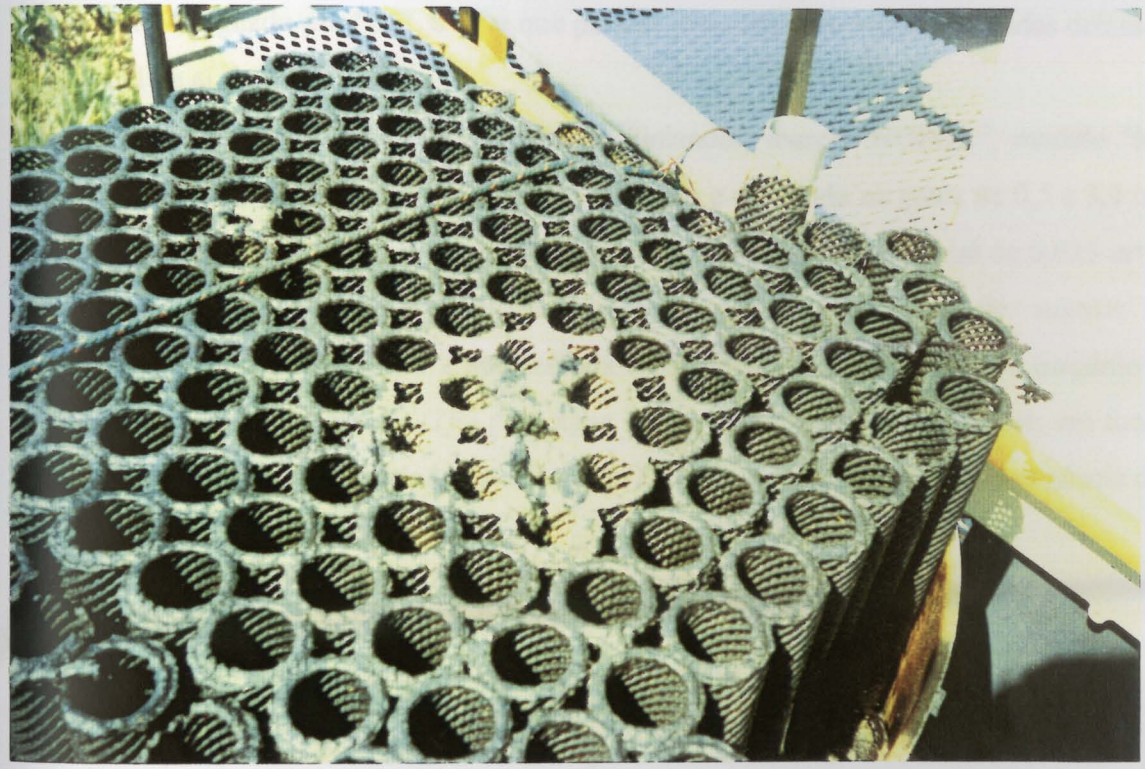


Figura 4.5 - Meio de Enchimento

4.2.3.3 Bombas

São utilizadas duas electrobombas submersíveis com carcaça em aço inoxidável e corpo e turbina em polímero termoplástico, de marca "LOWARA", modelo "DOC 3", uma para elevar o efluente decantado saído dos sedimentadores primários da ETAR de Parada para a caixa de recepção de efluente bruto e outra para recircular as lamas decantadas do sedimentador secundário da ETAR Piloto para a caixa de recepção de lamas de recirculação.

4.2.3.4 Compressor e difusores de ar

O compressor de ar utilizado na ETAR Piloto é do tipo rotativo com lamelas em carbono, fabricado em Espanha pela "MPR - Máquinas Pneumáticas Rotativas, SA", modelo designado por "SFL.0'5" e que para as pressões diferenciais utilizadas debita um caudal de ar de 6 m³/h.

Os difusores de ar são de fabrico Finlandês, marca "NOPOL", modelo "KKI 215", produzindo bolhas de 1 a 3 mm de diâmetro e operando na gama de 0,5 a 3,0 m³/h de ar por difusor. O disco difusor é uma membrana com área superficial de 0,025 m² em borracha de etil-propileno (EPDM) colocada sobre uma placa de suporte em polipropileno. Na Figura 4.6 é apresentada a eficiência de transferência de oxigénio em condições normalizadas (SOTE) para água limpa, divulgada pelo fabricante, em função do caudal de ar e da densidade de difusores (DD), para uma altura de submergência de 4 m , a +20°C e a 1013 mbar.

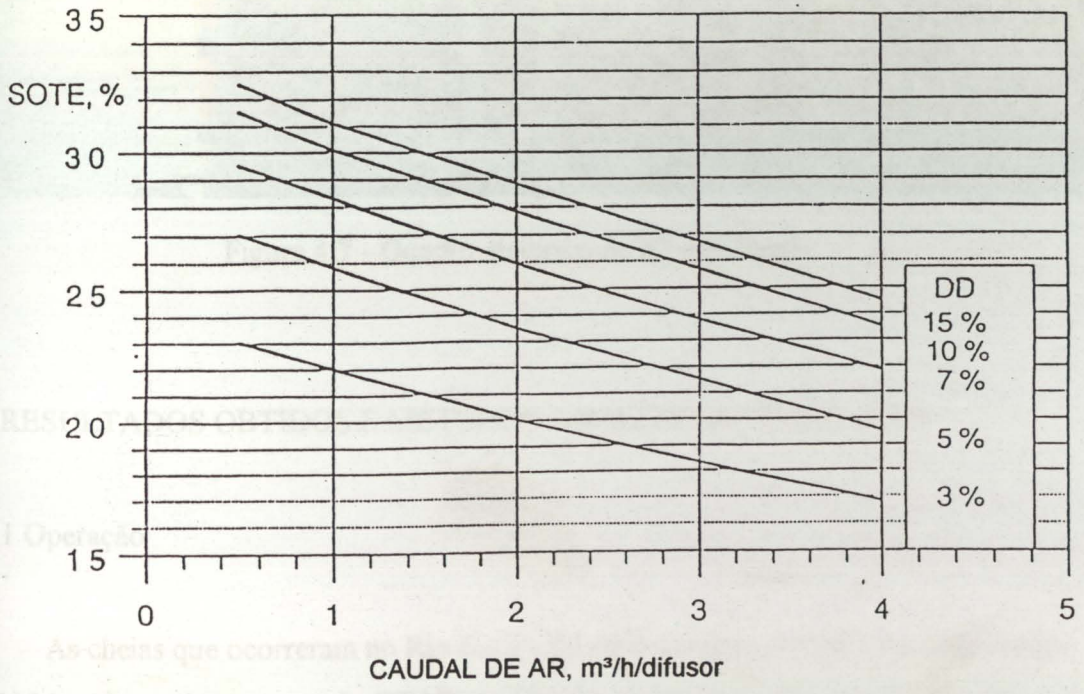


Figura 4.6 - Eficiência de transferência de oxigénio em condições normalizadas (SOTE), para os difusores NOPOL KKI 215

4.2.3.5 Quadro eléctrico

O quadro eléctrico, Figura 4.7, é composto por uma caixa de base quadrada com 54 cm de lado e 0,18 m de profundidade, da marca "HIMEL", modelo "PLS 5454", dentro da qual se encontra a aparelhagem de potência e comando da instalação.

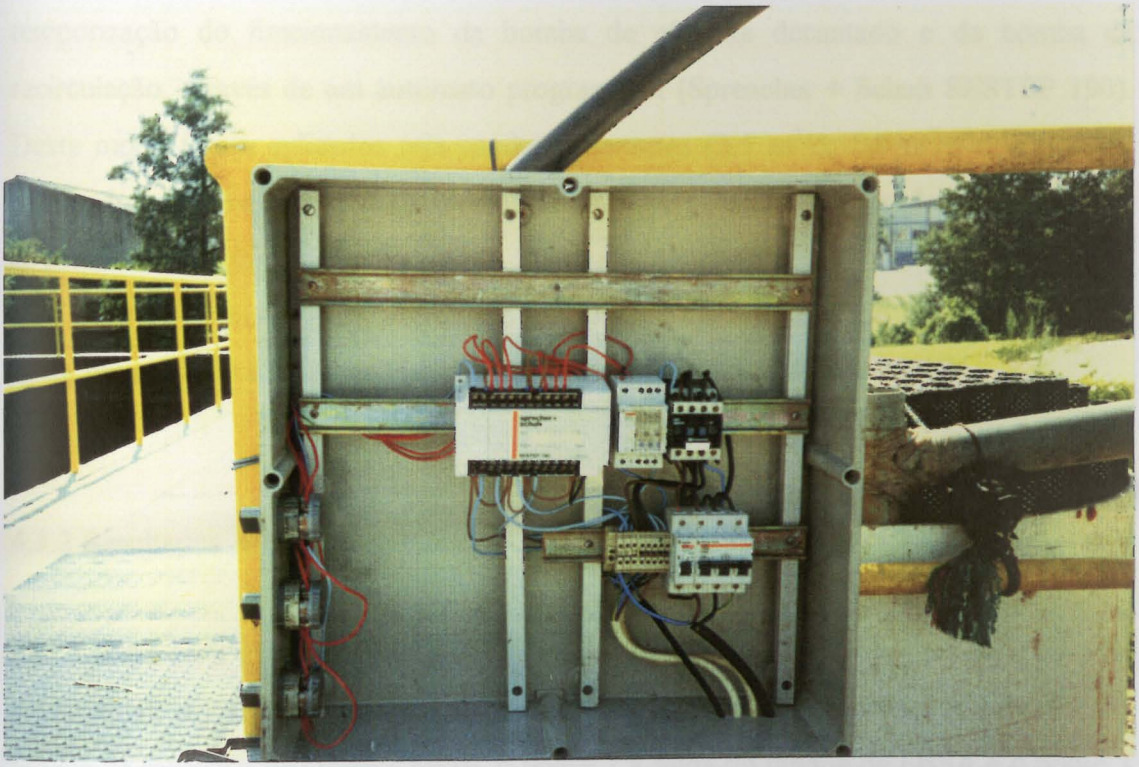


Figura 4.7 - Quadro eléctrico da ETAR Piloto

4.3 RESULTADOS OBTIDOS E MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS

4.3.1 Operação

As cheias que ocorreram no Rio Leça a 25 de Dezembro de 1995 e a 6 de Janeiro de 1996, submergiram parte da ETAR de Parada, tendo as águas do rio invadido os quadros eléctricos da ETAR inutilizando grande parte do material neles contido e tornando a instalação inoperacional até ao dia 19 de Março. Em consequência destes factos, o tempo disponível para experimentação na ETAR Piloto foi drasticamente reduzido.

Assim, embora originalmente estivesse programado aplicar à ETAR Piloto diferentes caudais, diferentes razões de recirculação e de seguida, para um determinado caudal e razão de recirculação, testar a produção de lamas e o consumo de oxigénio, tal não foi possível, tendo sido apenas realizados estudos com 3 caudais diferentes seguidos de 3 razões de recirculação distintas.

O controlo do caudal e da razão de recirculação fizeram-se através da temporização do funcionamento da bomba de efluente decantado e da bomba de recirculação, através de um autómato programável (Spreacher + Schuh SESTEP 190). Deste modo foram aplicados três caudais diferentes (2,5 m^3/d, 5,0 m^3/d e 7,5 m^3/d), mantendo a razão de recirculação constante (89%) e o funcionamento do compressor de ar contínuo (6 m^3/h).

Posteriormente, para um caudal de efluente de 5 m^3/d e um caudal de ar de 6 m^3/h, fez-se variar a razão de recirculação (sem recirculação, 89% e 250%).

4.3.2 Resultados

Para cada uma das condições de funcionamento foi efectuada uma campanha de amostragem cujos resultados analíticos são de seguida apresentados, sendo o ponto 1 o tanque de recepção de efluente bruto, o ponto 2 a saída do tanque de FBSA e o ponto 3 a saída do sedimentador secundário. Os métodos analíticos utilizados são os que se apresentam na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Métodos analíticos utilizados

PARÂMETRO	MÉTODO
Carência Química de Oxigénio (CQO)	5220 - C A.P.H.A. *et al* (1989)
Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias (CBO_5)	5210 - B A.P.H.A. *et al* (1989)
Azoto Amoniacal ($N\text{-}NH_3$)	4500 - NH_3 - C A.P.H.A. *et al* (1989)
Sólidos Suspensos Totais (SST)	2540 - D A.P.H.A. *et al* (1989)
pH	Eletrometria A.P.H.A. *et al.* (1989)

Tabela 4.2 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 89%

DATA	CQO (mg O_2/l)			CBO_5 (mg O_2/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
18.07.96	258	110	103	214	37	34
23.07.96	699	387	164	330	145	49
26.07.96	372	179	149	182	47	59
30.07.96	350	210	182	128	93	83

Tabela 4.3 - Campanha analítica ($N\text{-}NH_3$ e SST), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 89%

DATA	$N\text{-}NH_3$ (mg N/l)			SST (mg SST/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
23.07.96	57	43	36	-	-	-

Tabela 4.4 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 7.5 m^3/d, recirculação = 89%

DATA	CQO (mg O_2/l)			CBO_5 (mg O_2/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
05.08.96	327	208	223	103	45	48
08.08.96	327	298	238	179	88	67
14.08.96	462	268	208	-	-	-
17.08.96	417	298	238	226	72	50
20.08.96	203	125	140	74	36	27
27.08.96	423	215	311	180	73	54
30.08.96	451	211	165	199	45	39
03.09.96	511	267	226	217	84	68
05.09.96	526	331	301	166	77	78

Tabela 4.5 - Campanha analítica ($N\text{-}NH_3$ e SST), caudal = 7.5 m^3/d, recirculação = 89%

DATA	$N\text{-}NH_3$ (mg N/l)			SST (mg SST/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
14.08.96	36	38	36	100	-	45
05.09.96	80	80	72	-	-	-

Tabela 4.6 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 2.5 m^3/d, recirculação = 89%

DATA	CQO (mg O_2/l)			CBO_5 (mg O_2/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
11.09.96	496	254	211	168	27	19
13.09.96	427	221	236	186	29	48
17.09.96	324	206	162	100	19	10
20.09.96	162	133	133	-	-	-
24.09.96	285	174	174	79	8	8
26.09.96	333	158	143	118	15	11

Tabela 4.7 - Campanha analítica ($N\text{-}NH_3$ e SST), caudal = 2.5 m^3/d, recirculação = 89%

DATA	$N\text{-}NH_3$ (mg N/l)			SST (mg SST/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
13.09.96	72	80	76	-	-	-
20.09.96	28	36	40	-	-	-
24.09.96	64	60	56	-	-	-
26.09.96	68	56	56	-	64	20

Tabela 4.8 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 250%

DATA	CQO (mg O_2/l)			CBO_5 (mg O_2/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
04.10.96	440	260	210	145	23	17
08.10.96	415	169	169	150	32	31
10.10.96	445	230	215	164	45	49
16.10.96	261	123	123	52	23	12
18.10.96	277	92	92	83	22	15
23.10.96	261	138	154	130	14	12
25.10.96	258	122	137	71	10	9
30.10.96	213	122	106	29	7	4
06.11.96	395	198	167	113	29	25
08.11.96	426	167	122	93	9	11

Tabela 4.9 - Campanha analítica (N-NH_3 e SST), caudal = 5.0 m^3/d, recirculação = 250%

DATA	N-NH_3 (mg N/l)			SST (mg SST/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
04.10.96	65	42	42	-	64	24
08.10.96	64	44	44	80	-	56
10.10.96	80	60	60	120	-	70
16.10.96	60	44	44	60	-	35
18.10.96	48	36	32	50	-	20
23.10.96	56	34	32	100	-	40
25.10.96	52	48	46	160	-	40
30.10.96	40	40	41	50	-	40
06.11.96	60	36	36	120	-	60
08.11.96	80	46	42	60	-	50

Tabela 4.10 - Campanha analítica (CQO e CBO_5), caudal = 5.0 m^3/d, sem recirculação

DATA	CQO (mg O_2/l)			CBO_5 (mg O_2/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
13.11.96	304	152	137	115	33	20
15.11.96	258	152	152	96	32	33
20.11.96	395	167	167	124	25	23
22.11.96	346	173	158	99	27	23
27.11.96	403	144	130	167	38	22
29.11.96	245	86	86	83	11	17

Tabela 4.11 - Campanha analítica ($N\text{-}NH_3$ e SST), caudal = 5.0 m^3/d, sem recirculação

DATA	$N\text{-}NH_3$ (mg N/l)			SST (mg SST/l)		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
13.11.96	40	32	28	40	-	6
15.11.96	48	38	40	60	-	20
20.11.96	56	48	42	20	-	10
22.11.96	56	44	42	20	-	15
27.11.96	28	40	40	80	-	10
29.11.96	44	30	30	80	-	15

5. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DE VIEIRA DO MINHO

Com o objectivo de experimentar, em termos práticos, a adequação dos FBSA à recuperação de ETAR's, foi feita a recuperação da ETAR Municipal de Vieira do Minho que apresentava um funcionamento deficiente.

5.1 ETAR ANTERIOR À REMODELAÇÃO

5.1.1 Sistema de tratamento

A vila de Vieira do Minho dispõe, desde 1979, de uma ETAR construída pela empresa "SETAL DEGRÉMONT - Tratamento de Águas, Lda" ao abrigo do Programa de Cooperação Económica Luso-Americano. O sistema de tratamento posto a funcionar na altura consistia em gradagem, tratamento biológico e desidratação natural de lamas.

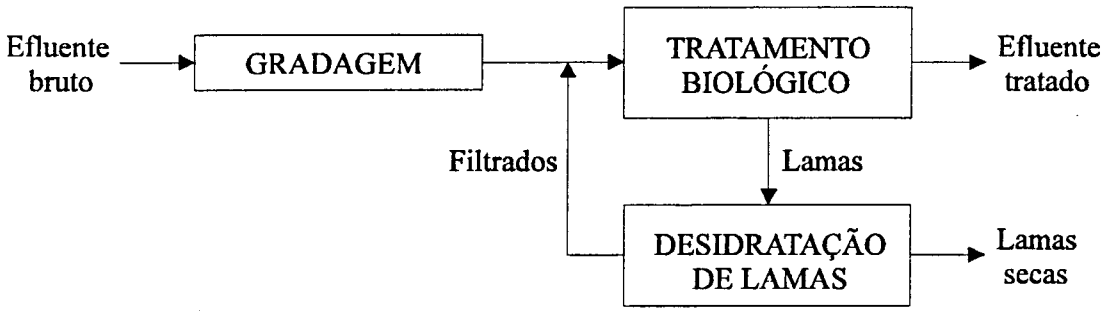


Figura 5.1 - Sistema de tratamento original da ETAR de Vieira do Minho

O tratamento preliminar de gradagem retinha os sólidos de maiores dimensões que seguiam posteriormente para a lixeira municipal.

O tratamento biológico era efectuado com base no processo de lamas activadas a baixa carga (arejamento prolongado), em "sequencing batch". Neste processo de tratamento, o reactor biológico possui uma razão A/M baixa, logo, os microrganismos entram em fase de auto-oxidação por falta de substrato na presença de oxigénio.

Formam-se assim lamas mineralizadas, com pouca matéria orgânica e pouco fermentáveis. A designação "sequencing batch" advém da utilização de um reactor bipartido funcionando em alternância, isto é, enquanto uma divisão do tanque está na fase de enchimento a outra está na fase de tratamento (arejamento e sedimentação).

As lamas em excesso eram retiradas por um tubo colocado no fundo de cada compartimento do tanque, através do accionamento manual de uma válvula, seguindo até aos leitos de secagem onde sofriam uma desidratação natural, sendo posteriormente utilizadas como fertilizante pela Câmara Municipal.

As águas residuais tratadas seguiam por um curto emissário até à Ribeira de Cantelães, onde eram descarregadas cerca de 1 km a montante da Albufeira da Barragem do Ermal.

5.1.2 Orgãos de Tratamento

5.1.2.1 Obra de entrada

A obra de entrada, Figura 5.2, compreendia uma câmara de chegada, um canal de gradagem equipado com grade de limpeza manual, um canal auxiliar de desvio em caso de colmatação da grade do canal principal, um "by-pass" geral e uma caixa de entrada no tanque de arejamento provida de "by-pass".

O efluente era descarregado pela rede de drenagem de águas residuais na câmara de chegada, seguindo daqui, conforme a comporta que estivesse colocada, para o emissário final (by-pass) ou para o canal de gradagem.

O canal de gradagem, com 30 cm de largura, estava provido de uma grade de limpeza manual composta por barras de ferro inclinadas e espaçadas de 30 mm. A montante desta grade existia um descarregador de superfície com um gradeamento vertical, que entrava em funcionamento em caso de colmatação da grade principal, desviando o efluente por um canal auxiliar paralelo ao principal.

A caixa de entrada no tanque de arejamento, situada no fim do canal de gradagem, permitia ao efluente aceder através de dois tubos controlados por válvulas hidropneumáticas ao interior do tanque de arejamento, ou em alternativa, e por

accionamento de uma comporta, permitia fazer o by-pass ao tratamento biológico enviando o efluente para o emissário final.



Figura 5.2 - Obra de Entrada

5.1.2.2 Tanque de arejamento

O tanque de arejamento, Figura 5.3, possuia dois compartimentos iguais de 7,0 x 7,0 x 3,6 m³ com volume útil de 140 m³ cada um, atravessados por um passadiço em betão armado.

No centro de cada compartimento, ancorada no passadiço, existia uma turbina para arejamento superficial accionada por um motoredutor de 5,5 KW a 90 rpm.

As entradas e saídas do efluente processavam-se através de válvulas hidropneumáticas controladas por temporizadores. A duração de cada ciclo de tratamento era de 16 horas, isto é, durante 8 horas as válvulas de entrada e saída de um dos compartimentos estavam abertas possibilitando a substituição do efluente tratado pelo efluente a tratar, durante as próximas 8 horas as válvulas fechavam e o arejador funcionava 7 horas parando de seguida para o efluente sedimentar durante 1 hora. Entretanto, o outro compartimento funcionava desfasado de 8 horas, de forma a que as águas residuais que afluíam à ETAR pudessem aceder sempre a um dos compartimentos do tanque de arejamento.



Figura 5.3 - Tanque de Arejamento ("sequencing batch")

Como segurança, em casos de afluências excessivas ou mau funcionamento das válvulas, um dos compartimentos possuía um "trop-plein" e na parede separadora dos compartimentos existia um descarregador superficial.

As lamas em excesso eram retiradas através de uma tubagem que ligava o fundo dos dois tanques de arejamento aos leitos de secagem, controlada através de duas válvulas de borboleta.

5.1.2.3 Leitos de secagem

A desidratação das lamas fazia-se em oito leitos de secagem com área de 4,0 x 3,0 m² num total de 96 m², Figura 5.4. As lamas eram encaminhadas para cada um dos leitos de secagem por accionamento de comportas manuais e os filtrados são recolhidos por um conjunto de drenos colocados no fundo dos leitos e conduzidos a uma caixa de visita, de onde, uma electrobomba submersível controlada por uma sonda de bóia, os elevava para a caixa de entrada do tanque de arejamento.

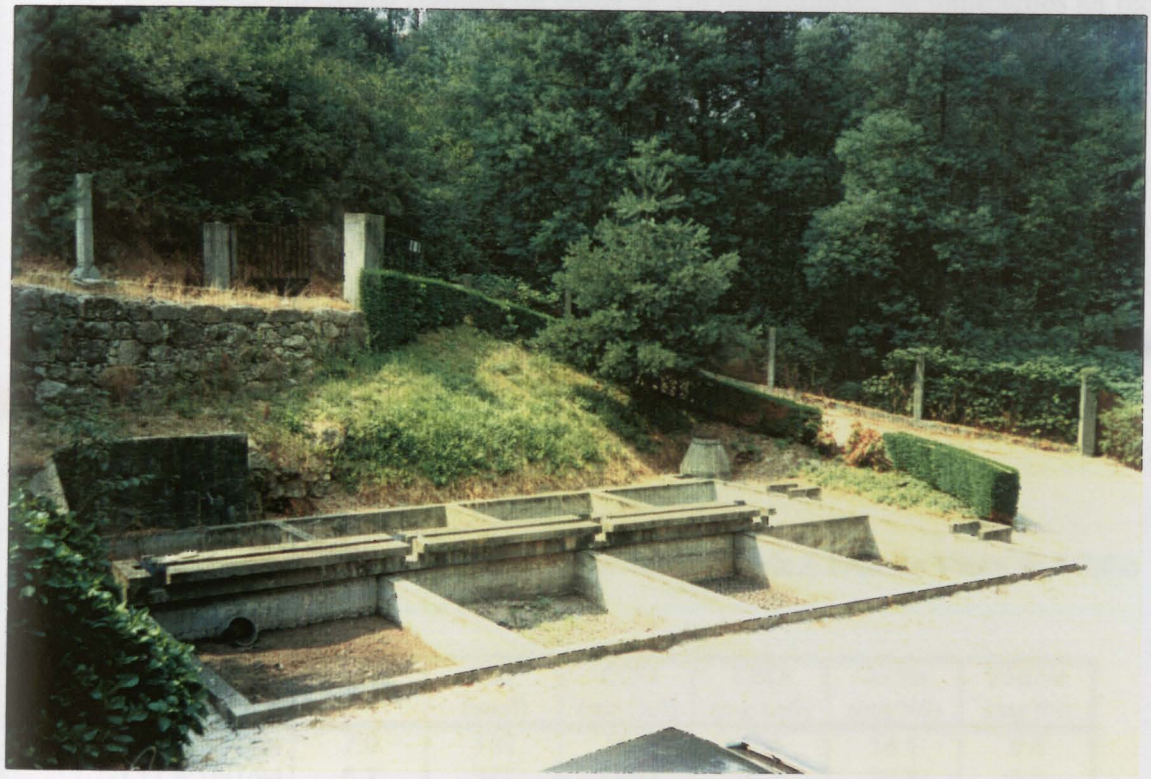


Figura 5.4 - Leitos de Secagem

5.1.2.4 Emissário final

O emissário final, em manilhas de grés, tem cerca de 30 m de comprimento e conduzia a água proveniente dos by-pass ou a água tratada até à Ribeira de Cantelães, afluente da margem direita do Rio Ave.

5.1.3 Águas Residuais

A ETAR original foi projectada para duas fases de construção, tratando no máximo os efluentes de 1560 habitantes, com um caudal médio de 1,75 l/s e um caudal de ponta de 4,20 l/s, estimando-se a carga orgânica em 84 kg CBO_5/dia. O tratamento permitiria segundo o projectista obter um efluente final com 30 mg/l de CBO_5 e de SST.

A "IperÁgua - Concepção e Construção, Lda", num estudo datado de Janeiro de 1995, chegou à conclusão através de medições de caudal realizadas de 4 a 19 de Julho de 1994 que existia um caudal residual de cerca de 1,4 l/s originário de infiltrações na rede. Este caudal corresponde a cerca de 50% do caudal médio diário e a 37% do caudal de ponta verificado diariamente.

No citado estudo, referia-se a utilização de um amostrador automático que permitiu recolher uma amostra por hora, durante 24 horas, de efluente gradado de 16 a 19 de Julho. Nestas amostras foram determinados os valores de pH e de CQO, sendo posteriormente elaborada uma amostra composta representativa de cada período de 24 horas, em função do caudal, e determinados os valores de pH, SST, CQO, CBO_5, Azoto Total de Kjeldahl e Fósforo Total (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 - Características gerais dos esgotos brutos da ETAR de Vieira do Minho

Data de amostragem	pH	SST (mg/l)	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)	Azoto (mg N/l)	Fósforo (mg P/l)
16 a 17/7/94	7.0	182	265	134	14.1	0.8
17 a 18/7/94	6.2	377	1150	372	36.5	5.6
18 a 19/7/94	7.8	209	602	285	19.7	3.5

As conclusões da campanha analítica foram que, nem só efluente doméstico afluía à ETAR e que a ETAR tinha capacidade suficiente para tratar os efluentes domésticos, no caso de serem cortadas as ligações à rede de drenagem das águas de minas e de infiltrações.

As justificações que permitiram tirar estas conclusões foram as seguintes:

- existia um caudal constante com baixos teores de CQO nas horas de inactividade doméstica;

- a afluência de águas pouco carregadas diluíam a CBO_5 para cerca de metade;
- baixo factor de ponta e baixa razão CBO_5/CQO;
- deduzindo ao caudal afluente 2.54 l/s, o valor considerado para águas de infiltração 1,40 l/s, a carga orgânica passaria de 264 mg/l para 479 mg/l aproximando-se do valor de projecto e da realidade observada em Estações de Tratamento de Águas Residuais similares;
- a origem das descargas que resultaram em picos pontuais de CQO e pH foi explicada pela limpeza da rede de drenagem com produtos químicos nessa data, excluindo-se a hipótese da ocorrência de descargas de águas residuais industriais por não existirem industrias nas áreas servidas por esta rede de drenagem.

No caso de cessar a afluência das infiltrações, previa-se que o efluente tivesse as características médias expressas na Tabela 5.2 e que levaram a admitir que a ETAR ainda não tenha ultrapassado os limites dos parâmetros para que foi projectada na 1ª fase.

Tabela 5.2 - Comparação entre os valores de projecto e os valores prováveis caso não existissem as infiltrações

Parâmetros	Dados de projecto	Resultados previstos
Caudal médio	1,20 l/s	1,14 l/s
Caudal de ponta	2,85 l/s	2,90 l/s
Concentração de CBO_5	667 mg/l	588 mg O_2/l
Carga orgânica	69 kg/dia	58 kg/dia

5.1.4 Operacionalidade

A operacionalidade da ETAR era baixa, principalmente devido às ligações clandestinas de águas de nascentes, infiltrações na rede de drenagem, deficiências de manutenção do equipamento electromecânico, inadequação da concepção da instalação às águas residuais afluentes e falta de qualidade de construção da instalação, nomeadamente:

- na ocorrência de grandes intensidades de precipitação, a tubagem de ligação da última caixa de visita à câmara de chegada não tinha capacidade de transporte para o caudal afluente, isto originava que o caudal restante saísse pela tampa dessa caixa de visita;
- mesmo em períodos "secos" do ano, a ocorrência diária de caudais de ponta fazia com que o efluente fosse projectado da câmara de chegada directamente para o tanque de arejamento;
- a grade de limpeza manual ficava longos períodos de tempo sem ser limpa, colmatando inclusivamente o descarregador de superfície e fazendo o efluente esbordar directamente para o tanque de arejamento;
- a forma construtiva da grade de limpeza manual permitia a transposição da mesma por alguns sólidos flutuantes de grandes dimensões, levando à sua acumulação no tanque de arejamento;
- assentamentos na base da obra de entrada provocaram fissuras nos canais;
- a ligação da rede de água às eletroválvulas que comandavam as válvulas hidropneumáticas era de execução deficiente, perdendo-se muita água potável e a necessária pressão de accionamento das válvulas;
- a ausência de um orgão retentor de areias, levou a que quando se esvaziou o tanque de arejamento, encontrou-se uma camada de detritos no fundo do tanque com cerca de um metro de altura;
- a inexistência de um orgão que permitisse a remoção das gorduras a montante do tratamento biológico levava à acumulação de gordura no tanque de arejamento;
- a deficiente capacidade de oxigenação dos arejadores levou a que se fizessem sentir com frequência, principalmente no Verão, odores intensos até à povoação de Mosteiro, a cerca de um quilometro da ETAR;
- a conjugação do fundo do tanque de arejamento plano com a retirada de lamas num vértice da base provou ser uma concepção errada, não se conseguindo retirar as lamas necessárias;
- a inexistência de energia eléctrica na casa de operação não fomentava a permanência do operador na ETAR durante a ocorrência de situações climatéricas adversas;

- a electrobomba dos filtrados era de má qualidade sendo as avarias frequentes;
- o funcionamento dos automatismos do quadro eléctrico era complexo, mesmo para profissionais com vários anos de operação de estações de tratamento, com a agravante da inexistência do respectivo projecto;
- a inexistência de uma guarda de segurança no fim do passadiço do tanque de arejamento era perigosa, pois a diferença de cotas era superior a 2,5 m.

5.2 REMODELAÇÃO

Em finais de Junho de 1995, a Câmara Municipal de Vieira do Minho lançou o concurso designado por "Execução de Projecto e Empreitada de Remodelação da ETAR de Vieira do Minho". A proposta escolhida pela Câmara Municipal foi a da autoria do Dr. Chia-Yau Cheng, tendo a construção iniciado-se no final do Inverno seguinte. O Município comprometeu-se a cortar as ligações das águas de minas e das águas pluviais à rede de drenagem de águas residuais e o vencedor do concurso tinha a responsabilidade de encontrar soluções viáveis para as outras questões que afectavam a operacionalidade da ETAR.

5.2.1 Sistema de tratamento

O sistema de tratamento adoptado é idêntico ao anteriormente existente e representado no fluxograma da Figura 5.1. No entanto, as unidades de tratamento sofreram significativas alterações quer estruturais quer funcionais.

O tratamento preliminar retém agora sólidos de dimensões menores que anteriormente para além de remover as gorduras e areias.

O tratamento biológico passou a ter uma fase de arejamento e uma fase de sedimentação realizadas em orgãos distintos. O processo de tratamento é de um tipo misto entre lamas activadas e FBSA, isto é, no tanque de arejamento foram submersas duas unidades de filtração biológica. Do fundo do sedimentador é feita a recirculação de

lamas para o início do tratamento biológico e a retirada de lamas em excesso para o orgão de desidratação.

As águas residuais tratadas seguem para a Ribeira de Cantelães por um canal provido de um descarregador triangular para medição do caudal.

5.2.2 Orgãos de tratamento

5.2.2.1 Obra de entrada

A obra de entrada, Figura 5.5, compreende uma caixa de recepção, um crivo mecânico, uma caixa de desengorduramento e desarenação e um emissário com uma caixa deflectora na extremidade de jusante.

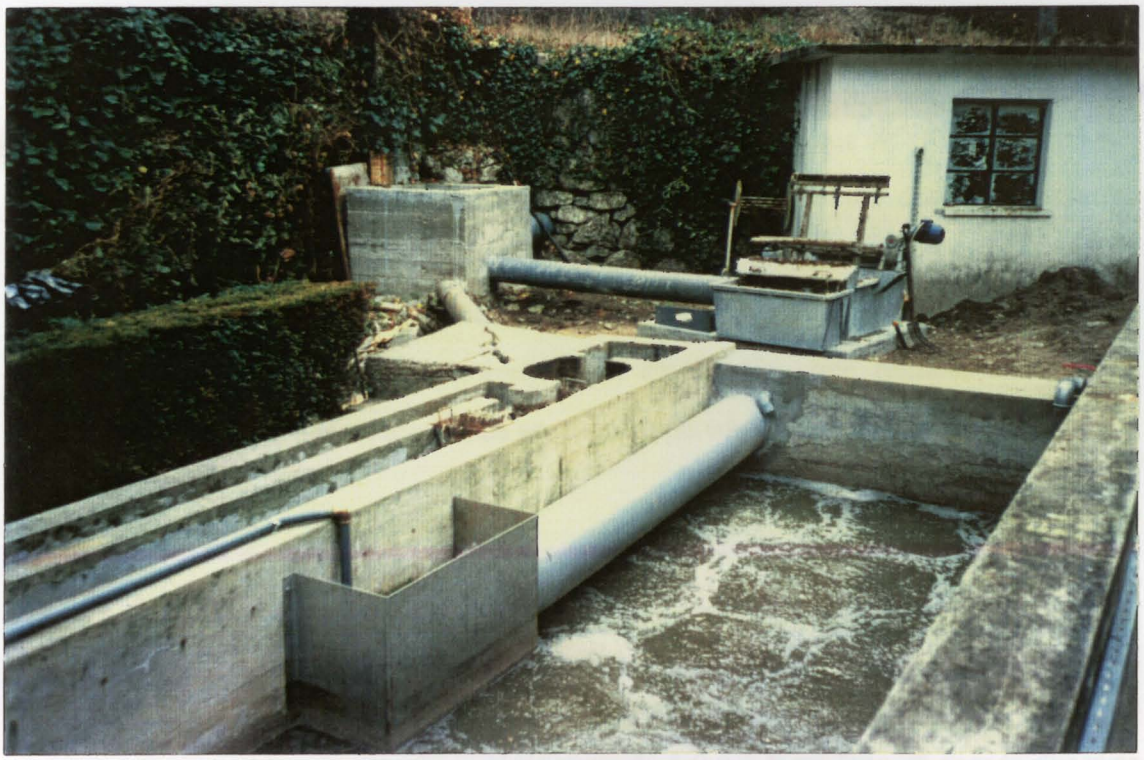


Figura 5.5 - Obra de Entrada actual

A caixa de recepção, construída no mesmo local onde se situava a última caixa de visita da rede de drenagem de águas residuais, tem base quadrada, compartimentada por um descarregador de superfície servindo como descarregador de tempestades. O muro (descarregador) de compartimentação separa a caixa em duas zonas, à primeira chegam

dois tubos que transportam águas residuais afluentes à ETAR e sai um tubo para o crivo mecânico, da segunda sai a tubagem de "by-pass" e de descarga de tempestades que é, basicamente, a antiga tubagem que afluía à antiga câmara de chegada. O muro de compartimentação possui ao centro uma comporta que uma vez aberta serve de by-pass geral à ETAR, seguindo a água residual o percurso antigo.

Em funcionamento normal, o efluente aflui ao crivo mecânico constituído por um semi-cilindro em chapa de aço inoxidável perfurada, com abertura de ϕ4 mm e com limpeza automática por quatro escovas rotativas ajustáveis accionadas por um moto-redutor com comando local por botoneira e automático por temporizador. Os sólidos removidos acumulam-se numa caixa metálica até serem removidos a vazadouro, enquanto que o efluente cai na caixa de desengorduramento e desarenação.

A caixa de desengorduramento e de desarenação, situada por baixo do crivo mecânico, recebe o efluente pelo topo e possui duas saídas, uma junto ao topo para o tratamento biológico protegida por um deflector que impede as gorduras de sair da caixa e uma de by-pass junto ao fundo controlada por uma comporta manual em PVC. As gorduras são retiradas manualmente pelo operador, enquanto que as areias acumuladas no fundo da caixa são retiradas manualmente, à pá ou com uma corrente de varrer provocada pela abertura da comporta de by-pass.

As águas residuais após sofrerem o tratamento preliminar afluem ao tratamento biológico através de um curto emissário em PVC ϕ400, que termina numa caixa deflectora em aço inoxidável localizada ao meio da parede do tanque de arejamento.

5.2.2.2 Tanque de arejamento

O tanque de arejamento, com dois compartimentos independentes e existentes no passado, foram unidos através de uma abertura de 1,0 x 1,8 m² feita na parede divisória na extremidade mais distante da entrada do efluente, tendo sido retirada a tubagem de saída então existente, seladas as duas entradas de efluente e removidas as turbinas de arejamento superficial. Na extremidade oposta à entrada do efluente foi instalada a saída para o sedimentador secundário através de um tubo em aço macio ϕ400 colocado junto ao topo do tanque.

Por baixo do passadiço foram montadas duas "jaulas", uma em cada compartimento, com tubos de aço inoxidável ϕ1" e rede plástica dentro das quais foi colocado o meio de enchimento em polietileno com aditivo protector contra a radiação ultravioleta.

No fundo de cada um dos compartimentos do tanque foi colocada uma grelha em tubo de PVC ϕ90, composta por 8 tubos de 6 m afastados de 0,8 m e dois tubos transversais um em cada topo, de forma a fechar a grelha. Em cada uma das grelhas, foram colocados 64 difusores de ar do tipo membrana em EPDM, alimentados por um compressor de ar do tipo êmbolos rotativos colocado dentro da antiga casa de operação.

Na Figura 5.6 é apresentada uma fotografia do tanque de arejamento com o sistema de ar comprimido em funcionamento.

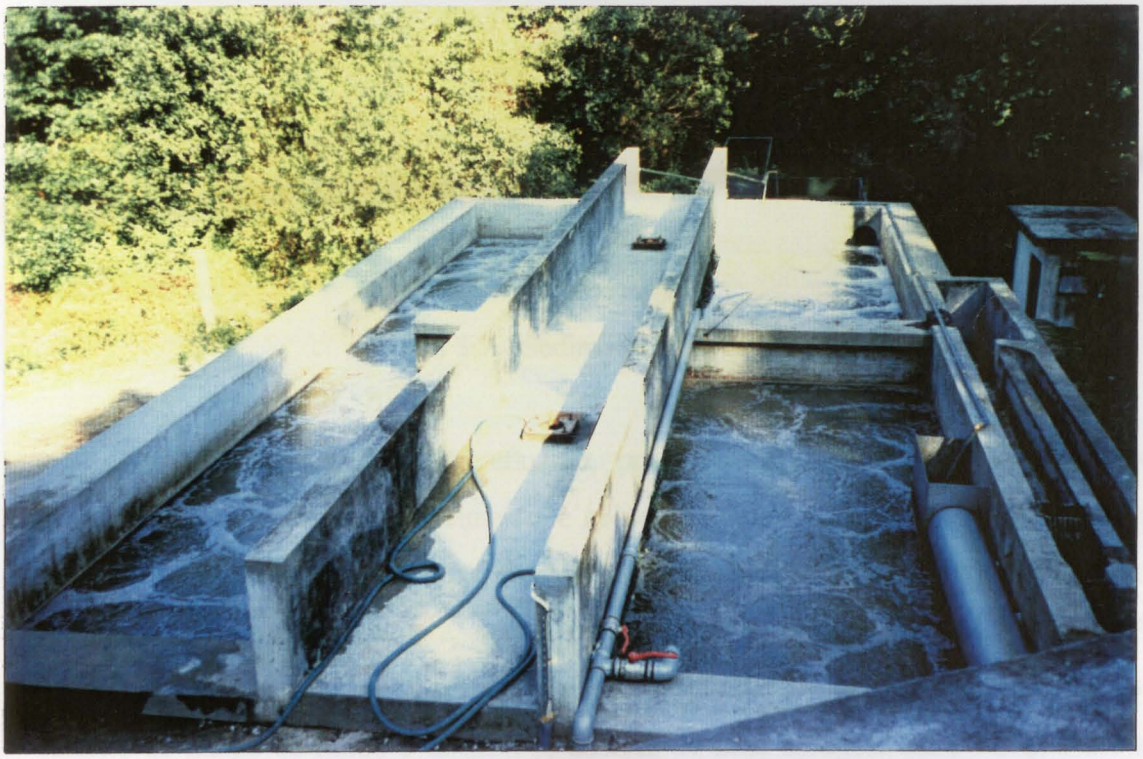


Figura 5.6 - Tanque de Arejamento

5.2.2.3 Sedimentador secundário

O sedimentador secundário, Figura 5.7, em chapa de aço macio com 5 mm de espessura, tem uma área superficial de 3,0 x 6,0 m² e uma altura 2 m na zona

paralelepipédica. Para facilitar a remoção das lamas decantadas o fundo do decantador possui dois cones invertidos com base de 3,0 x 3,0 m², terminando em duas saídas flangeadas controladas por válvulas de esfera.



Figura 5.7 - Sedimentador Secundário

A entrada e a saída do efluente, processam-se através de descarregadores superficiais com 3 m de comprimento e protegidos por deflectores, enquanto que as lamas decantadas são recirculadas através de uma electrobomba submersível, colocada no fundo do cone de montante, para a caixa deflectora do tanque de arejamento. As lamas em excesso saem dos cones através da actuação das válvulas de esfera colocadas a jusante da flange de fundo e dirigem-se através de uma tubagem em PVC ϕ90 até ao orgão de desidratação.

Na continuação do passadiço do tanque de arejamento, foi executado um passadiço com pavimento em chapa xadrez e com guarda de segurança, colocado ao longo da borda do sedimentador, tendo por objectivo facilitar a operação e manutenção deste orgão.

As dimensões do tanque obrigaram à execução de uma plataforma enterrada com 4,0 x 7,0 m² de base e a cerca de 2 m abaixo da cota do terreno circundante, com drenagem de águas pluviais directamente para a Ribeira de Cantelães.

5.2.2.4 Orgão de desidratação

Os leitos de secagem, embora em operação, necessitam de uma substituição das camadas filtrantes antigas por inertes novos, no entanto o Município está a equacionar a possibilidade da substituição deste sistema por um outro que liberte menos odores e seja mais fácil de operar no Inverno, como por exemplo um sistema de desidratação à base de sacos filtrantes.

Segundo a Câmara Municipal, uma outra alternativa, na minha opinião não aconselhável, seria a substituição dos leitos de secagem por um tanque de armazenamento provisório de lamas decantadas que seriam periodicamente removidas por uma autocisterna que as lançaria em terrenos agrícolas.

5.2.2.5 Canal de descarga final

As águas residuais tratadas após abandonarem o sedimentador percorrem um canal com 40 cm de largura por 60 cm de profundidade, revestido a azulejo de cor branca, Figura 5.8. No ultimo terço do canal foi colocado, numa calha de PVC, um descarregador triangular de soleira fina, pensando-se, no futuro, instalar um medidor de caudal do tipo ultra-sónico associado a um registador gráfico.

A descarga final das águas residuais tratadas é na Ribeira de Cantelães, alguns metros a montante da antiga saída do emissário final, agora transformado em "by-pass" e em descarga de tempestades.



Figura 5.8 - Canal de descarga final

5.2.2.6 Quadro eléctrico

O quadro eléctrico, existente foi substituído por um outro apresentado na Figura 5.9. Do quadro eléctrico, são comandados automaticamente por temporizadores ou manualmente por botoneiras, o crivo mecânico, o compressor e a bomba de recirculação, adicionalmente o crivo mecânico pode ser comandado através de uma botoneira colocada junto a si, com o objectivo de facilitar a sua limpeza.

O quadro possui reserva de espaço para o registador gráfico do futuro medidor de nível ultra-sónico e para circuitos de iluminação e tomadas.

5.2.3 Construção

A construção da obra foi idealizada para ocorrer em três fases de execução. No entanto, foi possível de facto realizá-la apenas em duas. A intenção inicial era a de executar as obras numa primeira fase dentro do tanque de arejamento enquanto o

efluente seria descarregado para a ribeira apenas gradado, numa segunda fase e já com o tanque de arejamento a funcionar, seria executada a obra de entrada e uma vez esta posta a funcionar seria a vez do sedimentador secundário.

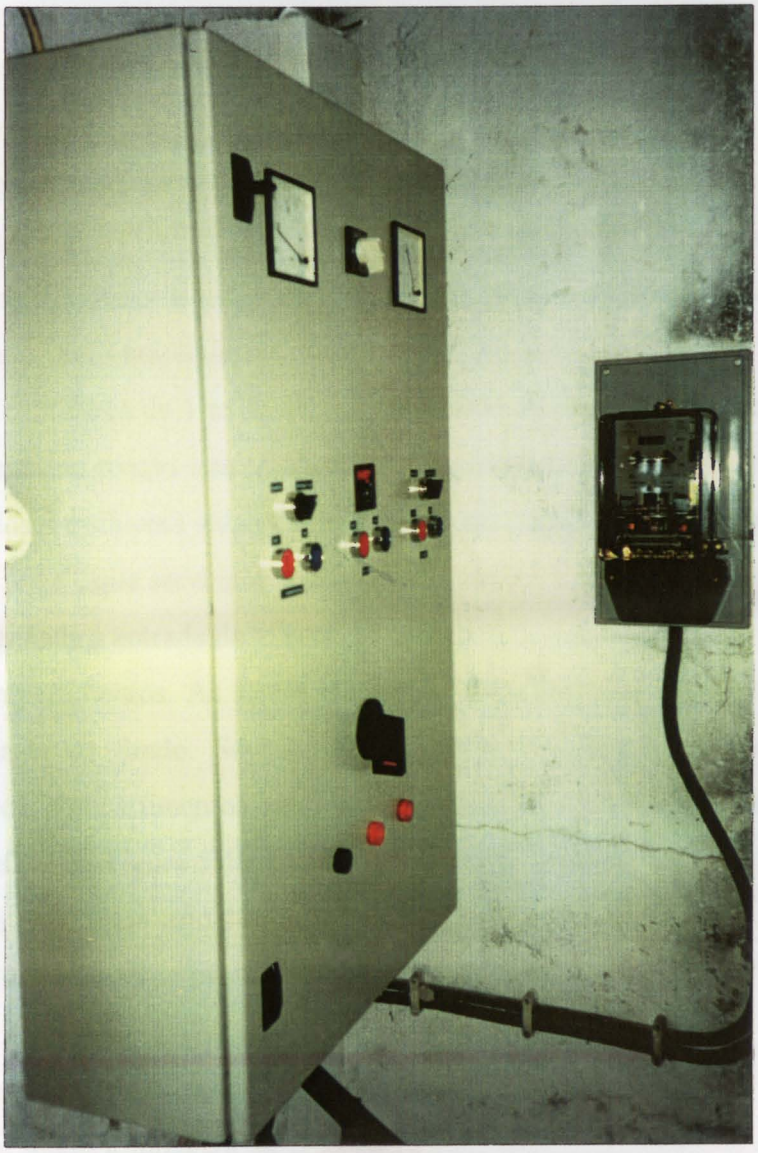


Figura 5.9 - Quadro Eléctrico actual

Tendo-se verificado que os meses secos de circulam na linha de água caudais demasiados baixos para conseguir a diluição das águas residuais tratadas, com a qualidade apresentada no final da 1ª fase da obra, optou-se por agregar as duas últimas fases da obra numa só.

5.2.3.1 Primeira fase

A 1ª fase de execução da obra foi realizada no final do Inverno de 1995/1996 pois importava que o desvio da água residual bruta para a ribeira fosse feita numa altura do ano em que o caudal do curso de água ainda fosse significativo, de modo a diluir o efluente, mas que ao mesmo tempo as condições climatéricas não tivessem uma acção nefasta no andamento dos trabalhos.

As águas residuais afluentes à ETAR foram desviadas pelo "by-pass" geral e o tanque de arejamento foi esvaziado através da tubagem de saída das lamas, directamente para a ribeira. Verificou-se na altura que, exceptuando a zona que rodeava a saída das lamas, o fundo dos compartimentos do tanque estavam cobertos por uma camada de areia e lama com cerca de 1 m de altura, tendo sido na altura necessário proceder à sua limpeza, ao mesmo tempo que se desmontavam as turbinas e se removia a tubagem de entrada e saída de efluente existente no interior do tanque, ficou, no entanto, intacto o antigo "trop plein", que serviria de saída de efluente até á conclusão da 2ª fase.

Foi fechada a entrada de efluente do segundo compartimento e a saída de efluente dos dois compartimentos. As saídas de lamas foram mantidas para servirem de futuro como descargas de fundo. Seguidamente abriu-se um rasgo no topo da parede de separação dos compartimentos com 1,0 x 1,8 m² na extremidade mais afastada da entrada do efluente, Figura 5.10, executou-se a entrada e a saída dos tanques através de dois orifícios para tubos com 400 mm de diâmetro, colocou-se a tubagem de entrada e a caixa deflectora e tapou-se provisoriamente a saída com uma chapa de PVC e espuma de poliuretano.

De seguida, foram executadas as grelhas de ar comprimido providas cada uma de 64 difusores, sendo a tubagem de ar comprimido, dentro do tanque em PVC e fora do tanque em ferro galvanizado. Foi colocado um compressor de ar, Figura 5.11, na antiga casa de operação, da qual sai um tubo em ferro galvanizado que se separa em dois, um para cada grelha, estando os dois tubos equipados com válvulas de seccionamento na extremidade de montante.



Figura 5.10 - Abertura de comunicação entre os compartimentos e execução da "jaula"

Finda a operação de montagem dos difusores, foi construída, por baixo do passadiço que atravessa os antigos compartimentos do tanque uma "jaula" em tubos de aço inoxidável e rede plástica, do tipo da utilizada na pesca, Figura 5.12. Posteriormente, as "jaulas" foram cheias com 60 m^3 de meio de enchimento do tipo "Filterpak" com área específica de 100 m^2/m^3. Para promover o arejamento do meio de enchimento e aumentar a erosão do biofilme foram colocadas duas filas de difusores por baixo da "jaula", terminando esta a cerca de 40 cm do fundo. Para evitar a deformação excessiva da rede no fundo da jaula e impedir o efluente de contornar o meio de enchimento, foi executado um muro duplo ao centro do fundo das jaulas.

5.2.3.2 Segunda fase

Em finais da primavera de 1996 iniciaram-se os trabalhos da 2ª fase de remodelação da ETAR de Vieira do Minho.

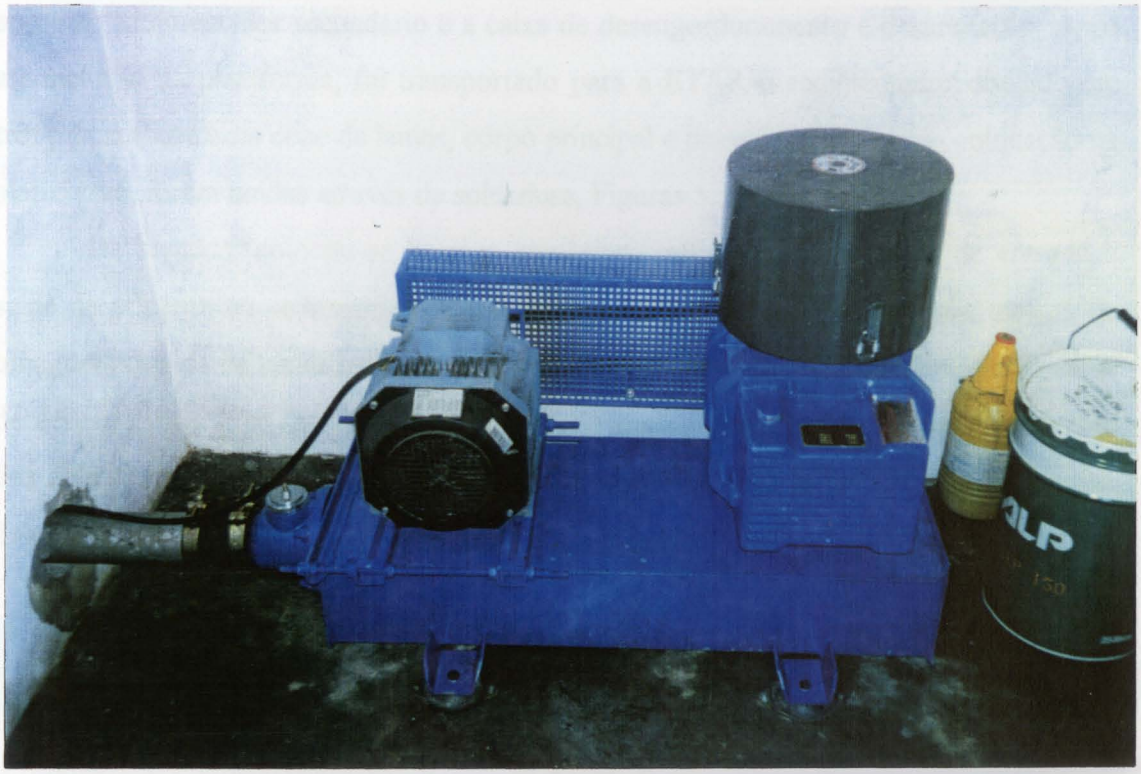


Figura 5.11 - Compressor de ar do tipo êmbolos rotativos

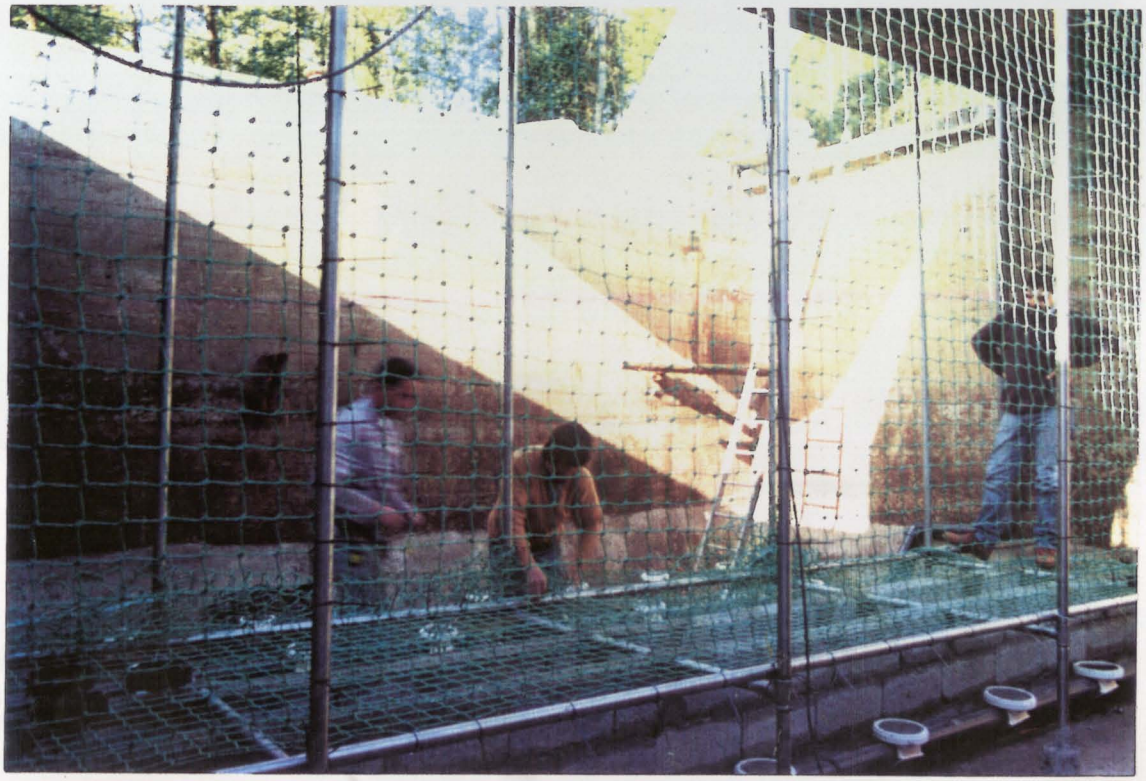


Figura 5.12 - Execução da "jaula" para o meio de enchimento

Em primeiro lugar, construiu-se a plataforma enterrada destinada a servir de apoio ao sedimentador secundário e a caixa de desengorduramento e desarenação. Após a conclusão da plataforma, foi transportado para a ETAR o sedimentador dividido em três partes (base com cone de lamas, corpo principal e passadiço) que, após colocação na plataforma, foram unidas através de soldadura, Figuras 5.13 e 5.14.

De seguida, colocou-se o crivo mecânico, instalou-se a tubagem de entrada e saída de efluente no sedimentador secundário e assentaram-se os primeiros metros da tubagem de saída de lamas incluindo as válvulas de esfera. Enquanto se construía o canal de descarga final e se fazia a montagem da instalação eléctrica, foi desviado o efluente dos dois emissários de águas residuais afluentes à ETAR para se poder construir a caixa de recepção de efluente.



Figura 5.13 - Colocação da base e dos cones de lamas do sedimentador secundário

Concluída a caixa de recepção, instalada a bomba de recirculação e respectiva tubagem, e terminada a montagem do quadro eléctrico, foi iniciado o funcionamento da ETAR após selagem do "trop plein" do tanque de arejamento.

No entanto, a 2ª fase, tal como já foi explicado, não pode evidentemente ser dada como concluída uma vez que ainda falta definir, em definitivo, o método de desidratação e o destino final das lamas.



Figura 5.14 - Colocação do corpo principal do sedimentador secundário

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Funcionamento provisório após a 1ª fase

Entre os dias 25 de Abril e 31 de Julho de 1996, em que a ETAR funcionou sem sedimentação final, foi realizada uma campanha analítica para avaliar a eficácia do tratamento biológico.

Nesta campanha foram efectuadas 15 recolhas de amostras em cada um dos 4 compartimentos do tanque de arejamento (amostras 1 a 4), tendo sido determinada a Carência Química de Oxigénio (CQO) e a Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias (CBO_5), apresenta-se na Tabela 5.3 os resultados obtidos pelos métodos analíticos referidos na Tabela 4.1.

BIBLIOTECA F.E. PORTO

Tabela 5.3 - Resultados da primeira campanha analítica

DATA DA RECOLHA	AMOSTRA 1		AMOSTRA 2		AMOSTRA 3		AMOSTRA 4	
	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)
25.04.96	300	-	225	-	175	-	150	-
01.05.96	490	-	360	-	320	-	220	-
24.05.96	375	240	260	155	240	141	140	95
02.06.96	415	278	270	97	250	94	205	62
13.06.96	330	150	315	133	330	140	260	115
25.06.96	420	85	320	94	285	54	260	22
29.06.96	340	152	290	57	280	88	225	75
05.07.96	230	179	148	77	120	60	111	49
07.07.96	256	253	152	100	144	78	104	57
12.07.96	410	215	288	101	262	98	244	70
16.07.96	426	234	310	140	354	117	250	85
23.07.96	402	189	342	128	312	118	268	64
27.07.96	327	164	253	100	253	74	208	68
29.07.96	551	314	327	128	298	108	223	68
31.07.96	395	185	274	93	228	57	228	58

Desde o arranque, o tanque de arejamento apresentou à superfície uma camada de espuma branca de origem desconhecida e de intensidade cíclica, ocorrendo em maior quantidade ao principio da manhã. Este fenómeno tem uma relação directa com o arejamento, uma vez desligado o compressor de ar a espuma desaparece, no entanto, menos de 1 minuto após o reinicio do funcionamento do ar a espuma reaparece com a intensidade que anteriormente.

O problema levantado pela espuma é sobretudo estético, ela não sai do tanque de arejamento nem o operador não contacta com ela fisicamente.

5.3.2 Funcionamento após a 2ª fase

No dia 10 de Agosto de 1996 iniciou-se a segunda campanha analítica que durou até ao dia 29 de Setembro de 1996. Durante esta fase, embora o sedimentador secundário estivesse em serviço, não se fez recirculação de lamas devido a razões económicas e operacionais.

Foram efectuadas 14 colheitas em cada um dos pontos de amostragem, designadamente na caixa de chegada das águas residuais (A), na entrada do tanque de arejamento (B), na saída do tanque de arejamento (C) e no canal final de descarga (D).

Os parâmetros analisados foram a Carência Química de Oxigénio (CQO), a Carência Bioquímica de Oxigénio aos 5 dias (CBO_5), o pH e os Sólidos Suspensos Totais (SST). Nas Tabelas 5.4 e 5.5 apresentam-se os resultados da campanha analítica.

Tabela 5.4 - Resultados da segunda campanha analítica (CQO e CBO_5)

DATA DA RECOLHA	AMOSTRA A		AMOSTRA B		AMOSTRA C		AMOSTRA D	
	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)	CQO (mg O_2/l)	CBO_5 (mg O_2/l)
10.08.96	625	300	551	238	253	93	164	49
13.08.96	446	279	432	237	208	62	149	33
29.08.96	301	151	181	102	211	47	150	40
04.09.96	286	122	256	117	165	51	165	32
07.09.96	256	171	226	143	120	59	75	43
15.09.96	442	291	412	235	147	27	118	10
16.09.96	59	55	74	12	88	42	103	36
17.09.96	417	250	397	218	88	14	74	18
18.09.96	383	110	397	138	90	11	85	10
19.09.96	309	-	456	-	147	-	103	-
20.09.96	353	181	339	144	206	86	147	15
21.09.96	648	228	604	230	103	20	133	13
24.09.96	539	314	618	372	-	-	238	70
29.09.96	517	323	517	253	282	78	204	51

Tabela 5.5 - Resultados da segunda campanha analítica (SST e pH)

DATA DA RECOLHA	AMOSTRA A		AMOSTRA B		AMOSTRA C		AMOSTRA D	
	pH	SST (mg/l)	pH	SST (mg/l)	pH	SST (mg/l)	pH	SST (mg/l)
10.08.96	6,7	220	6,7	150	6,9	75	6,9	30
13.08.96	6,7	150	6,7	-	6,9	-	6,9	25
04.09.96	7,5	-	7,2	-	6,9	-	6,9	-
07.09.96	6,3	-	6,4	-	6,8	-	6,9	41
15.09.96	6,6	86	6,7	-	6,9	-	6,9	8
16.09.96	6,6	1280	6,6	-	6,6	-	6,5	60
17.09.96	-	-	7,2	160	7,0	-	6,8	25
18.09.96	7,3	180	7,2	-	7,0	-	6,9	24
19.09.96	7,1	-	7,1	-	7,0	-	7,0	33
20.09.96	6,8	-	6,9	-	7,0	-	7,1	44
21.09.96	7,3	-	7,3	-	7,2	-	7,3	32
24.09.96	6,5	420	6,5	-	-	-	6,8	44
29.09.96	7,0	360	7,0	-	7,1	-	7,0	56

Entre o dia 15 e o dia 29 de Setembro fez-se a medição do caudal, em contínuo, por intermédio de um medidor de nível do tipo ultra-sónico, instalado no canal de descarga final, no entanto, devido a um corte de energia os dados referentes ao período que medeia ente as 19 horas do dia 17 de Setembro e as 15 horas do dia 21 de Setembro ficaram ilegíveis. Nas Figuras 5.14 e 5.15 estão expressos os dados obtidos com a campanha de medição de caudal, onde se verifica que no período entre as 14 e as 21 horas do dia 16 de Setembro houve um aumento considerável do caudal, originado pela ocorrência de chuvadas intensas.

No tanque de arejamento continuou a aparecer espuma branca com a intensidade anterior. No sedimentador secundário começaram a surgir lamas flutuantes, compostas por pedaços de biofilme que se desprenderam do meio de enchimento e que apresentam más características de sedimentabilidade. Estes pedaços de biofilme tem um diâmetro aproximado de cerca de 15 cm e uma espessura de 2 a 3 cm, e suspeita-se que sejam originados pela insuficiência do arejamento em erodir o biofilme, que desta forma cresce exageradamente e desprende-se do suporte quando a sua espessura não permite que o ar e o substrato atinjam as suas camadas mais profundas.

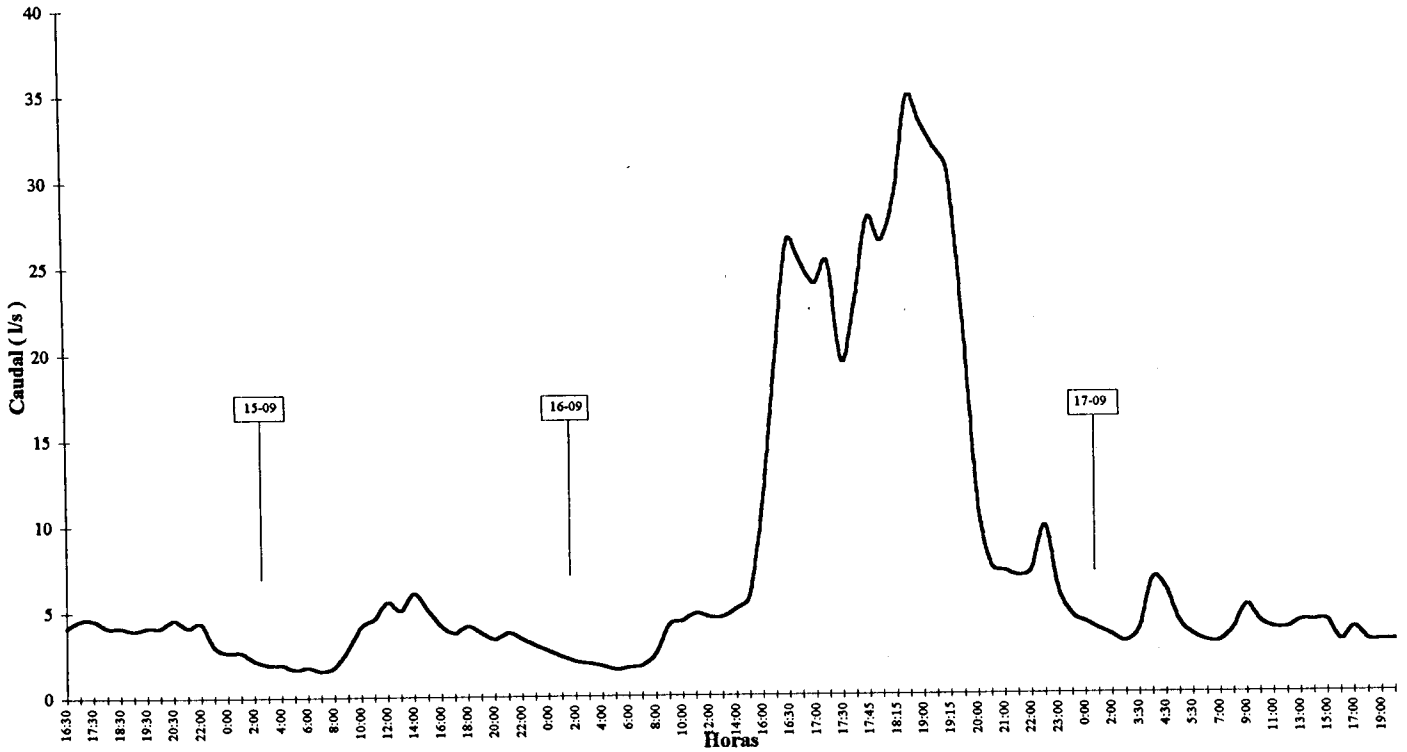


Figura 5.15 - Registo contínuo de caudal (14.09.1996 a 17.09.96)

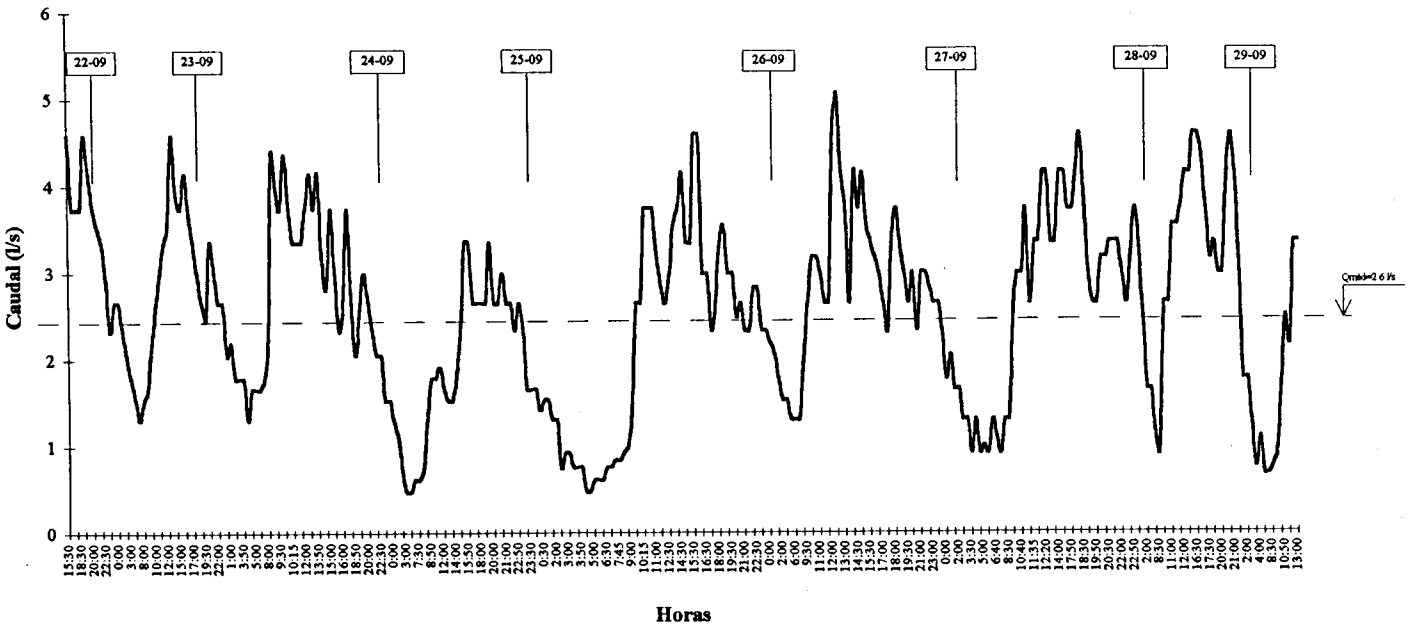


Figura 5.16 - Registo contínuo de caudal (21.09.1996 a 29.09.1996)

6. DISCUSSÃO

Neste capítulo vai-se procurar interpretar os resultados obtidos ao longo dos estudos experimentais efectuados.

6.1 ETAR PILOTO

A ETAR Piloto, instalada na ETAR de Parada, possibilita-nos analisar as eficiências de remoção de matéria orgânica para uma dada razão de recirculação (89%). Conforme se pode visualizar nas Figuras 6.1, 6.2 e 6.3, a resistência às variações súbitas da concentração da matéria orgânica é elevada, sendo o processo bastante estável.

Na Figura 6.4 é apresentado um gráfico que relaciona a eficiência de remoção de matéria orgânica, medida em termos de CQO, com a carga orgânica aplicada a cada unidade de área de meio de enchimento, a esses dados experimentais foi ajustada uma curva hiperbólica, do tipo da equação 3.1, tendo-se obtido um coeficiente de correlação, r, de 0,894.

$$r_{A.CQO} = 193{,}6 - \frac{B_{A.CQO}}{B_{A.CQO} + 361{,}5} \qquad \text{(equação 6.1)}$$

No entanto, ressalva-se o facto de a correlação entre esta curva e os valores experimentais ser prejudicada pela inércia que o FBSA apresenta às variações súbitas dos valores da carga orgânica aplicada. Comparando estes resultados com aqueles obtidos por Rusten *et al* (1983), verifica-se que para cargas orgânicas semelhantes os resultados são idênticos, sendo levados a concordar com a sua afirmação de que, em termos de volume de reactor, os FBSA são cerca de 4 vezes mais eficientes que as lamas activadas.

Relativamente à razão de recirculação, pode-se afirmar a partir dos testes efectuados, Figuras 6.2, 6.5 e 6.6, que os resultados obtidos confirmam a conclusão de Wang *et al* (1992) em que se afirma que a recirculação não influencia o processo de forma notável, estando portanto perante um processo em que a biomassa fixa é preponderante no tratamento efectuado.

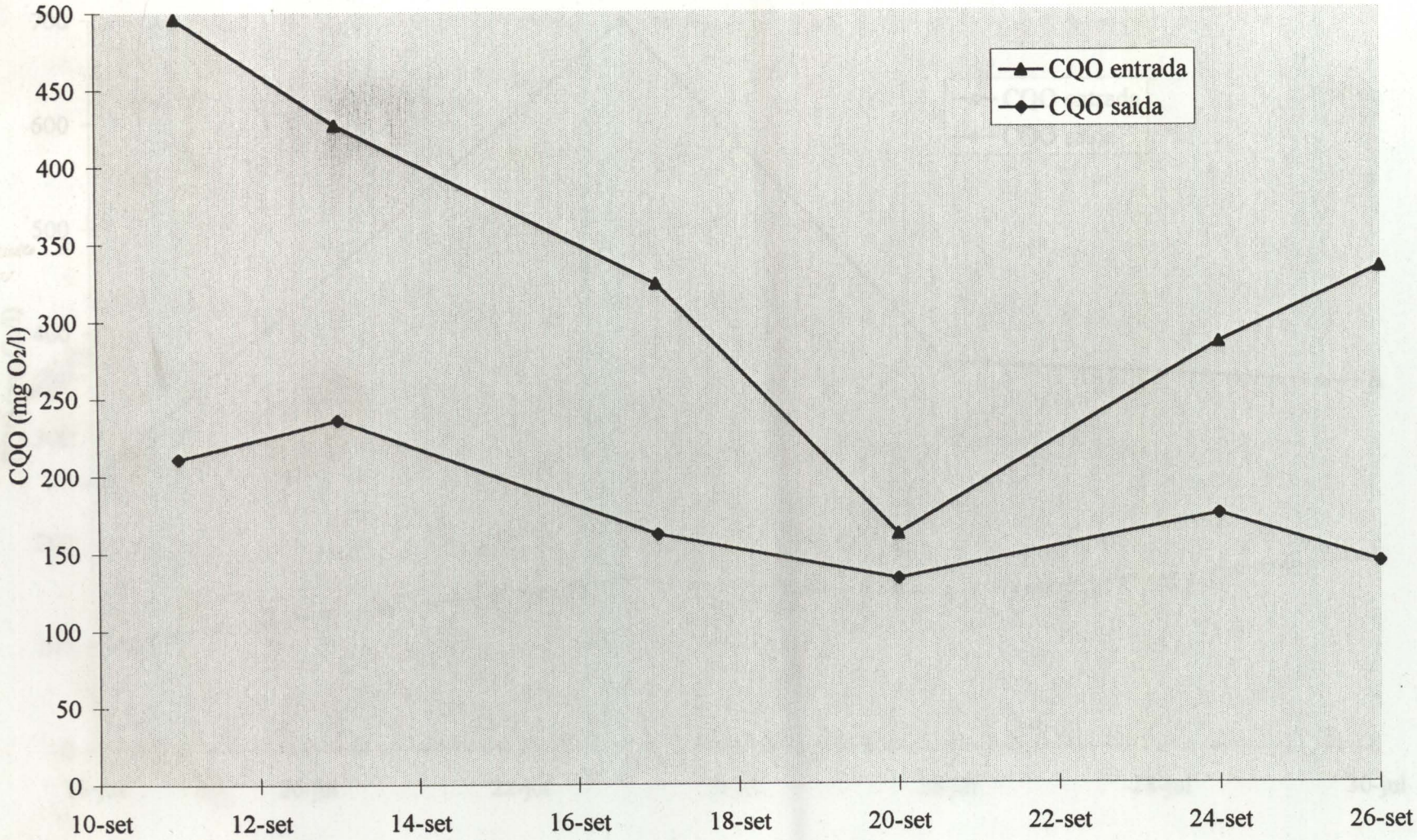


Figura 6.1 - CQO à entrada e à saída da ETAR piloto

(Recirculação = 89% e Tempo de Retenção = 12 horas)

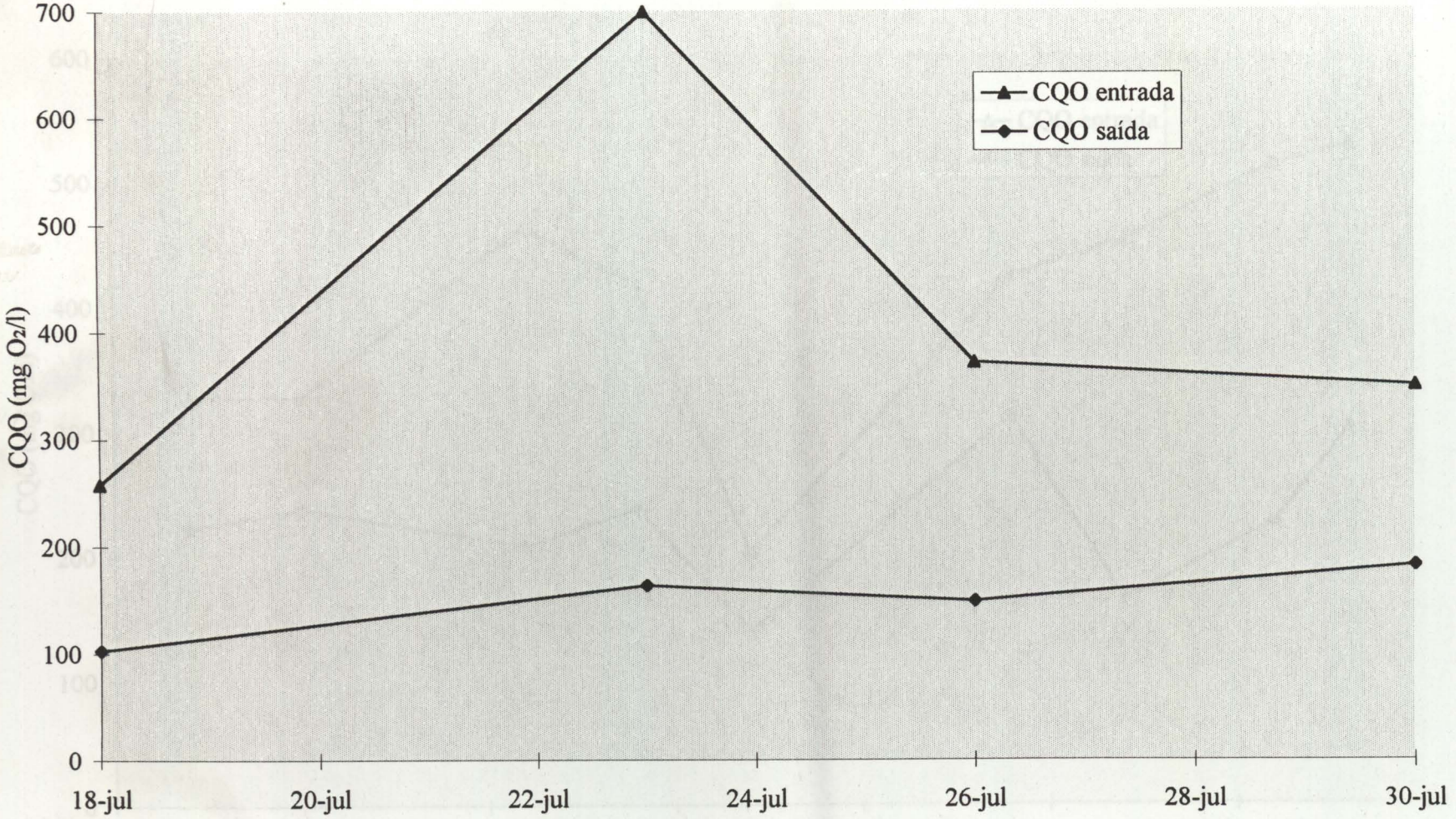


Figura 6.2 - CQO à entrada e à saída da ETAR piloto

(Recirculação = 89% e Tempo de Retenção = 6 horas)

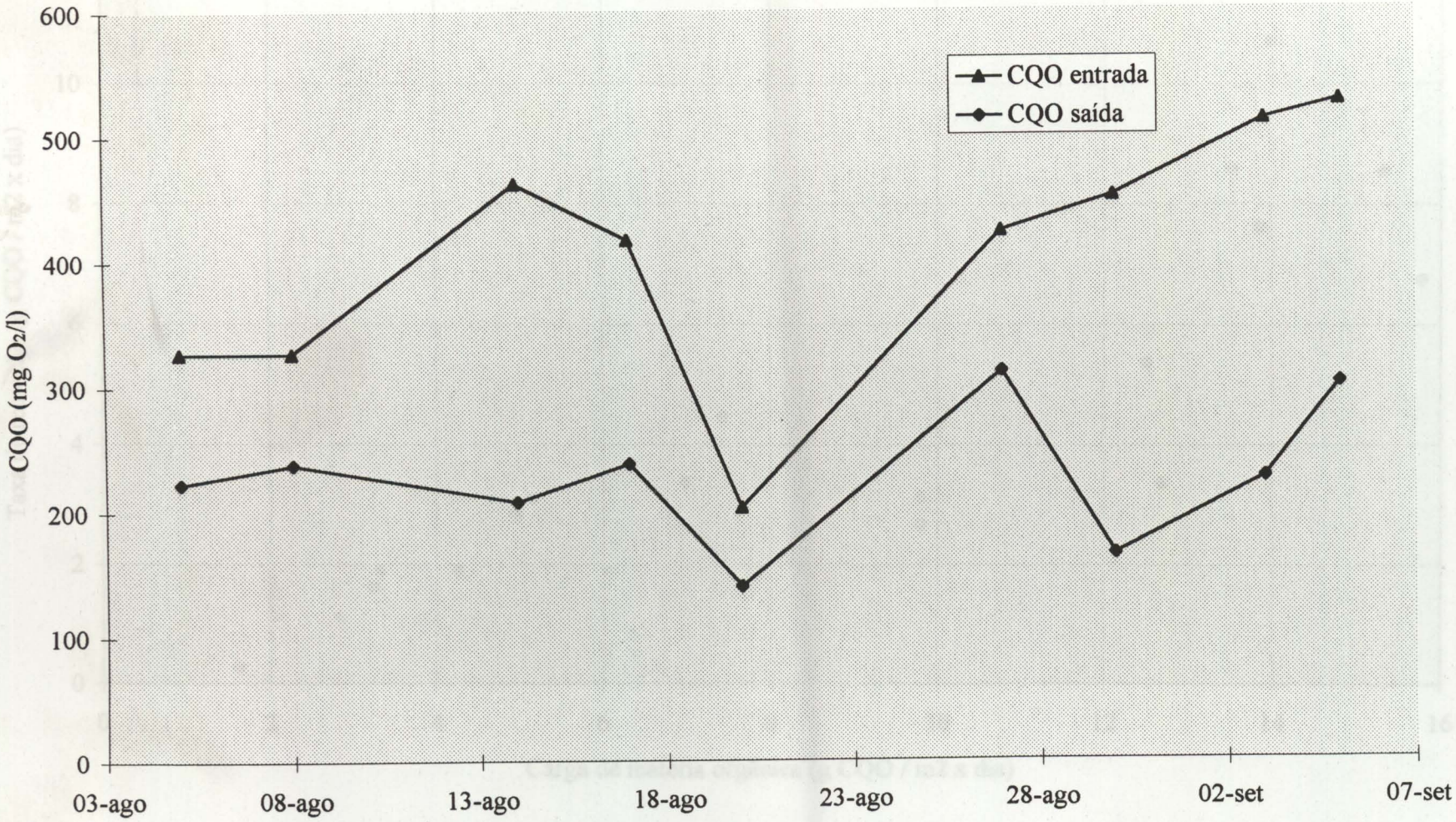


Figura 6.3 - CQO à entrada e à saída da ETAR piloto

(Recirculação = 89% e Tempo de Retenção = 4 horas)

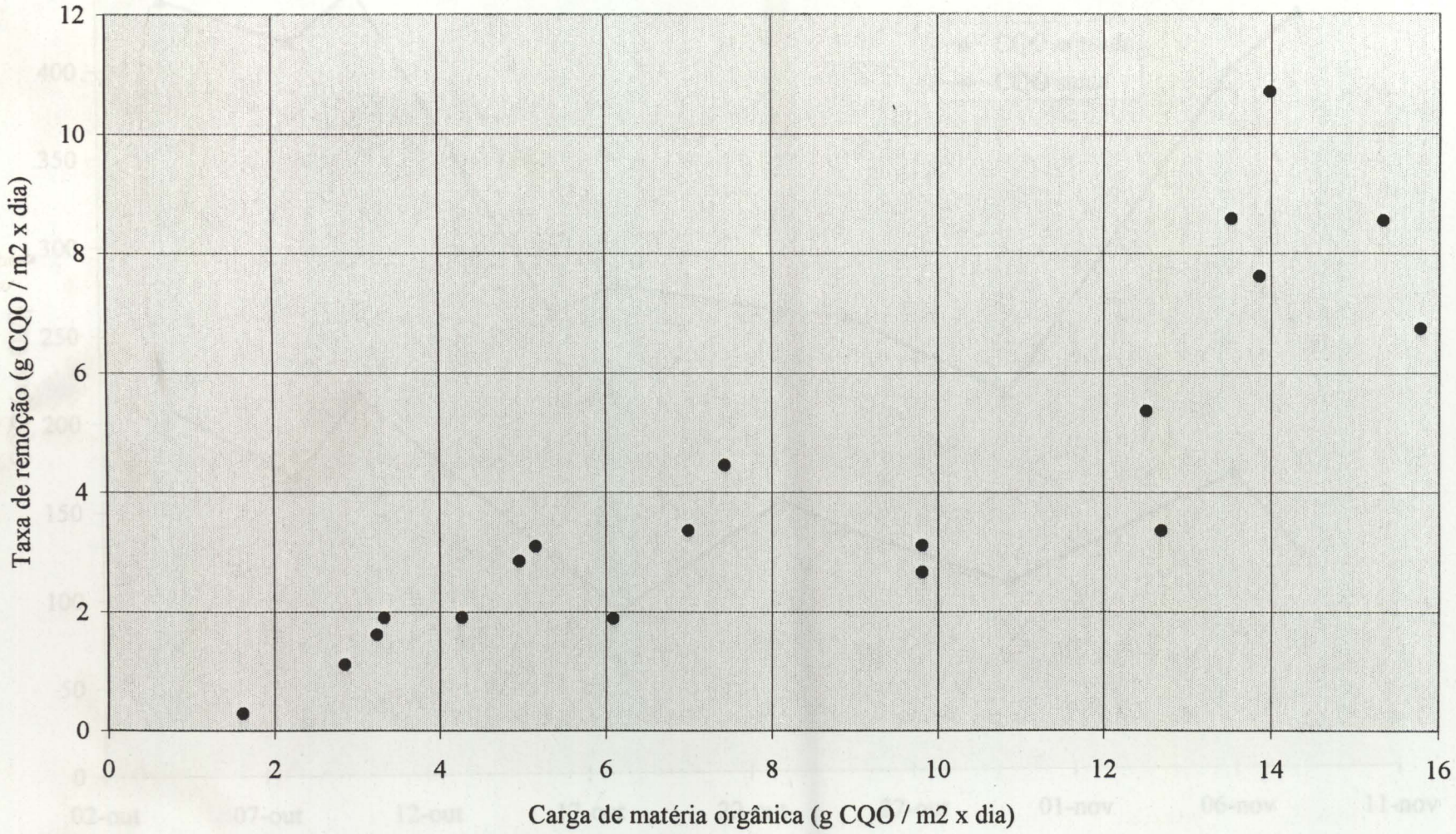


Figura 6.4 - Relação entre a Taxa de Remoção e a Carga de Matéria Orgânica Aplicada (em termos de CQO)

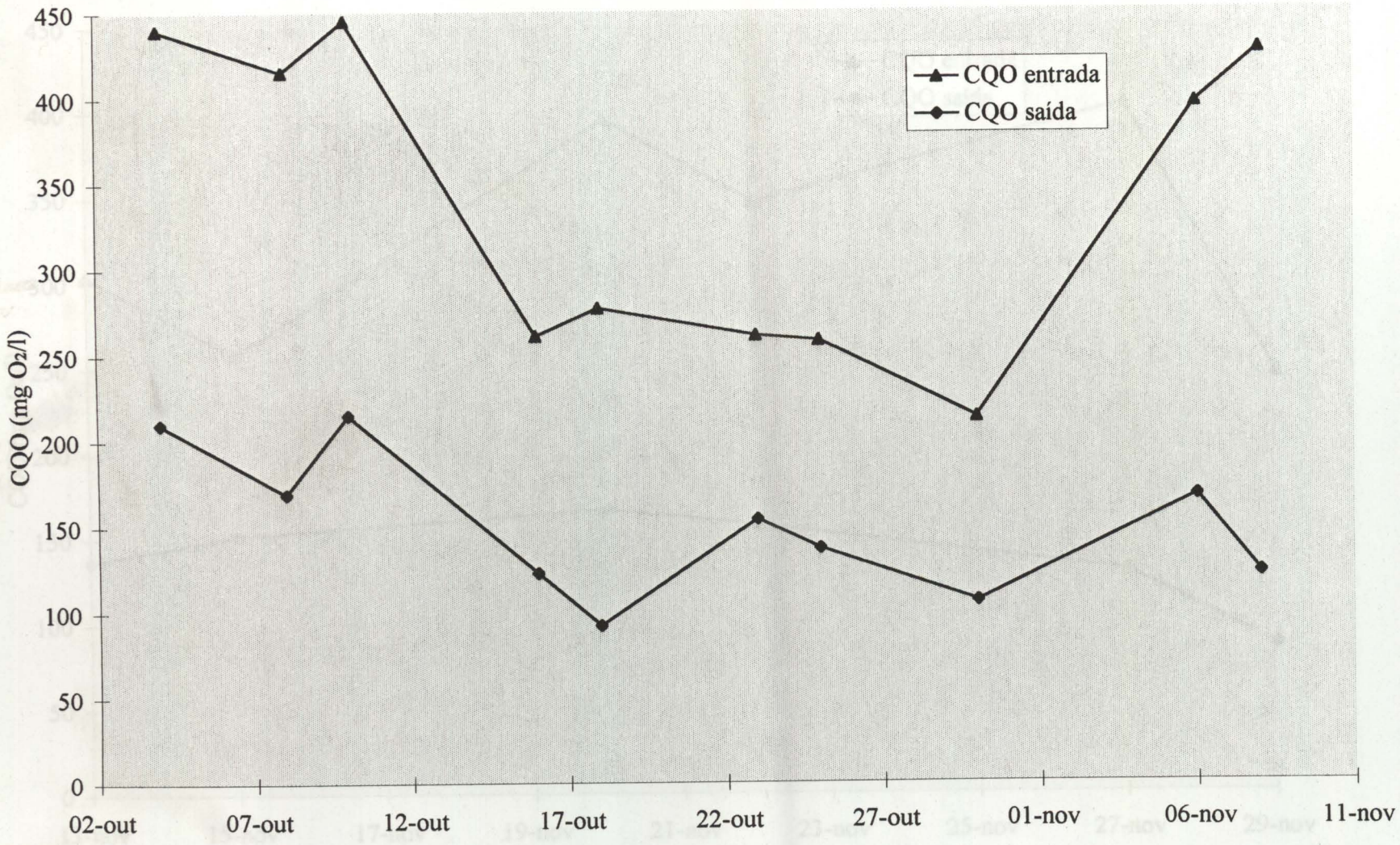


Figura 6.5 - CQO à entrada e à saída da ETAR piloto

(Recirculação = 250% e Tempo de Retenção = 6 horas)

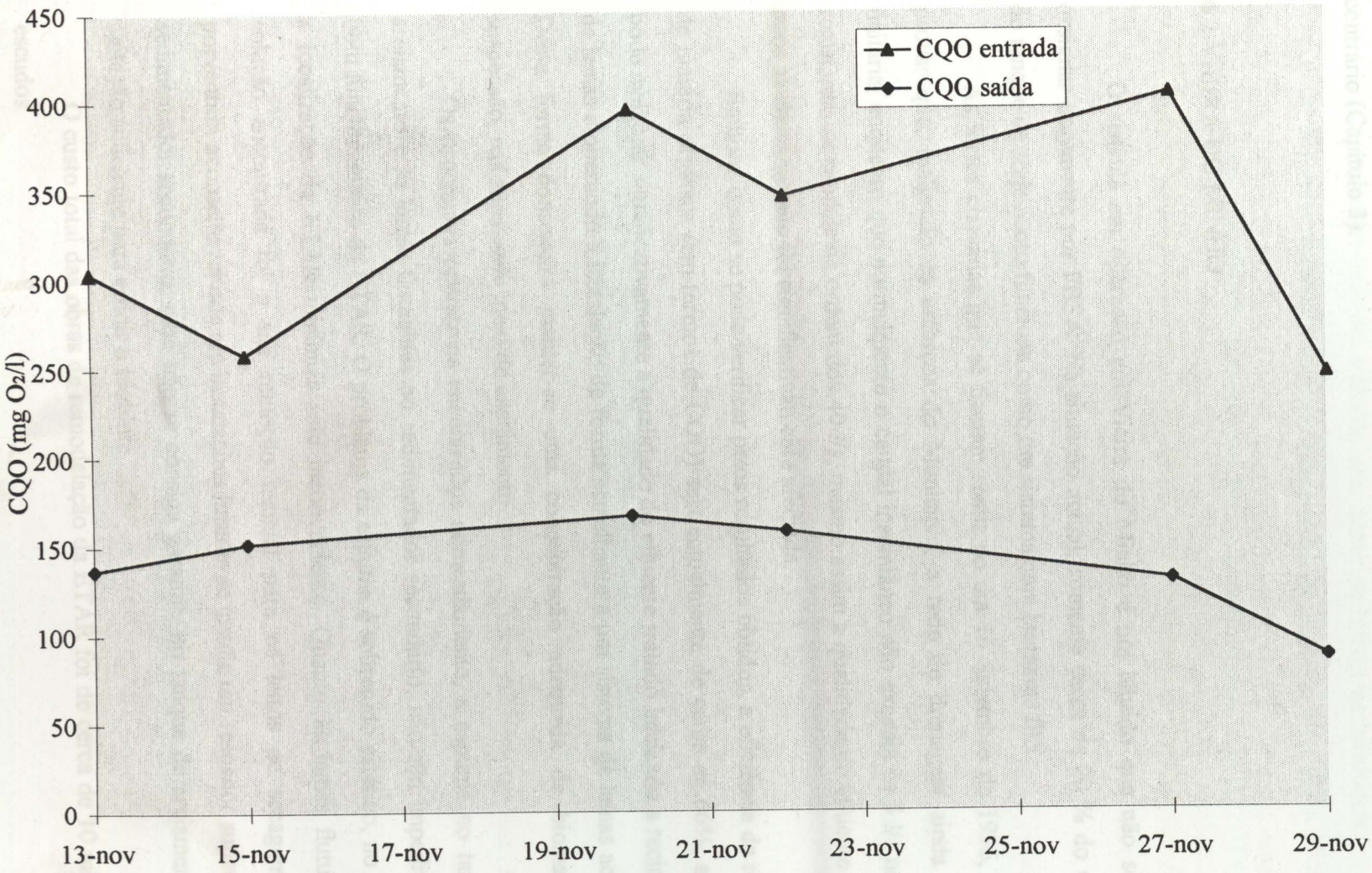


Figura 6.6 - CQO à entrada e à saída da ETAR piloto

(Sem Recirculação e Tempo de Retenção = 6 horas)

Os resultados obtidos para a remoção de azoto amoniacal não são animadores. No entanto, a ETAR Piloto não foi operada com a intenção de verificar a sua eficiência em relação a este parâmetro e os dados recolhidos na literatura disponível indiciam o contrário (Capítulo 3).

6.2 VIEIRA DO MINHO

O sistema em operação em Vieira do Minho é um híbrido que não se pode designar claramente por FBSA. Na situação actual, somente cerca de 20 % do volume do tanque de arejamento funciona como um sistema com biomassa fixa.

As fortes chuvadas que se fizeram sentir no dia 16 Setembro de 1996, vieram provar que, malgrado os esforços do Município, a rede de drenagem ainda é algo unitária, enquanto que normalmente o caudal instantâneo não excedia os 5 l/s neste dia registaram-se caudais da ordem dos 40 l/s, mesmo assim a qualidade do efluente tratado após as chuvadas não foi significativamente afectada.

Embora, como se pode verificar pelos resultados obtidos, a eficiência de remoção de matéria orgânica (em termos de CQO) seja actualmente de cerca de 66%, a ETAR pode melhorar significativamente a qualidade do efluente tratado iniciando a recirculação de lamas e operando a instalação de forma semelhante a um sistema de lamas activadas. Desta forma conseguirá manter-se uma concentração adequada de biomassa em suspensão, nas zonas sem meio de enchimento.

Os problemas operativos encontrados nomeadamente, a espuma no tanque de arejamento e as lamas flutuantes no sedimentador secundário, não são impeditivos do bom funcionamento da ETAR. O problema da espuma é sobretudo estético, no entanto, a localização da ETAR minimiza este inconveniente. Quanto às lamas flutuantes, a solução encontrada foi a sua remoção manual para os leitos de secagem, sendo porventura aconselhável que em instalações futuras se instale um raspador superficial no sedimentador secundário, caso não se consiga garantir, no tanque de arejamento, uma agitação suficiente para erodir o biofilme.

O custo total das obras de remodelação da ETAR foi de cerca de 10 milhões de escudos.

7. CONCLUSÕES

O objectivo do presente trabalho era, como se referiu na introdução, avaliar a eficiência, a operacionalidade e a aplicabilidade do sistema de Filtros Biológicos Submersos Arejados na recuperação e prolongamento da vida útil do tratamento biológico de ETARs.

Para cumprir estes objectivos, os FBSA têm que apresentar uma construção fácil, rápida e económica, possuindo ao mesmo tempo eficiências de remoção de poluentes superiores ao sistema pré-existente e ser fácil de operar.

De forma a avaliar a sua eficiência e a sua operacionalidade, foi instalada na ETAR de Parada, uma ETAR Piloto funcionando segundo o princípio dos FBSA. Paralelamente, para avaliar a rapidez, economia e facilidade de transformação de uma ETAR convencional num sistema de FBSA, foi realizada a remodelação da ETAR de Vieira do Minho e feito o seu arranque para avaliar a sua operacionalidade. O trabalho desenvolvido permite concluir que:

- devido ao pequeno número de alterações que normalmente são necessárias, a transformação de um sistema de biomassa em suspensão num sistema de FBSA é relativamente fácil, rápida e económica;

- a eficiência de remoção de matéria orgânica é superior aos sistemas convencionais de tratamento, nomeadamente, às lamas activadas, especialmente em ETARs de pequenas dimensões;

- a operação é tão, ou mais fácil que nos outros sistemas existentes.

No entanto, neste processo de tratamento biológico subsistem alguns problemas operacionais e algumas questões não puderam ser esclarecidas por escassez de tempo, nomeadamente:

- as necessidades de oxigénio do sistema;

- a produção e características de sedimentabilidade das lamas;

- a remoção de nutrientes;

- a investigação das causas e das soluções para o problema das lamas flutuantes no sedimentador secundário e para o aparecimento de espuma branca no tanque de arejamento.

Importa, portanto, investigar estas últimas questões para que os FBSA permitam contribuir para a resolução de alguns, dos muitos, casos de ETARs inoperacionais e em fim de vida útil que proliferam em Portugal.

8. REFERÊNCIAS

1. Abd-El-Bary, M. F. and Eways, M. J., Biological nitrification in contact aeration systems, Water and Sewage Works, p. 91-93, June 1977.
2. Æsøy, A. and Ødegaard, H.., Denitrification in biofilms with biologically hydrolysed sludge as carbon source, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, Nº 10-11, p.93-100, 1994.
3. American Public Health Association , Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 17th edition,1989.
4. Boaventura, R. A., Apontamentos sobre tratamento biológico de efluentes líquidos, Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 1994.
5. Bonhomme, M., Rogalla, F., Boisseau, G. and Sibony, J., Enhancing nitrogen removal in activated sludge with fixed biomass, Wat. Sci. Tech., Vol. 22, Nº 1/2, p.127-135, 1990.
6. Canler, J. P. and Perret, J. M., Biological aerated filtres: assessment of the process based on 12 sewage treatment plants, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, Nº 10-11, p. 13-22, 1994.
7. Doria-Serrano, M. C., González-Martínez, S. and Hérnandes-Esparza, M., Biochemical models for phosfate accumulating microrganisms, , Wat. Sci. Tech., Vol. 26, Nº 9-11, p.2245-2248, 1992.
8. Fair, G. M., Fuhrman, R. E., Ruchhoft, C. C., Thomas, H. A., Jr.(secretary) and Mohlman, F. W.,(Chairman), Sewage treatemnt at military installations - summary and conclusions, Sewage Works Journal, Vol. 20, Nº 1, p. 52-95, January 1948.
9. Iperágua - Concepção e Construção, Lda., Remodelação da Estação de tratamento de águas residuais de Vieira do Minho, Relatório do estudo de viabilidade, Janeiro de 1995.
10. Iwai, S., Oshino, Y. and Tsukada, T., Design and operation of small wastewater treatment plants by the microbial film process, Wat. Sci. Tech., Vol. 22, Nº 3/4, 139-144, 1990.
11. Lessel, T. H., First pratical experiences with submerged rope-type bio-film reactors for upgrading and nitrification, Wat. Sci. Tech., Vol. 23, Kyoto, p.825-834, 1991.

12. Lessel, T. H., Upgrading and nitrification by submerged bio-film reactors - experiences from a large scale plant, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.167-174, 1994.

13. Meaney, B. J. and Strickland, J. E. T., Operating experiences with submerged filtres for nitrification and denitrification, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.119-125, 1994.

14. Metcalf & Eddy, Inc., Wastewater Enginnering: treatment, disposal, reuse, 3rd Edition, McGraw-Hill, 1991.

15. Nakasone, H. and Ozaki, M., Study of nitrification ability of the contact aeration process, Wat. Sci. Tech., Vol. 28, N° 10, p.369-376, 1993.

16. Ødegaard, H. and Rusten, B., Upgrading of small municipal wastewater treatment plants with heavy dairy loading by introduction of aerated submerged biological filters, Wat. Sci. Tech., Vol. 22, N° 7/8, p.194-198, 1990.

17. Ødegaard, H., Rusten, B. and Badin, H., Small wastewater treatment plants based on moving bed biofilm reactors, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10, p.351-359, 1993.

18. Ødegaard, H.. and Storhaug, R.., Small wastewater treatment plants in Norway, Wat. Sci. Tech., Vol. 22, N° 3/4, p.33-40, 1990.

19. Pujol, R., Hamon, M., Kandel, X. and Lemmel, H., Biofilters: flexible, reliable biological reactors, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p. 33-38, 1994.

20. Rusten, B. and Thorvaldsen, G., Treatment of food industry effluents - activated sludge versus aerated submerged biological filters, Environmental Technology Letters, Vol. 4, p. 441-450, 1983.

21. Rusten, B., Wastewater tretment with aerated submerged biological filters, Journal WPCF, Vol. 56, N° 5, p. 424-431, 1984.

22. Saintpierre, O., Terteary nitrifying immerged biofilter with plastic media, Environmental Technology Letters, Vol. 9, p. 1059-1772, 1988.

23. Schegel, S., The use of submerged biological filters for nitrification, Wat. Sci. Tech., Vol. 20, N° 4/5, p.177-187, 1988.

24. Wang, B., Li, G., Yang, Q. and Liu, R., Nitrogen removal by submerged biofilm process with fibrous carriers, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2039-2042, 1992.

25. Wilford, J. and Conlon, T. P., Contact aeration sewage teratment plants in New Jersey, Sewage and Industrial Wastes, p. 845-855, August 1957.

ANEXO A

BIBLIOGRAFIA

Boller, M., Gujer, W. and Tschui, M., Parameters affecting nitrifying biofilm reactors., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.1-11, 1994.

Çeçen, F. and Gönenç, I. E., Nitrification-denitrification of high-strength nitrogen wastes in two up-flow submerged filters, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2225-2228, 1992.

Chang, H. T. and Rittmann, B. E., Predicting bed dynamics in three-phase, fluidized-bed biofilm reactors., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.231-241, 1994.

Cleary, J. G., Boehm, T. J. and Geary, R. J., Biotower pilot study results for a photographic specialty paper manufacter, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p. 2109-2112, 1992.

Daigger, G. T., Heinemann, T. A., Land, G. and Watson, R. S., Practical experience with combined carbon oxidation and nitification in plastic media trickling filters, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.189-196, 1994.

Dee, A.,James, N., Jones, I., Strickland, J., Upton, J. and Cooper, P., Pre- or post-denitrification at biological filter works? A case study., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.145-155, 1994.

Durchschlag, A, Härtel, L., Hartwig, P., Kaselow,M., Kollatsch, D, Otterpohl, R. and Schwentner, G., Joint consideration of combined seweragee and wastewater treatment plants., Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 5-6, p.1125-1134, 1992.

Eckenfelder Jr., W. W., Industrial water pollution control, 2rd Edition, McGraw-Hill, 1989.

Golla, P. S., Reddy, M. P., Simms, M. K. and Laken, T.J., Three years of full-scale Captor® process operation at Moundsville WWTP, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.175-181, 1994.

Gonçalves, R. F. and Rogalla, F., Continuous biological phosphorus removal in a biofilm reactor., Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2207-2030, 1992.

Gonçalves, R. F., Le Grand, L. and Rogalla, F., Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.135-143, 1994.

Goronszy, M. C., Full-scale cyclic activated sludge system phosphorus removal, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2253-2256, 1992.

Hagedorn-Olsen, C., Møller, I. H., Tøttrup, H. and Harremoës, P., Oxygen reduces denitrification in biofilm reactors, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.83-91, 1994.

Hem, L. J., Rusten, B. and Ødegaard, H., Nitrification in a moving bed biofilm reactor, Wat. Sci. Tech., Vol. 28, N° 6, p.1425-1433, 1994.

Kang, S. J., Bailey, W. F. and Jenkins, D., Biological nutrient removal at the Blue Plains wastewater treatment plant in Washington, D. C., Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2233-2236, 1992.

Kleiber, B., Roudon, G., Bigot, B. and Sibony, J., Assessement of aerated biofiltration at industrial scale., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.197-203, 1994.

La Cour Jansen, J., Jepsen, S.-E.and Dahlgren Laursen, K., Carbon utilization in denitrifying biofilters., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.101-109, 1994.

Morper, M. R., Upgrading of activated sludge systems for nitrogen removal by application of the Linpor®-CN process., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 12, p.167-176, 1994.

Netter, R., Stübner, E., Wilderer, P. A. and Sekoulov, I., Treatment of septic tank effluent in a subsurface biofilter, Wat. Sci. Tech., Vol. 28, N° 10, p.1-12, 1993

Newbigging, M. L. , Stephenson, J. P. and Romano, L. S., Upflow or downflow BAFS - which provides the best overall perfomance?, Proceedings of the Water Environment Federation, 68th Annual Conference & Exposition, Miami Baech, Florida, U.S.A., p.783-784,October 1995.

Ødegaard, H., Rusten, B. and Westrum, T., A new moving bed biofilm reactor - applications and results, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.157-165, 1994.

Ouyang, C. F. and Liaw, C. M., The optimum medium of the suspended biomedium aeration contact process., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.183-188, 1994.

Pelczar, M. J., Chan, E. C. S., Noel, R. K., Microbiology: concepts and applications, McGraw-Hill, 1993.

Pujol, R., Canler, J. P. and Iwema, A., Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process., Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 3-4, p.693-702, 1992.

Rickard, L.F. and McClintock, S. A., .Potassium and magnesium requirements for enhanced biological phosphorus removal from wastewater, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 3-4, p.693-702, 1992.

Robinson, A. B., Bringnal and W. J., Smith, A. J., Constrution and operation of a submerged aerated filter sewage-treatment works, Journal IWEM.,8, p. 215-227, 1994.

Rogalla, F. and Sibony, J. Biocarbone aerated filters - ten years after: past, present, and plenty of potential., Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2043-2048, 1992.

Rusten, B., Siljudalen, J. G. and Nordeidet, B., Upgradind to nitrogen removal with the KMT moving bed biofilm process, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 12, p.185-195, 1994.

Ryhiner, G., Sørensen, K., Birou, B. and Gros, H., Biofilm reactors configuration for advanced nutient removal, Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.111-117, 1994.

Schneeberg, E., Increase of efficiency of an activated sludge plant in paper manufacturing industry by application of a fluidizde bed system., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 12, p.177-183, 1994.

Sen, D., Randall, C. W., Copithorn, R. R. and Grizzard, T. J., Critical design and process control features to optimize biological nutrient removal in temperate climates, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2237-2240, 1992.

Toettup, H., Rogalla, F., Vidal, A. and Harremoes, P., The treatment trilogy of the floating filtres: from pilot to prototype to plant., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.23-24, 1994.

Tschui, M., Boller, M., Gujer, W., Eugster, J., Mäder, C. and Stengel, C., Tertiary nitrification in aeratred pilot biofilters., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.53-60, 1994.

Tsuno, H., Somiya, I., Matsumoto, N. and Sasai, S., Attached growth reactor for BOD removal and nitrification with poliuretane foam medium., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 9-11, p.2035-2038, 1992.

Vedry, B., Paffoni, C., M. Gousailles and Bernard, C., First months operation of two biofilter prototypes in the waste water plant of acheres., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 10-11, p.39-46, 1994.

Wable, M. W. and Randall, C. W., Investigation of reduction in oxygen requirements of biological phosphorus removal systems, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2221-2223, 1992.

Wedi, D., Effects of an activated primary settling tank on biological phosphorus removal., Wat. Sci. Tech., Vol. 26, N° 9-11, p.2199-2202, 1992.

Yang, P. Y., Chen, H. and Ma, T., Development of a land limited wastewatertreatment plant for small and rural communities in the tropics., Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N° 12, p.1-12, 1994.