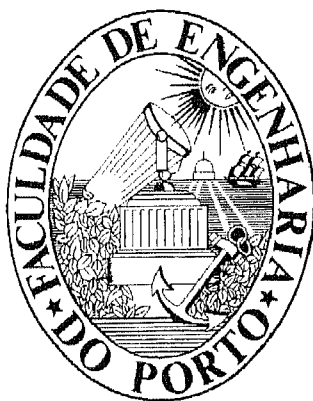


Caracterização das Águas e Optimização do Funcionamento de ETARs Vitivinícolas

Ana Luísa da Silva Natal Monteiro



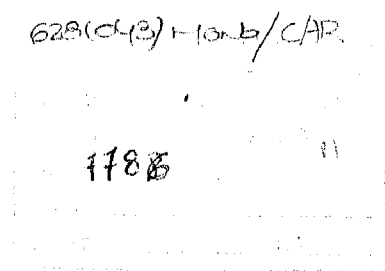
Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

1996

Caracterização das Águas e Optimização do Funcionamento de ETARs Vitivinícolas

Ana Luísa da Silva Natal Monteiro

Licenciada em Engenharia Química



Porto, Dezembro de 1996

Dissertação submetida para obtenção do grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, ramo de 'Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais'

Tese realizada sob a orientação de

João Paulo de Freitas Sousa

Professor Auxiliar do

Departamento de Engenharia Química

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

e co-orientação de

Maria Arminda Costa Alves

Professora Auxiliar do

Departamento de Engenharia Química

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

RESUMO

A indústria vitivinícola, como todas as indústrias agroalimentares, é uma fonte de efluentes orgânicos, pelo que a descarga descontrolada destes efluentes poderá afectar negativamente os meios receptores. A implementação de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) nas adegas vinícolas contribui para atenuar os riscos de poluição. Contudo, para uma eficiente remoção da carga poluente, torna-se necessário, para além da escolha de um sistema de tratamento adequado, ajustá-lo às características do efluente. Conseguir-se-á, assim, que os respectivos efluentes ao serem lançados num curso de água apresentem valores inferiores aos estipulados pelo Dec. Lei 74/90 para os diversos parâmetros. Utilizam-se os limites correspondentes às normas gerais de descarga de efluentes, visto que ainda não existem normas de descarga específicas para as actividades vitivinícolas.

Este trabalho teve como objectivo o arranque, acompanhamento e optimização de uma ETAR associada a uma adega vitivinícola, complementando com uma caracterização dos efluentes das várias fases do processo de tratamento.

Por conseguinte, procedeu-se numa primeira fase à análise do projecto da ETAR, à verificação da unidade de tratamento e à correcção de falhas pontuais. Seguidamente, iniciou-se o arranque da ETAR e consequente optimização do funcionamento, durante as diferentes épocas. Foram estimados, previamente, parâmetros de operação dos diversos equipamentos, que foram posteriormente ajustados. Simultaneamente, desenvolveu-se a caracterização do efluente, através das análises tradicionais, pH, SST, CBO₅, CQO, fósforo e azoto total e ainda iões metálicos e aniões. O efluente da adega apresentou características muito variáveis, quer em caudal, quer em carga poluente, ao longo das diferentes épocas: a concentração de CQO variou entre valores inferiores ao limite de detecção e 7800 mg/L; a de CBO₅, entre 5 e 2200 mg/L; a de SST, entre 100 mg/L e 2500 mg/L. A remoção de CQO global e de SST também foi muito variável ao longo das diferentes épocas.

Apesar das circunstâncias adversas em que decorreram as várias fases do trabalho, como sejam, a dificuldade de abastecimento de água à ETAR na época baixa e o aumento brusco de caudal e carga poluente no início da época alta, foi possível, à excepção da época da vindima, controlar eficientemente os parâmetros de operação, de forma que a descarga se efectuasse sempre a níveis inferiores aos estipulados por lei.

SUMMARY

The viticultural industry as all agroalimentary ones, is a source of organic effluents, reason why an uncontrolled discharge of these will affect negatively the reception system. The implantation of the wastewater treatment systems on the wineries contributes to reduce these risks of pollution. However, for an efficient removal of the polluting agents, it is necessary to choose the adequate treatment system, as well as to adjust it to the effluent characteristics. By this way the parameters of the effluents discharged must be up to those allowed by the Portuguese Law - DL 74/90. The limits used are those corresponding to the normal effluents discharges, since till the moment it doesn't exist rules for specific viticultural activity.

The aim of this work was to initialize the operation of an wastewater system, to attempt and to optimize it, complemented with effluent characterization in the different stages of the treatment, during the different periods of the winery laboration.

Consequently, it was made, previously, an analyse of the wastewater system plant, the verification of the unity and it were processed all the necessary corrections, in order to provide its initialization. Operational conditions of each equipment were previously established. Afterwards the wastewater treatment system started and its performance was improved during the different seasons. At the same time the effluents were characterised through the traditional analysis: *pH*, *TSS*, *BOD5*, *COD*, *Phosphore* and *Total Nitrogen*, and also *metals*, by flame atomic absorption spectroscopy and *anions*, by ionic chromatography.

The winery effluents presented variable characteristics either on flow and on poluent charges, through the different seasons and even in a same period. The COD levels changed between the limit of detection and 7800 mg/l, those of BOD5 were between 5 and 2200 mg/l and those of TSS between 100 and 2500 mg/l.

In spite of some unfavourable circumstances appearing during the different stages of the work, such as the difficulty of water supply to the plant in the low season (summer) and the abrupt growth of the flow and poluent charges in the beginning of the high season (vintage), it was possible, except on the vintage season, to control efficiently all the operation parameters in order to obtain an effluent discharge with inferior levels to the ones required by the law.

RÉSUMÉ

L'industrie vitivinicole, comme toutes les industries agroalimentaires, est une source d'effluents organiques. Alors la décharge démesurée de ces effluents pourra affecter d'une façon négative les milieux récepteurs. L'implantation de stations d'épuration des eaux résiduelles dans les caves vinicoles permet d'atténuer les conséquences néfastes de ce genre de pollution. Cependant, pour un efficient remuement de la charge polluante, il faut, par delà de la choix d'un système d'épuration convenant, l'ajuster aux caractéristiques de l'effluent. Ainsi quand les respectifs effluents sont lancés dans un cours d'eau, ils présentent les paramètres permis par le Décret-Loi Portugais n° 74/90. On utilise, en effet, les limites correspondants aux normes générales de décharge d'effluents, vu qu'il n'y a pas encore des normes spécifiques adaptées aux activités vitivinicoles.

Ce travail a eu comme objectif la mise-en-charge, l'accompagnement et l'optimisation d'une station d'épuration associée à une cave vitivinicole, en le complétant avec la caractérisation des effluents des diverses phases du processus d'épuration.

Par conséquence on a fait, dans une première étape, l'analyse du project associé à la construction de la station, à la vérification de l'unité et à la correction de quelques défauts. Après, on a mis en marche la station et on a essayé d'optimiser les conditions opératoires de fonctionnement, pendant les différentes époques. Simultanément on a développé la caractérisation des effluents, à travers des analyses traditionnelles: *pH*, *MES*, *BOD5*, *COD*, *Phosphore e Azote total*, et encore des *ions métalliques*, par spectroscopie d'absorption atomique par flamme et *quelques anions*, par chromatographie ionique associée à la détection conductimétrique.

L'effluent de la cave a présenté des caractéristiques très variables, soit au débit, soit à la charge polluante, le long des différentes époques de laboration. Les niveaux de COD ont varié entre des valeurs inférieures au limite de détection et 7800 mg/l, ceux de BOD5 entre 5 et 2200 mg/l et ceux de MES entre 100 et 2500 mg/l.

Malgré quelques circonstances adverses, qui arrivent toujours quand on travail avec des conditions réelles, notamment la difficulté de distribution d'eau à la station dans l'époque de laboration plus basse à l'été, et l'augmentation brusque du débit et de la charge polluante au debut de l'époque plus haute (la vendange), saufe l'époque de la vendange, a été possible de contrôler efficacement les paramètres d'operation a fin d'effectuer la décharge à niveaux toujours inférieurs à ceux stipulés par loi.

PREFÁCIO

A poluição, dado os níveis que atingiu, tornou-se um problema grave. As populações e as entidades governantes são cada vez mais alertadas para o perigo que a poluição representa para o nível de qualidade de vida das comunidades e para o meio ambiente.

A fraca qualidade da água que actualmente se encontra na maioria dos cursos hídricos resulta, em grande parte, das descargas de efluentes que recebe, directa ou indirectamente, das actividades humanas. Para eliminar ou minimizar os efeitos das descargas de efluentes no meio receptor, é necessário remover a carga poluente desses efluentes, mediante a implementação de uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR) na respectiva fonte.

As adegas vitivinícolas representam uma fonte apreciável de poluição, essencialmente de origem orgânica. Os efluentes vinícolas apresentam, ao longo do ano, um caudal e uma carga poluente variável, dependendo do período de laboração, do tipo de vinho e dos métodos empregues para a sua produção.

Para reduzir a carga poluente dos efluentes vinícolas, têm sido empregues processos de tratamento diversos (em escala real ou piloto), tais como métodos evaporativos, membranas, processos biológicos - lamas activadas, lagoas, biodiscos e leitos percoladores - e ainda processos anaeróbios, como seja, digestão anaeróbia. No entanto, a bibliografia e legislação existente relativa a tratamento de efluentes vinícolas ainda é reduzida.

Este trabalho teve como objectivo o arranque, acompanhamento e optimização de uma ETAR associada a uma adega vitivinícola, complementando com uma caracterização dos efluentes das várias unidades do processo de tratamento.

Das principais dificuldades inerentes à realização deste tipo de trabalho, salientam-se: (i) a escassa bibliografia sobre tratamentos de efluentes vinícolas, a qual permitiria estabelecer paralelo com as condições de funcionamento da ETAR em questão; (ii) o aparecimento de problemas inerentes ao funcionamento da ETAR, que poderiam ser resolvidos de imediato se a ETAR dispusesse de um técnico especializado a tempo inteiro para o seu acompanhamento, o qual não se verificou; (iii) o carácter multidisciplinar do trabalho no seu todo, que exigiu um desdobramento do investigador, repartindo as tarefas de acompanhamento local da ETAR com a da execução das análises de caracterização dos afluentes e efluentes do processo de tratamento, no laboratório.

Agradecimentos

Ao Prof. Doutor Veloso Gomes, como director, e Prof. Doutor Carlos Costa, como coordenador do Curso de Mestrado em Engenharia do ambiente, pela iniciativa da sua criação.

Ao Prof. Doutor João Paulo Sousa e à Prof^a. Doutora Maria Arminda Alves, orientador e co-orientadora, respectivamente, pela orientação prestada, nomeadamente, pelas sugestões e discussões que contribuíram para a realização deste trabalho.

À Eng^a. Lúgia Salabert, agradeço toda a colaboração e interesse que tão gentil e empenhadamente dedicou a este trabalho.

Ao Sr. Teixeira, responsável pela adega da Sociedade dos Vinhos Borges, da Lixa, pela amizade e solidariedade demonstrada, e à colega Rosário que colaborou, na parte final, na realização do trabalho.

Ao Dr. Basílio Mendes, pela ajuda no processamento de texto e sua correcção.

A todos os meus colegas e amigos da FEUP, que de alguma maneira contribuíram para a elaboração do presente trabalho.

E, principalmente, aos meus pais e irmãs, por mais uma vez me terem acompanhado com o seu carinho, e pelo constante apoio e incentivo à realização deste trabalho.

ÍNDICE

	Página
Lista de figuras -----	IX
Lista de tabelas -----	XI

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO -----	2
1.1 - CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES VINÍCOLAS -----	4
1.2 - PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES VINÍCOLAS -----	11
1.2.1 - Pré-tratamento -----	13
1.2.2 - Tratamento físico-químico -----	14
1.2.2.1 - Sedimentação -----	14
1.2.2.2 - Coagulação-floculação -----	15
1.2.2.3 - Técnicas de concentração por evaporação -----	16
1.2.2.4 - Técnicas separativas por membrana -----	18
1.2.3 - Tratamentos biológicos -----	20
1.2.3.1 - Processos aeróbios -----	20
1.2.3.2 - Processos anaeróbios -----	26
1.2.4 - Processo natural - Irrigação -----	28
1.3 - ENQUADRAMENTO DO TRABALHO DESENVOLVIDO -----	30

CAPÍTULO 2

CARACTERIZAÇÃO E CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA ETAR -----	34
2.1 - DESCRIÇÃO SUMÁRIA DA ETAR -----	34
2.1.1 - Pré-tratamento -----	36
2.1.2 - Tratamento -----	36
2.2 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO -----	39
2.2.1 - Parâmetros de operação -----	40
2.2.2 - Procedimentos de operação e manutenção -----	43
2.2.2.1 - Grade e tamisador -----	43
2.2.2.2 - Desarenador -----	43

2.2.2.3 - Sedimentador primário -----	44
2.2.2.4 - Leito percolador de alta carga -----	45
2.2.2.5 - Sedimentador intermédio -----	47
2.2.2.6 - Tanque de arejamento -----	48
2.2.2.7 - Sedimentador secundário -----	51
2.2.2.8 - Digestor -----	56
2.2.2.9 - Sistema de arejamento -----	57

CAPÍTULO 3

MATERIAL E MÉTODOS -----	59
3.1 - CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO -----	60
3.1.1 - Reagentes utilizados -----	60
3.1.2 - Procedimento -----	61
3.2 - CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO -----	62
3.2.1 - Reagentes utilizados -----	62
3.2.2 - Procedimento -----	63
3.2.3 - Expressão de resultados -----	63
3.3 - DETERMINAÇÃO DO FÓSFORO TOTAL -----	64
3.3.1 - Reagentes utilizados -----	64
3.3.2 - Procedimento -----	65
3.4 - DETERMINAÇÃO DO AZOTO KJELDAHL -----	66
3.4.1 - Reagentes utilizados -----	66
3.4.2 - Procedimento -----	67
3.5 - DETERMINAÇÃO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS ----	68
3.5.1 - Procedimento -----	68
3.5.2 - Expressão de resultados -----	68
3.6 - DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METAIS -----	69
3.6.1 - Aparelhagem -----	69
3.6.2 - Condições operatórias -----	70
3.6.3 - Procedimento -----	70
3.7 - DETERMINAÇÃO DO TEOR DE ANIÕES -----	70
3.7.1 - Reagentes utilizados -----	70
3.7.2 - Aparelhagem -----	71

3.7.3 - Condições operatórias	71
3.7.4 - Procedimento	71

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
4.1 - ÉPOCA INTERMÉDIA	76
4.2 - ÉPOCA MÉDIA	79
4.3 - ÉPOCA BAIXA	84
4.4 - ÉPOCA ALTA	88

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES	95
-------------------------	-----------

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BIBLIOGRAFIA	98
---------------------------	-----------

ANEXOS

ANEXO A	103
ANEXO B	106
ANEXO C	108

LISTA DE FIGURAS

Figura nº	Legenda	Página
CAPÍTULO 1		
1.1 - Acção da matéria orgânica em suspensão sobre o meio aquático. -----		3
1.2 - Diagrama processual de uma unidade de vinificação. -----		6
1.3 - Fontes de efluentes de uma unidade de vinificação. -----		7
1.4 - Tipos de separação por membranas. -----		18
CAPÍTULO 2		
2.1 - Diagrama processual da ETAR em estudo. -----		35
CAPÍTULO 3		
3.1 - Curva de calibração de CQO. -----		61
3.2 - Curva de calibração de fósforo total. -----		66
3.3 - Curva de calibração de azoto kjeldahl. -----		68
3.4 - Curvas de calibração de nitrato (A), hidrogenofosfato (B), fluoreto (C), sulfato (D) e cloreto (E). -----		72
CAPÍTULO 4		
4.1 - Concentrações de CQO e de P_t do afluente e efluente da ETAR, du- rante a época intermédia. -----		77
4.2 - Remoção total de CQO durante a época intermédia. -----		78
4.3 - Concentrações de CBO_5 , CQO e SST do afluente e efluente, durante a época média. -----		79
4.4 - Concentrações de N_k e P_T do afluente e efluente, durante a época média. -----		80
4.5 - Remoção total de CQO durante a época média. -----		81

4.6 - Remoção total de SST durante a época média. -----	81
4.7 - Concentrações de Fe, Pb, Mg, Mn, Zn e Cu do afluente e efluente da ETAR, durante a época média. -----	82
4.8 - Concentrações de cloreto, fluoreto e sulfato do afluente e efluente da ETAR, durante a época média. -----	83
4.9 - Concentrações de CBO ₅ , CQO, SST, do afluente e efluentes ao longo do tratamento, durante a época baixa. -----	84
4.10 - Concentrações de N _K e P _T do afluente e efluentes ao longo do tratamento, durante a época baixa. -----	85
4.11 - Remoção de CQO no leito percolador (A), no tanque arejamento (B) e no processo de tratamento global (C), durante a época baixa. -----	86
4.12 - Remoção de SST no sedimentador primário (A), no sedimentador intermédio (B) e no processo de tratamento global (C), durante a época baixa. -----	86
4.13 - Concentrações de cloreto, fluoreto, nitrato, hidrogenosfosfato e de sulfato do afluente e efluente da ETAR, durante a época baixa. -----	87
4.14 - Concentrações de P _T , CQO e SST do afluente e efluentes ao longo do tratamento, durante a época alta. -----	89
4.15 - Remoção de CQO no leito percolador (A), no tanque de arejamento (B) e no processo de tratamento global (C), durante a época alta. -----	90
4.16 - Remoção de SST no sedimentador primário (A), no sedimentador intermédio (B) e no processo de tratamento global (C), durante a época alta. -----	91
4.17 - Concentrações de fluoreto, cloreto e sulfato do afluente e efluente da ETAR, durante a época alta. -----	93

LISTA DE TABELAS

Tabela nº	Legenda	Página
CAPÍTULO 1		
1.1 - Características dos efluentes vinícolas de duas adegas do Sudoeste de França, no período de vindima e das trasfegas (valores limites). -----		5
1.2 - Características médias dos efluentes provenientes das lavagens associadas à prensagem e à decantação de mostos da zona do champanhe. -		8
1.3 - Características médias dos efluentes provenientes das lavagens de uma prensa, após prensagem de uvas brancas e uvas tintas. -----		8
1.4 - Poluição causada pelas operações de filtração e centrifugação, aplicadas a mosto e vinho da zona de Bordéus. -----		9
1.5 - Características das águas de lavagem de um sistema de refrigeração, de uma adega de vinho verde. -----		9
1.6 - Características médias de efluentes de lavagem de cubas, de uma adega de vinificação. -----		10
1.7 - Carga poluente associada à lavagem de cubas de vinho branco e vinho tinto. -----		10
1.8 - Tipos de sedimentação ocorrentes no tratamento de águas e efluentes. -----		15
1.9 - Resultados dos ensaios de concentração, por osmose inversa, de condensados de evaporação de efluentes de uma destilaria. -----		20
1.10 - Dados de operação de um leito percolador de pedra, implementado no estado de Nova Iorque. -----		23
1.11 - Dados de operação de um sistema de lagunagem, durante a época de prensagem. -----		25
CAPÍTULO 2		
2.1 - Características médias do efluente da adega - dados de projecto. -----		40
2.2 - Parâmetro de operação do tanque de equalização, obtido no decurso da execução deste trabalho. -----		40

2.3 - Características físicas e quantitativas das lamas produzidas num sedimentador primário e intermédio. -----	41
2.4 - Problemas operativos de um sedimentador primário e sua resolução. ---	44
2.5 - Problemas operativos de um leito percolador e sua resolução. -----	46
2.6 - Problemas operativos de um sedimentador intermédio e sua resolução. -----	48
2.7 - Problemas operativos de um tanque de arejamento e sua resolução. ---	50
2.8 - Problemas operativos de um sedimentador secundário e sua resolução. -----	52
2.9 - Problemas operativos de um digestor e sua resolução. -----	57

CAPÍTULO 3

3.1 - Parâmetros analíticos controlados ao longo do estudo. -----	60
---	----

CAPÍTULO 4

4.1 - Características médias do afluyente da adega - dados de projecto. -----	74
4.2 - Normas de descarga das águas residuais - valores extraídos do Dec. Lei 74/90 e valores definidos para a ETAR. -----	75

ANEXOS

ANEXO A

A.1 - Valores da curva de calibração da carência química de oxigénio. -----	103
A.2 - Valores da curva de calibração de fósforo. -----	103
A.3 - Valores da curva de calibração de azoto Kjeldahl. -----	104
A.4 - Valores da curva de calibração do fluoreto. -----	104
A.5 - Valores da curva de calibração do nitrato. -----	104
A.6 - Valores da curva de calibração do cloreto. -----	105
A.7 - Valores da curva de calibração do sulfato. -----	105
A.8 - Valores da curva de calibração do hidrogenofosfato. -----	105

ANEXO B

B.1 - Normas de descarga de águas residuais, Anexo XXV do Dec. Lei 74/90. -----	106
B.2 - Qualidade mínima das águas doce superficiais, Anexo XXIV do Dec. Lei 74/90. -----	107

ANEXO C

C.1 - Concentrações de CQO e fósforo total do afluyente e efluente da ETAR. -----	108
C.2 - Remoção global de CQO. -----	108
C.3 - Concentrações de CBO ₅ , CQO, SST, fósforo total e azoto Kjeldahl do afluyente e efluente da ETAR. -----	109
C.4 - Remoção total de CQO, CBO ₅ e SST. -----	109
C.5 - Concentrações de Mg, Zn, Cr, Mn, Cu, Pb e Fe do afluyente e efluente da ETAR. -----	110
C.6 - Concentrações de F ⁻ , Cl ⁻ e SO ₄ ²⁻ do afluyente e efluente da ETAR. -----	110
C.7 - Concentrações de CBO ₅ , CQO, SST, fósforo total e azoto Kjeldahl do afluyente e efluentes ao longo do tratamento. -----	110
C.8 - Remoção de CBO ₅ , CQO e SST nas diferentes unidades e global. -----	111
C.9 - Concentrações de Mg, Zn, Cr, Al, Mn, Cu, Pb e Fe do afluyente e efluente da ETAR. -----	111
C.10 - Concentrações de F ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ e HPO ₄ ²⁻ do afluyente e efluente da ETAR. -----	111
C.11 - Concentrações de CBO ₅ , CQO, SST, SSV e fósforo total do afluyente e efluentes ao longo do tratamento. -----	112
C.12 - Remoção de CBO ₅ , CQO e SST nas diferentes unidades e global. -----	113
C.13 - Concentrações de F ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ e HPO ₄ ²⁻ do afluyente e efluente da ETAR. -----	114

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

É difícil imaginar que a transformação de um produto tão nobre e natural como a uva possa ser fonte de poluição. Contudo, a actividade vinícola está na origem de efluentes poluentes, especialmente durante o período das vindimas e pós-vindima. Estes efluentes, quando lançados em meios aquáticos, como rios, lagos e ribeiros, ou em solos, perturbam o equilíbrio biológico destes ecossistemas.

A carga poluente contida nos efluentes vinícolas provém quer dos componentes da uva, do mosto e do vinho, quer dos produtos de limpeza utilizados, quer dos produtos usados durante o processo de vinificação. De um modo geral, um efluente vinícola apresenta as seguintes características [1]:

- carácter ácido, pH 4-6, excepto quando se utilizam produtos de limpeza alcalinos;
- elevada concentração em matéria orgânica;
- matéria em suspensão;
- carácter sazonal;
- variabilidade ao longo do dia;
- presença de polifenóis pouco biodegradáveis, no caso de vinificação de vinho tinto.

As descargas dos efluentes vinícolas provocam, nos cursos de água e lençóis friáticos, efeitos adversos, nomeadamente: i) a descarga de efluentes alcalinos ou ácidos origina uma alteração do pH e ruptura do equilíbrio da comunidade aquática. O seu efeito pode afectar uma grande extensão ao longo de um curso de água, sendo o processo de posterior recuperação lento e gradual; ii) modificação da limpidez. A matéria em suspensão diminui a passagem da luz solar indispensável à fotossíntese das plantas aquáticas (Fig. 1.1) e, consequentemente, à produtividade primária. Nas zonas calmas, os sólidos depositam-se, modificando a ecologia do fundo. Se os sólidos em suspensão tiverem origem orgânica, quando depositados, podem decompôr-se e fermentar. Os sólidos em suspensão podem também originar a sufocação ou danificação das guelras dos peixes por abrasão; iii) transporte de produtos tóxicos. Os efluentes vinícolas só pontualmente contêm produtos tóxicos: alguns detergentes utilizados na lavagem do vasilhame, de cubas e do equipamento, e polifenóis provenientes, especialmente, das uvas e dos vinhos tintos; iv) transporte

de grandes concentrações de matéria orgânica. A matéria orgânica representa a principal fonte poluente das águas residuais vinícolas. Com efeito, a matéria orgânica permite o desenvolvimento de microrganismos que a utilizam como substrato. Esta oxidação da matéria traduz-se por um consumo acentuado do oxigénio presente no meio em prejuízo da fauna piscícola. O oxigénio consumido pode ser repostado por dissolução do oxigénio do ar, sendo a velocidade de dissolução função da turbulência e da temperatura do meio. Pode-se estabelecer um balanço entre o consumo e a entrada de oxigénio: por exemplo, se este for negativo, o teor de oxigénio pode tomar um valor muito baixo e as condições da fauna indígena podem ser gravemente alteradas.

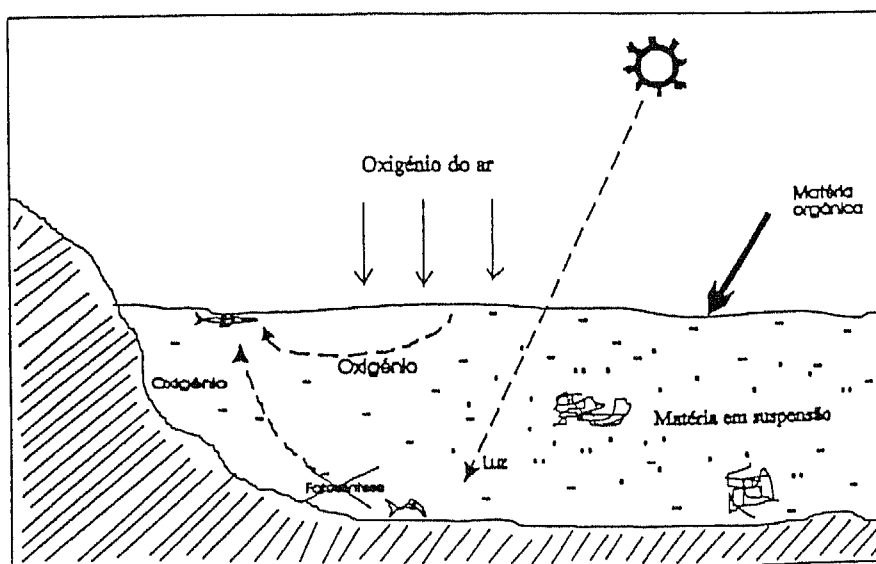


Figura 1.1 - Ação da matéria orgânica em suspensão sobre o meio aquático [2].

Conclui-se que substâncias, mesmo de ocorrência natural, podem ser extremamente poluentes, quando são lançadas nos cursos de água e solos, se essas se encontrarem em elevadas concentrações, como acontece com os efluentes vinícolas. O impacto das descargas depende também do caudal de efluente e da vulnerabilidade do meio receptor. Na realidade, o meio receptor é, normalmente, o ribeiro mais próximo da estação vitivinícola, frequentemente um curso de água já de si de reduzida dimensão. Em alguns casos, os efluentes vinícolas são conduzidos para estações de tratamento de águas residuais municipais que não estão devidamente dimensionadas, de modo a suportar um aumento tão significativo de

poluição. Verifica-se, nestes casos, que o aumento da carga poluente nas águas residuais a tratar conduz ao desequilíbrio do sistema de tratamento, sobretudo se ele é biológico. Consequentemente, a remoção da carga poluente diminui, não sendo de estranhar, por esse facto, que as águas permaneçam poluídas a jusante da estação.

1.1 - CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES VINÍCOLAS

Uma adega representa uma fonte de poluição de grandeza variável conforme a sua capacidade, a tecnologia utilizada, o tipo de matéria prima (uva) processada e, fundamentalmente, a estratégia do processo face à segregação de correntes sólidas e correntes líquidas concentradas e diluídas. Cada etapa da produção de vinho utiliza numerosas lavagens que originam uma poluição essencialmente de origem orgânica. Os efluentes gerados, devido a estas lavagens, apresentam um carácter sazonal e grande variabilidade no tempo.

A carga poluente de um efluente vinícola depende não só da água utilizada na adega como também da quantidade e qualidade dos produtos rejeitados. Durante o ciclo anual de uma adega, há fases distintas, no que diz respeito ao período e às características poluentes das descargas:

- vindima (meados de Setembro a meados de Outubro);
- trasfegas (a partir do mês de Outubro);
- engarrafamento (realizado durante todo o ano).

A época da vindima e das trasfegas contribuem com a parte mais importante dos efluentes de uma adega. Na Tabela 1.1, apresentam-se as principais características dos efluentes rejeitados por duas adegas do Sudoeste de França [3]. As adegas possuíam métodos de vinificação semelhantes, registando uma das adegas (Adega I) uma produção de quatorze milhões de litros de vinho (69% tinto) e a outra adega (Adega II), seis milhões de litros de vinho (94% tinto). Os principais parâmetros analíticos estudados para este tipo de efluentes foram: sólidos suspensos totais (SST), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), carência química de oxigénio (CQO), azoto Kjeldahl (N_k), fósforo total (P_T) e potássio (K⁺).

Tabela 1.1 - Características dos efluentes vinícolas de duas adegas do Sudoeste de França, no período de vindima e das trasfegas (valores limites) [3].

PARÂMETRO	PERÍODO DE VINDIMA		PERÍODO DAS TRASFEGAS	
	ADEGA 1	ADEGA 2	ADEGA 1	ADEGA 2
pH	4.1 - 4.6	4.0 - 4.2	4.0 - 4.2	3.8 - 4.3
CQO (mg/L)	12000 - 35700	9240 - 17900	13370 - 23500	13500 - 20800
CBO (mg/L)	7300 - 20400	5540 - 11340	6300 - 12700	6230 - 12350
SST (mg/L)	770 - 1500	1960 - 5800	2645 - 2530	3800 - 5630
N _K (mg/L)	43 - 103	74 - 260	103.1 - 115.6	179.6 - 268.9
P _T (mg/L)	10.5 - 62.5	16 - 68	18.5 - 18	55.8 - 113.2
K ⁺ (mg/L)	110 - 373	51 - 159	454 - 365	619 - 273.5

Uma unidade de vinificação engloba a fase de vindima e de trasfegas e possui uma determinada sequência de operações (Fig. 1.2) em função da tecnologia usada em cada região. Numa unidade deste tipo, os efluentes gerados resultam essencialmente:

- da lavagem do sistema de prensagem;
- da lavagem dos filtros;
- da lavagem do sistema de refrigeração;
- da lavagem das cubas (fermentação, decantação, etc.);
- do esgoto doméstico proveniente das instalações sanitárias e afins.

Os efluentes de uma unidade deste tipo apresentam, ainda, um carácter sazonal mais acentuado, uma vez que não engloba a fase de engarrafamento.

As fontes de efluentes de uma unidade de vinificação estão representadas na Fig. 1.3.

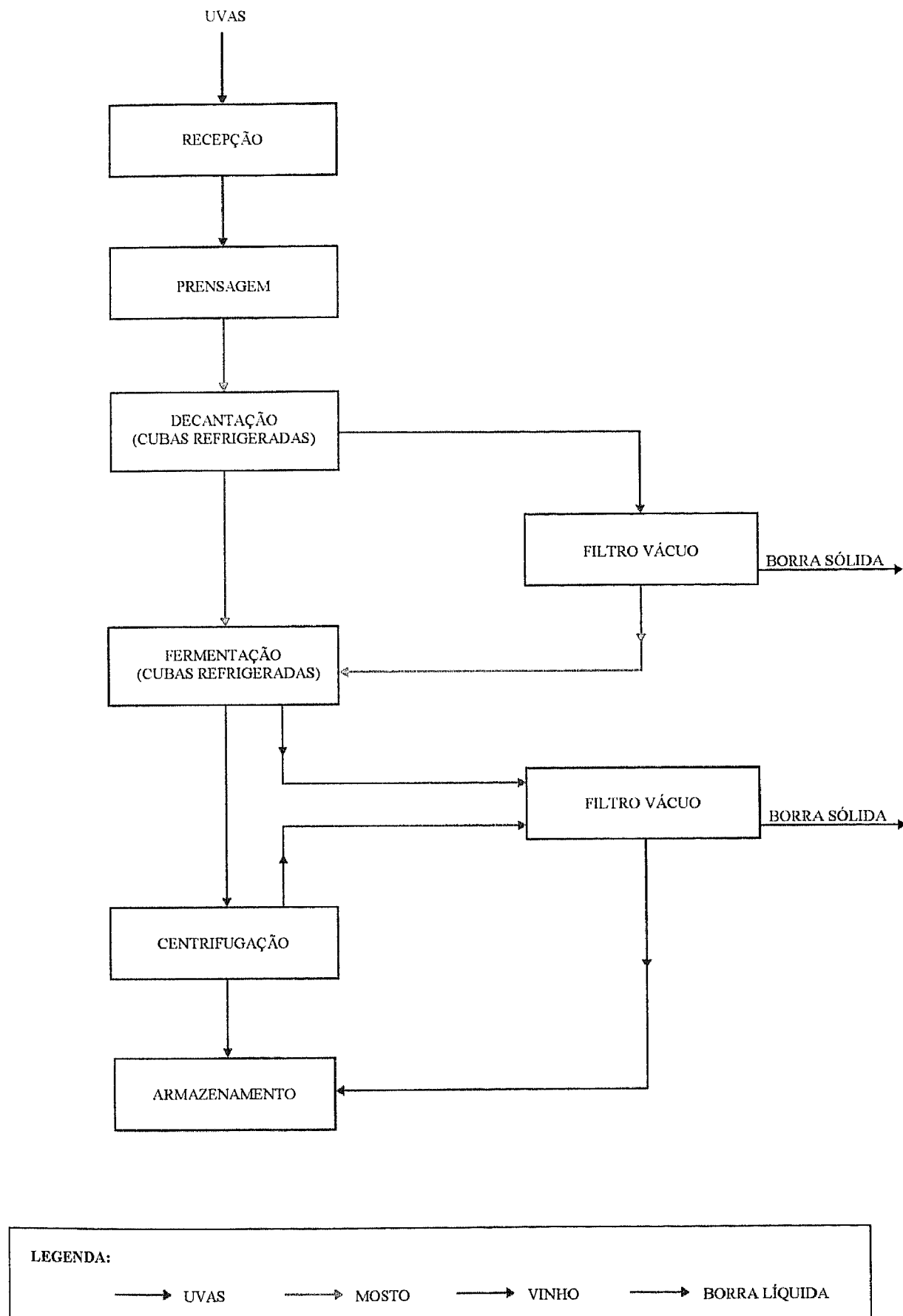


Figura 1.2 - Diagrama processual de uma unidade de vinificação.

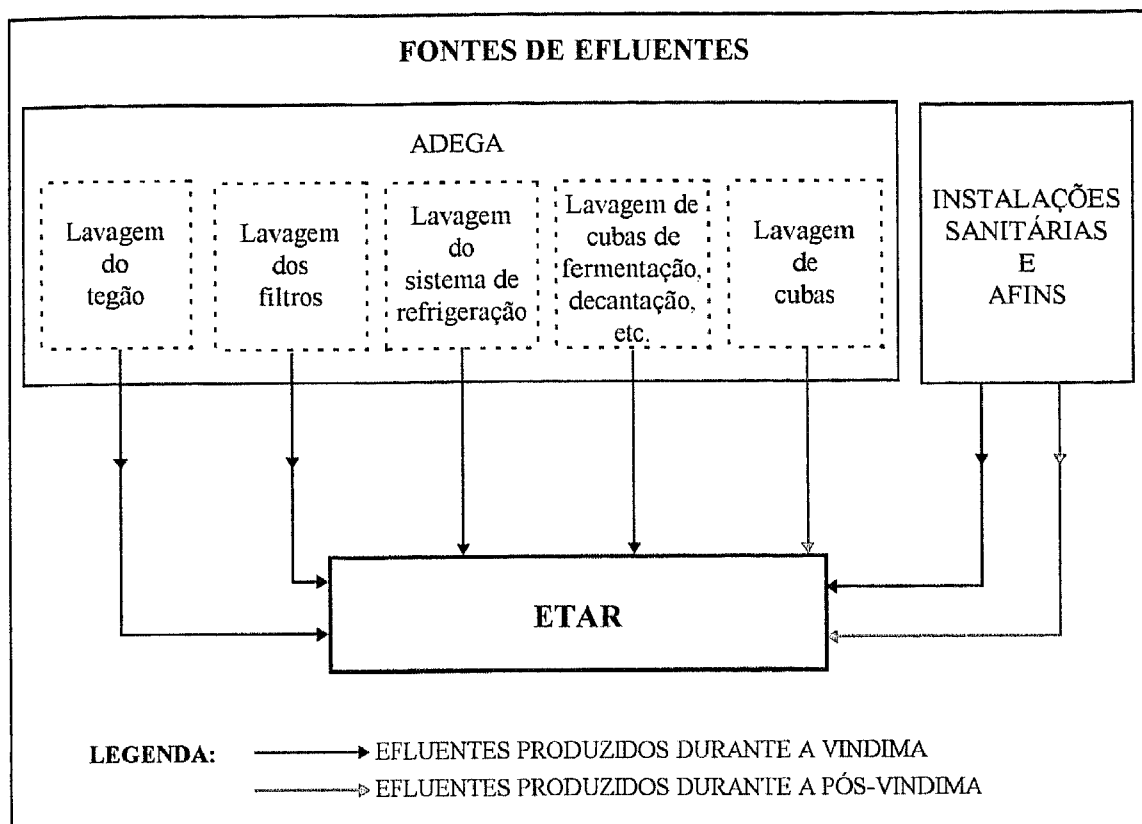


Figura 1.3 - Fontes de efluentes de uma unidade de vinificação.

A *prensagem* das uvas inicia todo o processo de transformação das mesmas em vinho. Após cada utilização, efectua-se a lavagem deste sector, operação que gera efluentes contendo substâncias provenientes das uvas, e dos produtos químicos usados na lavagem. A lavagem efectua-se com um produto comercial à base de hipoclorito.

As operações de *prensagem* estão na origem de efluentes particularmente poluentes. Na *prensagem* de vinho branco, os efluentes gerados por hectolitro de mosto são equivalentes à poluição doméstica de 3 habitantes. A recuperação das lamas do mosto de sedimentação natural pode reduzir o nível de poluição dos efluentes em 40 a 50% [4].

A Tabela 1.2 representa as características médias dos efluentes provenientes das lavagens ligadas à *prensagem* e à decantação de mostos da zona do champanhe [5], enquanto que, na Tabela 1.3, apresentam-se as características

médias dos efluentes provenientes das lavagens de uma prensa, após prensagem de uvas brancas e uvas tintas [6].

Tabela 1.2 - Características médias dos efluentes provenientes das lavagens associadas à prensagem e à decantação de mostos da zona do champagne [5].

PARÂMETRO ANALÍTICO	TEORES
pH	4.1 - 6.2
SST (mg/L)	940
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	4800
CQO (mg O ₂ /L)	9900
N _T (mg N/L)	140
P _T (mg P/L)	40

Tabela 1.3 - Características médias dos efluentes provenientes das lavagens de uma prensa, após prensagem de uvas brancas e uvas tintas [6].

PARÂMETRO ANALÍTICO	TEORES	
	Vinho tinto	Vinho branco
pH	3.5	3.3
SST (mg/L)	2310	125
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	5353	-
CQO (mg O ₂ /L)	11480	1451

A clarificação do vinho por *filtração ou centrifugação* é uma etapa fundamental no processo de produção do vinho. Este procedimento consiste na remoção de matéria em suspensão que provoca turvação dos vinhos. As cargas poluentes resultantes destas operações são bastante diversas, devido à grande variabilidade na quantidade de água utilizada, no tipo de equipamento (separando ou não as respectivas lamas) e no objectivo em vista (filtração / centrifugação de mosto, ou filtração de vinhos com borras, ou utilização de filtros de diatomáceas, etc.). Na Tabela 1.4, apresentam-se algumas cargas específicas (g/hL de vinho tratado), relativas a estas operações, quando aplicadas a mosto e vinho da zona de Bordéus [3].

Tabela 1.4 - Poluição causada pelas operações de filtração e centrifugação, aplicadas a mosto e vinho da zona de Bordéus [3].

TIPO DE OPERAÇÃO	CQO (g/hL VINHO)	SST (g/hL VINHO)
Filtro rotativo de diatomáceas	184.5	50.8
Centrifugação de vinho branco com borras	196	45.1
Centrifugação de vinho tinto com borras	26.4	54.0

A refrigeração das cubas de fermentação é geralmente realizada por um circuito de água fria, cujo volume é elevado, sendo praticamente equivalente ao volume do mosto. O *sistema de refrigeração* existente numa adega é periodicamente descarregado e limpo. O efluente gerado durante a limpeza do sistema de frio corresponde ao líquido e produtos de limpeza que circulou no sistema. Deste modo, este efluente não contém carga poluente apreciável (Tabela 1.5) [7], a menos que haja perda de mosto.

Tabela 1.5 - Características das águas de lavagem de um sistema de refrigeração, de uma adega de vinho verde [7].

PARÂMETRO ANALÍTICO	TEORES
pH	13.3
SST (mg/L)	151
CQO (mg O ₂ /L)	1430
Azoto Kjeldahl (mg N/L)	10.3
Fenóis (mg C ₆ H ₅ OH/L)	<0.48
Cloro residual total (mg C ₂ /L)	0.05

As características dos efluentes associados às movimentações de vinho dependem da época do ano em que são efectuadas, isto é, do estado de transformação do vinho ao longo do seu processo de maturação. As primeiras trasfegas realizam-se de Novembro até ao final de Dezembro que corresponde ao período de tratamento do vinho; as segundas trasfegas, a partir de Fevereiro, período que corresponde à saída do vinho para engarrafamento.

As águas de lavagem de cubas apresentam valores de carga poluente diferentes, consoante se trate de lavagem de cubas de fermentação, de decantação, lavagem de cubas após a 1ª trasfega ou a 2ª trasfega (Tabela 1.6) [8,9].

Tabela 1.6 - Características médias de efluentes de lavagem de cubas, de uma adega de vinificação [8,9].

OPERAÇÃO	pH	CBO ₅ (mg/L)	CQO (mg/L)	SST (mg/L)
- Água de lavagem de uma cuba de fermentação	3.75	7400	11500	12800
- Água de lavagem de uma cuba após 1ª trasfega	3.70	9728	15175	17500
- Água de lavagem de uma cuba após 2ª trasfega	3.70	9316	16334	3641

A água de lavagem de cubas após 1ª trasfega diferencia-se das águas de lavagem após 2ª trasfega por ter uma taxa de matéria em suspensão mais elevada e um volume de água mais elevado [8]. Esta etapa apresenta um risco de poluição a não desprezar, como se pode observar na Tabela 1.6. É de salientar que a carga poluente resultante da lavagem de cubas de vinho branco e tinto é, em geral, diferente (Tabela 1.7) [10].

Tabela 1.7 - Carga poluente associada à lavagem de cubas de vinho branco e vinho tinto [10].

PARÂMETRO	OPERAÇÃO DE LAVAGEM					
	Cuba de fermentação		1ª trasfega		2ª trasfega	
	Tinto	Branco	Tinto	Branco	Tinto	Branco
SST (g/hL)	0.7	8.9	1.5	4.9	0.24	0.23
CQO (g/hL)	12.2	24.1	25.9	23.3	3.03	3.37

A lavagem de cubas pode ser efectuada apenas com água, ou recorrendo a um produto de limpeza que contém hidróxido de sódio e a um outro, constituído, basicamente, por hipoclorito de sódio (solução desinfectante). A utilização de hidróxido de sódio permite a eliminação do tártaro. O efluente desta operação gera não só uma poluição orgânica pela presença do ácido tartárico, como também certa toxicidade ligada à presença do sódio e um pH elevado [5]. No entanto, quando as lavagens são efectuadas só com águas, o pH deste tipo de efluente pode apresentar uma carácter ácido.

A existência de instalações sanitárias e afins origina efluentes que apresentam características idênticas a um efluente doméstico, diferenciando-se, assim, dos efluentes das instalações vinícolas propriamente ditas.

1.2 - PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES VINÍCOLAS

Uma das primeiras medidas a adoptar para evitar o aumento da degradação já existente dos cursos de águas é a utilização de sistemas de depuração, que permitem corrigir, a título curativo, a poluição presente nos efluentes gerados pelas actividades humanas. A utilização destes sistemas é uma premência que, actualmente, induzida por lei, torna-se obrigatória.

É importante salientar que a adopção de medidas preventivas são sempre preferíveis às curativas. Por este facto, tornar-se-á vantajoso investir no domínio da redução de potenciais fontes de poluição e da redução do volume de efluente produzido, mediante o desenvolvimento de tecnologias menos poluentes [11]. A implementação destas medidas também contribui para a diminuição do custo do sistema de tratamento. A aplicação de algumas medidas práticas permitem reduzir significativamente o volume de efluentes [4,11]:

- sensibilização do pessoal;
- separação de efluentes gerados na adega das águas pluviais;
- recirculação e/ou reaproveitamento das águas do sistema de refrigeração;
- economia de água nas lavagens, utilizando aparelhos de limpeza sob pressão.

No processo de uma adega vinícola, é possível reduzir a matéria orgânica nas diferentes etapas da produção [11]:

- recuperação de subprodutos (borras e lamas);
- valorização de tártaro e soluções de tartarato;
- recuperação de produtos de filtração;
- limitar as perdas de produto.

A separação prévia de matérias sólidas, como tartaratos, borras de fermentação, bolos de filtração, é fundamental na redução da carga poluente associada à lavagem de cubas.

As borras e lamas representam mais de 40% da poluição orgânica de uma adega. Estes subprodutos, quando recuperados, podem ser reaproveitados em destilarias ou como fertilizantes [5]. É possível separar a fracção líquida da matéria em suspensão, utilizando filtros prensa ou rotativos de vazio, no sentido de separar as águas de lavagem muito concentradas das menos concentradas.

Os cristais de bitartarato de potássio, produzidos pela estabilização dos vinhos a frio, podem ser recuperados para produção de ácido tartárico. A eliminação química do tártaro é realizada com soda cáustica que dissolve o bitartarato de potássio [12]. A quantidade de soda cáustica necessária pode ser reduzida, mediante a utilização de técnicas, como sejam [5,12]: eliminação das incrustações por acção mecânica, lavagem com água quente, imediatamente após a trasfega, e utilização de materiais com fraca rugosidade como revestimentos internos das cubas.

Após o tratamento, as águas residuais podem ser simplesmente lançadas para uma canalização pública, ou, de uma forma directa, na linha de água mais próxima, ou para o solo.

Na primeira situação, o efluente misturado com o esgoto doméstico será, posteriormente, sujeito a um tratamento final na estação de tratamento municipal, caso exista. Em todo o caso, é necessário submeter o efluente a um pré-tratamento, de modo a que o seu lançamento não vá perturbar o funcionamento do sistema de colectores, nem o funcionamento da ETAR conjunta. O pré-tratamento pode englobar as seguintes etapas:

- remoção de sólidos;
- regularização do caudal;
- controlo de pH.

Esta solução não é muito aceite pelos municípios e, geralmente, só é considerada nos casos em que a unidade vinícola não possa, ela mesmo, implementar um sistema de tratamento.

Sempre que os efluentes são lançados directamente num curso de água ou em solos, é necessário submetê-los a um sistema de tratamento, que permita obter um efluente compatível com as normas relativas ao meio receptor local, de acordo com o estipulado no Decreto Lei das águas 74/90. Este tratamento não é fácil de implementar por razões económicas e tecnológicas. A natureza da poluição, a diversidade de aspectos, como tecnologia de fabrico ou os produtos tratados, representam obstáculos à remoção da poluição.

Os efluentes podem ser tratados por processos físicos, químicos e biológicos. Num sistema de tratamento, as unidades de tratamento individual podem surgir com variadas combinações. Uma divisão clássica, que se utiliza num sistema de tratamento, é:

- pré-tratamento e/ou tratamento primário que envolve processos físicos;
- tratamento secundário que envolve processos químicos e biológicos;
- tratamento terciário que pode envolver qualquer um dos processos anteriores.

Existem, hoje, exemplos concretos de aplicação de processos técnicos eficazes na depuração deste tipo de efluente. No entanto, existem ainda campos vastos para a investigação, visando a melhoria dos sistemas em causa. De seguida, são descritos os principais métodos usados no tratamento de efluentes vinícolas.

1.2.1 - Pré-tratamento

A primeira etapa de um processo consiste no *pré-tratamento* das águas residuais, o qual consiste na remoção dos constituintes que possam causar problemas de manutenção ou de operação no sistema de tratamento.

A *remoção de sólidos* por gradagem e/ou tamisagem constitui um dos métodos utilizados no pré-tratamento, revelando-se extremamente importante, porque reduz a carga de materiais sólidos e evita danos e obstruções nas fases subsequentes. A *grade* é utilizada para remoção dos sólidos de maior dimensão, enquanto que a remoção dos sólidos menores é assegurada por um *tamisador*. Existem vários tipos de tamisadores, salientando-se o de grelha estática, o de tambor e/ou disco rotativo, e o de centrifugação.

Os efluentes vinícolas apresentam uma grande concentração de sólidos em suspensão, especialmente durante a época das vindimas, pelo que a utilização de um sistema de remoção de sólidos é prática usual, independentemente do sistema de tratamento adoptado. Neste caso, o tamisador de grade estática é o mais utilizado no pré-tratamento [13,14].

A *homogeneização* garante a regularização das cargas hídricas e a redução de gradientes de concentração dos efluentes, permitindo que os processos de tratamento, que ficam a jusante, possam operar nas condições mais apropriadas.

1.2.2 - Tratamento físico-químico

1.2.2.1 - Sedimentação

A remoção por sedimentação é baseada na diferença específica entre as partículas sólidas e o líquido, verificando-se a deposição dos sólidos em suspensão. A sedimentação é usada para remoção da matéria inorgânica, no sedimentador primário; para remoção de flocos biológicos, no sedimentador de lamas activadas e leito percolador; e é também empregue para remoção de flocos químicos, quando se utiliza um processo de coagulação química [15]. Em alguns casos, a sedimentação é o único tratamento ao qual as águas residuais são sujeitas, sendo também utilizada numa ou mais etapas de uma sequência de tratamento.

Dependendo da concentração e da tendência das partículas para interaccionarem, podem ocorrer quatro tipos de sedimentação, descritos na Tabela 1.8 [15]. Durante a operação de sedimentação, é possível a ocorrência simultânea de mais de um tipo, podendo, até mesmo, ocorrer os quatro.

Tabela 1.8 -Tipos de sedimentação ocorrentes no tratamento de águas e efluentes [15].

TIPO	DESCRIÇÃO	APLICAÇÃO OU OCORRÊNCIA
Partículas discretas (tipo 1)	Sedimentação de partículas em suspensão, de reduzida concentração em sólidos. As partículas sedimentam individualmente, não ocorrendo interação significativa entre partículas vizinhas.	Remoção de saibro e areia.
Floculenta (tipo 2)	As partículas de uma suspensão relativamente diluída coalescem ou floculam durante a sedimentação. Por coalescência, há aumento de massa das partículas e consequente aumento da velocidade de sedimentação.	Remoção parcial dos sólidos em suspensão no esgoto bruto, na sedimentação primária e na camada superior de sedimentadores secundários. Remoção de flocos químicos, de águas ou efluentes.
Retardada ou Zonada (tipo 3)	Ocorre em suspensões de concentração intermédia, onde as forças entre partículas são suficientes para retardar (perturbar) a decantação de partículas vizinhas. As partículas mantêm uma posição relativa, sensivelmente constante, e a massa das partículas decanta como um todo, criando-se uma interface sólido/líquido no topo da massa em processo de sedimentação.	Ocorre na "camada de lodo" (sludge blanket) dos sedimentadores de água floculada ou de sedimentadores secundários em processos biológicos de tratamento de efluentes.
Compressão (tipo 4)	Quando as partículas existem numa concentração tal, que se cria uma estrutura, ocorre sedimentação apenas por compressão dessa estrutura. Esta compressão verifica-se devido ao peso de partículas que são constantemente adicionadas à estrutura, graças à sedimentação que tem lugar no líquido sobrenadante.	Ocorre nas camadas inferiores de uma massa profunda de lamas: base de um sedimentador secundário num processo de tratamento biológico de efluentes e em espessamento de lamas resultantes de tratamento de água ou efluentes.

1.2.2.2 - Coagulação-floculação

A remoção de partículas não sedimentáveis (coloidais) é realizada pelo processo de coagulação-floculação: este processo consiste na agregação mútua dos colóides em suspensão para se tornarem em pequenos aglomerados (flocos) de dimensão e peso suficiente, a fim de serem removidos do seio de suspensão, por meio de filtração ou sedimentação.

Os coagulantes podem classificar-se em coagulantes minerais, polímeros orgânicos, sintéticos e naturais. Como coagulantes naturais, empregam-se principalmente sais de cátions trivalentes (Al^{3+} e Fe^{3+}) e, como coagulantes orgânicos, os mais utilizados são polímeros sintéticos de estrutura linear ou ramificada, de alto peso molecular [16]. Vaughn e Marsh [17] salientam que, adicionando 1.8-4.8 g de CaCl_2/m^3 a vinhaças de vinho até se obter pH 11, origina-se a sedimentação dos sólidos

suspensos e coloidais. Este tratamento precipita os tartaratos e o tartarato de cálcio, reduz em 50% o CBO do efluente e produz um efluente quase sem cor que, por infiltração descontínua, se escoia facilmente no solo.

Hodgon [17] desenvolveu um tratamento de uma combinação de vinhaças e águas residuais de vinho por coagulação com cal. Para atingir um pH 10.5 e uma substancial coagulação, foi necessário adicionar 1.2 g de cal/m³ de água. Este processo gerou muitas lamas com cal. Para essas condições, não se justificava a adoção deste tratamento, tendo como base a relação percentagem de remoção/dose de coagulante utilizado. No entanto, as águas residuais vinícolas, quando não incluem efluentes de destilação, são menos ácidas, pelo que não é necessário adicionar tanta cal.

1.2.2.3 - Técnicas de concentração por evaporação

O fenómeno de evaporação é, certamente, uma das tecnologias mais interessantes para o tratamento de efluentes, quando as condições climáticas, tais como temperatura do ar, humidade relativa e velocidade do vento, possam otimizar a evaporação. Através desta técnica de tratamento, elimina-se o problema das descargas nos meios receptores naturais.

A *evaporação natural* é uma técnica rústica que consiste num derramamento do efluente num tanque estanque, para armazenagem e evaporação do fluido. Em zonas mediterrâneas, é favorável a utilização desta técnica, obtendo-se uma evaporação de 40-60 cm/ano [13,18]. Existem alguns requisitos que os terrenos utilizados para implementação deste processo devem possuir, nomeadamente: ter uma elevada área, serem acessíveis e planos, não se verificar a captação de água ou passagem de leitos de águas superficiais ou friáticos [13].

O processo oferece as vantagens de funcionar, independentemente das flutuações no caudal a tratar, e de ter custos de exploração e manutenção baixos ou praticamente inexistentes. As principais desvantagens são: custo de investimento, uma área elevada para instalação do sistema de tratamento, necessidade de impermeabilização dos terrenos e risco de aparecimento de cheiros e de desenvolvimento de insectos.

Um outro tipo de evaporação é a *evaporação por painéis*, a qual resulta da optimização do processo de evaporação natural. O efluente circula no interior do painel, sobre uma estrutura alveolar, com uma superfície específica elevada (100 a 400 m²/m³). Esta estrutura alveolar permite a fixação de películas de líquido nos alvéolos que são atravessados em cada momento pelo ar, o qual absorve uma quantidade de água necessária para se atingir a saturação, iniciando-se, nesse momento, o fenómeno de evaporação. A capacidade de evaporação é superior à de um tanque de evaporação natural (factor 100), mas continua dependente das características do ar (condições climáticas) [19,20].

Esta técnica, além de conservar um baixo custo de exploração e a aceitação de picos de poluição, permite ainda reduzir a área necessária para a instalação da unidade de tratamento, bem como riscos de odores desagradáveis.

A utilização dos painéis evaporativos no tratamento de efluentes vinícolas já foi testada em condições reais, numa adega cooperativa de França [19,20]. No nosso país, foi realizado um estudo analítico, com vista a optimizar um sistema de painéis de evaporação no tratamento de efluentes de uma adega [21]. O sistema implementado é constituído, fundamentalmente, por duas fases: a primeira, consiste na separação da fracção sólida do efluente por centrifugação; a segunda, permite a eliminação parcial ou total da fracção líquida através de painéis de evaporação. Os resultados obtidos indicam que este sistema pode ser uma solução aliciante para o tratamento dos efluentes produzidos pela actividade vinícola.

Na *evaporação em permutadores de feixe tubular*, o efluente é evaporado no interior de um feixe de tubos horizontais. O vapor produzido é recomprimido por um compressor e é utilizado como fonte de aquecimento para posteriores evaporações [8,20]. Esta técnica permite:

- optimizar o consumo energético;
- reduzir as incrustações do evaporador;
- concentrar os efluentes num factor de 6 a 20.

No domínio vinícola, estes evaporadores são utilizados na concentração do mosto e no tratamento de efluentes de destilarias, em França e Itália [19,20]. O nível de purificação obtido, de acordo com as características do efluente bruto e com o

factor concentração, pode permitir a descarga directa dos condensados no meio ambiente, ou a sua reutilização, ou pode ser necessário um tratamento posterior.

1.2.2.4 - Técnicas separativas por membrana

As membranas são verdadeiras barreiras selectivas, apresentando diferente permeabilidade às diversas espécies iónicas ou moleculares dos meios que separam. No tratamento de efluentes, as membranas mais utilizadas são as designadas semi-permeáveis, que são caracterizadas pelos diâmetros dos poros (Fig. 1.4). Após pré-tratamento e de acordo com as características das partículas a tratar, diferentes processos podem ser usados: electrodialise, osmose inversa, micro ou ultrafiltração. No tratamento de efluentes vinícolas, apenas os dois últimos processos foram objecto de estudo [19,20].

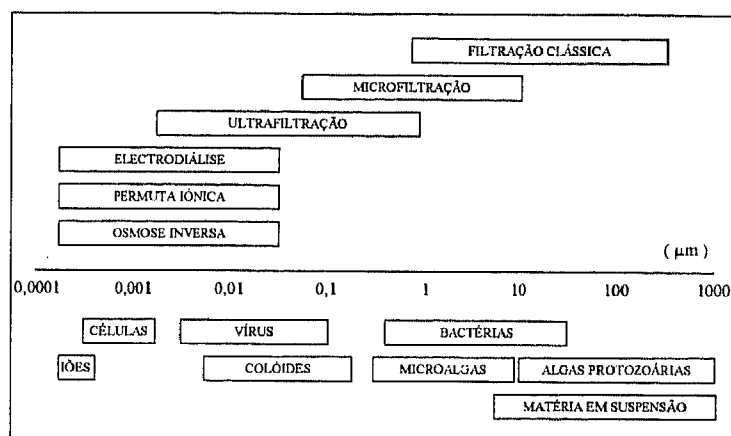


Figura 1.4 - Tipos de separação por membranas [19].

No actual estado do conhecimento, a utilização das membranas ainda não é muito aconselhável para a purificação de efluentes, dado subsistirem problemas a nível tecnológico e económico, essencialmente o custo de instalação.

Os processos de *micro* e *ultrafiltração* consistem na separação por membranas que se aplicam às soluções líquidas. A força directriz é uma diferença de pressão aplicada de um lado e de outro da membrana, que assegura, por filtração molecular, a separação dos diversos solutos. No tratamento de efluentes, verifica-se,

frequentemente, a necessidade de realizar um pré-tratamento, de modo a formar espécies de dimensões apropriadas, para que possam ser retidas pela membrana.

Obtiveram-se bons resultados no tratamento de efluentes domésticos, utilizando uma combinação de electrocoagulação-flotação seguida de microfiltração e, em efluentes industriais, por complexação seguida de ultrafiltração [19,20]. No tratamento de efluentes vinícolas, a aplicação deste processo sempre apresentou bons resultados. Em Languedoc-Roussillon [19,20], foram realizados ensaios laboratoriais de microfiltração tangencial sobre um efluente médio de uma adega (águas de lavagem de filtros), com um elevado teor de CQO solúvel e de sólidos suspensos totais (SST). Após pré-tratamento do efluente com coagulantes convencionais (cloreto de ferro, leite de cal...) e filtração por membranas de diferentes porosidades, obtiveram-se taxas de remoção de 15 a 20% de CQO e de 98% de SST. Os fluxos de permeado, obtidos nas melhores condições, tornavam-se inferiores a 200L/h/m², a partir dos quais a aplicação industrial é impraticável.

Os ensaios de oxidação dos efluentes, através do uso de produtos químicos (pré-tratamento com água de javel - mistura de hipoclorito e cloreto de potássio), permitiram taxas de eliminação de CQO de 60 a 80% para um volume adicionado igual a 1/3 do volume a tratar [19,20]. Estes resultados confirmam a importância dos pré-tratamentos antes da filtração e sugerem, igualmente, a necessidade de pós-tratamento de efluentes muito carregados de espécies poluentes.

A *osmose inversa* é uma técnica de separação em fase líquida, através de membranas semipermeáveis, sob efeito de um gradiente de pressão e de concentração. As membranas de osmose inversa deixam-se atravessar por moléculas de diâmetro menor a 1 nm e de massa molecular inferior a 100 u.m.a..

Há pouca informação sobre a osmose inversa aplicada em tratamentos de efluentes vinícolas. Ensaio de purificação com condensados de evaporação de efluentes de destilarias vinícolas (junção de evaporadores e membranas), efectuados no Centre de Recherche EDF des Renardières [19,20], demonstraram que as membranas podem proporcionar uma taxa de purificação de mais ou menos 50 %. Saliente-se, no entanto, que foi efectuada uma filtração fina preliminar. Na Tabela 1.9, apresentam-se alguns resultados obtidos nesse ensaio.

Tabela 1.9 - Resultados dos ensaios de concentração, por osmose inversa, de condensados de evaporação de efluentes de uma destilaria [20].

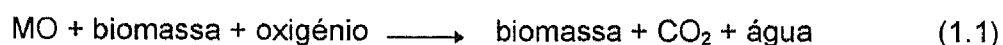
TIPO DE EFLUENTE	CQO DO CONCENTRADO DO CONDENSADO (mg/L)	CQO DO PERMEADO DO CONDENSADO (mg/L)	DÉBITO DO PERMEADO (L/h/m ³)
Condensados da evaporação de borras	1870	526	60.3
Condensados da evaporação de vinhaças	4815	586	57.2

1.2.3 - Tratamentos biológicos

Os tratamentos biológicos classificam-se em duas categorias: processos aeróbios e anaeróbios. Nos processos aeróbios, a presença de oxigénio dissolvido conduz ao consumo da poluição carbonada, produzindo microrganismos (lama) que a utiliza como substrato de crescimento. Por outro lado, nos processos anaeróbios, o consumo da poluição carbonada, na ausência de oxigénio dissolvido, dá origem, principalmente, à produção de metano e, em menor quantidade, ao desenvolvimento de biomassa.

1.2.3.1 - Processos aeróbios

Do ponto de vista bioquímico, nos *processos aeróbios*, a matéria orgânica (MO), que constitui a carga poluente, é oxidada a CO₂ por desidrogenação. O hidrogénio libertado reage com o oxigénio transferido para dar origem à água. Esta oxidação é acompanhada por uma forte libertação de energia bioquímica, armazenada na forma molecular (ATP e NADH₂). Esta energia é utilizável pelos microrganismos, tanto para se reproduzirem sob a forma de biomassa, como para o seu metabolismo endógeno [19]. Este processo pode ser traduzido pela reacção global:



Para que o tratamento aeróbio funcione, é necessário fornecer oxigénio em quantidades suficientes, para que se dê a oxidação biológica. Nos processos aeróbios, podem-se considerar diferentes sistemas de tratamento:

- sistema de lamas activadas;
- sistema de filtro fixo;
- sistema de lagunagem.

O princípio do *processo de lamas activadas* consiste no desenvolvimento de cultura bacteriana sob a forma de flocos, pelo fornecimento de matéria orgânica e oxigénio. A mistura completa dentro do tanque permite estabelecer uma concentração em sólidos uniforme e fornece o oxigénio necessário. Após um tempo de contacto suficiente, o licor é enviado para um sedimentador, onde as lamas são separadas do líquido tratado.

O tratamento de *lamas activadas* convencional utiliza 6 a 8 horas de arejamento e recirculação contínua de lamas. Para estas condições, conseguem-se obter bons resultados quando se trata de uma mistura de efluente vinícola e doméstico, estando este último em maior percentagem. Em situação inversa, este processo não é totalmente eficaz [17]. As lamas activadas têm sido, desde sempre, empregues no tratamento de efluentes domésticos. No entanto, quando é utilizado no tratamento de efluentes vinícolas, o tratamento convencional é substituído por sistemas de arejamento prolongado.

Um dos primeiros sistemas de *lamas activadas com arejamento prolongado* foi instalado numa adega, no estado de Nova Iorque, em 1969-1970 [17,22]. O tempo de retenção era de 2-8 dias. O tanque de arejamento era seguido de um sedimentador e de um filtro de alta carga. Para um afluente com 300-3000 mg/L de SST e 1000 mg/L de CBO, obteve-se um efluente com 20 mg/L de SST e 30 mg/L de CBO (97% de remoção de CBO). Este sistema piloto empregava ainda um ajustamento de pH e adição de nutrientes.

Morais [16] desenvolveu um trabalho sobre a possível aplicação de um processo de absorção-lamas activadas (variante do processo de lamas activadas) para o tratamento de efluentes de uma destilaria. Este processo funcionou de acordo com o princípio de uma estação de tratamento com os bioreactores em série: com cargas orgânicas e biológicas máximas ($> 2 \text{ kg CBO}_5/\text{kg ST.dia}$) no primeiro reactor, e cargas mais baixas no segundo reactor. Quando o sistema trabalhou com um só reactor e com uma carga orgânica de $35.1 \text{ CQO}/\text{m}^3.\text{dia}$, obtiveram-se, apenas,

remoções de 45.0% de CQO e 47.5% de CBO₅. No entanto, quando o processo funcionou com os dois reactores, conseguiram-se remoções de 96.0% de CQO e 97.9% de CBO₅.

Fumi e Parodi [23,24] desenvolveram um trabalho sobre a eficácia de depuração de um sistema de tratamento aeróbio de arejamento prolongado, com estabilização parcial das lamas nos tanques de oxidação. A estação era constituída por um tamisador, um tanque de homogeneização, quatro tanques de oxidação perfeitamente agitados (sendo um deles com duplo estágio isolado e condicionado termicamente) e um tanque de decantação. O sistema foi projectado de modo a permitir inserir ou excluir um ou mais elementos, dependendo das flutuações sazonais de débitos. O tanque com duplo estágio permitiu, durante a época baixa da adegas, a realização do ciclo de tratamento só com um elemento, mas conservando o esquema de tratamento por multiestádios. Durante o período de experiência, o efluente recebido pelo sistema apresentou concentrações de CQO, CBO, azoto, fósforo e SS variáveis. Obteve-se uma eficiência de redução de CQO entre 97 e 99%, uma produção de lamas fraca (0.6 kg SS/m³ de efluente) e baixos consumos de energia.

Em 1994 [25], a partir da época das vindimas, foram implementadas duas estações de tratamento, utilizando um processo similar ao desenvolvido por Fumi e Parodi, em duas adegas, no Sul de França. Nestas estações, a remoção máxima de CQO foi de 98%, a de CBO₅, 95%; e a de SST, de 90%. Estes valores confirmam os resultados obtidos na estação de Fumi e Parodi.

Os processos de lamas activadas ocupam pouco espaço e, em alguns casos, apresentam custos iniciais baixos. Contudo, apresentam desvantagens: são vulneráveis a variações pontuais de carga; necessitam de longos períodos de arejamento para elevadas concentrações de CBO; necessitam de um controlo contínuo do sistema e ajustamento de pH.

Um *tanque percolador* consiste num leito permeável, ao qual adere a biomassa e por onde o afluente a tratar escoar. Este processo permite tanto a absorção da carga poluente pelos microrganismos, como a filtração do efluente através do meio granulado.

As alternativas de projecto são inúmeras: os sistemas podem funcionar com ou sem recirculação, com ou sem arejamento forçado e os leitos filtrantes podem ser de diversos materiais (madeira, pedra, plástico, etc.). A eficiência de remoção varia com o tipo de suporte, com o tipo de efluente e com as cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas.

Um leito percolador de pedra, implementado no estado de Nova Iorque, trata uma combinação de efluentes domésticos e vinícolas. Os dados de operação estão representados na Tabela 1.10. A percentagem de remoção de CBO desce em Outubro, durante a época alta das vindimas [17].

Tabela 1.10 - Dados de operação de um leito percolador de pedra, implementado no estado de Nova Iorque [17].

PARÂMETRO	JUNHO	JULHO	AGOST.	SET.	OUT.	NOV.	DEZ.
Caudal (m ³ /dia)	2840	2082	1893	2309	2536	3293	4731
CBO afluente (mg/L)	225	360	355	335	275	190	150
Carga orgânica (Kg CBO/m ³ .dia)	1.47	1.73	1.55	1.89	1.95	1.46	1.50
Carga hidráulica (m ³ /m ² .dia)	1.60	1.18	1.07	1.31	1.43	1.86	2.68
CBO removida (%)	60	84	82	78	12.7	60	40
SST removidos (%)	90	83	85	87	83	55	53
Temperatura (°C)	16	20	21	20	18	15	13

A eficiência do leito percolador tem melhorado com o uso de meios em plástico, visto que aceitam cargas maiores do que um meio de pedra [17]. Chipperfield [17] realizou um estudo acerca do uso de meios plásticos para o tratamento de efluentes do sector de cervejas e destilarias. Nesse estudo, verificou-se uma remoção de CBO de cerca de 80%.

Os leitos percoladores ocupam menos espaço do que as lagoas aeróbias e, geralmente, são mais fáceis de operar do que o sistema de lamas activadas. No tratamento de efluentes vinícolas, é essencial proceder a uma homogeneização e controlo de pH, antes de introduzir o efluente no leito percolador.

Um outro processo consiste na utilização de *discos biológicos*, no qual uma série de discos giram em torno de um eixo horizontal, estando os discos parcialmente

imersos no efluente a tratar, de maneira a promover condições aeróbias. Na superfície dos discos, forma-se um filme biológico.

No domínio dos efluentes vinícolas, foi realizado um estudo com base num sistema global que empregava um tanque de igualização, controlo de pH, adição de nutrientes, discos, sedimentação e, por último, filtração. Obteve-se uma remoção de 95% para uma carga de 30 dm³ de efluente por dia, por m² de área do disco [17].

Na utilização dos discos biológicos, revelam-se factores favoráveis o facto de necessitar de pouco espaço; ser resistente a choques de carga; necessitar de menos área de decantação; e apresentar baixos custos de operação. Contudo, saliente-se que os custos de investimento são directamente proporcionais ao caudal a tratar e, por vezes, este método é vulnerável a alterações de pH e temperatura.

A *lagunagem* assemelha-se a um processo biológico convencional, mas emprega mecanismos naturais mais complexos, tempos de retenção mais elevados, e pode não ser necessária a existência de recirculação para enriquecer a flora bacteriana. Nas lagoas aeróbias arejadas, realiza-se o crescimento e estabilização parcial da cultura bacteriana que é, no essencial, o ataque da carga biodegradável.

Pode-se considerar dois tipos de lagoas aeróbias:

- estritamente aeróbia - lagoa de pequena profundidade, com condições aeróbias, em que é essencial a agitação para que não se forme nenhum depósito.
- facultativa - lagoa de profundidade média; tem uma zona superficial aeróbia e uma zona inferior anaeróbia. Nestas lagoas, verifica-se, por vezes, elevadas concentrações de microalgas no efluente tratado, pelo que pode ser necessário um pós-tratamento.

Em Naples Valley, no estado de Nova Iorque [26], está implementado um sistema de lagunagem, constituído por: pré-tratamento (remoção de sólidos, neutralização e adição de nutrientes), quatro lagoas interligadas, tanques de sedimentação e filtro. O caudal de efluente diário determina quantas lagoas são necessárias e qual a sequência de tratamento. As lamas removidas nos sedimentadores são recirculadas continuamente para as primeiras duas lagoas. Nestas, é mantida uma concentração de lamas de 2500 mg/L, mas, quando estão em

excesso, são transferidas para um digestor aeróbio. A concentração de SST dos afluentes varia entre 300 a 3000 mg/L, sendo reduzida para cerca de 20 mg/L. A concentração de CBO que chega ao sistema é cerca de 1000 mg/L e, no efluente tratado, é de 30 mg/L.

A Sociedade Agrícola Comercial da Quinta da Aveleda, S.A. [27] possui uma ETAR, cujo sistema utilizado é constituído por: pré-tratamento por tamisagem; tratamento de lamas activadas em lagoas arejadas; e pós-tratamento por decantação. Na primeira lagoa, procede-se à maior remoção da carga poluente; a segunda, assegura a remoção pretendida. A ETAR garante os parâmetros mínimos de descarga.

Uma adega vinícola do estado de Nova Iorque [17] utiliza um sistema constituído por duas lagoas em série. A Tabela 1.11 apresenta os dados de operação deste processo, durante a época de prensagem. Este sistema beneficia de considerável filtração e evaporação. O sistema de tratamento consegue uma redução de 96% na concentração de CBO, verificando-se, no entanto, concentrações de oxigénio dissolvido (OD) baixas e odores.

Tabela 1.11 - Dados de operação de um sistema de lagunagem, durante a época de prensagem [17].

PARÂMETROS	EFLUENTE NÃO TRATADO	LAGOA 1	LAGOA 2
Caudal (m ³ /dia)	709	553	129
Temperatura residual (°C)	16	10	10
CBO (mg/L)	2 000	500	80
Carga (kg CBO/m ² /dia)	—	0.13	0.01
Remoção de CBO (%)	—	75	84
OD (mg/L)	5.3	1.5	5
SST (mg/L)	170	223	110
pH	8.6	6.9	7.5
Tempo de retenção (dias)	—	20-39	59-145
PO ₄ total (mg/L)	20.00	11.87	10.76
N _k total (mg N/L)	4.4	4.08	3.80
Nitratos (mg N/L)	0.6	0.55	0.57

O sistema de lagunagem tem sido bastante utilizado no tratamento de efluentes vinícolas. A opção por este sistema é fundamentada pelas vantagens que este apresenta, nomeadamente [28]:

- custo de exploração e manutenção baixos;
- pouco sensível a variações de carga hidráulica e mássica;
- baixa produção de lamas e facilmente gerida.

Todavia, é de salientar que, para implementar este processo, é necessário uma elevada área disponível.

1.2.3.2 - Processos anaeróbios

A *digestão anaeróbia* é a transformação da matéria orgânica por um ecossistema microbiano, funcionando com ausência de oxigénio. O mecanismo metabólico atravessa diferentes fases intermédias para obtenção final de metano, dióxido de carbono e águas, fundamentalmente, mas também de lamas.

A fermentação metanogénica tem lugar numa cuba geralmente fechada. A mistura é mantida em agitação por um sistema mecânico. A 37 °C, as cargas máximas aplicáveis são da ordem dos 2 kg de CQO/m³.dia para um tempo de retenção hidráulico de 10 dias, em média. A produção de biogás situa-se nos 1 m³/m³ de digestor [19]. O interesse deste reactor reside na sua capacidade de aceitar, sem problemas, efluentes com elevadas cargas de matéria em suspensão e, mesmo, efluentes do tipo vinhaças de borras. Os rendimentos são da ordem dos 90% em CQO solúvel e 80% em CQO total.

Sanders [16], utilizando vinhaças de vinho, com uma carga orgânica de 1.46 kg CBO₅/m³.dia, num digestor anaeróbio com 5 dias de retenção, obteve remoções de 99% em termos de CBO₅.

Pearson et al [17] realizaram um estudo, a nível de laboratório, sobre a aplicação de um digestor anaeróbio a efluentes vinícolas. Obteve-se uma redução de 70% em sólidos voláteis (SV), nas seguintes condições: quando se usou uma carga orgânica de 1.6-3.2 kg SV/m³.dia, um afluente com uma concentração de CBO₅ de 10000-20000 mg/L, um tempo de retenção de 10 dias e uma temperatura de 36.6 °C.

Apesar da redução na concentração de CBO ter sido maior, o efluente ainda não apresentava os parâmetros admissíveis, pelo que foi necessário um pós-tratamento [17].

O tratamento anaeróbio de águas residuais vinícolas é uma hipótese possível para se obter reduções de CBO, embora seja necessário, muitas vezes, um pós-tratamento.

O *filtro anaeróbio* consiste numa coluna que contém um material de suporte (leito) com uma grande área específica, que permite reter biomassa aderida na superfície ou dispersa nos espaços vazios do leito, formando agregados mais ou menos densos. A função dos suportes é reter os sólidos biológicos dentro do sistema e distribuir o fluxo, de modo a favorecer o contacto entre os microrganismos e o substrato, para que a remoção ocorra com eficiência. Os suportes são de natureza mineral (substância porosa) ou orgânica (PVC), variando no que se refere à forma [19].

O tempo de retenção é o parâmetro que mais afecta a eficiência de remoção. Os valores típicos de tempo de retenção situam-se entre 12 e 96 horas e os de carga orgânica volumétrica variam entre 0.2 e 16 kg CQO/m³.dia [29], dependendo do tipo e concentração a tratar. Os rendimentos de remoção solúvel de CQO são de 90 a 95%, o que corresponde a uma produção de 4 a 5 m³ de biogás por m³ de digestor [19].

Foi estudada, numa instalação laboratorial (8.4 m³) e numa instalação piloto (11 m³), a aplicação de um filtro anaeróbio para tratamento de efluentes vinícolas, que utilizava como suporte os cangos de uva, um produto vinícola rico em linhocelulose [30]. Em ambas as instalações, o filtro anaeróbio demonstrou elevadas razões de degradação e purificação para efluentes vinícolas. Para uma carga orgânica de 3.2 kg CQO/m³.dia, obteve-se uma eficiência de remoção de 95.8%.

Os *leitos fluidizados* consistem em fluidizar um suporte (de pequenas partículas), sobre o qual se fixam os microrganismos. A fluidização é obtida por recirculação do líquido e por acção de gás natural [19]. Esta técnica está a ser, cada

vez mais, implementada, obtendo-se remoções de 90% em CQO solúvel para uma carga de 30 kg de CQO/m³.dia [19].

A *fossa anaeróbia* apresenta uma concepção simples, pelo que reduz ao máximo os custos de investimento e elimina a manutenção. Geralmente, esta fossa é implementada no solo impermeabilizado e a sua profundidade pode atingir os 6 a 7 m [19].

Uma fossa de 25 m³, sem controlo da temperatura, esteve um ano inteiro a ser alimentada com vinhaças de vinho tinto. Observou-se que a temperatura tem um papel importante na eficácia do processo [19]: para uma temperatura de 7 °C e uma carga volumétrica de 0.3 g de CQO/m³.dia, o rendimento de purificação foi de 80%, enquanto que, para uma temperatura de 25 °C e uma carga volumétrica de 2 g de CQO/m³.dia, o rendimento de purificação foi de 90%.

1.2.4 - Processo natural - Irrigação

Esta técnica aproveita a capacidade de purificação dos solos, assim como o potencial uso da matéria orgânica e inorgânica dos efluentes como fertilizantes. Através das propriedades de filtração, absorção e da função de suporte biológico, o solo pode reter ou transformar os elementos minerais e orgânicos, contidos nos efluentes irrigados. Estes elementos serão utilizados, posteriormente, pelas plantas, ou armazenados no solo. O custo de investimento desta técnica é moderado, excepto quando o custo de aquisição do terreno é alto. Os terrenos utilizados para implementação desta técnica devem respeitar as normas sanitárias, nomeadamente em matéria de vizinhança, e ser acessíveis para manutenção [13]. Convém, ainda, realizar um estudo pedológico que permita definir a quantidade máxima de efluente a depositar no solo.

A Coast Laboratories [17] descreve o método de irrigação descontínua como sistema de depuração de águas residuais vinícolas. Uma carga de 93.5 m³/m² foi descarregada num terreno a um caudal de 1 m³ por dia. Torna-se necessária uma grande área de terreno, de modo a que, após cada descarga, o solo descanse e seque durante uma semana.

LaRosa [17] salienta que a irrigação descontínua é um método prático de resolver o problema dos efluentes vinícolas. No entanto, podem ocorrer odores nauseabundos e a saturação do solo. Ora, se o aparecimento de odores pode ser controlado, já a poluição do solo é um problema difícil de resolver.

Para os efluentes vinícolas, a irrigação é feita por transporte em cisterna ou por instalação fixa (rede de canalização) [13]. A irrigação por instalação fixa tem manutenção reduzida. A irrigação apresenta desvantagens relacionadas com o armazenamento em caves, ao transporte (necessidade de pessoal) e às condições climáticas. Para uma melhor eficiência da irrigação, é necessário:

- remoção prévia de sólidos;
- manutenção agrícola dos terrenos;
- ausência de estagnação e escoamento rápido;
- infiltração lenta no leito superficial, de acordo com a natureza do solo.

Dadas as características dos solos portugueses, a irrigação de efluentes vinícolas com pH ácido não é recomendada [16].

De todos os processos físico-químicos referidos, aquele que permite obter melhores resultados é o processo de evaporação por painéis. As técnicas por membranas são inovadoras, mas a sua aplicação a este tipo de efluentes ainda se encontra em estudo. Os métodos de tratamento físico-químico podem não garantir um efluente final com os parâmetros admissíveis por lei (D.L. 74/90).

Os métodos biológicos aeróbios permitem obter reduções muito importantes na carga de natureza orgânica. Os tratamentos por lamas activadas e por leito percolador são eficientes quando se utiliza um sistema de controlo fechado de operação e de pH, um tempo de retenção grande e o afluente sofre um pré-tratamento. Geralmente, são opção quando a área de terreno disponível para implementar a ETAR é reduzida. O processo de discos rotativos é um método recente, eficaz e fácil de operar, embora ainda pouco utilizado no tratamento de efluentes vinícolas. O processo de lagunagem é o processo biológico mais utilizado, desde que a adega disponha de uma elevada área de terreno. Os processos biológicos anaeróbios têm sido empregues em estudos, mas não em escala real, tendo-se verificado a necessidade de um pós-tratamento.

A irrigação de terrenos é dos processos mais rudimentares e mais utilizados quando existe uma grande área de terreno disponível e as características dos solos o permitem. No nosso país, esta opção, no entanto, não tem sido utilizada.

1.3 - ENQUADRAMENTO DO TRABALHO DESENVOLVIDO

De acordo com a documentação referida, podemos concluir que, no tratamento de efluentes vinícolas, nem um método biológico isolado, nem um método físico-químico, por si só, permitem obter um efluente final que obedeça aos parâmetros admissíveis por lei. As estações de tratamento com maior sucesso de purificação têm sido aquelas que conjugam processos físico-químicos com processos biológicos.

A Sociedade dos Vinhos Borges implementou, no Centro de Vinificação da Lixa, uma ETAR com um sistema de tratamento que conjuga tratamento físico-químico com biológico. Este sistema engloba uma fase de pré-tratamento (gradagem, desarenador, tamizador e homogeneização), seguida de um tratamento primário (sedimentação primária) e, por fim, tratamento secundário em dois estádios (leito percolador de alta carga e lamas activadas com arejamento prolongado). As lamas geradas ao longo do processo são estabilizadas num digestor aeróbio.

A não opção, por parte da empresa, por um processo de lagunagem deveu-se ao facto de a adega da Lixa não possuir a área de terreno necessária para a implementação deste processo.

Esta adega tem uma actividade de vinificação que produz, anualmente, cerca de 2,500 milhões de litros de vinho verde. A adega emite, principalmente, efluentes gerados durante a vindima, e durante o processo de maturação, envelhecimento e afinação de vinhos. Desta forma, as águas residuais contêm, essencialmente, substâncias orgânicas provenientes das uvas (durante a vindima) e dos vinhos (lavagem das cubas), embora contenham desinfectantes e produtos de limpeza, utilizados na lavagem das instalações e equipamentos, após utilização. A adega possui ainda instalações sanitárias e afins, onde são geradas águas residuais de características semelhantes às de um esgoto doméstico.

As águas residuais do processo de fabrico, da cantina e das instalações sanitárias são colectadas, canalizadas e descarregadas na ETAR em estudo. O meio receptor do efluente tratado é o ribeiro de Borba. As águas pluviais são colectadas e canalizadas separadamente, sendo conduzidas directamente para o ribeiro.

A adega apresenta um processamento que pode ser dividido em quatro épocas distintas, designadas por: época alta, época intermédia, época média e época baixa.

A época alta abrange a vindima e os efluentes gerados na adega são provenientes do processo de vinificação - rescaldos de vinho, de bagaço, de borras e águas de lavagem dos filtros de terras, das cubas de fermentação, dos tegões e do sistema de refrigeração.

Durante a época intermédia, o efluente da adega é constituído, basicamente, por águas de lavagem de cubas após trasfega, e de outros equipamentos utilizados durante a vindima.

Na época média, o efluente gerado na adega continua a ser constituído por águas de lavagem de cubas e efluente doméstico. As características físico-químicas do efluente, nesta época, são idênticas às da época anterior. No entanto, o caudal é mais reduzido, pelo facto de se esvaziarem menos cubas e, consequentemente, a quantidade de águas de lavagem ser menor.

Durante a época baixa, o afluente da ETAR reduz-se à águas residuais provenientes das instalações sanitárias e afins. O caudal é muito reduzido, sendo nulo durante o mês de Agosto, visto que não existe qualquer actividade na adega, durante esse período.

Com este trabalho, pretendeu-se reduzir a carga poluente do efluente gerado nesta adega. Iniciou-se com o arranque do sistema de tratamento e procedeu-se à optimização do seu funcionamento durante as diferentes épocas. No capítulo 2, são apresentados os parâmetros de operação e manutenção resultantes da optimização do funcionamento da ETAR. Simultaneamente, desenvolveu-se a caracterização do afluente e do efluente da ETAR. Os métodos analíticos utilizados para esta caracterização são descritos no capítulo 3. No capítulo 4 apresentam-se todos os

resultados obtidos ao longo do trabalho para as diferentes épocas de operação da ETAR. As conclusões finais de todo o trabalho são apresentada no capítulo 5.

Capítulo 2

CARACTERIZAÇÃO E CONDIÇÕES OPERACIONAIS DA ETAR

Durante o desenrolar do trabalho e de acordo com o processamento diário da adegas, as épocas estudadas situaram-se nas seguintes datas:

- época intermédia - de Novembro a Dezembro de 1995
- época média - de Janeiro a Maio de 1996
- época baixa - de Junho a Agosto de 1996
- época alta - de Setembro a Outubro de 1996

As datas da época alta variam de ano para ano, consoante a duração da vindima. Este ano a vindima foi mais reduzida, tendo terminado a entrada de uvas a meio do mês de Outubro. Os efluentes gerados em cada época já foram caracterizados no capítulo 1. Durante a vindima, o sistema de prensagem, o filtro, as cubas de fermentação e o sistema de refrigeração são lavados, utilizando apenas água. A limpeza com desinfectante e soda cáustica só é realizada no fim da vindima. Esta limpeza ocorre no início da época intermédia. Após cada trasfega, as cubas são lavadas com água, sofrendo, posteriormente, uma lavagem com soda cáustica.

2.1 - DESCRIÇÃO SUMÁRIA DA ETAR

O sistema de tratamento da ETAR é constituído por um pré-tratamento, seguido de um tratamento. Na Fig. 2.1, apresenta-se o esquema processual da ETAR. Como se pode observar no diagrama processual, o sistema é constituído pelas seguintes unidades:

- pré-tratamento
 - grade
 - desarenador
 - tamisador
 - tanque de equalização (TE)
- tratamento
 - sedimentador primário (SP)
 - leito percolador de alta carga (LPAC)
 - sedimentador intermédio (SI)
 - tanque de arejamento prolongado (TA)
 - sedimentador secundário (SS)
 - digestor de lamas (DL)

2.1.1 - Pré-tratamento

À entrada do sistema de tratamento, está colocada uma grade que tem como função remover os sólidos de maior tamanho, existentes no efluente da adega. Esta grade é do tipo circular, de limpeza mecânica, com orifícios de 2 mm de diâmetro. O dispositivo de limpeza é accionado por um sensor de nível. Esta grade não existia inicialmente no sistema de tratamento, tendo sido implementada para colmatar as deficiências verificadas durante a fase de arranque: entupimento do tamisador e avaria da bomba que conduz o afluente ao tanque de equalização. Estes problemas deveram-se ao facto de o afluente ao tanque de equalização transportar muitos sólidos, ocasionados, sobretudo, pela ausência de um dispositivo de remoção de sólidos à entrada do sistema de tratamento.

O desarenador é constituído por dois canais em cimento, de secção parabólica. A jusante dos canais, encontra-se um canal Parshall. A função deste órgão é remover as areias e sólidos de elevada massa volúmica.

O tamisador é do tipo estático, com auto limpeza, com orifícios de 2 mm de diâmetro, e está instalado no cimo do tanque de equalização. Com este dispositivo, pretende-se remover os sólidos ainda existentes no efluente a tratar.

A concepção do tanque de equalização é de geometria cilíndrica, com 3.5 m de diâmetro e 3.2 m de altura, e é construído em aço ao carbono Fe 360 revestido com tinta. Está dotado de um sistema de injeção de ar, que permite uma homogeneização do líquido e evita o desenvolvimento de condições anaeróbias.

2.1.2 - Tratamento

Nesta estação, existem três sedimentadores:

- sedimentador primário - remoção de sólidos suspensos e sedimentáveis orgânicos e inorgânicos;
- sedimentador intermédio - remoção de sólidos sedimentáveis orgânicos;
- sedimentador secundário - remoção de lamas biológicas.

Os sedimentadores são iguais, do tipo tronco-piramidal, construídos em aço ao carbono Fe 360 revestido com tinta. As dimensões são as seguintes:

- largura da zona de secção quadrangular = 1.3 m
- inclinação da zona piramidal - 60°
- altura total = 2.1 m
- volume total = 2.0 m³

Nos sedimentadores primário e intermédio, as lamas são conduzidas para o digestor. No secundário, são recirculadas para o tanque de arejamento e, no caso de excesso, para o leito percolador.

O leito percolador de alta carga é de geometria cilíndrica, com 2.5 m de diâmetro e 4.0 m de altura, e é construído em aço ao carbono Fe 360 revestido com tinta. Acoplados à face exterior do tanque, encontram-se dois pequenos recipientes em forma de segmento de coroa circular, que constituem os poços de bombagem do grupo de recirculação e do grupo de bombagem que conduz o efluente para o sedimentador intermédio. O leito fixo tem uma altura de 2.55 m e é constituído por um material de plástico, com uma área superficial específica (ASE) de 150 m²/m³. O sistema de distribuição de líquido é fixo, constituído por um cilindro central, donde partem 4 braços providos de um chuveiro nas extremidades.

O tanque de arejamento é construído em aço ao carbono Fe 360 revestido com tinta. Tem geometria cilíndrica, com uma altura de 3.2 m e um diâmetro de 3.0 m. O oxigénio necessário ao crescimento dos microrganismos é fornecido por ar comprimido, através do qual consegue-se obter uma completa homogeneização do licor misto, contido no tanque.

O digestor de lamas, tal como os outros tanques, é construído em aço ao carbono Fe 360 revestido com tinta e tem geometria cilíndrica, com 3.5 m de altura e 3.0 m de diâmetro. O digestor também está dotado de um sistema de injeção de ar. Nesta unidade, as lamas primárias e intermédias são estabilizadas por forma a não ter actividade biológica, nem cheiros. Depois de estabilizadas, são descarregadas para um tanque, onde permanecem para posterior utilização.

As interligações entre as diferentes unidades de tratamento são realizadas de forma gravítica ou com o recurso a bombagem.

Interligações gravíticas:

- sedimentador primário / leito percolador
- sedimentador intermédio / tanque de arejamento
- tanque de arejamento / sedimentador secundário
- digestor / tanque de armazenamento

Interligações bombadas:

- poço de bombagem / tanque de equalização
- tanque de equalização / sedimentador primário
- tanque percolador / sistema de distribuição (chuveiros)
- tanque percolador / sedimentador intermédio
- sedimentador primário e sedimentador intermédio / digestor
- sedimentador secundário / digestor

Todas as bombas podem funcionar continuamente, ou serem programadas através de temporizadores para trabalharem durante intervalos de tempo pré-definidos.

Na ETAR, como já foi referido, existem três sistemas de injeção de ar. Em todos eles, o oxigénio necessário é fornecido por ar comprimido, produzido por um compressor existente na adega e canalizado para a ETAR. Nos respectivos tanques, o ar é transmitido por difusores. Inicialmente, o ar comprimido necessário para cada unidade era produzido em compressores individuais de pequena capacidade que tiveram de ser removidos devido a falhas mecânicas.

A ETAR está equipada com um sistema de medição de caudal e de medição de pH. O medidor de caudal está instalado no canal aberto, com descarregador triangular, que está situado a jusante do sedimentador secundário. Este medidor regista o nível de água no canal que depois é convertido para caudal. Não foi possível realizar esta medição, uma vez que o canal não estava normalizado.

O medidor de pH é, essencialmente, constituído por um eléctrodo, instalado na conduta de recirculação do efluente recirculado no tanque percolador, que permite a leitura de valores instantâneos. Não foi possível, neste estudo, registar valores de pH com este aparelho, pelo facto do eléctrodo se encontrar danificado e nunca ter sido substituído, após diligências nesse sentido.

Estão ainda instalados dois sistemas de doseamento de reagentes: um sistema de doseamento de nutrientes e outro de reagente neutralizante. O primeiro permite a adição de azoto e/ou fósforo ao afluente a tratar; o segundo permite a adição de hidróxido de sódio quando a afluente a tratar é ácido, ou a adição de ácido fosfórico quando o afluente é alcalino.

2.2 - CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO

Numa das primeiras visitas à ETAR, detectou-se um erro de execução do projecto: a tubagem de entrada de afluente do tanque de arejamento estava trocada com a tubagem de saída do efluente. Esta falha teve de ser rectificada, antes de se poder iniciar o pré-arranque da ETAR.

O pré-arranque da ETAR realizou-se no fim do mês de Setembro de 1995. Utilizando água proveniente de um poço, verificou-se o funcionamento hidráulico e o funcionamento do equipamento electromecânico de todo o sistema de tratamento.

O arranque só pôde ser realizado no início do mês de Outubro de 1995. Procedeu-se, primeiramente, à adaptação do inóculo (proveniente da estação de tratamento de efluentes domésticos da Maia) às condições de laboração.

No tanque de arejamento, cheio de água até metade do volume total, introduziu-se o inóculo que foi gradualmente exposto a concentrações crescentes de efluente a tratar, mantendo-se o arejamento do tanque. Este processo gradual de aclimação permitiu a adaptação da biomassa ao efluente vinícola e, consequentemente, uma melhor eficiência de remoção de substrato quando a ETAR começou a funcionar. No tanque percolador, também se introduziu uma pequena quantidade de inóculo, a fim de facilitar o arranque desta unidade, ou seja, a formação de filme biológico.

Depois do inóculo do tanque de arejamento estar adaptado, começou-se por introduzir o caudal de afluente a tratar.

Na Tabela 2.1, são apresentadas as características quantitativas e qualitativas do efluente vinícola, adoptadas para o dimensionamento da ETAR.

Tabela 2.1 - Características médias do efluente da adega - dados de projecto [31].

PARÂMETRO	ÉPOCA BAIXA	ÉPOCA INTERMÉDIA	ÉPOCA ALTA
Caudal (m ³ /dia)	1.30	2.65	7.50
CQO (mg O ₂ /L)	1056	2683	3517
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	570	1470	2100
SST (mg/L)	280	6710	2880
P _T (mg/L)	7.81	3.83	10.30
N _K (mg/L)	118.0	85.0	90.0

2.2.1 - Parâmetros de operação

No âmbito da condução do processo, foram ajustados parâmetros de operação para cada época, tais como: caudal de afluente, períodos de arejamento, recirculação de lamas, descargas de lamas, correcção de pH e adição de nutrientes, tendo como base os dados de Projecto (Tabela 2.1) para a época a decorrer. Tendo em conta o carácter sazonal do efluente da adega, estes parâmetros foram definidos para as quatro épocas, com base nas características do efluente e de cada unidade de tratamento. É de salientar, contudo, que o projecto apenas contempla 3 fases. Para além destes parâmetros, foram necessários realizar procedimentos de operação e manutenção em cada unidade de tratamento, que permitiram um funcionamento mais eficiente de todo o processo.

No *Tanque de equalização*, são introduzidos dois parâmetros de operação - arejamento e caudal de efluente a tratar nas restantes unidades. Os períodos de arejamento foram definidos para cada época, de modo a garantir a homogeneização do líquido. O caudal de efluente a tratar nas restantes unidades variou de época para época e, por vezes, durante cada época (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Parâmetro de operação do tanque de equalização, obtido no decurso da execução deste trabalho.

Parâmetro	Época alta	Época intermédia	Época média	Época baixa
Caudal (m ³ /dia)	2.2 a 12.3	1.0 a 2.0	1.0 a 0.5	0.4 a 0.6

No sedimentador primário e no sedimentador intermédio, a descarga de lamas realizou-se diariamente, excepto na época baixa. Durante esta época, a descarga foi realizada de 2 em 2 dias. O caudal de lamas primárias e de lamas intermédias a descarregar foi calculado com base na quantidade de sólidos removidos e pela expressão [15]:

$$M_{SST} = (SST_{saída} - SST_{entrada}) * Q \quad (2.1)$$

$$Q_{lamas} = \frac{M_{SST}}{(S_{lamas} \rho_{água} / P_{sólidos})} \quad (2.2)$$

em que:

M_{SST} = massa de sólidos removida (kg/dia)

$SST_{saída}$ = concentração de SST no efluente do sedimentador (kg/m^3)

$SST_{entrada}$ = concentração de SST no afluente do sedimentador (kg/m^3)

Q = caudal de efluente (m^3/dia)

Q_{lamas} = caudal de lamas a remover (m^3/dia)

S_{lamas} = gravidade específica das lamas

$\rho_{água}$ = densidade da água (kg/m^3)

$P_{sólidos}$ = percentagem de sólidos expressa em número decimal

Os valores da percentagem de sólidos e da gravidade específica das lamas adaptados para o sedimentador primário e intermédio são apresentados na Tabela 2.3 [15].

Tabela 2.3 - Características físicas e quantitativas das lamas produzidas num sedimentador primário e intermédio [15].

OPERAÇÃO DE SEDIMENTAÇÃO	GRAVIDADE ESPECÍFICA	PERCENTAGEM DE SÓLIDOS (%)
Sedimentação primária	1.02	6
Sedimentação secundária	1.03	1.5

O funcionamento das bombas foi ajustado ao caudal pretendido. Efectuou-se este cálculo teórico porque, dadas as características das condutas, não foi possível determinar a concentração de SST nas lamas primárias.

Para maior eficiência do *tanque de arejamento*, adoptaram-se as seguintes relações [ref.15]:

- pH, no afluente, compreendido entre 6.5 e 8.5;
- razão de nutriente $\text{CBO}_5\text{:N:P} = 100\text{:5:1}$;
- razão de recirculação 0.5 a 1.0;
- concentração de SST no tanque de 3000 a 6000 mg/L;
- tempo de retenção médio de 25 dias.

Os períodos de arejamento foram definidos de modo a assegurar uma concentração de OD, no tanque de arejamento, entre os valores 1.5 e 3 mg/L.

No *sedimentador secundário*, as lamas foram recirculadas para o tanque de arejamento, periodicamente, ao longo do dia. O caudal de lamas a recircular foi determinado por:

$$Q_r = Q * R \quad (2.3)$$

em que:

Q_r = caudal de lamas recirculado

Q = caudal de afluente ao sedimentador secundário (m^3/dia)

R = razão de recirculação (m^3/dia)

A razão de recirculação do caudal de lamas adoptada para a época média e intermédia foi de 0.5; na época baixa e alta, passou-se a utilizar a razão de 1.0, porque o teor de sólidos no tanque de arejamento ficou muito reduzido durante a época baixa.

Considerou-se que só existia lamas em excesso quando a concentração de sólidos suspensos no tanque de arejamento fosse superior a 3000 mg/L [22]. O caudal de lamas em excesso a descarregar é determinado pela expressão:

$$Q'' = \frac{V_r X}{\theta_c X_r} \quad (2.4)$$

em que :

Q'' = caudal de lamas em excesso (m^3/dia)

V_r = volume do tanque de arejamento (m^3)

X = concentração de SST no tanque de arejamento (mg/L)

θ_c = tempo de retenção (dia)

X_r = concentração de SST na corrente de recirculação de lamas (mg/L)

No decorrer deste trabalho, considerou-se que não existiam lamas em excesso, visto que a concentração de SST no tanque de arejamento foi sempre inferior a 3000 mg/L. Assim, todas as lamas secundárias foram recirculadas para o tanque de arejamento.

Para o *digestor*, definiram-se os períodos de arejamento, de modo a assegurar uma concentração de OD entre os valores 1 e 2 mg/L [15].

2.2.2 - Procedimentos de operação e manutenção

2.2.2.1 - Grade e tamisador

Para a grade e tamisador, apesar de serem equipamentos diferentes, os procedimentos de manutenção e operação empregues são semelhantes. Nestes equipamentos, foi essencial proceder-se à remoção diária dos sólidos e à limpeza das grades. Com efeito, garantiu-se uma maior eficiência do funcionamento e o não aparecimento de condições sanitárias inadequadas, tais como odores desagradáveis e proliferação de insectos. Por vezes, durante a época alta, como a quantidade de sólidos era maior, foi necessário removê-los duas vezes no mesmo dia.

2.2.2.2 - Desarenador

No desarenador, foi essencial a remoção das areias e a limpeza dos canais diária, para garantir um melhor escoamento do afluente e evitar o aparecimento de cheiros desagradáveis.

2.2.2.3 - Sedimentador primário

A apreciação do funcionamento do sedimentador primário baseou-se em aspectos gerais e no controlo analítico. Os primeiros incidiram na observação geral do funcionamento, através da qual se verificaram aspectos, como odores, existência à superfície de lamas e/ou gorduras, arrastamento de sólidos com o efluente e limpeza geral do sedimentador, que permitiram ter uma ideia da eficiência do processo. Para controlo analítico, determinaram-se as concentrações de CQO e SST no afluente e efluente desta unidade. A análise das lamas primárias não foi possível dado as características da conduta de descarga de lamas que não permitia a recolha de amostras.

Os procedimentos de operação envolveram o controlo analítico, a descarga de lamas e acções de limpeza. As determinações analíticas ao afluente e efluente permitiram avaliar a carga afluente e a eficiência do equipamento.

Um efluente turvo com arrastamento de sólidos, subida de lamas à superfície, acumulação de sólidos e aparecimento de algas nas paredes do tanque foram alguns dos problemas operativos que surgiram nesta unidade de tratamento. Na Tabela 2.4, apresentam-se alguns dos problemas mais usuais, e indicam-se as acções tendentes à sua resolução.

Tabela 2.4 - Problemas operativos de um sedimentador primário e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
1 - Desenvolvimento de algas nas paredes do sedimentador.	- Acumulação de sólidos e/ou crescimento de plantas aquáticas.	- Limpeza mais frequente e eficiente das superfícies.
		- Pré-cloragem e raspagem das superfícies com maior frequência.
2 - Lamas à superfície.	- Decomposição das lamas no próprio sedimentador.	- Remover as lamas com maior frequência ou aumentar o caudal de descarga de lamas.
	- Conduta de extracção de lamas entupida.	- Limpar a conduta.
3 - Cheiros desagradáveis.	- Operação de lamas incorrecta.	- Aumentar o caudal de descarga de lamas.
	- Pré-tratamento inadequado.	- Verificar a eficiência das operações de pré-tratamento. Pré-arejar o esgoto.

Tabela 2.4 (cont.) - Problemas operativos de um sedimentador primário e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
	- Conduta de extracção de lamas colmatada.	- Limpar a conduta.
4 - Dificuldade na remoção de lamas sedimentáveis.	- Baixa velocidade na conduta de extracção.	- Aumentar a velocidade de extracção de lamas.
	- Conduta ou bombas de extracção de lamas colmatada.	- Desobstruir o sistema de extracção de lamas.
	- Excessiva acumulação de areias ou outros materiais facilmente colmatáveis.	- Melhorar a eficiência do pré-tratamento.
5 - Baixo teor de sólidos nas lamas.	- Sobrecarga hidráulica.	- Reduzir a carga hidráulica.
	- Excessiva bombagem de lamas.	- Reduzir a frequência e a duração das descargas.
6 - Turbulência na massa líquida.	- Bombagem deficiente de afluente.	- Modificação dos períodos de bombagem.
7 - Águas residuais sépticas e com mau cheiro.	- Operação de remoção de lamas incorrecta.	- Remover com maior frequência as lamas ou aumentar o caudal de descarga de lamas.
	- Pré-tratamento inadequado.	- Pré-arejar o esgoto

2.2.2.4 - Leito percolador de alta carga

A apreciação do funcionamento do leito percolador de alta carga baseou-se no controlo analítico e na observação do leito. O meio de enchimento deve estar coberto, uniformemente, de filme biológico que deve ter um tom esverdeado escuro e um grau de humidade que o torna escorregadio. Não se deve observar a existência de poças de água e a existência de moscas ou larvas na superfície do leito de enchimento. Neste tanque, a razão de recirculação de efluente é definida pelo próprio equipamento, não podendo ser alterada.

As operações de limpeza consistiram na remoção de detritos acumulados no sistema de drenagem e na limpeza dos chuveiros. Os chuveiros constituíram um dos principais problemas verificados nesta unidade, pelo facto de entupirem frequentemente e não permitirem obter uma zona molhada uniforme. Apesar de se ter substituído os chuveiros inicialmente existentes por uns maiores, não se conseguiu evitar o entupimento destes. O recipiente anexo ao leito percolador, no qual se encontra o grupo de bombagem de ligação ao sedimentador intermédio, apresenta dimensões muito elevadas, o que proporcionava a deposição de sólidos e, consequentemente, o aparecimento de insectos, principalmente durante as

épocas médias e baixas em que o caudal de efluente era muito pequeno. A solução para este problema está em reduzir o tamanho desse tanque ou em colocar a bomba mais afastada da saída do leito percolador.

Durante o início do mês de Agosto, a bomba que faz a interligação tanque percolador/chuveiros avariou e, enquanto esta não foi rectificada, não se verificou a passagem de efluente pelo meio de enchimento. Esta situação manteve-se até meio de Setembro, data em que a bomba voltou funcionar. Esta falha técnica originou a destruição total do filme biológico já existente.

O entupimento dos chuveiros e a existência de um meio não uniforme por todo o meio de enchimento foram alguns dos problemas que surgiram nesta unidade. A resolução dos problemas que surgiram e de outros problemas usuais é apresentada na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 - Problemas operativos de um leito percolador e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
1 - Acumulação de água à superfície.	- Filme biológico destruído.	- Se estiver obstruído, lavar o meio de enchimento nessa área.
	- Sedimentação primária deficiente.	- Melhorar a eficiência do tratamento primário.
	- Excessiva carga orgânica.	- Aumentar a recirculação.
	- Acumulação de detritos à superfície do leito.	- Remover detritos acumulados.
	- Excessivo crescimento biológico.	- Limpar a superfície do leito. - Aumentar a recirculação. - Adicionar hipoclorito ao afluente
2 - Presença de insectos.	- Má distribuição do líquido.	- Desobstruir os orifícios dos chuveiros.
	- Carga hidráulica insuficiente para remover os ovos e larvas dos insectos.	- Aumentar a razão de recirculação.
	- Excessivo crescimento biológico.	- Aplicar uma forte rega sobre a superfície do meio e/ou adicionar hipoclorito ao afluente.
3 - Odores (decomposição anaeróbia dentro do leito).	- Excessiva carga orgânica.	- Utilizar produtos para eliminar os cheiros, usualmente cal, enquanto se fazem as correcções apropriadas. - Melhorar a eficiência da sedimentação primária. - Promover condições aeróbias nas unidades de pré-tratamento. - Adicionar hipoclorito ao afluente

Tabela 2.5 (cont.) - Problemas operativos de um leito percolador e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
	- Má ventilação.	- Desobstruir o sistema de ventilação. - Remover todos os detritos susceptíveis de provocarem obstrução do sistema de drenagem, por meio de uma forte rega.
	- Exploração pouco cuidada.	- Remover todos os detritos da superfície do LPAC. - Lavar os braços do distribuidor e as paredes do tanque.
4 - Distribuição não uniforme sobre a superfície do leito.	- Obstrução dos chuveiros.	- Remover e limpar os chuveiros.

Como solução de alguns problemas operatórios, a tabela anterior apresenta a alteração da razão de recirculação que, na ETAR em estudo, não pode ser adoptada no leito percolador, uma vez que este parâmetro está definido pelas características estruturais do tanque.

2.2.2.5 - Sedimentador intermédio

A apreciação do funcionamento do sedimentador intermédio baseou-se em aspectos gerais e no controlo analítico. Os primeiros incidiram na observação geral do funcionamento, através da qual se verificaram aspectos, como cor do líquido no sedimentador, odores, existência à superfície de lamas e/ou gorduras, arrastamento de sólidos com o efluente e limpeza geral do sedimentador, que permitiram ter uma ideia da eficiência do processo. Para controlo analítico, determinaram-se as concentrações de CQO e SST no afluente e efluente desta unidade. A análise das lamas intermédias não foi possível, pelo mesmo motivo referido para as lamas primárias.

Os procedimentos de operação envolveram o controlo analítico, a descarga de lamas e acções de limpeza. As determinações analíticas ao afluente e efluente permitiram avaliar a carga afluente e a eficiência do equipamento.

Um efluente turvo com arrastamento de sólidos, subida de lamas à superfície e aparecimento de algas nas paredes do tanque foram alguns dos problemas operativos que surgiram nesta unidade de tratamento. Na Tabela 2.6, apresentam-se

alguns dos problemas operativos que surgiram e outros usuais.

Tabela 2.6 - Problemas operativos de um sedimentador intermédio e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
1- Desenvolvimento de algas nas paredes do sedimentador.	- Acumulação de sólidos e/ou crescimento de plantas aquáticas.	- Limpeza mais frequente e eficiente das superfícies. - Pré-cloragem e raspagem das superfícies com maior frequência.
2 - Obstrução das canalizações de lamas.	- Lamas muito espessas e densas.	- Extracção das lamas, manualmente ou por meio de água sob pressão. - Descarregar lamas com mais frequência. - Verificar o estado das condutas de descarga de lamas.
3 - Camada de lamas transbordando pelos descarregadores do sedimentador intermédio.	- Recirculação ou extracção de lamas insuficiente.	- Se o seu funcionamento for deficiente, proceder à sua substituição ou reparação. - Se a bomba estiver em boas condições, aumentar a razão de extracção de lamas e controlar, frequentemente, a espessura da camada de lamas. - Limpar a conduta de extracção de lamas, se estiver obstruída.
	- Carga hidráulica superficial excessiva.	- Ajustar os valores de caudal.
4 - Aumento da concentração de sólidos suspensos no efluente do sedimentador intermédio.	- Desprendimento excessivo do filme biológico do leito.	- Aumentar a eficiência do sedimentador, adicionando polímeros ao efluente. - Se a carga for excessiva, ter-se-á de diminuí-la.
	- Mau funcionamento do equipamento de extracção de lamas.	- Desobstruir a conduta de extracção de lamas.
	- Desnitrificação no sedimentador.	- Aumentar o caudal de descarga de lamas.

2.2.2.6 - Tanque de arejamento

No âmbito da operação do tanque de arejamento, estabeleceram-se algumas acções que traduziam o seu estado de funcionamento, tais como: cor das lamas, modo como sedimentavam e o volume ocupado pelas lamas. O líquido deve ter uma cor acastanhada e as lamas devem sedimentar num cone Imhoff ao fim de 30 minutos. No que diz respeito à condução do processo, desenvolveu-se um

controlo analítico para determinação da concentração de pH, SST, nutrientes, CQO e CBO₅ no afluente, efluente e interior do tanque. A determinação de OD, pH e o teste dos sólidos no cone Imhoff foi efectuado diariamente. A concentração de OD foi controlada pelos períodos de arejamento, de maneira a estar compreendida entre os valores 1.5 e 3 mg /L.

No início da época média, o tubo que existia no interior do tanque de arejamento, no qual estavam inseridas as condutas de descarga de lamas secundárias e a conduta de entrada de afluente, foi removido, uma vez que se partiu ao efectuar trabalhos que pretendiam corrigir a sua posição ligeiramente inclinada. Na ausência do tubo, as lamas recirculadas e o afluente deixaram de ser inseridas no fundo do tanque, passando a entrar a um nível superior ao da saída de efluente tratado.

Durante a época baixa, o efluente da adega apresentou uma carga e caudal muito reduzido. Esta situação foi agravada pela infiltração de água de uma nascente no sistema de canalização que transportava o efluente da adega para a ETAR, o que originou a diluição do efluente. A não existência de carga orgânica a remover provocou, por sua vez, uma diminuição acentuada do teor de sólidos no tanque de arejamento.

No mês de Agosto, a falha técnica ocorrida numa das bombas do LPAC fez com que a circulação de efluente ao longo do processo não se procedesse normalmente, isto é, houve dias em que não existiu efluente a circular pelo processo. Os problemas surgidos durante a época baixa originaram um teor de sólidos extremamente reduzido no tanque de arejamento.

Os problemas operativos de um tanque de arejamento são muito diversos, apresentando-se, na Tabela 2.7, alguns deles mais frequentes nesta unidade.

Tabela 2.7 - Problemas operativos de um tanque de arejamento e sua resolução [15,32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
1 - Lamas ascendentes à superfície do decantador secundário.	- Predominância de organismos filamentosos no líquido do tanque de arejamento.	- Aumentar o OD no tanque de arejamento, se for menor do que 1 mg/L. - Elevar o pH até 7. - Aumentar o teor de nutrientes. - Adicionar 5-60 mg/L de cloro às lamas recirculadas até IM< 150. - Adicionar 50-200 mg/L de peróxido de hidrogénio ao tanque de arejamento até IM< 150. - Aumentar a idade das lamas. - Aumentar a razão de recirculação das lamas.
	- Desnitrificação no sedimentador secundário; as bolhas de azoto gasoso aderem às partículas de lamas, provocando a sua subida.	- Aumentar a razão de recirculação das lamas. - Aumentar o OD no tanque de arejamento. - Reduzir a idade das lamas.
2 - Flocos de pequena dimensão no efluente do sedimentador secundário - O/M é bom, mas o efluente apresenta-se turvo.	- Turbulência excessiva no tanque de arejamento.	- Reduzir a agitação no tanque de arejamento.
	- Lamas sobreoxidadas.	- Aumentar a extracção de lamas para redução da sua idade.
	- Condições anaeróbias no tanque de arejamento.	- Aumentar o OD no tanque de arejamento.
	- Cargas tóxicas elevadas.	- Substituir as lamas, existentes no tanque, por lamas provenientes de outra ETAR.
3 - Escumas escuras e muito estáveis no tanque de arejamento. Não se desfazem com a rega superficial.	- Idade das lamas elevada. Concentração em SST superior à normal. Baixos teores de oxigénio. Diminuição do pH.	- Aumentar diariamente a descarga de lamas em excesso.
4 - Formação de uma camada de lamas escuras no decantador secundário.	- Arejamento inadequado.	- Aumentar o arejamento. - Verificar se há perdas no sistema de arejamento. - Limpar os difusores.
	- Está a entrar esgoto ácido no sistema.	- Determinar a fonte de acidez e evitar a entrada desse esgoto no sistema.
5 - Presença de bolhas de ar de grandes dimensões no arejamento por difusão.	- Difusores obstruídos.	- Verificar o sistema de arejamento e desobstruir os difusores.
6 - A concentração de lamas recirculadas é baixa (inferior a 8000 mg/L).	- Razão de recirculação de lamas muito elevada.	- Reduzir a razão de recirculação das lamas.
	- Crescimento de filamentos.	- Aumentar o OD, pH e teor de azoto. Juntar cloro.
7 - Pontos mortos no tanque de arejamento. Falta de arejamento em determinadas áreas do tanque.	- Difusores obstruídos.	- Aumentar o arejamento para elevar as concentrações de OD até 1 a 3 mg/L.
		- Aumentar o arejamento para promover uma mistura adequada da massa líquida.
8 - Grande turbulência à superfície do tanque de arejamento. Bolhas grossas de ar.	- Sobrearejamento, dando origem a elevado teor de oxigénio dissolvido e à destruição de flocos.	- Reduzir o arejamento de modo a manter o teor de oxigénio dissolvido no intervalo indicado.

Tabela 2.7 (cont.) - Problemas operativos de um tanque de arejamento e sua resolução [15,32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
9 - Excessivo fornecimento de ar sem alteração da carga orgânica e sem se conseguir o nível de OD adequado.	- Perda de ar no sistema de arejamento.	- Apertar os parafusos das flanges e vedar as ligações, de modo a evitar fugas.
	- Difusores obstruídos.	- Se esta operação não foi feita nos últimos 12 meses, limpar os difusores.
	- Insuficiente ou inadequada transferência de oxigénio.	- Instalar difusores mais adequados ou aumentar o número de difusores.
	- Elevada carga orgânica.	- Se a carga ultrapassar a capacidade em mais de 25%, ampliar a ETAR.
10 - Espumas brancas, espessas e alguma ondulação na superfície do tanque de arejamento.	- Esgotos tóxicos, presença de metais pesados ou bactericidas. Temperaturas de esgoto muito baixas ou variações bruscas de temperatura. Baixa concentração de SST.	- Retirar a totalidade de lamas do processo, sem recirculação, para outro sistema de tratamento. Introduzir lamas de outra estação, e arrancar de novo com o processo.
	- Perda significativa de sólidos no processo; baixa concentração em SSV no tanque de arejamento.	- Até que os parâmetros atrás indicados se normalizem, reduzir, diariamente, a quantidade de lamas extraídas. - Aumentar a razão de lamas para diminuir o arrastamento de sólidos no efluente do decantador, secundário.

2.2.2.7 - Sedimentador secundário

A apreciação do funcionamento desta unidade baseou-se em aspectos gerais e no controlo analítico. Os primeiros incidiram na observação geral do funcionamento, através da qual aspectos, como cor do líquido no sedimentador, existência à superfície de lamas, arrastamento de sólidos com o efluente, permitiram ter uma ideia da eficiência do processo. Para controlo analítico, determinaram-se as concentrações de CQO e SST no afluente e efluente desta unidade e a concentração de SST nas lamas sedimentadas.

Os procedimentos de operação envolveram o controlo analítico, a descarga de lamas e acções de limpeza. As determinações analíticas ao afluente e efluente permitiram avaliar a carga afluente e a eficiência do equipamento.

Um efluente turvo com arrastamento de sólidos, subida de lamas à superfície e aparecimento de algas nas paredes do tanque foram alguns dos problemas

operativos que surgiram nesta unidade de tratamento. Na Tabela 2.8, apresentam-se alguns dos problemas operativos que surgiram e alguns dos mais frequentes num sedimentador secundário.

Tabela 2.8 - Problemas operativos de um sedimentador secundário e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
1 - Desenvolvimento de algas nas paredes do sedimentador.	- Acumulação de sólidos e/ou crescimento de plantas aquáticas.	- Limpeza mais frequente e eficiente das superfícies. - Pré-cloragem e raspagem das superfícies com maior frequência.
2 - Obstrução das canalizações de lamas.	- Lamas muito espessas e densas.	- Extracção das lamas, manualmente ou por meio de água sob pressão.
	- Baixa velocidade nas condutas de descarga.	- Lavar as condutas obstruídas em contracorrente. - Descarregar lamas com mais frequência. - Verificar se a conduta de descarga de lamas não está obstruída.
3 - Destruição de flocos no sedimentador.	- Esgotos tóxicos ou ácidos.	- Evitar ou reduzir o afluente.
	- Carência de nutrientes: fósforo e/ou azoto.	- Suprimir a deficiência de nutrientes com adição de produtos químicos.
	- Desenvolvimento de condições anaeróbias no tanque de arejamento.	- Aumentar o OD no tanque de arejamento.
	- Quebra de flocos causada pela turbulência.	- Reduzir a agitação.
4 - Camada de lamas, transbordando pelos descarregadores do sedimentador intermédio.	- Recirculação ou extracção de lamas insuficiente.	- Se o seu funcionamento for deficiente, proceder à sua substituição ou reparação. - Se a bomba estiver em boas condições, aumentar a razão de extracção de lamas e controlar, frequentemente, a espessura da camada de lamas. Mantê-la entre 30-90 cm de espessura. - Limpar, por meio de jacto de água, a conduta de extracção de lamas, se estiver obstruída.
	- Carga hidráulica superficial excessiva.	- Ajustar os valores de caudal.

Tabela 2.8 (cont.) - Problemas operativos de um sedimentador secundário e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
5 - Lamas homogéneas com aspecto fofo em certas áreas da superfície do sedimentador secundário. Teste de sedimentação revela pequenos flocos no sobrenadante.	- Tanque de arejamento sobre-carregado, devido a uma fraca concentração de SST, dando origem a lamas jovens com baixa densidade.	- Reduzir as descargas de lamas, até que a concentração em SSV se aproxime dos valores normais.
6 - Lamas homogéneas em algumas zonas da superfície do sedimentador secundário. Teste de sedimentação revela boas características de sedimentação com um sobrenadante clarificado.	- Mau funcionamento do equipamento.	- Reduzir a insuflação de ar ou reparar sistema de arejamento. - Reparar ou substituir o equipamento danificado. - Ajustar o caudal de recirculação de lamas.
	- Ocorrência de desnitrificação e libertação de bolhas gasosas com arrastamento dos flocos para a superfície.	- Se não houver libertação de bolhas, a causa provável é o mau funcionamento do equipamento, podendo a desnitrificação estar no início. - Havendo libertação de bolhas e aumento do teor de nitratos, ver ponto 8 deste quadro.
	- Diferença significativa de temperatura dentro do sedimentador.	- Se a temperatura entre a superfície e o fundo do sedimentador exceder 1 a 2 graus, colocar em serviço, se existir, outra linha de tratamento.
	- Arrastamento de sólidos devido a uma sobrecarga hidráulica.	- Se a carga hidráulica for excessiva, utilizar outro sedimentador, se houver. Se a idade das lamas for alta, reduzi-la.
7 - Lamas homogéneas cobrindo quase totalmente a superfície do sedimentador. As lamas sedimentam mal e muito lentamente. O sobrenadante apresenta-se razoavelmente clarificado.	- Os valores do teor de OD ou carga orgânica, no tanque de arejamento, não são os mais adequados.	- Reduzir, diariamente, as descargas de lamas, até que a concentração em SSV se aproxime dos valores normais. - Aumentar a razão de recirculação para minimizar o arrastamento de sólidos no sedimentador, até que os parâmetros de controlo se aproximem dos valores normais. - Manter o teor de OD, no tanque de arejamento, entre 1 e 3 mg/L.
	- Carência de nutrientes no esgoto.	- Se o teor de nutrientes não for suficiente, devem ser realizados testes ao afluente com vista à adição de azoto orgânico sob a forma de amónia anidro, fósforo sob a forma de fosfatos trisódico e/ou ferro sob a forma de cloreto de ferro.

Tabela 2.8 (cont.) - Problemas operativos de um sedimentador secundário e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
	- Carência de nutrientes no esgoto.	- Se o teor de nutrientes não for suficiente, devem ser realizados testes ao afluente com vista à adição de azoto orgânico sob a forma de amónia anidro, fósforo sob a forma de fosfatos trisódico e/ou ferro sob a forma de cloreto de ferro.
	- Organismos filamentosos.	- Se não forem observados microrganismos filamentosos, as causas mais prováveis são os inadequados teores de oxigénio dissolvido e de CBO ₅ . - Se forem identificados fungos, controlar os esgotos. Efectuar a cloragem das lamas recirculadas com 2 ou 3 g/kg SSV/dia. Pré-tratar os esgotos. - Se forem identificadas bactérias, controlar a massa de organismos filamentosos no caudal afluente e na recirculação. Efectuar a cloragem do caudal afluente com uma dose de 5 a 10 mg/L.
	- Baixo teor de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento.	- Se a média dos valores for inferior a 0.5 mg/L, aumentar o arejamento até que o OD médio esteja entre 1 e 3 mg/L.
	- O pH, no tanque de arejamento, é menor do que 6.5.	- Se o pH for menor que 6.5, pré-tratar o afluente por neutralização, com a adição de um agente alcalino, tal como soda cáustica ou cal. - Se ocorreu nitrificação e esta não for necessária, aumentar, diariamente, a extracção de lamas em excesso. Caso contrário, aumentar o pH, adicionando um agente alcalino, tal como soda cáustica ou cal no afluente, ao tanque de arejamento.
8 - Pedacos de lamas por todo o sedimentador. Teste de sedimentação revela razoável sedimentação. No entanto, as lamas não compactam bem no fundo, existindo pequenos flocos suspensos.	- Tanque de arejamento sobrecarregado devido à alteração de carga orgânica.	- Diminuir, diariamente, a extracção de lamas em excesso, até que a concentração em SSV se aproxime dos valores normais.

Tabela 2.8 (cont.) - Problemas operativos de um sedimentador secundário e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
9 - Subida de lamas em flocos com dimensões que vão de uma bola de golf a uma de basquetebol, e dispersão pela superfície do decantador. Observação de bolhas na superfície do sedimentador. Teste de sedimentação revela boa sedimentação, todavia parte das lamas sedimentadas sobe à superfície, passadas quatro horas após o início do teste.	- Odores sépticos no decantador.	- Manter OD mínimo entre 1 e 2 mg/L e garantir uma agitação adequada no tanque de arejamento. - Ajustar a razão de recirculação de lamas.
	- Desnitrificação no sedimentador.	- Aumentar, diariamente, a extracção de lamas em excesso, para reduzir ou eliminar a nitrificação. Se a nitrificação for necessária, reduzi-la ao mínimo admissível.
		- Reduzir o caudal de lamas em excesso, de forma a que os seguintes parâmetros apresentem valores normais: tempo de retenção no tanque de arejamento, idade de lamas e carga mássica.
		- Manter OD mínimo entre 1 e 2 mg/L e garantir uma agitação adequada no tanque de arejamento. - Ajustar a razão de recirculação de lamas, de modo a manter uma espessura de lamas, no decantador, compreendida entre 30-90 cm. - Ajustar a razão de recirculação de lamas.
10 - O efluente do sedimentador secundário apresenta-se turvo e contém sólidos em suspensão. Teste de sedimentação revela má sedimentação, e um sobrenadante turvo.	- Baixo teor em SSV no tanque de arejamento, devido ao arranque da estação ou a uma descarga excessiva de lamas.	- Ver o ponto 11 da tabela anterior (2.7).
	- Aumento da carga orgânica.	- Se não forem identificados protozoários, muito possivelmente ocorre choque de carga orgânica. Reduzir a extracção de lamas em excesso, não mais de 10 % por dia, e aumentar a razão de recirculação de lamas. - Caso se identifique protozoários activos e o OD seja elevado, trata-se de um problema de sobrearejamento. Ajustar o arejamento, de modo a manter o teor de OD compreendido entre 1 e 3 mg/L.

Tabela 2.8 (cont.) - Problemas operativos de um sedimentador secundário e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
	- Aumento de carga tóxica.	- Se os protozoários estão inactivos, deve ter havido uma descarga de material tóxico recentemente. Substituir parte das lamas activadas por outras de uma estação de lamas activadas.
		- Ajustar a razão de recirculação de lamas.
		- Diminuir o arejamento, de modo a manter o mínimo de OD, no tanque de arejamento, de 1 mg/L.
	- Sobrearejamento no tanque causa a destruição dos flocos.	- Reduzir a concentração de OD para valores compreendidos entre 1 e 3 mg/L.
	- Teores de OD inadequados.	- Ver o ponto 8 da tabela anterior (2.7).
11 - Flocos finos dispersos no decantador, aglomerados em algumas zonas e transbordando. Teste de sedimentação revela razoável sedimentação: lamas densas no fundo e partículas finas de flocos suspensos no sobrenadante.	- Tanque de arejamento sobre-carregado, devido à existência de lamas velhas no sistema.	- Aumentar, diariamente, a extracção de lamas em excesso, até que a concentração em SSV se aproxime dos valores normais.
12 - Pequenas partículas, semelhantes a cinzas, à superfície do decantador.	- Início da desnitrificação.	- Ver ponto 9 desta tabela.
	- Quantidade excessiva de gorduras no tanque de arejamento.	- Se o teor em gorduras for significativo, instalar um raspador no sedimentador primário ou construir um desoleador-desengordurador à entrada da estação.

2.2.2.8 - Digestor

A apreciação do funcionamento do digestor incidiu na observação da cor das lamas (castanha escura), do odor e do nível de oxigénio, e no modo como se efectuavam as descargas de lamas digeridas. Estas foram aproveitadas, posteriormente, na agricultura como fertilizantes.

Na Tabela 2.9, apresentam-se alguns dos problemas operativos mais frequentes num digestor.

Tabela 2.9 - Problemas operativos de um digestor e sua resolução [32].

PROBLEMA	CAUSA POSSÍVEL	SOLUÇÃO
1 - Espumas excessivas.	- Sobrecarga orgânica.	- Reduzir o caudal afluyente ao digestor. - Aumentar a concentração de sólidos suspensos no digestor.
	- Arejamento excessivo.	- Reduzir o arejamento. - Usar agentes antiespumas.
2 - Baixo teor em oxigénio dissolvido.	- Difusores colmatados.	- Limpar os difusores ou substituí-los por difusores de bolhas grossas.
	- Mau funcionamento.	- Eliminar eventuais fugas de ar.
	- Elevada concentração de lamas no digestor.	- Aumentar a frequência de descarga de lamas estabilizadas.
	- Nível de líquido não ajustado ao equipamento de arejamento.	- Corrigir o nível de líquido.
3 - Descida do pH, no digestor, para valores indesejáveis.	- Ocorrência de nitrificação; a alcalinidade da água residual é baixa.	- Adicionar: bicarbonatos de sódio às lamas afluentes, ou cal, ou hidróxido de sódio ao digestor.
4 - Lamas descarregadas têm cheiros desagradáveis.	- Baixo tempo de retenção.	- Reduzir o caudal afluyente ao digestor. - Aumentar as descargas do sobrenadante.
	- Arejamento insuficiente.	- Aumentar o arejamento, ou reduzir o caudal afluyente ao digestor.

2.2.2.9 - Sistema de arejamento

No sistema de arejamento, o problema que surgiu com frequência foi o entupimento dos difusores que, por vezes, dificultaram o arejamento pretendido para os diferentes tanques. O facto de este problema ter surgido não causou surpresa, uma vez que este é considerado como a principal desvantagem deste tipo de equipamento.

Capítulo 3

MATERIAL E MÉTODOS

A caracterização do afluente e efluente da ETAR foi desenvolvida para as quatro épocas definidas e caracterizadas no capítulo 1, quantificando-se o teor de diversos poluentes cuja descarga em meios hídricos está regulamentada. Para a época baixa e alta, foram ainda realizadas determinações analíticas ao afluente e efluente de cada unidade de tratamento, que permitiram controlar e otimizar o funcionamento do sistema de tratamento.

Efectuou-se a selecção dos parâmetros analíticos relevantes para o afluente ao tratamento, para os efluentes de saída das várias unidades do tratamento e para o meio do reactor biológico. Como afluente ao tratamento, considerou-se o efluente do tanque de equalização.

A colheita das amostras foi executada de modo a obter amostras representativas, quanto possível, do comportamento médio, evidenciado por cada efluente. Deste modo, optou-se por efectuar um ciclo de amostragem realizado durante o horário de laboração da adega (desde o princípio do dia até ao fim da tarde), para se obter uma amostra composta. Após cada recolha, as amostras foram refrigeradas, e transportadas em malas térmicas para o laboratório. Os métodos de preservação das amostras utilizados foram os indicados na bibliografia [33,34]. Uma vez que se efectuaram análises de CBO_5 , todas as amostras foram transportadas de modo a que estas fossem realizadas antes de decorridas 24 horas, após a colheita da primeira amostra pontual. As determinações físico-químicas foram efectuadas de acordo com a Tabela 3.1 e segundo os métodos descritos nas alíneas seguintes.

Como o arranque da ETAR só foi realizado a meio da vindima de 1995, a caracterização das épocas só começou durante a época intermédia de 1995. Para esta época, não foi possível realizar as análises dos seguintes parâmetros: CBO_5 , azoto kjeldahl, SST, por falta de meios técnicos; e o teor de metais e os aniões, pelo facto de as técnicas ainda não estarem devidamente optimizadas. Os SSV também só foram realizados durante a época alta e intermédia de 96.

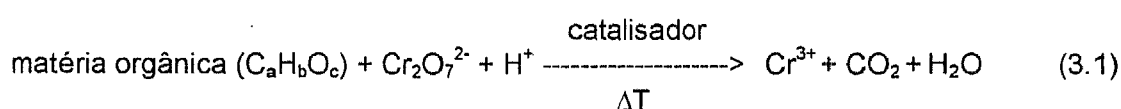
Tabela 3.1 - Parâmetros analíticos controlados ao longo do estudo.

PARÂMETROS	ENTRADA	SP	LPAC	SI	TA	SAÍDA
pH	*					*
Oxigénio dissolvido (OD)					*	
Carência química de oxigénio (CQO)	*	*	*	*	*	*
Carência bioquímica de oxigénio (CBO ₅)	*			*		*
Fósforo total (P _T)				*	*	*
Azoto de Kjeldahl (N _K)	*			*	*	*
Sólidos suspensos totais (SST)	*	*	*	*	*	*
Sólidos suspensos valáteis (SSV)	*			*	*	*
Teor de metais (Cr, Al, Cu, Fe, Zn, Mn, Pb, Ni e Mg)	*					*
Aniões (Cl ⁻ , F ⁻ , SO ₄ ⁻² , HPO ₄ ⁻² e NO ₃ ⁻)	*					*

3.1 - CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO

A carência química de oxigénio é definida como a concentração mássica de oxigénio equivalente à concentração de oxidante específico consumido pela matéria dissolvida, ou em suspensão, quando a água é tratada com esse oxidante em condições definidas.

Muitos tipos de compostos orgânicos são oxidados por uma mistura em ebulição de ácidos sulfúrico e crómio. A amostra é refluxada numa solução fortemente ácida, com um excesso conhecido de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) e na presença de um catalisador (sulfato de prata) [33].



Após digestão, o K₂Cr₂O₇, que não foi reduzido, é medido indirectamente por espectrofotometria a 600 nm, sendo a matéria oxidável calculada em termos do equivalente de oxigénio.

3.1.1 - Reagentes utilizados

- Solução de digestão - em 500 mL de água destilada, dissolveram-se 33.30 g de HgSO₄, 167 mL de H₂SO₄ concentrado e 10.22 g de K₂Cr₂O₇ (previamente seco a 103 °C, durante 2 h). Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Reagente de ácido sulfúrico - adicionaram-se Ag_2SO_4 a H_2SO_4 , de modo a obter uma razão de 5.50 g de Ag_2SO_4 /kg de H_2SO_4 . Deixou-se repousar 1 ou 2 dias para dissolver o Ag_2SO_4 .

- Solução padrão de hidrogenoftalato de potássio (KHP) - previamente, secou-se o hidrogenoftalato de potássio a 120 °C até se obter um peso constante. Dissolveram-se 425 mg de KHP em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL. Esta solução tem um CQO teórico de 500 $\mu\text{g O}_2/\text{mL}$.

3.1.2 - Procedimento

Num tubo de digestão, juntou-se 1.5 mL de solução de digestão a 2.5 mL de amostra. Adicionou-se, cuidadosamente, 3.5 mL de reagente de ácido sulfúrico. Após misturar completamente o conteúdo, colocaram-se os tubos num digestor de blocos, previamente aquecidos a 150 °C, e efectuou-se o refluxo durante 2 horas. A CQO determinou-se por leitura da absorvância a 600 nm. Seguiu-se um procedimento análogo para o ensaio branco, contendo os reagentes e um volume de água destilada igual ao da amostra.

Efectuaram-se várias curvas de calibração para a gama compreendida entre 10 e 1000 $\text{mg O}_2/\text{L}$. Os padrões foram preparados a partir da solução de KHP (CQO teórico de 500 $\mu\text{g O}_2/\text{mL}$). A partir das curvas de calibração elaboradas, determinou-se a concentração de CQO de cada amostra em $\text{mg O}_2/\text{L}$. Na Fig. 3.1, está representada uma das curvas obtidas (os dados tabelados encontram-se no anexo A). O limite de detecção foi de 38.4 $\text{mg O}_2/\text{L}$.

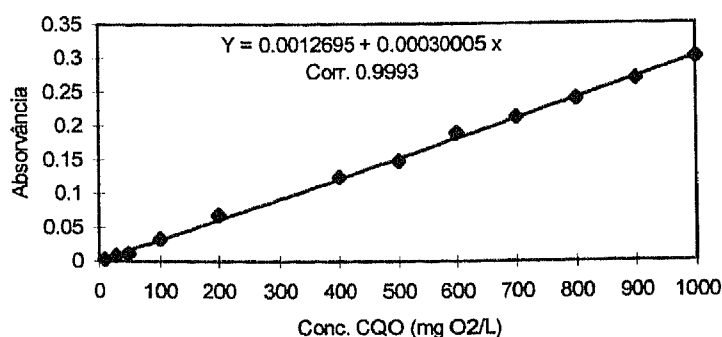


Figura 3.1 - Curva de calibração de CQO.

3.2 - CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO

A carência bioquímica de oxigénio é definida como a concentração de oxigénio dissolvido, consumido em condições específicas pela oxidação biológica de matéria orgânica presente na água.

O consumo de oxigénio resulta:

- da degradação bioquímica da matéria orgânica pelos microrganismos heterotróficos aeróbios;
- da oxidação do azoto oxidável, derivado de nitritos, amónio e compostos orgânicos azotados;
- oxidação de compostos químicos redutores como, por exemplo, ião ferro (Fe^{3+}), sulfitos (SO_3^{2-}) e sulfuretos (S^{2-}).

3.2.1 - Reagentes utilizados

- Água de diluição - foi preparada com água destilada, isenta de substâncias tóxicas e enriquecida com nutrientes.

- Solução tampão de fosfatos - dissolveram-se, em 100 mL de água destilada, 8.50 g de KH_2PO_4 , 21.75 g de K_2HPO_4 , 33.40 g de $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e 1.70 g de NH_4Cl . Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Solução de sulfureto de magnésio - dissolveram-se 22.50 g de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Solução de cloreto de cálcio - dissolveram-se 27.50 g de CaCl_2 em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Solução de cloreto de ferro (III) - dissolveram-se 0.25 g de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Solução de glucose-ácido glutâmico - dissolveram-se 150 mg de glucose e 150 mg de ácido glutâmico em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

3.2.2 - Procedimento

Para preparar a água de diluição, adicionou-se a cada litro de água, previamente arejada, 1.4 mL de sementeira e 1.0 mL das seguintes soluções: solução tampão de fosfatos, solução de sulfureto de magnésio, solução de cloreto de cálcio e solução de cloreto de ferro (III).

As amostras foram neutralizadas e diluídas com água de diluição, de modo a fornecer oxigénio suficiente para todo o período de incubação, e também para abranger uma gama de valores possíveis de necessidades da amostra em oxigénio.

Para controlo da qualidade da água de diluição semeada, preparou-se com esta um ensaio em branco. Verificou-se a qualidade da água de diluição, a eficácia da sementeira e a técnica analítica, efectuando o teste com glucose-ácido glutâmico.

Usou-se um eléctrodo com membrana para medir o oxigénio dissolvido. Determinou-se o OD inicial e OD após 5 dias de incubação, a 20 ± 1 °C, em todas as diluições das amostras, em todos os brancos e no teste glucose-ácido glutâmico.

3.2.3 - Expressão de resultados

O CBO₅ foi calculado, utilizando a seguinte expressão [33]:

$$\text{CBO}_5 \text{ (mg O}_2\text{/L)} = \frac{(D_1 - D_2) - (B_1 - B_2) \times f}{P} \quad (3.2)$$

em que:

D_1 = OD (mg O₂/L) da amostra diluída inicial

D_2 = OD (mg O₂/L) da amostra diluída após 5 dias de incubação

B_1 = OD (mg O₂/L) do controlo de sementeira inicial

B_2 = OD (mg O₂/L) do controlo de sementeira após 5 dias de incubação

f = razão entre a percentagem de sementeira na amostra diluída e no teste de controlo

P = fracção volumétrica decimal de amostra usada

3.3 - DETERMINAÇÃO DO FÓSFORO TOTAL

O fósforo pode existir sob a forma de ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, e outros polifosfatos) e fosfatos ligados a compostos orgânicos.

Os fosfatos analisados pelo método colorimétrico, sem qualquer hidrólise ou digestão oxidativa da amostra, são os ortofosfatos. A hidrólise ácida converte os fosfatos condensados a ortofosfatos dissolvidos. A fracção de fosfatos, que só é convertida em ortofosfatos através da digestão oxidativa da matéria orgânica, é considerada como fosfatos ligados a compostos orgânicos.

Os fosfatos são oxidados com persulfato de amónio. Após digestão, os ortofosfatos são determinados pelo método colorimétrico. O molibdato de amónio e o tartarato de antimónio e potássio reagem, em meio ácido, com os ortofosfatos, formando um complexo com cor que é reduzido pelo ácido ascórbico a azul de molibdénio, intensamente azul.

3.3.1 - Reagentes utilizados

- Solução de ácido sulfúrico 30% (v/v) - diluíram-se 310 mL de H_2SO_4 num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.
- Solução de ácido sulfúrico 14% (v/v) - diluíram-se 140 mL de H_2SO_4 num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.
- Solução de tartarato de antimónio e potássio - dissolveram-se 2.74 g de $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 0.5\text{H}_2\text{O}$ em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.
- Solução de molibdato de amónio - dissolveram-se 40.00 g de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{14} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.
- Solução de ácido ascórbico 0.01 mol/L - dissolveram-se 1.76 g de ácido ascórbico em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.
- Reagente combinado - para preparar 100 mL deste reagente, misturaram-se os seguintes volumes: 50 mL de solução de ácido sulfúrico 14%, 5 mL de solução de

tartarato de antimónio e potássio, 15 mL de solução de molibdato de amónio e 30 mL de ácido ascórbico. Este reagente só é estável durante 4 horas.

- Solução concentrada de fosfatos - dissolveram-se 219.5 g de KH_2PO_4 em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL. A concentração desta solução é de 50 mg P/L.

- Solução de hidróxido de sódio 1.0 mol/L - dissolveram-se 40 g de NaOH em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

3.3.2 - Procedimento

A 50 mL de amostra, adicionou-se 0.40 g de persulfato de amónio e 1.0 mL de solução de ácido sulfúrico 31%. Efectuou-se a digestão em placa eléctrica, até um volume final de aproximadamente 10 mL.

Após se ter atingido a temperatura ambiente, adicionaram-se 2 gotas de fenolftaleína e titulou-se com NaOH 1.0 mol/L, até a solução apresentar uma coloração rosa. Neutralizou-se a solução com ácido sulfúrico 31%.

Transferiu-se a solução neutralizada para um balão de 50 mL e ajustou-se o volume com água destilada. Adicionaram-se 10 mL de reagente combinado e, dez minutos após a adição, leu-se a absorvância a 880 nm.

Preparou-se um branco, exactamente do mesmo modo, mas substituindo a amostra por água destilada.

A partir da solução padrão de fosfato (fósforo teórico de 50 mg P/L), prepararam-se soluções de 0.2 a 1.0 mg P/L. Estes padrões foram utilizados para a elaboração de curvas de calibração, a partir das quais determinou-se a concentração do fósforo de cada amostra, expressa em miligramas de fósforo por litro. Na Fig. 3.2, está representada uma das curvas obtidas (os dados tabelados encontram-se no anexo A). O limite de detecção foi de 0.02 mg/L.

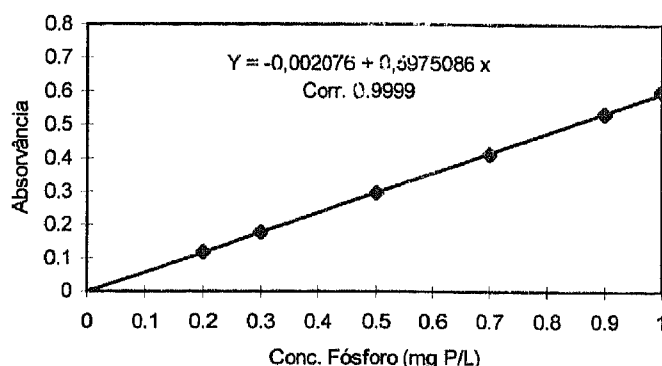


Figura 3.2 - Curva de calibração de fósforo total.

3.4 - DETERMINAÇÃO DO AZOTO DE KJELDAHL

Este método permite o doseamento do azoto no estado trivalente negativo. Considera-se, como azoto Kjeldahl, o conjunto dos azotos orgânico e amoniacal, contidos numa amostra, e possíveis de doseamento após mineralização. O azoto orgânico, do tipo azida, azina, azóico, hidrazina, nitroso, nítrico, oxima e semicarbazona, não é quantitativamente doseado, o mesmo podendo acontecer ao azoto dos compostos heterocíclicos.

A mineralização consiste na transformação dos compostos de azoto, presentes na amostra, em sulfato de amónio pela acção do ácido sulfúrico, a quente, em presença de sulfato de potássio que eleva o ponto de ebulição da mistura, e sulfato de mercúrio que actua como catalisador. A amónia livre e o azoto amoniacal são também convertidos a sulfato de amónio. Durante a digestão, forma-se um complexo amoniacal de mercúrio que é decomposto pelo tiosulfato de sódio. A amónia é destilada em meio alcalino e absorvida numa solução de ácido bórico, e é determinada por um método colorimétrico.

3.4.1 - Reagentes utilizados

- Solução de sulfato de mercúrio - dissolveram-se 8.00 g de HgO em 100 mL de H_2SO_4 3,0 mol/L.

- Reagente de digestão - dissolveram-se 134.00 g de K_2SO_4 em 650 mL de água destilada e 200 mL de H_2SO_4 concentrado. Adicionou-se 25 mL de solução de sulfato de mercúrio. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Reagente de tiosulfato de sódio-hidróxido de sódio - dissolveram-se 500.00 g de NaOH e 25.00 g de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Solução absorvente de ácido bórico - dissolveram-se 20.00 g de H_3BO_3 em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL.

- Solução padrão de amónio - dissolveram-se 381.90 mg de NH_4Cl anidro, seco a 100 °C, em água destilada. Diluiu-se num balão volumétrico de 1000 mL, até se completar o volume de 1000 mL. Esta solução tem uma concentração de 100 N mg/L.

- Reagente de Nesser.

3.4.2 - Procedimento

Colocou-se 10.0 mL de reagente de digestão no tubo de digestão, contendo a amostra. Adicionaram-se algumas pérolas de vidro para estabilizar a ebulição. Após digestão completa, a amostra foi alcalinizada com 10.0 mL de reagente de hidróxido-tiosulfato de sódio e, posteriormente, destilada. Ao destilado recolhido em 10.0 mL de solução absorvente de ácido bórico, até um volume de 30-40 mL, adicionou-se 1.0 mL de reagente de Nesser. O azoto Kjeldahl determinou-se por leitura da absorvância a 630 nm.

Preparou-se um branco, exactamente do mesmo modo, mas substituindo a amostra por água destilada.

A partir da solução padrão de amónia (azoto teórico de 100 mg N/L), prepararam-se soluções de 0.1 a 1.0 mg N/L. Estas soluções foram empregues na elaboração de curvas de calibração, a partir das quais determinou-se a concentração do azoto kjeldahl, expressa em miligramas de azoto por litro (mg N/L). Na Fig. 3.3, está representada uma das curvas obtidas (os dados tabelados encontram-se no anexo A). O limite de detecção foi de 0.04 mg N/L.

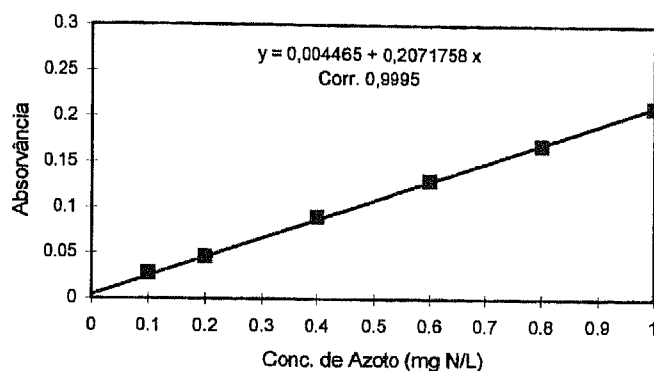


Figura 3.3 - Curva de calibração de azoto kjeldahl.

3.5 - DETERMINAÇÃO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS

3.5.1 - Procedimento

Após retenção dos sólidos, estes, contidos numa amostra de volume conhecido em papel de filtro de microfibras de vidro, sem cinzas, GP/C da Whatman, foram levados à estufa, a 103-105 °C, até peso constante, ou até que a diferença entre as pesagens sucessivas fosse inferior a 4% ou 0.5 mg.

Quando se realizou a determinação de SSV, após secagem a 103-105 °C, o resíduo obtido foi levado ao forno de mufla a 500 °C, até peso constante, ou até que a diferença entre as sucessivas pesagens fosse inferior a 4%.

3.5.2 - Expressão de resultados

Os teores em sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis foram calculados pelas expressões seguintes [33]:

$$\text{SST (mg/L)} = \frac{P_2 - P_1}{V} \times 1000 \quad (3.3)$$

$$\text{SSV (mg/L)} = \frac{P_2 - P_3}{V} \times 1000 \quad (3.4)$$

em que:

P₁ - peso do papel de filtro em mg

P₂ - peso do papel de filtro mais resíduo seco a 103-105 °C em mg

P₃ - peso do papel de filtro mais resíduo seco a 500 °C em mg

V - volume de amostra expresso em mL

3.6 - DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METAIS

A espectrometria de absorção atômica é um método analítico para a determinação de elementos, baseada na absorção de radiação por átomos livres [35]. Os princípios básicos deste método podem ser descritos por três pontos [36]:

- todos os átomos podem absorver determinadas radiações;
- o comprimento de onda ao qual a radiação é absorvida por um determinado elemento é característico desse elemento;
- a energia de radiação absorvida é proporcional à concentração do elemento na amostra - lei de Beer-Lambert.

A determinação da concentração do metal foi realizada pelo método da adição de padrão, utilizando a espectrometria de chama. Este método consiste em utilizar quantidades iguais da mesma amostra e adicionar-lhe diferentes concentrações do elemento a analisar e, a uma delas, adicionar-lhe apenas a solução usada como branco. Com as absorvâncias obtidas, traça-se uma recta. A concentração do elemento na amostra é obtida por extrapolação, prolongando a recta obtida até esta cruzar com o lado esquerdo do eixo das abcissas.

3.6.1 - Aparelhagem

A determinação dos metais foi feita num espectrómetro de absorção atômica por chama - espectrómetro GBC 904AA, com chama de ar/acetileno.

3.6.2 - Condições operatórias

Foram utilizados os seguintes comprimentos de onda: 357.9 nm para o crómio, 309.3 nm para o alumínio, 324.8 nm para o cobre, 248.3 nm para o ferro, 213.9 nm para o zinco, 279.5 nm para o manganês, 283.3 nm para o estanho, 232.0 nm para o níquel e 285.2 nm para o magnésio.

3.6.3 - Procedimento

A 20.0 mL de amostra, adicionou-se 5.0 mL de HNO₃ conc.. Efectuou-se a digestão em placa eléctrica. Após se ter atingido a temperatura ambiente, transferiu-se a solução para um balão de 50 mL, e ajustou-se o volume com água destilada. A volumes iguais de amostra, adicionaram-se diferentes concentrações do metal a analisar.

Os limites de detecção foram: 0.5 mg/L para o crómio, 1.0 mg/L para o alumínio, 0.1 mg/L para o cobre, 0.5 mg/L para o ferro, 0.05 mg/L para o zinco, 0.1mg/L para o manganês, 0.5 mg/L para o estanho, 0.1 mg/L para o níquel e 0.05 mg/L para o magnésio.

3.7 - DETERMINAÇÃO DO TEOR DE ANIÕES

Os aniões foram quantificados por cromatografia iónica e pelo método do padrão externo.

3.7.1 - Reagentes utilizados

- Solução regenerante - preparou-se uma solução de ácido sulfúrico 25 N. Diluiu-se 1.4 mL de H₂SO₄ em água bidesionizada (condutividade de 0-1µm), num balão volumétrico de 2000 mL, até se completar o volume de 2000 mL.

- Solução eluente - preparou-se uma solução com a concentração de 0.0028 mol/L de NaHCO₃ e de 0.00225 mol/L de Na₂CO₃. Dissolveram-se, em 500 ml de água bidesionizada (condutividade de 0-1µm), 470.4 mg de NaHCO₃ e 466.4 mg de

Na_2CO_3 . Diluiu-se num balão volumétrico de 2000mL, até se completar o volume de 2000 mL.

- Solução concentrada de aniões - dissolveram-se 11.5 mg de fluoreto de potássio, 49.4 mg de cloreto de sódio, 128.1 mg de sulfato de potássio, 101.8 mg de nitrato de potássio e 31.8 mg de hidrogenofosfato de sódio em 100 mL de água bidesionizada (condutividade de 0-1 μm). Diluiu-se num balão volumétrico de 250 mL, até se completar o volume de 250 mL. A solução tem uma concentração de 15 mg/L de F^- , 120 mg/L de Cl^- , 285 mg/L de SO_4^{2-} , 250 mg/L de NO_3^- e 100 mg/L de HPO_4^{2-} .

3.7.2 - Aparelhagem

O sistema cromatográfico era constituído por um cromatógrafo líquido DIONEX 4500i, equipado com um detector de condutividade eléctrica e coluna HPICAS4, mais um supressor AMNS.

3.7.3 - Condições operatórias

Pressão do eluente $\cong$ 8 psi

Pressão do ar $\cong$ 4 bar

Pressão do hélio $\cong$ 10 psi

Caudal de eluente = 1.0 mL/min

Caudal de regenerante = 1.0-2.0 mL/min

3.7.4 - Procedimento

As amostras foram previamente filtradas num filtro de 0.2 μm de diâmetro de poro e, posteriormente, injectadas no sistema cromatográfico.

Efectuaram-se várias curvas de calibração. Os padrões foram preparados a partir da solução concentrada de aniões. A partir das curvas de calibração elaboradas, determinou-se a concentração de cada anião em cada amostra em mg/L. Na Fig. 3.4, está representada uma das curvas obtidas para cada anião (os dados tabelados encontram-se no anexo A). O limite de detecção foi de 5.0 mg/L para o NO_3^- , 2.24 mg/L para o HPO_4^{2-} , 0.13 mg/L para F^- , 1.36 mg/L para o Cl^- e 3.8 para o SO_4^{2-} .

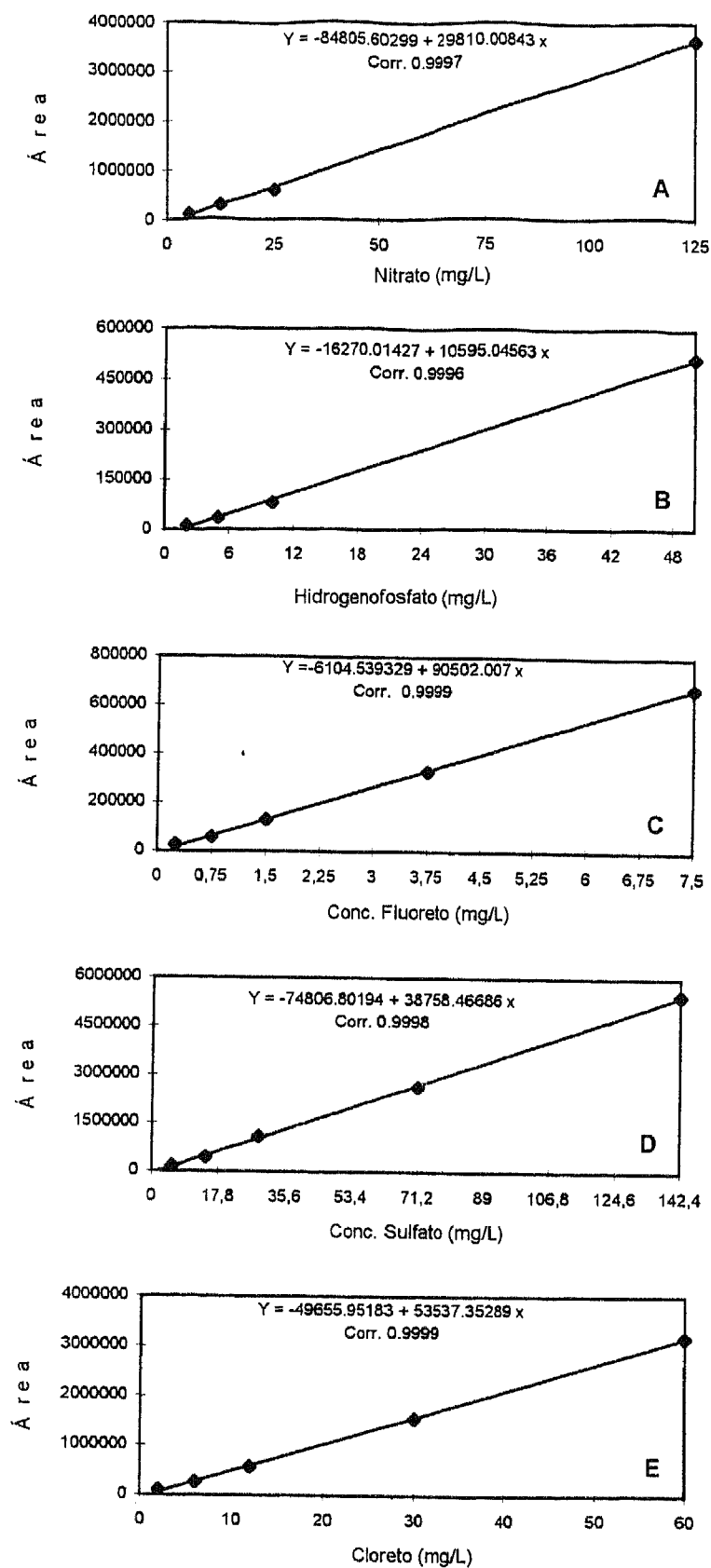


Figura 3.4 - Curvas de calibração do nitrato (A), hidrogenofosfato (B), fluoreto (C), sulfato (D) e cloreto (E).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dadas as características do afluente à ETAR, foram consideradas quatro épocas distintas, pelo que se apresenta, agora, os resultados conforme as épocas definidas: época intermédia, época média, época baixa e época alta. Estas épocas situaram-se nas seguintes datas:

- época intermédia - de Novembro a Dezembro de 1995
- época média - de Janeiro a Maio de 1996
- época baixa - de Junho a Agosto de 1996
- época alta - de Setembro a Outubro de 1996

Deve, contudo, referir-se que, para a elaboração do projecto da ETAR, só foi contemplada a existência de três épocas (baixa, intermédia e alta). A época baixa do projecto engloba a época média e baixa, definidas neste estudo. Para efeitos de comparação com os resultados obtidos, apresentam-se, Tabela 4.1, as principais características quantitativas e qualitativas do efluente vinícola, que estiveram subjacentes ao dimensionamento da ETAR [30].

Tabela 4.1 - Características médias do efluente da adega - dados de projecto [30].

PARÂMETRO	ÉPOCA BAIXA	ÉPOCA INTERMÉDIA	ÉPOCA ALTA
Caudal (m ³ /dia)	2.30	4.80	14.0
CQO (mg O ₂ /L)	1056	2683	3517
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	570	1470	2100
SST (mg/L)	280	6710	2880
P _T (mg/L)	7.81	3.83	10.30
N _K (mg/L)	118.0	85.0	90.0

Outro ponto fundamental para a discussão dos resultados obtidos é a verificação da composição dos efluentes de acordo com os limites legais. No Dec. Lei 74/90, são estabelecidas as normas para a descarga de efluente. Não foram publicadas normas de descarga para o sector das actividades vitivinícolas, pelo que são utilizados os limites máximos correspondentes às normas gerais de descarga de águas residuais. Aquando do licenciamento da ETAR, foram impostas condições de descarga, cujos valores máximos são inferiores aos estipulados pelo Dec. Lei 74/90. Consideram-se, como valores máximos admissíveis, aqueles que, ao serem

ultrapassados, provocam riscos para a saúde pública ou para o ambiente. Na Tabela 4.2, apresentam-se os valores máximos admissíveis (VMA) extraídos das normas gerais de descarga de águas residuais do Anexo XXV do Dec. Lei 74/90 (anexo B) e os valores máximos admissíveis (VMA) definidos para a ETAR .

Tabela 4.2 - Normas de descarga das águas residuais - Valores extraídos do Dec. Lei 74/90 e valores definidos para a ETAR.

PARÂMETRO	VMA (Dec. Lei 74/90)	VMA (ETAR)
pH	6.0 - 9.0	6.5 - 8.5
CQO (mg O ₂ /L)	150	47
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	40	30
SST (mg/L)	60	28
P _T (mg/L)	10	5.0
N _T (mg/L)	15	5.0
Zn (mg/L)	5.0	-
Cr (mg/L)	2.0	-
Al (mg/L)	10	-
Mn (mg/L)	2.0	-
Cu (mg/L)	1.0	-
Pb (mg/L)	1.0	-
Fe (mg/L)	2.0	-
Sulfato (mg SO ₄ /L)	2000	-
Nitrato (mg NO ₃ /L)	50	-

Durante cada época, foram realizadas amostragens pontuais e não uma amostragem ao longo de toda a época. Esta opção deveu-se ao facto das análises requererem muito tempo para a sua realização e também porque, para além da caracterização do afluente e efluentes de cada unidade do processo de tratamento da ETAR, era necessário realizar o acompanhamento do seu funcionamento e proceder à rectificação de algumas anomalias que surgiram.

As características do afluente e efluentes analisadas neste estudo são representadas graficamente para uma melhor análise das suas variações (os resultados tabelados encontram-se no anexo C).

As lamas geradas ao longo do processo de tratamento e após digestão foram utilizadas na agricultura como fertilizante. Durante todo o estudo, não se realizaram análises às lamas digeridas, visto que esta etapa não era abrangida pelos objectivos

do trabalho e também porque só em Outubro de 1996 é que foram estipulados os valores limites de metais pesados nas lamas destinadas à agricultura (Portaria nº 176/96, D.R.-II Série, nº 230 - 3.10.96).

4.1 - ÉPOCA INTERMÉDIA

Durante esta época, como já foi referido anteriormente, o efluente proveniente da adega é constituído por esgoto doméstico e, essencialmente, águas de lavagem de cubas. A lavagem de cubas de fermentação e de todos os equipamentos utilizados durante a vindima são lavados, no início desta época, com soda cáustica e um desinfectante, cujo constituinte maioritário é o hipoclorito de sódio.

O afluente à ETAR, após pré-tratamento, apresentou valores de concentração de CQO, fósforo total e pH variáveis: o CQO variou entre 400 e 1000 mg/L; o fósforo total, entre 3.0 e 5.0 mg/L; o pH, entre 6.5 e 12.0.

Para valores de pH superiores a 8.5, adicionou-se ácido fosfórico ao afluente para assegurar um valor de pH compreendido entre 6.5 e 8.5, tal como se verificou no dia 16 e 17 de Novembro de 1995, após uma descarga de efluente alcalino da adega resultante das lavagens com soda cáustica.

Comparando a gama de valores de CQO obtidos durante o período de amostragem com o valor médio definido para o projecto (ver Tabela 4.1), verificamos que os valores obtidos são muito inferiores. É de salientar que o valor de projecto refere-se ao afluente à ETAR e os valores analisados referem-se ao afluente após pré-tratamento. Há ainda a ter em conta que a amostragem realizada não abrangeu o início da época, na qual se realiza a limpeza do equipamento utilizado durante a vindima e em que a carga poluente é, por isso mesmo, mais elevada. Estes dois factores podem ter contribuído para a diferença encontrada. No entanto, a gama de concentrações de fósforo obtida abrange o valor médio definido pelo projecto.

O caudal de afluente ao tratamento durante esta época variou entre 1.0 e 2.0 m³/dia. O caudal mais elevado verificou-se nos dias em que se realizou a limpeza de equipamento utilizado durante a vindima (cubas, prensa, sistema de refrigeração,

etc.), isto é, no início da época. O caudal médio definido pelos dados de projecto é superior ao caudal médio obtido, com base na gama de caudal de afluente verificado durante este estudo. Contudo, mais uma vez se realça que a fase em que se gera uma maior quantidade de efluente na adega não foi abrangida pela amostragem e, por conseguinte, os parâmetros não foram analisados.

O caudal de efluente da adega varia com o número de lavagens que são realizadas durante o dia e o tipo de lavagens. Assim, se nas trasfegas se esvaziarem menos cubas de vinho, a água de lavagem resultante também será menor e, consequentemente, o caudal de afluente a tratar na ETAR é mais reduzido. Deste modo, o caudal de efluente gerado na adega depende muito da actividade desenvolvida e do modo como ela se processa, podendo ser realizada de modo diferente, de ano para ano.

Na Fig. 4.1, pode-se observar as concentrações de fósforo total e de CQO do afluente e efluente da ETAR, obtidas na amostragem pontual realizada durante esta época. A determinação dos outros parâmetros não foi realizada pelos motivos apresentados no capítulo 3 (falta de meios técnicos e/ou as técnicas não estavam optimizadas).

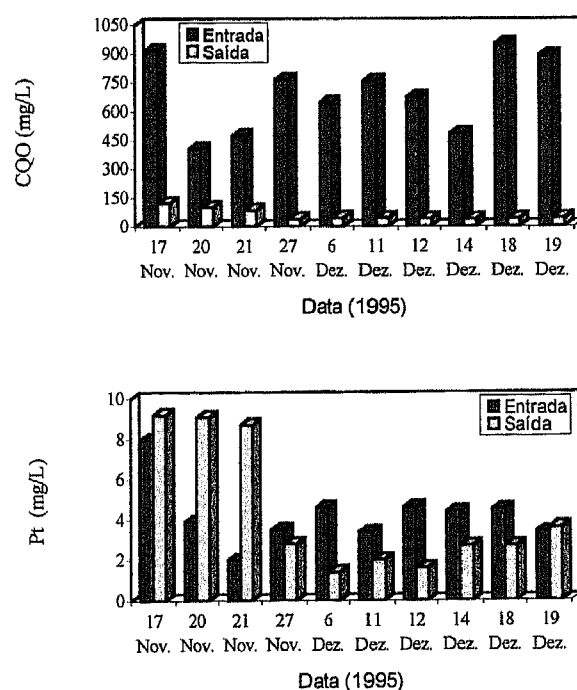


Figura 4.1 - Concentrações de CQO e de P_T do afluente e efluente da ETAR, durante a época intermédia.

Da observação destes resultados, podemos verificar que o processo de tratamento permitiu obter um efluente com valores de CQO muito abaixo dos limites legais (ver Tabela 4.2), apesar da concentração de CQO no afluente ser elevada.

Relativamente à concentração de fósforo no afluente e efluente, os valores são inferiores ao limite legal. Contudo, é de salientar que, quando o afluente apresentava carácter alcalino (o que ocorreu no dia 16 e 17 de Novembro de 1995), este foi neutralizado com ácido fosfórico, o que provocava um aumento na concentração de P_T no efluente. Em termos de necessidade de nutrientes para o tratamento biológico, dada a concentração de P_T , este não foi necessário adicionar, uma vez que existia no afluente em quantidade suficiente.

A eficiência do processo de tratamento em termos de remoção de CQO variou entre 60 a 99%, como se pode observar na Fig. 4.2.

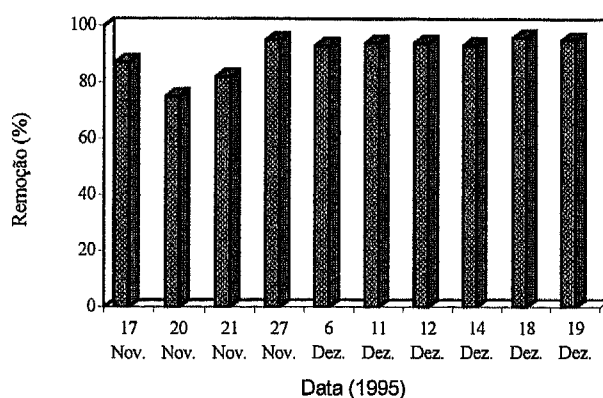


Figura 4.2 - Remoção total de CQO durante a época intermédia.

A percentagem de remoção de CQO na fase final do período de amostragem, com valores superiores a 90%, deixa antever uma melhor adaptação do processo de tratamento ao afluente da época em questão. Desta forma, dever-se-ia ter efectuado recolha de amostras no período subsequente, o que não foi possível pelas razões expostas anteriormente. Da análise desta figura, verifica-se que, a partir do dia 6 de Dezembro de 1995, a eficiência de remoção de CQO mantém-se praticamente constante (>90%), atingindo-se um patamar correspondente à eficiência máxima de elaboração da ETAR.

4.2 - ÉPOCA MÉDIA

Durante esta época, o caudal de efluente da adega é mais reduzido do que na época anterior, visto que se verifica um menor número de lavagem de cubas. O caudal de afluente ao tratamento variou, durante esta época, entre 0.5 e 1.5 m³/dia.

Para a época média, já foi possível realizar uma caracterização mais completa em termos de parâmetros. Nas Figs. 4.3 e 4.4, encontram-se representados os valores obtidos das concentrações de CBO₅, CQO e SST, e das concentrações de nutrientes (azoto e fósforo), respectivamente.

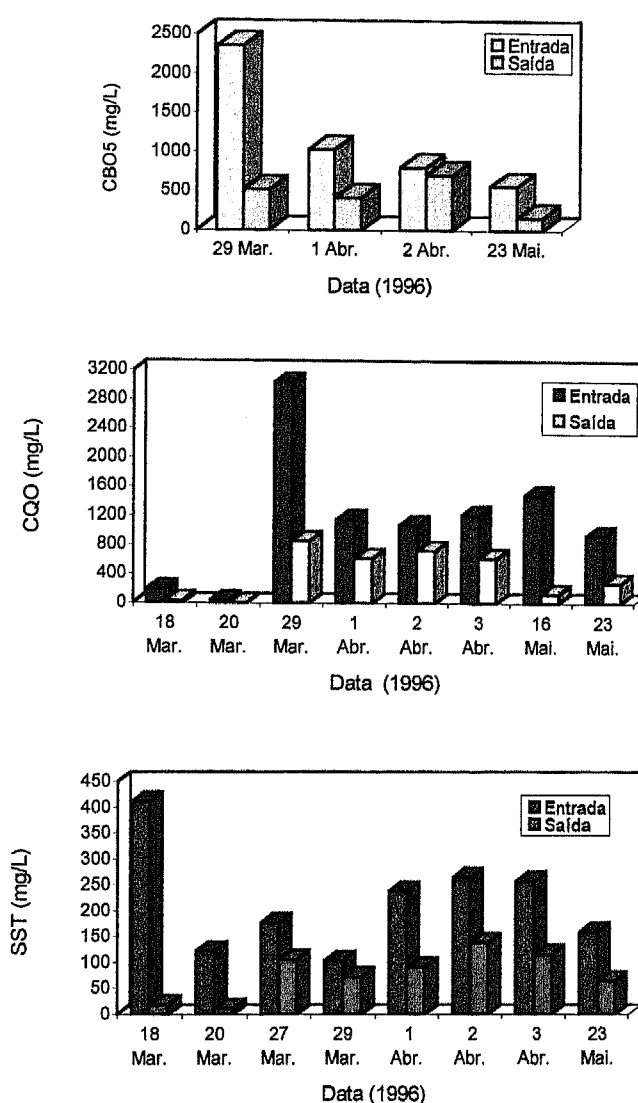


Figura 4.3 - Concentrações de CBO₅, CQO e SST do afluente e efluente da ETAR, durante a época média.

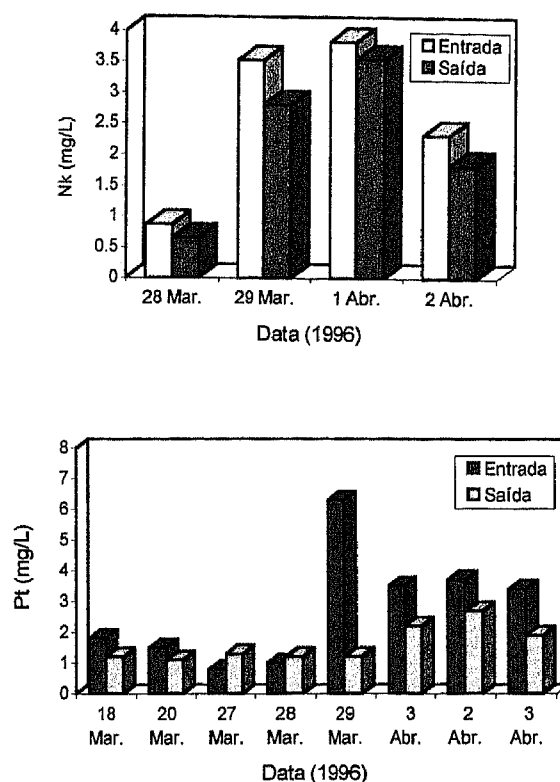


Figura 4.4 - Concentrações de N_k e P_t do afluente e efluente da ETAR, durante a época média.

É de realçar que, durante esta época e mais precisamente no dia 29 de Março de 1996, as características do efluente sofreram um aumento de concentração em todos os parâmetros, pelo facto de, nesse dia, se ter realizado uma destilação de vinho branco na adega. Como o efluente de uma destilação apresenta valores de pH ácido [9], foi necessário adicionar soda cáustica, para que este passasse para valores que se situassem entre 6.5 e 8.5.

Da observação destes resultados, podemos verificar que o processo de tratamento permitia obter um efluente com valores de CQO e SST muito abaixo dos limites legais (ver Tabela 4.2), antes de se ter realizado a descarga do efluente de destilação. Esta descarga perturbou o funcionamento do processo, como se comprova nos resultados, e veio a confirmar que o processo de lamas activadas e o leito percolador são processos vulneráveis a um choque de carga poluente. A perturbação sofrida no processo foi gradualmente atenuada, tendo-se verificado, por isso, uns ligeiros aumentos na remoção de CQO e SST ao longo dos dias subsequentes à descarga.

Quanto à comparação dos valores obtidos com os valores médios de projecto, não é correcto formular uma conclusão geral, uma vez que, ao longo de uma parte da amostragem, o afluente analisado resultou de uma mistura de efluente normal para a época com efluente resultante de uma destilação, principalmente nos dias de 28 de Março a 3 de Abril de 1996. Nos restantes dias, os valores obtidos são da mesma ordem de grandeza, quer para o CQO, CBO₅ e SST, sendo, no entanto, inferiores em termos de P_T e N_K.

Em termos de remoção total, quer de CQO e SST, os valores diminuíram significativamente, como se pode observar nas Figs 4.5 e 4.6, respectivamente.

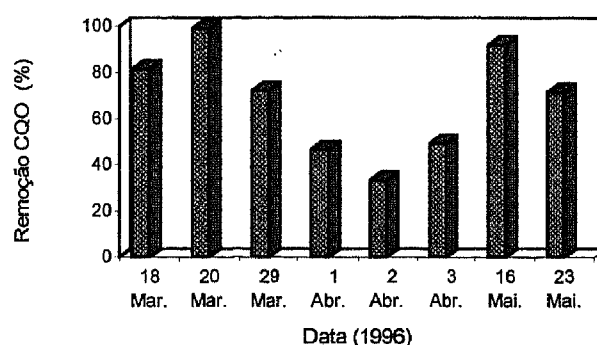


Figura 4.5 - Remoção total de CQO durante a época média.

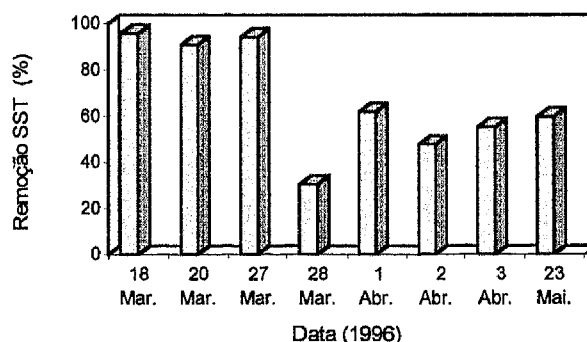


Figura 4.6 - Remoção total de SST durante a época média.

Os metais analisados foram: Mg, Zn, Cr, Al, Mn, Pb, Cu e Fe. As concentrações de Cr e Al no afluente são inferiores ao limite de detecção do método analítico (limite de detecção do Cr, 0.5 mg/L, e de Al, 1.0 mg/L). Antes de se ter iniciado a destilação, o teor de Fe e Cu também eram inferiores ao limite de detecção. Na Fig. 4.7, são apresentados os valores do teor de metais, obtidos para o Mg, Zn, Mn, Pb, Fe e Cu. Como se pode observar, o teor destes metais sofre um aumento a partir do dia 29 de

Março de 1996, mantendo-se, no entanto, inferiores aos limites legais. Relativamente ao cobre e ferro, o afluente apresenta valores ligeiramente superiores ao limite legal, verificando-se, após tratamento, valores mais reduzidos. O Fe apresenta, para o dia 2 de Abril de 1996, valores à saída superiores aos permitidos por lei, a dever-se, talvez, à acumulação deste metal nos compartimentos da ETAR, ocorrendo uma descarga mais acentuada nesta data. Como não foram recolhidas amostras, a posteriori, não podemos avaliar a evolução dos teores deste metal com o tempo.

O aumento do teor de alguns metais a partir do dia 29 de Março de 1996 deveu-se ao facto de todo o equipamento de destilação estar inactivo já há algum tempo e, por isso, é normal que haja corrosão superficial dos materiais, resultando num aumento dos teores metálicos no afluente à ETAR.

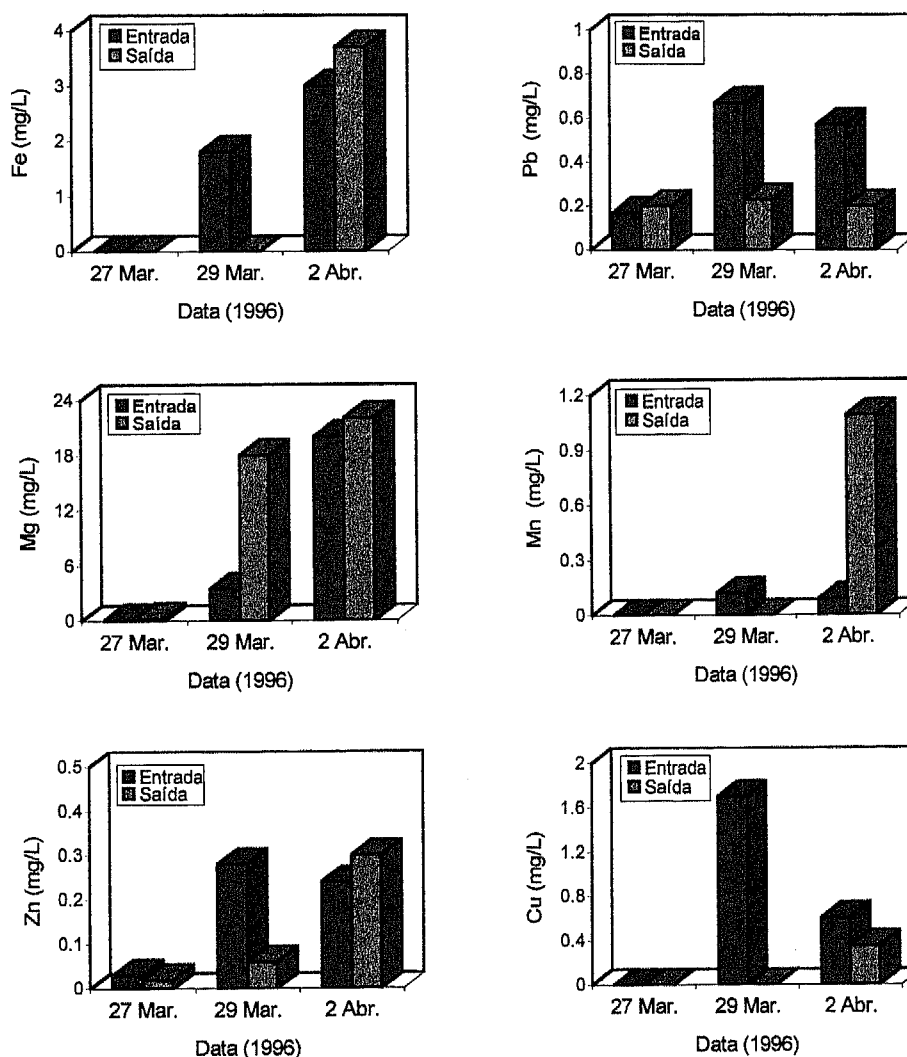


Figura 4.7 - Concentrações de Fe, Pb, Mg, Mn, Zn e Cu do afluente e efluente da ETAR, durante a época média.

Pela análise dos gráficos, verifica-se uma diminuição de concentração de alguns dos metais, o que poderá estar relacionado com o facto de estes ficarem retidos no filme biológico do leito percolador, ou nas lamas activadas do tanque de arejamento. Contudo, uma vez que as lamas não foram analisadas, não é possível fundamentar esta hipótese.

Quanto à análise das concentrações de cloreto, fluoreto e sulfato, verificam-se que as concentrações são baixas (Fig. 4.8), tendo apresentado, também, um aumento pela descarga da destilação.

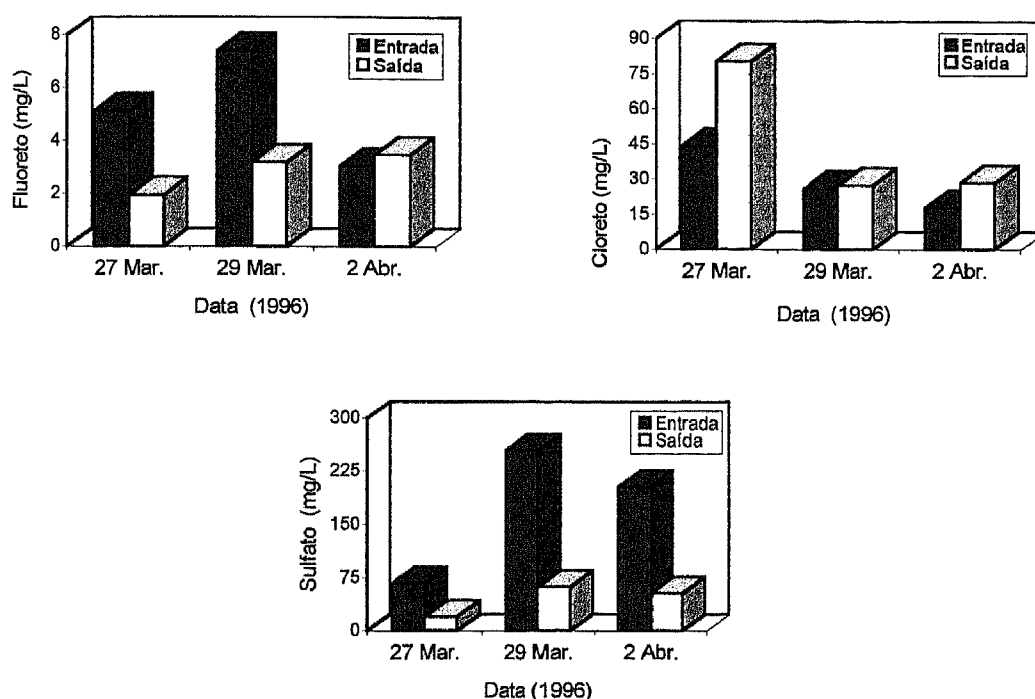


Figura 4.8 - Concentrações de fluoreto, cloreto e sulfato no afluente e efluente da ETAR, durante a época média.

Não existem limites legais de concentração de cloreto e fluoreto nas águas residuais. Os cloretos, mesmo em concentrações elevadas, não são nocivos para a saúde pública. No entanto, é de salientar que é definida, no anexo XXIV do Dec. Lei 74/90 (anexo b). A concentração de 250 mg/L como valor recomendado para as águas superficiais. Como se pode observar, a concentração de cloreto no efluente da ETAR é muito inferior a este valor. Quanto à concentração de sulfato no efluente da ETAR, é também inferior ao limite legal definido (ver Tabela 4.2).

4.3 - ÉPOCA BAIXA

Durante esta época, o efluente da adega apresenta um caudal muito reduzido e uma carga orgânica muito baixa. Durante o mês de Agosto, o caudal de efluente da adega é nulo, visto que não se desenrola qualquer actividade laboral na adega.

No processo de tratamento, o caudal de entrada variou entre 0.4 e 0.6 m³/dia. Os valores da concentração de CQO no efluente variaram entre valores inferiores ao limite de detecção e 229 mg/L; os de SST, entre 130 e 290 mg/L; os de fósforo total, entre 0.5 e 3.0 mg/L; os de azoto, entre 2.0 e 16.4 mg/L; os de CBO₅, entre 0.0 e 443.4 mg/L. Os valores mais elevados de CQO verificavam-se nos dias em que ocorria a descarga de água de lavagem de cubas. Nas Figs. 4.9 e 4.10, encontram-se representadas as concentrações de CQO, SST e CBO₅, e de nutrientes (azoto e fósforo), respectivamente.

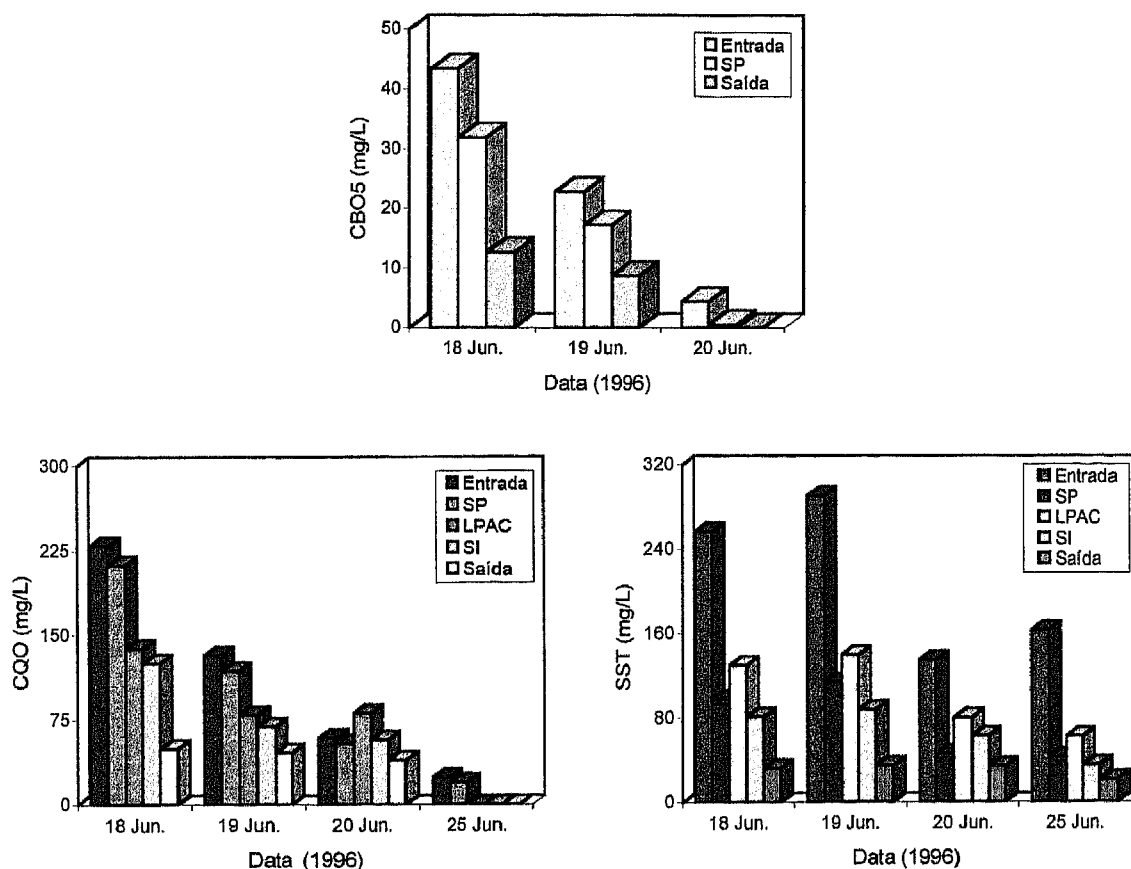


Figura 4.9 - Concentrações de CBO₅, CQO e SST do afluente e efluentes ao longo do tratamento, durante a época baixa.

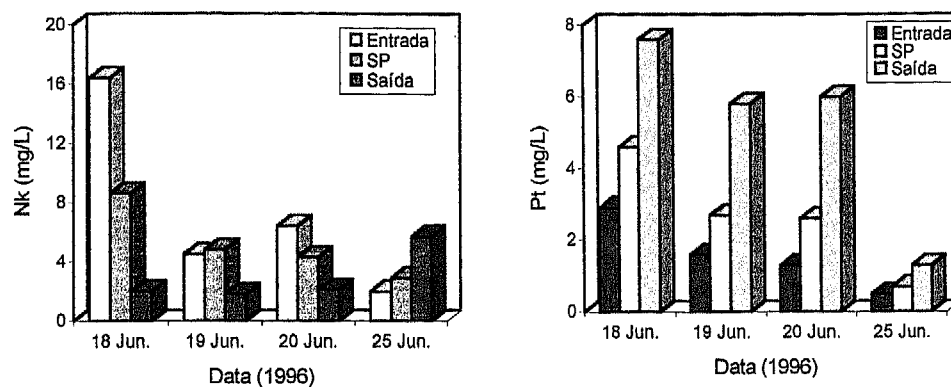


Figura 4.10 - Concentrações de N_k e P_t do afluente e efluentes ao longo do tratamento, durante a época baixa.

Com efeito, deve-se realçar que estes valores apresentados podem ser mais reduzidos do que seria normal: durante o período de amostragem, ocorreu uma infiltração de água de uma nascente no sistema de canalização que transporta o efluente da adega para a ETAR, o que provocou uma diluição do efluente da adega.

Comparando com o valor médio de CQO e de CBO_5 de projecto com a gama de concentrações obtidas, verifica-se uma grande disparidade entre estes valores. Este facto pode ter resultado da diluição provocada pela água da nascente que não possui carga orgânica; refira-se, ainda, que o valor médio de projecto foi definido em função de uma época que também abrangia a época média deste trabalho.

Em termos de SST, o sistema de tratamento permite obter um efluente dentro dos limites legais estipulados pelo Dec. lei 74/90, e um pouco acima em relação aos limites definidos para a ETAR, constituindo, contudo, uma diferença quase insignificante. Pela análise do gráfico referente à concentração de SST ao longo do processo, verifica-se um aumento da concentração à saída do leito percolador. Tal facto resulta da acumulação, no meio de enchimento, de carvão utilizado na limpeza de uma cuba, realizada um dia antes de se iniciar a amostragem.

Em termos de remoção total de CQO, os valores obtidos oscilaram entre 33 e 79%, tendo-se verificado uma diminuição ao longo da amostragem. Esta é confirmado pela decrescente remoção verificada quer no leito percolador, quer no tanque de arejamento, como se pode observar na Fig. 4.11.

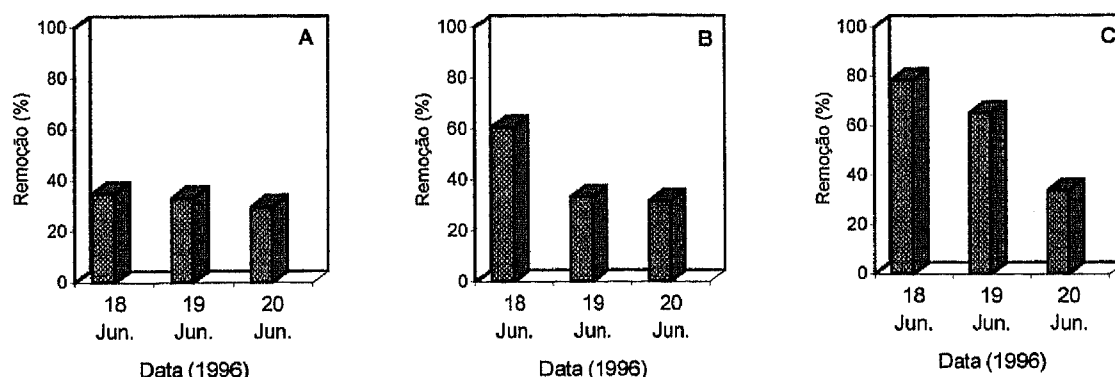


Figura 4.11 - Remoção de CQO no leito percolador (A), no tanque de arejamento(B) e no processo de tratamento global (C), durante a época baixa.

A diminuição da remoção no tanque de arejamento deveu-se ao facto de a concentração de SST ser muito inferior (entre 400 e 300 mg/L) ao valor aconselhado pela bibliografia, ou seja, 3000 a 5000 mg/L [14]. Esta diminuição da concentração de SST no tanque de arejamento resultou, principalmente, da reduzida carga poluente presente no afluente.

Em termos de remoção total de SST, os valores variam entre 74 e 88% (Fig. 4.12). A remoção de sólidos obtida no sedimentador primário encontra-se dentro dos valores referidos na bibliografia para este tipo de equipamento (50 a 70%) [14]; por sua vez, no sedimentador intermédio, os valores de remoção são muito inferiores ao definido (50 a 70%) [14].

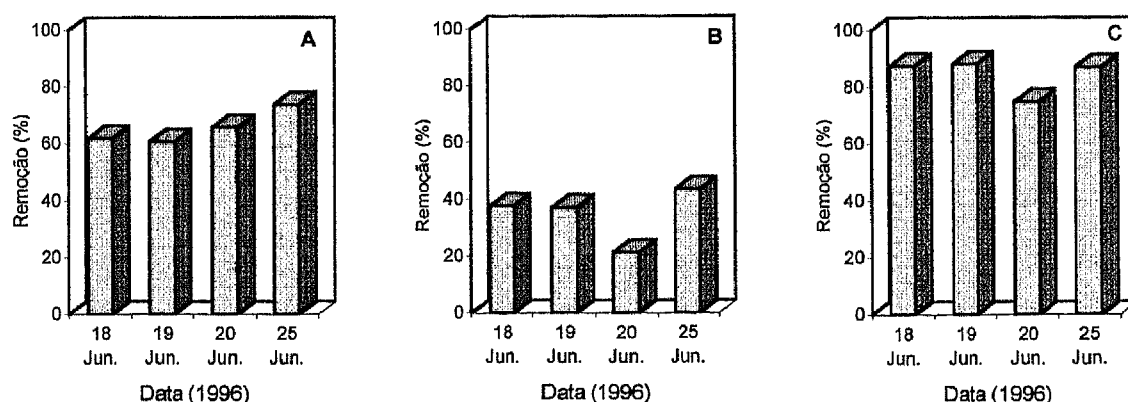


Figura 4.12 - Remoção de SST no sedimentador primário (A), no sedimentador intermédio (B) e no processo de tratamento global do processo (C), durante a época baixa.

Relativamente ao teor de metais para esta época, obteve-se concentrações inferiores ao limite de detecção do método analítico para o magnésio, zinco, crómio, alumínio, manganês, cobre e estanho.

As análises, por cromatografia iónica, das concentrações de cloreto, fluoreto, nitrato, hidrogenofosfato e sulfato indicaram os teores representados na Fig. 4.13.

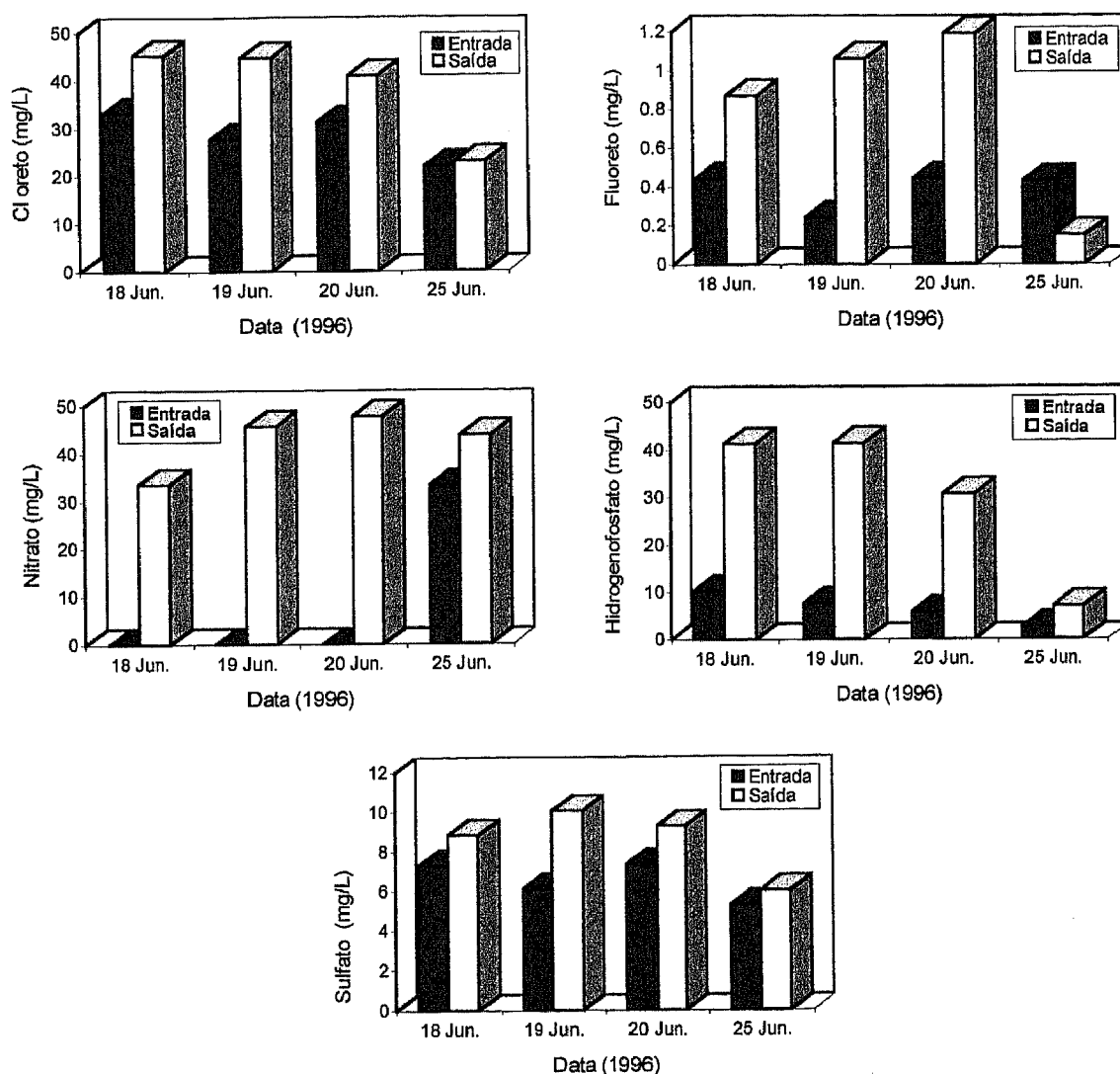


Figura 4.13 - Concentrações de cloreto, de fluoreto, nitrato, hidrogenofosfato e de sulfato no afluente e efluente da ETAR, durante a época baixa.

O aumento da concentração verificada no efluente resulta da diluição progressiva da concentração de aniões. Esta diluição ocorre lentamente ao longo do processo, visto que o caudal de afluente a circular pelo processo de tratamento foi

muito reduzido. No que respeita ao aumento da concentração de nitrato do efluente em relação à concentração do afluente, tal facto poderá não resultar somente do factor diluição, mas também de estar a ocorrer nitrificação no tanque de arejamento. A concentração de nitrato e de sulfato do efluente é sempre inferior aos limites legais (ver tabela 4.2).

4.4 - ÉPOCA ALTA

Durante a época alta, como já foi referido anteriormente, o efluente gerado na adega resulta das actividades de vinificação. O caudal de afluente da ETAR variou entre 2.2 e 12.3 m³/dia. Contudo, no dia 21 de Outubro de 1996, existiu um pico de caudal da ordem de 19.2 m³/dia.

Durante o período de amostragem, o afluente ao tratamento apresentou concentrações variáveis: a concentração de CQO variou entre 1500 e 5200 mg/L; de SST, entre 480 e 6000 mg/L; de SSV, entre 190 e 4700 mg/L; de P_T, entre 2.0 e 12.5 mg/L. Na Fig. 4.14, são apresentadas as concentrações de P_T, CQO e SST do afluente e efluentes ao longo do tratamento.

Comparando os valores obtidos para estes parâmetros com os valores do projecto para a mesma época, verifica-se que as concentrações são semelhantes. A maior diferença verifica-se em termos de SST, que pode ter resultado do facto de, no projecto, os dados referirem-se ao afluente à ETAR e, mais uma vez, os valores determinados serem referentes ao afluente após pré-tratamento. Deve-se, ainda, salientar que os valores de projecto são valores médios, ao contrário dos valores representados no gráfico.

Pela observação do gráfico relativo ao fósforo, verifica-se que os valores são muito baixos, pelo que seria necessário ter adicionado nutrientes, pelo menos, em termos de fósforo; relativamente aos valores de azoto, não é possível efectuar qualquer conclusão, uma vez que não foi possível realizar a análise, devido a problemas de ordem técnica, nomeadamente, uma avaria na montagem laboratorial, que só foi rectificada após o tempo útil de preservação para a análise das amostras.

O valor máximo de caudal, assim como as concentrações máximas de CQO, CBO₅, SST, SSV e P_T verificaram-se no dia 21 de Outubro de 1996, dia em que

entrou a maior quantidade de uvas, pelo que a actividade de vinificação foi maior. Este facto salienta que a carga poluente também está relacionada com a produção do processo de vinificação.

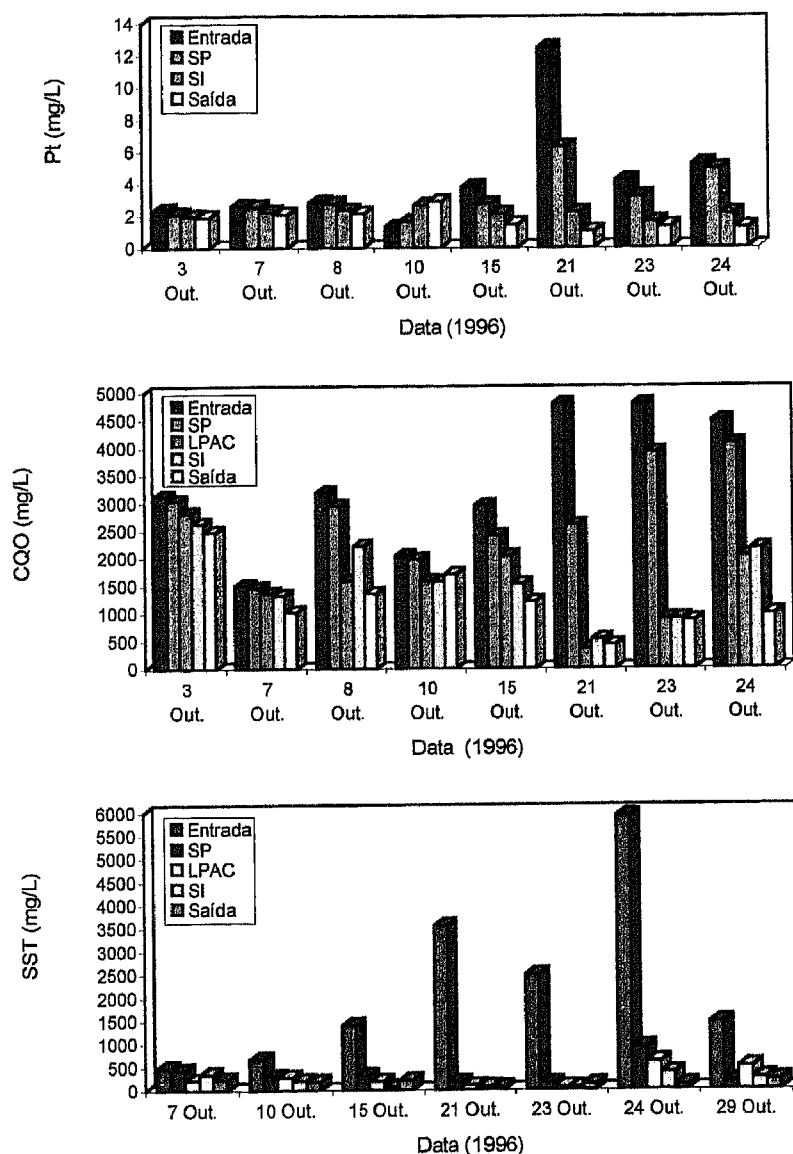


Fig. 4.14 - Concentrações de P_T , CQO e SST do afluente e efluentes ao longo do tratamento, durante a época alta.

Pela análise dos gráficos, verifica-se que, quer em termos de CQO e SST, o processo de tratamento não assegura os limites estipulados pelo Dec. Lei 74/90, nem os limites definidos pelo licenciamento da ETAR, sobretudo, os valores relativos ao CQO.

Os valores de CQO e CBO₅ do afluente são muito inferiores aos valores apresentados por Racault [3] relativos à época de vindima de duas adegas do Sudoeste de França. No que diz respeito à concentração de SST, os valores são semelhantes.

É de salientar, no entanto, que os valores apresentados pela bibliografia servem meramente como orientação, visto que há que considerar que o tipo de processo utilizado na vinificação, o tipo de produto e de produção de vinho podem também explicar a diferença de valores encontrados. Por exemplo, na adega em estudo, a produção anual de vinho é muito inferior à produção das duas adegas do trabalho de Racault.

Em termos de remoção global de CQO, os valores variaram entre 20 e 93%. Na Fig. 4.15, estão representadas as percentagens de remoção de CQO no leito percolador, no tanque de arejamento e no processo de tratamento global.

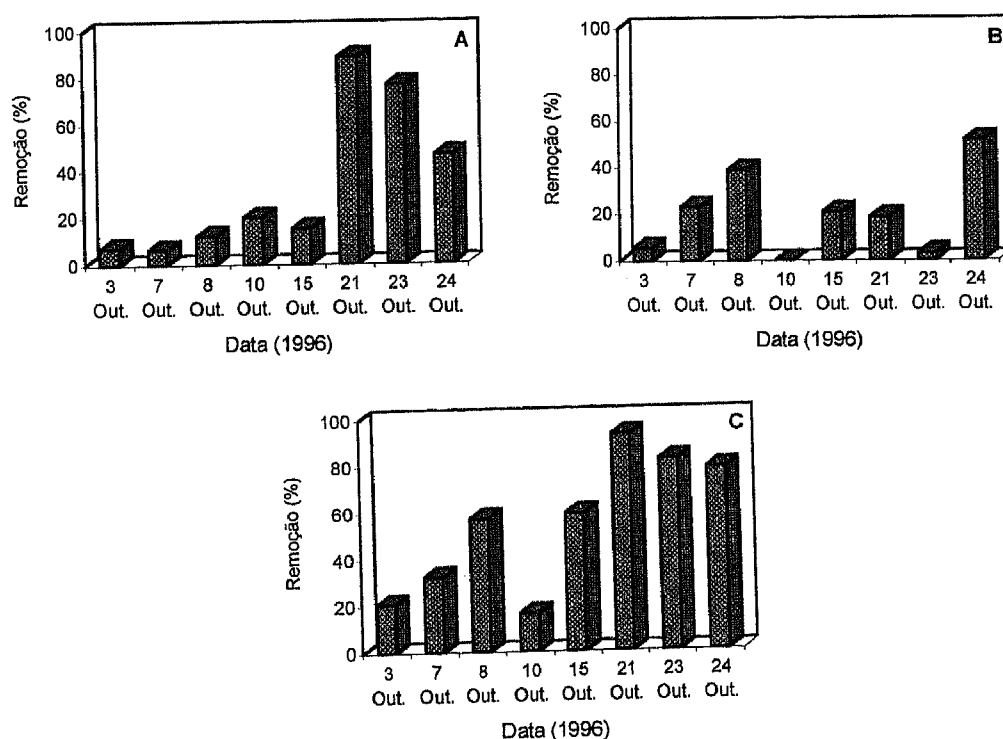


Figura 4.15 - Remoção de CQO no leito percolador (A), no tanque de arejamento (B) e no processo de tratamento global (C), durante a época alta.

A remoção verificada no tanque de arejamento foi muito reduzida, podendo ter resultado dos seguintes factos:

- falhas técnicas surgidas na época baixa, o que provocou a quase ausência

de sólidos no tanque de arejamento no início da época alta;

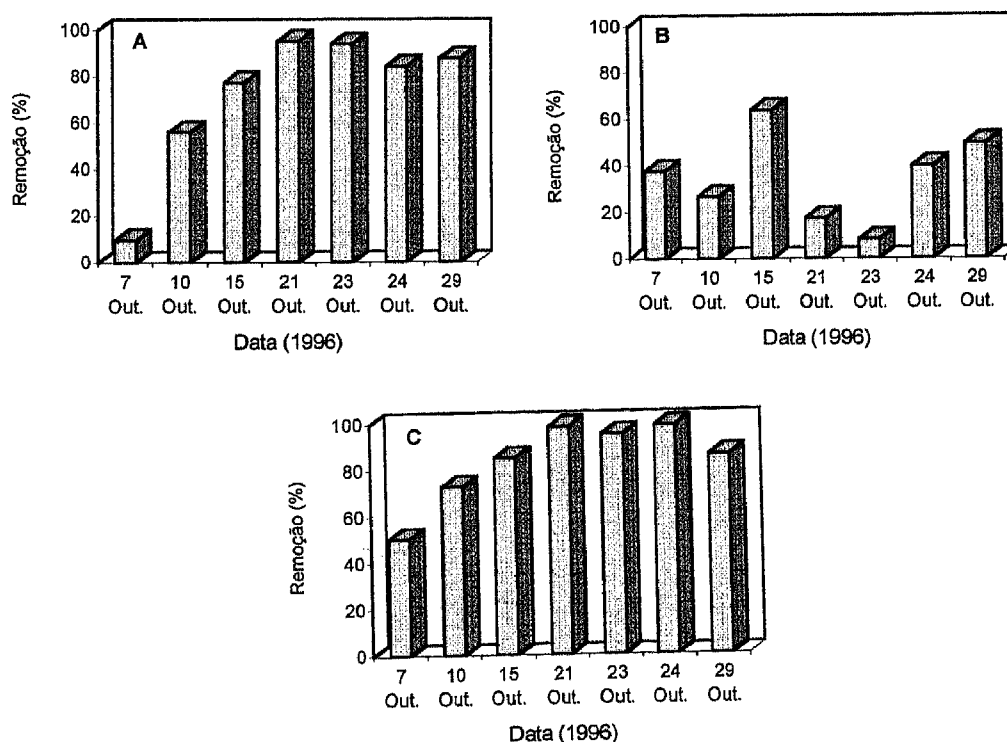
- uma vez que o tubo do interior tinha sido retirado, a entrada de caudal de afluente situava-se a um nível superior ao de saída de efluente tratado. Assim, como o caudal de afluente era extremamente elevado, podia não existir uma mistura do conteúdo do tanque, dado o reduzido tempo de permanência do afluente no seu interior;

- défice na quantidade de nutrientes;

- concentração inadequada de OD no tanque de arejamento.

No início da época da vindima, o leito percolador não apresentava filme biológico, derivado a uma avaria na bomba de recirculação de afluente. Pela análise do gráfico, verifica-se um aumento gradual na remoção de CQO no leito percolador que foi acompanhado pela formação de filme biológico no meio de enchimento.

A remoção total de SST oscilou entre 50 e 98.5%, tendo-se verificado um aumento ao longo da amostragem. Na Fig. 4.16, estão representadas as percentagens de remoção de SST no sedimentador primário, no sedimentador intermédio e no processo de tratamento global.



4.16 - Remoção de SST no sedimentador primário (A), no sedimentador intermédio (B) e no processo de tratamento global (C), durante a época alta.

A remoção de SST no sedimentador primário apresentou valores superiores aos referidos pela bibliografia [14]; no sedimentador intermédio, os valores de remoção foram muito variáveis; no conjunto tanque de arejamento/sedimentador secundário, registou-se, por vezes, um aumento da concentração de SST.

O efluente do sedimentador secundário arrastava uma concentração de sólidos muito elevada, que pode ter resultado do baixo teor de SSV no tanque de arejamento, devido às condições deste no início da época, e de concentrações de OD inadequadas no tanque de arejamento.

Os teores de metais não foram analisados, visto que, durante as épocas anteriores, estes situaram-se muito abaixo dos limites legais, e também porque os efluentes vinícolas caracterizam-se por ter um teor de metais muito reduzido.

As análises, por cromatografia iónica, de fluoreto, cloreto e sulfato indicaram as concentrações representadas na Fig. 4.17.

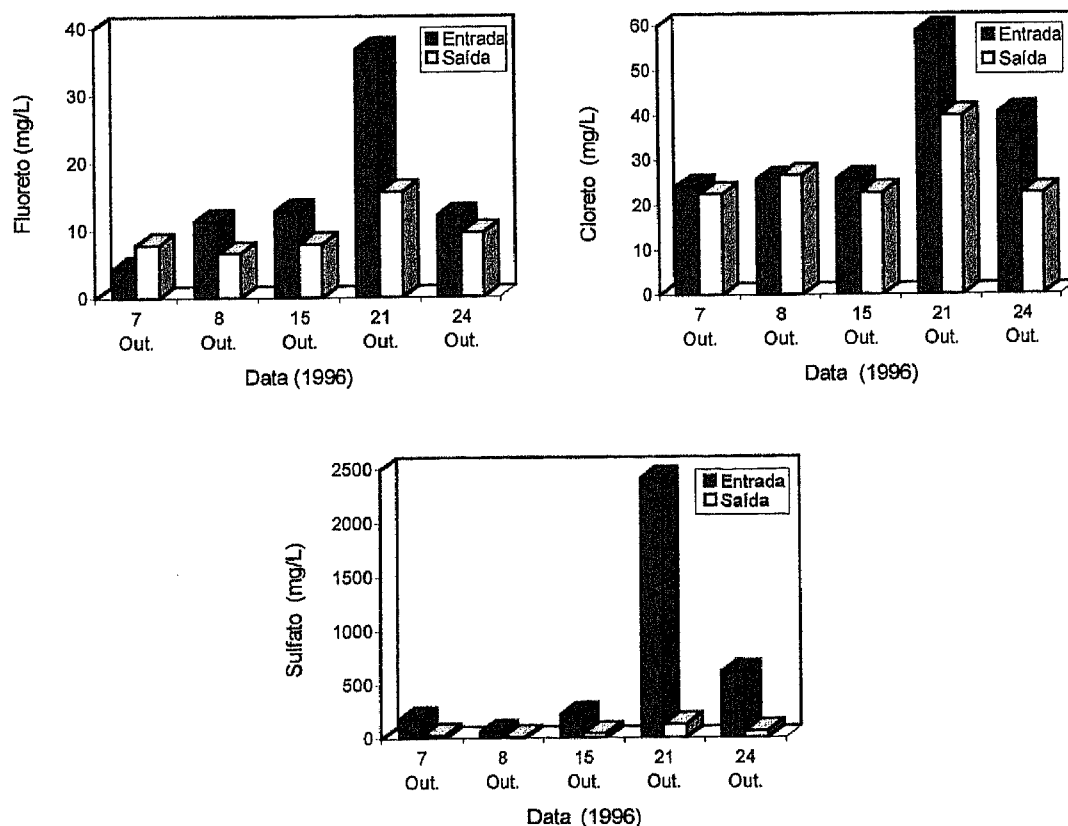


Fig. 4.17 - Concentrações de fluoreto, cloreto e sulfato do afluente e efluente da ETAR, durante a época alta.

A concentração de hidrogenofosfato durante o período de amostragem foi sempre inferior ao limite de detecção, bem como a concentração de nitrato, à excepção do dia 21 de Outubro de 1996. Nesta data, também se verificou um aumento considerável do teor de fluoreto, cloreto e sulfato. Saliente-se, uma vez mais, que, neste dia, entrou na adega a maior quantidade de uvas e, por este facto, a actividade na adega também foi muito superior. Apesar deste aumento, a concentração de sulfato no efluente continuou inferior ao limite legal (ver Tabela 4.2).

Da análise dos resultados globais obtidos ao longo da época alta, verificou-se a existência de um aumento substancial quer nas concentrações de cada parâmetro, quer em termos de caudal de afluente à ETAR. A remoção de SST e de CQO verificadas durante esta época não permitiram obter um efluente com níveis inferiores aos estipulados por lei.

Capítulo 5

CONCLUSÕES

De acordo com os dados experimentais, verifica-se que o funcionamento da ETAR permitiu obter um efluente com níveis inferiores aos estipulados por lei (Dec. Lei 74/90), em termos de CQO, CBO₅ e SST, em todas as épocas, à excepção da época alta.

Verificou-se, ainda, que a época baixa prejudica o normal funcionamento da ETAR durante a época alta, pelo facto do caudal ser extremamente reduzido, bem como a carga poluente do efluente. Por conseguinte, fragiliza o sistema de lamas activadas, isto é, limita a eficiência do tanque de arejamento, uma vez que o teor de sólidos é extremamente inferior ao aconselhado pela bibliografia [14].

Um sistema de lamas activadas assim como um leito percolador são unidades de tratamento biológico de efluentes muito vulneráveis a um choque hidráulico e orgânico. Durante a época média e após a realização de um destilação, verificou-se que, depois de um período de baixa carga poluente, a ETAR não tem capacidade de resposta a um pico de caudal e/ou carga poluente.

Dado o carácter sazonal muito acentuado do efluente ao longo do funcionamento anual da ETAR, surgem choques quer em termos de carga, quer em termos de caudal: passagem da época média para a época baixa; passagem da época baixa para a época alta. Se as alterações nas características do efluente não forem atenuadas, todo o sistema de tratamento fica vulnerável, o que origina remoções de carga poluente mais baixas.

Durante as épocas intermédia, média e baixa o processo de tratamento implementado na ETAR assegurou um efluente com valores inferiores aos estipulados por lei. Relativamente à época alta, a ETAR não foi eficiente de acordo com os dados obtidos durante este estudo.

Os maus resultados de remoção de CQO e SST obtidos durante a época alta deveram-se não só à perturbação sofrida pelo processo durante a mudança de época, mas também aos problemas surgidos durante a época baixa. É de realçar que só começou a circular efluente pelo leito percolador 4 dias após o início da vindima (data em que se colocou a bomba de recirculação). Em virtude disto, o novo arranque

desta unidade foi realizado já no decorrer da vindima. Estas situações foram originadas não pelas características da época baixa, mas pelos problemas surgidos durante esta época. Por conseguinte, não é certo que, no início das próximas época altas, quer o leito percolador, quer o tanque de arejamento, se encontrem nestas condições.

A falta de pessoal especializado para acompanhamento da ETAR, em situação permanente, é uma das medidas prioritárias a propor para o futuro, com vista a evitar eventuais quebras de funcionamento do sistema de tratamento. Será também conveniente proceder às rectificações propostas ao longo do trabalho, tais como:

- colocação do tubo que inicialmente existia no interior do tanque de arejamento;
- rectificação das dimensões do recipiente anexo ao leito percolador ou recolocação da bomba de ligação leito percolador/sedimentador intermédio;
- rectificação do aparelho medidor de pH;
- existência de um medidor de oxigénio permanente na ETAR, de modo a poder realizar-se um controlo mais rigoroso de teor de OD ao longo do processo.

Para uma melhor caracterização e conhecimento de cada época, deveria realizar-se, no futuro, uma amostragem mais longa em cada época. Como as lamas estão a ser utilizadas na agricultura, aplicação recomendada em várias bibliografias [23,33], dever-se-ia realizar um estudo da sua composição.

Seria interessante, futuramente, controlar os níveis de produtos fitossanitários (e.g. pesticidas), destacando os provenientes das uvas e os das águas circundantes à ETAR (situada numa zona agrícola).

Referências Bibliográficas

BIBLIOGRAFIA

- [1] - B. Picot, "Pollution Engendrée par les Établissements Vinicoles: nature, critères d'évaluation et caractéristiques", *Rev. Fr. d'Oenol.*, 32 (134), 1992, 5-10
- [2] - M. O. Maia, "Problemática do Tratamento dos Efluentes Vinícolas", 1^{as} Jornadas sobre Tratamento de Efluentes Vinícolas, Braga, 1994, 5-23
- [3] - Y. Racault, A. Lenoir, " Evolution des Charges Polluantes de Deux Caves Vinicoles du Sud-Ouest de la France sur um Cycle Annuel", *Congrès Internationale sur le Traitement des Effluents Vinicoles*, Narbonne, 1994, 37-43
- [4] - J. Rochard, "Nature - Conséquences de la Pollution Vinicole - Réduction de la Charge Polluante", *Giornata Il Problema dei Reflui Dell'Industria Enologica*, Alessandria, 1994, 6-10
- [5] - J. Rochard, "Réduction de la Charge Polluante et du Volume des Rejects dans les caves Vinicoles", *Rev. Fr. d'Oenol.*, 32 (134) , 1992, 11-20
- [6] - M. C. Moreira, M. O. Maia, "Poluição devida às Operações de Vinificação numa Adega da Região de Vinhos Verdes", *Jornadas sobre Tratamento de Efluentes Vinícolas*, Braga, 103-106, 1994
- [7] - "Caracterização das Águas Residuais das Instalações da Lixa da Sociedade dos Vinhos Borges", IDIT, 1993
- [8] - J. Mourgues, J. Maugenet, "Les Eaux Résiduares des Caves de Vinification", *Industr. Alim. Agr.*, 89 (3), 1972, 261-273
- [9] - J. S. Oliveira, J. M. Cunha, AM. Reya, "Épuration des Eaux Résiduares des Caves de Vinification et des Distilleries", *Bulletn de L'O.I.V.*, 48 (531), 1975, 443-455
- [10] - M. C. Moreira, M. O. Maia, "Estratégia do Processo de Vinificação face à Poluição Provocada pelos Efluentes das Adegas", 5^o Conferência Nacional sobre a Qualidade Ambiental, Aveiro, 1767-1776, 1996

- [11] - J. Rochard, F. Desautels, " Gestion des Effluents Vinicoles et Viticoles", Rev. des Oenologues, 77, 1994, 51-53
- [12] - J. Rochard, M. Viaud, F. Desautels, "Réduction de la Charge Polluante Liée au Datartrage des Cuves", Rev. des Oenologues, 77, 1994, 47-48
- [13] - N. Dornier, " Traitement des Rejets en Cave Vinicole: épandage-évaporation-raccordement à la station communale", Rev. Fran. Oenol., 32 (134) , 1992, 21-25
- [14] - F. Conti, " Tecnologie Disponibili per il Trattamento dei Reflui Enologici in Relazione Alla Capacità Produttiva Dello Stabilimento", Giornata Il Problema dei reflui Dell'Industria Enologica, Alessandria, 1994, 11-16
- [15] - Metcalf & Eddy, " Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse", Mc Graw Hill, 3ª ed., 1991
- [16] - M. H. Morais, " Tratamento e Valorização de Efluentes de Destilarias Vinícolas", Tese de Doutoramento, Lisboa, 1988
- [17] - T. J. Toflemine, " Survey of Methods of Treating Wine and Grape Wastewater", Am. J. Enol. Vitic. 23 (4) , 1972, 165-172
- [18] - J. Rochard, M. Viaud, " Traitement des Effluents Vinicoles - Evolution des Nouvelles Techniques", Rev. des Oenologues, 72, 1994, 19-30
- [19] - R. Moletta, J. Raynal, "Procedes de Depollution Innovants et Recherches Actuelles dans le Domaine Vinicole", Rev. Fran. Oenol., 32 (134) , 1992, 37-43
- [20] - "Traitement des Effluents Vinicoles: aspects réglementaires et techniques", Colloque du Multipole Technologique Regional du Languedoc-Roussillon, Synapse, 1992
- [21] - I. B. R. Neto, E. A. Duarte, "Optimização do Fenómeno Evaporativo como Meio de Tratamento de Efluentes Vinícolas", Jornadas sobre Tratamento de Efluentes Vinícolas, Braga, 1994, 75-83

- [22] - A. C. Rice, " Long-Term Activated-Sludge Treatment of Winery Wastewaters", Am. J. Vitic., 29 (3) , 1978, 177-180
- [23] - M.D. Fumi, G. Parodi, "Mise au Point D'une Station D'Epuration par Aeration Prolongee pour le Traitement Biologique des Eaux Résiduares de Caves", Rev. Fran. Oenol., (151) , 1995, 47-52
- [24] - M.D. Fumi, G. Parodi, E. Parodi, A. Silva, R. Marchetti, " Optimisation of Long-Term Activated-Sludge Treatment of Winery Wastewater", Bioresourse-Tecnology, 52 (1) , 1995, 45-51
- [25] - J. C. Cabanis, B. Picot, "Un Nuovo Impianto per Trattare i Reflui", Vignevini, 4, 1996, 83-90
- [26] - Anon, "Winery Innovates Waste Treatment", Food Engineering, 44 (6), 1972, 73-75
- [27] - A. G. Teunissen, "Um caso Real: Quinta da Aveleda", Jornadas sobre Tratamento de Efluentes Vinícolas, Braga, 1994, 99-102
- [28] - B. Gonard, "Les Traitements de la Pollution par Procedes Biologiques", Rev. Fran. Oenol., 32 (134), 1992, 37-43
- [29] - M. Alves, M. Mota, "O Filtro Anaeróbio - Descrição e Exemplos de Aplicação", Jornadas sobre Tratamento de Efluentes Vinícolas, Braga, 1994, 108-111
- [30] - A. Bories, F. Moulon, "Traitement des Effluents Vinicoles en Filtre Anaerobie a Support Lignocellulosique", Congrès Internationale sur le Traitement des Effluents Vinicoles, Narbonne, 1994, 37-43
- [31] - "Projecto de Licenciamento/Execução da ETAR do Centro de Vinificação da Lixa", ESAH, Porto, 1994
- [32] - J. Q. Levy, J. S. Santiago, F. B. Salles, "Exploração de Estações de Tratamento de Águas Residuais", Manual do Curso de Exploração de Tratamento de Águas

Residuais, vol. II, Instituto Superior Técnico de Lisboa, 1994

[33] - APHA, AWWA e WEF, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 18 th. ed. APHA, 1992

[34] - U. S. EPA - Technology Transfer, "Handbook for Monitoring Industrial Wastewater", U. S. Government Printing Office, 1973

[35] - D. L. Tsalev, Z. K. Zaprianov, "Atomic Absorption Spectrometry in Occupational and Environmental Health Practice", Vol. I, CRC Press, Florida, 1983

[36] - P. A. Bennett, E. Rothery, "Atomic Absorption Analysis", Varion Techtron Pty, Mulgrave, Australia, 1ª edição, 1983

Anexos

ANEXO A

Tabela A.1 - Valores da curva de calibração da carência química de oxigênio.

Concentração mg/L	Abs. (600 nm)		Abs. média	Abs. Calculada	Conc. Calculada	Desvio	C. V. (%)
	A	B					
10	0.005	0.001	0.003	0.004	6.4	3.6	36.4
30	0.008	0.007	0.008	0.010	21.3	8.7	28.9
50	0.012	0.010	0.011	0.016	33.0	17.0	34.0
100	0.034	0.032	0.033	0.031	106.2	6.2	6.2
200	0.068	0.068	0.068	0.061	222.7	22.7	11.3
400	0.122	0.125	0.124	0.121	407.4	7.4	1.9
500	0.147	0.148	0.148	0.151	487.3	12.7	2.5
600	0.189	0.189	0.189	0.181	625.4	25.4	4.2
700	0.211	0.212	0.212	0.211	700.3	0.3	0.0
800	0.239	0.241	0.240	0.241	795.2	4.8	0.6
900	0.268	0.269	0.269	0.271	890.0	10.0	1.1
1000	0.301	0.299	0.300	0.301	994.8	5.2	0.5

Declive: 0.00030005

Limite de detecção (X_B) = 38,4 mg O₂/L

Intercepção: 0.0012695

 S_0 = 0.003832

Corr.: 0.9993

 Y_B = 0.0128

Tabela A.2 - Valores da curva de calibração de fósforo.

Concentração mg/L	Abs. (880 nm)		Abs. média	Abs. calculada	Conc. calculada	Desvio	C. V. (%)
	A1	A2					
0.0	0.000	0.000	0.000	-0.002	0.0	0.00	-
0.2	0.117	0.119	0.118	0.117	0.20	0.00	0.5
0.3	0.177	0.177	0.177	0.177	0.30	0.00	0.1
0.5	0.296	0.294	0.295	0.297	0.50	0.00	0.6
0.7	0.411	0.412	0.412	0.416	0.70	0.01	1.0
0.9	0.532	0.536	0.534	0.536	0.90	0.00	0.3
1.0	0.601	0.601	0.601	0.595	1.01	0.01	0.9

Declive: 0.5975086

Limite de detecção (X_B) = 0.02 mg/L

Intercepção: -0.002076

 S_0 = 0.004

Corr.: 0.9999

 Y_B = 0.009

Tabela A.3 - Valores da curva de calibração de azoto kjeldahl.

Concentração mg/L	Abs. (600 nm)		Abs. média	Abs. calculada	Conc. calculada	Desvio	C. V. (%)
	A1	A2					
0.0	0.000	0.000	0.000	0.004	0.0	0.00	-
0.1	0.027	0.029	0.028	0.025	0.1	0.01	13.6
0.2	0.046	0.046	0.046	0.046	0.2	0.00	0.3
0.4	0.089	0.091	0.090	0.087	0.4	0.01	3.2
0.6	0.130	0.130	0.130	0.129	0.6	0.00	1.0
0.8	0.170	0.168	0.169	0.170	0.8	0.00	0.7
1.0	0.210	0.211	0.211	0.212	1.0	0.00	0.3

Declive: 0.2071758

Limite de detecção (X_B) = 0.04 mg/L

Intercepção: 0.004465

 $S_0 = 0.003$

Corr.: 0.9995

 $Y_B = 0.013$

Tabela A.4 - Valores da curva de calibração do fluoreto.

Concentração mg/L	Área			Área média	Área calculada	Conc. calculada	Desvio	C. V. (%)
	A1	A2	A3					
0.30	23 880	25 064	28 789	25 911	21 046	0.35	0.05	17.9
0.75	59 835	60 241	56 122	58 733	61 772	0.72	0.72	4.5
1.50	126 653	130 205	131 522	129 460	129 648	1.50	0.00	0.14
3.75	333 746	323 724	331 656	329 709	333 278	3.71	0.04	1.05
7.50	655 77	683 354	685 245	674 592	672 661	7.52	0.02	0.28

Declive: 90502.007

Limite de detecção (X_B) = 0.13 mg/L

Intercepção: -6104.539329

 $S_0 = 4058$

Corr.: 0.9999

 $Y_B = 6040$

Tabela A.5 - Valores da curva de calibração do nitrato.

Concentração mg/L	Área		Área média	Área calculada	Conc. calculada	Desvio	C. V. (%)
	A1	A2					
5.0	110 390	110 469	110 430	64 244	6.55	1.55	30.9
12.5	289 513	282 933	286 223	287 820	12.45	0.05	0.43
25.0	610 712	602 924	606 818	660 445	23.20	1.80	7.19
125.0	3 609 103	3 691 862	3 650 483	3 641 445	125.30	0.30	0.24

Declive: 29810.00843

Limite de detecção (X_B) = 5.0 mg/L

Intercepção: -84805.60299

 $S_0 = 50464$

Corr.: 0.9997

 $Y_B = 66587$

Tabela A.6 - Valores da curva de calibração do cloreto.

Concentração mg/L	Área			Área média	Área calculada	Conc. calculada	Desvio	C. V. (%)
	A1	A2	A3					
2.4	109 628	110 469	110 890	110 329	78 834	2.99	0.59	24.5
6.0	359 356	264 034	266 382	263 257	271 568	5.84	0.16	2.6
12.0	560 124	569 213	574 945	568 094	592 792	11.54	0.46	3.8
30.0	1 573 725	1 514 586	1 563 103	1 550 471	1 556 465	29.88	0.11	0.4
60.0	3 068 474	3 161 712	3 280 093	3 170 093	3 162 585	60.14	0.14	0.2

Declive: 53537.35289

Limite de detecção (X_B) = 1.36 mg/L

Intercepção: -49655.95183

 $S_0 = 24244$

Corr.: 0.9999

 $Y_B = 23076$

Tabela A.7 - Valores da curva de calibração do sulfato.

Concentração mg/L	Área			Área média	Área calculada	Conc. calculada	Desvio	C. V. (%)
	A1	A2	A3					
5.70	166 352	164 563	160 186	163 700	146 116	6.15	0.45	7.95
14.25	424 665	436 611	437 716	432 997	477 501	13.10	1.15	8.06
28.50	1 079 877	1 086 927	1 089 355	1 085 386	1 029 809	29.93	1.43	5.03
71.25	2 684 196	2 612 416	2 635 865	2 644 159	2 686 734	69.94	1.31	1.84
142.5	5 275 867	5 628 521	5 482 194	5 462 194	5 448 275	142.86	0.36	0.25

Declive: 38758.46686

Limite de detecção (X_B) = 3.8 mg/L

Intercepção: -74806.80194

 $S_0 = 49618$

Corr.: 0.9998

 $Y_B = 74046$

Tabela A.8 - Valores da curva de calibração do hidrogenofosfato.

Concentração mg/L	Área		Área média	Área calculada	Conc. calculada	Desvio	C. V. (%)
	A1	A2					
2	13 082	11 532	12 307	4 920	2.70	0.70	34.86
5	36 192	36 168	36 180	36 705	4.95	0.05	0.99
10	81 344	81 470	81 407	89 680	9.22	0.78	7.81
50	504 916	524 872	514 894	513 482	50.13	0.13	0.26

Declive: 10595.04563

Limite de detecção (X_B) = 2.24 mg/L

Intercepção: -16270.01427

 $S_0 = 7915$

Corr.: 0.9996

 $Y_B = 7474$

ANEXO B

Tabela B.1 - Normas de descarga de águas residuais, Anexo XXV do Dec. Lei 74/90.

PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	VMA
pH	Escala Sörensen	6.0 - 9.0
Temperatura	°C	aumento de 3 °C
CBO ₅ (20)	mg O ₂ /L	40
CQO	mg O ₂ /L	150
SST	mg/L	60
Alumínio	mg Al/L	10
Arsénio total	mg As/L	1.0
Cádmio total	mg Cd/L	0.2
Chumbo total	mg Pb/L	1.0
Cianetos totais	mg CN/L	0.5
Cobre total	mg Cu/L	1.0
Crómio		
- hexavalente	mg Cr (VI)/L	0.1
- total	mg Cr/L	2.0
Ferro total	mg Fe/L	2.0
Manganésio total	mg Mn/L	2.0
Mercúrio total	mg Hg/L	0.05
Níquel total	mg Ni/L	2.0
Selénio total	mg Se/L	0.5
Zinco total	mg Zn/L	5.0
Metais pesados (total)	mg/L	5.0
Hidrocarbonetos totais	mg/L	1.0
Pesticidas	µg/L	0.5
Cheiro		não detectável na diluição 1:20
Cor		não visível na diluição 1:20
Cloro residual disponível		
- livre	mg Cl ₂ /L	0.5
- total	mg Cl ₂ /L	1.0
Fenóis	mg C ₆ H ₅ OH/L	0.5
Óleos e gorduras	mg/L	15
Sulfuretos	mg S/L	1.0
Sulfitos	mg SO ₃ /L	1.0
Sulfatos	mg SO ₄ /L	2000
Fósforo total	mg P/L	10
Azoto amoniacal	mg NH ₄ /L	10
Azoto total	mg N/L	15
Nitratos	mg NO ₃ /L	50
Aldeídos	mg/L	1.0
Detergentes (lauril-sulfato)	mg/L	2.0
Hexaclorociclohexano (HCH)	mg/L	2
Tetracloroeto de carbono	mg/L	1.5
DDT	mg/L	0.2
Pentaclorofenol	mg/L	1
Aldrina, dieldrina, endrina e isodrina	µg/L	2
Hexaclorobenzeno (HCB)	mg/L	1
- produção e transformação		
- produção de percloroetileno		
e de tetracloroeto de carbono	mg/L	1.5
por percloração	mg/L	1.5
Hexaclorobutadieno (HCBD)	mg/L	1
Clorofórmio		

Tabela B.2 - Qualidade mínima das águas doces superficiais, Anexo XXIV do Dec. Lei 74/90.

PARÂMETRO	EXPRESSÃO DOS RESULTADOS	I	II	III
pH	Escala Sorensen	5.0 - 9.0	5.0 - 9.0	5.0 - 9.0
Temperatura	°C	30	30	30
Varição da temperatura após descarga ⁽¹⁾	°C	3	3	3
Oxigénio dissolvido	% de saturação	30	30	50
CBO ₅ (20)	mg O ₂ /L	10	10	5
Azoto amoniacal	mg N/L	5	5	2
Fósforo total	mg P/L	-	-	1
Cloretos	mg Cl/L	250	250	250
Sulfatos	mg SO ₄ /L	250	250	250
Clorofénóis	µg/L por composto	-	100	100
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares ⁽²⁾	µg/L	-	1000	1000
Substâncias tensioactivas aniónicas	mg/L	-	-	0.5
Pesticidas:				
- total	µg/L	-	-	2.5
- por substância individualizada	µg/L	-	-	0.5
Bifenilos policlorados (PCB's)	mg/L	100	50	20
Azoto Kjeldahl	mg N/L	3	3	1
Cianetos totais	mg CN/L	-	0.05	0.05
Arsénio total	mg As/L	0.1	0.1	0.1
Cádmio total	mg Cd/L	0.005	0.005	0.005
Chumbo total	mg Pb/L	0.05	0.05	0.05
Crómio total	mg Cr/L	0.05	0.05	0.05
Cobre total	mg Cu/L	0.5	0.5	0.1
Mercúrio total	mg Hg/L	0.001	0.001	0.001
Níquel total	mg Ni/L	0.05	0.05	0.05
Zinco total	mg Zn/L	1.0	1.0	0.5

(1) - Temperatura do meio receptor, após descarga de água residual, medida a 30 metros a jusante do ponto de descarga.

(2) - Relativamente ao seguinte conjunto de compostos: fluoranteno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(g,h,i)perileno e indeno (1,2,3,c,d)pireno.

ANEXO C

1 - Resultados da época intermédia / 95

Tabela C.1 - Concentrações de CQO e fósforo total do afluente e efluente da ETAR.

Data	Amostra	CQO (mg O ₂ /L)	Fósforo (mg P/L)
17/Novembro/95	Entrada	919	8.0
	Saída	122	9.2
20/Novembro/95	Entrada	404	3.9
	Saída	99	9.1
21/Novembro/95	Entrada	474	2.0
	Saída	84	8.7
27/Novembro/95	Entrada	766	3.5
	Saída	39	2.8
6/Dezembro/95	Entrada	646	4.6
	Saída	43	1.4
11/Dezembro/95	Entrada	758	3.4
	Saída	43	2.0
12/Dezembro/95	Entrada	673	4.6
	Saída	39	1.6
14/Dezembro/95	Entrada	484	4.4
	Saída	40	2.7
18/Dezembro/95	Entrada	953	4.5
	Saída	39	2.7
19/Dezembro/95	Entrada	892	3.4
	Saída	43	3.6

Tabela C.2 - Remoção total de CQO.

Data	Remoção (%)
17/Novembro/95	86.7
20/Novembro/95	75.5
21/Novembro/95	82.2
27/Novembro/95	95.0
6/Dezembro/95	93.3
11/Dezembro/95	94.3
12/Dezembro/95	94.2
14/Dezembro/95	92.5
18/Dezembro/95	95.6
19/Dezembro/95	95.2

2 - Resultados da época média / 96

Tabela C.3 - Concentrações de CBO₅, CQO, SST, fósforo total e azoto total do afluente e efluente da ETAR.

Data	Amostra	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	Fósforo (mg P/L)	Azoto (mg N/L)
18/Março/96	Entrada	-	194	411.3	1.8	-
	Saída	-	n.d.	18.0	1.2	-
20/Março/96	Entrada	-	n.d.	122.0	1.5	-
	Saída	-	n.d.	11.2	1.1	-
27/Março/96	Entrada	-	n.d.	177	0.8	-
	Saída	-	n.d.	10.6	1.3	-
28/Março/96	Entrada	-	n.d.	-	1.0	0.87
	Saída	-	n.d.	-	1.2	0.65
29/Março/96	Entrada	2351	3037	103.4	6.3	3.52
	Saída	520	850	72.0	1.2	2.80
01/Abril/96	Entrada	1029	1149	238.0	3.5	3.82
	Saída	417	616	90.7	2.2	3.54
02/Abril/96	Entrada	803	1072	264.3	3.7	2.32
	Saída	703	715	138.2	2.7	1.83
03/Abril/96	Entrada	-	1208	257.1	3.4	2.32
	Saída	-	615	115.1	1.9	1.80
16/Maio/96	Entrada	-	1479	-	1.9	-
	Saída	-	122	-	1.9	-
23/Maio/96	Entrada	564	929	158.3	2.5	-
	Saída	159	269	63.8	1.9	-

Tabela C.4 - Remoção total de CQO, CBO₅ e SST.

Data	Remoção de CBO ₅ (%)	Remoção de CQO (%)	Remoção de SST (%)
18/Março/96	-	81.4	95.6
20/Março/96	-	99.0	90.8
27/Março/96	-	-	94.0
28/Março/96	-	-	-
29/Março/96	77.8	72.0	30.4
01/Abril/96	59.5	46.4	61.8
02/Abril/96	12.5	33.3	47.7
03/Abril/96	-	49.1	55.2
16/Maio/96	-	91.8	-
23/Maio/96	71.8	71.4	59.7

Tabela C.5 - Concentrações de Mg, Zn, Cr, Al, Mn, Cu, Pb e Fe do afluente e efluente da ETAR.

Data	Amostra	Mg (mg/L)	Zn (mg/L)	Cr (mg/L)	Al (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Fe (mg/L)
27/Março/96	Entrada	0.09	0.03	<0.5	<1	-	<0.1	0.17	<0.5
	Saída	0.23	0.02	<0.5	<1	--	<0.1	0.20	<0.5
29/Março/96	Entrada	3.5	0.28	<0.5	<1	0.12	1.70	0.67	1.8
	Saída	18.0	0.06	<0.5	<1	-	<0.1	0.23	<0.5
02/Abril/96	Entrada	20.0	0.24	<0.5	<1	0.09	0.60	0.57	3.0
	Saída	22.0	0.30	<0.5	<1	1.09	0.35	0.20	3.7

Tabela C.6 - Concentrações de F⁻, Cl⁻ e SO₄²⁻ do afluente e efluente da ETAR.

Data	Amostra	F ⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)
27/Março/96	Entrada	5.11	44.06	66.66
	Saída	1.94	80.30	20.07
29/Março/96	Entrada	7.39	25.86	253.95
	Saída	3.18	27.31	62.1
02/Abril/96	Entrada	3.03	17.82	202.63
	Saída	3.47	28.54	63.52

3 - Resultados da época baixa

Tabela C.7 - Concentrações de CBO₅, CQO, SST, fósforo total e azoto kjeldahl do afluente e efluentes ao longo do tratamento.

Data	Amostra	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	Fósforo (mg P/L)	Azoto (mg N/L)
18/Junho/96	Entrada	-	229	256.6	2.9	16.4
	SP	-	212	97.9	-	-
	LPAC	-	139	130.0	-	-
	SI	-	125	81.0	4.6	8.6
	TA	-	46	165.0	7.4	3.6
	Saída	-	49	29.0	7.6	2.0
19/Junho/96	Entrada	43.4	132	290.4	1.6	4.5
	SP	-	118	113.7	-	-
	LPAC	-	79	139.2	-	-
	SI	31.9	69	87.5	2.7	4.8
	TA	-	44	144.0	5.2	2.0
	Saída	12.7	46	28.8	5.8	1.8
20/Junho/96	Entrada	22.8	59	134.5	1.3	6.4
	SP	-	54	46.1	-	-
	LPAC	-	81	80.0	-	-
	SI	17.2	57	63.0	2.6	4.3
	TA	-	29	143.0	5.6	2.3
	Saída	8.7	39	31.3	6.0	2.1
25/Junho/96	Entrada	4.4	n.d.	163.1	0.5	2.0
	SP	-	n.d.	42.7	-	-
	LPAC	-	n. d.	62.2	-	-
	SI	0.5	n. d.	35.1	0.7	2.9
	TA	-	n. d.	140.0	1.0	2.6
	Saída	0.0	n. d.	21.2	1.3	5.7

Tabela C.8 - Remoção de CBO₅, CQO e SST nas diferentes unidades e global.

Data	Unidade	Remoção de CBO ₅ (%)	Remoção de CQO (%)	Remoção de SST (%)
18/Junho/96	SP	-	7.4	61.8
	LPAC	-	34.9	-
	SI	-	9.4	37.7
	TA	-	60.8	60.4
	Global	-	78.6	88.7
19/Junho/96	SP	-	10.6	60.8
	LPAC	-	33.1	-
	SI	-	12.6	37.1
	TA	60.2	33.3	60.5
	Global	70.7	65.2	90.0
20/Junho/96	SP	-	3.6	65.7
	LPAC	-	29.6	-
	SI	-	29.6	21.3
	TA	49.4	31.6	46.2
	Global	61.8	33.9	76.3
25/Junho/96	SP	-	-	73.8
	LPAC	-	-	-
	SI	-	-	43.6
	TA	-	-	39.6
	Global	-	-	87.0

Tabela C.9 - Concentrações de Mg, Zn, Cr, Al, Mn, Cu, Pb e Fe do afluente e efluente da ETAR.

Data	Amostra	Mg (mg/L)	Zn (mg/L)	Cr (mg/L)	Al (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Fe (mg/L)
18/Junho/96	Entrada	0.046	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	0.29
	Saída	0.045	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	0.08
19/Junho/96	Entrada	0.051	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	0.25
	Saída	0.050	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	0.12
20/Junho/96	Entrada	0.049	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	0.32
	Saída	0.049	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	0.07
25/Junho/96	Entrada	0.049	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	0.06
	Saída	0.049	<0.05	<0.5	<1	<0.1	<0.1	<0.5	<0.06

Tabela C.10 - Concentrações de F⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ e HPO₄²⁻ do afluente e efluente da ETAR.

Data	Amostra	F ⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	HPO ₄ ²⁻ (mg/L)
18/Junho/96	Entrada	0.44	33.23	7.31	n.d.	10.27
	Saída	0.87	45.59	8.86	33.53	41.24
19/Junho/96	Entrada	0.24	27.68	6.11	n.d.	7.62
	Saída	1.06	44.73	10.06	45.74	41.46
20/Junho/96	Entrada	0.44	31.26	7.34	n.d.	5.79
	Saída	1.19	40.93	9.27	47.79	30.71
25/Junho/96	Entrada	0.43	21.91	5.29	33.32	2.62
	Saída	0.15	22.91	6.02	43.80	6.99

4 - Resultados da época alta

Tabela C.11 - Concentrações de CBO₅, CQO, SST, SSV e fósforo total do afluente e efluentes ao longo do tratamento.

Data	Amostra	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	Fósforo (mg P/L)
3/Outubro/96	Entrada	2150	3124	-	-	2.34
	SP	-	3041	-	-	-
	LPAC	-	2824	-	-	-
	SI	2000	2624	-	-	1.96
	TA	-	2457	-	-	1.82
	Saída	1400	2474	-	-	1.90
7/Outubro/96	Entrada	-	1512	481.7	196.7	2.60
	SP	-	1462	434.8	-	2.54
	LPAC	-	1370	214.0	-	-
	SI	-	1329	344.5	191.8	2.22
	TA	-	1162	724.3	380.0	2.10
	Saída	-	1020	238.9	173.3	2.08
8/Outubro/96	Entrada	1701	3187	-	-	2.81
	SP	-	2945	-	-	2.73
	LPAC	-	2587	-	-	-
	SI	1001	2220	-	-	2.33
	TA	-	2012	-	-	2.25
	Saída	676	1357	-	-	2.13
10/Outubro/96	Entrada	1352	2045	677.0	466.9	2.87
	SP	-	1987	296.8	-	2.65
	LPAC	-	1587	278.1	-	-
	SI	940	1578	203.2	60.5	1.64
	TA	-	1795	692.9	300.2	1.64
	Saída	915	1711	183.4	43.7	1.29
15/Outubro/96	Entrada	-	2953	1404.0	608.0	3.80
	SP	-	2404	317.1	-	2.72
	LPAC	-	2037	191.7	-	-
	SI	-	1529	69.0	230.0	2.11
	TA	-	1179	957.5	485.0	2.18
	Saída	-	1212	210.9	183.1	1.42
21/Outubro/96	Entrada	-	5173	3548.6	2551.4	12.50
	SP	-	4794	166.2	-	6.33
	LPAC	-	528	90.8	-	-
	SI	-	431	75.11	27.4	2.18
	TA	-	424	556.0	228.0	2.02
	Saída	-	351	61.1	11.2	0.96
23/Outubro/96	Entrada	-	4790	2492.5	1365.0	4.18
	SP	-	3920	148.0	-	3.20
	LPAC	-	904	59.1	-	-
	SI	-	895	54.3	80.7	1.26
	TA	-	898	425.8	317.0	1.47
	Saída	-	868	126.3	163.1	1.50

Tabela C.11 (cont.) - Concentrações de CBO₅, CQO, SST, SSV e fósforo total do afluente e efluentes ao longo do tratamento.

Data	Amostra	CBO ₅ (mg O ₂ /L)	CQO (mg O ₂ /L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	Fósforo (mg P/L)
24/Outubro/96	Entrada	-	4490	5923.9	4657.5	12.25
	SP	-	4070	928.0	-	-
	LPAC	-	2171	607.5	-	5.54
	SI	-	2031	365.7	73.2	5.26
	TA	-	1492	541.2	270.9	5.00
	Saída	-	985	96.25	22.8	2.82
29/Outubro/96	Entrada	-	2212	1459.3	800.0	4.86
	SP	-	2107	180	-	-
	LPAC	-	-	501.1	-	5.53
	SI	-	-	253.3	543.3	5.37
	TA	-	2007	822.3	773.6	2.88
	Saída	-	2207	208.7	239.4	2.69

Tabela C.12 - Remoção de CBO₅, CQO e SST nas diferentes unidades e global.

Data	Unidade	Remoção de CBO ₅ (%)	Remoção de CQO (%)	Remoção de SST (%)
3/Outubro/96	SP	-	2.6	-
	LPAC	-	7.1	-
	SI	-	7.1	-
	TA	30.0	5.7	-
	Global	34.9	20.8	-
7/Outubro/96	SP	-	3.3	9.7
	LPAC	-	6.3	20.7
	SI	-	3.0	37.8
	TA	32.4	23.0	-
	Global	60.3	32.5	50.4
8/Outubro/96	SP	-	7.5	-
	LPAC	-	12.2	-
	SI	-	14.2	-
	TA	-	38.9	-
	Global	-	57.4	-
10/Outubro/96	SP	-	2.8	56.2
	LPAC	-	20.1	6.3
	SI	-	5.6	26.9
	TA	2.6	-	9.7
	Global	32.3	-	72.9
15/Outubro/96	SP	-	18.6	77.4
	LPAC	-	15.3	39.5
	SI	-	24.9	64.0
	TA	-	20.7	-
	Global	-	59.0	85.0

Tabela C.12 (cont.) - Remoção de CBO₅, CQO e SST nas diferentes unidades e global.

Data	Unidade	Remoção de CBO ₅ (%)	Remoção de CQO (%)	Remoção de SST (%)
21/Outubro/96	SP	-	7.3	95.3
	LPAC	-	89.0	45.4
	SI	-	18.4	17.3
	TA	-	18.6	18.7
	Global	-	92.8	98.3
23/Outubro/96	SP	-	18.1	94.1
	LPAC	-	76.9	60.1
	SI	-	9.9	8.1
	TA	-	3.0	-
	Global	-	81.9	94.9
24/Outubro/96	SP	-	9.4	84.3
	LPAC	-	46.7	34.5
	SI	-	6.4	39.8
	TA	-	51.5	73.7
	Global	-	78.1	98.4
29/Outubro/96	SP	-	4.5	87.7
	LPAC	-	-	-
	SI	-	-	49.5
	TA	-	-	17.6
	Global	-	-	85.7

Tabela C.13 - Concentrações de F⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ e HPO₄²⁻ do afluente e efluente da ETAR.

Data	Amostra	F ⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	HPO ₄ ²⁻ (mg/L)
7/Outubro/96	Entrada	4.4	24.2	179.6	n.d.	n.d.
	Saída	7.9	22.5	29.1	n.d.	n.d.
8/Outubro/96	Entrada	11.4	25.7	58.8	23	n.d.
	Saída	6.6	26.6	8.8	n.d.	n.d.
15/Outubro/96	Entrada	12.9	25.7	220.45	6.6	n.d.
	Saída	7.97	22.7	41.6	n.d.	n.d.
21/Outubro/96	Entrada	36.8	58.8	2407.0	8.6	n.d.
	Saída	15.7	39.6	128.41	5.2	n.d.
23/Outubro/96	Entrada	12.1	40.4	613.3	n.d.	n.d.
	Saída	9.55	22.5	62.1	n.d.	n.d.