



INSTITUTO
SUPERIOR
TÉCNICO

UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO

**AVALIAÇÃO E CONTROLO DA EFICIÊNCIA DO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS
APLICAÇÃO A SISTEMAS DE PEQUENA DIMENSÃO**

Rita Cardoso Soares Ribeiro Santos
Mestre

Dissertação elaborada no Laboratório Nacional de Engenharia Civil para
obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Química pela Universidade
Técnica de Lisboa no âmbito do protocolo de cooperação entre o IST e o LNEC

Orientador: Doutora Helena Maria Rodrigues Vasconcelos Pinheiro
Co-Orientadores: Doutora Maria do Céu Teixeira de Almeida
Doutora Carla Isabel Costa Pinheiro

Júri

Presidente: Presidente do Conselho Científico do IST
Vogais: Doutor Júlio Maggiolly Novais
Doutor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos
Doutora Isolina Maria da Silva Cabral Gonçalves
Doutora Helena Maria Rodrigues Vasconcelos Pinheiro
Doutora Carla Isabel Costa Pinheiro
Doutora Maria do Céu Teixeira de Almeida

Julho de 2011

Resumo

Assiste-se, actualmente, a uma exigência crescente nos requisitos de qualidade das descargas de efluentes urbanos no meio hídrico receptor e, em paralelo, a uma maior pressão no sentido do aumento da eficiência na operação de ETAR, no que diz respeito ao consumo energético e de outros recursos.

O objectivo principal da presente dissertação é o desenvolvimento de uma metodologia de monitorização, supervisão e controlo da eficiência do tratamento de águas residuais, adaptada especificamente a pequenas ETAR descentralizadas. Esta metodologia pode definir-se como um conjunto de estratégias de optimização baseadas, grandemente, na aquisição em linha de dados do processo e sua posterior utilização num modelo matemático para definição de cenários operacionais.

Para além da metodologia, as principais contribuições inovadoras são a realização, durante um ano, de trabalho de monitorização num sistema de tratamento descentralizado, a utilização de métodos alternativos de monitorização de águas residuais e o desenvolvimento de um modelo matemático para a simulação do comportamento dinâmico de uma ETAR de pequena dimensão. O envolvimento do utilizador final constitui, igualmente, um aspecto importante do presente trabalho, o qual pretende lançar questões e vias de desenvolvimento para as entidades gestoras implementarem processos sustentados de optimização da operação em ETAR descentralizadas.

Palavras-chave: tratamento de águas residuais; sistemas descentralizados; lamas activadas; monitorização; modelação matemática; controlo

Abstract

There is, currently, a growing demand in the quality requirements of discharges of urban effluents in the surface receiving waters and, in parallel, a greater pressure for increased efficiency in the operation of the WWTP, with respect to the energy and other operational resources consumption.

The main objective of this thesis is the development of a methodology for monitoring, supervising and monitoring the efficiency of wastewater treatment, specifically adapted to small decentralized treatment plants. This methodology can be defined as a set of optimization strategies based largely in the acquisition of online process data and then using it in a mathematical model for defining operational scenarios.

Apart from methodology, the main innovative contributions are the realization during a year of monitoring work in a system of decentralized treatment, the use of alternative methods of wastewater monitoring and the development of a mathematical a tool to simulate the dynamic behaviour of the small size WWTP. The end-user involvement is also an important aspect of this work, which aims to launch questions and developing ways for the water utilities implement sustained processes in the operation optimization of decentralized WWTP.

Keywords: wastewater treatment; decentralized systems; activated sludge; monitoring; mathematical modelling; control

Índice de textos

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Problemática dos sistemas de águas residuais de pequena dimensão	1
1.1.1 Aspectos gerais.....	1
1.1.2 Conceito de sistema de pequena dimensão.....	2
1.1.3 Evolução do paradigma de soluções de tratamento para sistemas de pequena dimensão	2
1.1.4 Enquadramento legal da rejeição de águas residuais urbanas.....	3
1.1.5 Produção de águas residuais	4
1.1.6 Tipos de sistemas de tratamento existentes.....	5
1.2 Avaliação e controlo de sistemas de tratamento de águas residuais	6
1.2.1 Modelação matemática do funcionamento de ETAR	6
1.2.2 Aplicação de sistemas de controlo em ETAR.....	8
1.2.3 Instrumentação de monitorização e controlo.....	10
1.3 Objectivos da dissertação e metodologia adoptada	12
1.4 Estrutura da dissertação	14
2. APRESENTAÇÃO GERAL DO MODELO MATEMÁTICO.....	17
2.1 Introdução	17
2.2 Objectivos da modelação	17
2.3 Estruturação do modelo	17
2.3.1 Domínio de aplicação.....	17
2.3.2 Elementos constituintes	18
2.3.3 Módulos do modelo matemático	19
2.4 Apresentação do estudo de caso	21
3. COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO.....	25
3.1 Introdução	25
3.2 Modelação do comportamento hidrodinâmico	25
3.2.1 Funcionamento hidráulico de uma ETAR	25
3.2.2 Avaliação das condições de mistura.....	26
3.3 Modelo hidrodinâmico para ETAR de pequena dimensão.....	28
3.3.1 Objectivo e pressupostos.....	28
3.3.2 Formulação	29
3.3.2.1 Componentes do modelo	29
3.3.2.2 Estrutura do modelo hidrodinâmico global.....	30
3.4 Dados obtidos para a aplicação do modelo	33
3.4.1 Informação necessária.....	33
3.4.2 Medições instrumentais e manuais in situ	33
3.4.3 Análise dos caudais afluentes e efluentes à ETAR	40
3.4.3.1 Análise preliminar de caudais médios	40
3.4.3.2 Precipitação e evaporação.....	41
3.4.3.3 Factores operacionais	42
3.4.3.4 Incertezas na medição de caudal	44

3.4.4	Análise da variação dos caudais afluentes à ETAR	46
3.4.4.1	Variabilidade no caudal afluente	46
3.4.4.2	Contribuições pluviais	46
3.4.4.3	Caudais de infiltração	48
3.4.4.4	Descargas indevidas e obstruções na rede de drenagem	49
3.4.5	Dinâmica do sistema de tratamento	51
3.4.6	Caudais medidos nas campanhas de monitorização	52
3.4.7	Estimativa do tempo de retenção do tanque de arejamento	55
3.5	Aplicação do modelo hidrodinâmico ao estudo de caso	56
3.5.1	Identificação de parâmetros	56
3.5.2	Metodologia de cálculo dos balanços hidráulicos	57
3.5.3	Calibração do modelo hidrodinâmico	58
3.5.4	Interpretação de resultados da modelação hidrodinâmica da ETAR	62
3.5.4.1	Identificação das causas nos desvios entre caudais modelados e medidos	62
3.5.4.2	Simulação do caudal de licor misto e do caudal de recirculação de lamas	63
3.5.4.3	Simulação do efeito da extracção de lamas na descarga da ETAR	65
3.5.4.4	Simulação do efeito da afluência elevada na descarga da ETAR	66
3.6	Síntese conclusiva	67
4	TRATAMENTO BIOLÓGICO NO TANQUE DE AREJAMENTO	69
4.1	Introdução	69
4.2	Modelação da remoção de poluentes através de lamas activadas	69
4.2.1	Descrição do sistema de lamas activadas	69
4.2.1.1	Configuração padrão	69
4.2.1.2	Configurações associadas à remoção de nutrientes	70
4.2.2	Modelação matemática de lamas activadas	71
4.2.2.1	Princípios básicos	71
4.2.2.2	Modelo ASM1 da IWA	72
4.2.2.3	Comparação de outros modelos IWA com o ASM1	82
4.2.2.4	Obtenção de valores para os parâmetros do modelo	85
4.3	Procedimentos experimentais e dados obtidos para aplicação do modelo	88
4.3.1	Informação necessária	88
4.3.2	Recolha de amostras e medições in situ	88
4.3.3	Monitorização da qualidade da água na ETAR	91
4.3.3.1	Observações locais e análises laboratoriais	91
4.3.3.2	Caracterização espectrofotométrica das afluências à ETAR	94
4.3.4	Medição da concentração de oxigénio dissolvido	104
4.3.4.1	Introdução	104
4.3.4.2	Metodologia para estimativa do coeficiente de transferência de oxigénio	104
4.3.4.1	Instrumentação	106
4.3.4.2	Resultados da monitorização de oxigénio dissolvido	107
4.3.4.3	Resultados da estimativa do coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio	109
4.3.5	Ensaio respirométricos	110
4.3.5.1	Aspectos gerais	110
4.3.5.2	Instalação laboratorial	111
4.3.5.3	Procedimento experimental	113
4.3.5.4	Resultados dos ensaios respirométricos	113
4.4	Simplificação do modelo ASM1 para aplicação ao estudo de caso	130
4.5	Síntese conclusiva	132
5	SEPARAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS NO DECANTADOR SECUNDÁRIO	135
5.1	Introdução	135

5.2 Modelação da separação de sólidos	135
5.2.1 Aspectos gerais da separação de sólidos	135
5.2.1.1 Descrição do processo de decantação secundária	135
5.2.1.2 Outras técnicas de separação de sólidos suspensos	139
5.2.2 Operação de decantadores em sistemas de lamas activadas	139
5.2.2.1 Introdução	139
5.2.2.2 Distribuição da massa de sólidos suspensos	140
5.2.2.3 Controlo do tempo de retenção de sólidos suspensos	141
5.2.3 Modelação matemática de decantadores secundários	142
5.2.3.1 Princípios básicos	142
5.2.3.2 Tipos de modelos	144
5.3 Modelo de separação de sólidos para ETAR de pequena dimensão	146
5.3.1 Objectivos e pressupostos	146
5.3.2 Formulação do modelo	147
5.3.3 Cálculo do tempo de retenção de sólidos	148
5.4 Dados obtidos para aplicação do modelo	149
5.4.1 Informação necessária	149
5.4.2 Descrição do decantador secundário estudado	149
5.4.3 Funcionamento do decantador secundário	152
5.4.4 Características das lamas activadas com reflexo na separação de sólidos	156
5.4.5 Monitorização da extracção de lamas	160
5.5 Aplicação do modelo de separação de sólidos ao estudo de caso	162
5.5.1 Eficiência de separação de sólidos suspensos	162
5.5.2 Tempo de retenção de sólidos	162
5.6 Síntese conclusiva	163
6. IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO	165
6.1 Introdução	165
6.2 Formulação do modelo matemático	165
6.2.1 Introdução	165
6.2.2 Princípios e pressupostos da aplicação ao estudo de caso	166
6.2.3 Balanços hidráulicos	168
6.2.4 Balanços de massa no tratamento biológico	168
6.2.5 Balanço de massa na separação de sólidos	170
6.2.6 Determinação da idade de lamas	170
6.2.7 Efeito da temperatura	171
6.2.8 Variáveis e parâmetros do modelo	172
6.3 Estimativa de valores dos parâmetros do modelo matemático	175
6.3.1 Metodologia de calibração	175
6.3.2 Informação de base	176
6.3.3 Fase 1 do processo de calibração do modelo de tratamento biológico	181
6.3.3.1 Procedimento	181
6.3.3.2 Valores iniciais	182
6.3.3.3 Valores obtidos na calibração	184
6.3.3.4 Análise de sensibilidade	186
6.3.4 Fase 2 do processo de calibração do modelo de tratamento biológico	189
6.4 Síntese conclusiva	193
7. SIMULAÇÃO DO FUNCIONAMENTO DINÂMICO DE ETAR DE PEQUENA DIMENSÃO	197
7.1 Introdução	197

7.2 Calibração do modelo matemático em condições dinâmicas	197
7.2.1 Fase 3 do processo de calibração do modelo de tratamento biológico	197
7.2.1.1 Dados utilizados	197
7.2.1.2 Procedimento	198
7.2.1.3 Determinação do valor do parâmetro f_x para cada campanha	200
7.2.2 Resultados da calibração	200
7.2.3 Verificação do efeito de temperatura	205
7.2.4 Estimativa da concentração de OD no licor misto	207
7.3 Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR nas campanhas de monitorização	210
7.3.1 Implementação do modelo no MATLAB®/Simulink®	210
7.3.2 Resultados da simulação	212
7.4 Simulação de cenários operacionais	216
7.4.1 Introdução	216
7.4.2 Controlo da eficiência do tratamento em sistemas de lamas activadas	216
7.4.3 Aplicação ao estudo de caso	217
7.4.3.1 Objectivos de melhoria do funcionamento da ETAR	217
7.4.3.2 Informação de base para os cenários operacionais	218
7.4.4 Cenários operacionais do funcionamento da ETAR	220
7.4.4.1 Cenário operacional A1 – gestão do arejamento	221
7.4.4.2 Cenário operacional A2 – gestão da taxa de extracção de lamas	227
7.4.4.3 Cenário operacional B - variação da afluência de águas residuais	243
7.5 Síntese conclusiva	250
8. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO E CONTROLO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE	
 ÁGUAS RESIDUAIS EM SISTEMAS DE PEQUENA DIMENSÃO	253
8.1 Apresentação da metodologia	253
8.2 Etapa de monitorização	256
8.3 Etapa de diagnóstico operacional	257
8.4 Etapa de controlo	258
8.5 Perspectivas de aplicação	259
8.6 Síntese	260
9. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO	261
9.1 Conclusões	261
9.2 Perspectivas de trabalho futuro	264
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	265
ANEXO	275

Índice de figuras

Figura 1 – Estrutura de um estudo de modelação matemática de ETAR (Langergraber <i>et al.</i> , 2004b)	7
Figura 2 – Esquema da ETAR tipo.....	18
Figura 3 – Componentes do modelo matemático	20
Figura 4 – Vistas panorâmicas: (a) parte norte de Verdelhos, (b) ribeira de Beijames	21
Figura 5 – Planta da ETAR de Verdelhos	22
Figura 6 – Vistas da ETAR de Verdelhos: (a) geral, (b) obra de entrada, (c) tanque de arejamento, (d) decantador secundário, (e) canal de saída, (f) leitos de secagem.....	23
Figura 7 – Ensaio de caracterização das condições de mistura (Kjellstrand, 2006)	28
Figura 8 – Modelo simplificado de cada unidade de tratamento.....	29
Figura 9 – Esquema de base para o balanço hidráulico	30
Figura 10 – Variáveis do modelo hidrodinâmico	31
Figura 11 – Pontos de medição de nível e de caudal na ETAR (comportamento hidrodinâmico)	34
Figura 12 – Localização dos pontos de medição de caudal: (a) ponto NICE, (b) ponto NICS.....	35
Figura 13 – Aspectos da preparação da medição em contínuo de caudal: (a) caleira Venturi, (b) sensor de nível, (c) ponto NICE, (d) ponto NICS.....	35
Figura 14 – Problemas na medição de nível no tanque de arejamento (ponto NITA): (a) turbulência, (b) espuma	36
Figura 15 – Medição do caudal de lamas recirculadas (ponto CALR).....	37
Figura 16 – Circuito de lamas: (a) e (b) recirculação para o tanque de arejamento, (c) e (d) extracção para os leitos de secagem.....	38
Figura 17 – Vistas da ETAR: (a) tanque de arejamento, (b) decantador secundário, (c) descarregador do tanque, (d) descarregadores do decantador	39
Figura 18 – Variação do caudal médio diário afluente (ponto NICE) e efluente (ponto NICS).....	40
Figura 19 – Entradas e saídas potenciais de água na ETAR estudada	41
Figura 20 – Efeito da extracção de lamas no caudal de efluente tratado.....	43
Figura 21 – Efeito de um possível <i>by-pass</i> no caudal de efluente tratado	43
Figura 22 – Comporta de <i>by-pass</i> ao tanque de arejamento: (a) localização, (b) presença de líquido a jusante	44
Figura 23 – Causas das medições incorrectas no canal de saída: (a) espumas, (b) sedimentos	45
Figura 24 – Efeito de interferências na medição de caudal de efluente tratado.....	45
Figura 25 – Afluências potencialmente devidas a contribuições pluviais	47
Figura 26 – Afluências potencialmente devidas a infiltração	48
Figura 27 – Afluências potencialmente devidas a descargas indevidas.....	49
Figura 28 – Afluências potencialmente devidas a obstruções na rede pública	50
Figura 29 – Afluências potencialmente devidas a obstruções: Agosto 2008.....	51
Figura 30 – Dinâmica do sistema de tratamento.....	52
Figura 31 – Caudais afluentes e efluentes nas campanhas de monitorização.....	53
Figura 32 – Caudal no momento de recolha de amostras de águas residuais.....	55
Figura 33 – Simulação do caudal de efluente tratado nas campanhas de monitorização	61

Figura 34 – Razão entre volumes totais.....	63
Figura 35 – Simulação de caudais: paragem do sistema de recirculação.....	64
Figura 36 – Simulação do efeito da extracção de lamas	65
Figura 37 – Simulação do efeito de afluências elevadas.....	66
Figura 38 – Configuração base do sistema de lamas activadas.....	70
Figura 39 – Configuração tipo com tanque anóxico.....	71
Figura 40 – Reactor biológico de mistura completa.....	71
Figura 41 – Fracções carbonadas expressas em termo de CQO (Jeppsson, 1996).....	74
Figura 42 – Fracções azotadas (Jeppsson, 1996).....	75
Figura 43 – Articulação de processos, substratos e microrganismos no modelo ASM1 (adaptado de Baillod, 1989).....	77
Figura 44 – Fluxos de substrato nos modelos ASM1 e ASM3 (Gernaey <i>et al.</i> , 2004)	84
Figura 45 – Caracterização de fracções orgânicas e azotadas (Petersen, 2000).....	87
Figura 46 – Pontos de colheita de amostras e de medição na ETAR (tratamento biológico)	89
Figura 47 – Sonda spectro:lyser (Langergraber <i>et al.</i> , 2003)	95
Figura 48 – Espectrofotómetro: (a) local de instalação; (b) sonda a realizar uma medição; (c) janelas de leitura e saídas de ar comprimido; (d) sonda em limpeza automática....	96
Figura 49 – Calibração global e local simples: campanhas de monitorização em 2008	99
Figura 50 – Calibração global e local simples: medição em Fevereiro de 2009.....	100
Figura 51 – Estimativa da concentração de SST: (a) calibração global; (b) calibração local simples	102
Figura 52 – Estimativa da concentração de CQO _t : (a) calibração global; (b) calibração local simples	103
Figura 53 – Estimativa da concentração de CQOf: (a) calibração global; (b) calibração local simples	104
Figura 54 – Local de imersão das sondas de oxigénio.....	107
Figura 55 – Medição de OD do licor misto nas campanhas de monitorização.....	108
Figura 56 – Concentração de oxigénio dissolvido medido a profundidades diferentes.....	109
Figura 57 – Instalação laboratorial de respirometria.....	112
Figura 58 – Respirogramas seleccionados	116
Figura 59 – Pontos utilizados nas estimativas de k_h e de X_H	125
Figura 60 – Decomposição dos respirogramas nas fracções de substrato biodegradável	127
Figura 61 – Corte esquemático de um decantador secundário circular (Ekama <i>et al.</i> , 1997).....	136
Figura 62 – Corte esquemático de um decantador rectangular lamelar (Tchobanoglous e Burton, 1991)	136
Figura 63 – Corte esquemático de um decantador de fluxo vertical Dortmund (Ekama <i>et al.</i> , 1997)	137
Figura 64 – Distribuição das funções de um decantador secundário	137
Figura 65 – Distribuição da massa de sólidos com caudal de recirculação constante: (a) caudal afluente elevado, (b) caudal afluente reduzido	140
Figura 66 – Vias de extracção de sólidos: (a) lamas recirculadas, (b) licor misto	141
Figura 67 – Fluxos num decantador secundário (Olsson e Newell, 1999)	142
Figura 68 – Modelo multi-camadas (Olsson e Newell, 1999)	145
Figura 69 – Exemplo de resultados de um modelo unidimensional (Plosz <i>et al.</i> , 2007)	145
Figura 70 – Exemplos de resultados um modelo tridimensional: (a) perfil de velocidades, (b) curvas de nível de concentração de sólidos (Deininger <i>et al.</i> , 1998a).....	146
Figura 71 – Variáveis do modelo de separação de sólidos	147
Figura 72 – Distribuição assimétrica do escoamento horizontal no decantador (sem escala).....	150

Figura 73 – Corte do decantador secundário da ETAR estudada (sem escala)	150
Figura 74 – Sistema de recirculação de lamas: (a) vista do decantador, (b) traçado das tubagens, (c) início do canal de recirculação, (d) compressor do sistema <i>air-lift</i>	151
Figura 75 – Pontos de colheita de amostras e de medição na ETAR (separação de sólidos).....	152
Figura 76 – Lamas flutuantes: (a) início da acumulação de lamas, (b) lamas mais densas, (c) blocos de lamas, (d) grânulos de gordura entre os blocos de lamas	155
Figura 77 – Vista de cima da descarga de licor misto (fotografia manipulada)	156
Figura 78 – Tanque de arejamento: (a) e (b) aspecto geral, (c) biomassa floculada, (d) flocos de pequena dimensão, (e) descarga de licor misto, (f) entrada de lamas recirculadas ...	158
Figura 79 – Observações microscópicas em campo claro	159
Figura 80 – Aspecto da sedimentabilidade das lamas em cone de Imhoff (após 30 minutos).....	160
Figura 81 – Aplicação do modelo de tratamento biológico ao estudo de caso.....	167
Figura 82 – Distribuição de variáveis de caracterização de composição na ETAR.....	167
Figura 83 – Composição das águas residuais afluentes para as campanhas (indicadas C1 a C6)...	177
Figura 84 – Composição do efluente tratado para as campanhas (indicadas C1 a C6)	178
Figura 85 – Diagrama da metodologia para a estimativa de parâmetros (Fase 1).....	182
Figura 86 – Valores de fraccionamento da carga orgânica afluente	187
Figura 87 – Análise de sensibilidade aos valores de parâmetros ASM1	188
Figura 88 – Análise de sensibilidade ao fraccionamento da carga orgânica afluentes	189
Figura 89 – Diagrama da metodologia para a estimativa de parâmetros (Fase 2).....	190
Figura 90 – Diagrama da metodologia para a estimativa de parâmetros (Fase 3).....	199
Figura 91 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 2	201
Figura 92 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 3	201
Figura 93 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 4	202
Figura 94 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 5	202
Figura 95 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 6	203
Figura 96 – Efeito da temperatura nos resultados de simulação para cada campanha.....	206
Figura 97 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 2 (temperatura média – 17,7° C)	208
Figura 98 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 3 (temperatura média – 16,1° C)	208
Figura 99 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 4 (temperatura média – 17,1° C)	208
Figura 100 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 5 (temperatura média – 14,0° C)	209
Figura 101 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 6 (temperatura média – 12,5° C)	209
Figura 102 – Diagrama do modelo dinâmico no Matlab®/Simulink®	211
Figura 103 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 2.....	213
Figura 104 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 3.....	213
Figura 105 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 4.....	214
Figura 106 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 5.....	214
Figura 107 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 6.....	215
Figura 108 – Localização das variáveis de controlo do processo de lamas activadas	217
Figura 109 – Simulação C_{VM1_0} : sequência de arejamento da campanha 5.....	222
Figura 110 – Simulação C_{VM1_1} : duplicação do período de arejamento (24 minutos)	223

Figura 111 – Simulação C_{VM1_2} : duplicação do período de paragem (72 minutos)	224
Figura 112 – Simulação C_{VM1_3} : aumento do período de paragem (48 minutos)	225
Figura 113 – Programação da extracção de lamas	229
Figura 114 – Simulação C_{VM3_0} : taxa de extracção de lamas da campanha 5 (75 minutos/dia)	230
Figura 115 – Simulação C_{VM3_1} : taxa de extracção de lamas de 300 minutos/dia.....	231
Figura 116 – Simulação C_{VM3_2} : taxa de extracção de lamas de 210 minutos/dia.....	232
Figura 117 – Variante da simulação C_{VM3_2} : extracção contínua (sREC) a uma taxa de 210 minutos/dia	233
Figura 118 – Simulação C_{VM3_3} : ausência de extracção de lamas	234
Figura 119 – Relação entre os valores de X_{S_lm} e de X_{H_lm} nas simulações C_{VM3}	235
Figura 120 – Relação entre os valores de S_{S_lm} e de X_{H_lm} nas simulações C_{VM3}	236
Figura 121 – Relação entre os valores de S_{O_lm} e de X_{H_lm} nas simulações C_{VM3}	236
Figura 122 – Simulação C_{Qaf_1} : duplicação do caudal afluyente.....	246
Figura 123 – Simulação C_{Qaf_2} : duplicação do caudal afluyente e do arejamento	247
Figura 124 – Simulação C_{Qaf_3} : afluência pluvial durante 1 dia.....	248
Figura 125 – Metodologia DEMOCON	253

Índice de quadros

Quadro 1 – Valores do indicador “carga por pessoa” em meio rural (Pujol e Lienard, 1990)	5
Quadro 2 – Fórmulas de cálculo de caudais descarregados	32
Quadro 3 – Programação aplicada no sistema de recirculação de lamas.....	37
Quadro 4 – Características das unidades de tratamento e dos descarregadores.....	39
Quadro 5 – Caudal médio diário afluente e efluente.....	41
Quadro 6 – Valores de caudal registados durante as campanhas de monitorização	54
Quadro 7 – Erro de calibração associado à forma do hidrograma	60
Quadro 8 – Erro de calibração associado ao volume	60
Quadro 9 – Verificação da simulação hidrodinâmica: paragem do sistema de recirculação	65
Quadro 10 – Verificação da simulação hidrodinâmica: extracção de lamas	66
Quadro 11 – Verificação da simulação hidrodinâmica: afluências elevadas	66
Quadro 12 – Parâmetros do modelo ASM1 (Henze <i>et al.</i> , 1987)	78
Quadro 13 – Comparação dos modelos ASM (adaptado de Gujer, 2006)	85
Quadro 14 – Valores de fraccionamento medidos em águas residuais domésticas (Henze <i>et al.</i> , 1987)	87
Quadro 15 – Pontos de amostragem e parâmetros analisados.....	90
Quadro 16 – Síntese dos resultados das análises às águas residuais afluentes (ponto CACE)	92
Quadro 17 – Síntese dos resultados das análises ao efluente tratado (ponto CACS).....	93
Quadro 18 – Erro de estimativa associado à caracterização espectrofotométrica de afluência à ETAR	101
Quadro 19 – Síntese da monitorização da concentração de OD e temperatura no licor misto.....	107
Quadro 20 – Valores estimados para o coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio	110
Quadro 21 – Informação sobre ensaios respirométricos com águas residuais afluentes	115
Quadro 22 – Determinações analíticas nas amostras usadas nos ensaios (águas residuais afluentes).....	119
Quadro 23 – Eficiências de remoção registadas nos ensaios respirométricos	120
Quadro 24 – Verificação da estimativa de áreas nos respirogramas	128
Quadro 25 – Avaliação dos resultados dos ensaios respirométricos	128
Quadro 26 – Valores estimados a partir dos ensaios respirométricos com águas residuais afluentes	129
Quadro 27 – Causas de problemas nas funções do decantador secundário (Deiningger <i>et al.</i> , 1998b; Ekama <i>et al.</i> , 1997; Tandoi <i>et al.</i> , 2006)	138
Quadro 28 – Fórmulas de cálculo de variáveis operacionais do decantador secundário	153
Quadro 29 – Variáveis operacionais do decantador secundário nas campanhas de monitorização ..	154
Quadro 30 – Estimativa da remoção de sólidos suspensos em períodos de extracção de lamas (ano de 2008)	161
Quadro 31 – Dados de base para o cálculo do tempo de retenção de sólidos	162
Quadro 32 – Coeficiente α para aplicação da equação de Ahrenius modificada.....	172
Quadro 33 – Parâmetros funcionais da ETAR.....	173
Quadro 34 – Variáveis relacionadas com o comportamento hidrodinâmico.....	173

Quadro 35 – Variáveis relacionadas com o material em suspensão	173
Quadro 36 – Variáveis relacionadas com o tratamento biológico	174
Quadro 37 – Processo de calibração do modelo de tratamento biológico	176
Quadro 38 – Valores médios utilizados na Fase 1 da calibração	179
Quadro 39 – Valores de caudal afluente utilizados na Fase 2 da calibração	179
Quadro 40 – Valores de CQO total utilizados na Fase 2 da calibração	180
Quadro 41 – Condições médias de operação da ETAR durante o trabalho experimental	181
Quadro 42 – Valores iniciais (indicativos e seleccionados) dos parâmetros do modelo ASM1	183
Quadro 43 – Valores iniciais (indicativos e seleccionados) atribuídos ao fraccionamento orgânico..	184
Quadro 44 – Parâmetros estimados para condições médias de afluência (Fase 1)	184
Quadro 45 – Fracções de carga orgânica nas águas residuais afluentes para condições médias....	185
Quadro 46 – Valores de f_x estimados na Fase 1 de calibração.....	185
Quadro 47 – Idade de lamas estimada na Fase 1 da calibração.....	186
Quadro 48 – Valores obtidos para as variáveis de estado na Fase 1 da calibração.....	186
Quadro 49 – Valores de f_x estimados nas fases 1 e 2 da calibração	191
Quadro 50 – Valores de parâmetros obtidos para cada campanha (Fase 2).....	192
Quadro 51 – Valores ajustados de f_x nas diferentes fases de calibração	200
Quadro 52 – Valores obtidos na calibração dinâmica e validação em cada conjunto de dados (Fase 3)	204
Quadro 53 – Parâmetros de simulação no MATLAB/Simulink	210
Quadro 54 – Características de qualidade exigidas à descarga de efluente tratado	217
Quadro 55 – Características dos cenários operacionais simulados	220
Quadro 56 – Valores médios de IL calculados para as simulações C_{VM3}	236
Quadro 57 – Simulação de afluência com contribuição pluvial.....	245
Quadro 58 – Objectivos de monitorização	256
Quadro 59 – Cuidados de instalação e operação de equipamento de monitorização	257
Quadro 60 – Análise SWOT à aplicação da metodologia DEMOCON.....	259

Agradecimentos

O trabalho desenvolvido na presente dissertação foi possível graças ao apoio e colaboração recebidos ao nível institucional, financeiro, científico, técnico e pessoal. Quero, assim, manifestar o meu reconhecido agradecimento a todos que contribuíram para a sua concretização.

Ao Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), a oportunidade de formação e valorização profissional, assim como o apoio e meios facultados para a realização deste trabalho de investigação. À directora do Departamento de Hidráulica e Ambiente (DHA), Eng.^a Rafaela Matos, e à chefe do Núcleo de Engenharia Sanitária (NES) entre 2002 e 2010, Eng.^a Helena Alegre, o apoio e o incentivo sempre demonstrados. Ao Eng.^o Sérgio Teixeira Coelho, actual chefe do NES, o apoio dado.

À Prof.^a Helena Pinheiro, orientadora do doutoramento, a experiência e o conhecimento transmitidos, o apoio e todas as valiosas sugestões para o desenvolvimento do trabalho, bem como o contínuo encorajamento. À Eng.^a Maria do Céu Almeida, co-orientadora, o importante apoio na estruturação do trabalho de doutoramento e na instalação do sistema de monitorização e, ainda, os ensinamentos nas componentes hidráulica e de respirometria. À Prof.^a Carla Pinheiro, co-orientadora, o estímulo que sempre transmitiu, os ensinamentos na área do controlo de processos e o apoio fundamental na programação do modelo matemático. A todas agradeço a confiança em mim depositada, a disponibilidade demonstrada e, também, o importante contributo para a melhoria da qualidade desta dissertação através da sua revisão construtiva.

O trabalho de investigação realizado está parcialmente enquadrado pelo Protocolo de Cooperação Técnica e Científica celebrado entre a AGS, Administração e Gestão de Sistemas de Salubridade, e o LNEC, em 2004. Agradeço às empresas AGS e Águas da Serra (concessionária da ETAR estudada e participada pela AGS) todo o apoio prestado e o investimento efectuado, permitindo a concretização do trabalho experimental. Agradeço ao Eng.^o José Miguel Maia, da AGS, por ter tornado possível a realização deste estudo, acreditando no seu interesse desde o início. Agradeço à Eng.^a Rita Almeida e ao Eng.^o João Feliciano, da AGS, e, também, à Eng.^a Carla Bernardo Martins e à Eng.^a Orlanda Ilharco, da Águas da Serra, o apoio na preparação e realização do trabalho experimental. Por fim, agradeço a todos os colaboradores da AGS e da Águas da Serra que participaram, no terreno, na preparação e realização do trabalho experimental, designadamente, a Eng.^a Ana Rita Pais, a Eng.^a Sónia Pais, o Eng.^o Manuel Caldas e todos os operadores da ETAR de Verdelhos.

O trabalho desenvolvido contou, parcialmente, com o apoio financeiro da Fundação para a Ciência e Tecnologia no âmbito do projecto PPCDT/AMB/60582/2004, “SPESSA – Sustentabilidade de pequenos sistemas de saneamento”. Agradeço a disponibilidade da Eng.^a Adriana Cardoso, do NES, em conciliar a realização do estudo de caso em Verdelhos com parte do trabalho desenvolvido no âmbito deste projecto.

Ao técnico superior João Vale e ao assistente técnico Vítor Napier, do NES, o empenho e o companheirismo com que participaram no trabalho experimental e que nunca esquecerei.

Ao Eng.º João Palma, do Centro de Instrumentação Científica do LNEC, o apoio prestado na definição das condições de instalação do sistema de monitorização.

À empresa Hach-Lange, a contribuição para a realização do trabalho experimental, através da disponibilização de uma parte do material analítico utilizado.

Ao Eng.º Diogo Sevinate Pontes, da empresa representante do espectrofotómetro, o apoio prestado na instalação do mesmo e o esclarecimento de questões posteriores.

A todos os meus colegas do NES, o seu apoio. Faço uma referência especial às minhas *compagnes de route* – Adriana, Paula, Dália, Helena e Elsa. A partilha de momentos mais desafiantes ao longo dos nossos trabalhos de doutoramento e a sua amizade foram fundamentais para encontrar a saída de muitos “becos”.

À Madalena, com quem aprendi que “o doutoramento é para desfrutar”.

À minha família, todo amor, carinho e apoio que sempre me deu. Faço um reconhecimento particular aos meus Pais, Laura e Luís, por, além de tudo o resto, acreditarem incondicionalmente nas capacidades dos seus filhos. Finalmente, fica um agradecimento muito especial ao meu marido, Carlos, e aos meus filhos, José Maria e Vasco, pelo apoio absolutamente fantástico durante esta jornada, que também é deles.

*“I read somewhere how important it is in life
not necessarily to be strong but to feel strong.
To measure yourself at least once.”*

Extraído do filme “Into the wild” (2007)

Para a minha FAMÍLIA

Notação e abreviaturas

Símbolos – letras latinas

Símbolo	Significado	Dimensão
A	Área superficial	L^2
A_{DS}	Área superficial do decantador secundário	L^2
A_{TA}	Área superficial do tanque de arejamento	L^2
b	Largura do descarregador rectangular	L
b_A	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	T^{-1}
b_H	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	T^{-1}
CBO₅	Carência bioquímica em oxigénio 5 dias	$M(O_2^{CBO}), L^{-3}$
C_{h_DS}	Carga hidráulica superficial do decantador	$L^3 \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}$
CQO	Carência química em oxigénio	$M(O_2^{CQO}), L^{-3}$
CQO_t	Carência química em oxigénio total	$M(O_2^{CQO}), L^{-3}$
CQO_{t_eq}	Carência química em oxigénio total equivalente (baseado em medição espectrofotométrica)	$M(O_2^{CQO}), L^{-3}$
CQO_f	Carência química em oxigénio filtrado	$M(O_2^{CQO}), L^{-3}$
CQO_{f_eq}	Carência química em oxigénio filtrado equivalente (baseado em medição espectrofotométrica)	$M(O_2^{CQO}), L^{-3}$
C_{v_DS}	Coefficiente de vazão do descarregador triangular	--
C_{v_TA}	Coefficiente de vazão do descarregador rectangular	--
e_{c_HID}	erro de calibração associado à forma do hidrograma	$M^3 \cdot T^{-1}$
e_{c_VOL}	erro de calibração associado ao volume	--
e_{v_HID}	erro de validação associado à forma do hidrograma	$M^3 \cdot T^{-1}$
e_{v_VOL}	erro de validação associado ao volume	--
f_p	Fracção da biomassa que conduz a produtos particulados	--
f_X	Fracção em suspensão do substrato lentamente biodegradável, X _S	--
g	Aceleração da gravidade	$L \cdot T^{-2}$
h_{DS}	Altura sobre soleira do descarregador do decantador secundário	L
h_{TA}	Altura sobre soleira do descarregador do tanque de arejamento	L
IL	Idade de lamas	T
i_{XB}	Massa de azoto por massa de CQO na biomassa	$M(N) \cdot M(O_2^{biomassa})^{-1}$
i_{XP}	Massa de azoto por massa de CQO nos produtos de decaimento	$M(N) \cdot M(O_2^{produtos\ de\ decaimento})^{-1}$
k_a	Taxa de amonificação	$m^3 \cdot [g(CQO) \cdot d]^{-1}$
k_h	Taxa específica máxima de hidrólise	$M(O_2^{biom_lentam_biodeg}) \cdot M(O_2^{biomassa})^{-1} \cdot T^{-1}$
k_{La}	Taxa de transferência de oxigénio dissolvido	T^{-1}
K_{NH}	Coefficiente de meia saturação de azoto amoniacal para biomassa autotrófica	$M(N-NH_4)^3$
K_{No}	Coefficiente de meia saturação de nitrato para biomassa heterotrófica desnitrificante	$M(N-NO_3) \cdot L^{-3}$
K_{O,A}	Coefficiente de meia saturação de oxigénio para biomassa autotrófica	$M(O_2) \cdot L^{-3}$

Símbolo	Significado	Dimensão
$K_{O,H}$	Coefficiente de meia saturação de oxigénio para biomassa heterotrófica	$M(O_2).L^{-3}$
K_S	Coefficiente de meia saturação para a biomassa heterotrófica	$M(O_2).L^{-3}$
K_X	Coefficiente de meia saturação para hidrólise de substrato lentamente biodegradável	$M(O_2^{biom_lentan_biodeg.}).M(O_2^{biomassa})^{-1}$
NH_4-N	Azoto na forma amoniacal	$M(NH_3-N).L^{-3}$
NO_3-N	Azoto na forma nítrica	$M(NO_3-N).L^{-3}$
N_t	Azoto total	$M(N).L^{-3}$
Q_{af}	Caudal de águas residuais afluentes	$M^3.T^{-1}$
Q_{ef}	Caudal de efluente tratado	$M^3.T^{-1}$
Q_i	Caudal medido	$M^3.T^{-1}$
Q_{le}	Caudal de lamas extraídas	$M^3.T^{-1}$
Q_{lm}	Caudal de licor misto	$M^3.T^{-1}$
Q_{lr}	Caudal de lamas recirculadas	$M^3.T^{-1}$
Q_{md}	Caudal médio diário	$M^3.T^{-1}$
Q_{vol}	Caudal volumétrico	$M^3.T^{-1}$
TRH_{DS}	Tempo de retenção hidráulica no decantador	T
$R_{Vol(Q_{ef}/Q_{af})}$	Razão entre volumes totais medidos de caudal efluente e afluente	--
$R_{Vol(Q_{ef}/\hat{Q}_{ef})}$	Razão entre volumes totais simulado e medido de caudal efluente	--
r_z	Taxa de reacção do componente Z	$M.L^{-3}.T^{-1}$
r_{SO}	Taxa de utilização do oxigénio dissolvido	$M(O_2).L^{-3}.T^{-1}$
r_{SND}	Taxa de conversão do azoto orgânico solúvel	$M(N).L^{-3}.T^{-1}$
r_{SNH}	Taxa de conversão do azoto amoniacal	$M(NH_3-N).L^{-3}.T^{-1}$
r_{SNO}	Taxa de conversão do azoto na forma nítrica	$M(NO_3-N).L^{-3}.T^{-1}$
r_{SS}	Taxa de reacção para o substrato rapidamente biodegradável	$M(O_2^{substrato}).L^{-3}.T^{-1}$
r_{XA}	Taxa de crescimento da biomassa autotrófica	$M(O_2^{biomassa}).L^{-3}.T^{-1}$
r_{XH}	Taxa de crescimento da biomassa heterotrófica	$M(O_2^{biomassa}).L^{-3}.T^{-1}$
r_{XI}	Taxa de produção de material particulado inerte a partir do decaimento da biomassa	$M(O_2^{material\ inerte}).L^{-3}.T^{-1}$
r_{XND}	Taxa de conversão do azoto orgânico particulado	$M(N).L^{-3}.T^{-1}$
r_{XP}	Taxa de produção de produtos particulados inertes associados ao decaimento da biomassa	$M(O_2^{produtos\ de\ decaimento}).L^{-3}.T^{-1}$
r_{XS}	Taxa de reacção para o substrato lentamente biodegradável	$M(O_2^{material\ inerte}).L^{-3}.T^{-1}$
r_o	Taxa volumétrica de consumo de oxigénio na suspensão celular	$M(O_2).L^{-3}.T^{-1}$
r_H	Taxa volumétrica de formação de biomassa (crescimento) na suspensão celular	$M(O_2^{biomassa}).L^{-3}.T^{-1}$
r_s	Taxa volumétrica de consumo de substrato rapidamente biodegradável na suspensão celular	$M(O_2^{substrato}).L^{-3}.T^{-1}$
r_h	Taxa volumétrica de hidrólise de substrato lentamente biodegradável a substrato rapidamente biodegradável na suspensão celular	$M(O_2^{substrato}).L^{-3}.T^{-1}$
S_{ALK}	Alcalinidade	$M(CaCO_3).L^{-3}$
S_{CQO}	Fracção filtrada do CQO	$M(O_2^{CQO}).L^{-3}$
S	Substrato	$M(O_2^{substrato}).L^{-3}$
S_i	Matéria orgânica inerte solúvel	$M(O_2^{material\ inerte}).L^{-3}$

Símbolo	Significado	Dimensão
S_{NH}	Azoto amoniacal	$M(NH_3-N).L^{-3}$
S_{ND}	Azoto orgânico biodegradável solúvel	$M(N).L^{-3}$
S_{NO}	Azoto na forma nítrica	$M(NO_3-N).L^{-3}$
S_O	Oxigénio dissolvido	$M(O_2).L^{-3}$
S_{O_sat}	Oxigénio dissolvido (concentração de saturação)	$M(O_2).L^{-3}$
S_S	Substrato rapidamente biodegradável	$M(O_2^{substrato}).L^{-3}$
SST	Sólidos suspensos totais	$M(SST).L^{-3}$
SST_eq	Sólidos suspensos totais equivalente (baseado em medição espectrofotométrica)	$M(SST).L^{-3}$
SSV	Sólidos suspensos totais voláteis	$M(SSV).L^{-3}$
T	Temperatura	$^{\circ}C$
t_{rec}	Taxa de recirculação de lamas	--
TRH	Tempo de retenção de sólidos suspensos	T
V	Volume	L^3
V_{DS}	Volume do decantador secundário até a soleira do descarregador	L^3
V_{TA}	Volume do tanque de arejamento até a soleira do descarregador	L^3
vm_1	Factor de activação do arejamento do licor misto	--
vm_2	Factor de activação da recirculação de lamas	--
vm_3	Factor de activação da extracção de lamas	--
X_A	Biomassa autotrófica	$M(O_2^{biomassa}).L^{-3}$
X_H	Biomassa heterotrófica	$M(O_2^{biomassa}).L^{-3}$
X_{CQO}	Fracção particulada da CQO	$M(O_2).L^{-3}$
X_I	Material orgânico particulado inerte	$M(O_2^{material\ inerte}).L^{-3}$
X_{ND}	Azoto orgânico biodegradável particulado	$M(N).L^{-3}$
X_P	Produtos particulados inertes resultantes do decaimento	$M(O_2^{material\ inerte}).L^{-3}$
X_S	Substrato lentamente biodegradável	$M(O_2^{substrato}).L^{-3}$
X_{CQO}	Concentração de CQO na forma particulada	$M(O_2^{CQO}).L^{-3}$
X_{SST}	Concentração de sólidos suspensos totais	$M()SST.L^{-3}$
Y_A	Rendimento para a biomassa autotrófica	$M(CQO^{biomassa\ formada}).M(N^{oxidado})^{-1}$
Y_H	Rendimento para a biomassa heterotrófica	$M(CQO^{biomassa\ formada}).M(CQO^{oxidado})^{-1}$
Z	Concentração do componente Z	$M.L^{-3}$

Símbolos – letras gregas

Símbolo	Significado	Dimensão
η_{DS}	Eficiência de separação no decantador secundário	--
η_g	Factor de correcção de μ_H sob condições anóxicas	--
η_h	Factor de correcção de hidrólise sob condições anóxicas	--
μ	Taxa específica de crescimento	T^{-1}

Símbolo	Significado	Dimensão
μ_A^{\max}	Taxa específica máxima de crescimento para a biomassa autotrófica	T^{-1}
μ_H^{\max}	Taxa específica máxima de crescimento para a biomassa heterotrófica	T^{-1}

Siglas e acrónimos

ASM	<i>Activated Sludge Model</i>
CACE	Ponto de colheita de amostras no canal de entrada
CACS	Ponto de colheita de amostras no canal de saída
CALR	Ponto de colheita de amostras no canal de lamas recirculadas
CATA	Ponto de colheita de amostras no tanque de aeração
CSTR	<i>Continuous stirred tank reactor</i>
DEMOCON	Metodologia <i>Decentralised Monitoring and Control</i>
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
IWA	<i>International Water Association</i>
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
NICE	Ponto de medição de nível no canal de entrada
NICS	Ponto de medição de nível no canal de saída
NITA	Ponto de medição de nível no tanque de aeração
OD	Oxigénio dissolvido
OUR	<i>Oxygen uptake rate</i> (taxa de utilização de oxigénio)
PFR	<i>Plug flow reactor</i>
UV-vis	Gama ultravioleta-visível
VLE	Valor limite de emissão

Subscritos

af	Águas residuais afluentes
DS	Decantador secundário
ef	Efluente tratado
le	Lamas extraídas
lm	Licor misto
lr	Lamas recirculadas
TA	Tanque de aeração

1. INTRODUÇÃO

1.1 Problemática dos sistemas de águas residuais de pequena dimensão

1.1.1 Aspectos gerais

Uma parte significativa da população portuguesa reside em aglomerados de pequena dimensão, não obstante a tendência de concentração progressiva em vilas e cidades verificada nas últimas décadas. A população residente em freguesias que integram “áreas predominantemente rurais” e “áreas mediamente urbanas” representava, em 2001, cerca de 30% dos totais do território continental (Costa *et al.*, 2003).

As principais opções para os sistemas de águas residuais em zonas de povoamento disperso são a utilização de unidades tratamento de pequena dimensão geridas localmente, a ligação a sistemas integrados de grande cobertura territorial (com recurso a interceptores de grande extensão) e a gestão centralizada de unidades de tratamento descentralizadas.

Quando se considera a gestão local de sistemas de saneamento de pequena dimensão, existem factores que condicionam a sua operação, incluindo (Boller, 1997; USEPA, 1997; Hoffmann *et al.*, 2000):

- Características populacionais, tais como o efeito da população sazonal e a diminuição progressiva da população residente nalgumas zonas rurais.
- Maiores custos de exploração, *per capita* e por metro cúbico de água residual, associados ao tratamento.
- Ausência de economias de escala, tanto para custos de capital como operacionais, o que dificulta a aplicação de tarifas que garantam a sustentabilidade económica do sistema de saneamento.
- Dificuldade na gestão técnica dos sistemas de dimensão reduzida.

A integração em sistemas de saneamento de grande abrangência espacial apresenta, por seu lado, constrangimentos em termos da viabilidade económica e técnica da sua construção e exploração. Ao nível de funcionamento, os elevados tempos de permanência das águas residuais nos colectores contribuem para o aumento da relevância das alterações na sua composição e para o estabelecimento de condições de septicidade na massa líquida. Outro aspecto funcional recorrente é a difícil verificação das condições de auto-limpeza, com implicações em termos do aumento da acumulação de sedimentos ao longo dos colectores.

O potencial actualmente existente ao nível tecnológico e de gestão de infra-estruturas permite reconhecer que a melhor prática pode ficar entre estes dois extremos de abordagem, com a gestão centralizada dos sistemas de saneamento em áreas de povoamento disperso.

1.1.2 Conceito de sistema de pequena dimensão

Importa, num primeiro momento, definir o limite para a capacidade de tratamento de um sistema descentralizado de águas residuais urbanas, abaixo do qual este seja considerado como sendo de pequena dimensão.

No ordenamento jurídico nacional, o Decreto-lei n.º 152/97, de 19 de Junho, estabelece os requisitos associados aos sistemas urbanos de saneamento. São definidas classes e objectivos de qualidade a cumprir na descarga de águas residuais urbanas, em função das características do meio receptor e da dimensão dos aglomerados populacionais. O limite estabelecido para a classe de menor dimensão corresponde à produção de águas residuais urbanas com uma carga equivalente a 2 000 equivalentes de população¹. Não é, no entanto, incluída no texto deste diploma qualquer referência explícita a sistemas de “pequena dimensão”.

No sentido de fornecer uma base adicional para o estabelecimento do tamanho de sistemas de pequena dimensão, indica-se o limite considerado pelo Grupo Especializado da Associação Internacional da Água para os Sistemas de Pequena Dimensão de Água e de Águas Residuais (*International Water Association Specialized Group on Small Water and Wastewater Systems*) no que se refere às características de uma “estação de tratamento de águas residuais (ETAR) de pequena dimensão”: recepção das águas residuais produzidas em aglomerados com uma população até 2 000 habitantes ou de um caudal médio diário até 200 m³.d⁻¹ (Odegard, 2001).

Assim, no âmbito da presente dissertação, considera-se como sendo de “pequena dimensão” os sistemas de águas residuais urbanas com capacidade de tratamento instalada até 2 000 equivalentes populacionais.

1.1.3 Evolução do paradigma de soluções de tratamento para sistemas de pequena dimensão

A partir da publicação do Decreto-Lei n.º 372/93, de 29 de Outubro, verificou-se uma crescente empresarialização do sector da água, com a abertura da possibilidade de participação de capitais privados, sob a forma de concessão. O sector da água passou a integrar, para além dos sistemas intermunicipais e municipais, os sistemas multimunicipais (estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 379/93, de 5 de Novembro), referentes a grandes infra-estruturas de captação, produção e transporte de água potável e de recepção e tratamento de águas residuais.

Na aplicação dos fundos comunitários disponibilizados para a reestruturação do sector da água e melhoria dos indicadores ambientais de Portugal, foi dada prioridade à implementação de soluções integradas de saneamento das águas residuais urbanas. Esta estratégia teve por objectivos expressos a limitação do número de descargas no meio hídrico receptor e, paralelamente, a maximização do efeito de escala associado aos investimentos, operação e manutenção de infra-estruturas de drenagem e de tratamento. A escala pluri-municipal foi estabelecida como sendo a mais vantajosa. No nível mais baixo de

¹ Equivalente de população corresponde à carga orgânica biodegradável, com uma carência bioquímica de oxigénio ao fim de cinco dias (CBO₅) de 60 g de oxigénio por dia (Decreto-lei n.º 152/97).

uma escala constituída por cinco níveis de prioridade, encontraram-se os investimentos a realizar em estações de tratamento de águas residuais associadas a aglomerados com equivalentes populacionais inferiores a 2 000 (MAOT, 2000).

No entanto, muitos dos problemas encontrados nos sistemas de pequena dimensão não são, necessariamente, intrínsecos à sua escala física. A constatação destas dificuldades terá, presumivelmente, contribuído para o reconhecimento no Objectivo Operacional 1, na segunda geração do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR II), do interesse da utilização de soluções localizadas de drenagem e tratamento, independentes dos sistemas integrados de saneamento, para o serviço de pequenos aglomerados (Despacho n.º 2339/2007).

Crê-se, portanto, estar perante uma mudança de paradigma, onde uma gestão mais centralizada de sistemas de pequena dimensão pode inverter o sentido das dificuldades de operação a eles normalmente associadas, fazendo uso de uma maior eficácia no domínio técnico, financeiro e de gestão resultante do aumento de escala e especialização das próprias entidades gestoras.

1.1.4 Enquadramento legal da rejeição de águas residuais urbanas

Ao nível jurídico, o enquadramento do sector da água é feito através da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água), que transpõe para o direito interno a Directiva-Quadro da Água (Directiva n.º 2000/60/CE, de 23 de Outubro) e estabelece as bases para a gestão sustentável das águas e a sua protecção. Neste sentido, é exigido um título de utilização ao exercício de actividades que tenham um impacto significativo no estado das águas.

De acordo com o definido nos Decretos-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho (transposição para o direito interno da Directiva n.º 91/271/CEE, de 21 de Maio), e n.º 236/98, de 1 de Agosto, consideram-se águas residuais urbanas as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais ou com águas pluviais. A rejeição de águas residuais urbanas é identificada, no n.º 2 do artigo 62.º da Lei n.º 58/2005, como uma utilização privativa de recursos hídricos, sujeita assim a licença prévia.

O Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio, estabelece o regime de utilizações dos recursos hídricos e os respectivos títulos (autorizações, licenças e concessões). Os títulos de utilização dos recursos hídricos são atribuídos pela Administração da Região Hidrográfica territorialmente competente. A definição dos valores limite de emissão (VLE) por aquela entidade, em cada licença, deve ter em consideração o estado da massa de água receptora e, caso existam, as medidas definidas para a sua recuperação, de forma a garantir que a descarga das águas residuais tratadas não altera o estado da massa de água em causa (SNITURH, 2008).

O titular da licença assume, então, a responsabilidade pela eficiência dos processos de tratamento e dos procedimentos a adoptar com vista à minimização dos efeitos decorrentes da rejeição de águas residuais (DL n.º 226-A/2007, artigo 49.º).

A avaliação do tipo de tratamento a que devem ser sujeitas as águas residuais urbanas é feita à luz do Decreto-Lei n.º 152/97. Relativamente aos aglomerados de menor dimensão, é estipulado que “as descargas de águas residuais urbanas provenientes de aglomerados

com um equivalente de população inferior a 2 000 efectuadas em águas doces e estuários [...] só podem ser licenciadas quando se submetam a um tratamento apropriado [...]” (n.º 1 do artigo 8º do DL n.º 152/97). Por “tratamento apropriado” é entendido um “tratamento das águas residuais urbanas por qualquer processo e/ou sistema de eliminação que, após a descarga, permita que as águas receptoras satisfaçam os objectivos de qualidade que se lhes aplicam”. O termo “apropriado” não está, portanto, relacionado com a existência de bons ou maus conceitos de tratamento, ao nível de processo, mas refere-se antes a uma avaliação da adequação das características dos efluentes tratados à sensibilidade do meio hídrico receptor.

Muitas ETAR de pequena dimensão descarregam em cursos de água que apresentam sazonalmente uma capacidade limitada de diluição. A redução do impacto no meio hídrico receptor deve passar, nestes casos, por um ajuste do sistema de tratamento à vulnerabilidade do meio. Por seu lado, a dispersão territorial de descargas de águas residuais tratadas em ETAR descentralizadas leva à necessidade de monitorizar os impactos cumulativos na bacia hidrográfica. A aplicação de programas eficazes de controlo e monitorização do funcionamento destas ETAR torna-se, assim, fundamental para a protecção da qualidade do estado das águas, dentro do espírito da Directiva Quadro da Água.

1.1.5 Produção de águas residuais

Quanto menor for a população servida, mais pronunciadas são as variações de caudal e de carga observadas nas águas residuais produzidas num aglomerado populacional. O factor de variação de carga, correspondente à razão entre os valores máximo e médio, está normalmente compreendido entre 1,5 e 2 nos sistemas de grande dimensão, mas pode chegar a 5 nas pequenas áreas residenciais (Boller, 1997). Podem, ainda, existir oscilações semanais e sazonais na população de comunidades de menor dimensão, associadas, por exemplo, à actividade turística, que intensifiquem estas variações.

Para a estimativa do volume e carga orgânica associados às águas residuais domésticas produzidas num determinado aglomerado populacional, tem sido considerado, com alguma frequência, o indicador “equivalente de população” (secção 1.1.2), ao qual correspondem, em termos aceites internacionalmente, as seguintes capitações: $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (caudal) e $60 \text{ gCBO}_5 \cdot \text{d}^{-1}$ (carga orgânica). O “equivalente de população” deve, no entanto, ser utilizado unicamente para fins administrativos (Henze e Ledin, 2001).

O indicador “carga por pessoa” (do termo em inglês *person load*) permite obter informação um pouco mais detalhada sobre a produção de águas residuais, uma vez que incorpora uma gama de variação nos valores considerados para o caudal e os parâmetros analíticos (Henze e Ledin, 2001). Na pesquisa bibliográfica realizada, constatou-se alguma insuficiência na disponibilização de informação relativa à produção de águas residuais em aglomerados de pequena dimensão, tendo sido encontrado um número reduzido de referências sobre esta matéria. Neste sentido, crê-se oportuna a realização de estudos de investigação neste domínio.

Pujol e Lienard (1990) fizeram um estudo de caracterização da produção de águas residuais domésticas em cerca de trinta comunidades rurais francesas, em condições de tempo seco

e com sistemas separativos. Apresenta-se, no Quadro 1, uma síntese dos valores observados para o indicador “carga por pessoa”.

Quadro 1 – Valores do indicador “carga por pessoa” em meio rural (Pujol e Lienard, 1990)

Componente	Unidade	Gama
Caudal	$m^3.(capita.d)^{-1}$	$0,150 \pm 0,050$
CQO	$gO_2.(capita.d)^{-1}$	75 – 80
CBO ₅	$gO_2.(capita.d)^{-1}$	30 – 35
SST	$gSST.(capita.d)^{-1}$	25 – 30

Dos resultados apresentados no Quadro 1, destaca-se o facto da capitação orgânica, em termos de CBO₅, determinada em meio rural, corresponder a cerca de metade do valor genericamente considerado através do indicador “equivalente de população” (ou seja, $60 gO_2.(capita.d)^{-1}$).

1.1.6 Tipos de sistemas de tratamento existentes

De acordo com os dados do INSAAR (Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais) para 2007, foram referenciadas, em Portugal Continental, cerca de 450 ETAR com uma população servida compreendida entre os 500 e os 2 000 habitantes, para um total de 1 617 ETAR (<http://insaar.inag.pt>). Da informação referente a 2008 (disponível para consulta pública no início de Junho de 2011), salienta-se o facto de se ter registado, no Continente, um aumento de 8% no número de ETAR quando comparado com os dados de 2007, em paralelo com uma diminuição de 8% em relação às fossas sépticas colectivas (INAG, 2010). Admite-se que o número de ETAR de pequena dimensão possa ter aumentado em 2008, por substituição das fossas sépticas colectivas desactivadas.

Existe um conjunto diversificado de tecnologias, classificadas em extensivas e intensivas, que podem ser utilizadas no tratamento de águas residuais urbanas em sistemas de pequena dimensão (IOW, 2001). As tecnologias de tratamento do tipo extensivo empregam processos naturais associados ao solo, plantas e ambiente de zonas húmidas para tratar as águas residuais e incluem lagoas de estabilização, filtros lentos de areia e leitos de macrófitas. Estes sistemas de tratamento necessitam, geralmente, de grandes áreas de terreno para a sua instalação.

Nos sistemas intensivos aeróbios (lamas activadas, discos biológicos rotativos, valas de oxidação, por exemplo), o oxigénio é fornecido por via mecânica e os reactores são concebidos de modo a promoverem a manutenção de concentrações elevadas de biomassa activa. Estes sistemas de tratamento podem funcionar com valores bastante distintos de carga orgânica (alta, média e baixa), com reflexos ao nível do modo como decorre o processo de oxidação bioquímica e, conseqüentemente, em termos das dimensões das estruturas de tratamento e da necessidade de arejamento mecânico. Os tanques Imhoff também são utilizados em sistemas de pequena dimensão, sendo o tratamento das águas

residuais realizado através da separação de sólidos e digestão anaeróbia das lamas.

No que diz respeito às tecnologias de tratamento utilizadas em Portugal, houve inicialmente uma tendência para o emprego de sistemas como os tanques Imhoff, os leitos percoladores e os discos biológicos. Mais recentemente, prevaleceram as soluções de biomassa suspensa, como os sistemas de lamas activadas, as valas de oxidação ou os sistemas de lagoas de estabilização. Actualmente, não se observa um predomínio evidente do tipo de sistema de tratamento seleccionado, adequando-se, antes, a escolha de solução tecnológica às condições específicas do aglomerado a servir (ERSAR, 2009).

Observa-se, com alguma frequência, a ausência de critérios claros no dimensionamento e operação das ETAR de menor dimensão. Quando comparada com sistemas de maior dimensão, a variedade de soluções tecnológicas disponíveis para a depuração de caudais provenientes de habitações isoladas ou pequenos aglomerados populacionais é consideravelmente mais elevada. No entanto, verifica-se que o projecto de sistemas de tratamento de pequena dimensão considera, frequentemente, um número bastante limitado de possibilidades. Para tal, poderá contribuir o desequilíbrio entre o esforço necessário aos projectistas no estudo de diferentes alternativas de tratamento e os baixos valores de investimento normalmente associados à construção deste tipo de ETAR (Boller, 1997).

No entanto, considerando que o custo *per capita* relacionado com a componente de tratamento nos sistemas de pequena dimensão ultrapassa bastante o registado nos grandes sistemas, conclui-se ser essencial desenvolver uma prática sustentada de engenharia no dimensionamento e operação de ETAR de pequena dimensão.

1.2 Avaliação e controlo de sistemas de tratamento de águas residuais

1.2.1 Modelação matemática do funcionamento de ETAR

No domínio dos sistemas de águas residuais, a aplicação de modelos matemáticos pode apresentar diferentes propósitos. Os modelos são utilizados com bastante frequência para dimensionamento e optimização operacional da operação de ETAR, podendo também servir na análise do funcionamento dos processos de tratamento (Hug *et al.*, 2009).

A simulação dinâmica de sistemas de lamas activadas, baseada em modelos determinísticos, constitui uma ferramenta aceite na investigação e também tem provado a sua utilidade na prática de engenharia. Este tipo de instrumento é utilizado, frequentemente, na procura de maior conhecimento sobre os processos de tratamento preponderantes numa dada instalação, na concepção de sistemas de monitorização e, ainda, no estabelecimento de programas de optimização da operação de ETAR (Rieger, 2004).

Existem diversos protocolos para a realização de estudos de simulação em ETAR. Apresenta-se, na Figura 1, a estrutura metodológica proposta pelo grupo HSG (*Hochschulgruppe*, grupo de investigação de países da Europa Central).

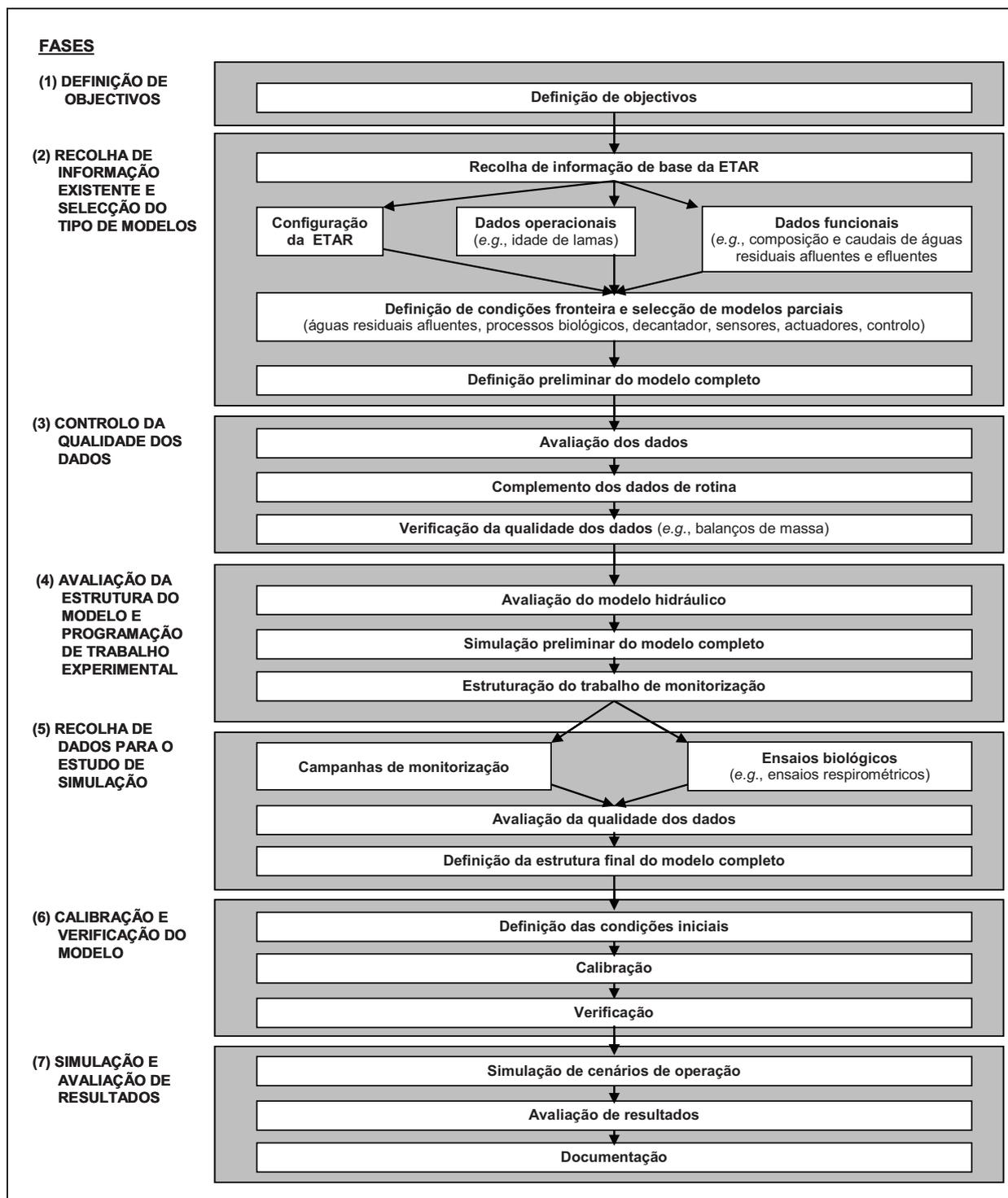


Figura 1 – Estrutura de um estudo de modelação matemática de ETAR (Langergraber *et al.*, 2004b)

Uma vantagem importante associada à utilização de modelos matemáticos na concepção de sistemas de controlo deriva do facto das simulações serem experiências numéricas que fornecem informação sobre o comportamento do sistema de tratamento. É diminuída, assim, a necessidade de realização de ensaios dispendiosos e laboriosos à escala piloto. Como interesse acrescido, refere-se o facto da avaliação do comportamento de sistemas e de estratégias de controlo poder ser realizada em condições de afluência bastante

diversificadas, permitindo definir condições críticas de funcionamento (Ekman, 2005). Na aplicação do modelo matemático, os diferentes cenários são comparados com uma situação de referência, que pode corresponder ao estado inicial de funcionamento da ETAR em análise.

Uma das principais finalidades dos estudos de modelação matemática de ETAR, em modo de simulação dinâmica, é a análise de problemas operacionais, reflectidos num desempenho insuficiente de curto a longo termo. A optimização técnica e económica pode ser uma motivação adicional (Muschalla *et al.*, 2009). Refere-se, como exemplo, o trabalho desenvolvido por Fiter *et al.* (2003) na avaliação de estratégias de controlo através de ferramentas de simulação para melhoria do funcionamento de uma ETAR de pequena dimensão. A estratégia de controlo utilizada baseou-se no ajuste do arejamento, tendo a sua implementação sido suportada pela medição em linha de oxigénio dissolvido no licor misto.

A aplicação de um modelo matemático a uma ETAR implica a sua calibração baseada em trabalho experimental, de modo a reflectirem-se as condições específicas de funcionamento do sistema de tratamento. O nível de desenvolvimento do processo de calibração está directamente relacionado com os objectivos definidos para o estudo de simulação e, em particular, com o nível de exactidão exigido. Caso não seja viável efectuar uma calibração detalhada, é possível conduzir uma comparação relativa entre os diferentes cenários de simulação. Neste caso, os resultados obtidos apenas indicam o sentido dos efeitos das alterações na operação da ETAR no funcionamento do sistema de tratamento (Muschalla *et al.*, 2009).

1.2.2 Aplicação de sistemas de controlo em ETAR

A aplicação de sistemas de controlo em ETAR visa o ajuste do funcionamento do sistema de tratamento, de modo a mantê-lo num ponto específico de operação, apesar das perturbações a que é sujeito (Ingildsen, 2002). Quando comparada com a maioria das indústrias de processo, uma ETAR é sujeita a perturbações significativas. Como exemplo de perturbações externas, salientam-se (Ingildsen, 2002; Bolmstedt, 2004):

- Variações sazonais nos valores de temperatura das águas residuais.
- Variações, com padrão diário e semanal, do caudal e das concentrações dos constituintes das águas residuais afluentes. Estas variações dependem da quantidade e tipo de ligações e do tipo de sistema de drenagem (separativo doméstico ou unitário).
- Variações sazonais associadas à afluência de caudais pluviais ou de infiltrações de águas subterrâneas, típicas de época meteorológica húmida.
- Afluências atípicas, tais como produtos tóxicos para o processo de tratamento e cargas orgânicas muito elevadas.

Verificam-se, ainda, perturbações internas geradas na própria ETAR e que resultam, por exemplo, de avarias em actuadores e sensores e de erros humanos.

Um sistema de tratamento de águas residuais não permanece num estado estacionário no sentido estrito do termo, sendo sujeito permanentemente a um comportamento variável (Beck *et al.*, 1978). Existe, no entanto, uma gama operacional em que o funcionamento dos

processos pode ser considerado normal. Dentro desta gama, o padrão de operação pode ser mantido numa base diária ou semanal, não sendo necessária a aplicação de acções de controlo adicionais ou sendo aplicadas de um modo muito limitado. Quando ocorrem eventos fora desta gama operacional normal, como sejam picos de caudal e de cargas afluentes, as estratégias de controlo necessárias diferem marcadamente das utilizadas para a manutenção do processo na região de operação normal (Rosen *et al.*, 2002).

De entre as estratégias de controlo aplicáveis em sistemas por lamas activadas, salientam-se as seguintes:

- Controlo de variáveis hidráulicas, designadamente o caudal de recirculação de lamas e o caudal de extracção de lamas. Com a recirculação de lamas, é possível actuar, por exemplo, na distribuição da massa de sólidos ao longo do sistema de tratamento em condições de afluência pluvial elevada. A taxa de extracção de lamas permite controlar a quantidade e o tempo de permanência da biomassa activa presente no sistema de tratamento. Este facto permite, por exemplo, actuar em condições de afluência de picos de carga orgânica ou de substâncias tóxicas ao sistema de tratamento.
- Controlo da concentração de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento. O aumento do arejamento no reactor biológico permite ajustar, por exemplo, o processo de tratamento em condições de elevada afluência orgânica ou azotada.
- Controlo da altura do manto de lamas no decantador secundário. Permite o amortecimento de sobrecargas hidráulicas, minimizando o arrastamento de biomassa activa para fora do sistema de tratamento. Esta acção aplica-se através do controlo da descarga de fundo do decantador secundário, sendo as lamas espessadas normalmente recirculadas para o tanque de arejamento.
- Controlo do fornecimento de produtos químicos para a precipitação de fósforo, a floculação e a correcção do valor de pH.

Destas, as estratégias com maior efeito no tratamento de águas residuais urbanas em sistemas de lamas activadas são o controlo dos caudais de recirculação e de extracção de lamas e o controlo do arejamento do licor misto.

Apresenta-se, seguidamente, alguma informação sobre os diferentes tipos de controlo que podem ser utilizados numa ETAR por lamas activadas:

- O princípio do controlo por realimentação (do termo *feedback*) utiliza a informação contida na resposta do sistema de modo a atenuar, ou suprimir, os efeitos indesejáveis de perturbações, as quais não são medidas (Olsson e Newell, 1999). O sistema de controlo funciona, neste caso, em cadeia fechada, exigindo um sensor por variável de saída.
- O princípio do controlo antecipatório ou previsional (do termo *feedforward*) visa a compensação dos efeitos potenciais das perturbações medidas nas variáveis de saída do processo (Olsson e Newell, 1999). Este sistema de controlo é aplicado em cadeia aberta, sendo adequado para processos com constantes de tempo de valor elevado.
- Caso o sistema de controlo antecipatório seja conjugado com o sistema por realimentação, é possível a correcção de desvios resultantes do erro associado à

estimativa do efeito da perturbação e da própria acção do sistema de controlo. A utilização conjunta destes dois tipos de controlo pode implicar, num entanto, a utilização de um maior número de sensores, uma vez que são monitorizadas variáveis de entrada e de saída.

- O controlo baseado em modelos (do termo *model based control*) é feito por estimativa dos valores das variáveis controladas, através da modelação matemática. Estas variáveis podem corresponder a sensores inferenciais (do termo *soft sensors*). Caso utilize modelos descritivos do processo de tratamento, o algoritmo de controlo também pode ser preditivo e incluir a estimativa do resultado de possíveis acções de controlo (Demey *et al.*, 2001).

A definição de estratégias de operação e a determinação dos valores de referência (*set point*) para as variáveis controladas é referido frequentemente como controlo de supervisão (Rosen *et al.*, 2002).

Deve ser realizada uma análise aos graus de liberdade do sistema em análise, no sentido de verificar se existem variáveis independentes suficientes para cumprir os objectivos operacionais estabelecidos para a ETAR.

O objectivo de controlo normalmente aplicado em ETAR de pequena dimensão é o aumento da eficiência da remoção de material orgânico. Nas ETAR de maior dimensão, o controlo da remoção de azoto e o controlo da remoção de fósforo assumem uma importância determinante no estabelecimento das estratégias de controlo.

Finalmente, refere-se o facto de, sob um ponto de vista de engenharia de controlo, as unidades de tratamento por lamas activadas apresentarem um conjunto de características que dificultam a concepção e implementação de sistemas de controlo automático (Olsson e Newell, 1999). Os valores de alguns parâmetros dos processos biológicos variam ao longo do tempo, devido ao comportamento adaptativo da biomassa face a alterações na temperatura, na composição das águas residuais afluentes e nas condições operativas (*e.g.*, nível de oxigénio dissolvido). Verificam-se, também, interacções entre diferentes variáveis do processo.

1.2.3 Instrumentação de monitorização e controlo

Nos últimos anos, verificou-se um importante progresso tecnológico na instrumentação para monitorização e controlo com aplicação em sistemas de águas residuais urbanas. De entre as razões que têm estimulado o desenvolvimento neste domínio, salientam-se as seguintes (Jeppsson *et al.*, 2002; Vanrolleghem e Lee, 2003; Olsson *et al.*, 2005; Thornton *et al.*, 2010):

- Aumento da pressão legislativa no que se refere às características dos efluentes tratados descarregados no meio receptor.
- Aumento progressivo do custo da energia, obrigando a uma maior eficiência energética na operação dos sistemas de tratamento.
- Dificuldades crescentes na colocação em destino final das lamas em excesso produzidas.

- Necessidades de reabilitação e aumento da capacidade de tratamento de ETAR já existentes.
- Disponibilidade de soluções técnicas menos dispendiosas em instrumentação, computação e comunicação.
- Necessidades de controlo operacional em tempo real decorrentes da integração progressiva dos componentes de colecta, drenagem, tratamento e descarga em sistemas de gestão de águas residuais.

A instrumentação de monitorização em ETAR urbanas está normalmente associada aos requisitos de auto-controlo da descarga de efluente tratado e à medição de alguns parâmetros indicativos do estado do sistema de tratamento para apoio à operação corrente (por exemplo, concentração de oxigénio dissolvido). Os medidores de caudal e os amostradores automáticos (para análises *off-line*) são o tipo de instrumentação normalmente utilizada no primeiro caso, enquanto que o controlo operacional do sistema de tratamento é feito com recurso a sensores que fornecem informação em tempo real (para além da medição de caudal).

A utilização de sistemas de controlo automático nas ETAR é, actualmente, algo limitada. Verifica-se essencialmente nas ETAR de maior dimensão e abrange anéis de controlo básicos, destinados à medição e regulação de caudais e ao arejamento. A utilização de instrumentação na supervisão e controlo operacionais em ETAR descentralizadas de pequena dimensão é limitada pelos custos desproporcionados dos equipamentos de monitorização e actuação.

Apresentam-se, a título exemplificativo, dois casos de aplicação de controlo automático em ETAR de diferente dimensão:

- A implementação de um sistema de controlo em tempo real num sistema de lamas activadas permitiu reduzir em 20% do consumo energético no arejamento numa ETAR com capacidade para 250 000 equivalentes população (Thornton *et al.*, 2010).
- O controlo automático de processos e a supervisão remota em linha foram aplicados na gestão e monitorização do funcionamento de sete ETAR descentralizadas de pequena dimensão (com capacidade de tratamento inferior a 1 000 equivalentes de população) por lamas activadas. O controlo do funcionamento alternado do sistema de arejamento, baseado na medição em linha de oxigénio dissolvido e do potencial redox, permitiu alcançar uma redução de 35% do consumo energético e uma melhoria da remoção de azoto numa das ETAR testadas com este sistema (Battistoni *et al.*, 2008).

A monitorização em tempo real forma a base de um sistema de controlo automático, sendo, no entanto, necessário garantir a validade dos valores medidos antes da aplicação das acções de controlo. O primeiro passo é evitar erros de medição sistemáticos, sendo o segundo passo constituído pela determinação das incertezas associadas à instrumentação de medição e pelo estabelecimento de limites de controlo adequados (Rieger, 2004).

A qualidade dos dados obtidos na monitorização pode ser melhorada através da aplicação de ferramentas adequadas para a detecção de falhas (do termo *fault detection*) (Rieger e Vanrolleghem, 2008). Neste sentido, Thomann *et al.* (2002) implementaram um sistema de

detecção de falhas baseado na utilização de cartas de controlo, para análise do sinal dos sensores em termos de desvios (do termo *drift*) e de efeitos de troca (do termo *shift*), assim como a detecção de erros grosseiros na calibração das medições através da caracterização analítica de amostras pontuais. Lumley (2002) sugere a utilização de algoritmos correspondentes a sensores inferenciais, associados ao cálculo de balanços de massa, para avaliação da qualidade dos dados obtidos através de sensores em linha.

A minimização da perda de dados é um aspecto importante nas fases de concepção, assim como de operação, de sistemas de monitorização destinados a uma aplicação de longo prazo. A detecção dos factores que levam à corrupção dos dados obtidos nos sistemas de monitorização (através do emprego de análise de árvores de falhas, por exemplo) pode indicar o tipo de solução a adoptar na melhoria do rendimento destes sistemas (Dirksen *et al.*, 2009).

Existem outras situações em que se justifica a instalação de instrumentação para fins de monitorização nas ETAR, para além da aplicação de sistemas de controlo automático. São elas a realização de estudos de simulação dinâmica do funcionamento do sistema de tratamento e, ainda, a aplicação de programas de controlo operacional, com realização de testes destinados à obtenção de informação que sustente a tomada de decisões de operação.

A qualidade e fiabilidade do sistema de monitorização dependem da representatividade do local seleccionado para a medição ou amostragem, da instalação adequada dos equipamentos e da sua correcta utilização. Nas ETAR de pequena dimensão, esta instalação pode obrigar a intervenções estruturais, de modo a garantirem-se condições de escoamento adequadas ao funcionamento dos equipamentos e à representatividade dos locais de medição e amostragem.

Os sensores evoluíram significativamente nos últimos 5 a 10 anos e fornecem agora uma alternativa efectiva para a monitorização da qualidade das águas residuais, combinando menores exigências de manutenção com exactidão suficiente na medição (Rieger e Vanrolleghem, 2008). Dependendo dos objectivos da medição, diferentes exigências são colocadas para a instrumentação de monitorização. Uma resposta rápida tem normalmente maior interesse para aplicações de controlo, enquanto que a exactidão é mais importante para a monitorização da qualidade do efluente tratado (Rieger, 2004).

Um maior uso de instrumentação nas ETAR implica maiores conhecimentos do pessoal técnico para a exploração das mesmas e a utilização de sistemas de informação e comunicação (sistemas de telemetria, por exemplo). Este uso permite, no entanto, a monitorização contínua e o controlo remotos de um conjunto de ETAR descentralizadas a partir de um único centro de operação, podendo assim limitar-se a necessidade de deslocação do pessoal técnico às instalações de tratamento (Jeppsson *et al.*, 2002).

1.3 Objectivos da dissertação e metodologia adoptada

A principal motivação para a utilização de instrumentação de monitorização e controlo nas ETAR é a crescente exigência em termos da qualidade nas descargas de efluente tratado, tendência que provavelmente se manterá. Assim, a presente dissertação tem como

objectivo principal o desenvolvimento de um sistema simples de monitorização, supervisão e controlo da eficiência de tratamento, especificamente adaptado a pequenas ETAR descentralizadas.

Para atingir este propósito, definiram-se os seguintes objectivos específicos:

- Selecção de um sistema expedito e de baixo custo para a monitorização de parâmetros característicos das afluências e das condições de funcionamento do processo de tratamento, incluindo a aquisição em linha de dados.
- Desenvolvimento de um modelo dinâmico a utilizar na descrição do funcionamento do sistema de tratamento, para definição de cenários operacionais e avaliação de acções de controlo a implementar.
- Desenvolvimento de uma metodologia para apoio à rotina de operação das ETAR de pequena dimensão, com indicação de linhas orientadoras para aplicação de sistemas de monitorização e de estratégias de optimização operacional.

No geral, pretende-se que os resultados deste trabalho de doutoramento contribuam para um aprofundar de conhecimentos em desempenho e sustentabilidade de sistemas descentralizados de tratamento de águas residuais. Tal permitirá fornecer às entidades gestoras destes sistemas uma estrutura prática para a melhoria da sua supervisão e controlo, que permita obter benefícios operacionais, económicos e ambientais.

A metodologia adoptada para atingir os objectivos apresentados inclui cinco tarefas principais, designadamente:

- 1) Estudo de opções de monitorização e controlo operacional em sistemas descentralizados e selecção da base de trabalho experimental a usar no estudo de caso.
- 2) Desenvolvimento de um modelo matemático descritivo do funcionamento da ETAR estudada.
- 3) Calibração e validação do modelo matemático, com dados experimentais da instalação de tratamento.
- 4) Definição de estratégias de controlo, em ambiente de simulação, conducentes à melhoria do funcionamento da ETAR.
- 5) Desenvolvimento da metodologia expedita para supervisão e controlo em ETAR de pequena dimensão.

Na pesquisa bibliográfica realizada, não se encontraram referências com a aplicação de modelação matemática na descrição do funcionamento de ETAR de pequena dimensão (capacidade inferior a 2000 e.p.). O modelo matemático constitui, assim, parte essencial deste trabalho de doutoramento, pretendendo-se contribuir, através do seu desenvolvimento, para um conhecimento mais sustentado sobre o modo de funcionamento deste tipo de ETAR.

Este trabalho de doutoramento incorpora uma abordagem multi-disciplinar na análise do funcionamento de ETAR, recorrendo, para tal, aos seguintes domínios de conhecimento: modelação da qualidade de águas residuais e do comportamento hidrodinâmico de

instalações de tratamento; monitorização em tempo real; supervisão e controlo de sistemas.

O trabalho foi realizado em articulação estreita com a entidade gestora da ETAR estudada, no sentido de explorar a aplicação futura da metodologia desenvolvida pelos utilizadores finais.

1.4 Estrutura da dissertação

A presente dissertação é composta por duas partes, acrescidas do presente capítulo introdutório e do capítulo conclusivo.

O capítulo 1 serve de introdução ao trabalho de investigação realizado, com enquadramento e justificação do interesse do mesmo. É dado enfoque à problemática da gestão de águas residuais em aglomerados descentralizados e aos aspectos de modelação matemática e de instrumentação e controlo em ETAR de pequena dimensão.

A Parte I – Modelação matemática de ETAR de pequena dimensão – visa a apresentação do modelo matemático para a descrição e diagnóstico operacional de sistemas descentralizados de tratamento de águas residuais. No capítulo 2, é feita a apresentação dos objectivos estabelecidos para o modelo e a sua estruturação, em paralelo com uma apresentação preliminar do estudo de caso. Em seguida, apresentam-se os princípios base e a formulação dos componentes do modelo, designadamente: comportamento hidrodinâmico (capítulo 3); tratamento biológico (capítulo 4) e separação de sólidos (capítulo 5). Para além do desenvolvimento e justificação teórica das opções tomadas ao nível da modelação matemática, é apresentado, nestes capítulos, o trabalho experimental realizado para a caracterização do funcionamento da ETAR. O capítulo 6 fornece o modelo completo, para além de resultados obtidos no processo de calibração.

Na Parte II – Gestão operacional sustentada de sistemas descentralizados – estabelecem-se as bases da metodologia de avaliação e controlo de sistemas de tratamento de pequena dimensão, cuja proposta constitui o principal objectivo do presente estudo. Assim, no capítulo 7, é feita a calibração e validação dinâmica do modelo e são definidos cenários operacionais e avaliadas as acções de controlo para o estudo de caso, em ambiente de simulação, usando o modelo matemático. Esta análise visa exemplificar o processo de procura de melhoria do funcionamento de uma ETAR de pequena dimensão. No capítulo 8, apresenta-se a metodologia de monitorização e controlo do funcionamento de sistemas de tratamento de pequena dimensão.

No capítulo 9, apresentam-se a síntese e conclusões do presente trabalho, as principais componentes de inovação e sugestões para futuros desenvolvimentos.

PARTE I

Modelação matemática do funcionamento de ETAR de pequena dimensão

2. APRESENTAÇÃO GERAL DO MODELO MATEMÁTICO

2.1 Introdução

O desenvolvimento de um modelo matemático constitui parte essencial da metodologia proposta para avaliação e controlo da eficiência do tratamento em ETAR de pequena dimensão. No presente capítulo, é feita a apresentação geral do modelo matemático descritivo do funcionamento deste tipo de ETAR. Na sequência desta introdução, indicam-se, na secção 2.2, os objectivos gerais do modelo matemático. Na secção 2.3, apresenta-se a estrutura do modelo, com indicação do seu domínio de aplicação, elementos constituintes e modo de articulação dos diferentes módulos. Na secção 2.4, é feita a apresentação geral do estudo de caso.

2.2 Objectivos da modelação

A simulação do comportamento dinâmico de uma ETAR de pequena dimensão é feita a partir de um modelo matemático baseado em primeiros princípios e não linear. Pretende-se possibilitar a integração de informação obtida na afluência de águas residuais, em linha e com continuidade temporal. Especificamente, o modelo tem aplicação em ETAR do tipo de lamas activadas e com uma configuração de unidades e processos que, embora generalizável, se aplica à ETAR seleccionada para estudo de caso.

O modelo matemático visa a simulação do funcionamento da ETAR para efectuar o diagnóstico operacional do sistema de tratamento, considerando diferentes cenários operacionais, e para a avaliação de acções alternativas de controlo, a fim de seleccionar aquelas que resultam em maiores benefícios. As estratégias de operação a considerar são acções que, a custos controlados, permitam melhorar o desempenho das ETAR, minimizando o impacto ambiental das rejeições no meio hídrico.

2.3 Estruturação do modelo

2.3.1 Domínio de aplicação

Na definição do modelo matemático descritivo do funcionamento de ETAR de pequena dimensão, estabelece-se, enquanto domínio de aplicação, o tratamento de águas residuais de origem predominantemente doméstica em instalações construídas *in situ* e com capacidade compreendida entre os 500 e os 2 000 equivalentes de população. O processo de tratamento biológico considerado é o sistema de lamas activadas com arejamento prolongado.

A exclusão das ETAR com capacidade de tratamento inferior a 500 equivalentes de população deriva do facto de, até esta dimensão de população servida, ser norma corrente a utilização de estações de tratamento do tipo compacto. Neste tipo de instalações verifica-se uma grande diversidade de soluções e, em particular, de modos de funcionamento que se afastam dos sistemas de tratamento mais correntes (por exemplo, lamas activadas). Este

facto constitui uma limitação importante na definição de um modelo matemático de aplicação mais genérica para a descrição do funcionamento das ETAR.

O limite adoptado para a capacidade de tratamento das ETAR objecto do presente estudo (2 000 equivalentes de população) constitui, conforme referido na secção 1.1.2, o valor abaixo do qual se considera uma ETAR como sendo de pequena dimensão.

2.3.2 Elementos constituintes

O modelo matemático de uma ETAR é, desde logo, definido pelas fronteiras do sistema, pelos diferentes subsistemas e pelas interacções identificadas entre as unidades. As fronteiras do sistema modelado são estabelecidas pelas entradas e saídas à ETAR, ou seja, o caudal de águas residuais afluentes, o caudal de efluente tratado e o caudal de lamas extraídas. Considera-se, adicionalmente, a admissão de oxigénio ao sistema por transferência de massa gás-líquido na interface ar-licor misto.

Um sistema de lamas activadas é constituído, no essencial, por um tanque de arejamento, no qual os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão e a massa líquida sujeita a arejamento, e por um sistema de separação das fases sólido-líquido, geralmente um decantador. No caso das lamas activadas por arejamento prolongado, não é, de um modo geral, considerada uma etapa de decantação primária a montante do tratamento biológico.

A ETAR utilizada como base para o modelo proposto é constituída por duas unidades de tratamento, designadamente, tanque de arejamento e decantador secundário. As ligações hidráulicas entre estas unidades consistem na descarga de licor misto e na recirculação de lamas espessadas. Estas ligações podem ser directas, por descarregadores ou bombagem, ou incluírem colectores ou canais de ligação.

Apresenta-se, na Figura 2, o esquema geral do sistema de tratamento considerado no modelo matemático, com indicação das suas fronteiras.

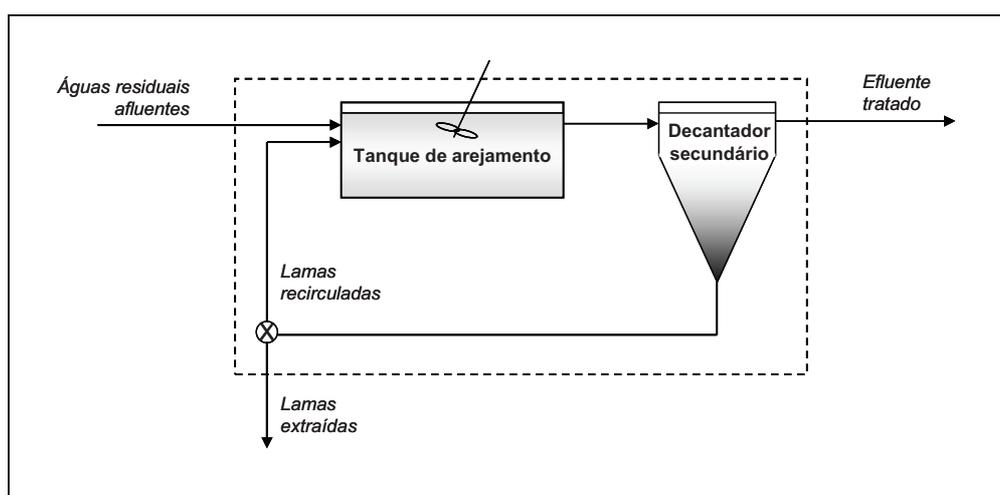


Figura 2 – Esquema da ETAR tipo

O oxigénio é fornecido por via mecânica no tanque de arejamento, de modo a promover a

depuração biológica em condições maioritariamente aeróbias. O arejamento pode ser contínuo ou intermitente, sendo esta última opção corrente nos sistemas de arejamento prolongado. É possível ajustar o desempenho do sistema de tratamento a variações na afluência orgânica actuando ao nível da programação do funcionamento do sistema de arejamento.

A recirculação das lamas espessadas no decantador para o tanque de arejamento pode ser feita em contínuo ou de modo intermitente. Neste último caso, o mais vulgar em ETAR de pequena dimensão, a periodicidade do funcionamento do sistema de bombagem de lamas é controlada através de um temporizador.

A extracção de lamas apresenta geralmente um carácter pontual, realizando-se consoante as necessidades de controlo do funcionamento do sistema de tratamento (e.g., ajuste da quantidade de biomassa activa presente no sistema). Nas ETAR de pequena dimensão, a extracção de lamas em excesso é feita, de um modo geral, através de uma derivação no circuito hidráulico das lamas recirculadas. Esta operação pode ser feita através de uma comporta, frequentemente por manobra manual, através da qual se desviam as lamas para fora do sistema de tratamento. Durante este período, não é realizada a recirculação de lamas para o tanque de arejamento.

2.3.3 Módulos do modelo matemático

A estruturação do modelo partiu da identificação, nas diferentes unidades da ETAR de lamas activadas tipo, do processo de tratamento a ser incluído na formulação. Assim, a estrutura modular incorpora:

- Módulo hidrodinâmico, onde se descrevem os fluxos em toda a ETAR, basilares para a descrição dos processos de tratamento.
- Módulo de tratamento biológico, considerando-se a simplificação habitualmente adoptada (e.g., Petersen, 2000) de que os processos biológicos de depuração das águas residuais ocorrem exclusivamente no tanque de arejamento.
- Módulo de separação de sólidos, que consiste na representação do processo físico de separação que ocorre no decantador secundário.

A interligação dos três módulos no modelo matemático completo permite a simulação do comportamento da ETAR para diferentes cenários de afluências e de operação. Na Figura 3 apresenta-se a representação esquemática dos diferentes componentes do modelo matemático de ETAR de pequena dimensão, onde se evidencia a articulação entre os três módulos base (A, B e C), as variáveis e parâmetros necessários e as variáveis resultantes.

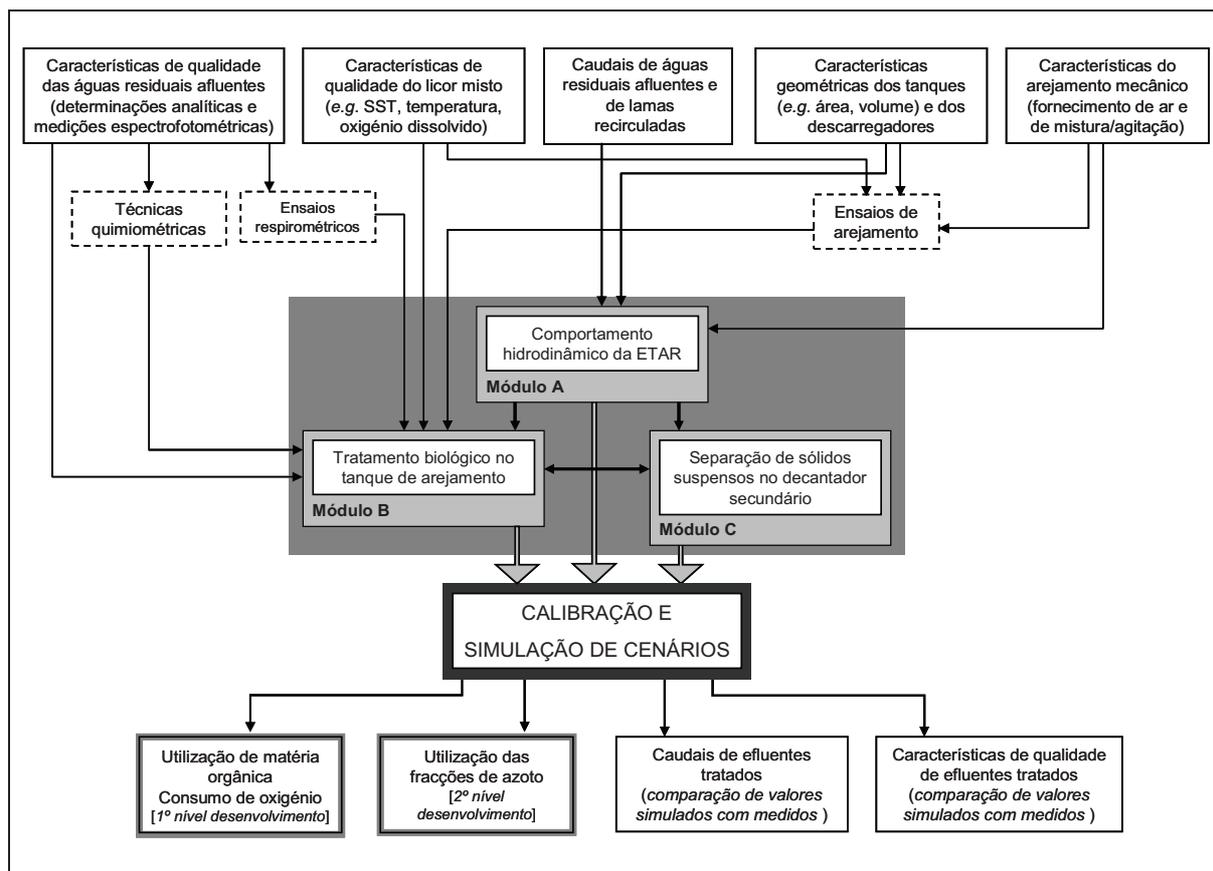


Figura 3 – Componentes do modelo matemático

Apresentam-se, seguidamente, as principais características dos módulos constituintes do modelo matemático de ETAR de pequena dimensão:

- Módulo A – Comportamento hidrodinâmico. A descrição do comportamento hidrodinâmico da ETAR baseia-se no princípio da continuidade e considera as características de vazão dos descarregadores, com integração dos fluxos internos da ETAR. Este módulo é apresentado no capítulo 3.
- Módulo B – Tratamento biológico. Os processos biológicos são modelados utilizando a abordagem do *Activated Sludge Model No.1 (ASM1)*, apresentado pelo *IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes* (Henze *et al.*, 1987). A descrição deste módulo é feita no capítulo 4.
- Módulo C – Separação de sólidos. A modelação do processo de separação de sólidos visa a determinação de uma eficiência de remoção, com a consideração de que o decantador secundário retém uma parte do material particulado proveniente do decantador secundário. Este módulo é apresentado no capítulo 5.

A calibração do modelo matemático necessita de informação sobre o funcionamento da ETAR de pequena dimensão em estudo, obtida através de trabalho de monitorização e de ensaios laboratoriais específicos. Na secção 2.4, apresenta-se, em termos gerais, o estudo de caso utilizado na aplicação do modelo matemático proposto. Nas secções 3.4, 4.3 e 5.4,

é feita uma apresentação detalhada do sistema de instrumentação instalado, do programa de monitorização aplicado, dos dados obtidos no trabalho experimental e da aplicação destes resultados em cada módulo do modelo.

No módulo de tratamento biológico, incluem-se os processos associados à utilização do substrato orgânico e conseqüente produção de biomassa heterotrófica. Este tipo de tratamento, normalmente designado por secundário, é o normalmente requerido em ETAR de pequena dimensão e implica, na sua simulação, a descrição dos processos associados à utilização de substrato orgânico, expresso em CQO, e de oxigénio dissolvido.

No entanto, é possível que, futuramente, a descarga dos efluentes tratados em ETAR com esta dimensão esteja mais claramente condicionada pela sensibilidade dos meios receptores ao fornecimento de nutrientes. Neste caso, tornar-se-á necessário avaliar a capacidade existente no sistema de tratamento em termos de remoção de azoto e de fósforo. É possível a aplicação de um segundo nível de desenvolvimento do modelo matemático, com integração dos aspectos relacionados com a utilização de azoto (Figura 3). A simulação dos processos associados à remoção biológica de fósforo não pode ser feita através do modelo ASM1. Este segundo nível não é desenvolvido neste trabalho.

A aplicação de diferentes níveis de desenvolvimento em termos da modelação do processo de tratamento apresenta, naturalmente, repercussões no esforço e investimento necessários para a concretização do trabalho experimental de monitorização numa ETAR.

Em seguida, descreve-se resumidamente o estudo de caso, dada a sua relevância para a estruturação do modelo proposto.

2.4 Apresentação do estudo de caso

A ETAR que serviu de estudo de caso situa-se na freguesia de Verdelhos, localizada no extremo norte do concelho da Covilhã, distrito de Castelo Branco. Esta freguesia tem uma área de cerca de 31 km² e situa-se em pleno Parque Natural da Serra da Estrela. A ETAR de Verdelhos serve cerca de 850 habitantes. O meio hídrico receptor do efluente tratado é a ribeira de Beijames.

Na Figura 4 incluem-se vistas de Verdelhos e da ribeira.

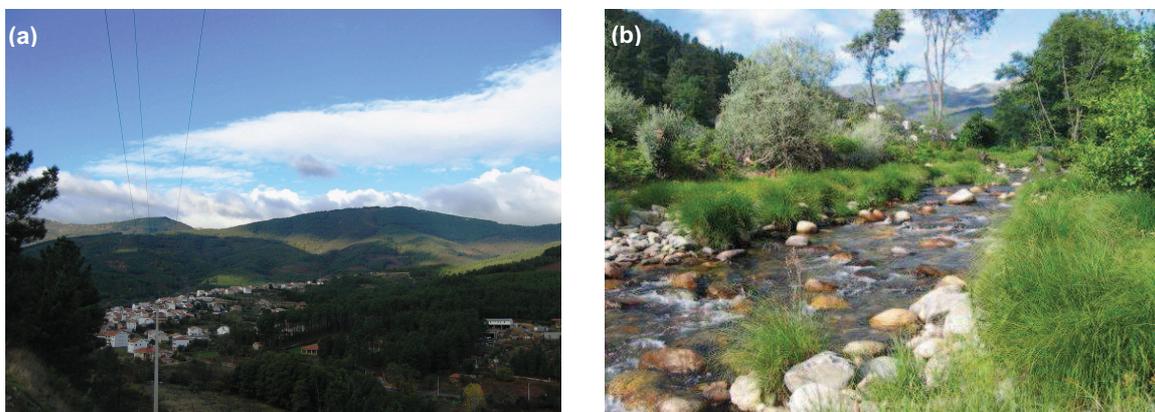


Figura 4 – Vistas panorâmicas: (a) parte norte de Verdelhos, (b) ribeira de Beijames

O processo de tratamento na ETAR de Verdelhos é o sistema de lamas activadas com arejamento prolongado. A instalação é constituída por uma obra de entrada com tamisação com limpeza automática, um tanque de arejamento, um decantador secundário e um conjunto de leitos de secagem para as lamas extraídas.

Apresenta-se, na Figura 5, um esquema em planta desta ETAR, com indicação do sentido do escoamento das águas residuais em tratamento e das lamas.

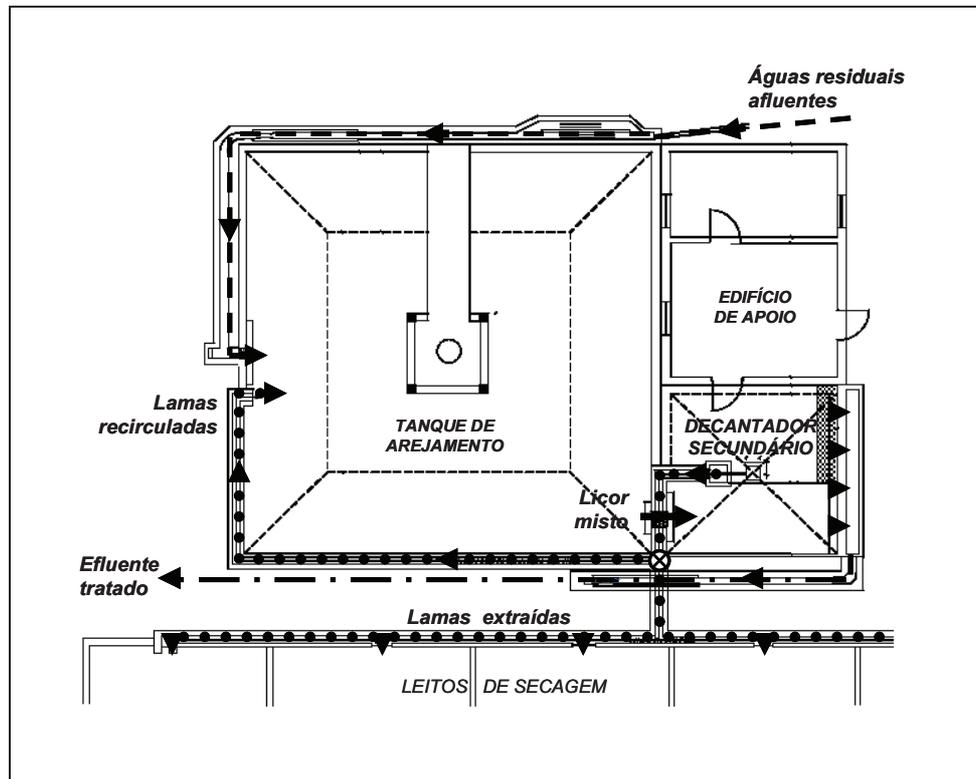


Figura 5 – Planta da ETAR de Verdelhos

Apresentam-se, na Figura 6, algumas vistas da ETAR estudada.

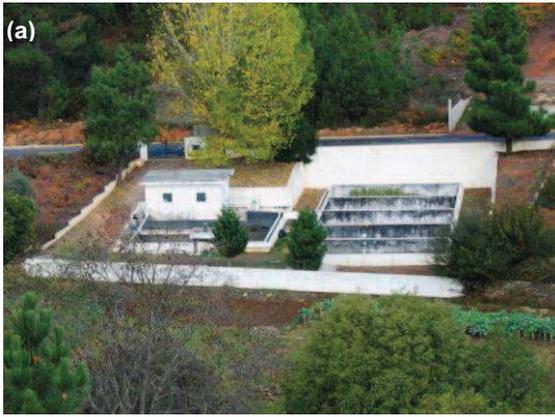


Figura 6 – Vistas da ETAR de Verdelhos: (a) geral, (b) obra de entrada, (c) tanque de arejamento, (d) decantador secundário, (e) canal de saída, (f) leitos de secagem

3. COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

3.1 Introdução

O funcionamento hidráulico de uma ETAR é determinante para a eficiência dos sistemas de tratamento. Assim, numa perspectiva operacional, interessa não só a medição de caudal das águas residuais afluentes e do efluente tratado, mas também nas diferentes etapas do processo de tratamento (Clark, 2003). Nas ETAR de pequena dimensão, a medição em contínuo de caudal, quando realizada, está normalmente associada aos requisitos de auto-controlo da descarga de efluente tratado impostos no licenciamento da instalação. No entanto, a medição de caudal à entrada deste tipo de ETAR pode fornecer informação bastante útil sobre a variação na afluência, dado o efeito potencial nos processos de tratamento. Nos sistemas de lamas activadas, a medição dos caudais de recirculação e de extracção de lamas é fundamental para uma gestão correcta da distribuição de sólidos (incluindo biomassa activa) e do tempo de retenção dos mesmos nas ETAR.

A implementação de sistemas de medição de caudal em ETAR de pequena dimensão constitui um modo simples de obtenção de informação sobre o funcionamento do sistema de tratamento, para que seja possível um controlo operacional eficaz, senão permanentemente, pelo menos durante o período necessário ao diagnóstico de disfunções e teste de soluções correctivas.

No presente capítulo, é feita a apresentação dos aspectos relacionados com a avaliação do comportamento hidrodinâmico de ETAR de pequena dimensão. Na sequência desta introdução, indicam-se, na secção 3.2, os aspectos gerais do funcionamento hidráulico de ETAR e os princípios implicados na modelação do comportamento hidrodinâmico. Na secção 3.3, apresenta-se o modelo hidrodinâmico geral proposto. Na secção 3.4, apresentam-se os principais resultados da monitorização de caudais no estudo de caso. A aplicação do modelo hidrodinâmico ao estudo de caso é apresentada na secção 3.5, indicando-se a metodologia proposta para a sua calibração e a análise aos resultados de simulação. Finalmente, na secção 3.6, apresenta-se uma síntese conclusiva.

3.2 Modelação do comportamento hidrodinâmico

3.2.1 *Funcionamento hidráulico de uma ETAR*

A modelação do comportamento hidráulico visa a simulação da hidrodinâmica ao longo de uma ETAR. Os hidrogramas afluentes à ETAR são modificados ao longo dos processos, com atenuação e atraso dos picos de caudal, o que tem implicações nas condições de mistura e na dinâmica dos diferentes processos de tratamento (*e.g.*, Gresch *et al.*, 2010). Em particular, é necessário garantir que a biomassa activa tem um tempo de contacto suficiente com a carga orgânica afluente e que é fornecido um nível adequado de oxigenação no reactor biológico. Importa também que, nos processos dependentes da área superficial (*e.g.*, sedimentação de sólidos suspensos), não sejam ultrapassados os valores

limites de carga hidráulica superficial.

O comportamento hidrodinâmico de uma ETAR é determinado pelas características geométricas e mecânicas das unidades de tratamento e dos circuitos hidráulicos, pelo que na sua caracterização devem ser considerados os seguintes aspectos estruturais e mecânicos:

- Dimensões, configuração e características geométricas das unidades de tratamento (e.g., relação entre comprimento e largura, área superficial, posicionamento e tipo das estruturas de entrada e de saída).
- Características dos descarregadores (e.g., tipo, dimensões, número).
- Características dos canais e condutas utilizados nos circuitos hidráulicos (e.g., dimensões, rugosidade do material).
- Características do sistema de agitação mecânica do tanque de arejamento (e.g., tipo, potência, localização).
- Características do sistema de elevação de lamas do decantador secundário (e.g., tipo, caudal).

É, também, essencial a caracterização dos diferentes fluxos na ETAR, designadamente:

- Caudal de águas residuais afluentes.
- Caudal de efluente tratado.
- Caudal de lamas recirculadas e programação da recirculação (contínua ou intermitente, e neste último caso, periodicidade e duração).
- Caudal de lamas extraídas e programação da extracção (contínua ou intermitente, e neste último caso, periodicidade e duração).

O balanço hidráulico deriva da aplicação do princípio da conservação de massa a cada unidade de tratamento e ao sistema global, sendo explicitado pela seguinte expressão:

$$\textit{Acumulação} = \textit{Entrada} - \textit{Saída}$$

Admitindo que as águas residuais apresentam uma densidade constante, que são incompressíveis e que o escoamento é feito em regime permanente, o balanço hidráulico de cada unidade de tratamento pode ser apresentado a seguinte forma:

$$\frac{dV}{dt} = Q_{af} - Q_{ef} \quad (1)$$

sendo:

V	volume de uma unidade de tratamento (L ³);
t	tempo (T);
Q _{af}	caudal afluente (L ³ .T ⁻¹);
Q _{ef}	caudal efluente (L ³ .T ⁻¹).

3.2.2 Avaliação das condições de mistura

Na modelação de processos de tratamento biológico, é comum considerar os seguintes

tipos de reactores ideais: reactor de mistura completa (*continuous stirred tank reactor*, CSTR) e reactor em êmbolo (*plug flow reactor*, PFR) (Tchobanoglous e Burton, 1991). Um reactor ideal de mistura completa caracteriza-se pelo facto das partículas de fluido que entram no reactor serem imediatamente dispersas no seu volume, não existindo gradientes de concentração. As concentrações de componentes no interior do reactor são homogéneas e iguais às do caudal de saída. Num reactor ideal em êmbolo, as partículas de fluido atravessam o seu volume e são descarregadas pela mesma ordem de entrada no mesmo. O comportamento hidrodinâmico dos reactores reais está compreendido entre estes dois tipos teóricos.

Em condições ideais, as partículas permanecem no reactor durante um período igual ao tempo de retenção teórico do reactor, que é dado pelo quociente entre o seu volume e o caudal afluente. As características de mistura de um reactor e a forma como é feita a afluência da água residual podem ter influência considerável na eficiência dos processos de tratamento (Bode e Seyfried, 1984). Uma das principais implicações destas características é o facto de uma fracção das águas residuais poder ter um tempo de contacto no reactor inferior ao necessário para se obter o nível pretendido de tratamento. A ocorrência de um volume morto nos reactores, com estabelecimento de curto-circuitos ao volume principal, contribui para a diminuição do tempo de permanência das águas residuais e resulta num maior afastamento das condições hidráulicas dos reactores ideais.

O efeito do comportamento hidrodinâmico nas condições de mistura de um reactor pode ser avaliado através da observação do padrão de escoamento. Designadamente, a variação da concentração de uma substância traçadora no efluente fornece informação sobre o padrão de escoamento efectivamente verificado num dado reactor. A construção de curvas de distribuição do tempo de retenção, tendo por base os desvios relativos a um tempo médio (teórico) de saída da substância traçadora, permite, também, calcular o coeficiente de dispersão (Horan, 1990).

A adequação de um traçador para este tipo de estudos deriva de características como a detectabilidade em concentrações reduzidas, a toxicidade baixa ou nula, a baixa adsorptividade e a resistência a alterações na sua composição por reacções químicas com outros compostos, por biodegradação ou por reacções fotoquímicas (Monte, 1988).

A Figura 7 ilustra os resultados de um ensaio com traçador, injectado em impulso na entrada, para determinação das características de mistura de um reactor. A medição da concentração do traçador na descarga do tanque fornece informação sobre o tempo de retenção, estando o padrão da curva de distribuição do tempo de retenção relacionado com a dispersão verificada relativamente ao comportamento ideal. No caso ilustrado, trata-se de um tanque com comportamento hidrodinâmico aproximável ao de um reactor em êmbolo.

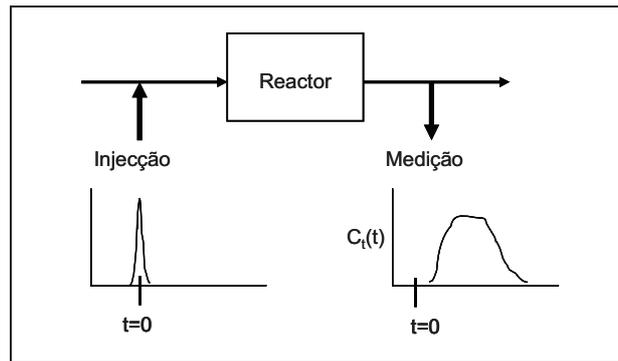


Figura 7 – Ensaio de caracterização das condições de mistura (Kjellstrand, 2006)

Os resultados dos ensaios com traçador podem também ser utilizados na calibração de modelos matemáticos, na medida em que as unidades de tratamento podem ser conceptualizadas como sistemas de reactores ideais.

No modelo de tanques de mistura completa em série, de utilização bastante frequente (Petersen *et al.*, 2001), considera-se que o escoamento ao longo de um reactor real pode ser representado por um número inteiro de tanques CSTR de igual dimensão e em série. A expressão matemática que descreve a concentração de traçador no último tanque é dada pela equação 2 (Kjellstrand *et al.*, 2005):

$$C_N(t) = C_0 \frac{N}{(N-1)!} (N\theta)^{(N-1)} e^{-(N\theta)} \quad (2)$$

sendo:

C_N	concentração de traçador no $N^{\text{ésimo}}$ tanque ($M.L^{-3}$);
C_0	concentração de traçador no primeiro tanque ($M.L^{-3}$);
N	número de tanques;
t	tempo (T);
θ	tempo normalizado (T).

O tempo normalizado é dado por:

$$\theta = \frac{t}{\left(\frac{Q}{V}\right)} \quad (3)$$

em que:

Q	caudal ($L^3.T^{-1}$);
V	volume total do tanque (L^3).

3.3 Modelo hidrodinâmico para ETAR de pequena dimensão

3.3.1 Objectivo e pressupostos

O objectivo principal do modelo hidrodinâmico é a simulação dinâmica do caudal de efluente tratado numa ETAR de pequena dimensão, tendo por base a medição contínua da afluência de águas residuais e os registos de operação (programação da recirculação de lamas, por

exemplo). Pretende-se que o modelo hidrodinâmico permita a simulação do escoamento ao longo das diferentes unidades de tratamento, no qual se processa o transporte de substâncias diluídas e em suspensão.

Como referido nas secções 2.3.3 e 3.2.1, o modelo hidrodinâmico baseia-se na aplicação do princípio da continuidade, traduzido através da realização de balanços hidráulicos em cada unidade de tratamento. A abordagem adoptada neste trabalho é semelhante à utilizada por Olsson e Stephenson (1985).

A aplicação do modelo do comportamento hidrodinâmico pressupõe as seguintes condições:

- As unidades de tratamento são os elementos determinantes para o comportamento hidrodinâmico de uma ETAR de pequena dimensão. É desprezado o efeito do transporte de águas residuais ou de lamas entre unidades de tratamento, uma vez que este tempo é bastante mais curto que o passo de cálculo utilizado.
- As diferenças de densidade nos diferentes pontos do sistema de tratamento (designadamente, das águas residuais afluentes, do licor misto, do efluente tratado e das lamas recirculadas e extraídas) são desprezadas. Assim, é assumido como constante o valor da densidade.
- As condições hidráulicas existentes à saída das unidades de tratamento permitem o controlo do caudal escoado, aplicando-se uma lei de vazão específica para cada tipo de descarregador.
- As fronteiras do modelo são os locais onde é efectuada a medição do caudal de águas residuais afluentes e do caudal de efluente tratado e, ainda, a comporta do circuito de lamas que permite a sua condução para os leitos de secagem (extração de lamas).

3.3.2 Formulação

3.3.2.1 Componentes do modelo

Na aplicação do modelo hidrodinâmico, considera-se que a saída de caudal das unidades é feita por um descarregador. O escoamento através do descarregador é determinado pela altura de líquido sobre a crista e pelas características geométricas do mesmo.

Na Figura 8 apresentam-se esquematicamente os factores considerados na modelação do comportamento hidrodinâmico de uma unidade de tratamento.

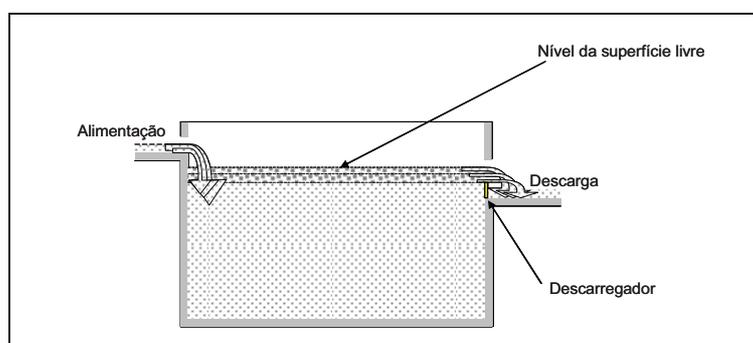


Figura 8 – Modelo simplificado de cada unidade de tratamento

A formulação adoptada para o balanço hidráulico de um tanque com entrada e saída em contínuo de caudal, tendo em consideração os pressupostos anteriormente apresentados, inclui as variáveis incluídas na equação 4 e identificadas na Figura 9. A variação do volume armazenado numa unidade de tratamento, num determinado intervalo de tempo, é igualada à diferença entre o caudal entrado e o caudal saído, ou seja:

$$A \frac{dh}{dt} = Q_1 - Q_2 \quad (4)$$

sendo:

A	área superficial da unidade de tratamento (L^2);
h	altura de água sobre a crista do descarregador (L);
t	tempo (T);
Q_1	caudal afluyente ($L^3 \cdot T^{-1}$);
Q_2	caudal efluyente ($L^3 \cdot T^{-1}$).

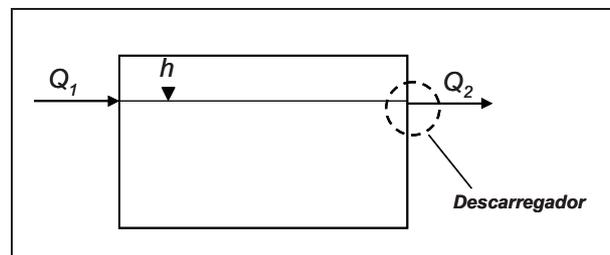


Figura 9 – Esquema de base para o balanço hidráulico

3.3.2.2 Estrutura do modelo hidrodinâmico global

O modelo hidrodinâmico baseia-se na configuração tipo do sistema de lamas activadas (Figura 10). O tanque de arejamento apresenta duas entradas de caudal (águas residuais afluentes à ETAR, Q_{af} , e lamas recirculadas, Q_{lr}) e uma saída (licor misto, Q_{lm}). Por seu lado, no decantador secundário, há uma entrada de caudal (Q_{lm}) e duas saídas: a descarga superficial (efluente tratado, Q_{ef}) e descarga de fundo (sendo esta constituída pelas lamas recirculadas, Q_{lr} , e as lamas extraídas, Q_{le}). Considera-se a medição dos caudais afluyente e efluyente, dos caudais de lamas e do nível de superfície livre nas unidades de tratamento.

A articulação entre as diferentes variáveis do modelo hidrodinâmico global é a seguinte:

- Tanque de arejamento:

Variáveis de entrada: caudal de águas residuais afluentes (Q_{af}); caudal de recirculação de lamas (Q_{lr}); nível da superfície livre do tanque de arejamento (h_{TA}).

Variável de saída: caudal de licor misto (Q_{lm}).

- Decantador secundário:

Variáveis de entrada: caudal de licor misto (Q_{lm}); caudal de recirculação de lamas (Q_{lr}); caudal de extracção de lamas (Q_{le}), nível da superfície livre do decantador secundário (h_{DS}).

Variável de saída: caudal de efluente tratado (Q_{ef}).

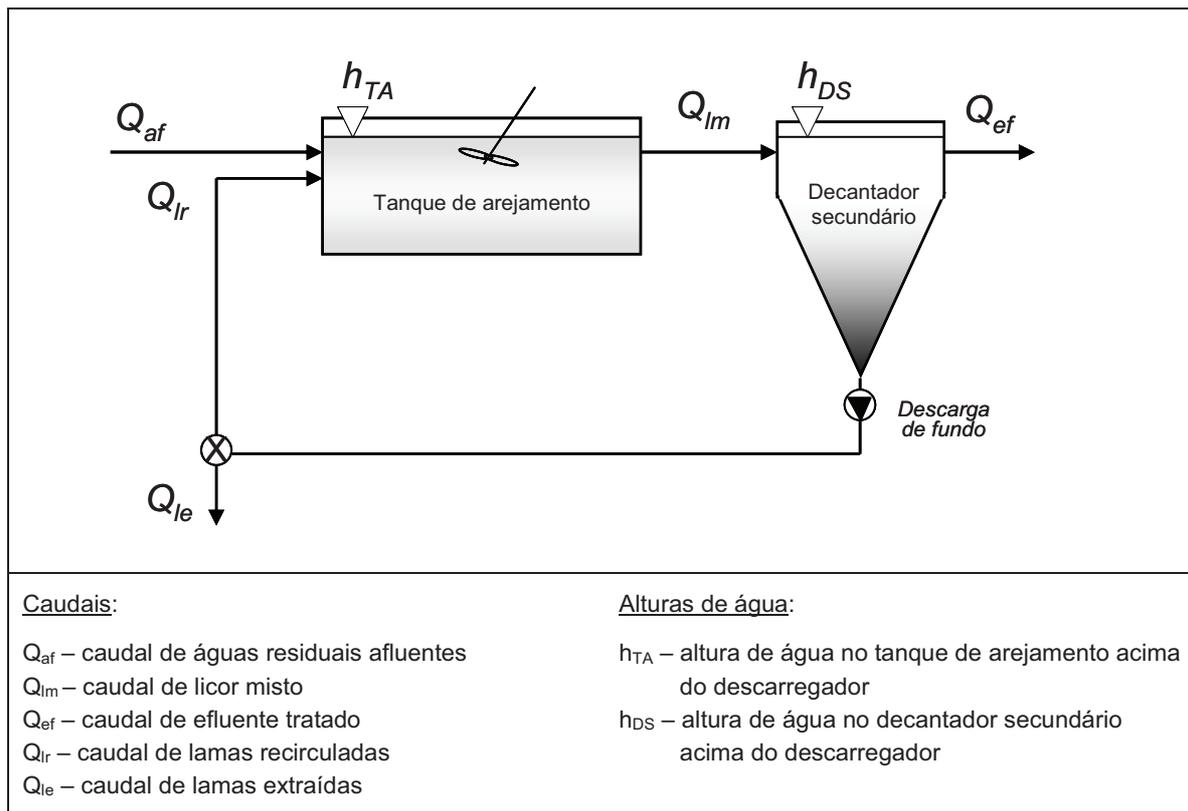


Figura 10 – Variáveis do modelo hidrodinâmico

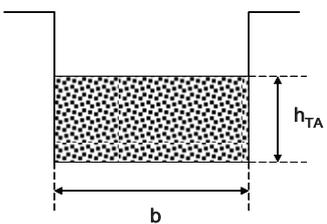
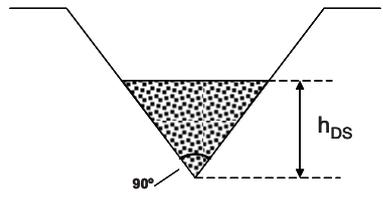
Optou-se por definir uma tipologia base para os descarregadores, tendo em consideração a ETAR seleccionada para estudo de caso, designadamente:

- Descarregador de saída do tanque de arejamento – formato rectangular, soleira espessa, uma só unidade.
- Descarregador de saída do decantador secundário – triangular (*v-notch* na terminologia inglesa), de soleira delgada, com um ângulo de abertura de 90°, diversas unidades.

A aplicação das leis de vazão conhecidas (e.g., Quintela, 1981) para este tipo de descarregadores permite calcular os caudais saídos em cada uma das unidades de tratamento, tal como se apresenta no Quadro 2 onde se inclui um esquema da secção dos descarregadores, com indicação das dimensões consideradas nas expressões respectivas.

É possível considerar outros tipos de descarregadores (trapezoidal, por exemplo) no modelo matemático, sendo para tal apenas necessário substituir a função de vazão associada.

Quadro 2 – Fórmulas de cálculo de caudais descarregados

Descarregador rectangular de soleira espessa	Descarregador triangular e ângulo de abertura de 90°
	
$Q_{lm} = \left(C_{v_TA} * b * \sqrt{2g} * h_{TA}^{\frac{3}{2}} \right)$	$Q_{ef} = \left(\frac{8}{15} C_{v_DS} * \sqrt{2g} * h_{DS}^{\frac{5}{2}} \right) * n$
<p>Q_{lm} caudal de licor misto ($L^3 \cdot T^{-1}$)</p> <p>C_{v_TA} coeficiente de vazão do descarregador do tanque de arejamento (-)</p> <p>b largura do descarregador rectangular (L)</p> <p>g aceleração da gravidade ($L \cdot T^{-2}$)</p> <p>h_{TA} altura de água no tanque de arejamento acima da crista do descarregador (L)</p>	<p>Q_{ef} caudal de efluente tratado ($L^3 \cdot T^{-1}$)</p> <p>C_{v_DS} coeficiente de vazão do descarregador do decantador secundário (-)</p> <p>g aceleração da gravidade ($L \cdot T^{-2}$)</p> <p>h_{DS} altura de água no decantador secundário acima do vértice do descarregador (L)</p> <p>n número de descarregadores triangulares</p>

Na descrição do funcionamento hidrodinâmico do decantador secundário, despreza-se o tempo de transporte do licor misto da sua superfície até ao fundo durante os períodos de bombagem das lamas espessadas. Esta simplificação consiste na subtracção do valor de caudal de lamas (recirculadas ou extraídas) ao caudal de licor misto e é semelhante à abordagem utilizada por Bergh (1996) na modelação de decantadores secundários.

No modelo hidrodinâmico, considera-se que a recirculação e a extracção das lamas são feitas de modo intermitente (situação mais vulgar nas ETAR de pequena dimensão). É também estabelecido que a extracção de lamas em excesso é feita através de uma comporta colocada no circuito das lamas recirculadas. O caudal e a composição das lamas recirculadas e extraídas são idênticos e é mutuamente exclusiva a realização destas operações (recirculação e extracção).

Na modelação hidrodinâmica é necessário integrar a informação proveniente dos registos operacionais da ETAR (designadamente, programação do temporizador do sistema de bombagem das lamas, anotações sobre a duração do período de extracção), de modo a considerar devidamente as operações de recirculação e de extracção.

O balanço hidráulico para o tanque de arejamento, na configuração da Figura 10, resulta assim na equação 5.

$$Q_{lm} = (Q_{af} + vm_2 Q_{lr}) - \frac{dh_{TA}}{dt} A_{TA} \quad (5)$$

onde:

- Q_{lm} caudal de licor misto ($L^3 \cdot T^{-1}$);
- Q_{af} caudal de águas residuais afluentes à ETAR ($L^3 \cdot T^{-1}$);

vm_2	factor de activação da recirculação de lamas (0 ou 1);
Q_{lr}	caudal de lamas recirculadas ($L^3 \cdot T^{-1}$);
h_{TA}	altura de água sobre a crista do descarregador do tanque de arejamento (L);
t	tempo (T);
A_{TA}	área superficial do tanque de arejamento (L^2).

O balanço hidráulico para o decantador secundário, na configuração da Figura 10, resulta na equação 6.

$$Q_{ef} = (Q_{lm} - (vm_2 Q_{lr} + vm_3 Q_{le})) - \frac{dh_{DS}}{dt} A_{DS} \quad (6)$$

onde:

Q_{ef}	caudal de efluente tratado ($L^3 \cdot T^{-1}$);
Q_{lm}	caudal de licor misto ($L^3 \cdot T^{-1}$);
vm_2	factor de activação da recirculação de lamas (0 ou 1);
Q_{lr}	caudal de lamas recirculadas ($L^3 \cdot T^{-1}$);
vm_3	factor de activação da extracção de lamas (0 ou 1);
Q_{le}	caudal de lamas extraídas ($L^3 \cdot T^{-1}$);
h_{DS}	altura de água sobre a crista do descarregador do decantador secundário (L);
t	tempo (T);
A_{DS}	área superficial do decantador secundário (L^2).

3.4 Dados obtidos para a aplicação do modelo

3.4.1 Informação necessária

A modelação hidrodinâmica de uma ETAR por lamas activadas implica a obtenção do seguinte tipo de informação:

- Caudal de águas residuais afluentes e caudal de efluente tratado. Esta medição deve ser feita automaticamente e em contínuo em dois pontos do sistema.
- Caudal de lamas recirculadas e caudal de lamas extraídas. Esta medição pode ser feita através de um processo manual e de forma pontual.
- Nível da superfície livre nas unidades de tratamento. Esta medição deve ser automática e feita em contínuo.

É também necessário conhecer o período das operações de recirculação e extracção de lamas. Esta informação consta normalmente nos registos operacionais de uma ETAR.

Apresenta-se, seguidamente, o trabalho de monitorização e experimental realizado no estudo de caso no âmbito da caracterização do comportamento hidráulico.

3.4.2 Medições instrumentais e manuais *in situ*

O sistema de instrumentação implementado no estudo de caso integrou a monitorização dos caudais de águas residuais afluentes e de efluente tratado. Foram, também, feitas medições em pontos intermédios da ETAR, para obtenção de informação sobre os fluxos de recirculação e de extracção e o amortecimento do hidrograma afluente no tanque de arejamento.

A instalação do sistema de medição de caudal exigiu a realização de uma importante intervenção estrutural na ETAR estudada que, entre outros, envolveu os seguintes aspectos:

- Construção de uma nova obra de entrada com dimensões e pendente adequadas, constituída por um sistema de tamisação e gradagem, uma caixa de retenção de areias, um canal de alimentação. Instalação de uma caleira Venturi prefabricada e de um sensor para medição de nível.
- Construção de um canal de saída do efluente tratado com dimensões e pendente adequadas, constituído por um canal de alimentação. Instalação de uma caleira Venturi prefabricada e de um sensor para medição de nível.

As intervenções realizadas e os aspectos relacionados com a instalação do sistema de instrumentação são apresentados com maior detalhe em Ribeiro e Almeida (2007).

Apresenta-se, na Figura 11, um esquema em planta da ETAR com identificação dos pontos de medição de nível e de caudal.

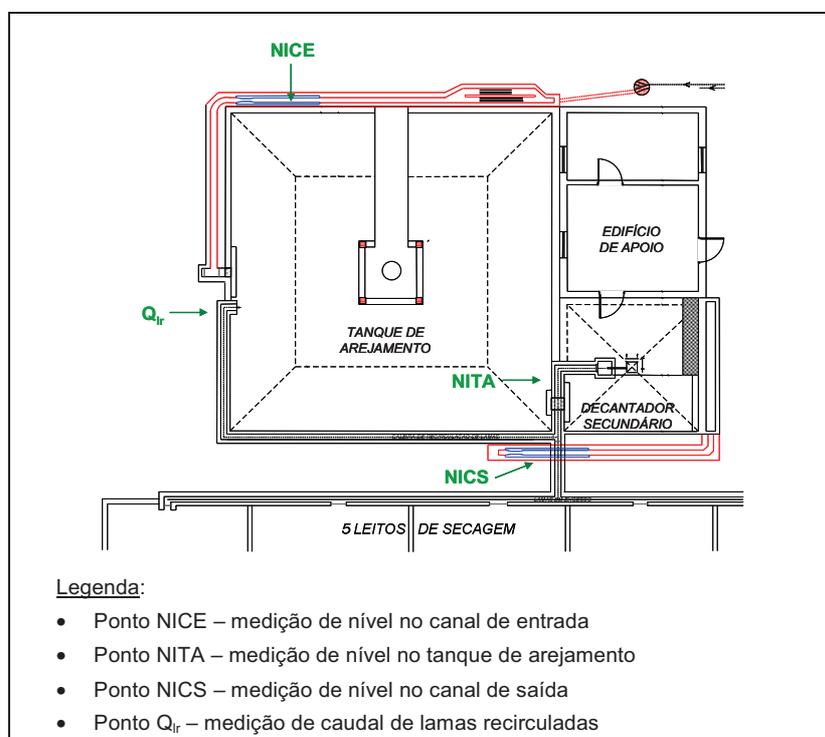


Figura 11 – Pontos de medição de nível e de caudal na ETAR (comportamento hidrodinâmico)

Na monitorização de caudal feita à entrada (ponto NICE) e saída (ponto NICS) da ETAR, entre 29 de Março de 2008 e 28 de Março de 2009, foi utilizado um intervalo de registo de cinco minutos. Apresenta-se, na Figura 12, a localização destes pontos de medição.

A avaliação do conjunto de dados de caudal obtidos (210 240 registos), conjugada com o conhecimento alcançado ao longo do trabalho experimental sobre o funcionamento e características do estudo de caso, conduziu a um entendimento mais fundamentado sobre as potencialidades e as limitações associadas à utilização deste tipo de monitorização em ETAR de pequena dimensão (secção 3.4.3).



Figura 12 – Localização dos pontos de medição de caudal: (a) ponto NICE, (b) ponto NICS

A medição dos caudais (afluente e efluente) foi feita com escoamento em superfície livre, com recurso a duas caleiras Venturi e dois medidores de nível ultrassónicos de características idênticas (Figura 13). A utilização da equação de vazão hidráulica específica da caleira permite o cálculo do caudal a partir do valor da altura de escoamento medida a jusante da restrição ao escoamento, de acordo com as instruções do fabricante.

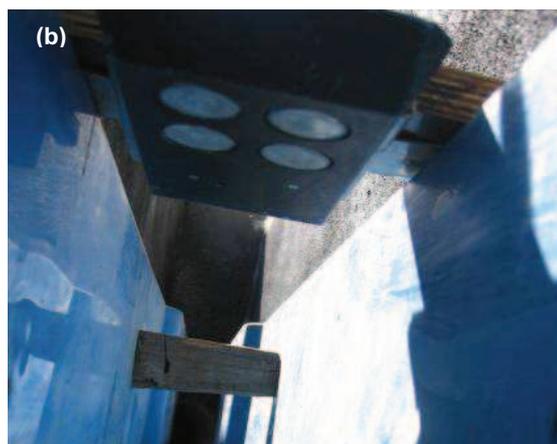


Figura 13 – Aspectos da preparação da medição em contínuo de caudal: (a) caleira Venturi, (b) sensor de nível, (c) ponto NICE, (d) ponto NICS

As características principais destes medidores de caudal são:

- Caleira Venturi prefabricada em poliéster reforçado com fibra de vidro (marca BAMO, modelo DEBITFLO DF100A). Gama de operação de $0,2 \times 10^{-3}$ a $27,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, com um valor de incerteza associado às medições compreendido entre $\pm 3\%$ do valor medido, no limite inferior da gama de nível, e $\pm 2\%$ do valor medido, no limite superior.
- Medidor de nível ultrassónico (marca ADS, modelo 3600). Gama de medição de 0,13 a 2,40 m, com um valor de incerteza associada às medições de $\pm 0,0013 \text{ m}$ ou 5% do valor da leitura, consoante o que seja mais elevado. O sensor ultrassónico apresenta quatro transdutores, sendo possível seleccionar as leituras a utilizar e obter, assim, redundância no valor medido.

Para além da medição automática de caudal na entrada e descarga da ETAR, a aplicação do modelo hidrodinâmico pressupõe a medição de nível da superfície livre nas unidades de tratamento. Como só se dispunha de um sensor para esta medição, optou-se por instalá-lo no tanque de arejamento (ponto NITA). O nível da superfície livre do decantador secundário (variável h_{DS} , Figura 10) foi calculado através do modelo.

A medição do nível da superfície livre no tanque de arejamento foi feita com um medidor de nível ultrassónico (marca Warren Jones, modelo 460). O intervalo de registo utilizado também foi de 5 minutos. A medição iniciou-se no dia 6 de Junho de 2008, tendo terminado a 23 de Julho de 2008 por avaria do sensor. Os valores de nível foram afectados por diversas interferências na medição, designadamente, a turbulência causada pelo arejador mecânico e a presença ocasional de espumas no tanque. Apresentam-se, na Figura 14, duas fotografias onde é possível observar estas ocorrências.

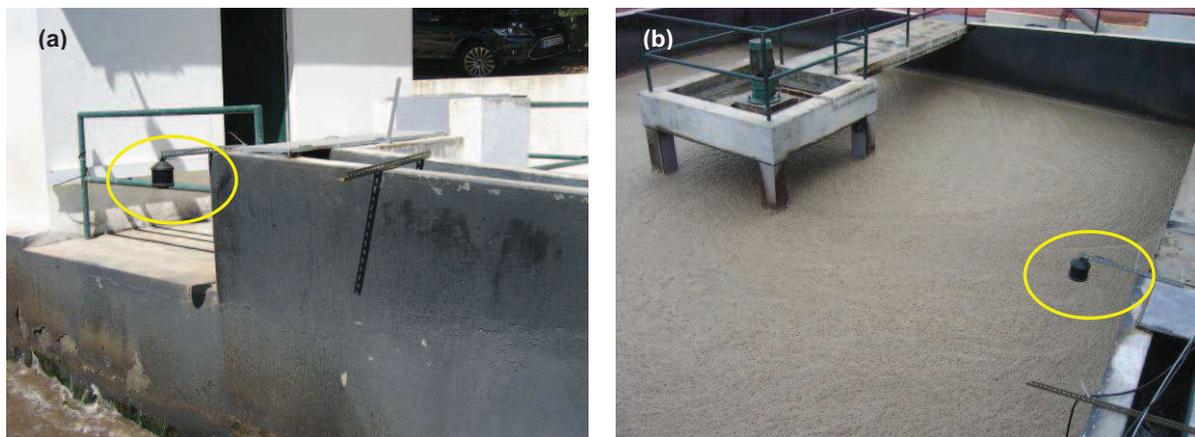


Figura 14 – Problemas na medição de nível no tanque de arejamento (ponto NITA): (a) turbulência, (b) espuma

Os dados obtidos não foram suficientes para calibrar a curva de vazão do descarregador de soleira espessa. Por esta razão, o nível da superfície livre do tanque de arejamento (variável h_{TA} , Figura 10) também foi calculada através do modelo hidrodinâmico.

Finalmente, refere-se o quarto ponto de medição destinado à avaliação do comportamento hidrodinâmico: caudal de recirculação de lamas. Esta medição foi feita através do método

volumétrico, com a determinação do tempo necessário para encher um volume conhecido, tal como se apresenta na equação 7.

$$Q_{vol_lr} = \frac{V_B}{\Delta t} \quad (7)$$

sendo:

Q_{vol_lr} Caudal volumétrico de lamas recirculadas ($L^3 \cdot T^{-1}$);
 V_B Volume do recipiente de recolha (L^3);
 Δt Intervalo de tempo (T).

A medição do caudal de lamas recirculadas foi feita em dois períodos de recirculação por cada campanha de monitorização. Cada uma destas medições incluiu quatro repetições, sendo o caudal de lamas igual à sua média aritmética. Utilizou-se um balde, com uma capacidade aferida de 10 litros (Figura 15), e um cronómetro.



Figura 15 – Medição do caudal de lamas recirculadas (ponto CALR)

Na ETAR estudada, a recirculação das lamas é realizada de modo intermitente, sendo o comando do funcionamento do sistema de recirculação de lamas feito através de um temporizador (programável em intervalos de 15 minutos) que actua em modo *on/off* no compressor integrado num sistema *air-lift*. A injeção de ar comprimido no fundo do decantador permite a impulsão das lamas acumuladas para o circuito de recirculação em canal. A programação aplicada para a recirculação das lamas variou ao longo do trabalho de monitorização, tal como se apresenta no Quadro 3.

Quadro 3 – Programação aplicada no sistema de recirculação de lamas

Recirculação (minutos)	Paragem (minutos)	Período de aplicação
15	30	29/Março/2008 a 13/Agosto/2008
15	15	13/Agosto/2008 a 22/Outubro/2008
30	15	22/Outubro/2008 a 28/Março/2009

Como referido anteriormente, a extracção de lamas em excesso tem influência nos valores de caudal de efluente tratado. A extracção realizou-se, de um modo geral, a partir do circuito de recirculação de lamas, sendo efectuado o envio das mesmas para os leitos de secagem através da alteração de posição de uma comporta, tal como se apresenta na Figura 16. Esta operação foi realizada com periodicidade e duração irregulares, de acordo com decisões tomadas ao nível da exploração da ETAR.



Figura 16 – Circuito de lamas: (a) e (b) recirculação para o tanque de arejamento, (c) e (d) extracção para os leitos de secagem

O sistema de monitorização implementado integrou, ainda, a medição de precipitação. Foi instalado um udómetro (marca YOUNG) na área da ETAR, com o objectivo de identificar a contribuição pluvial para o caudal de águas residuais afluentes. No entanto, o funcionamento do udómetro apresentou um conjunto de perturbações que condicionou, ou mesmo impossibilitou durante algum tempo, o registo de precipitação. Por esta razão, os dados obtidos de precipitação são utilizados unicamente como suporte a uma análise qualitativa à variação observada na afluência à ETAR.

Na Figura 17 apresentam-se vistas das unidades de tratamento durante a sua reabilitação estrutural e dos descarregadores, sendo fornecida, no Quadro 4, informação sobre as características com relevância para o comportamento hidrodinâmico.



Figura 17 – Vistas da ETAR: (a) tanque de arejamento, (b) decantador secundário, (c) descarregador do tanque, (d) descarregadores do decantador

Quadro 4 – Características das unidades de tratamento e dos descarregadores

Tipo de estrutura ou dispositivo	Dimensões relevantes	Especificidades
Tanque de arejamento	Área superficial – 92,2 m ² Volume útil – 252,0 m ³	<ul style="list-style-type: none"> • Planta quadrangular • Arejador mecânico localizado no centro • Descarga situada na parede oposta à alimentação
Decantador secundário	Área superficial – 16,8 m ² Volume útil – 36,2 m ³	<ul style="list-style-type: none"> • Planta quadrangular • Bombagem de lamas espessadas por <i>air-lift</i> • Descarga situada na parede oposta à alimentação
Descarregador do tanque de arejamento	Espessura – 480 mm Largura – 462 mm Número – 1	<ul style="list-style-type: none"> • Descarregador de soleira espessa inclinada • Deflectores a montante e a jusante
Descarregadores do decantador secundário	Ângulo de abertura – 90° Extensão de colocação – 4,15 m Número – 15	<ul style="list-style-type: none"> • Descarregador de parede delgada com secção triangular • Deflector a montante

3.4.3 Análise dos caudais afluentes e efluentes à ETAR

3.4.3.1 Análise preliminar de caudais médios

A medição dos caudais afluente e efluente permite obter uma visão sobre o comportamento hidrodinâmico da ETAR. Na Figura 18 apresentam-se os valores de caudal médio diário registados ao longo do trabalho de monitorização e calculados de acordo com a equação 8.

$$Q_{md} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n} \quad (8)$$

sendo:

- Q_{md} caudal médio diário ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- Q_i caudal medido ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- n número de medições num intervalo de 24 horas.

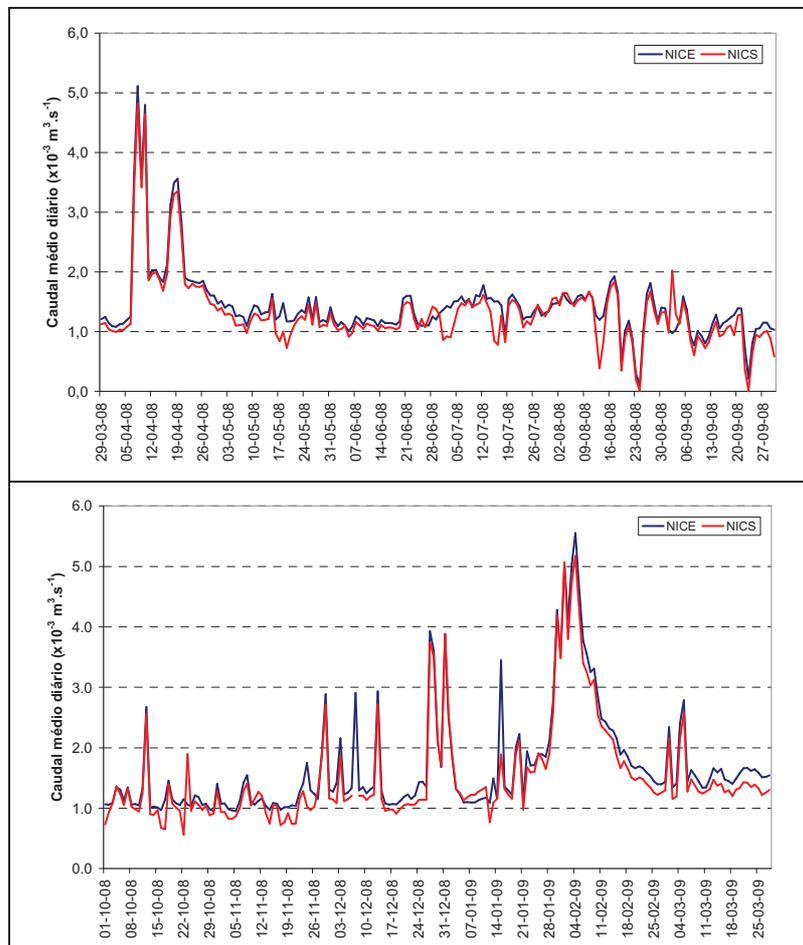


Figura 18 – Variação do caudal médio diário afluente (ponto NICE) e efluente (ponto NICS)

O registo de caudal efluente apresenta uma falha no dia 7 de Dezembro de 2008, por ter ocorrido presumivelmente uma obstrução do canal de saída.

No Quadro 5 apresenta-se informação adicional sobre os caudais médios diários.

Quadro 5 – Caudal médio diário afluente e efluente

	Média ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Máximo ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Mínimo ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Desvio padrão ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
Caudal de águas residuais afluente (<i>ponto NICE</i>)	1,5	5,6	0,1	0,8
Caudal de efluente tratado (<i>ponto NICS</i>)	1,4	5,2	0	0,7

De acordo com o Quadro 5, verifica-se que o caudal médio diário efluente é inferior ao valor de caudal médio afluente. No sentido de entender a origem deste diferencial, foram analisados vários factores com potencial para interferir no processo de medição ou no próprio valor de caudal.

A análise das condições de fronteira do sistema e das possíveis vias para transferência de massa (Figura 19) permitiu identificar perdas ou ganhos potenciais para além dos fluxos considerados na formulação do modelo. Os processos identificados com potencial para afectar o balanço hidráulico são: evaporação e precipitação; operações de manutenção da ETAR (lavagens de canais, por exemplo); fugas através da calha da comporta de *by-pass* ao tanque de arejamento e infiltração para o terreno através das paredes e fundo dos órgãos de tratamento.

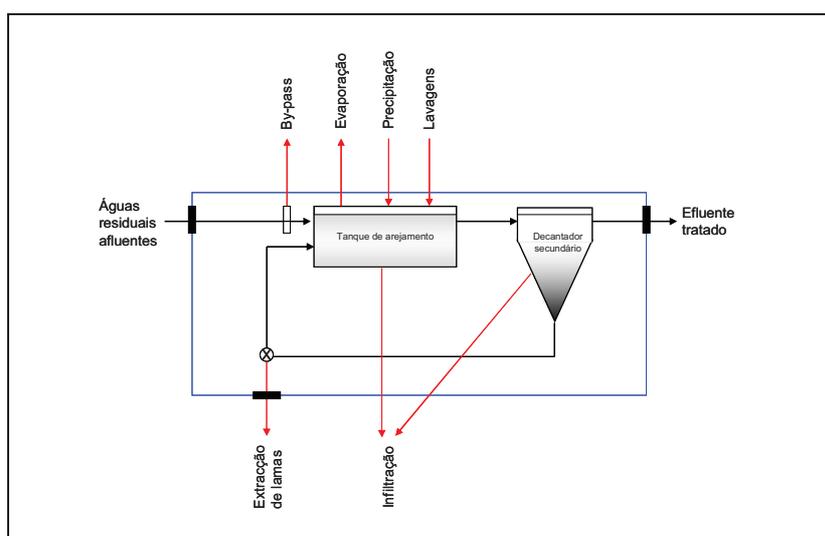


Figura 19 – Entradas e saídas potenciais de água na ETAR estudada

Nas secções 3.4.3.2 a 3.4.3.4, apresenta-se a análise feita à contribuição potencial destes factores no balanço de massa da ETAR.

3.4.3.2 Precipitação e evaporação

A contribuição do volume de chuva captada directamente na superfície dos órgãos de tratamento poderá ser responsável por um aumento do caudal descarregado, face o valor medido à entrada na ETAR. No entanto, verificou-se que, nos dias de maior precipitação, esta tendência não é significativa, havendo apenas uma aproximação dos valores medidos

de caudal. Nos dias em que o caudal médio efluente ultrapassou o caudal médio afluente, não se registou a ocorrência de precipitação, o que contraria a suposição da relevância desta entrada de água no sistema para o valor medido de caudal de efluente tratado.

A perda de água por evaporação afigura-se importante numa ETAR de lamas activadas com arejamento prolongado. De entre os factores potenciadores da evaporação, salientam-se a agitação mecânica (por aumentar a área superficial de contacto) e as características do tanque de arejamento (por apresentar uma área superficial elevada). Na ETAR estudada, os valores elevados de temperatura ambiente verificados no Verão e o diferencial térmico existente entre as águas residuais e o ar atmosférico nos meses mais frios podem, também, conduzir a um aumento da perda por evaporação.

Foi feita uma pesquisa bibliográfica no sentido de encontrar valores de referência para as perdas por evaporação em sistemas de lamas activadas. Não tendo sido encontrada informação específica, procuraram-se outras situações eventualmente equiparáveis (e.g., lagoas de estabilização, tanques de aquacultura, piscinas) e, ainda, métodos expeditos para o cálculo de evaporação. O valor de perda por evaporação apontado como sendo habitual em piscinas descobertas com uso regular é de 25 mm de coluna de água por dia. Considerando o dobro deste valor, para reflectir a acção do arejador mecânico, chega-se a um potencial de perda por evaporação de $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ na ETAR estudada. Verifica-se que, na generalidade dos dias, este valor é inferior à diferença entre os valores médios de caudal. Assim, considera-se que a evaporação pode explicar parte, mas não a totalidade, do diferencial existente entre os caudais afluentes e efluentes.

O contributo da precipitação e da evaporação não foi incluído no modelo hidrodinâmico.

3.4.3.3 Factores operacionais

A manutenção da ETAR envolve, entre outras actividades, a lavagem dos canais de entrada, de saída e de recirculação de lamas. Nestes procedimentos ocorrem afluências de água adicionais ao sistema que podem não ser medidas no medidor de caudal instalado no canal de entrada. Estas operações têm normalmente uma duração curta, não ultrapassando em geral os 10 a 15 minutos, razão pela qual se considera reduzido o seu efeito no balanço hidráulico da ETAR.

A operação de extracção de lamas do sistema de tratamento foi realizada de modo irregular (secção 3.4.2). A análise conjunta dos dados de caudal do efluente tratado com a informação fornecida pelos operadores da ETAR, permitiu identificar diferentes durações de extracção de lamas (desde uma hora a mais de um dia).

Na Figura 20 apresentam-se hidrogramas diários, onde é possível observar o efeito da extracção de lamas no caudal de efluente tratado. Estes gráficos correspondem às seguintes situações de extracção de lamas: uma hora (dia 10 de Outubro); diversas horas (dia 16 de Outubro); utilização de equipamento de limpeza de fossas (dia 16 de Julho).

A extracção de lamas realizada durante intervalos limitados permite explicar os períodos em que o diferencial entre os caudais medidos à entrada e à saída da ETAR é significativo, tendo este processo sido incluído no modelo, como foi anteriormente referido.

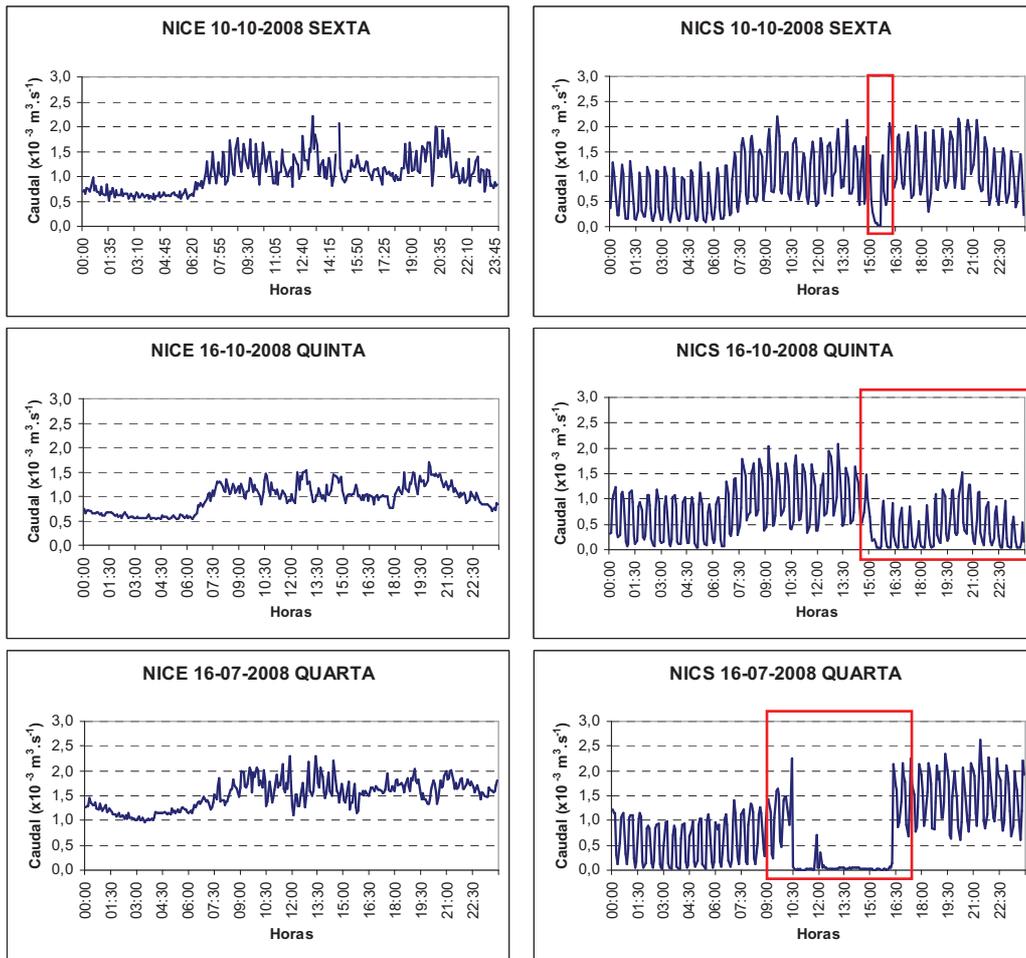


Figura 20 – Efeito da extracção de lamas no caudal de efluente tratado

Os caudais registados no dia 15 de Janeiro de 2009 (Figura 21) reflectem uma interrupção na descarga da ETAR no intervalo compreendido entre as 9:30 e as 16:30 horas, com excepção de um breve período perto do meio-dia. As condições de afluência elevada então verificadas não são propícias à extracção de lamas em excesso, facto que poderia explicar a variação do caudal de efluente tratado. Considera-se, assim, como provável que tenha sido aberta a comporta e feito o *by-pass* ao tanque de arejamento, para evitar um arrastamento da biomassa activa para fora do sistema de tratamento.

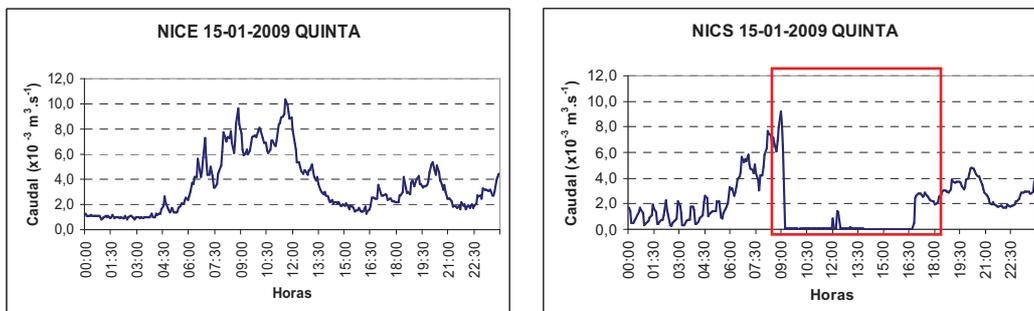


Figura 21 – Efeito de um possível *by-pass* no caudal de efluente tratado

Durante a instalação do sistema de instrumentação na ETAR, a comporta metálica que permite fazer o *by-pass* ao tanque de arejamento apresentava boas condições, motivo porque não se considerou como sendo um ponto potencial de saída de água do sistema. No entanto, ao serem investigadas as razões que pudessem justificar o diferencial registado entre os caudais afluente e efluente, foi detectada uma fuga através da junção da comporta metálica com as paredes e o fundo do canal, que poderá ter contribuído para o diferencial entre os caudais medidos na ETAR (Figura 22).

A identificação das perdas de água só foi possível porque se ter realizado uma medição de caudal à entrada e à saída da ETAR. Se a medição tivesse sido feita num único ponto (a situação mais corrente), não haveria a sensibilidade para o diferencial existente entre os caudais afluente e efluente. Este aspecto assume particular importância, na medida em que as águas residuais descarregadas neste ponto podem apresentar elevadas cargas orgânica e microbiológica, constituindo um foco de contaminação permanente no meio receptor.

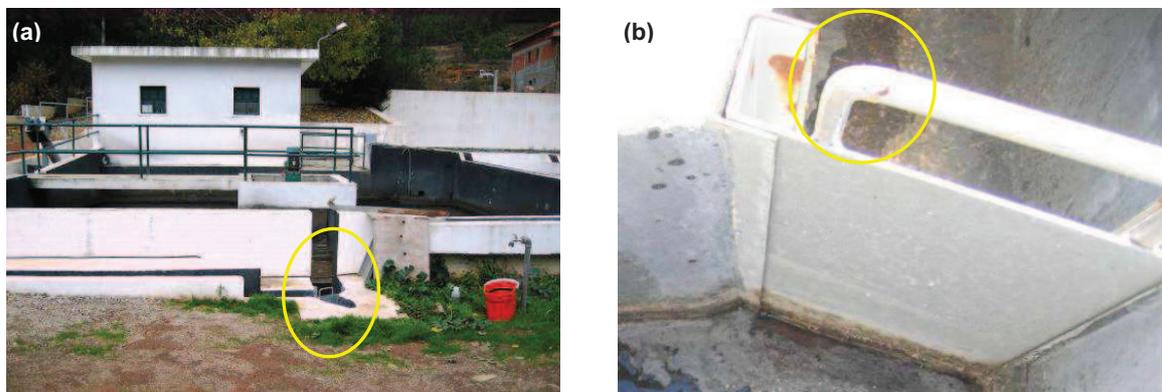


Figura 22 – Comporta de *by-pass* ao tanque de arejamento: (a) localização, (b) presença de líquido a jusante

A reabilitação estrutural do tanque de arejamento e do decantador secundário, realizada no Verão de 2007, limitou, em princípio, eventuais fugas de água dos órgãos de tratamento com infiltração no terreno. Deste modo, assume-se que os tanques da ETAR apresentaram um comportamento estanque.

3.4.3.4 Incertezas na medição de caudal

A diferença entre os caudais medidos à entrada e saída da ETAR, e as suas causas potenciais, reflecte a importância da determinação de incertezas das medições. Para além das origens referidas anteriormente, existem outras fontes de incerteza directamente associadas ao processo de medição, ou seja, à possibilidade dos valores medidos não corresponderem aos caudais reais. Como exemplo, referem-se as variações do nível nas caleiras de medição causadas por interferências no escoamento.

Na Figura 23 ilustram-se algumas situações detectadas que conduziram à introdução de erros nas medições de caudal de efluente tratado. Em alturas em que ocorreu o desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas, verificou-se a acumulação de espuma no canal de recirculação e, por transbordamento, na zona de medição de caudal (localizada imediatamente abaixo). As leituras feitas neste período referem-se, assim, ao nível das

espumas e não ao nível do escoamento do efluente tratado.

Foi observada uma acumulação de sedimentos no seguimento da operação de limpeza do canal de saída, para remoção da espuma, causada pelo jacto de água usado. As pedras e areias funcionaram como uma barragem, levando à elevação artificial da altura de água.

As interferências aqui referidas apresentaram um carácter episódico. As condições de escoamento foram garantidas através da limpeza regular das caleiras de medição pelos operadores da ETAR, em todas as deslocações ao local (duas a três vezes por semana).

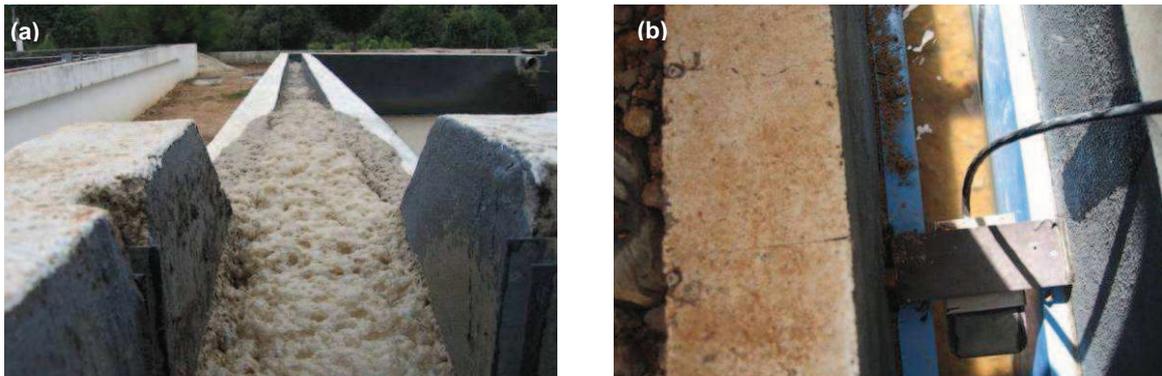


Figura 23 – Causas das medições incorrectas no canal de saída: (a) espumas, (b) sedimentos

Na Figura 24 apresentam-se hidrogramas que ilustram o efeito de interferências na medição no canal de saída. No dia 2 de Setembro, os caudais elevados registados durante o período nocturno terão sido devidos à influência de espumas. No dia 7 de Dezembro, terá ocorrido, presumivelmente, uma obstrução no canal de saída a jusante do ponto de medição, uma vez que a leitura realizada corresponde à capacidade máxima do canal de medição.

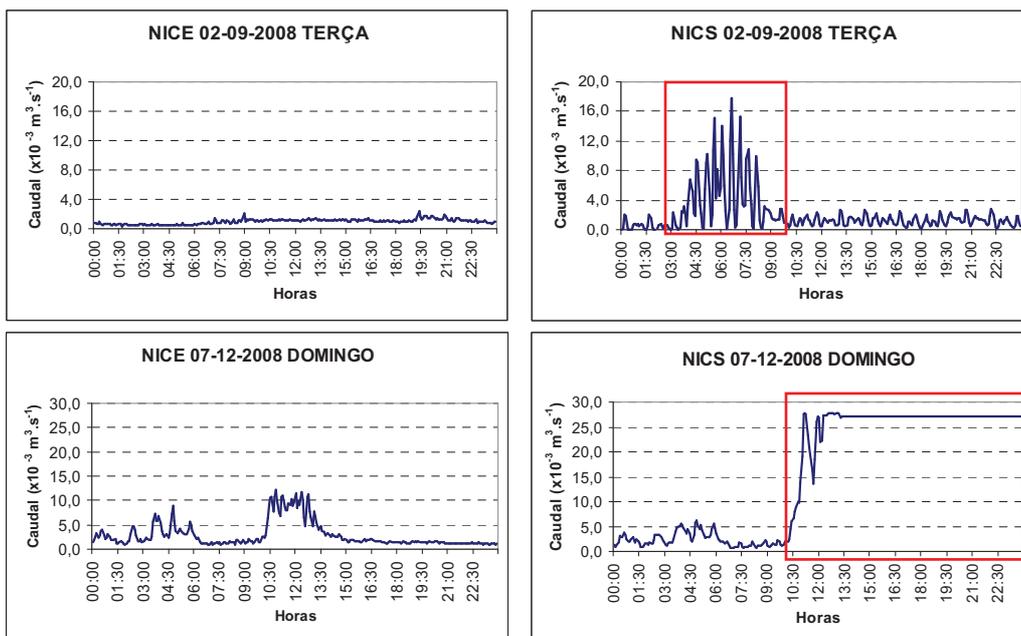


Figura 24 – Efeito de interferências na medição de caudal de efluente tratado

Nas ETAR de pequena dimensão, a avaliação da incerteza assume particular importância, uma vez que se verifica, em geral, a afluência de caudais muito reduzidos durante o período nocturno. Também é frequente observarem-se maiores dificuldades na instalação dos dispositivos de medição (impostas pelas dimensões dos canais de entrada e saída, por exemplo). Apresentam-se, a título exemplificativo, os valores de incerteza na medição de caudal estabelecidos por entidades com responsabilidades no licenciamento de descargas de águas residuais em países estrangeiros e que são os seguintes:

- No Estados Unidos da América é aceite um valor de incerteza até $\pm 10\%$ na medição de caudal realizada em acções de inspecção, no âmbito do *National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES), tutelado pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2004).
- No Reino Unido é aceite uma incerteza até $\pm 8\%$ no valor de volume diário da descarga, com um nível de confiança de 95%. Esta medição, que deve ser certificada, integra-se no âmbito das exigências de auto-controlo de descargas feitas no *Monitoring Certification Scheme* (MCERTS), tutelado pela *Environment Agency* (EA, 2008).

Em Ribeiro *et al.* (2008) é apresentada uma síntese das condições necessárias a uma correcta instalação de equipamento de medição de caudal em ETAR de pequena dimensão, no sentido da limitação da incerteza associada às medições.

3.4.4 Análise da variação dos caudais afluentes à ETAR

3.4.4.1 Variabilidade no caudal afluente

Para além das flutuações no caudal afluente correspondentes ao padrão diário normal associado às rejeições de águas residuais domésticas, observaram-se afluências consideradas indesejadas com génese em disfunções no sistema de colectores a montante da ETAR, nomeadamente, ligações pluviais à rede doméstica e infiltração para a rede.

Como não foram reunidas as condições necessárias para a realização de um estudo pormenorizado ao sistema público de drenagem de Verdelhos, com o levantamento topográfico da rede e a inspecção visual da rede e identificação de ligações domésticas e não domésticas, não foi possível identificar a origem de anomalias que possam explicar flutuações nas afluências. No entanto, a análise feita aos hidrogramas, conjugada com observações directas sobre o funcionamento da ETAR, permitiu desenvolver diversas hipóteses explicativas.

3.4.4.2 Contribuições pluviais

A afluência pluvial a redes de drenagem domésticas pode constituir uma contribuição significativa no caudal de águas residuais afluentes a uma ETAR. Na Figura 25 apresentam-se os caudais medidos em dias onde se registaram valores de caudal afluente iguais ou superiores a $0,012 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (ou seja, cerca de dez vezes superiores ao normalmente verificado em condições de tempo seco). A entrada de água pluvial no sistema público de drenagem foi identificada como origem mais provável destes valores elevados de caudal, tendo em consideração os registos de precipitação obtidos com o udómetro colocado na ETAR e, na sua falta, os dados de precipitação diária na Covilhã (estação 12L/03G) disponibilizados através do sistema SNIRH (<http://snirh.pt>).

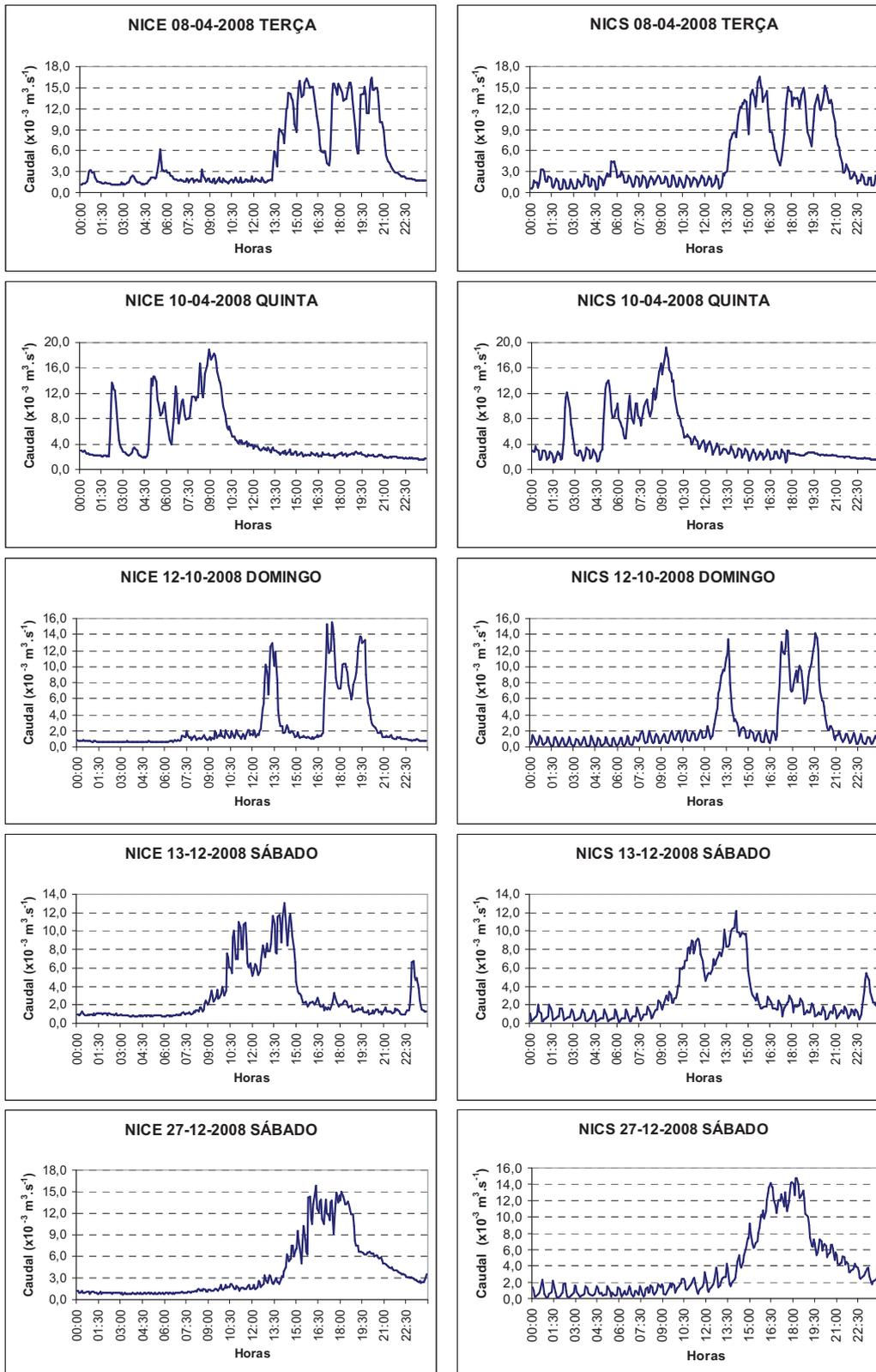


Figura 25 – Afluências potencialmente devidas a contribuições pluviais

A ETAR dispõe de um descarregador de tempestade na obra de entrada, colocado a montante do ponto de medição do caudal afluente. Este facto poderá ter contribuído para a

limitação no caudal máximo afluente à ETAR num valor próximo dos $0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

3.4.4.3 Caudais de infiltração

A infiltração é entendida como a entrada de água subterrânea nas redes de drenagem, através de anomalias estruturais nos colectores e nas câmaras de visita, por exemplo.

Nos dias 8 e 9 de Julho de 2008 foi realizada uma campanha preliminar de monitorização. Os resultados obtidos na monitorização da ETAR indicam como possível a contribuição de caudais de infiltração na afluência de águas residuais. Na Figura 26 apresentam-se os hidrogramas referentes a esta campanha preliminar.

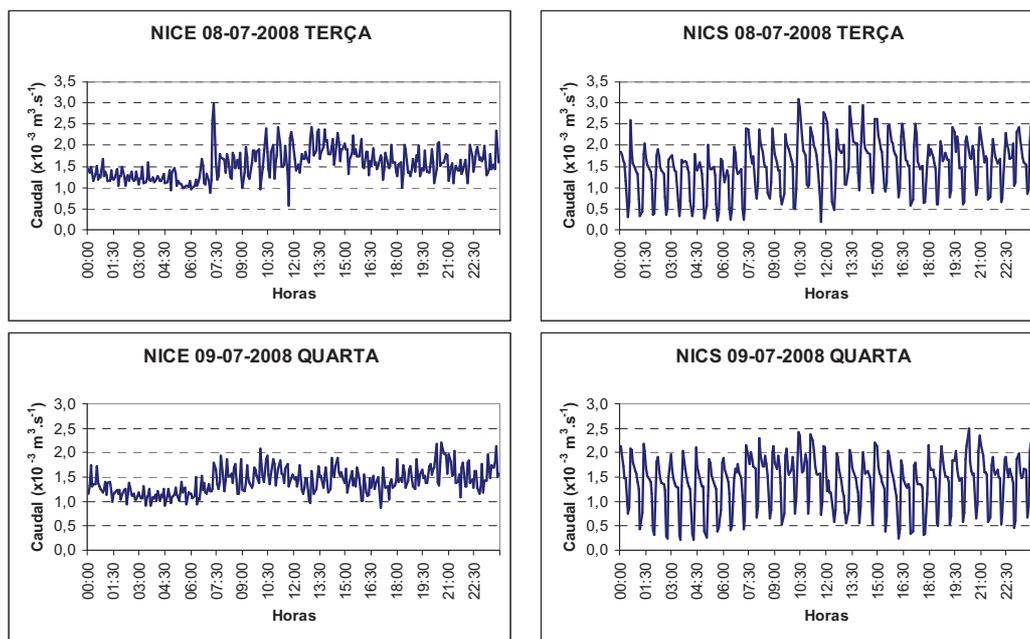


Figura 26 – Afluências potencialmente devidas a infiltração

No período em análise, a razão entre o caudal médio diurno (das 8 às 20 horas) e o caudal médio nocturno (da 1 às 6 horas) foi de 1,4:1 e de 1,3:1 nos dias 8 e 9 de Julho, respectivamente. De acordo com Dee e Sivil (2001), a verificação de razões inferiores a 2:1 é indicativa da ocorrência provável de taxas de infiltração elevadas em sistemas que servem aglomerados de pequena dimensão. Verifica-se uma manutenção do caudal mínimo nocturno, com valores próximos de $0,001 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, facto também indicativo da possibilidade da ocorrência de infiltração em sistemas de águas residuais de pequena dimensão.

Na campanha preliminar, as águas residuais apresentaram-se muito diluídas durante o período nocturno. Por exemplo, a amostra colhida às 4h35m do dia 9 apresentou uma concentração em CQO total igual a $28 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, valor bastante inferior ao normalmente verificado em águas residuais domésticas em condições de tempo seco.

O elevado caudal nocturno associado à diluição das águas residuais afluentes leva a considerar a relevância potencial do caudal de infiltração para a configuração da base dos hidrogramas.

3.4.4 Descargas indevidas e obstruções na rede de drenagem

As descargas indevidas e obstruções nos sistemas de drenagem podem causar alterações no padrão diário de produção de águas residuais domésticas. Na Figura 27 apresentam-se hidrogramas que indiciam uma possível ocorrência de descargas indevidas de volume elevado no sistema de drenagem, visto estes dias corresponderem a condições de tempo seco, logo, sem a possibilidade de contribuições pluviais.

No caso específico do dia 17 de Fevereiro de 2009, foi possível atribuir uma causa para a descarga provavelmente ocorrida, visto a medição de caudal ter sido acompanhada pela monitorização em linha da composição das águas residuais afluentes com o sistema de espectrofotometria UV-Vis. Verificou-se que a subida acentuada do valor de caudal, registada por volta das 10 horas, foi acompanhada de um incremento na concentração em carga orgânica e sólidos suspensos das águas residuais. Este súbito aumento no caudal e na concentração da afluência é consentâneo com a ocorrência de uma descarga indevida de uma fossa séptica na rede pública de colectores. Esta conclusão é reforçada pelo facto de ter sido possível realizar uma observação directa aos sólidos grosseiros recolhidos no tamisador automático (foi feita, nesse dia, uma deslocação à ETAR).

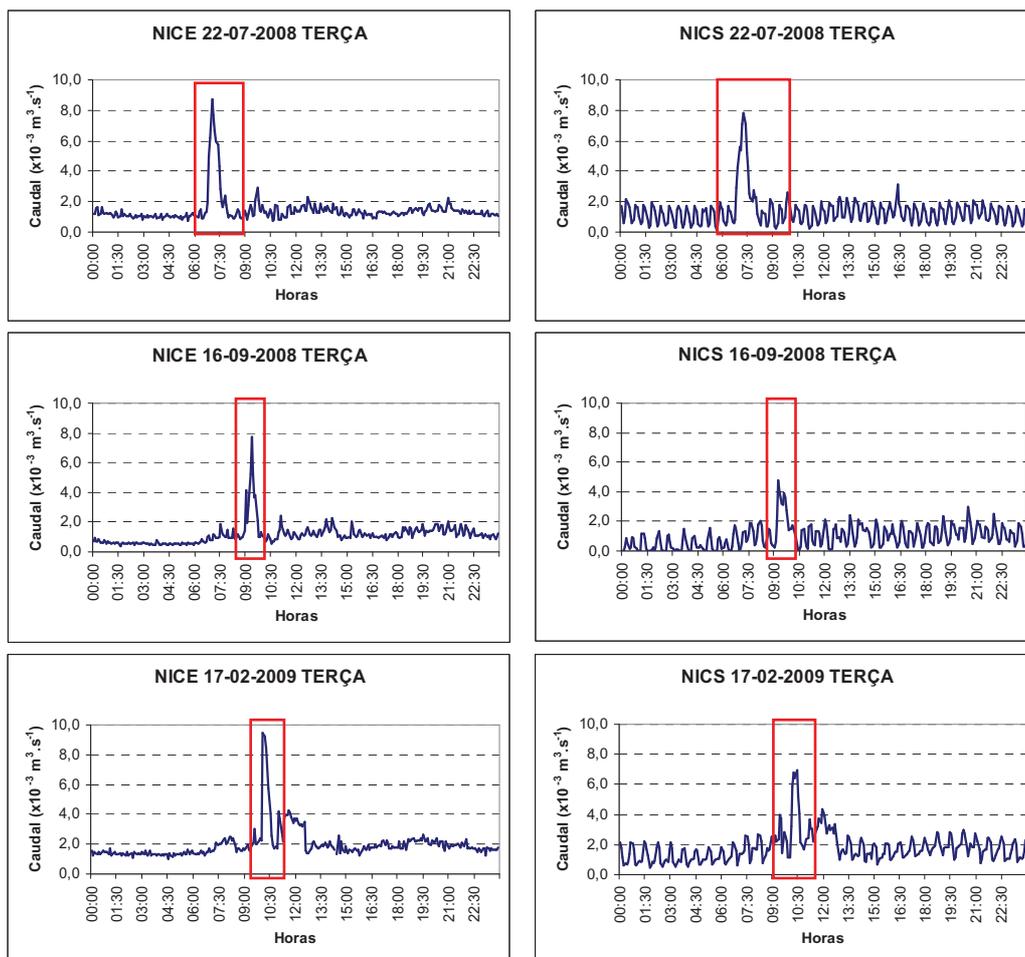


Figura 27 – Afluências potencialmente devidas a descargas indevidas

Durante o trabalho de monitorização, ocorreram variações no caudal afluente que traduzem, aparentemente, a ocorrência de obstruções na rede pública de drenagem. Estas obstruções estarão associadas, em princípio, a deficiências na construção e implantação da rede de drenagem e à presença de elementos favoráveis à deposição de sólidos, tal como teores elevados de gorduras e de inertes.

Na Figura 28 apresentam-se alguns exemplos de afluência à ETAR onde a variação do caudal é compatível com uma situação de obstrução passageira na rede de drenagem, na medida em que ocorre uma diminuição pronunciada no valor de caudal seguida de um aumento de curta duração.

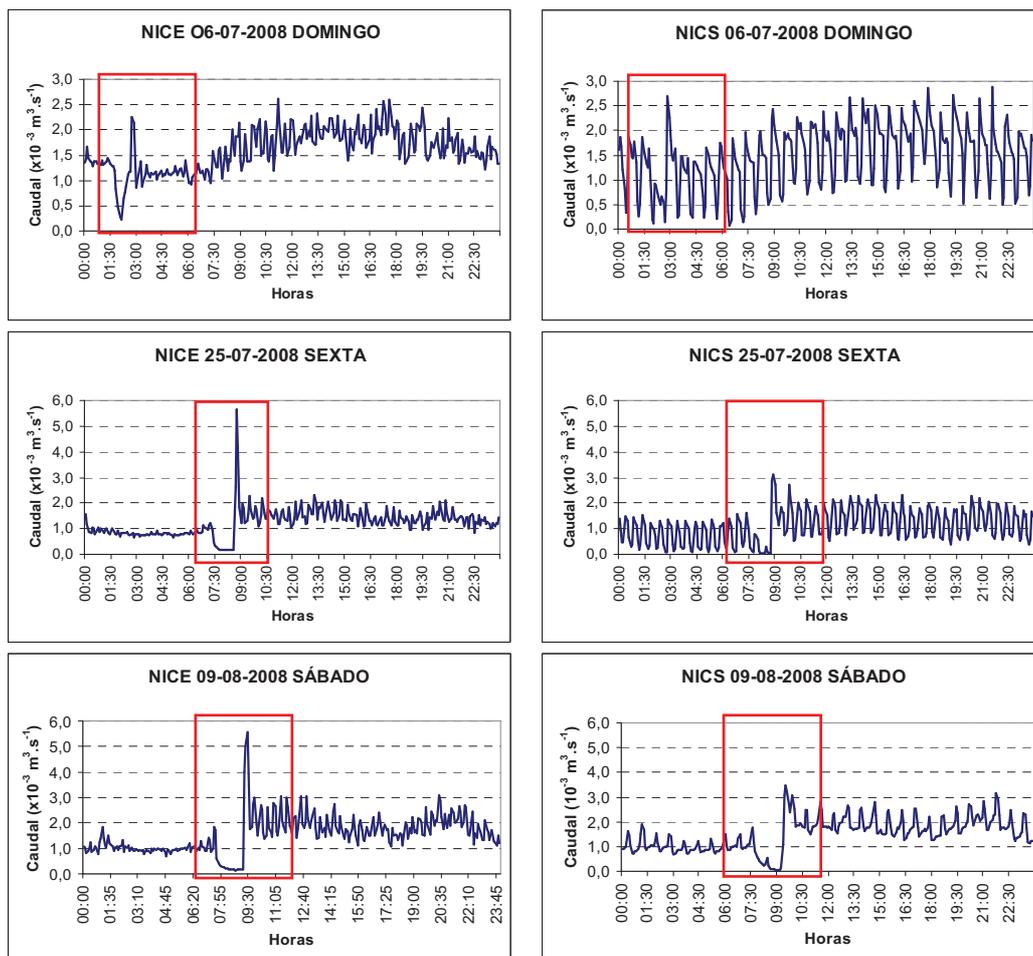


Figura 28 – Afluências potencialmente devidas a obstruções na rede pública

Na Figura 29 apresentam-se registos onde se verificou uma redução importante do caudal afluente à ETAR, durante um período que se prolongou durante quase três dias. A causa apontada para esta alteração na afluência foi a ocorrência de uma obstrução no sistema de drenagem.

As interrupções prolongadas na afluência, como a exemplificada, podem prejudicar a eficiência do processo de tratamento biológico, potenciando o desenvolvimento das bactérias filamentosas.

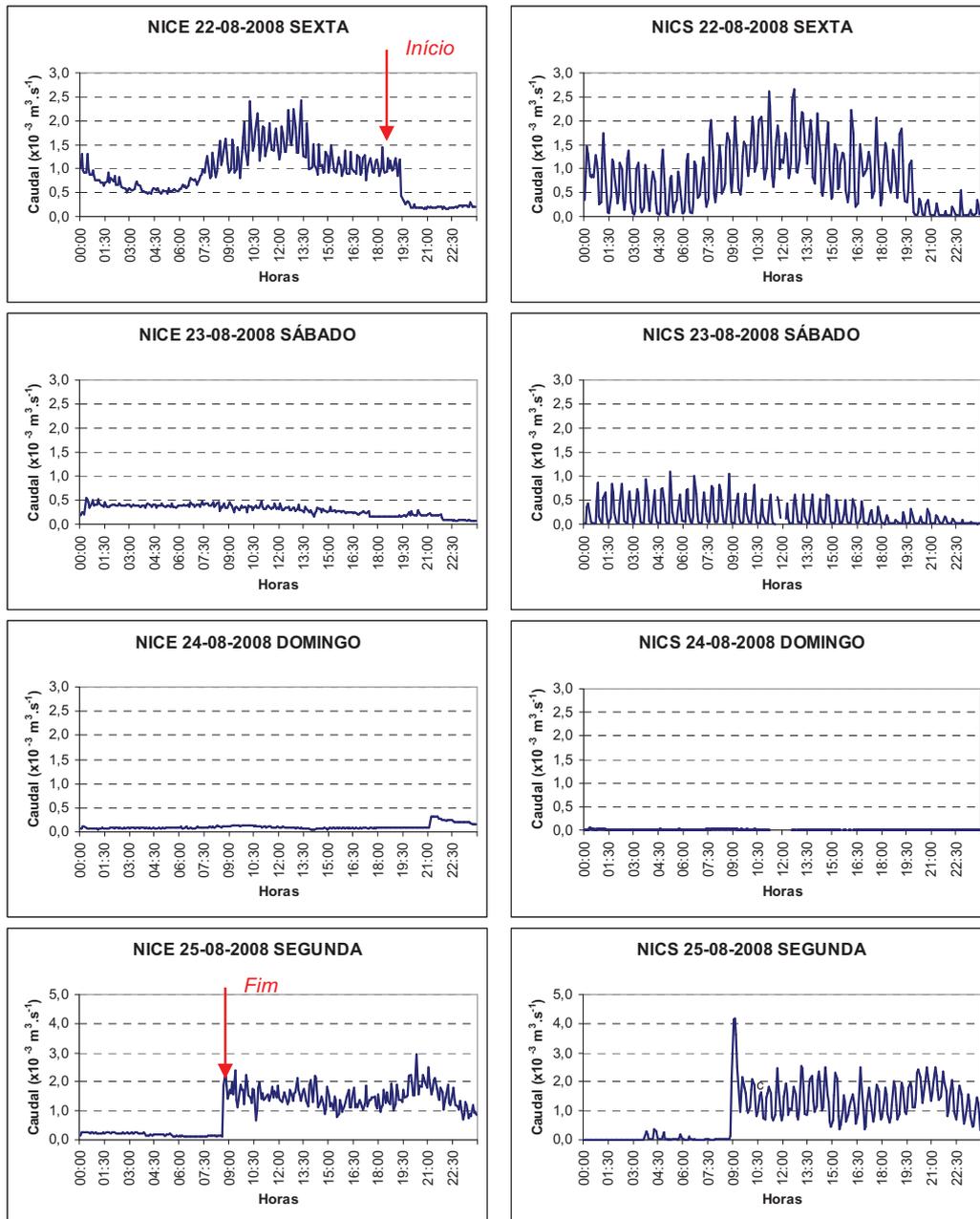


Figura 29 – Afluências potencialmente devidas a obstruções: Agosto 2008

3.4.5 Dinâmica do sistema de tratamento

A análise comparativa dos caudais afluente e efluente permite avaliar a dinâmica do sistema de tratamento, a nível capacidade de atraso na propagação de picos de caudal e de amortecimento do seu valor. Estas características podem ser observadas mais facilmente em condições de afluência com variação pronunciada e valores elevados de caudal. Como o caudal efluente é afectado pela recirculação de lamas, esta análise deve ser feita numa altura em que este processo não ocorra e, idealmente, se verificarem perturbações na afluência.

Na Figura 30 apresentam-se os caudais medidos no dia 25 de Janeiro de 2009, onde se

observaram variações consideráveis no caudal afluente em resultado da presumível ocorrência de diversos períodos de precipitação, e, simultaneamente, o sistema de recirculação de lamas não funcionou. A análise dos valores de caudal mostra que o intervalo de tempo que separa o pico do caudal afluente e o pico correspondente de caudal tratado esteve compreendido entre os 5 e os 15 minutos (valor médio igual a 8 minutos e desvio padrão igual a 4 minutos). O pico de caudal registado cerca das 6h55m constitui uma excepção, considerando-se que o valor de caudal mais elevado à saída poderá ter sido devido a uma elevação artificial do nível de águas residuais no ponto NICS. É também observável, na Figura 30, o amortecimento do caudal afluente.

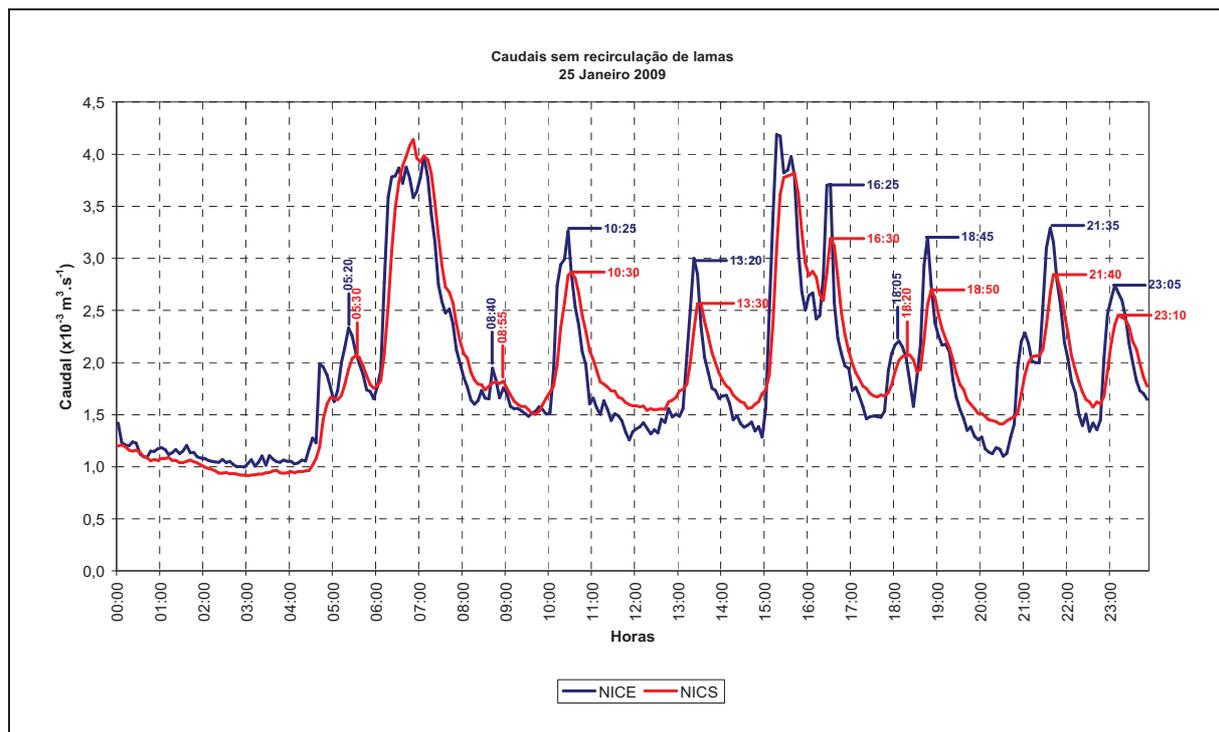


Figura 30 – Dinâmica do sistema de tratamento

3.4.6 Caudais medidos nas campanhas de monitorização

Foram realizadas seis campanhas de monitorização, entre Setembro e Novembro de 2008 (inclusive), para obter informação necessária à calibração do modelo de tratamento biológico. Na secção 4.3 apresenta-se mais informação sobre estas campanhas que tiveram uma duração unitária de 24 horas.

Durante as campanhas de monitorização não foram extraídas lamas do sistema. A recirculação de lamas funcionou como o descrito anteriormente (Quadro 3), excepto na campanha 6 devido à ocorrência de uma avaria no compressor três horas antes da conclusão da mesma.

Os valores de caudal, de águas residuais afluentes e de efluente tratado, registados ao longo das seis campanhas de monitorização, são apresentados na Figura 31.

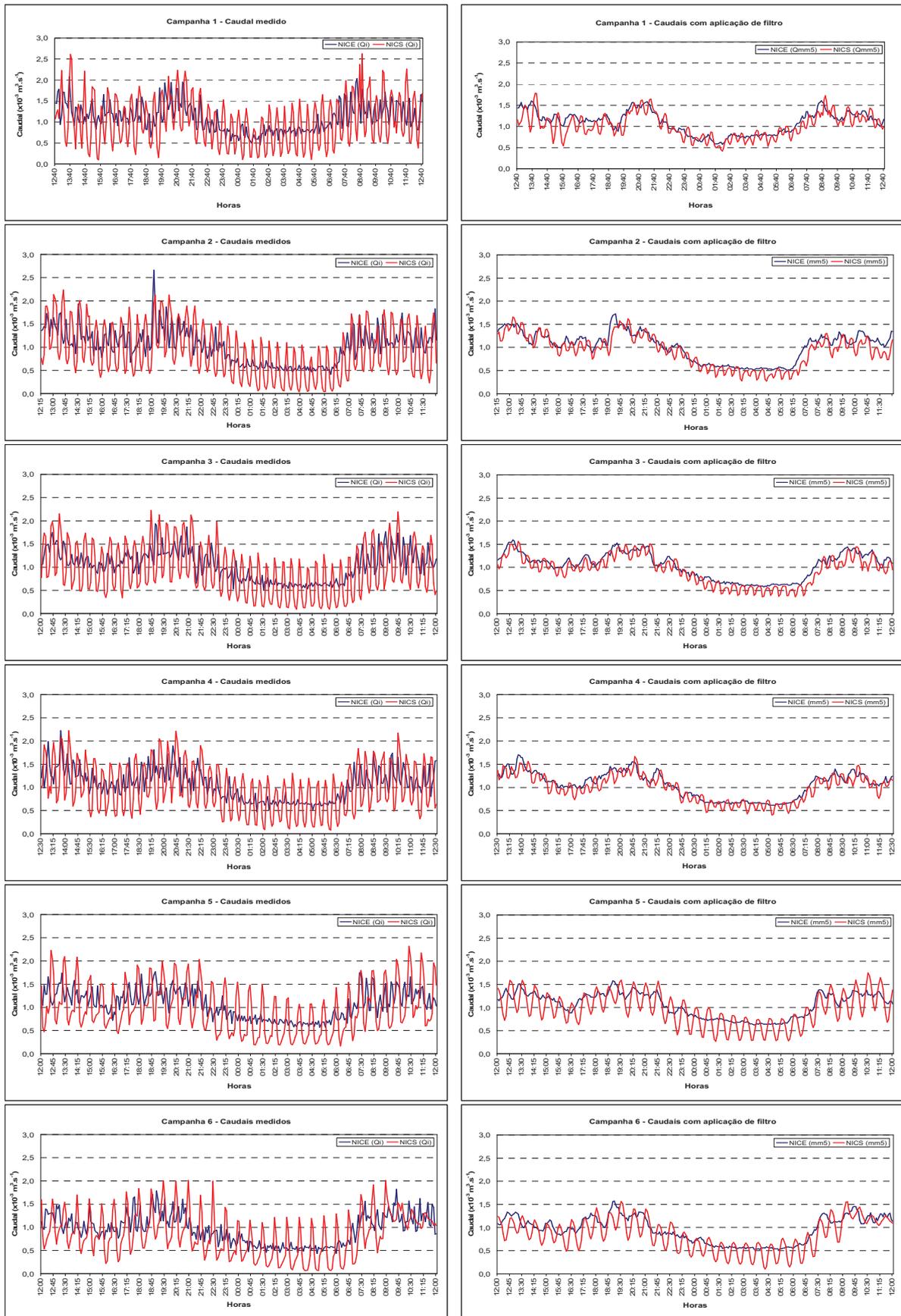


Figura 31 – Caudais afluentes e efluentes nas campanhas de monitorização

Analisando os gráficos da coluna esquerda da Figura 31, é possível concluir que não se verificaram variações significativas no padrão diário registado nas diferentes campanhas. A maior dispersão observada no caudal de efluente tratado deriva do efeito da recirculação de lamas, já referido. As campanhas de monitorização foram realizadas, de um modo geral, em condições de tempo seco.

Os gráficos da coluna direita da Figura 31 apresentam os caudais que resultaram da aplicação de um filtro (média móvel de 5 pontos) aos valores medidos. O amortecimento destes valores facilita a comparação do desenvolvimento dos diferentes caudais ao longo das campanhas de monitorização.

No Quadro 6 apresenta-se um resumo dos caudais registados durante as seis campanhas de monitorização.

Quadro 6 – Valores de caudal registados durante as campanhas de monitorização

Caudal de águas residuais afluentes (ponto NICE)					
Campanha	Média ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Máximo ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Mínimo ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Desvio padrão ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Caudal diário ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)
Camp1	1,095	2,076	0,456	0,333	94,5
Camp2	1,025	2,663	0,413	0,366	88,5
Camp3	1,041	1,935	0,517	0,322	90,0
Camp4	1,060	2,227	0,479	0,326	91,5
Camp5	1,063	1,773	0,570	0,304	91,9
Camp6	0,958	1,824	0,435	0,318	82,8
Caudal de efluente tratado (ponto NICS)					
Campanha	Média ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Máximo ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Mínimo ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Desvio padrão ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Caudal diário ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)
Camp1	1,019	2,626	0,100	0,574	87,5
Camp2	0,924	2,233	0,037	0,572	80,0
Camp3	0,946	2,223	0,093	0,556	81,5
Camp4	1,085	2,226	0,081	0,539	85,1
Camp5	0,963	2,316	0,167	0,526	83,0
Camp6	0,845	2,013	0,067	0,472	72,9
Caudal de lamas recirculadas (ponto CALR)					
Campanha	Média ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	Razão CALR: NICE	Recirculação Func.:Parag.	Caudal diário ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	Número de medições
Camp1	1,2	55%	15 : 15	51,8	2
Camp2	1,2	59%	15 : 15	51,8	2
Camp3	1,1	53%	15 : 15	47,5	2
Camp4	1,1	52%	15 : 15	47,9	2
Camp5	1,2	75%	30 : 15	69,1	2
Camp6	1,1	67% (21 h)	30 : 15	55,4	1

Na Figura 32 apresentam-se os valores de caudal correspondentes ao momento da colheita automática de amostras de águas residuais afluentes e de efluente tratado nas seis campanhas de monitorização. Estes valores, obtidos a partir das séries resultantes da aplicação da média móvel de 5 pontos, são utilizados posteriormente na calibração do modelo de tratamento biológico (secção 6.3.2). Nos gráficos é feita a apresentação repetida do intervalo compreendido entre as 12 e 14 horas. Tal acontece pelo facto da recolha automática de amostras nas diferentes campanhas não ter arrancado sempre na mesma hora.

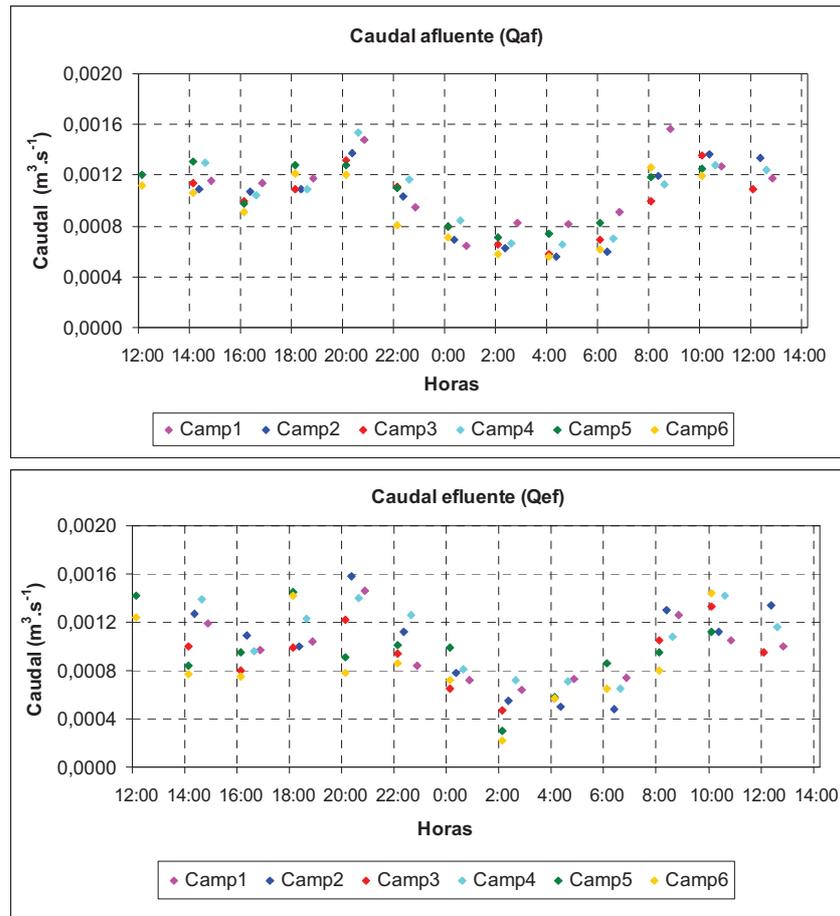


Figura 32 – Caudal no momento de recolha de amostras de águas residuais

3.4.7 Estimativa do tempo de retenção do tanque de arejamento

No âmbito do trabalho experimental foi realizado, em Junho de 2008, um ensaio com uma substância traçadora (sulfo-rodamina B) com vista à estimativa do tempo de retenção do tanque de arejamento. Este ensaio consistiu na adição, por impulso, de uma quantidade conhecida do traçador no caudal de alimentação (secção 3.2.2). Os resultados obtidos, no entanto, tornaram evidentes as dificuldades associadas à utilização deste método em estruturas com um tempo de retenção hidráulica muito elevado (cerca de 70 horas, em condições de tempo seco). Procuraram-se, assim, outras vias para obter informação sobre o funcionamento hidráulico do tanque de arejamento como, por exemplo, a monitorização dos

níveis de oxigénio dissolvido a diferentes alturas da coluna líquida (secção 4.3.4) e a análise da relação entre a configuração geométrica desta estrutura e a potência instalada no arejador mecânico.

Tal como indicado na secção 3.4.2, o tanque de arejamento da ETAR estudada apresenta uma planta quadrangular, com um arejador mecânico superficial localizado no seu centro. O tanque apresenta um volume útil de tratamento de 250 m^3 e o arejador mecânico exibe uma potência nominal de 7,5 kW. Está, portanto, disponível para a agitação uma potência de 30 W.m^{-3} , valor dentro do intervalo normalmente considerado para este tipo de instalação de tratamento (Pronost *et al.*, 2002). Deste modo, assume-se que o tanque de arejamento funciona como um reactor contínuo de mistura completa, fazendo corresponder o volume útil ao volume teórico envolvido no tratamento biológico das águas residuais.

O funcionamento intermitente do sistema de arejamento não inviabiliza, em princípio, a validade da aproximação às condições de mistura completa. De acordo com Chachuat (2001), quando o regime hidráulico de um tanque de arejamento se assemelha ao de um reactor de mistura completa, é possível desprezar a sedimentação dos flocos biológicos durante os períodos de paragem do arejador, caso estes não excedam as duas horas. Como, nos ciclos de arejamento aplicados durante o trabalho experimental, os períodos de paragem foram de 36 minutos, considera-se satisfeita esta condição.

3.5 Aplicação do modelo hidrodinâmico ao estudo de caso

3.5.1 Identificação de parâmetros

A aplicação do modelo hidrodinâmico ao estudo de caso passa pela determinação dos valores dos parâmetros, de modo a reflectir as especificidades do sistema de tratamento. Na presente secção, apresenta-se a aplicação do modelo hidrodinâmico para condições típicas de tempo seco.

Como referido na secção 3.3, os parâmetros do modelo hidrodinâmico proposto são essencialmente os coeficientes de vazão existentes nas unidades de tratamento da ETAR. A medição do nível da superfície livre no tanque de arejamento permitiria identificar o valor de coeficiente de vazão do descarregador de soleira espessa. No entanto, dadas as limitações nesta medição de nível (conforme descrito na secção 3.4.2) que impossibilitaram a aplicação deste procedimento, optou-se por utilizar o valor indicado em Quintela (1981) para os descarregadores rectangulares de soleira espessa normal. Considera-se, assim, que o coeficiente de vazão do descarregador do tanque de arejamento (C_{V_TA}) é igual a 0,48.

A informação disponível para calibração (designadamente, os caudais afluente e efluente à ETAR) será utilizada para a calibração do coeficiente de vazão dos descarregadores triangulares (C_{V_DS}). Na calibração do modelo hidrodinâmico, vai determinar-se o valor de C_{V_DS} que minimiza a diferença entre os valores medidos e simulados de caudal de efluente tratado (Q_{ef}).

A partir das equações do balanço hidráulico nos dois tanques (equações 9 e 11) foram obtidas as equações 10 e 12, que incluem as funções de vazão associadas aos descarregadores do tanque de arejamento e do decantador secundário, respectivamente, e

permitem a estimativa do caudal descarregado (licor misto e efluente tratado).

- Balanço hidráulico para o tanque de arejamento

$$\frac{dh_{TA}}{dt} = \frac{Q_{af} + vm_2 Q_{lr} - Q_{lm}}{92,2} \quad (9)$$

$$Q_{lm} = 0,48 * 0,462 \sqrt{2 * 9,81 * h_{TA}^{\frac{3}{2}}} \quad (10)$$

onde:

- h_{TA} altura de água sobre a crista do descarregador do tanque de arejamento (m);
- t tempo (s);
- Q_{af} caudal de águas residuais afluentes à ETAR ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- vm_2 factor de activação da recirculação de lamas (0 ou 1);
- Q_{lr} caudal de lamas recirculadas ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- Q_{lm} caudal de licor misto ($m^3 \cdot s^{-1}$).

- Balanço hidráulico para o decantador secundário

$$\frac{dh_{DS}}{dt} = \frac{Q_{lm} - (vm_2 Q_{lr} + vm_3 Q_{le}) - Q_{ef}}{16,8} \quad (11)$$

$$Q_{ef} = \left(C_{v_DS} * \frac{8}{15} \sqrt{2 * 9,82 * h_{DS}^{\frac{5}{2}}} \right) 15 \quad (12)$$

onde:

- h_{DS} altura de água sobre o vértice dos descarregadores do decantador secundário (m);
- t tempo (s);
- Q_{lm} caudal de licor misto ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- vm_2 factor de activação da recirculação de lamas (0 ou 1);
- Q_{lr} caudal de lamas recirculadas ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- vm_3 factor de activação da extracção de lamas (0 ou 1);
- Q_{le} caudal de lamas extraídas ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- Q_{ef} caudal de efluente tratado ($m^3 \cdot s^{-1}$);
- C_{v_DS} coeficiente de vazão do descarregador do decantador secundário (adimensional).

3.5.2 Metodologia de cálculo dos balanços hidráulicos

Na calibração do modelo hidrodinâmico, os balanços hidráulicos são calculados a partir de um procedimento desenvolvido por Chadwick e Morfett (1998). Esta metodologia de cálculo, de uso corrente nas áreas da hidrologia e da engenharia sanitária, permite estimar, através de um processo iterativo, o caudal de ponta e a forma de uma onda de cheia em função do tempo num ou mais pontos de um reservatório ou de um sistema de drenagem. O modelo matemático completo da ETAR estudada, apresentado no capítulo 6, inclui as equações diferenciais e algébricas do módulo hidrodinâmico que são resolvidas numericamente em conjunto com o sistema de equações do modelo de tratamento biológico (capítulo 7).

O caudal descarregado em cada tanque é calculado a partir da função de vazão associada ao descarregador. No início do processo de cálculo, considera-se equivalente a afluência e a descarga desse reservatório. Concretiza-se, seguidamente, a aplicação desta metodologia de cálculo à modelação hidrodinâmica do tanque de arejamento.

Na determinação dos hidrogramas de descarga do tanque de arejamento, a equação da continuidade é empregue na seguinte forma:

$$(Q_{af} + vm_2 Q_{lr}) - Q_{lm} = \frac{dV_{TA}}{dt} \quad (13)$$

sendo:

Q_{af}	caudal de águas residuais afluentes ($m^3 \cdot s^{-1}$);
vm_2	factor de activação da recirculação de lamas (0 ou 1);
Q_{lr}	caudal de lamas recirculadas ($m^3 \cdot s^{-1}$);
Q_{lm}	caudal de licor misto ($m^3 \cdot s^{-1}$);
V_{TA}	volume do tanque do tanque de arejamento (m^3);
t	tempo (s).

Utilizando um método de diferenças finitas e considerando intervalos de tempo iguais (Δt), equação 13 vem:

$$\left[\left(\frac{Q_{af}(t) + Q_{af}(t+\Delta t)}{2} \right) + \left(\frac{vm_2 Q_{lr}(t) + vm_2 Q_{lr}(t+\Delta t)}{2} \right) \right] \Delta t - \left(\frac{Q_{lm}(t) + Q_{lm}(t+\Delta t)}{2} \right) \Delta t = V_{TA(t+\Delta t)} - V_{TA(t)} \quad (14)$$

sendo:

Δt intervalo de tempo entre duas medições consecutivas (s).

O caudal de licor misto é calculado do seguinte modo:

$$(Q_{af}(t) + Q_{af}(t+\Delta t)) + (vm_2 Q_{lr}(t) + vm_2 Q_{lr}(t+\Delta t)) - (Q_{lm}(t) + Q_{lm}(t+\Delta t)) = \frac{2V_{TA(t+\Delta t)}}{\Delta t} - \frac{2V_{TA(t)}}{\Delta t} \quad (15)$$

Organizando a equação 15 em termos de valores desconhecidos e conhecidos, obtém-se:

$$\frac{2V_{TA(t+\Delta t)}}{\Delta t} + Q_{lm}(t+\Delta t) = Q_{af}(t) + Q_{af}(t+\Delta t) + vm_2 Q_{lr}(t) + vm_2 Q_{lr}(t+\Delta t) + \frac{2V_{TA(t)}}{\Delta t} - Q_{lm}(t) \quad (16)$$

ou:

$$\boxed{\frac{2V_{TA(t+\Delta t)}}{\Delta t} + Q_{lm}(t+\Delta t)} = Q_{af}(t) + Q_{af}(t+\Delta t) + vm_2 Q_{lr}(t) + vm_2 Q_{lr}(t+\Delta t) + \boxed{\frac{2V_{TA(t)}}{\Delta t} + Q_{lm}(t)} - 2Q_{lm}(t) \quad (17)$$

A relação existente entre o volume armazenado no tanque de arejamento ($2V/\Delta t + Q_{lm}$) e o escoamento através do descarregador (Q_{lm}) permite determinar uma função de interpolação linear, a qual é utilizada na estimativa do caudal descarregado através de um método iterativo tabular na resolução da equação 17.

3.5.3 Calibração do modelo hidrodinâmico

Tal como referido anteriormente, o parâmetro calibrado no modelo hidrodinâmico é o coeficiente de vazão dos descarregadores triangulares (C_{V_DS}) localizados no decantador secundário. No processo de calibração, são testados os seguintes valores para este coeficiente:

- 0,62 - indicado por Quintela (1981) para descarregadores triangulares com ângulo de abertura de 90°.
- 0,56 e 0,68 – correspondentes a uma variação em 10% relativamente ao valor de

bibliografia.

Utilizam-se como critérios de calibração o ajuste da forma dos hidrogramas e as diferenças volumétricas entre os valores de escoamento, medidos e simulados, de efluente tratado.

O erro de calibração associado à forma do hidrograma é calculado a partir dos desvios entre os valores medidos e simulados do caudal de efluente tratado, ao longo das campanhas de monitorização, de acordo com a equação 18:

$$e_{c_HID} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(Q_{ef(i)} - \hat{Q}_{ef(i)} \right)^2}{n}} \quad (18)$$

em que:

e_{c_HID}	erro de calibração associado à forma do hidrograma ($m^3 \cdot s^{-1}$);
$Q_{ef(i)}$	caudal de efluente tratado na $i^{ésima}$ medição ($m^3 \cdot s^{-1}$);
$\hat{Q}_{ef(i)}$	caudal de efluente tratado na $i^{ésima}$ simulação ($m^3 \cdot s^{-1}$);
n	número total de medições ou simulações realizadas em cada campanha de monitorização.

O erro de calibração associado ao volume de efluente tratado, em cada uma das campanhas de monitorização, é calculado de acordo com a equação 19:

$$e_{c_VOL} = \frac{Vol_{tot(ef)} - \hat{Vol}_{tot(ef)}}{Vol_{tot(ef)}} \quad (19)$$

em que:

e_{c_VOL}	erro adimensional de calibração associado ao volume;
$Vol_{tot(ef)}$	volume medido de efluente tratado em cada campanha de monitorização (m^3);
$\hat{Vol}_{tot(ef)}$	volume simulado de efluente tratado em cada campanha de monitorização (m^3).

O volume total é obtido através da seguinte expressão:

$$Vol_{tot(ef)} = \sum_{i=1}^n \left(Q_{ef(i)} \Delta t_{(i)} \right) \quad \text{ou} \quad \hat{Vol}_{tot(ef)} = \sum_{i=1}^n \left(\hat{Q}_{ef(i)} \Delta t_{(i)} \right) \quad (20)$$

sendo:

$\Delta t_{(i)}$	intervalo de tempo entre cada medição ou simulação (s);
n	número total de medições ou simulações realizadas em cada campanha de monitorização.

O intervalo de tempo para medições ou simulações consecutivas é de 5 minutos.

Os critérios definidos para a aceitação dos resultados da calibração, face os resultados obtidos com a utilização do coeficiente de vazão indicado na bibliografia, são os seguintes:

- Formato dos hidrogramas (e_{c_HID}): variação até +10% e -10% nos erros.
- Diferença volumétrica (e_{c_VOL}): variação até + 10% e -10% nos erros.

O erro associado à forma do hidrograma, obtido para cada campanha de monitorização e valor de coeficiente de vazão, é apresentado no Quadro 7.

Quadro 7 – Erro de calibração associado à forma do hidrograma

$e_{c_HID} (x10^{-3} m^3 \cdot s^{-1})$				
ID campanha	Data	$C_{V_DS} = 0,56$	$C_{V_DS} = 0,62$	$C_{V_DS} = 0,68$
Campanha 1	3-4/Setembro /2008	0,256	0,252	0,251
Campanha 2	1-2/Outubro/2008	0,195	0,196	0,197
Campanha 3	9-10/Outubro/2008	0,179	0,180	0,181
Campanha 4	20-21/Outubro/2008	0,190	0,190	0,189
Campanha 5	28-29/Outubro/2008	0,176	0,177	0,177
Campanha 6	4-5/Novembro/2008	0,201	0,202	0,203

Os valores apresentados no Quadro 7 indicam que a alteração em $\pm 10\%$ no valor do coeficiente de vazão dos descarregadores triangulares praticamente não alterou o erro de calibração do modelo hidrodinâmico (variação nula ou inferior a 2%). Os valores ligeiramente mais elevados observados na primeira campanha estarão, em princípio, associados à ocorrência de um maior número de interferências na medição no canal de saída, motivadas pelo arrastamento de espuma pelo efluente tratado (o sistema de tratamento apresentava à data um desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas).

O erro de calibração associado ao volume de efluente tratado é apresentado no Quadro 8.

Quadro 8 – Erro de calibração associado ao volume

e_{c_VOL} (adimensional)				
ID campanha	Data	$C_{V_DS} = 0,56$	$C_{V_DS} = 0,62$	$C_{V_DS} = 0,68$
Campanha 1	3-4/Setembro /2008	-0,0792	-0,0792	-0,0792
Campanha 2	1-2/Outubro/2008	-0,1171	-0,1171	-0,1171
Campanha 3	9-10/Outubro/2008	-0,1134	-0,1134	-0,1134
Campanha 4	20-21/Outubro/2008	-0,0820	-0,0820	-0,0820
Campanha 5	28-29/Outubro/2008	-0,1071	-0,1071	-0,1071
Campanha 6	4-5/Novembro/2008	-0,1466	-0,1466	-0,1466

Verifica-se que, para todas as campanhas, o erro calibração se deve a um volume medido inferior ao simulado. Acresce que, na aplicação do critério volume total, não se registou qualquer diferença no erro associado à estimativa do caudal de efluente tratado empregando os três valores de coeficiente de vazão dos descarregadores triangulares.

Optou-se por seleccionar para o coeficiente de vazão dos descarregadores triangulares o valor indicado na bibliografia. Apresentam-se, na Figura 33, os resultados das simulações do caudal de efluente tratado efectuadas para as seis campanhas de monitorização.

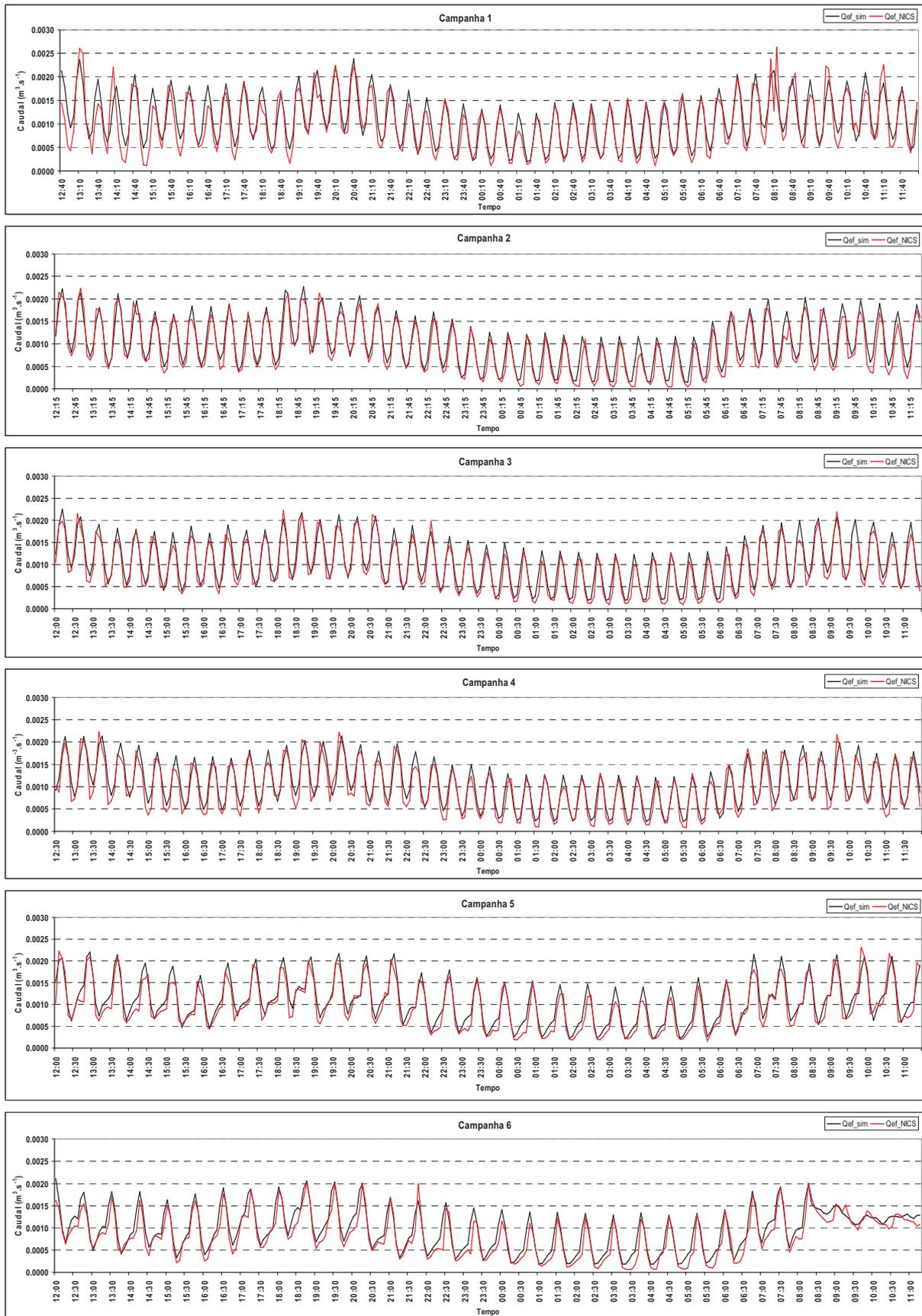


Figura 33 – Simulação do caudal de efluente tratado nas campanhas de monitorização

A análise feita aos gráficos da Figura 33 permite concluir que o modelo matemático reproduz adequadamente os processos de propagação de caudais na ETAR, uma vez que os valores simulados de caudal do efluente tratado estão próximos dos valores medidos

3.5.4 Interpretação de resultados da modelação hidrodinâmica da ETAR

3.5.4.1 Identificação das causas nos desvios entre caudais modelados e medidos

Na avaliação dos resultados obtidos nas simulações referentes às campanhas, deve ser considerado o efeito associado à possível existência de fugas através da junção da comporta de *by-pass* ao tanque de arejamento, situação não integrada na formulação do modelo hidrodinâmico (secção 3.4.3.3). É, deste modo, expectável que os valores simulados de caudal de efluente tratado sejam ligeiramente superiores aos valores medidos.

Comparam-se, na Figura 34, os valores obtidos para os quocientes entre os volumes totais medidos de caudal de águas residuais afluentes e de efluente tratado e os quocientes entre os volumes totais medidos e simulados de efluente tratado, nas seis campanhas de monitorização. O cálculo destas razões é feito de acordo com as equações 21 e 22, respectivamente. O intervalo de tempo para medições ou simulações consecutivas é de 5 minutos.

$$R_{Vol(Q_{af}/Q_{ef})} = \frac{Vol_{tot_af}}{Vol_{tot_ef}} \quad (21)$$

$$R_{\hat{Vol}(Q_{ef}/Q_{ef})} = \frac{\hat{Vol}_{tot_ef}}{Vol_{tot_ef}} \quad (22)$$

sendo:

- $R_{Vol(Q_{af}/Q_{ef})}$ razão entre volumes totais medidos de caudal de águas residuais afluentes e de caudal de efluente tratado (-);
- $R_{\hat{Vol}(Q_{ef}/Q_{ef})}$ razão entre volumes totais simulado e medido de caudal de efluente tratado (-);
- $Vol_{tot(af)}$ volume total medido de águas residuais afluentes (m^3);
- $\hat{Vol}_{tot(ef)}$ volume total simulado de efluente tratado (m^3);
- $Vol_{tot(ef)}$ volume total medido de efluente tratado (m^3).

O volume total de águas residuais afluentes é dado por:

$$Vol_{tot_af} = \sum_{i=1}^n (Q_{af(i)} \cdot \Delta t_{(i)}) \quad (23)$$

sendo:

- $\Delta t_{(i)}$ intervalo de tempo entre cada medição de águas residuais afluentes (s);
- n número total de medições realizadas em cada campanha de monitorização.

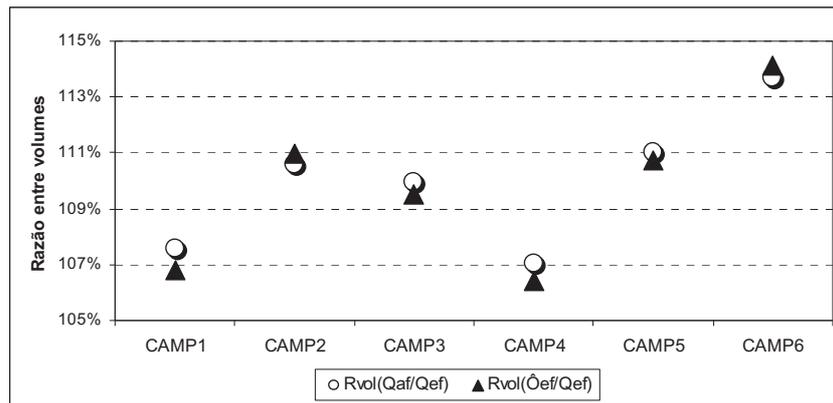


Figura 34 – Razão entre volumes totais

Constata-se que são praticamente idênticos os valores da razão entre os volumes totais medidos à entrada e saída da ETAR (valor médio igual a 110,0% e desvio padrão de 2,4%) e da razão entre os volumes totais simulados e medidos de caudal de efluente tratado (valor médio igual a 109,8% e desvio padrão de 2,8%). Este facto vem reforçar a ideia da incerteza associada à estimativa do caudal de efluente tratado poder estar associada às fugas de água registadas ao longo da secção da comporta de *by-pass* ao tanque de arejamento.

Considera-se, assim, conveniente dispor de dois pontos de medição de caudal, à entrada e saída de uma ETAR, na realização de estudos de simulação do comportamento hidrodinâmico. Esta medição permite a detecção de incoerências no balanço hidráulico global, traduzidas na diferença do valor dos caudais afluente e efluente.

3.5.4.2 Simulação do caudal de licor misto e do caudal de recirculação de lamas

O modelo hidrodinâmico permite simular o caudal efluente das diferentes unidades de tratamento da ETAR. Na Figura 35 apresenta-se um conjunto de hidrogramas que incluem o caudal de licor misto (curva a negro), para além dos caudais afluente e efluente. Os períodos em que ocorre a recirculação de lamas são indicados através das barras cinzentas. A selecção dos dias 23 a 26 de Janeiro de 2009 decorreu das seguintes circunstâncias:

- Avaria do sistema de recirculação de lamas (interrupção no dia 23, retoma no funcionamento no dia 26). Esta situação permitiu avaliar com maior clareza o efeito da recirculação nas descargas do tanque de arejamento e do decantador secundário.
- Ocorrência de períodos repetidos de aumento na afluência à ETAR, associados a uma contribuição provável de águas pluviais. Os picos resultantes, associados à paragem do sistema de recirculação, facilitam a visualização do amortecimento de caudais e do atraso na propagação de picos de caudal.

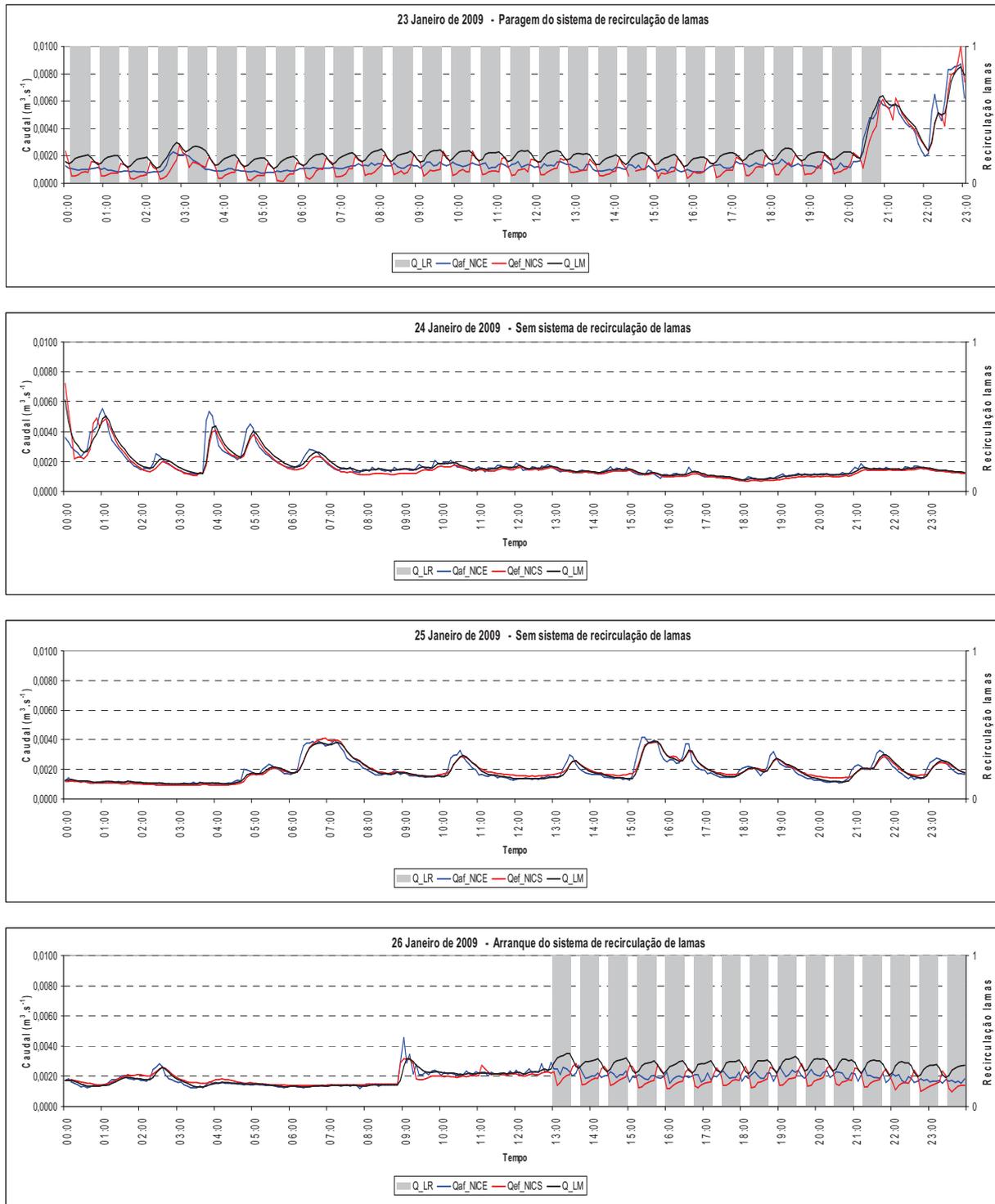


Figura 35 – Simulação de caudais: paragem do sistema de recirculação

A verificação dos resultados da simulação hidrodinâmica é feita através do cálculo do erro associado ao volume de efluente tratado. O critério aplicado estabelece como limite o valor de $\pm 0,15$ para o erro volumétrico de verificação do modelo hidrodinâmico (e_{v_VOL}), sendo este calculado de modo idêntico ao erro de calibração (equação 19, secção 3.5.3). É, também, feita a verificação do erro associado ao formato dos hidrogramas (E_{v_HID}). No

entanto, neste caso, não é estabelecido nenhum critério para a resposta do modelo. O seu cálculo destina-se apenas uma comparação entre os erros agora obtidos com o valor médio observado na calibração do modelo (designadamente, $0,20 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

São apresentados, no Quadro 9, os valores dos erros obtidos na verificação do modelo hidrodinâmico em condições de paragem do sistema de recirculação de lamas.

Quadro 9 – Verificação da simulação hidrodinâmica: paragem do sistema de recirculação

Data	e_{v_VOL} (adimensional)	e_{v_HID} ($\times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
23/Janeiro/2009	-0,0729	0,300
24/Janeiro/2009	-0,0936	0,228
25/Janeiro/2009	0,0137	0,129
26/Janeiro/2009	-0,0381	0,235

Constata-se que o erro associado ao volume de efluente tratado, para cada período de 24 horas, é inferior ao valor estabelecido como critério de verificação, ou seja, $\pm 0,15$. Os erros associados ao ajuste da forma dos hidrogramas são da mesma ordem de grandeza do erro médio obtido nas seis campanhas de monitorização.

3.5.4.3 Simulação do efeito da extracção de lamas na descarga da ETAR

Na Figura 36 apresenta-se um resultado da simulação do efeito da extracção de lamas no caudal de efluente tratado, exemplificando-se com o dia 10 de Outubro de 2008. Os valores calculados para os erros de verificação do modelo hidrodinâmico constam do Quadro 10.

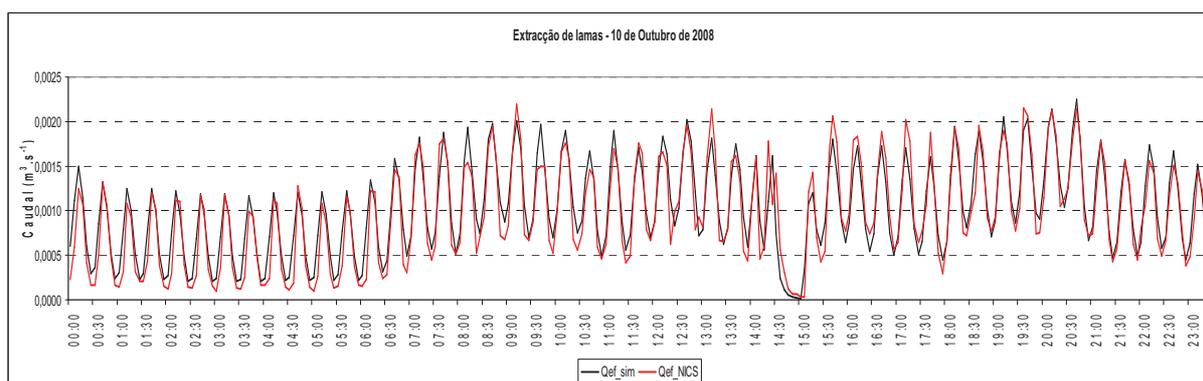


Figura 36 – Simulação do efeito da extracção de lamas

Quadro 10 – Verificação da simulação hidrodinâmica: extracção de lamas

Data	e_{v_VOL} (adimensional)	e_{v_HIP} ($\times 10^{-3} m^3.s^{-1}$)
10/Outubro/2008	-0,0664	0,200

O erro associado ao volume total de caudal medido e simulado de efluente tratado, para o período de 24 horas, é inferior ao valor estabelecido como critério de verificação. O erro associado ao ajuste da forma dos hidrogramas é idêntico ao erro médio obtido nas seis campanhas.

3.5.4.4 Simulação do efeito da afluência elevada na descarga da ETAR

Foi, ainda, avaliado o efeito da ocorrência de afluências elevadas na simulação do comportamento hidrodinâmico da ETAR. Apresentam-se, na Figura 37, os resultados da simulação de caudal de efluente tratado em condições de provável contribuição de afluências pluviais. Os valores dos erros são indicados no Quadro 11.

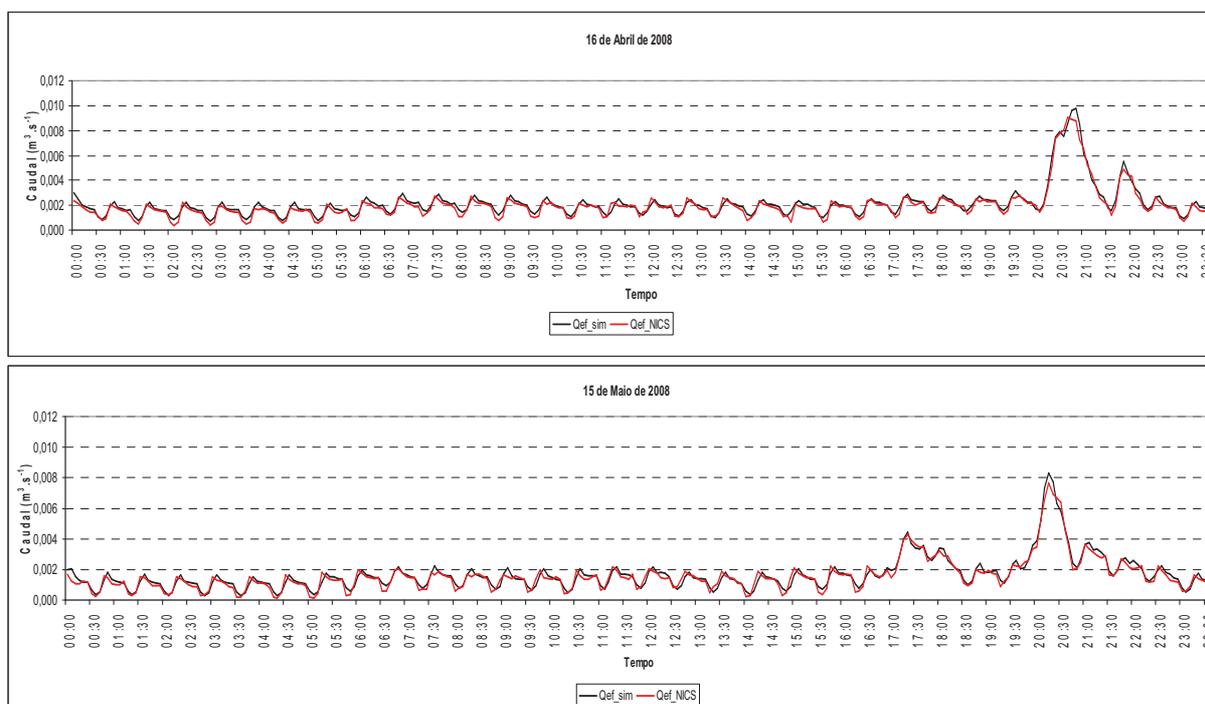


Figura 37 – Simulação do efeito de afluências elevadas

Quadro 11 – Verificação da simulação hidrodinâmica: afluências elevadas

Data	e_{v_VOL} (adimensional)	e_{v_HIP} ($\times 10^{-3} m^3.s^{-1}$)
16/Abril/2008	-0,0826	0,297
15/Maio/2008	-0,0543	0,268

Foi possível alcançar uma reprodução adequada do comportamento hidrodinâmico da ETAR com valores de caudal de efluente tratado bastante diferentes ao observado nas campanhas utilizadas na calibração do modelo. O valor máximo de caudal medido nestas campanhas foi de $0,0025 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figura 33), tendo sido registado caudais máximos de efluente tratado iguais a $0,0091 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e a $0,0077 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ nos dias 16 de Abril e 15 de Maio, respectivamente.

Apesar da diferença nos valores de caudal máximo, constata-se que o erro associado ao volume total de caudal medido e simulado de efluente tratado, para cada período de 24 horas, é inferior ao valor estabelecido como critério de verificação. Os erros associados ao ajuste da forma dos hidrogramas ultrapassam um pouco o erro médio obtido nas seis campanhas.

3.6 Síntese conclusiva

No presente capítulo, é feita a apresentação do modelo de comportamento hidrodinâmico. Este modelo baseia-se no princípio da continuidade e considera as características de vazão dos descarregadores existentes nas unidades de tratamento de uma ETAR por lamas activadas.

Apresentam-se os resultados da medição de caudal da ETAR monitorizada. É feita uma análise detalhada dos caudais medidos, a partir da qual se investigam aspectos do funcionamento da ETAR que possam ter estado na origem de hidrogramas específicos do efluente tratado. Analisa-se, também, a variação da afluência à ETAR.

É aplicado o modelo hidrodinâmico na descrição do funcionamento hidráulico da ETAR estudada. A calibração deste modelo tem como parâmetro ajustado o coeficiente de vazão dos descarregadores triangulares localizados no decantador secundário.

Do trabalho realizado, salientam-se as seguintes principais conclusões:

- A informação obtida em linha e com continuidade temporal sobre caudais afluente e efluente permite obter uma visão sobre o comportamento hidrodinâmico de ETAR monitorizada.
- A qualidade desta informação depende da existência de condições adequadas para a medição. Nas ETAR de pequena dimensão, pode ser necessário realizar intervenções estruturais na obra de entrada e no canal de saída que assegurem um escoamento adequado às medições de nível.
- A medição de nível nas unidades de tratamento é importante para a calibração do coeficiente de vazão dos descarregadores. Verificou-se, no entanto, que a sua realização no tanque de arejamento é prejudicada por interferências causadas, por exemplo, pela turbulência associada ao arejamento mecânico. Crê-se ser de interesse limitar a medição de nível a períodos específicos, sem agitação do licor misto. No caso da medição de nível no decantador secundário, é importante que não existam lamas flutuantes que possam levar ao registo de valores erróneos.
- O modelo hidrodinâmico desenvolvido mostra-se ser adequado para fazer a simulação do comportamento hidrodinâmico deste tipo de ETAR e para avaliar o efeito dos fluxos internos nos valores do caudal de efluente tratado.

4. TRATAMENTO BIOLÓGICO NO TANQUE DE AREJAMENTO

4.1 Introdução

O processo de lamas activadas constitui o modo de tratamento mais utilizado para a depuração de águas residuais urbanas (MOP11-TF, 1990). Este capítulo é consagrado à apresentação do modelo de tratamento biológico, considerando-se que este ocorre unicamente no tanque de arejamento. Descreve-se, na secção 4.2, a modelação matemática de lamas activadas, com apresentação dos modelos da *International Water Association* (IWA) e com a indicação do modelo seleccionado. Na secção 4.3, apresentam-se os principais aspectos da monitorização do sistema estudado, desenvolvidos no trabalho de campo e em ensaios laboratoriais. A aplicação do modelo de tratamento biológico ao estudo de caso é apresentada na secção 4.4. Finalmente, na secção 4.5, é feita uma síntese conclusiva.

4.2 Modelação da remoção de poluentes através de lamas activadas

4.2.1 Descrição do sistema de lamas activadas

4.2.1.1 Configuração padrão

Um sistema de lamas activadas convencional é constituído pelos seguintes componentes básicos (Tchobanoglous e Burton, 1991):

- Um reactor alimentado pela água residual a tratar e no qual os microrganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão e arejados (licor misto).
- Um sistema de separação de fases sólido-líquido (decantador secundário). A formação de flocos biológicos sedimentáveis, que possam ser removidos por decantação (ou sedimentação gravítica), é um aspecto fundamental no processo de lamas activadas. Nesta etapa é produzido o caudal de efluente tratado e o caudal de lamas biológicas espessadas.
- Um sistema de recirculação para envio de uma proporção elevada das lamas espessadas de volta ao tanque de arejamento e, assim, garantir uma concentração de biomassa activa suficiente para o tratamento biológico das águas residuais dentro do tempo de retenção hidráulica do sistema.
- Um sistema de extracção de lamas que permita manter a quantidade e o tipo de biomassa activa presente no sistema de tratamento dentro das gamas pré-determinadas.

Apresenta-se, na Figura 38, um esquema base do sistema de lamas activadas objecto deste trabalho.

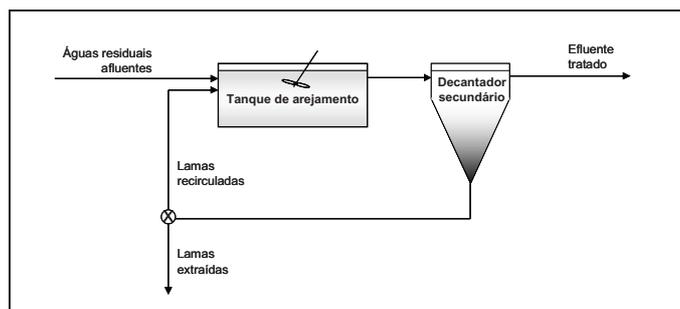


Figura 38 – Configuração base do sistema de lamas activadas

Esta configuração permite, à partida, a remoção de matéria orgânica presente nas águas residuais por acção de bactérias heterotróficas, com incorporação de parte do material orgânico na massa celular produzida. Caso o tempo de retenção da biomassa no sistema e o fornecimento de oxigénio sejam elevados, é possível a proliferação de bactérias autotróficas no reactor do biológico e, assim, a nitrificação do azoto amoniacal.

A transformação do nitrato resultante da nitrificação em azoto molecular gasoso (ou seja, a desnitrificação) é uma via importante para a remoção biológica de azoto das águas residuais. No entanto, para que o nitrato funcione como aceitador final de electrões, é necessário que não esteja disponível oxigénio livre para o desenvolvimento das bactérias heterotróficas. Nesta configuração de base das lamas activadas, a desnitrificação pode ser alcançada sequencialmente no próprio reactor biológico, caso o sistema de arejamento apresente um funcionamento intermitente. A desnitrificação também pode ocorrer no decantador secundário. Esta situação é, no entanto, indesejável, na medida em que resulta na degradação da eficiência do processo de separação de sólidos, ao induzir a flutuação das lamas sedimentadas (Ekama, 2010).

4.2.1.2 Configurações associadas à remoção de nutrientes

Têm sido desenvolvidas diferentes configurações do sistema de lamas activadas que, para além dos componentes de base (Figura 38), integram outros elementos, de modo a favorecerem-se os processos de remoção biológica de nutrientes.

A remoção biológica de azoto é otimizada caso seja feita uma separação clara entre as condições aeróbias (processo de nitrificação) e as condições anóxicas (processo de desnitrificação). Este objectivo é alcançado através da utilização de um reactor específico para o processo de desnitrificação. Neste reactor, designado de tanque anóxico, o sistema de agitação deve permitir a manutenção da biomassa em suspensão, mas sem arejamento.

Para que se dê a desnitrificação, é necessária a existência, para além do nitrato, de substrato facilmente biodegradável. Normalmente, este substrato é fornecido através das águas residuais afluentes à ETAR, sendo a zona anóxica colocada no início do sistema de lamas activadas e feita a recirculação do licor misto nitrificado para esta zona (Figura 39 (a)). Para evitar os gastos energéticos associados a este caudal de recirculação, é por vezes considerada a colocação da zona anóxica a jusante da zona de arejamento (Figura 39 (b)), com possibilidade de introdução de uma fonte exógena de substrato rapidamente utilizável, geralmente o metanol (Tchobanoglous e Burton, 1991).

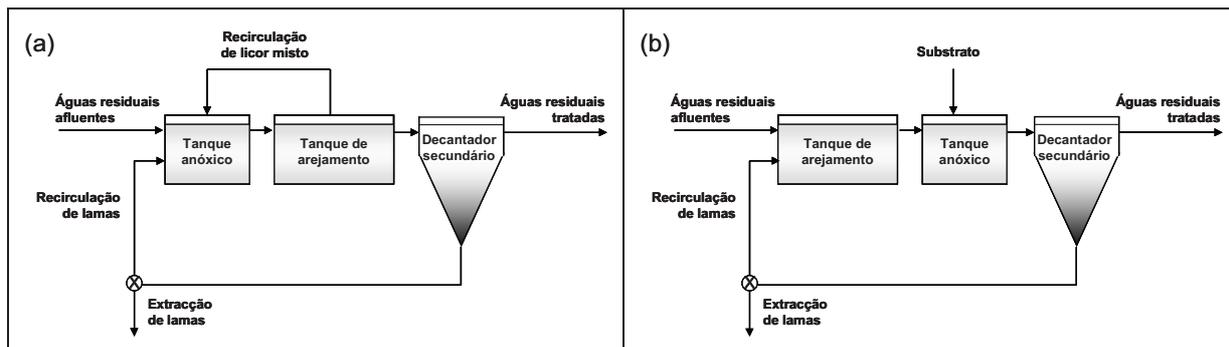


Figura 39 – Configuração tipo com tanque anóxico

A remoção biológica do fósforo pode ser alcançada através da colocação de uma zona anaeróbia no início do sistema de lamas activadas, induzindo-se a incorporação de grande parte dos fosfatos presentes nas águas residuais na biomassa activa recirculada do tanque de arejamento. No entanto, e ao contrário do que sucede com o azoto, a remoção de fósforo é feita normalmente através de um processo químico (precipitação por adição de sais de ferro ou de alumínio). Este tipo de solução apresenta como inconveniente o aumento substancial da produção de lamas numa ETAR.

Nas ETAR de pequena dimensão, não é usual a utilização de configurações específicas do processo de lamas activadas para a remoção biológica de nutrientes. Quando necessária, a remoção de azoto é realizada através do sistema de arejamento prolongado, com o funcionamento intermitente do sistema de arejamento.

4.2.2 Modelação matemática de lamas activadas

4.2.2.1 Princípios básicos

Os balanços de massa, ao relacionarem a mudança no estado de um sistema com os processos de transporte e de conversão, são a ferramenta mais conveniente para modelar o desempenho de um sistema de tratamento biológico (Gernaey *et al.*, 2004). Apresenta-se, seguidamente, um exemplo simples de modelação de um reactor biológico.

Considere-se um reactor de mistura completa (secção 3.2.2), alimentado com um substrato, S , e suportando o desenvolvimento de uma cultura bacteriana, X (Figura 40). Admite-se que não existe variação no volume (V) armazenado no reactor, ou seja, o caudal afluente e caudal efluente apresentam o mesmo valor (Q) ao longo do tempo. Finalmente, também se considera que não existem diferenças de densidade ao longo do sistema.

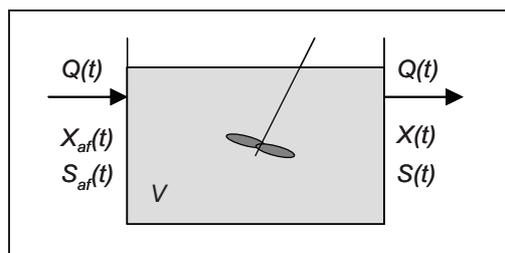


Figura 40 – Reactor biológico de mistura completa

Num sistema deste tipo, é possível realizar o balanço de massa para cada componente, de acordo com a seguinte expressão:

$$\text{Acumulação} = \text{Afluência} - \text{Efluência} + \text{Reacção}$$

A variação, por unidade de tempo, da concentração de um determinado componente de processo, Z (substrato ou biomassa) pode ser traduzida através da seguinte expressão:

$$\frac{dZ(t)}{dt} = \frac{Q(t)}{V} (Z_{af(t)} - Z(t)) + r_{Z(t)} \quad (24)$$

em que:

Z	concentração do componente Z no reactor (M.L ⁻³);
Z _{af}	concentração do componente Z na afluência (M.L ⁻³);
r _Z	taxa de reacção (M.L ⁻³ .T ⁻¹);
Q	caudal (L ³ .T ⁻¹);
V	volume do reactor (L ³);
t	tempo (T).

Num sistema de lamas activadas, os componentes envolvidos constituem um conjunto mais complexo que o descrito acima (composto por X e S). A cada componente Z considerado corresponderá uma equação de taxa de reacção, r_Z, e uma equação de balanço. É para a definição destes parâmetros e respectivas equações que se idealizam modelos mais ou menos complexos como sejam os propostos, por exemplo, pela IWA.

4.2.2.2 Modelo ASM1 da IWA

Em 1983, a *International Association on Water Quality – IAWQ* (actualmente *International Water Association, IWA*) formou um grupo de trabalho com o objectivo de promover o desenvolvimento de modelos matemáticos na área dos processos de tratamento biológico de águas residuais. Neste contexto, foi publicado o ASM1, *Activated Sludge Model n.1* (Henze *et al.*, 1987), modelo que descreve a remoção de compostos carbonados orgânicos e de azoto. Este modelo foi posteriormente estendido noutros três modelos desta série, nomeadamente: o ASM2 (Henze *et al.*, 1995), o ASM2d (Henze *et al.*, 1999) e o ASM3 (Gujer *et al.*, 1999).

Passados mais de vinte anos da data da sua publicação, o ASM1 continua a ser considerado como um instrumento importante no cálculo da produção de lamas em ETAR de lamas activadas e na estimativa do consumo de aceitadores de electrões, como o oxigénio e o nitrato (Rieger *et al.*, 2010). Este modelo está implementado em numerosos pacotes comerciais de *software* de simulação do funcionamento de ETAR municipais (Copp, 2002).

O ASM1 é um modelo de primeiros princípios, baseado em balanços de massa para o carbono e o azoto. O balanço de massa para o material carbonado é feito em termos da CQO (carência química em oxigénio) que lhe está associada. A escolha da CQO resulta do facto de, nos sistemas aeróbios, o diferencial entre a remoção de carga orgânica e a produção resultante de biomassa, ambas expressas na respectiva CQO, igualar o consumo de oxigénio dissolvido na oxidação da matéria orgânica a CO₂ (Nowak *et al.*, 1999). O balanço de massa para o material azotado não é fechado no ASM1, uma vez que não se inclui a quantificação do azoto gasoso libertado para a atmosfera (Henze *et al.*, 1987).

O ASM1 integra treze variáveis de estado: sete associadas ao material orgânico, quatro relativas ao azoto, uma referente ao oxigénio dissolvido e outra para a alcalinidade. Algumas destas variáveis correspondem a parâmetros característicos da qualidade das águas residuais, designadamente, o oxigénio dissolvido, o azoto na forma nítrica e na forma amoniacal e a alcalinidade. As restantes variáveis não são directamente mensuráveis, sendo necessário realizar ensaios específicos para a sua estimativa.

A caracterização do material orgânico é feita através do seu fraccionamento em diferentes categorias. Os grandes grupos considerados são: material orgânico inerte, material orgânico biodegradável e biomassa.

A matéria orgânica não biodegradável é considerada biologicamente inerte e assume-se que atravessa o sistema de lamas activadas sem alterar a sua forma (Henze *et al.*, 1987). Podem ser identificadas duas fracções, dependendo do estado físico: solúvel ou particulada. Na realidade, a matéria orgânica não biodegradável não é totalmente inerte à acção microbiológica, mas os baixos valores das cinéticas de reacção são desprezáveis face aos tempos de retenção de líquidos e sólidos registados nos sistemas de lamas activadas (Jeppsson, 1996).

A matéria orgânica biodegradável é dividida em duas fracções: rapidamente biodegradável e lentamente biodegradável (Henze *et al.*, 1987). O ASM1 baseia-se numa simplificação que consiste em considerar que a taxa de biodegradação dos substratos orgânicos se reflecte nas características físicas, ou seja, na apresentação em forma solúvel ou em forma particulada. Em teoria, esta distinção parece óbvia, na medida em que a utilização dos compostos orgânicos depende da capacidade de atravessamento da parede celular das bactérias. Na prática, contudo, a separação entre as fracções rápida e lentamente biodegradável é mais complexa, especialmente devido à presença de material macromolecular ou coloidal como categoria intermédia entre o material solúvel e particulado (Wentzel *et al.*, 1999; Marquot, 2006).

A fracção correspondente à biomassa é dividida em dois tipos microbiológicos: microrganismos heterotróficos e microrganismos autotróficos. A biomassa apresenta-se exclusivamente na forma particulada.

O fraccionamento do material orgânico carbonado (Figura 41) resulta nas seguintes variáveis do ASM1:

- Material orgânico inerte solúvel (S_I). É considerado como um componente conservativo. A sua saída do sistema de tratamento é feita através do efluente tratado e, em menor escala, com as lamas extraídas.
- Material orgânico inerte particulado (X_I). É parte importante da massa de sólidos suspensos presentes num tanque de arejamento. Não é utilizado no crescimento da biomassa, sendo removido maioritariamente através da extracção de lamas em excesso.
- Substrato rapidamente biodegradável (S_S). É constituído por moléculas simples e de pequena dimensão, sendo consumido no crescimento da biomassa heterotrófica em condições aeróbias e anóxicas. Está presente nas águas residuais e também resulta da hidrólise do substrato orgânico lentamente biodegradável.

- Substrato lentamente biodegradável (X_S). É constituído por moléculas relativamente complexas, necessitando de sofrer a acção de enzimas extra-celulares antes de ser consumido pelas bactérias heterotróficas. Está presente nas águas residuais, também sendo formado como produto de decaimento da biomassa.
- Biomassa heterotrófica (X_H). É formada através do processo de crescimento, com utilização de substrato rapidamente biodegradável em condições aeróbias e anóxicas. O decaimento é o processo responsável pela perda de biomassa heterotrófica.
- Biomassa autotrófica (X_A). É gerada por crescimento associado à oxidação do azoto amoniacal a nitrato em condições aeróbias, sendo também perdida por decaimento.
- Produtos particulados inertes resultantes do decaimento (X_P). Resultam do processo de decaimento da biomassa. Não sofrem degradação biológica e a sua remoção é feita essencialmente através da extracção de lamas em excesso.

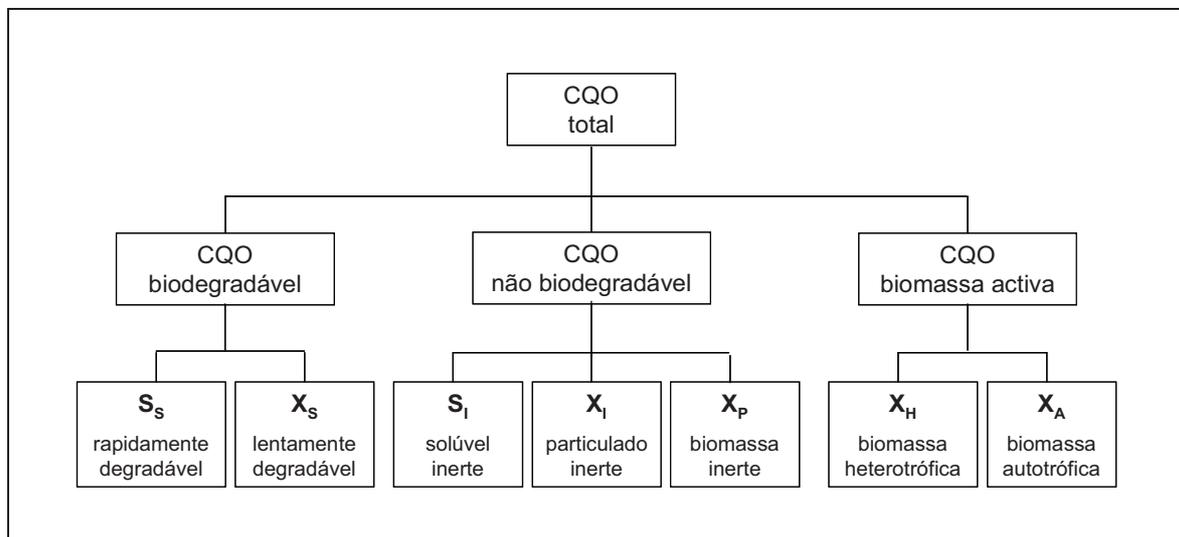


Figura 41 – Fracções carbonadas expressas em termo de CQO (Jeppsson, 1996)

O modelo ASM1 integra as seguintes fracções azotadas (Figura 42):

- Azoto na forma nítrica (S_{NO}). O nitrato é um subproduto do crescimento aeróbio de bactérias autotróficas nitrificantes. O modelo assume, como simplificação, que o processo de nitrificação é formado por uma só etapa. O nitrato é removido no processo de desnitrificação, onde serve de aceitador de electrões no crescimento da biomassa heterotrófica na ausência de oxigénio dissolvido.
- Azoto amoniacal (S_{NH}). O azoto amoniacal é formado através do processo de amonificação do azoto orgânico biodegradável solúvel. Serve como fonte de azoto para a síntese de biomassa heterotrófica e, também, como fonte de energia para o crescimento de bactérias nitrificantes autotróficas.
- Azoto orgânico biodegradável solúvel (S_{ND}). É formado pela hidrólise do azoto orgânico biodegradável particulado e é convertido em azoto amoniacal através do processo de amonificação.

- Azoto orgânico biodegradável particulado (X_{ND}). Está associado ao substrato orgânico lentamente biodegradável alimentado ou formado a partir do decaimento da biomassa heterotrófica e autotrófica. É convertido em azoto orgânico biodegradável solúvel em simultâneo com a hidrólise do substrato orgânico lentamente biodegradável.

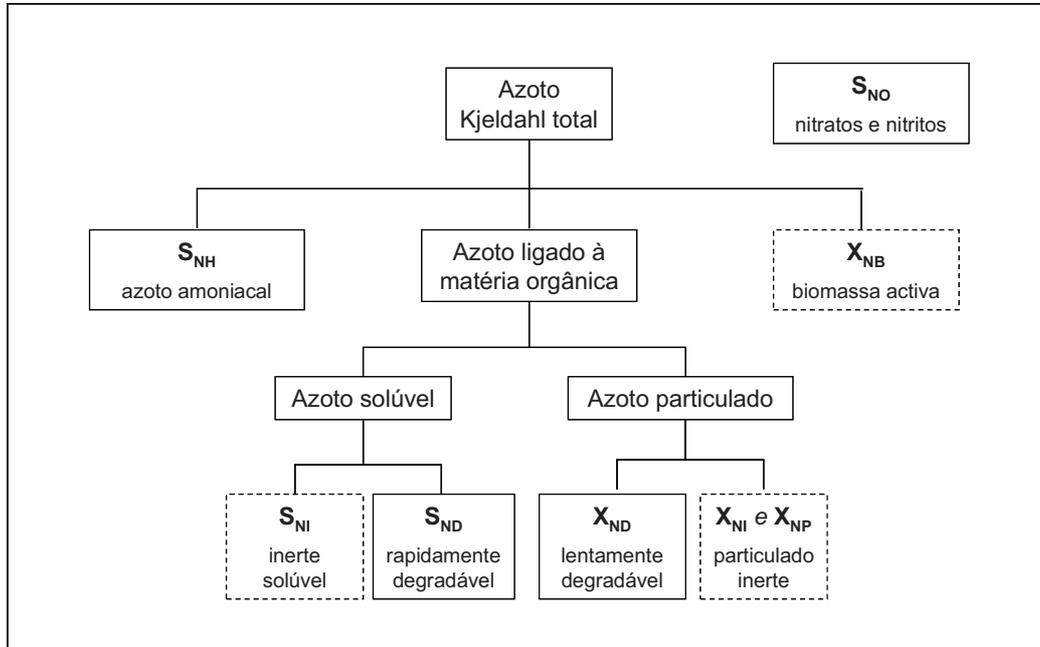


Figura 42 – Frações azotadas (Jeppsson, 1996)

Existem três outras formas de azoto particulado associadas, designadamente, à biomassa (X_{NB}), aos produtos do decaimento (X_{NP}) e ao material orgânico particulado inerte (X_{NI}) (caixas com limite pontilhado da Figura 42). No entanto, como o ASM1 não inclui a verificação da lei da continuidade para o azoto, não se torna necessária a inclusão destas variáveis. A fração solúvel não biodegradável de azoto (S_{NI}) também não é considerada, porque a sua concentração nas águas residuais é muito reduzida (Henze *et al.*, 1987).

O oxigénio dissolvido e a alcalinidade são representados pelas seguintes variáveis:

- *Oxigénio dissolvido* (S_O). O consumo de oxigénio está associado exclusivamente ao crescimento aeróbio da biomassa.
- *Alcalinidade* (S_{ALK}). Esta variável, que de acordo com Henze *et al.* (1987) não é essencial para a modelação do sistema de lamas activadas, permite avaliar o efeito da libertação de protões associada à nitrificação no valor de pH no meio reaccional.

O modelo ASM1 integra os seguintes oito processos biológicos (Henze *et al.*, 1987):

- Crescimento aeróbio de heterotróficos. A modelação do crescimento da biomassa heterotrófica prevê, como única fonte energética, o material orgânico rapidamente biodegradável. A oxidação deste material é realizada preferencialmente em condições aeróbias. Este processo é o principal responsável pela remoção de carga orgânica.
- Crescimento anóxico de heterotróficos. Na ausência de oxigénio dissolvido, os

organismos heterotróficos são capazes de utilizar o nitrato. A desnitrificação resulta na produção de biomassa heterotrófica e na libertação de azoto gasoso (N_2) para o meio.

- Crescimento aeróbio de autotróficos. O azoto amoniacal é utilizado como fonte de energia no crescimento de bactérias nitrificantes aeróbias. A contribuição da biomassa autotrófica na produção de sólidos é pequena, porque é reduzido o seu rendimento celular. A nitrificação reduz o valor da alcalinidade.
- Decaimento de biomassa heterotrófica. A modelação do processo de decaimento baseia-se no conceito morte-regeneração de Dold (1980) (citado em Henze *et al.*, 1987), no qual se estabelece a conversão em substrato lentamente biodegradável de parte da biomassa inactiva. Este substrato é utilizado, após hidrólise, no crescimento da biomassa heterotrófica. A restante massa é transformada em produtos particulados inertes. É, assim, introduzido um modo cíclico na utilização do substrato e que consiste no crescimento, morte, lise, hidrólise e, novamente, crescimento. O decaimento da biomassa integra um conjunto diversificado de mecanismos, como sejam a respiração endógena, a morte, a predação e a lise (Jeppsson, 1996).
- Decaimento de biomassa autotrófica. O processo é modelado de modo semelhante ao decaimento de microrganismos heterotróficos.
- Amonificação de azoto orgânico solúvel. O azoto orgânico solúvel é convertido em azoto amoniacal por acção da biomassa heterotrófica.
- Hidrólise de substrato orgânico particulado. Considera-se que o substrato lentamente biodegradável fica aprisionado na matriz dos flocos biológicos, onde sofre a acção de enzimas extra-celulares e é convertido em substrato rapidamente biodegradável. Estas reacções são designadas no modelo ASM1 por “hidrólise”.
- Hidrólise de material azotado particulado. O azoto orgânico particulado biodegradável é transformado em azoto orgânico solúvel através da hidrólise.

Na Figura 43 esquematiza-se a articulação entre as variáveis de estado e os processos metabólicos integrados no ASM1. No esquema apresentado, as setas a cheio correspondem a um consumo e as setas a tracejado a uma produção.

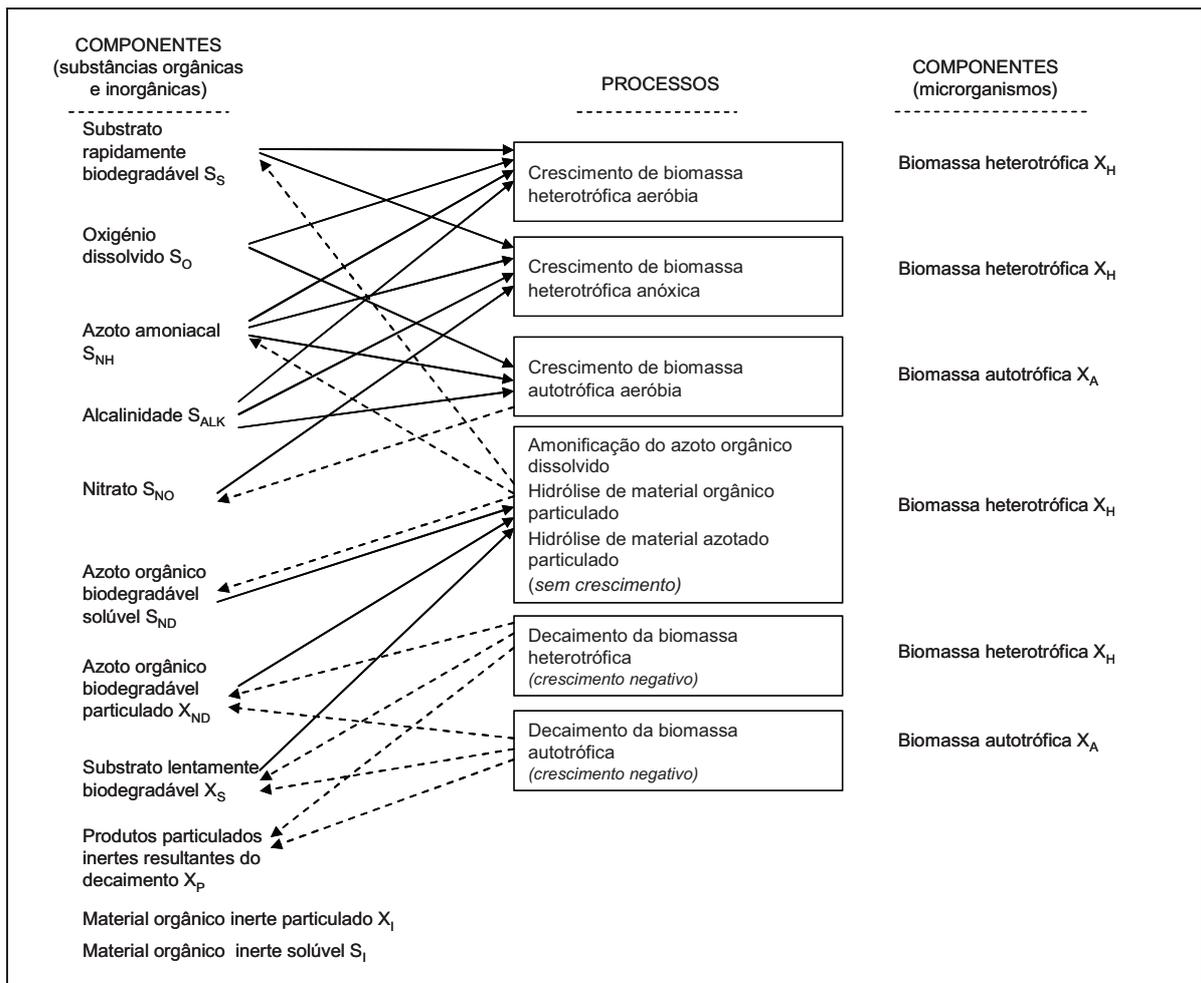


Figura 43 – Articulação de processos, substratos e microrganismos no modelo ASM1 (adaptado de Baillod, 1989)

O ASM1 integra dezanove parâmetros, dos quais cinco são estequiométricos e catorze são cinéticos. Os parâmetros estequiométricos permitem introduzir no modelo informação sobre rendimentos celulares e proporções de azoto na biomassa. Os parâmetros cinéticos reflectem as velocidades de processos reaccionais mais ou menos sensíveis à temperatura, tais como, taxas de crescimento, taxas de decaimento e coeficientes de meia-saturação.

O valor dos parâmetros pode ser afectado por factores como, por exemplo, configuração do sistema de tratamento, condições de operação, dinâmica populacional dos microrganismos, grau de inibição por compostos tóxicos, etc. (Petersen, 2000). Henze *et al.* (1987) propõem um conjunto de valores para estes parâmetros como ponto de partida para a aplicação do ASM1 (Quadro 12).

Diferentes combinações de valores dos parâmetros podem resultar em comportamentos equivalentes do ASM1 (Vanrolleghem *et al.*, 2003; Gernaey *et al.*, 2004). No entanto, a realização de análises de sensibilidade aos valores dos parâmetros do modelo permite identificar aqueles que devem ser determinados com maior cuidado (Jeppsson, 1996). Os valores concretos a adoptar em cada aplicação devem depois ser determinados por calibração do modelo, com recurso a medições no caso particular.

Quadro 12 – Parâmetros do modelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987)

Símbolo	Designação	Unidades	Valor a 20° C	Valor a 10° C
<i>Parâmetros estequiométricos</i>				
Y_A	Rendimento para a biomassa autotrófica	$g(\text{CQO}^{\text{biomassa formada}}).g(\text{N}^{\text{oxidado}})^{-1}$	0,24	0,24
Y_H	Rendimento para a biomassa heterotrófica	$g(\text{CQO}^{\text{biomassa formada}}).g(\text{CQO}^{\text{oxidado}})^{-1}$	0,67	0,67
f_P	Fracção da biomassa que conduz a produtos particulados inertes	adimensional	0,08	0,08
i_{XB}	Massa de azoto por massa de CQO na biomassa	$g(\text{N}).g(\text{CQO}^{\text{biomassa}})^{-1}$	0,086	0,086
i_{XP}	Massa de azoto por massa de CQO nos produtos de decaimento	$g(\text{N}).g(\text{CQO}^{\text{produtos de decaimento}})^{-1}$	0,06	0,06
<i>Parâmetros cinéticos</i>				
μ_H^{max}	Taxa específica máxima de crescimento para a biomassa heterotrófica	d^{-1}	6,0	3,0
K_S	Coefficiente de meia saturação do substrato para a biomassa heterotrófica	$g(\text{CQO}).\text{m}^{-3}$	20,0	20,0
$K_{O,H}$	Coefficiente de meia saturação de oxigénio para a biomassa heterotrófica	$g(\text{O}_2).\text{m}^{-3}$	0,20	0,20
K_{NO}	Coefficiente de meia saturação de nitrato para a biomassa heterotrófica na desnitrificação	$g(\text{N-NO}_3).\text{m}^{-3}$	0,50	0,50
b_H	Taxa específica de decaimento da biomassa heterotrófica	d^{-1}	0,62	0,20
η_g	Factor de correcção de μ_H sob condições anóxicas	adimensional	0,8	0,8
η_h	Factor de correcção de hidrólise sob condições anóxicas	adimensional	0,4	0,4
k_h	Taxa específica máxima de hidrólise	$g(\text{CQO}^{\text{biom_lentam_biodeg}}).[g(\text{CQO}^{\text{biomassa}}).\text{d}]^{-1}$	3,0	1,0
K_X	Coefficiente de meia saturação para hidrólise de substrato lentamente biodegradável	$g(\text{CQO}^{\text{biom_lentam_biodeg}}).g(\text{CQO}^{\text{biomassa}})^{-1}$	0,03	0,01
μ_A^{max}	Taxa específica máxima de crescimento para a biomassa autotrófica	d^{-1}	0,80	0,30
b_A	Taxa específica de decaimento da biomassa autotrófica	d^{-1}	--	--
K_{NH}	Coefficiente de meia saturação de azoto amoniacal para biomassa autotrófica	$g(\text{NH}_3\text{-N}).\text{m}^{-3}$	1,0	1,0
$K_{O,A}$	Coefficiente de meia saturação de oxigénio para biomassa autotrófica	$g(\text{O}_2).\text{m}^{-3}$	0,4	0,4
k_a	Taxa de amonificação	$\text{m}^3.[g(\text{CQO}).\text{d}]^{-1}$	0,08	0,04

Apresentam-se, seguidamente, os principais pressupostos do modelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987):

1. O sistema de tratamento modelado funciona a temperatura constante, a qual influencia a cinética das reacções. É possível aplicar factores para a correcção de temperatura.
2. O pH apresenta um valor constante e próximo da neutralidade. Ao incluir a alcalinidade como variável de estado, o modelo permite simular a evolução dos valores de pH.
3. Os coeficientes e parâmetros das expressões que traduzem as taxas de processo são considerados constantes ao longo do tempo.

4. Não são considerados os efeitos de limitação de azoto, fósforo e outros nutrientes inorgânicos na remoção de substrato orgânico e no crescimento celular.
5. Os factores de correcção para a desnitrificação, η_g e η_h , são fixos e constantes para uma determinada água residual.
6. Os parâmetros de nitrificação são constantes. Qualquer efeito inibidor na nitrificação, processo especialmente sensível à presença de substâncias tóxicas nas águas residuais, está integrado no valor utilizado da taxa específica máxima de crescimento autotrófico.
7. A biomassa heterotrófica é considerada homogénea e não sujeita a alterações na diversidade de espécies ao longo do tempo de simulação.
8. O aprisionamento da matéria orgânica particulada nos flocos biológicos é instantâneo.
9. A hidrólise do material azotado está associada à hidrólise do material orgânico, ocorrendo simultaneamente e com taxas iguais.
10. O tipo de agitador de electrões não afecta a perda de biomassa activa por decaimento.

Apresentam-se, seguidamente, algumas das restrições à aplicação do modelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987):

1. O modelo não é válido para a simulação do tratamento de águas residuais com elevadas contribuições industriais.
2. O modelo é aplicável em sistemas onde a idade de lamas tenha um valor adequado ao desenvolvimento de biomassa floculenta. O limite inferior considerado para o tempo de retenção de sólidos é de 3 dias e o limite superior é de 30 dias.
3. A concentração de lamas activadas no tanque de arejamento deve estar compreendida entre 750 e 7500 g.m⁻³, expressa em unidades de CQO.
4. A fracção não arejada do reactor biológico não deve exceder os 50% em volume, uma vez que o modelo não inclui processos que integrem condições anaeróbias.

Finalmente, refere-se o facto da descrição do crescimento de biomassa filamentosa das lamas activadas estar fora do domínio de aplicação do modelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987).

Apresentam-se, seguidamente, as equações dos termos de reacção dos balanços de massa para cada uma das variáveis de estado não conservativas do ASM1. A identificação das variáveis é dada nas Figuras 41 a 43.

O comportamento dinâmico da concentração da biomassa heterotrófica (equação 25) é afectado por três processos diferentes, designadamente, crescimento aeróbio, crescimento anóxico e decaimento da biomassa.

$$r_{XH} = \left(\mu_H^{\max} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \right\} - b_H \right) X_H \quad (25)$$

É utilizada a função de Monod² para descrever a relação entre a velocidade de crescimento da biomassa e a concentração do respectivo substrato limitante (por exemplo, o substrato rapidamente biodegradável).

O termo de reacção da biomassa da autotrófica (equação 26) integra dois processos, que são o crescimento aeróbio e o decaimento.

$$r_{XA} = \left(\mu_A^{\max} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) - b_A \right) X_A \quad (26)$$

O substrato rapidamente biodegradável (equação 27) é consumido no crescimento, em condições aeróbias e anóxicas, da biomassa heterotrófica e é produzido com a hidrólise do substrato lentamente biodegradável.

$$r_{SS} = \left(-\frac{\mu_H^{\max}}{Y_H} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} + k_h \frac{\frac{X_S}{X_H}}{K_X + \left(\frac{X_S}{X_H} \right)} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right) X_H \quad (27)$$

O substrato lentamente biodegradável (equação 28) é produzido na reciclagem da biomassa inactiva, de acordo com o conceito morte-regeneração, e é consumido no processo de hidrólise. A diminuição da taxa de hidrólise do substrato lentamente biodegradável em condições anóxicas é reproduzida com introdução do coeficiente, η_h , de valor inferior à unidade.

$$r_{XS} = (1 - f_p)(b_H X_H + b_A X_A) - k_h \frac{\frac{X_S}{X_H}}{K_X + \left(\frac{X_S}{X_H} \right)} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} X_H \quad (28)$$

A produção dos produtos particulados inertes é dada pela equação 29. A transformação da biomassa inactiva não resulta em consumo de CQO nem de aceptadores de electrões e apresenta uma taxa constante.

$$r_{XP} = f_p(b_H X_H + b_A X_A) \quad (29)$$

O azoto orgânico particulado (equação 30) é produzido com a reciclagem da biomassa inactiva, dentro do conceito de morte-regeneração, e consumido no processo de hidrólise. Assume-se que a taxa de hidrólise do azoto orgânico aprisionado nos flocos é proporcional à taxa de hidrólise do substrato lentamente biodegradável (Henze *et al.*, 1987).

² Na equação de Monod, μ_{\max} é a taxa específica máxima de crescimento observável quando a concentração do substrato tende para o infinito. O coeficiente de meia-saturação, ou de Monod, corresponde à concentração do substrato para qual μ é igual a $\frac{1}{2}\mu_{\max}$.

$$r_{XND} = (i_{XB} - f_p i_{XP}) (b_H X_H + b_A X_A) +$$

$$-k_h \frac{X_{ND}}{X_H} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} X_H \quad (30)$$

O azoto orgânico solúvel (equação 31) é consumido na hidrólise e produzido no processo de amonificação.

$$r_{SND} = \left(-k_a S_{ND} + k_h \frac{X_{ND}}{X_H} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right) X_H \quad (31)$$

O azoto amoniacal (equação 32) é utilizado no crescimento da biomassa (heterotrófica e autotrófica) e no processo de nitrificação e é produzido na amonificação do azoto orgânico solúvel.

$$r_{SNH} = \left(-i_{XB} \mu_H^{\max} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} + k_a S_{ND} \right) X_{H^+}$$

$$- \mu_A^{\max} \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_A \quad (32)$$

O azoto na forma nítrica (equação 33) é utilizado como aceitador final de electrões, em condições anóxicas, pela biomassa heterotrófica e é produzido no processo de nitrificação realizado pela biomassa autotrófica.

$$r_{SNO} = -\mu_H^{\max} \eta_g \left(\frac{1 - Y_H}{2,86 Y_H} \right) \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{H^+}$$

$$+ \frac{\mu_A^{\max}}{Y_A} \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_A \quad (33)$$

O oxigénio dissolvido (equação 34) é consumido no crescimento aeróbio das biomassas heterotrófica e autotrófica.

$$r_{SO} = -\mu_H^{\max} \left(\frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{H^+}$$

$$- \mu_A^{\max} \left(\frac{4,57 - Y_A}{Y_A} \right) \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_A \quad (34)$$

Henze *et al.* (1987) incluem, na apresentação do modelo ASM1, informação sobre métodos de fraccionamento das águas residuais e de determinação de alguns parâmetros do modelo. Posteriormente, foram apresentadas algumas propostas metodológicas para a realização de estudos de simulação em ETAR de lamas activadas por diferentes grupos de investigação, designadamente:

- BIOMATH (Grupo de investigação da Universidade de Ghent, Bélgica).
- HSG (Grupo de investigação de países da Europa Central).
- STOWA (Fundação para investigação aplicada no domínio da água, Holanda).
- WERF (Fundação para investigação no domínio da água e ambiente, Estados Unidos da América).

Um aspecto comum destes protocolos é a recomendação da limitação do processo de calibração a alguns (poucos) parâmetros (Sin *et al.*, 2005). No entanto, os protocolos divergem bastante no tipo de recomendações metodológicas para a determinação de valores para os parâmetros dos modelos. Em 2004, foi decidida a constituição de um grupo de trabalho da IWA (*Task Group on Guidelines for Use of Activated Sludge Models*), o qual foi incumbido da preparação de um relatório técnico-científico com a definição de práticas para a calibração dos modelos ASM e o estabelecimento de critérios unificados para avaliação dos resultados de simulação. Nesta equipa, estão agregados elementos dos grupos de trabalho anteriormente referidos. É possível aceder à informação relativa a este grupo de trabalho e aos quatro protocolos de base através do sítio electrónico da IWA (<https://iwa-gmp-tg.cemagref.fr/practice>).

4.2.2.3 Comparação de outros modelos IWA com o ASM1

Os modelos tipo *Activated Sludge Model* (ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3), elaborados pela IWA, são os modelos matemáticos mais aplicados na simulação de sistemas de tratamento por lamas activadas. A utilização destes modelos em diferentes aplicações permitiu provar a sua adequação (Vanrolleghem *et al.*, 2003).

A publicação, em 1987, do ASM1 resultou num forte desenvolvimento ao nível da simulação no domínio do tratamento das águas residuais, permitindo um maior intercâmbio de informação na comunidade científica. Em 1995, o grupo de trabalho da IWA publicou o ASM2, a primeira versão de um modelo que inclui a remoção biológica e química de fósforo. Este modelo foi melhorado, em 1999, com a publicação do ASM2d. Em paralelo, foi publicado o modelo ASM3 com o intuito de corrigir algumas limitações identificadas na aplicação do ASM1. Desde esta data, os desenvolvimentos na área de modelação de sistemas de lamas activadas foram algo marginais, focando essencialmente a remoção de nutrientes e resultando num incremento importante na complexidade dos modelos e, em consequência, na dificuldade da sua calibração (Gernaey *et al.*, 2004). Apresenta-se, seguidamente, uma análise resumida aos diferentes modelos matemáticos da IWA, partindo da identificação das principais deficiências atribuídas ao ASM1 pelos seus autores.

Passados cerca de dez anos de utilização, e em paralelo com a apresentação do ASM3, Gujer *et al.* (1999) listaram as seguintes fragilidades do ASM1:

- Não são incluídas expressões cinéticas que permitam lidar com limitações de azoto e alcalinidade pelos organismos heterotróficos. Isto pode conduzir, em determinadas circunstâncias, à estimativa de concentrações negativas de azoto amoniacal.
- O azoto orgânico biodegradável solúvel e o azoto orgânico biodegradável particulado são considerados variáveis de estado. No entanto, esta distinção é dificilmente determinada na prática.

- As cinéticas da amonificação não são quantificadas com facilidade, tendo sido corrente na aplicação do ASM1 a hipótese de uma composição constante de azoto em todos os compostos orgânicos. Esta simplificação é reforçada pelo facto do processo de amonificação ser bastante rápido (Gujer, 2006).
- O material orgânico inerte particulado é diferenciado consoante a sua origem – águas residuais ou decaimento da biomassa. No entanto, esta distinção não é concretizável na prática, pelo que X_P tem sido eliminado em muitas aplicações do ASM1, ficando integrado na variável X_I .
- O processo de hidrólise apresenta um efeito dominante sobre as taxas de consumo de oxigénio e de nitrato pelos organismos heterotróficos. No entanto, é difícil a quantificação dos valores dos parâmetros cinéticos deste processo.
- A descrição da respiração endógena da biomassa, com agregação dos processos de lise da biomassa e de hidrólise dos produtos resultantes, dificulta a determinação dos parâmetros cinéticos associados, uma vez que é introduzido um carácter cíclico na utilização de substrato.
- Não é possível diferenciar as taxas de decaimento de microrganismos nitrificantes para condições aeróbias e para condições anóxicas. Caso o tempo de retenção de sólidos e o volume anóxico do sistema de tratamento apresentem valores elevados, esta limitação pode resultar em incorrecções ao nível da estimativa de taxas máximas de nitrificação.
- Não é possível a estimativa da concentração em sólidos suspensos do licor misto.

Tal como foi referido, o modelo ASM2 estende o campo de aplicação do ASM1 à descrição da remoção biológica de fósforo (Henze *et al.*, 1995). Na sua publicação é, no entanto, referido explicitamente que o ASM2 não inclui, ainda, todos os fenómenos observados à data relacionados com o processo de remoção de fósforo. É descrito o crescimento de organismos heterotróficos, autotróficos e acumuladores de fósforo. São considerados três processos de hidrólise (aeróbia, anóxica e anaeróbia), que apresentam cinéticas progressivamente mais lentas. O ASM2 integra a descrição de dezassete processos biológicos. É, também, incluída a remoção de fósforo através da precipitação, com inclusão de dois processos químicos.

O ASM2 considera três grupos de microrganismos: os acumuladores de fósforo - PAO (*phosphorus accumulating organisms*), os heterotróficos e os autotróficos nitrificantes. Os microrganismos PAO são modelados como dispor de uma estrutura celular interna, sendo o seu crescimento feito exclusivamente a partir do material orgânico armazenado internamente (X_{PHA}). Apesar do armazenamento não depender do tipo de aceitador de electrões, apenas acontece quando estão disponíveis produtos de fermentação como o acetato, ou seja, é observado unicamente em condições anaeróbias (Gernaey *et al.*, 2004).

O ASM2 inclui ainda os sólidos suspensos totais (SST), uma vez que a remoção de fósforo através da precipitação química introduz constituintes minerais nas lamas activadas.

O modelo ASM2d baseia-se totalmente no ASM2, expandindo-o de modo a incluir a actividade de desnitrificação nos organismos acumuladores de fósforo (Henze *et al.*, 1999).

Esta extensão permite obter melhores resultados de simulação, em particular no que se refere à descrição das dinâmicas do fosfato e do nitrato. O modelo ASM2d integra a descrição de dezanove processos biológicos e dois processos químicos, incluindo o mesmo número de variáveis de estado que o ASM2 (dezanove).

O modelo ASM3 apresenta os mesmos objectivos do ASM1, tendo o grupo de trabalho da IWA pretendido, com a sua publicação, introduzir uma descrição mais completa sobre o metabolismo das bactérias heterotróficas. Reconhece-se, então, a importância do armazenamento intra-celular de polímeros orgânicos (X_{STO}) em condições aeróbias e anóxicas. Mantém-se a consideração de dois grupos de organismos: heterotróficos e autotróficos.

No ASM3, o processo de hidrólise é considerado independente das condições ambientais, ocorrendo à mesma taxa em condições aeróbias e anóxicas, facto que já não acontece com as taxas de decaimento da biomassa. Esta situação é inversa à aplicada no ASM1.

No ASM3, o consumo de oxigénio é dividido em três processos (armazenamento, crescimento e respiração endógena). No ASM1 é considerada uma única taxa de consumo de oxigénio, relativa à degradação do substrato rapidamente biodegradável no crescimento.

A respiração endógena integra, no ASM3, todas as formas de perda de biomassa e de consumo de energia que não estejam associadas ao crescimento celular, designadamente: manutenção, mobilidade, morte, lise, predação. Como resultado, as reacções de conversão das bactérias são claramente separadas no ASM3, enquanto que os ciclos de regeneração dos produtos de decaimento da biomassa autotrófica e heterotrófica estão inter-relacionados no ASM1 (Figura 44).

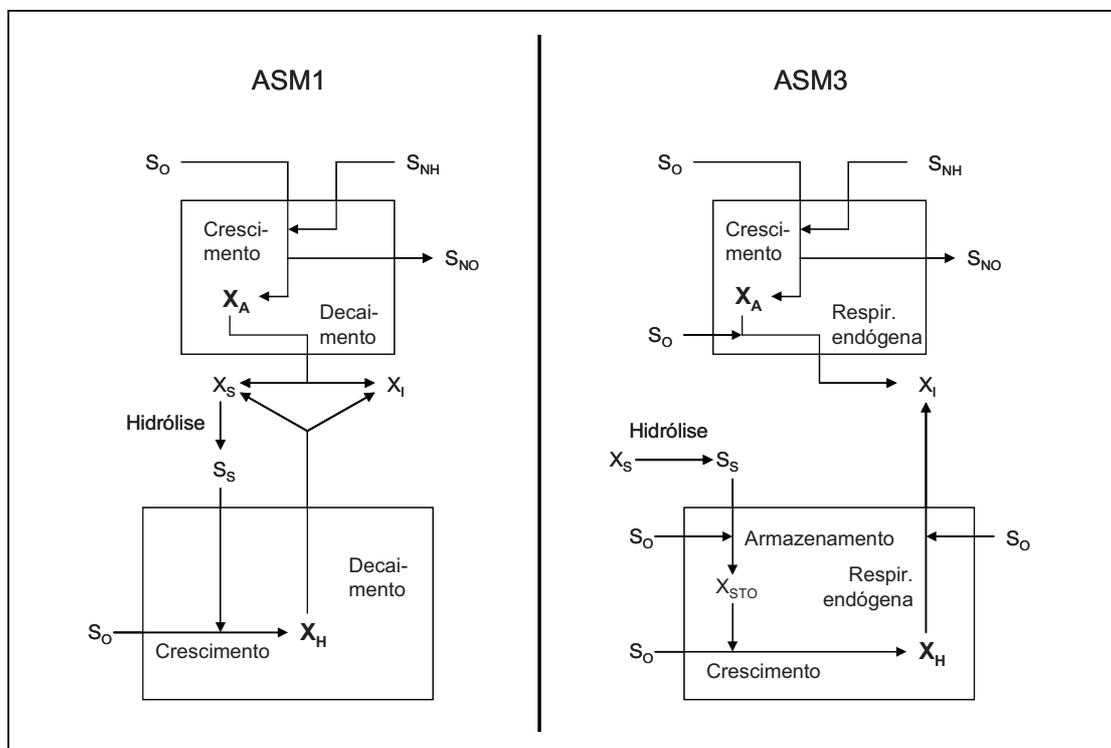


Figura 44 – Fluxos de substrato nos modelos ASM1 e ASM3 (Gernaey *et al.*, 2004)

O modelo ASM3 pode ser expandido com um módulo de remoção biológica de fósforo (e.g., Rieger *et al.*, 2001). De modo semelhante ao ASM2, o ASM3 inclui um componente para os sólidos suspensos totais (Gujer *et al.*, 1999).

Apresenta-se, no Quadro 13, uma síntese das principais características dos modelos matemáticos do sistema de lamas activadas desenvolvidos pela IWA.

Quadro 13 – Comparação dos modelos ASM (adaptado de Gujer, 2006)

Modelo	Nitrificação	Desnitrificação	Decaimento	Hidrólise	Remoção biológica fósforo	Desn. PAO	Fermentação	Remoção química fósforo	Reacções	Variáveis de estado
ASM1	x	x	MR,cst	AE					8	13
ASM2	x	x	MR,cst	AE	x		x	x	19	19
ASM2d	x	x	MR,cst	AE	x	x	x	x	21	19
ASM3	x	x	RE, AE	cst					12	13

(*) Siglas: Desn. PAO, actividade desnitrificante; MR, conceito morte-regeneração; AE, dependência no aceitador de electrões, RE, conceito respiração endógena; cst, sem dependência no aceitador de electrões

A publicação do ASM1 impulsionou bastante a simulação dinâmica de processos de lamas activadas, tendo este modelo sido bem aceite pela comunidade científica e pelos profissionais da área do tratamento de águas residuais. Com o ASM2d, a modelação atingiu um nível elevado de complexidade, dificultando a sua utilização na modelação corrente de ETAR (Gujer, 2006). As vantagens associadas ao modelo ASM3 apenas se tornam evidentes caso se verifiquem concentrações elevadas de substrato rapidamente biodegradável nas águas residuais afluentes (resultantes de uma contribuição significativa de águas residuais industriais) ou um volume considerável de zonas não arejadas no sistema de tratamento, pelo que a sua utilização deve ser limitada a estas circunstâncias (Gernaey *et al.*, 2004).

Em conclusão, o modelo ASM1 continua a ser bastante utilizado na modelação de sistemas de lamas activadas. A sua aplicação permite reproduzir de modo realista os processos de tratamento biológico e, simultaneamente, apresenta uma estrutura relativamente simples. Por esta razão, é o modelo seleccionado para a simulação do tratamento biológico em ETAR de pequena dimensão.

Termina-se esta apresentação dos modelos ASM da IWA com uma observação de Gujer (2006), um dos seus autores, que considera que o ASM1 permanece o “*primary work horse*” da modelação de lamas activadas, devendo ser a primeira opção no estudo de sistemas de tratamento de águas residuais domésticas com remoção de carbono e de azoto.

4.2.2.4 Obtenção de valores para os parâmetros do modelo

A aplicação do modelo ASM1 na simulação do funcionamento de uma ETAR específica implica a sua calibração. O trabalho experimental necessário a esta calibração deve permitir obter informação sobre caudais, características das águas residuais em diferentes pontos do sistema de tratamento e condições operacionais (oxigénio dissolvido e temperatura, por

exemplo). É, também, necessária a realização de ensaios respirométricos, à escala laboratorial, como forma de caracterizar a resposta da biomassa activa à água residual afluyente, em termos cinéticos e estequiométricos.

A definição de valores iniciais para as diferentes variáveis de estado do modelo implica o fraccionamento do material orgânico e azotado afluyente ao sistema de tratamento a modelar. A aplicação exclusiva de métodos físico-químicos, como a filtração ou a floculação seguida de filtração, não é eficaz na separação das diversas fracções orgânicas das águas residuais, visto não existir normalmente uma relação directa entre o nível de biodegradabilidade e as características físicas dos compostos orgânicos (Wentzel *et al.*, 1995).

Na apresentação do ASM1, Henze *et al.* (1987) consideram pouco relevante a concentração de biomassa nas águas residuais afluentes, quando comparada com a formada e acumulada no processo de tratamento. No entanto, e de acordo com Petersen (2000), caso a ETAR modelada não inclua a etapa de decantação primária, pode ser importante a determinação da fracção correspondente à biomassa heterotrófica nas águas residuais. Esta situação verifica-se, por exemplo, nas ETAR com lamas activadas por arejamento prolongado.

No fraccionamento orgânico das águas residuais afluentes, considera-se que estas não apresentam biomassa autotrófica nem produtos derivados do processo de decaimento da biomassa.

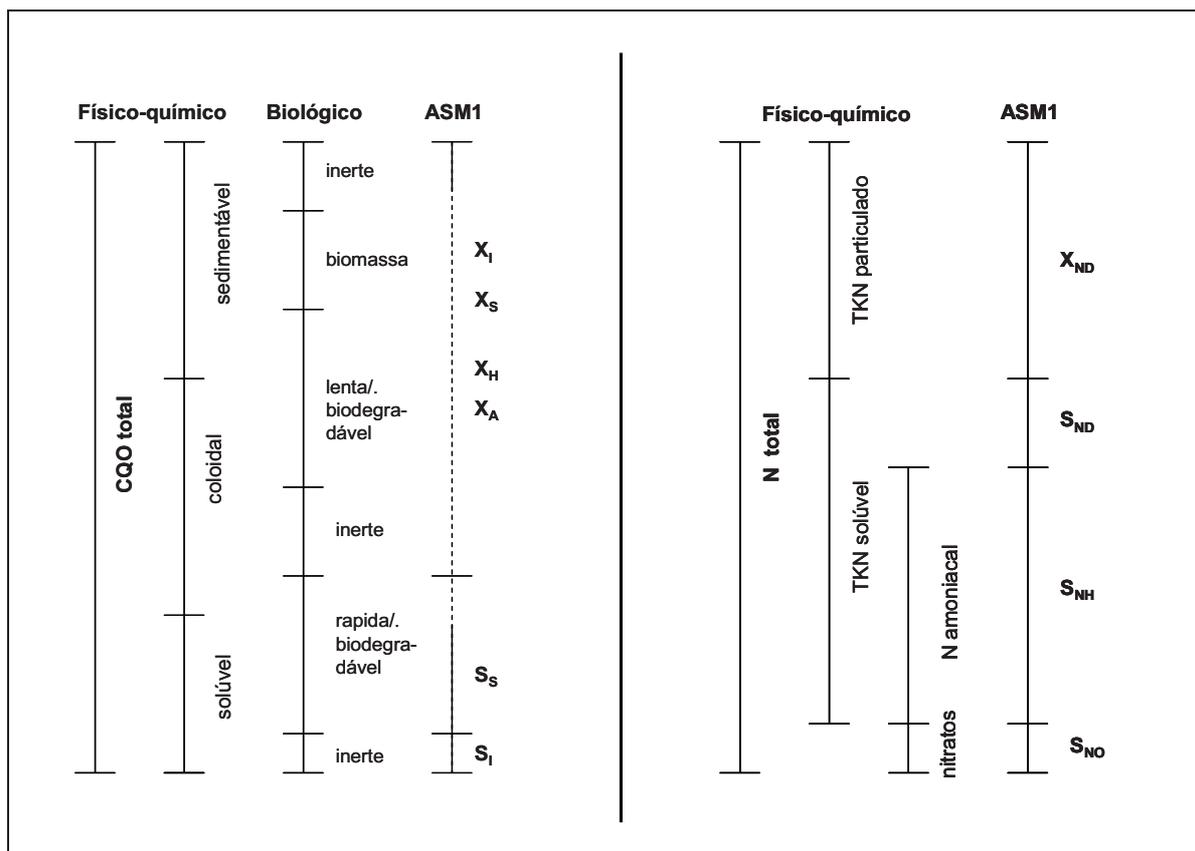
Assim, considera-se que a CQO total das águas residuais afluentes ($CQO_{t_{af}}$) é formada por:

$$CQO_{t_{af}} = S_{I_{af}} + X_{I_{af}} + S_{S_{af}} + X_{S_{af}} + X_{H_{af}} \quad (35)$$

A fracção $S_{I_{af}}$ pode ser determinada a partir da CQO solúvel residual no efluente tratado, em particular, caso a ETAR modelada seja operada com baixa carga orgânica (Petersen, 2000). A concentração da fracção $X_{I_{af}}$ pode ser estimada através de um cálculo indirecto, de acordo com o sugerido por Nowak *et al.* (1999). A estimativa da concentração das fracções $S_{S_{af}}$, $X_{S_{af}}$ e $X_{H_{af}}$ pode ser obtida através da realização de ensaios respirométricos com águas residuais afluentes (secção 4.3.5).

A caracterização das fracções azotadas das águas residuais é feita a partir de determinações analíticas (azoto na forma amoniacal, azoto Kjeldahl, azoto na forma nítrica) e de informação obtida com o fraccionamento do material orgânico (Hulsbeek *et al.*, 2002).

Na Figura 45 apresenta-se a articulação do fraccionamento das águas residuais com a caracterização físico-química e biológica das mesmas.



Nota: TKN – azoto Kjeldahl total

Figura 45 – Caracterização de frações orgânicas e azotadas (Petersen, 2000)

As frações de CQO e azoto obtidas no processo de fraccionamento de águas residuais estão geralmente compreendidas em gamas de valores com uma amplitude considerável, tal como se apresenta no Quadro 14. Para esta variabilidade contribuem factores como, por exemplo, a especificidade da composição local das águas residuais (Gujer, 2006) ou o arrastamento de sólidos acumulados nos sistemas de drenagem em eventos de precipitação (Stricker *et al.*, 2003).

Quadro 14 – Valores de fraccionamento medidos em águas residuais domésticas (Henze *et al.*, 1987)

Fracção	Relação com o valor de CQO total	Fracção	Relação com o valor de azoto Kjeldahl total
S_i	8 a 11%	S_{ND}	14 a 17%
S_s	24 a 32%	X_{ND}	20 a 27%
X_i	11 a 20%	S_{NH}	52 a 60%
X_s	43 a 49%	S_{NI}	4 a 5%

4.3 Procedimentos experimentais e dados obtidos para aplicação do modelo

4.3.1 Informação necessária

A aplicação do modelo ASM1 na descrição do funcionamento de uma ETAR implica a sua calibração com recurso a medições no caso particular. No estudo de caso, foi utilizada a seguinte informação:

- Descrição do *layout* da ETAR e caracterização hidrodinâmica das estruturas de tratamento (secção 3.4.2).
- Caracterização da composição das águas residuais afluentes e do efluente tratado, através de determinações analíticas e, no caso da afluência, com monitorização espectrofotométrica em linha (secção 4.3.3).
- Caracterização de condições de operação do tanque de arejamento, com medição da concentração de oxigénio dissolvido e estimativa do valor da taxa volumétrica de transferência de oxigénio (secção 4.3.4).
- Estimativa dos valores de alguns parâmetros do modelo ASM1 e do fraccionamento da componente orgânica das águas residuais afluentes, obtida através da realização de ensaios respirométricos (secção 4.3.5).
- Recurso a valores de bibliografia no caso dos restantes parâmetros do modelo ASM1.

Apresenta-se, seguidamente, o trabalho de monitorização e experimental realizado no estudo de caso no âmbito da caracterização do tratamento biológico.

4.3.2 Recolha de amostras e medições *in situ*

No âmbito do trabalho experimental realizado no estudo de caso, foram realizadas seis campanhas de monitorização, entre Setembro e Novembro de 2008 (inclusive), para obter a informação necessária à calibração do modelo de tratamento biológico.

Apresenta-se, na Figura 46, um esquema em planta da ETAR com identificação dos pontos de colheita de amostras, de medição de caudal e de monitorização contínua utilizados nas campanhas de monitorização.

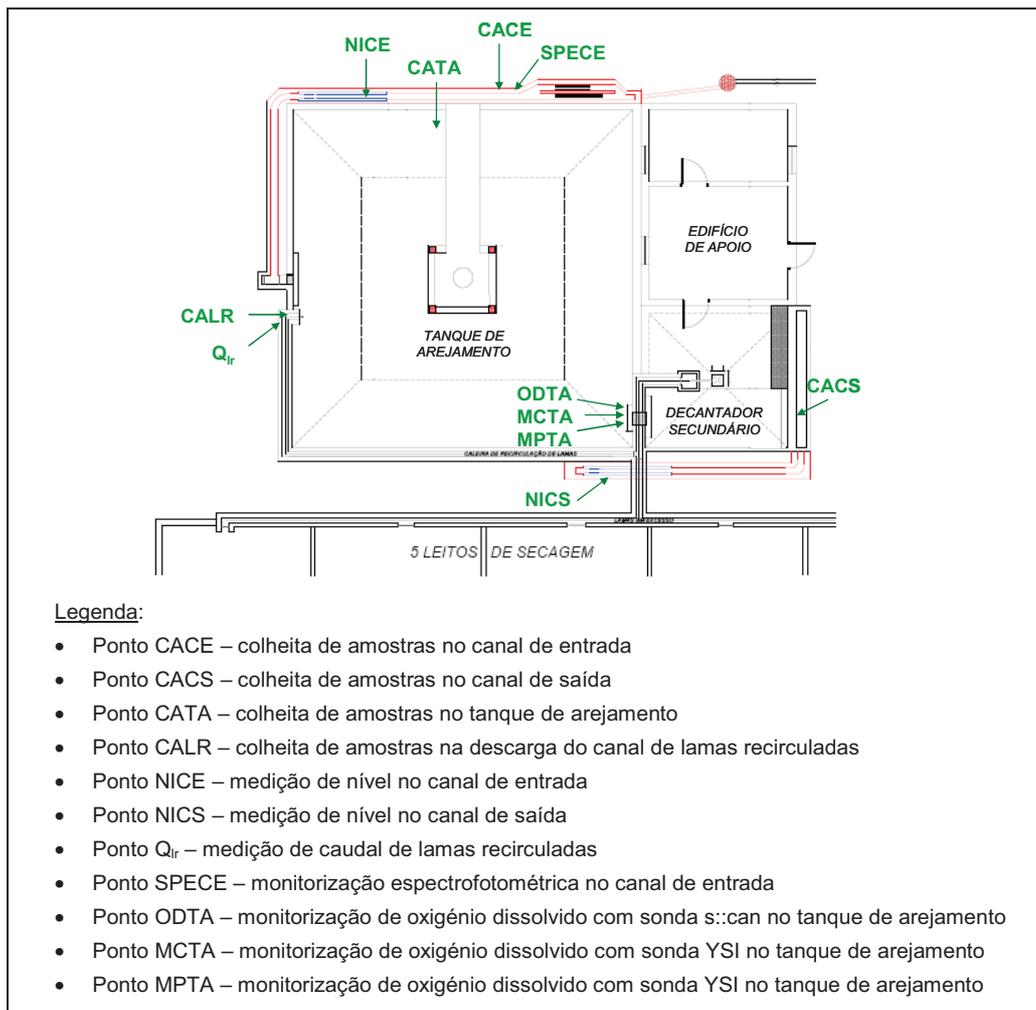


Figura 46 – Pontos de colheita de amostras e de medição na ETAR (tratamento biológico)

Foram realizadas seis campanhas de monitorização, com uma duração de 24 horas cada, que apresentaram, no geral, a seguinte estrutura:

- Recolha de amostras para caracterização do sistema de tratamento:
 - Águas residuais afluentes e efluente tratado: modo automático (2 amostradores marca ISCO, modelo 6700) e periodicidade de 2 horas.
 - Licor misto e lamas recirculadas: modo manual e duas vezes por campanha.
- Recolha de amostras para determinação de CBO_5 :
 - Águas residuais afluentes e efluente tratado: modo manual e uma vez por campanha.
- Recolha de amostras para realização de ensaios respirométricos:
 - Águas residuais afluentes e licor misto: modo manual e uma vez por campanha.
- Recolha de amostras para observação microscópica:
 - Licor misto e lamas recirculadas: modo manual e uma vez por campanha.
- Medição de caudal (conforme descrito na secção 3.4.2).
 - Águas residuais afluentes e efluente tratado: medição e registo automático do nível na caleira *venturi* existente em cada canal.

- Lamas recirculadas: modo manual e duas vezes por campanha.
- Medição espectrofotométrica (conforme descrito na secção 4.3.3.2):
 - Águas residuais afluentes: medição e registo automático.
- Monitorização de oxigénio dissolvido e temperatura (conforme descrito na secção 4.3.4):
 - Licor misto: medição e registo automático, com utilização de diferentes tipos de sondas.

A caracterização analítica das amostras contemplou a determinação dos seguintes parâmetros analíticos: carência química em oxigénio total (CQO_t), carência química em oxigénio filtrada (CQO_f), carência bioquímica de oxigénio (CBO_5), azoto amoniacal (NH_4-N), azoto total (N_t), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV).

No Quadro 15 são indicados os parâmetros analisados em cada ponto de amostragem.

Quadro 15 – Pontos de amostragem e parâmetros analisados

Parâmetro	CACE	CACS	CATA	CALR
Carência química em oxigénio total (CQO_t)	x	x	x^3	x^4
Carência química em oxigénio filtrado (CQO_f)	x	x	x	x^6
Carência bioquímica de oxigénio (CBO_5)	x	x^5		
Azoto amoniacal (NH_4-N)	x	x	x	
Azoto total (N_t)	x	x	x	x^6
Sólidos suspensos totais (SST)	x	x	x	x
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	x	x	x	x

O número elevado de amostras envolvidas neste estudo levou à utilização de testes em cuvete da LANGE (HACH-LANGE) na determinação de CQO (testes LCK 114 e LCK 314) e de fracções de azoto (testes LCK 238, LCK 303, LCK 338 e LCK 339). Foi feito um controlo do procedimento experimental com soluções padrão ADDISTA (soluções LCA 703, LCA 704 e LCA 708), de acordo com o protocolo estabelecido pela HACH-LANGE.

A concentração temporal das campanhas colocou algumas dificuldades ao nível da gestão do trabalho laboratorial, o que limitou a realização de duplicados a cerca de 15% das amostras analisadas.

As determinações de SST e CBO_5 foram feitas com os métodos analíticos de referência.

Os procedimentos analíticos empregues no trabalho experimental são indicados no anexo desta tese.

³ Determinação realizada nas amostras colhidas para os ensaios respirométricos

⁴ Determinação realizada apenas na campanha 6

⁵ Determinação realizada a partir da campanha 3

4.3.3 Monitorização da qualidade da água na ETAR

4.3.3.1 Observações locais e análises laboratoriais

Apresentam-se, em seguida, algumas notas gerais sobre as condições registadas durante as seis campanhas de monitorização.

A campanha 1 decorreu nos dias 3 e 4 de Setembro de 2008, registando-se uma temperatura média no tanque de arejamento de 20,8° C. Ocorreu um curto período de precipitação, com intensidade reduzida, na manhã do dia 4. O sistema de tratamento apresentou-se desequilibrado, com um desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas e de espumas. Assistiu-se, a partir do início da manhã do dia 4, a uma diminuição significativa da quantidade de espumas presentes no tanque de arejamento.

A campanha 2 decorreu nos dias 1 e 2 de Outubro de 2008, registando-se uma temperatura média no tanque de arejamento de 17,7° C. No dia anterior ao início da campanha, foi efectuada uma extracção de lamas do sistema de tratamento. A biomassa no tanque de arejamento apresentou as seguintes características: flocos de pequena dimensão, com uma descida rápida do manto de lamas durante os períodos de paragem do arejador mecânico e ausência de espumas. No início da campanha, o decantador secundário apresentou-se pouco carregado, mas foi possível observar um aumento gradual da acumulação de lamas na sua superfície.

A campanha 3 decorreu nos dias 9 e 10 de Outubro de 2008, registando-se uma temperatura média no tanque de arejamento de 16,1° C. A biomassa presente no tanque de arejamento continuou a apresentar flocos de pequena dimensão. Verificou-se a existência de uma quantidade elevada de gordura no tanque de arejamento, sendo esta situação particularmente visível no início da manhã do dia 10. O decantador secundário apresentou-se mais carregado, com uma camada de lamas acumuladas na sua superfície.

A campanha 4 decorreu nos dias 20 e 21 de Outubro de 2008, registando-se uma temperatura média no tanque de arejamento de 17,2° C. Observou-se uma maior lentidão na descida do manto de lamas durante a paragem do arejador mecânico. Foi também detectada, em pequena quantidade, espuma no tanque de arejamento. Continuou a existir uma quantidade elevada de gordura no sistema de tratamento, sendo esta situação mais visível durante o período da manhã. O decantador secundário apresentou-se mais carregado, com uma camada espessa de lamas na sua superfície.

No período compreendido entre as campanhas 4 e 5 foi realizada uma extracção de lamas, com utilização de equipamento de limpeza de fossas. Foi também alterada a programação da recirculação de lamas.

A campanha 5 decorreu nos dias 28 e 29 de Outubro de 2008, registando-se uma temperatura média no tanque de arejamento de 14,0° C. Nesta campanha, a biomassa apresentou-se na forma de flocos de pequena dimensão, com uma descida rápida do manto de lamas durante os períodos de paragem do arejador mecânico. Continuou a observar-se uma quantidade elevada de gordura no tanque de arejamento. O decantador secundário apresentou-se pouco carregado, tendo ocorrido um aumento gradual da acumulação de lamas na sua superfície.

A campanha 6 decorreu nos dias 4 e 5 de Novembro de 2008, registando-se uma temperatura média no tanque de arejamento de 12,5° C. Ocorreram alguns períodos de chuva de fraca intensidade durante a tarde do dia 4. A biomassa presente no tanque de arejamento apresentou características semelhantes às da campanha anterior. Detectou-se, de modo igual, a presença de espumas. Continuou a existir uma elevada quantidade de gordura no tanque de arejamento. O decantador secundário apresentou, uma vez mais, uma acumulação significativa de lamas na sua superfície.

Em Ribeiro e Almeida (2009b) apresenta-se informação mais detalhada sobre estas campanhas de monitorização.

Apresentam-se, no Quadro 16, os principais resultados obtidos na caracterização analítica das águas residuais afluentes.

Quadro 16 – Síntese dos resultados das análises às águas residuais afluentes (ponto CACE)

	Unidades	Camp1	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
Parâmetros qualitativos (média, máximo, mínimo)							
CQO _t	gO ₂ .m ⁻³	753 1902 197	559 974 60	440 845 62	470 941 57	479 954 54	594 1082 92
CQO _f	gO ₂ .m ⁻³	135 204 38	118 238 25	111 212 27	111 251 21	116 248 20	146 282 26
SST	gSST.m ⁻³	484 1458 80	184 454 12	164 432 12	190 465 13	242 612 20	476 1420 34
SSV	gSSV.m ⁻³	372 1063 70	148 352 10	142 380 11	167 407 12	205 520 19	420 1240 30
N _t	gN.m ⁻³	51 96 14	49 148 13	40 132 13	49 157 13	45 98 10	60 215 22
N-NH ₄	gN.m ⁻³	26,5 47,8 9,5	30,9 95,7 9,2	19,5 47,4 6,6	27,6 84,9 8,4	25,5 57,1 4,7	28,4 72,7 11,1
Razões (valores médios)							
CQO _f /CQO _t	%	21	24	29	26	26	28
SSV/SST	%	88	82	88	90	86	90
N-NH ₄ /N _t	%	56	64	51	58	57	53

Nota: Os índices “t” e “f” referem-se às fracções total e filtrada.

Relativamente à composição apresentada pelas águas residuais afluentes à ETAR durante as campanhas de monitorização, referem-se os seguintes aspectos:

- Ocorreu em todas as campanhas de monitorização um padrão diário na maioria dos parâmetros analisados. Este padrão confirma a matriz doméstica.
- Os valores de CQO_t observados foram mais elevados (cerca de $1\ 000\ gO_2.m^{-3}$) nos picos matinal e de final do dia (hora do jantar) e mais baixos (cerca de $50\ gO_2.m^{-3}$) durante o período nocturno (entre as 02h e as 06h). Estas flutuações diárias são comuns em águas residuais domésticas. Em média, a CQO_f correspondeu a cerca de 25% da CQO_t .
- A variação de SST e SSV é maior do que a verificada com a CQO, registando-se alguns valores bastante elevados nas campanhas 1 e 6 (cerca de $1\ 400\ gSST.m^{-3}$). Também se observaram concentrações de sólidos bastante baixas durante o período nocturno.
- O teor observado em azoto é elevado, com uma concentração média próxima dos $50\ gN.m^{-3}$ e dos $25\ gN.m^{-3}$ para o azoto total e amoniacal, respectivamente. O $N-NH_4$ correspondeu, em média, a cerca de 55% do N_t , sugerindo a ocorrência de uma amonificação pouco acentuada das águas residuais (Pronost *et al.*, 2002), que poderá ser resultado de um curto tempo de transporte na rede de colectores.

No Quadro 17 apresentam-se os principais resultados da caracterização analítica do efluente tratado.

Quadro 17 – Síntese dos resultados das análises ao efluente tratado (ponto CACS)

	Unidades	Camp1	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
Parâmetros qualitativos (média, máximo, mínimo)							
CQO_t	$gO_2.m^{-3}$	151	53	54	49	39	44
		199	76	68	54	48	47
		129	45	48	44	37	41
CQO_f	$gO_2.m^{-3}$	55	36	32	23	26	30
		64	51	44	25	28	41
		52	33	28	22	24	24
SST	$gSST.m^{-3}$	41	15	15	21	16	17
		64	20	22	22	19	20
		31	10	12	19	12	14
SSV	$gSSV.m^{-3}$	38	12	12	16	11	13
		57	15	16	20	14	15
		30	9	10	15	9	12
N_t	$gN.m^{-3}$	41	5	11	8	4	5
		63	6	12	9	6	6
		29	3	8	7	3	3
$N-NH_4$	$gN.m^{-3}$	28,0	1,5	6,0	2,3	0,4	0,9
		36,5	2,0	8,0	3,2	1,1	1,5
		23,0	0,8	4,1	1,1	0,1	0,2
Razões (valores médios)							
CQO_f/CQO_t	%	37	68	79	48	66	68
SSV/SST	%	92	80	60	80	71	79
$N-NH_4/N_t$	%	72	33	59	29	9	14

Nota: Os índices “t” e “f” referem-se às fracções total e filtrada.

Relativamente à composição do efluente tratado durante as campanhas de monitorização, referem-se os seguintes aspectos:

- Ocorreu uma diferença importante nos teores observados nas amostras de efluente tratado entre a situação de desequilíbrio biológico no sistema de tratamento (campanha 1) e o conjunto das restantes campanhas.
- Os valores obtidos nas campanhas 2 a 6 revelam uma estabilidade na composição do efluente tratado, apresentando valores de concentração que variaram pouco ao longo de cada campanha e no conjunto destas cinco campanhas.
- Com excepção da campanha 1, a qualidade registada no efluente tratado permite o cumprimento dos requisitos impostos no Decreto-Lei n.º 152/97 para a descarga de ETAR com capacidade de tratamento superior a 2 000 equivalentes de população, designadamente $125 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ para a CQO total e $35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ para SST.
- De modo idêntico, os valores médios registados para a concentração de azoto total e de azoto amoniacal são inferiores aos limites impostos na legislação acima referida ($15 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-3}$ e $10 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-3}$, respectivamente), com excepção da primeira campanha.

4.3.3.2 Caracterização espectrofotométrica das aflúncias à ETAR

A aplicação da espectroscopia de ultravioleta/visível (UV-Vis), ou espectrofotometria, na monitorização contínua da composição de águas residuais baseia-se na determinação da atenuação da luz devido à absorção pelo meio, na zona espectral de 200 a 800 nm em comprimento de onda. Visto que diferentes substâncias têm padrões de absorção específicos, a espectrofotometria permite a sua detecção e potencial identificação. Para efeitos de quantificação de concentração, a aquisição dos espectros deve ser feita de modo a que, para os comprimentos de onda mais representativos das substâncias em causa, os valores de absorvância medidos fiquem dentro do intervalo onde é válida uma relação linear com a respectiva concentração, ou seja, se verifique a lei de Lambert-Beer (Hochedlinger, 2005).

O processamento matemático da informação obtida através dos espectros de absorção, em particular dos valores de absorvância, pode ser realizado de diversos modos, através dos quais é possível alcançar os seguintes objectivos de monitorização:

- (i) Determinação inferencial da concentração de parâmetros de qualidade, com recurso a calibrações que associam os comprimentos de onda mais directamente correlacionados com os parâmetros-alvo (Rieger *et al.*, 2006).
- (ii) Caracterização da composição das águas residuais através da análise exploratória de dados. Rosen (2001) e Villez (2007) aplicam a análise de componentes principais na monitorização e controlo de ETAR.
- (iii) Identificação e quantificação de alterações na composição das águas residuais, com aplicação de espectrofotometria diferencial (Langergraber *et al.*, 2004c).

No âmbito da aplicação experimental de medidas em linha na monitorização contínua de águas residuais afluentes, foi empregue a espectrofotometria como complemento dos métodos tradicionais de caracterização analítica. Uma das principais vantagens da espectrofotometria consiste na possibilidade de obter estimativas, com continuidade

temporal e em tempo real, dos valores de alguns parâmetros de qualidade, tal como tem vindo a ser feito para outras variáveis relevantes, como o caudal, por exemplo.

A eficácia da aplicação de espectroscopia UV-Vis na monitorização das águas residuais pode, no entanto, ser limitada pelo facto do espectro de absorção adquirido apresentar características que dificultam a identificação dos comprimentos de onda mais correlacionados com as substâncias alvo, designadamente, o efeito de matriz⁶ e a sensibilidade cruzada⁷ (Langergraber *et al.*, 2003a; Rieger *et al.*, 2008; Winkler *et al.*, 2008).

Apresenta-se, seguidamente, informação sobre a instrumentação utilizada e os procedimentos disponíveis para a calibração das determinações inferenciais. Incluem-se, também, os resultados obtidos na monitorização espectrofotométrica das águas residuais afluentes à ETAR estudada e na afinação da calibração das estimativas de concentração.

A instrumentação espectrofotométrica utilizada no trabalho experimental é da marca *s::can*[®], sendo constituída pelos seguintes componentes:

- Espectrofotómetro submersível *spectro::lyser*[®].
- Terminal de controlo de processo *con::stat*[®], com instalação dos *softwares ana::lyte*[®] (funcionamento de base) e *ana::pro*[®] (opção do utilizador).
- Sistema de limpeza automática das janelas de medição, constituído por uma electroválvula e um compressor portátil com 50 litros de capacidade.

O espectrofotómetro *spectro::lyser* é uma sonda com 600 mm de comprimento e 44 mm de diâmetro. Tem uma lâmpada de xénon de feixe duplo, de 256 pixel, que permite uma compensação automática das leituras. O controlo do funcionamento do espectrofotómetro é feito por um microprocessador, a saída de sinal é digital e o tempo de resposta é de 15 a 30 segundos. Os espectros foram adquiridos com um percurso óptico de 5 mm, sendo medidos 256 comprimentos de onda entre os 220 e os 720 nm. O *spectro::lyser* está equipado com um sistema de limpeza automática, com ar comprimido, das janelas de leitura óptica. O *software* associado ao espectrofotómetro permite, entre outras funcionalidades, o controlo do processo de medição e a representação e armazenamento das medições. Na Figura 47 apresenta-se um esquema do espectrofotómetro. Mais informação sobre este sensor pode ser encontrada em, por exemplo, Langergraber *et al.* (2003).

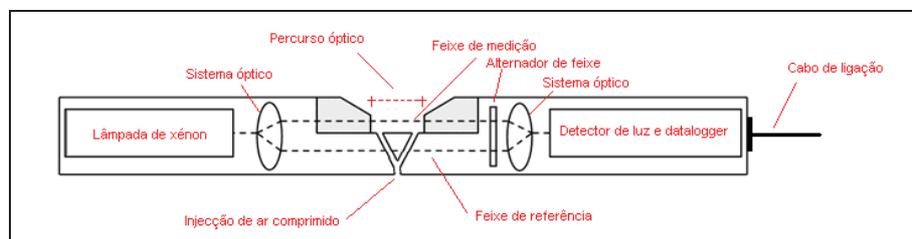


Figura 47 – Sonda *spectro::lyser* (Langergraber *et al.*, 2003)

⁶ Efeito de matriz – interferência causada por fenómenos de intensificação da absorção, por parte de outros elementos que compõem as águas residuais.

⁷ Sensibilidade cruzada – interferência associada a formatos espectrais que se sobrepõem, dificultando a identificação individualizada das substâncias.

Na Figura 48 apresentam-se algumas fotografias do local onde esteve instalada a instrumentação espectrofotométrica no canal de entrada da ETAR estudada (ligeiramente a montante do dispositivo de aspiração do equipamento de recolha automática de amostras) e pormenores do processo de limpeza automática com ar comprimido.



Figura 48 – Espectrofotómetro: (a) local de instalação; (b) sonda a realizar uma medição; (c) janelas de leitura e saídas de ar comprimido; (d) sonda em limpeza automática

A garantia de condições adequadas na instalação do sistema de espectroscopia UV-Vis, tal como outros sistemas em contínuo, é essencial para que a qualidade das medições seja adequada (Gruber *et al.*, 2006). Em Ribeiro e Almeida (2009a) apresenta-se mais informação sobre a utilização do espectrofotómetro submersível no trabalho experimental.

A eficácia da aplicação de espectroscopia UV-Vis na monitorização das águas residuais depende da calibração das medições inferenciais, baseada no desenvolvimento de um modelo de correlação específico. A estimativa de valores de concentração para parâmetros de qualidade, ou seja, de “concentrações equivalentes”, pode ser feita graças ao processamento matemático da informação obtida através dos espectros de absorção, sendo normalmente utilizados métodos baseados na estatística multi-variada.

A regressão dos mínimos quadrados parciais, ou regressão PLS (do termo inglês *Partial Least Squares*), é o método mais utilizado. Este método consiste num modelo de decomposição guiada onde as variáveis dependentes (concentrações em parâmetros de

qualidade) intervêm directamente na decomposição das variáveis independentes (espectros UV-Vis). O objectivo deste método é a determinação de um pequeno número de factores latentes (semelhantes a componentes principais) a partir dos quais seja possível estimar a concentração equivalente para parâmetros-alvo, usando a informação fornecida pelos espectros da forma mais eficiente possível. Um requisito essencial para o estabelecimento de um modelo PLS com dados espectroscópicos é a escolha dos comprimentos de onda mais representativos dos parâmetros de qualidade, uma vez que parte da informação contida num espectro é redundante (Lourenço *et al.*, 2006).

As calibrações pré-programadas no *software* fornecido com a aparelhagem para aplicação nas medições espectrais obtidas com o espectrofotómetro *spectro::lyser* são as seguintes:

- Global – utiliza um conjunto de comprimentos de onda genericamente mais correlacionados com os parâmetros-alvo, sendo esta informação disponibilizada pelo fabricante como resultado da sua própria experiência acumulada.

No presente estudo, utilizou-se a calibração global *ALARM190V120* que permite a obtenção, de modo imediato, de valores de concentração equivalente para os parâmetros CQO, SST e nitrato. É indicada pelo fabricante para a monitorização de águas residuais urbanas com contribuição industrial limitada.

- Local simples – consiste no ajuste do declive e ordenada na origem da função de calibração global com base em resultados analíticos e espectros associados, ambos obtidos no local de medição.

A calibração local simples possibilita, entre outros aspectos, reduzir efeitos de matriz e minimizar sensibilidades cruzadas (Langergraber *et al.*, 2004a).

A realização de uma calibração local simples implica a aquisição *in situ* de espectros das águas residuais e o seu armazenamento numa base de dados específica. Os resultados das determinações analíticas das amostras de referência⁸ são fornecidos posteriormente ao sistema de processamento da informação espectral, através da introdução dos seus valores nesta base de dados. A partir deste momento é possível realizar a calibração, estando disponível o modo automático e manual. Neste último caso, o utilizador pode decidir sobre as amostras a excluir da base de dados e seleccionar o tipo de ajuste (linear ou polinomial) a usar na função de calibração. Em Ribeiro e Almeida (2009a) apresenta-se uma proposta de boas práticas para o processo de calibração local simples.

A calibração local avançada consiste num terceiro tipo de calibração, feita pelo utilizador em código aberto e sem recurso às calibrações pré-programadas no *software* associado ao espectrofotómetro, utilizando directamente a informação espectral adquirida neste. O desenvolvimento de um modelo específico de calibração permite alcançar uma maior exactidão nas estimativas de concentração, uma vez que é possível identificar e seleccionar comprimentos de onda com um maior nível de correlação com as características locais das águas residuais (Rieger *et al.*, 2006).

Apresentam-se, seguidamente, os resultados obtidos na calibração local das estimativas de

⁸ Amostra de referência – amostra de águas residuais colhida em simultâneo com a aquisição de espectros no processo de calibração local, tendo associado um, ou mais, espectro de absorção.

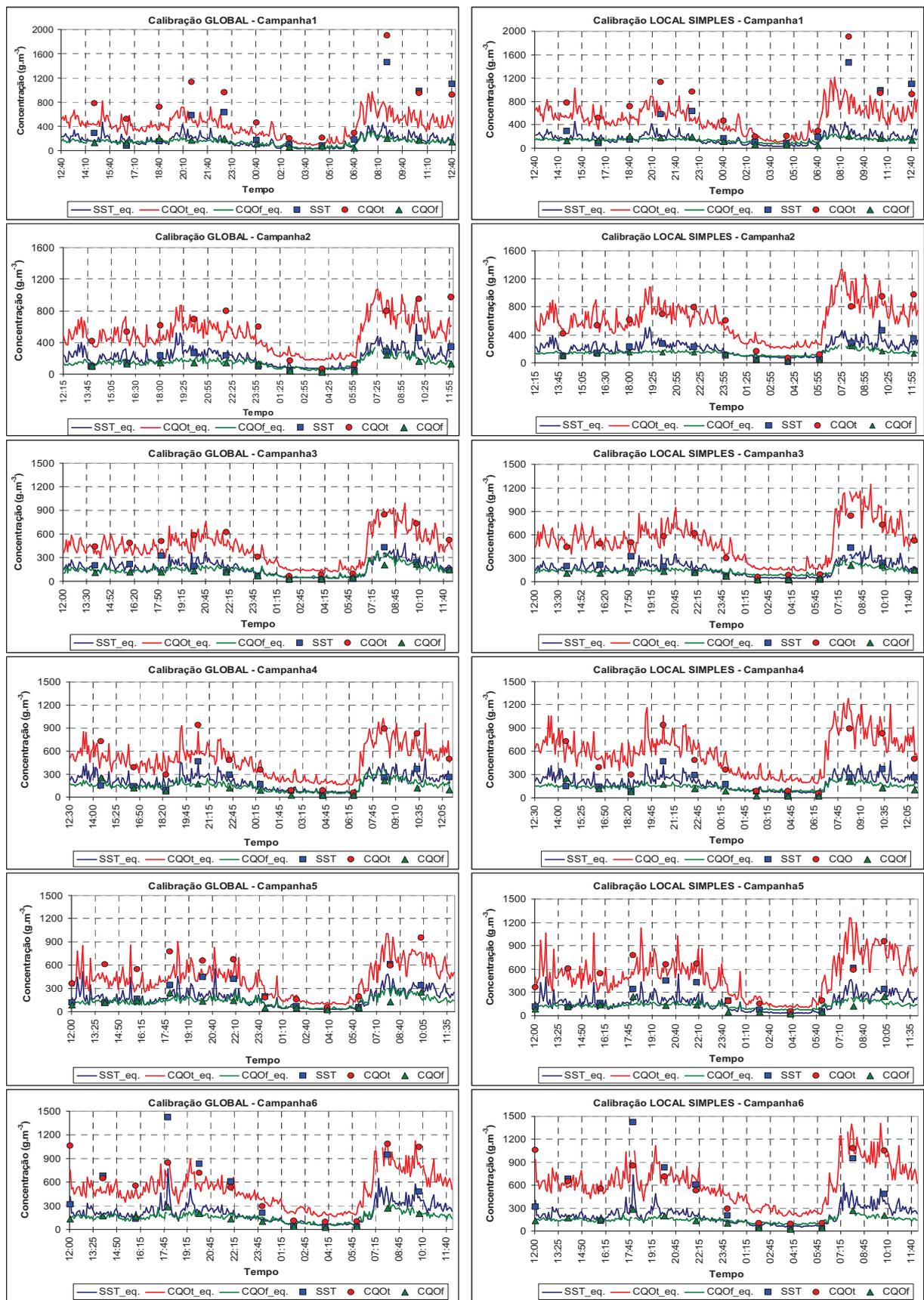
valores dos parâmetros SST, CQO_t e CQO_f (forma total e filtrada, respectivamente), relativas à monitorização de águas residuais afluentes.

No trabalho experimental foi possível a recolha de 37 amostras de referência. Destas, 24 amostras foram colhidas, de modo automático, durante as seis campanhas de monitorização, entre Setembro e Novembro de 2008 (secção 4.3.3.1). As restantes 13 amostras foram colhidas nos dias 10 e 17 de Fevereiro de 2009 e correspondem a uma diluição *in situ* das águas residuais afluentes, com fornecimento de água da rede pública de Verdelhos no canal de entrada da ETAR. Procurou-se, com este procedimento, representar a afluência de águas residuais pouco concentradas à ETAR.

Os resultados obtidos com a aplicação das duas calibrações, global e local simples, são apresentados na Figura 49 e na Figura 50, respectivamente. Os pontos incluídos nestes gráficos correspondem aos resultados das determinações analíticas de todas as amostras colhidas no trabalho experimental, incluindo as que foram utilizadas como referência na calibração local simples.

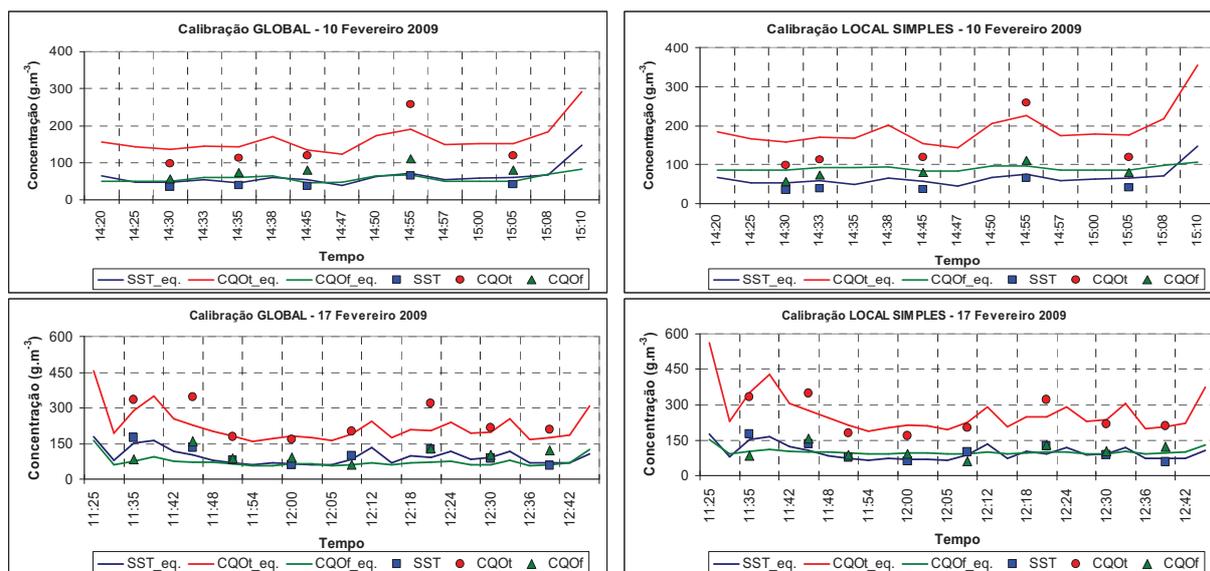
As principais conclusões que se tiram da aplicação da calibração local simples são as seguintes:

- Os valores de concentração equivalente de SST não sofrem alteração aparente em resultado da mudança do tipo de calibração. Mantém-se uma sub-estimação dos valores mais elevados e uma estimativa adequada no caso das águas residuais menos concentradas.
- Observa-se uma resposta na estimativa de CQO total com a aplicação da calibração local simples, na medida em que é atenuada a diferença entre valores medidos e inferidos no caso dos valores mais elevados de concentração. Esta melhoria não se estende, no entanto, às águas residuais mais diluídas, já que se mantém a estimativa por excesso de concentração de CQO_t.
- Os resultados da aplicação da calibração local na estimativa de concentração de CQO na forma filtrada foram inversos aos registados com a CQO total. A melhoria do ajuste é agora alcançada com o aumento do valor estimado para concentrações mais baixas, diminuindo a diferença entre valores medidos e inferidos.



Nota: Os índices "eq" e "f" referem-se, respectivamente, a concentrações equivalentes e à fracção filtrada da CQO.

Figura 49 – Calibração global e local simples: campanhas de monitorização em 2008



Nota: Os índices "eq" e "f" referem-se, respectivamente, a concentrações equivalentes e à fracção filtrada da CQO

Figura 50 – Calibração global e local simples: medição em Fevereiro de 2009

Naturalmente que este processo de calibração da estimativa de concentrações equivalentes está afectado de incerteza, sendo desejável identificar as suas origens e quantificá-las na medida do possível. As fontes de incerteza geralmente associadas a uma função de calibração deste género são as seguintes (Winkler *et al.*, 2008):

- Obtenção e manipulação de amostras de referência, designadamente no que se refere ao processo de amostragem (*e.g.*, correspondência física entre os espectros de absorção e as amostras de referência), à técnica de conservação das amostras e aos procedimentos analíticos empregues.
- Aquisição de espectros de absorção, no que depende das características técnicas do equipamento (por exemplo, sistema óptico, limpeza das janelas de medição e robustez de funcionamento da sonda).
- Efeito de matriz, dado que a introdução de ruído e as sensibilidades cruzadas devidas a formatos espectrais sobrepostos dificultam a identificação dos comprimentos de onda mais relevantes.
- Função de calibração utilizada na obtenção de grandezas derivadas (ou seja, concentrações equivalentes), a qual, sendo um modelo matemático e necessariamente uma aproximação da realidade, pode ser responsável pela introdução de fontes adicionais de erro.

Para quantificar a incerteza associada à estimativa das concentrações equivalentes para as amostras de referência, calculou-se o erro de estimativa de acordo com a equação 36.

$$e_p = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \quad (36)$$

em que:

- e_p erro de estimativa da concentração (g.m^{-3});
- y_m concentração medida na amostra de referência i (g.m^{-3});
- \hat{y}_m concentração estimada a partir do espectro de absorção (concentração equivalente) correspondente à amostra de referência i (g.m^{-3});
- n número total de amostras de referência.

Os valores dos erros assim obtidos para cada parâmetro encontram-se apresentados no Quadro 18. Para facilitar a avaliação relativa da magnitude destes erros, apresentam-se as grandezas relativas à caracterização analítica das amostras de referência: média aritmética, valor máximo, valor mínimo e desvio padrão dos valores medidos.

Quadro 18 – Erro de estimativa associado à caracterização espectrofotométrica de afluência à ETAR

	SST	CQO_t	CQO_f
	g.m^{-3}	$\text{gO}_2.\text{m}^{-3}$	$\text{gO}_2.\text{m}^{-3}$
Erro de estimativa (e_p)			
Calibração global	56	141	49
Calibração local simples	56	97	40
Valores analíticos das amostras de referência			
Média	170	484	130
Máximo	480	1 060	251
Mínimo	35	98	57
Desvio padrão	114	287	53

Observa-se uma melhoria na estimativa dos valores de concentração de CQO_t e CQO_f na passagem da calibração global para a local simples. O erro associado à estimativa da concentração de SST não variou. Estes resultados vão ao encontro das conclusões anteriormente apresentadas na análise aos gráficos da Figura 49 e da Figura 50.

Apresentam-se na Figura 51, Figura 52 e Figura 53, os erros obtidos para as duas calibrações entre a concentração medida e a concentração equivalente nos parâmetros SST, CQO_t e CQO_f, respectivamente, nas amostras de referência. Não são incluídas as amostras de referência ID1 e ID22, consideradas anómalas por falta de coerência entre o valor estimado e o espectro adquirido (Ribeiro e Almeida, 2009a). A organização dos gráficos apresentados nestas figuras é a seguinte:

- Eixo inferior das abcissas – valores analíticos determinados em laboratório.
- Eixo superior das abcissas – data e hora da recolha das amostras de referência.
- Eixo esquerdo das ordenadas – valor dos erros absolutos (em g.m^{-3}) entre a

concentração estimada e a obtida laboratorialmente para o parâmetro em questão.

- Eixo direito das ordenadas – valor dos erros relativos (em %) entre a concentração estimada e a obtida laboratorialmente.

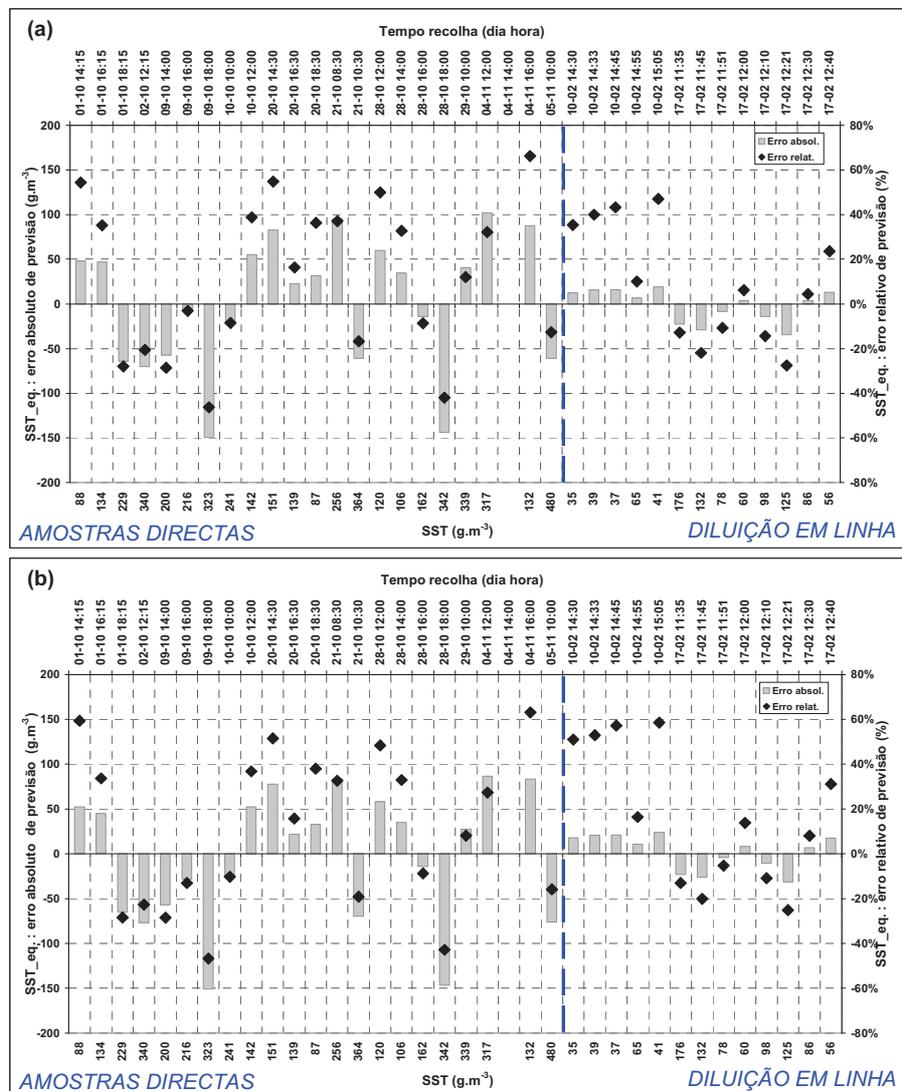


Figura 51 – Estimativa da concentração de SST: (a) calibração global; (b) calibração local simples

Comparando os erros obtidos na estimativa de SST (Figura 51) com a calibração global e a calibração local simples, verifica-se que não se regista qualquer melhoria com a alteração do tipo de calibração.

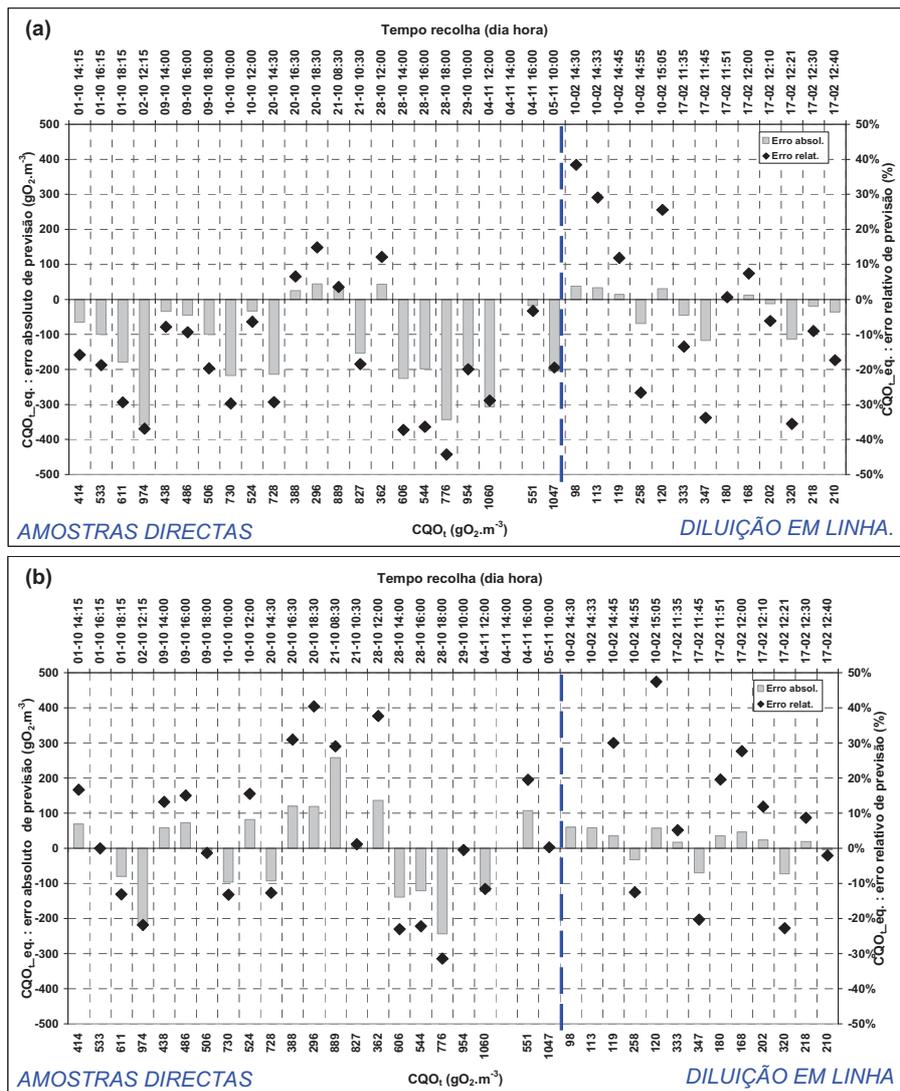


Figura 52 – Estimativa da concentração de CQO_i: (a) calibração global; (b) calibração local simples

Comparando os desvios obtidos na estimativa de CQO total (Figura 52) com a calibração global e a calibração local simples, verifica-se, neste último caso, uma distribuição mais heterogénea do sinal dos desvios nas amostras mais concentradas (amostras directas), indicando a correcção de um erro sistemático. Observa-se também, no geral, uma redução na amplitude dos desvios.

Finalmente, comparando os desvios obtidos na estimativa de CQO filtrado (Figura 53) com a calibração global e a calibração local simples, verifica-se que a aplicação desta última permitiu uma distribuição mais heterogénea do sinal dos desvios nas amostras menos concentradas (amostras colhidas com diluição em linha). Observou-se também uma redução, em geral, da amplitude dos mesmos.

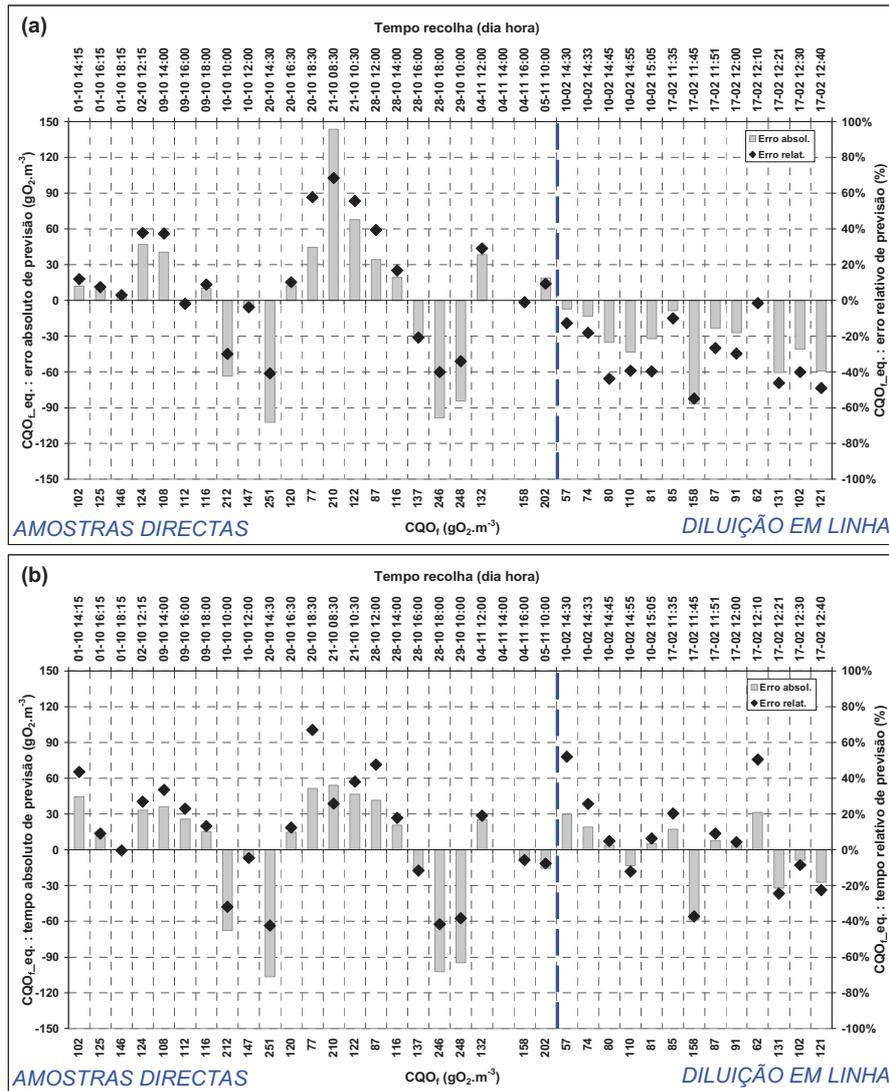


Figura 53 – Estimativa da concentração de CQO_i: (a) calibração global; (b) calibração local simples

4.3.4 Medição da concentração de oxigénio dissolvido

4.3.4.1 Introdução

Para a medição da concentração de oxigénio dissolvido (OD) no tanque de arejamento da ETAR estudada utilizaram-se dois sensores convencionais de membrana e um sensor de desenvolvimento recente. Este sensor utiliza um método óptico que, em princípio, reduz o risco de perda de dados por acumulação de sujidade no ponto de medição.

Apresenta-se, seguidamente, a metodologia utilizada para estimar o coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio no tanque de arejamento, bem como com a instrumentação de medição de oxigénio dissolvido e os principais resultados obtidos nas campanhas.

4.3.4.2 Metodologia para estimativa do coeficiente de transferência de oxigénio

O balanço de massa ao oxigénio dissolvido, num reactor biológico descontínuo e de mistura completa, é descrito pela seguinte equação geral (e.g., Krampe e Krauth, 2003):

$$\frac{dS_{O_2}}{dt} = k_L a (S_{O_2, sat} - S_{O_2}) - r_{SO_2} \quad (37)$$

sendo:

S_{O_2}	concentração de oxigénio dissolvido medida no meio ($M(O_2).L^{-3}$);
$S_{O_2, sat}$	concentração de oxigénio dissolvido correspondente à saturação do meio ($M(O_2).L^{-3}$);
$k_L a$	coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio entre o ar e o meio (T^{-1});
r_{SO_2}	taxa volumétrica de consumo de oxigénio pela biomassa ou taxa de respiração ($M(O_2).L^{-3}.T^{-1}$).

A medição experimental do valor de $k_L a$ num tanque de arejamento pode ser feita através da realização de ensaios com água limpa, ou seja, na ausência de consumo microbiológico de oxigénio. A norma europeia EN12255-15:2003 indica as condições padrão para estes ensaios, integrando especificações concretas de operação como, por exemplo, o nível de submersão de difusores e a velocidade de rotação dos arejadores superficiais. Este tipo de ensaio implica a desoxigenação prévia da massa de água por adição de um agente químico redutor (sulfito de sódio, por exemplo). Quando a concentração de oxigénio é próxima de zero, inicia-se o arejamento da massa de água, medindo-se e registando-se continuamente a evolução no tempo do OD até que se atinja os 100% de saturação à temperatura do líquido. A utilização do valor de $k_L a$ assim determinado, para outras condições que não sejam de água limpa, implica a sua multiplicação por um coeficiente de correcção. Este último deve reflectir a alteração da capacidade de dissolução de oxigénio resultante, entre outros factores, da presença de solutos e de sólidos suspensos no meio aquoso (Vaxelaire *et al.*, 1995).

Um modo expedito de estimativa do valor de $k_L a$, em condições normais de operação de um reactor de lamas activadas, baseia-se na análise da variação de oxigénio dissolvido nos períodos de funcionamento e de paragem do sistema de arejamento (Suescun e Ayesa, 2002). A estimativa da taxa de transferência é dificultada, durante o arejamento, pelo facto do fornecimento de oxigénio e da taxa de respiração da biomassa estarem ambos reflectidos na variação da concentração de oxigénio dissolvido no tempo (Suescun e Ayesa, 2002). Assim, importa seleccionar períodos específicos em que seja possível isolar uma das contribuições. Tal sucede durante os períodos de interrupção do arejamento, em que se pode admitir que ocorre apenas o consumo de oxigénio por respiração da biomassa.

A aplicação deste método implica as seguintes simplificações:

- Equivalência do tanque de arejamento a um reactor descontínuo de mistura completa. Desprezam-se todas as entradas e saídas de oxigénio dissolvido que possam estar associadas aos caudais afluentes e efluentes e às trocas com a atmosfera.
- Equivalência da taxa de respiração (r_{SO_2}) nos períodos de arejamento à taxa de decréscimo do teor de oxigénio dissolvido no meio verificada no período de paragem de arejamento imediatamente anterior.

Em cada um dos intervalos de funcionamento do sistema de arejamento, durante a fase de aumento da concentração de oxigénio dissolvido até à eventual saturação, o valor de $k_L a$ pode ser determinado por integração da equação 37, ou seja:

$$\ln \left(\frac{k_L a (S_{O_2, sat} - S_{O_2, i}) - r_{SO_2}}{k_L a (S_{O_2, sat} - S_{O_2, f}) - r_{SO_2}} \right) = k_L a (t_f - t_i) \quad (38)$$

sendo:

S_{o_i}	concentração de oxigénio medida no início do intervalo de arejamento considerado ($gO_2.m^{-3}$);
S_{o_f}	concentração de oxigénio medida no final do intervalo considerado ($gO_2.m^{-3}$);
t_i	tempo inicial do intervalo considerado (h:min);
t_f	tempo final do intervalo considerado (h:min).

Para uma série de pares de valores (t , S_o) medidos durante a fase de arejamento, a utilização da equação 38 permite, a partir dos valores de concentração de oxigénio dissolvido, prever os valores de tempo correspondentes. A estimativa de $k_L a$ é, então, calculada através do ajuste do seu valor por minimização do somatório dos quadrados das diferenças entre os valores de tempo reais e previstos pela equação 38 (representação linear simples).

4.3.4.1 Instrumentação

O programa de monitorização da ETAR estudada integrou a medição de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento, durante as seis campanhas realizadas entre Setembro e Outubro de 2008. Neste sentido, foram utilizadas três sondas de oxigénio dissolvido que correspondem aos seguintes pontos de medição (Figura 46, secção 4.3.1):

- ODTA (sonda *oxi::lyser*[®], da marca *s::can*).
 - Objectivo de medição: monitorização da evolução do oxigénio dissolvido no tanque de arejamento com uma sonda de desenvolvimento recente.
 - Profundidade de imersão: 0,6 m.
- MCTA (sonda YSI[®], modelo 556 MPS, com medição multi-paramétrica completa).
 - Objectivo de medição: monitorização da evolução do oxigénio dissolvido no tanque de arejamento com uma sonda convencional.
 - Profundidade de imersão: 0,6 m.
- MCTA (sonda YSI[®], modelo 556 MPS, com medição multi-paramétrica parcial).
 - Objectivo de medição: monitorização da evolução do oxigénio dissolvido no tanque de arejamento próximo do fundo do mesmo.
 - Profundidade de imersão: 2 m (campanhas 4 e 5).

As sondas YSI foram calibradas para o valor 100%, à temperatura de 20° C, indicando assim os valores em escala absoluta

Apresentam-se, na Figura 54, fotografias ilustrando os locais de colocação destas três sondas no tanque de arejamento, junto da descarga para o decantador secundário.



Figura 54 – Local de imersão das sondas de oxigênio

4.3.4.2 Resultados da monitorização de oxigênio dissolvido

Durante as campanhas de monitorização da ETAR, o programa aplicado no ciclo de arejamento do licor misto foi o seguinte: 12 minutos de funcionamento do arejador mecânico, seguidos de 36 minutos de paragem. Não houve alterações neste programa.

Na monitorização da variação de OD no tanque de arejamento, o intervalo entre registos foi igual a 5 minutos. As três sondas foram programadas de modo a que o registo estivesse sincronizado entre elas. Os resultados da medição de oxigênio dissolvido são apresentados no Quadro 19. Apresentam-se, também, os valores de temperatura registados através da sonda multi-paramétrica YSI (ponto MCTA).

Quadro 19 – Síntese da monitorização da concentração de OD e temperatura no licor misto

	Unidades	Camp1	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
Parâmetro / sonda (valores no sentido descendente: média, máximo, mínimo, desvio padrão)							
Oxigênio dissolvido (s::can / ponto ODTA)	gO ₂ .m ⁻³	1,00	1,10	0,87	0,61	1,54	0,94
		-----	-----	-----	-----	-----	-----
		3,15	3,88	3,35	3,39	4,96	3,84
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01
		0,95	1,01	0,91	0,81	1,32	1,00
Oxigênio dissolvido (YSI / ponto MCTA)	gO ₂ .m ⁻³	--	1,17	0,74	0,57	1,35	1,30
			-----	-----	-----	-----	-----
			4,40	3,60	3,05	4,71	4,29
			0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
		1,99	0,82	0,71	1,02	1,02	
Temperatura	°C	20,8	17,7	16,1	17,2	14,0	12,5
		-----	-----	-----	-----	-----	-----
		21,1	18,2	16,6	17,3	14,6	12,7
		20,2	16,9	15,4	17,0	13,3	12,2
		0,2	0,4	0,4	0,1	0,5	0,1

Verificam-se algumas diferenças consoante o tipo de medição, não se identificando, no entanto, um padrão nessa variação. A sonda YSI foi mais sensível a interferências na medição, não tendo sido possível obter registos válidos durante a primeira campanha.

Apresenta-se, na Figura 55, a variação no tempo do oxigénio dissolvido, medido pela sonda da *s::can*, em paralelo com a indicação dos períodos de funcionamento do arejador mecânico.

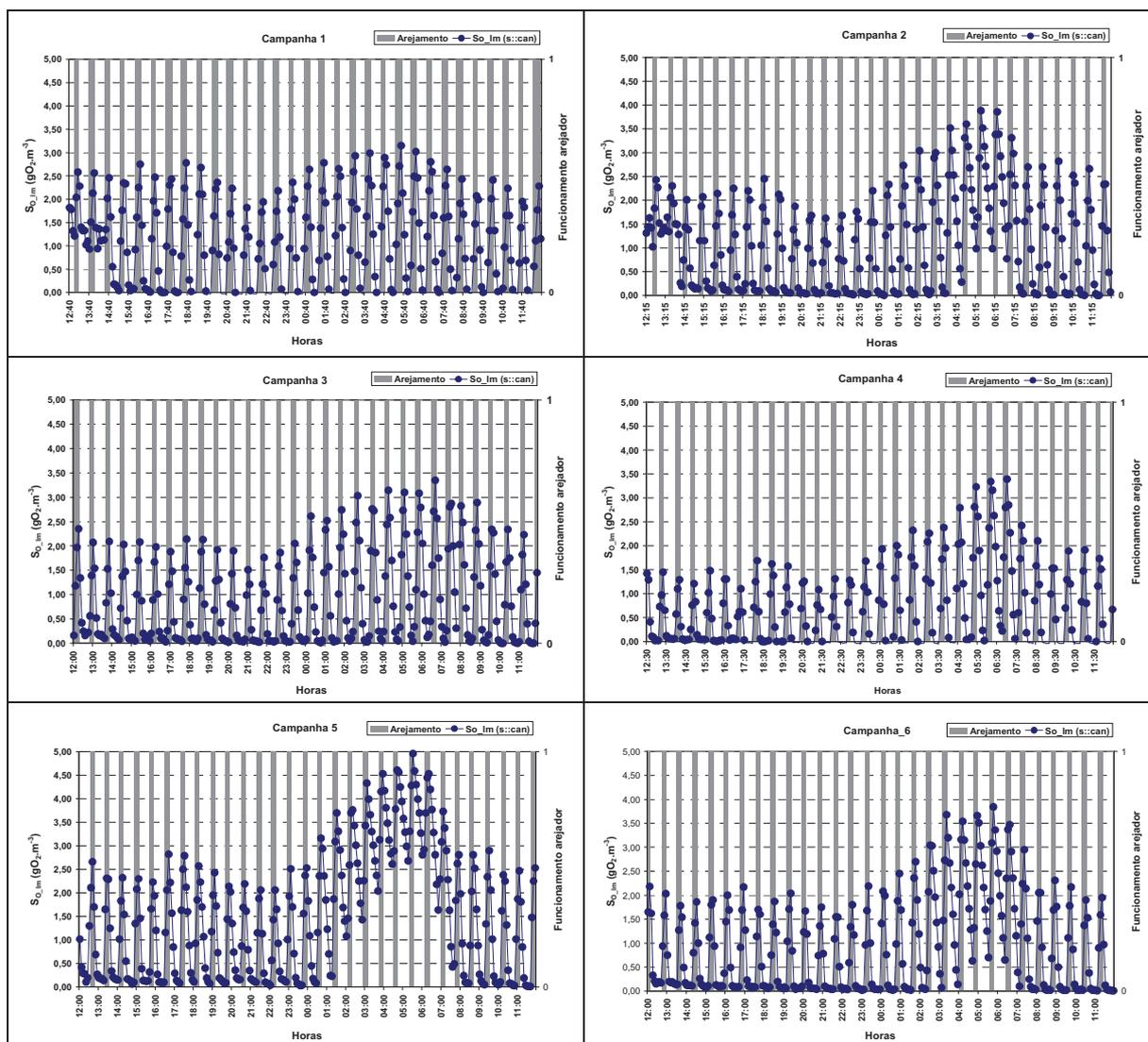


Figura 55 – Medição de OD do licor misto nas campanhas de monitorização

Relativamente à variação da concentração em oxigénio dissolvido registado no tanque de arejamento ao longo das seis campanhas de monitorização, referem-se os seguintes aspectos:

- O arejamento intermitente resultou numa variação da concentração de oxigénio dissolvido durante o período diurno compreendida, em geral, entre 0 e 2,5 $gO_2 \cdot m^{-3}$.
- Registou-se uma gama mais elevada de valores de oxigénio dissolvido nos ciclos de arejamento realizados durante a noite. Para esta variação poderá, eventualmente, ter contribuído a redução na afluência de carga orgânica ao sistema de tratamento durante o período nocturno, com a consequente diminuição da taxa de consumo de oxigénio associado à degradação biológica (respiração da biomassa). Outro factor potencial

contribuinte para o aumento registado nos valores de oxigénio dissolvido durante o período nocturno é a temperatura do licor misto, uma vez que sua diminuição traduz-se num aumento da concentração de saturação de OD. A evolução no teor de OD é mais evidente na campanha 5, tendo os valores máximos registados sido próximos de $5 \text{ gO}_2\cdot\text{m}^{-3}$ e os mínimos mantidos acima dos $2,5 \text{ gO}_2\cdot\text{m}^{-3}$, durante três ciclos consecutivos de arejamento em período nocturno. Na campanha 1 foi menos evidente o aumento dos níveis de oxigénio dissolvido durante a noite, situação que pode estar associada à existência de uma camada de espuma na superfície do tanque, já referida na secção 4.3.2.1.

- No início das campanhas 1 e 2 foi accionado o sistema de limpeza automática da sonda *oxi:lyser*. No entanto, a aparente interferência do ar comprimido alimentado na medição de oxigénio dissolvido durante os períodos de paragem do arejador mecânico levou à desactivação desta limpeza.

Para se acompanhar a variação de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento ao longo da coluna líquida, e assim avaliar a capacidade de fornecimento de oxigénio pelo arejador mecânico, foi feita a medição em simultâneo e a diferentes profundidades com as duas sondas YSI. O local de submersão das sondas foi sensivelmente o mesmo. Na Figura 56 apresentam-se os resultados obtidos ao longo das campanhas 5 e 6, em que se efectuou esta dupla medição.

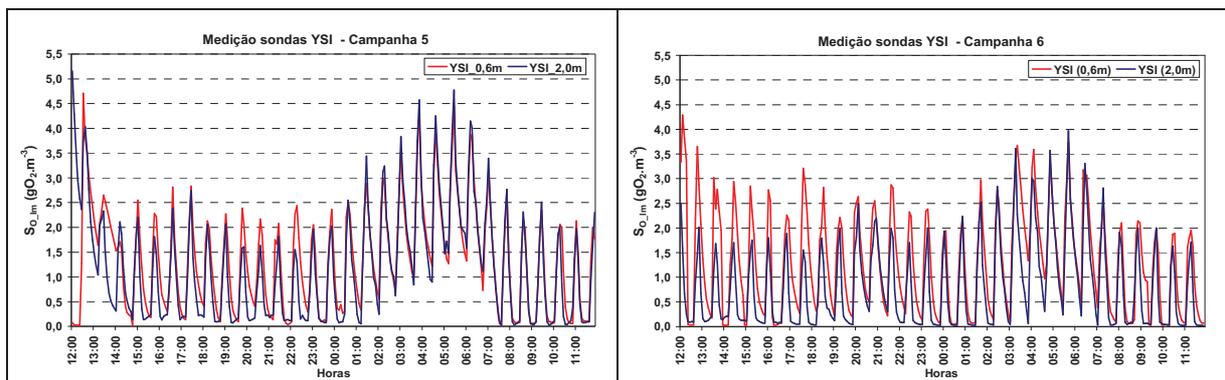


Figura 56 – Concentração de oxigénio dissolvido medido a profundidades diferentes

Os resultados mostram um padrão de evolução de oxigénio dissolvido semelhante nas duas profundidades de colocação das sondas. De um modo geral, os valores de concentração obtidos são próximos, o que aponta para uma distribuição adequada do oxigénio dissolvido ao longo da coluna líquida. Este facto vem ao encontro da aproximação efectuada para o regime hidrodinâmico do tanque de arejamento, considerando-o equiparável a um reactor de mistura completa (secção 3.3.1).

4.3.4.3 Resultados da estimativa do coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio

A aplicação da metodologia descrita no ponto 4.3.3.2 permite estimar valores para o coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio no tanque de arejamento do estudo de caso. Os valores calculados são apresentados no Quadro 20. Não se considera a

informação obtida na campanha 1 devido à existência de uma camada espessa de espuma. Contudo, como se pode observar na Figura 55, o número de pontos (S_0 , t) disponível em cada período com e sem fornecimento de oxigénio no ciclo de arejamento é reduzido. Tal levou a que a estimativa de valores para k_La fosse feita com um número limitado de ciclos em cada campanha.

Quadro 20 – Valores estimados para o coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio

k_La (h^{-1})						
Campanha	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão	Número de ciclos de arejamento usados	Período de medição
Camp2	2,90	4,45	1,67	1,09	5	15:40-17:30 (01/10/2008) 08:25-09:30 (02/10/2008)
Camp3	2,81	3,63	2,10	0,70	3	09:20-11:10 (10/10/2008)
Camp4	3,27	3,53	3,02	0,36	2	01:55-03:45 (21/10/2008)
Camp5	2,74	4,14	1,90	0,86	5	18:00-23:05 (28/10/2008)
Camp6	2,47	2,69	2,24	0,31	2	09:30-11:20 (05/11/2008)

Os valores calculados para o coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio (Quadro 20) estão compreendidos entre 2,47 e 3,47 h^{-1} . Os valores obtidos estão dentro das gamas de valores referidos na bibliografia para sistemas de tratamento por lamas activadas com arejamento prolongado. Por exemplo, Chatellier e Audic (2001) determinaram um valor médio de k_La igual a 3 h^{-1} .

Para uma aplicação mais eficaz da metodologia descrita para a estimativa do valor de k_La , recomenda-se a monitorização com intervalos de registo mais curtos que, de preferência, não ultrapassem um minuto. O intervalo de registo utilizado no trabalho experimental foi igual a 5 minutos, em virtude da sonda *oxi::lyser* partilhar o terminal de controlo com o espectrofotómetro *spectro::lyser*.

4.3.5 Ensaios respirométricos

4.3.5.1 Aspectos gerais

A respirometria consiste na medição e interpretação da taxa de consumo biológico de oxigénio, por unidade de tempo e de volume, sob condições experimentais bem definidas. Uma vez que a taxa de respiração resulta do crescimento de biomassa, associado com a remoção de substrato, a respirometria é uma técnica bastante útil para a modelação matemática de processos biológicos como, por exemplo, o sistema de lamas activadas (Spanjers *et al.*, 1998).

Num reactor biológico, a remoção de substrato carbonáceo não é o único processo que

consome oxigénio. É possível ocorrer consumo de oxigénio associado à oxidação de azoto amoniacal por bactérias autotróficas nitrificantes. Adicionalmente, alguns compostos com ferro e sulfuretos podem ser oxidados quimicamente pelo oxigénio (Spanjers *et al.*, 1998). Deste modo, quando se analisam os valores de consumo do oxigénio obtidos nos ensaios respirométricos, é importante identificar os processos que estão na sua origem.

Na respirometria são utilizados apenas os dados para os quais se assegura a condição de não limitação pelo oxigénio dissolvido. Havendo disponibilidade de substrato exógeno no meio reaccional, a taxa de consumo de oxigénio é composta de duas partes:

- Taxa de respiração do substrato, que corresponde ao consumo de oxigénio associado à degradação do mesmo e reflecte-se no crescimento da biomassa.
- Taxa de respiração endógena, que consiste no consumo de oxigénio necessário à obtenção da energia requerida à manutenção das funções vitais das células, sem que, no entanto, se dê a multiplicação celular.

A equação 39 traduz a contribuição dos diferentes tipos de utilização de oxigénio na taxa total de respiração:

$$r_{SO} = r_{SO(s)} + r_{SO(end)} \quad (39)$$

sendo:

r_{SO}	taxa total de respiração ($M(O_2).L^{-3}.T^{-1}$);
$r_{SO(s)}$	taxa de respiração do substrato (respiração exógena) ($M(O_2).L^{-3}.T^{-1}$);
$r_{SO(end)}$	taxa de respiração endógena ($M(O_2).L^{-3}.T^{-1}$).

No contexto do modelo ASM1, é assumido que a respiração endógena está associada à oxidação do substrato rapidamente biodegradável resultante da hidrólise do material orgânico lentamente biodegradável, o qual, por sua vez, deriva da lise da biomassa inactiva (Henze *et al.*, 1987).

A taxa de utilização de oxigénio pode ser medida em respirómetros. Têm sido desenvolvidos ao longo dos anos diversas configurações de respirómetros, desde as mais simples, utilizadas na medição da carência bioquímica de oxigénio (Choubert, 2002), até a equipamentos sofisticados de operação totalmente automatizada (Langergraber *et al.*, 2003b), passando pela utilização do próprio tanque de arejamento (Novák *et al.*, 1994).

Nas secções seguintes são apresentados diversos aspectos relativos aos ensaios respirométricos realizados no âmbito do trabalho experimental, nomeadamente, é descrita a instalação laboratorial utilizada (secção 4.3.5.2) e o procedimento experimental (secção 4.3.5.3). A apresentação dos resultados dos ensaios é feita na secção 4.3.5.4.

4.3.5.2 Instalação laboratorial

O sistema de respirometria utilizado foi construído por Almeida (1999). Esta instalação é constituída por quatro reactores biológicos, quatro sensores de oxigénio dissolvido, um sensor de temperatura, um controlador de oxigénio e de temperatura, uma cuba para imersão parcial dos reactores, quatro placas de agitação, uma garrafa de ar seco comprimido (com válvula de controlo de pressão) e um computador para registo de dados. Apresentam-se, na Figura 57, uma fotografia e um esquema da instalação laboratorial utilizada.

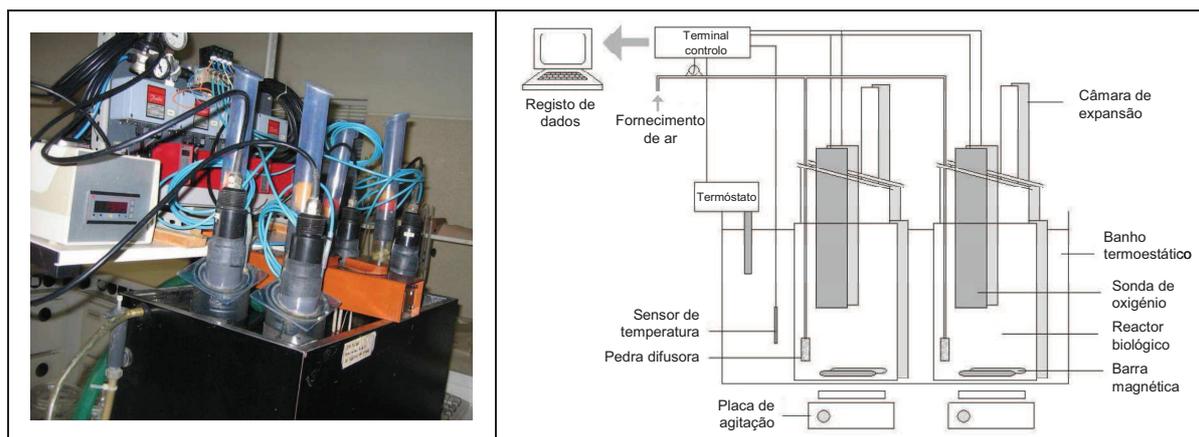


Figura 57 – Instalação laboratorial de respirometria

Os reactores são *batch*, com a medição de oxigénio dissolvido realizada na fase líquida e o fornecimento de ar feito por comando automático. Cada reactor, designado por OUR, é constituído por um frasco de vidro (com 2,5 litros de capacidade) e uma estrutura em *plexiglass*, que permite a inserção de um sensor de oxigénio e de um tubo para fornecimento de ar (com uma pedra difusora no seu extremo). A mistura do conteúdo dos reactores é efectuada por acção de barras magnéticas accionadas, em contínuo, pelas placas de agitação. O fornecimento de ar comprimido resulta numa agitação bastante intensa do conteúdo dos reactores durante os períodos de arejamento. Os reactores estão colocados numa cuba metálica com um sistema de termostatização por banho de água.

A estrutura em *plexiglass* dispõe de uma câmara de expansão, para evitar a ocorrência de perdas de amostra durante os períodos de fornecimento de ar comprimido. As junções das diferentes unidades constituintes dos reactores são isoladas com anéis em PVC. As trocas de ar com a atmosfera, possíveis através do orifício existente no topo das câmaras de expansão, são limitadas por uma camada de pedras colocadas na base das mesmas.

O painel de controlo associado ao respirómetro permite aplicar, de modo automático, os valores estabelecidos pelo utilizador para o regime de arejamento dos reactores e a temperatura do banho. O oxigénio dissolvido é medido, em cada reactor, através de uma sonda de OD da Danfoss (OXY 1100). A temperatura do banho é controlada através de um sensor PT100. Os valores de oxigénio dissolvido, temperatura e tempo são registados num sistema de aquisição de dados associado ao respirómetro – programa DATALOG (Almeida, 1999).

Neste trabalho, os *set points* estabelecidos para o arejamento foram iguais a 60% e 85% de saturação em oxigénio dissolvido para o arranque e a interrupção do arejamento, respectivamente. O *set point* aplicado para a temperatura do banho foi de $20,0 \pm 0,1^\circ \text{C}$. A resolução da medição do oxigénio dissolvido e de temperatura é de 0,01% da concentração de saturação e de $0,01^\circ \text{C}$, respectivamente (Almeida, 1999).

Foram retiradas amostras para medição da composição das águas residuais e de licor misto no início e no final de cada ensaio, em todos os reactores. Realizaram-se, sempre em duplicado, determinações analíticas para os seguintes parâmetros de qualidade: CQO_t , CQO_f , N_t , $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$. Estas determinações foram efectuadas recorrendo a testes em

cuvete da LANGE. Os procedimentos analíticos empregues são indicados no anexo da tese.

4.3.5.3 Procedimento experimental

Os ensaios respirométricos foram realizados com amostras de águas residuais afluentes (reactores OUR1 e OUR2) e de licor misto (reactores OUR3 e OUR4). A duração dos ensaios foi aumentada progressivamente, passando de 24 horas (campanha 1) até cerca de 70 horas (campanhas 5 e 6).

As amostras utilizadas foram colhidas no final de cada campanha de monitorização, isto é, imediatamente antes do regresso a Lisboa (cerca das 14 horas). A ETAR de Verdelhos encontra-se a cerca de 330 km do LABES (Laboratório de Engenharia Sanitária do LNEC), razão pela qual se registaram intervalos de aproximadamente 5 horas entre o momento da colheita das amostras e o arranque dos ensaios respirométricos. Procurou limitar-se o consumo de substrato rapidamente biodegradável durante o período de transporte das amostras, com a refrigeração das mesmas e o enchimento completo dos frascos. No entanto, não é de excluir que este intervalo, superior às 2 horas recomendadas por Sperandio e Paul (2000), possa ter tido reflexos no valor das taxas iniciais registadas no consumo de oxigénio.

De modo a induzir um período de crescimento exponencial não limitado da biomassa heterotrófica, foi fornecido acetato de sódio após se considerar como terminado o consumo do substrato exógeno inicialmente presente nas amostras, de acordo com o procedimento definido por Almeida (1999). Este fornecimento (numa quantidade igual a 0,2 g nos ensaios com a água residual afluyente e a 0,25 g nos ensaios com licor misto) realizou-se através da diluição prévia do acetato com um pequeno volume de líquido retirado dos reactores. Não foi feita esta adição na campanha 1. Nas amostras de licor misto, a adição foi feita cerca de 18 horas após o arranque dos ensaios. Nos ensaios com águas residuais afluentes, a adição de acetato foi efectuada cerca de 24 horas após o início do ensaio, nas campanhas 2 a 4, tendo este tempo passado para 42 horas nas campanhas 5 e 6.

Foram realizados 24 ensaios respirométricos, tendo sido concluídos 23. Os resultados obtidos apontam para a ocorrência de interferências na medição de oxigénio dissolvido, associadas, por exemplo, à adesão de gordura e de sólidos na membrana das sondas. Apesar dos ensaios com amostras de licor misto terem sido todos concluídos, não se conseguiu obter nenhum respirograma com características adequadas para a determinação de parâmetros do modelo ASM1. Este insucesso explica-se, em grande medida, pela diluição realizada nas amostras ensaiadas não ter sido suficiente. Os ensaios realizados com as águas residuais afluentes apresentaram, também, alguns problemas. Destaca-se o teor de gordura elevado⁹ observado nas amostras, facto que obrigou à substituição frequente das membranas das sondas de oxigénio.

4.3.5.4 Resultados dos ensaios respirométricos

Apresentam-se, seguidamente, o procedimento utilizado no processamento dos dados e os resultados obtidos na interpretação dos ensaios respirométricos.

A concentração de saturação do oxigénio dissolvido depende do valor de temperatura.

⁹ Refere-se, a título informativo, o valor de óleos e gorduras registado numa caracterização analítica realizada em 2007 às águas residuais afluentes à ETAR de Verdelhos e que foi cerca de 150 g.m⁻³.

Assim, o primeiro passo no processamento dos dados respirométricos consistiu em converter os valores de saturação em concentração de oxigénio dissolvido, utilizando, para tal, os valores de temperatura registados em simultâneo. Admitindo uma salinidade nula e a pressão padrão de 1 atmosfera, o efeito da temperatura na concentração de saturação de OD pode ser calculado de acordo com a equação 40 (e.g., Almeida, 1999):

$$S_{O_sat} = 14,62 - 0,3898T + 0,00696T^2 - 5,897 * 10^{-5}T^3 \quad (40)$$

sendo:

S_{O_sat} concentração de saturação de oxigénio dissolvido ($gO_2.m^{-3}$);
 T temperatura em ° C.

Foram obtidas, após a multiplicação do coeficiente S_{O_sat} pelos valores (em % do valor de saturação) registados pelos sensores colocados nos biorreactores, séries temporais de concentração de oxigénio dissolvido. Em seguida, o cálculo da taxa de respiração foi feito, sequencialmente, para os diferentes períodos de diminuição consecutiva do nível de oxigénio dissolvido, ou seja, para os períodos sem arejamento.

Nos ensaios respirométricos realizados, e tal como já referido na secção 4.3.5.3, registou-se um conjunto de interferências que afectaram de modo significativo o conteúdo informativo dos dados. Optou-se, assim, por calcular uma taxa de consumo de oxigénio para cada período contínuo de decaimento, considerando a regressão linear dos valores de OD *versus* o tempo, após a exclusão dos valores anómalos, de acordo com a seguinte equação:

$$r_{SO} = \frac{dS_O}{dt} \quad (41)$$

sendo:

r_{SO} taxa de consumo de oxigénio, equivalente à taxa de respiração total ($gO_2.m^{-3}.h^{-1}$);
 S_O concentração de oxigénio dissolvido ($gO_2.m^{-3}$);
 t tempo de medição de oxigénio dissolvido (h).

Deste modo, e para cada ensaio, foi calculada uma série de valores de taxa de consumo de oxigénio por unidade de volume e em função do tempo de medição. Na construção dos pares “taxa:tempo”, considerou-se para o tempo o valor médio correspondente ao intervalo analisado. Por exemplo, caso o intervalo de tempo correspondente a um decaimento contínuo da concentração de oxigénio dissolvido estivesse compreendido entre as 1,61 e as 1,94 horas desde o início do ensaio, o valor considerado para o tempo seria igual a 1,77 horas.

Em virtude dos problemas ocorridos durante os ensaios, e após avaliação da qualidade dos respirogramas obtidos, decidiu-se utilizar apenas sete respirogramas, distribuídos como indicado no Quadro 21.

No Quadro 21 apresenta-se informação sobre os ensaios relativos a estes respirogramas. A indicação da razão média CQO/SSV medida na água residual afluyente pode fornecer uma medida aproximada da razão entre o teor substrato orgânico (expresso como CQO total) e a concentração de biomassa presente nas águas residuais (dada em termos de SSV), como sugerido em Novák *et al.* (1994). Contudo, no presente caso, o conteúdo em SSV das amostras conta provavelmente com uma maioria de substrato orgânico particulado (X_S) não relacionada com a biomassa heterotrófica (X_H) activa, pelo que a utilidade dos valores

CQO/SSV é limitada.

Quadro 21 – Informação sobre ensaios respirométricos com águas residuais afluentes

Campanha	Data	Número de respirogramas utilizados	Duração do ensaio (horas)	Momento de adição de acetato (horas)	Razão média CQO/SSV na campanha ($\text{gO}_2\cdot\text{gSSV}^{-1}$)
Camp1	3-4/Setembro /2008	2	24	--	2,02
Camp2	1-2/Outubro/2008	2	29	22	3,78
Camp3	9-10/Outubro/2008	1	48	23	3,01
Camp4	20-21/Outubro/2008	1	47	23	2,81
Camp5	28-29/Outubro/2008	1	69	42	2,34

Apresentam-se, na Figura 58, os respirogramas seleccionados. O gráfico relativo à campanha 3 utiliza uma escala maior no eixo das ordenadas, como resultado dos valores mais elevados registados neste ensaio na taxa de consumo de oxigénio.

Nos ensaios respirométricos realizados não foi feita a determinação da taxa de respiração endógena. Optou-se por especificar em todos os ensaios, como aproximação, um valor constante para a respiração endógena, correspondente ao último valor calculado para a taxa de utilização de oxigénio no ensaio de maior duração (campanha 5), designadamente, $1,6 \text{ gO}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$. Para a segregação do consumo total de oxigénio nas funções de respiração endógena e exógena, projectou-se uma linha horizontal a partir deste valor, de modo semelhante ao realizado por Wentzel *et al.* (1999). A área definida abaixo deste valor corresponderá ao consumo de oxigénio na respiração endógena.

O cálculo do consumo total de oxigénio ao longo dos ensaios respirométricos é realizado através da integração dos valores da taxa de respiração, de acordo com a equação 42:

$$r_{\text{SO}(\text{acum})} = \int_0^t r_{\text{SO}} dt \quad (42)$$

sendo:

- $r_{\text{SO}(\text{acum})}$ consumo acumulado de oxigénio dissolvido ($\text{gO}_2\cdot\text{m}^{-3}$);
- r_{SO} taxa de consumo de oxigénio ou taxa de respiração total ($\text{gO}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$);
- t tempo de ensaio (h).

A integração foi aqui realizada utilizando a regra dos trapézios.

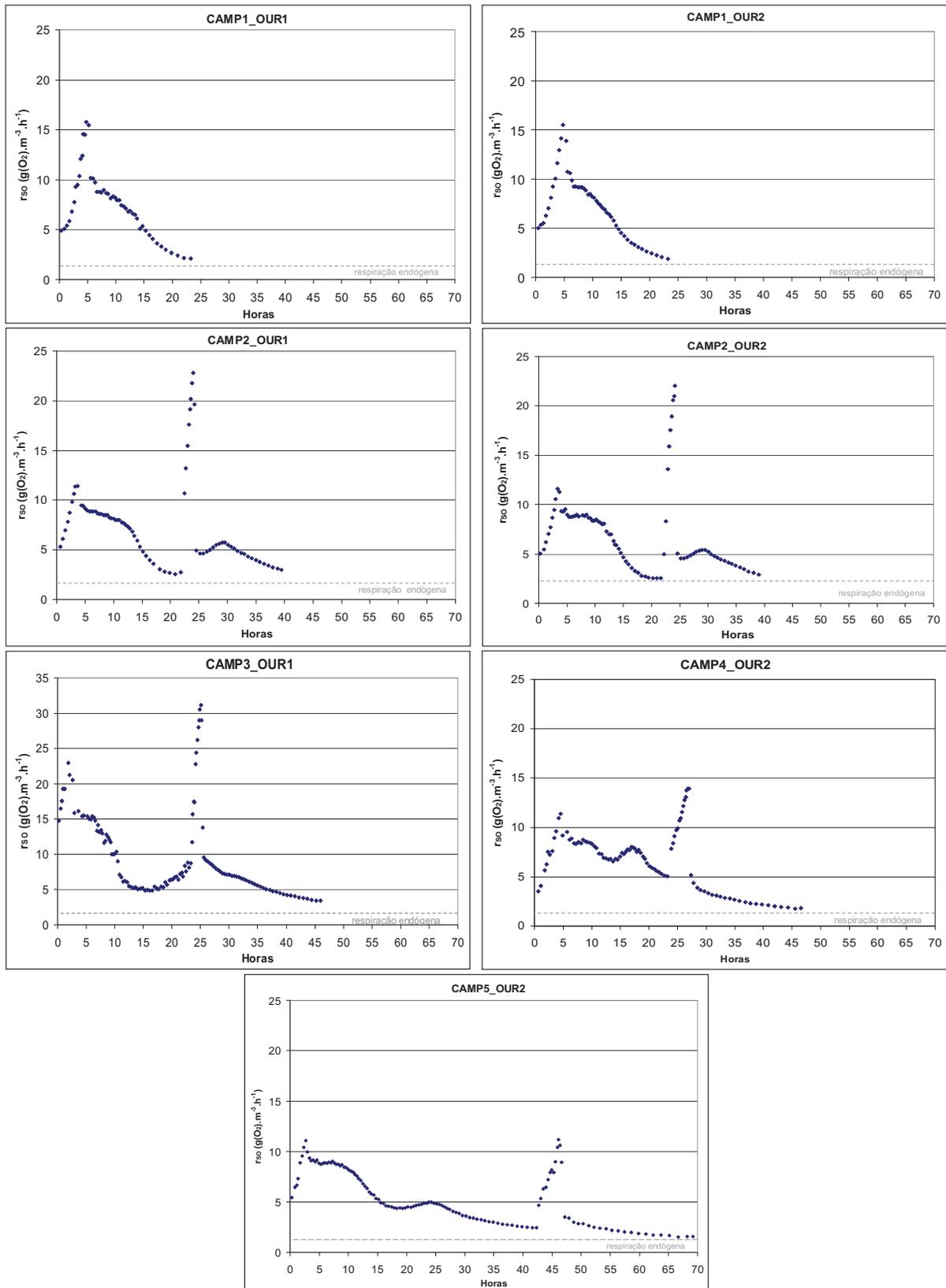


Figura 58 – Respirogramas seleccionados

É feita, seguidamente, a apreciação destes ensaios baseada na análise dos perfis dos respirogramas. São também considerados os resultados da caracterização analítica de

amostras colhidas no início e no final dos ensaios.

No início dos ensaios respirométricos, observou-se uma subida pronunciada na taxa de consumo de oxigénio. Esta variação está associada à oxidação de substrato rapidamente biodegradável (S_S) de natureza exógena pela biomassa heterotrófica (X_H) presente nas águas residuais (e.g., Almeida e Butler, 2002). O consumo de S_S é rápido, sendo reflexo da limitação normalmente registada nas águas residuais domésticas, quer ao nível da concentração, quer em termos da variedade de compostos que o constituem (ácidos gordos voláteis, álcoois, etc. (Henze, 1992)). Nos respirogramas apresentados na Figura 58 é possível intuir a exaustão deste substrato exógeno entre, sensivelmente, 4 a 7 horas após o início dos ensaios respirométricos.

A passagem de predominância na oxidação do substrato rápida para lentamente biodegradável pode ser detectada na curva de consumo de oxigénio através de uma alteração nítida no seu declive (Wentzel *et al.*, 1995). A taxa biológica de degradação da matéria orgânica lentamente biodegradável, X_S , é limitada pelo processo de hidrólise (Orhon *et al.*, 1999). Assim, o patamar registado após a exaustão do S_S (Figura 58) reflecte uma saturação da taxa de hidrólise por excesso de concentração de substrato em relação à de biomassa hidrolisante (razão X_S/X_H muito elevada). O esgotamento progressivo do substrato lentamente biodegradável traduz-se num ponto de inflexão subsequente na curva de consumo de oxigénio. A resposta respirométrica à degradação de X_S é mais demorada, porque o mecanismo de hidrólise é significativamente mais lento que o crescimento heterotrófico à custa de S_S (Petersen, 2000). São propostos diferentes modelos para a hidrólise, desde a cinética de primeira ordem em relação à concentração (San Pedro *et al.*, 1994), onde se considera uma independência em relação à concentração da biomassa, até à definição de um mecanismo de dupla hidrólise (Orhon *et al.*, 1999), que envolve a consideração de duas taxas de hidrólise.

Na modelação do sistema de lamas activadas, é importante obter uma boa descrição da etapa de oxidação do substrato lentamente biodegradável, uma vez que este contribui com a maior parte do conteúdo em CQO biodegradável das águas residuais domésticas (Orhon *et al.*, 1999). Nesta fracção estão agregados diferentes tipos de compostos orgânicos, de peso molecular elevado e apresentados no estado solúvel, coloidal e sólido (Henze, 1992). A degradação destes compostos dá-se através de uma série de reacções complexas, que vão desde do aprisionamento físico e adsorção nos flocos biológicos, até à degradação através da acção de enzimas extra-celulares.

Nos respirogramas apresentados na Figura 58, a curva de consumo de oxigénio, após a exaustão do substrato rapidamente degradável, apresenta uma evolução que sugere a existência de dois grupos distintos de substrato lentamente biodegradável. No primeiro grupo, doravante designado X_{S1} , esta curva apresenta, em geral, uma maior duração do patamar na curva de consumo de oxigénio. Este facto pode ser entendido como sendo reflexo da degradação quase em simultâneo de um conjunto alargado de compostos diferentes (Spanjers *et al.*, 1999). No segundo grupo, designado como X_{S2} , a curva de consumo de oxigénio apresenta um pico, apesar de mais suave do que o verificado com o consumo de substrato rapidamente biodegradável. Atribui-se a esta variação da taxa de respiração, a existência de um conjunto mais limitado de compostos sujeitos a degradação

biológica. O atraso deste pico, relativamente ao de X_{S1} , pode estar associado ao facto da biomassa presente nas águas residuais afluentes ter tido a necessidade de produzir enzimas extra-celulares específicas para o processo de hidrólise de X_{S2} .

A segmentação do substrato lentamente biodegradável é feita somente no âmbito da interpretação dos resultados respirométricos realizados com águas residuais afluentes. No modelo ASM1, considera-se um único tipo de substrato X_S , uma vez que é expectável que a biomassa presente no tanque de arejamento esteja aclimatada, ou seja, já produza activamente as enzimas extra-celulares específicas envolvidas no processo de hidrólise de todos os substratos afluentes.

A consideração de dois tipos de substrato lentamente biodegradável na interpretação de resultados respirométricos é seguida por diversos autores, como por exemplo Orhon *et al.* (1999) e Carvalho *et al.* (2001). Neste último caso, foi simulada a aclimação de lamas activadas a uma substância surfactante não-iónica. O modelo partiu da hipótese de diferentes metabolitos da molécula original serem degradados por consórcios enzimáticos e bacterianos específicos e com diferentes taxas de degradação. Os respirogramas com múltiplos picos, obtidos inicialmente com a biomassa não-aclimatada, foram seguidos de respirogramas de pico único e com tempos de degradação progressivamente mais curtos. Note-se que a posição do pico X_{S2} é consistente nos respirogramas (réplicas) da campanha 2, variando, contudo, entre as campanhas 2, 3, 4 e 5. Tal indicia uma variabilidade considerável no conteúdo das águas residuais afluentes à ETAR em diferentes compostos de biodegradação lenta.

Como já referido, foi feita a adição de um substrato rapidamente biodegradável de modo a induzir um período de crescimento exponencial da biomassa heterotrófica. Apesar da quantidade de acetato fornecida ter sido sempre a mesma, os valores máximos da taxa de utilização de oxigénio associados a este substrato variaram bastante (Figura 58). O momento de adição de acetato foi sensivelmente o mesmo nos ensaios referentes às campanhas 2 a 4 (cerca de 23 horas após o início dos ensaios).

Nos ensaios realizados na campanha 2, a adição foi feita, aparentemente, no início da utilização do X_{S2} , já que o pico a este correspondente surgiu na curva de consumo de oxigénio em tempo posterior ao do acetato. Já na campanha 3, parece ter ocorrido uma sobreposição no aumento da taxa de respiração da biomassa heterotrófica relativa à degradação do substrato lentamente biodegradável X_{S2} e do acetato fornecido. Este facto pode justificar, em parte, o valor máximo de taxa de respiração registado neste ensaio ($31 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$), mais elevado que nos restantes ensaios. Na campanha 4, a adição de acetato foi feita num momento em que, supostamente, a actividade da biomassa se encontrava numa fase de declínio, uma vez que o pico relativo ao substrato X_{S2} já se tinha verificado cerca de cinco horas antes. Assim, na campanha 4, o valor máximo registado foi próximo dos $15 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$, inferior aos cerca de $25 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ registados na campanha 2, onde a adição de acetato foi feita numa fase de incremento da taxa de consumo de OD.

Esta variação na capacidade de resposta da biomassa é ainda mais visível na campanha 5, em que se procurou fazer a adição de substrato rapidamente biodegradável num momento em que provavelmente já não estaria a ocorrer crescimento da biomassa a partir de substrato exógeno lentamente biodegradável (cerca das 40 horas). O valor máximo da taxa

de utilização de oxigénio associado ao acetato foi, neste caso, cerca de $11 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}.\text{h}^{-1}$.

O trecho final das curvas de consumo de oxigénio é normalmente associado à respiração endógena, com excepção dos ensaios da campanha 1. Neste caso, os ensaios respirométricos foram finalizados após um tempo que não garantia a exaustão dos substratos lentamente biodegradáveis, o qual se procurou identificar nos ensaios realizados nas campanhas subsequentes.

Tal como referido na secção 4.3.5.2, foi analisada a composição das águas residuais no início e no final de cada ensaio, em todos os reactores. Apresentam-se, no Quadro 22, os resultados obtidos nesta caracterização. No Quadro 23 são indicadas as eficiências de remoção obtidas, incluindo-se também o seu modo de cálculo.

Quadro 22 – Determinações analíticas nas amostras usadas nos ensaios (águas residuais afluentes)

ID_ensaios		CQO _t	CQO _f	N _t	NH ₄ -N	NO ₃ -N
		gO ₂ .m ⁻³	gO ₂ .m ⁻³	gN.m ⁻³	gN.m ⁻³	gN.m ⁻³
Camp1	Início	571	135	42	31,4	0,5
	Final (OUR1)	211	52	40	21,0	0,3
	Final (OUR2)	213	56	35	21,0	0,4
Camp2	Início	618	240	35	19,5	0,3
	Final (OUR1)	266	60	28	14,3	0,3
	Final (OUR2)	215	57	26	14,0	0,3
Camp3	Início	1120	380	45	13,9	1,1
	Final (OUR1)	419	90	35	8,1	0,7
Camp4	Início	524	246	54	30,8	1,0
	Final (OUR2)	209	99	44	33,3	0,4
Camp5	Início	604	246	36	21,6	0,2
	Final (OUR2)	192	50	35	19,0	0,3
Média	Início	687	249	42	23	0,6
	Final	245	63	34	18	0,4
Desvio padrão	Início	245	87	8	8	0,4
	Final	74	15	5	6	0,1

Quadro 23 – Eficiências de remoção registadas nos ensaios respirométricos

ID_ensaios		CQO _t	CQO _f	N _t	NH ₄ -N	NO ₃ -N
		$\left[1 - \frac{CQO_{f_{final}}}{CQO_{f_{início}}}\right] \cdot 100$	$\left[1 - \frac{CQO_{f_{final}}}{CQO_{f_{início}}}\right] \cdot 100$	$\left[1 - \frac{N_{t_{final}}}{N_{t_{início}}}\right] \cdot 100$	$\left[1 - \frac{NH_{4_{final}}}{NH_{4_{início}}}\right] \cdot 100$	$\left[1 - \frac{NO_{3_{final}}}{NO_{3_{início}}}\right] \cdot 100$
Camp1	OUR1	63%	61%	6%	33%	40%
	OUR2	63%	59%	18%	33%	20%
Camp2	OUR1	57%	75%	19%	27%	0%
	OUR2	65%	76%	25%	28%	0%
Camp3	OUR1	60%	67%	26%	4%	36%
Camp4	OUR2	61%	78%	6%	20%	60%
Camp5	OUR2	68%	80%	3%	12%	--
Média		62%	71%	16%	25%	26%
Desvio padrão		3%	8%	9%	12%	21%

Relativamente aos valores incluídos no Quadro 22 e Quadro 23, apresentam-se as seguintes considerações:

- As águas residuais afluentes apresentaram valores médios para a carga orgânica, dada em termos de CQO total e de CQO filtrada, iguais a 690 gO₂/m⁻³ e 250 gO₂/m⁻³, respectivamente. A razão entre a fracção filtrada e a CQO total foi igual a 0,36, indicando, portanto, que a maior parte da carência química em oxigénio terá estado associada ao material sólido.
- Apesar do ensaio relativo à campanha 5 apresentar quase o triplo da duração do ensaio da campanha 1, não foi expressiva a diferença na eficiência de remoção de CQO total. Já para a CQO filtrada observou-se um ligeiro aumento na remoção de carga orgânica com o aumento do tempo de retenção (que passou de 60% (camp1) para 80% (camp5)). Pode interpretar-se este facto como sendo indicativo de uma baixa biodegradabilidade dos sólidos suspensos presentes nas águas residuais.
- Os resultados obtidos na caracterização do material azotado, designadamente em termos de azoto total, apresentam alguma variação ao nível da eficiência de remoção registada no final dos ensaios. Verifica-se que houve algum consumo de azoto amoniacal durante os ensaios, com excepção do realizado na campanha 3. Neste caso, registou-se, no entanto, uma concentração de azoto amoniacal bastante baixa nas águas residuais, quando comparada com a sua carga orgânica.
- Finalmente, salientam-se os valores reduzidos de nitrato registados no final dos ensaios. Este facto é, em princípio, indicativo da ausência de actividade por bactérias autotróficas nitrificantes nas amostras de águas residuais afluentes.

Este conjunto de análises permitiu, assim, apoiar a atribuição da maior parte do consumo de oxigénio dos respirogramas à fracção lentamente biodegradável, com contribuição

insignificante por parte da nitrificação.

Na sequência desta análise preliminar à forma dos respirogramas e aos resultados de determinações analíticas, procedeu-se à interpretação quantitativa dos primeiros, com vista à estimativa de valores para alguns parâmetros e variáveis do modelo ASM1. A existência de dados unicamente para os ensaios respirométricos com águas residuais afluentes, sem inoculação com biomassa do tanque de arejamento, obriga à proposta das seguintes simplificações:

- O comportamento da biomassa heterotrófica das amostras de águas residuais afluentes é considerado equivalente à da biomassa presente no tanque de arejamento, nomeadamente no que diz respeito aos valores dos seguintes parâmetros:
 - Rendimento da biomassa heterotrófica (Y_H) a partir do substrato rapidamente biodegradável, parâmetro estequiométrico.
 - Taxa específica máxima de crescimento heterotrófico (μ_H^{\max}) a partir do substrato rapidamente biodegradável, parâmetro cinético.
 - Taxa específica máxima de hidrólise (k_h) do substrato lentamente biodegradável, parâmetro cinético.
- Considera-se, na interpretação dos respirogramas, a existência de dois grupos de material lentamente biodegradável. Esta diferenciação não será, no entanto, considerada no modelo de tratamento biológico ASM1 utilizado na simulação do funcionamento da ETAR. Em vez disto será admitida, como hipótese, a aclimação da biomassa presente no tanque de arejamento a estes diferentes tipos de substrato de tal modo que todos serão hidrolisados à mesma taxa, com um valor próximo do estimado para X_{S1} .
- As fracções da CQO estimadas a partir dos ensaios respirométricos são:
 - Biomassa heterotrófica na água residual afluyente (X_H).
 - Substrato rapidamente biodegradável na água residual afluyente (S_S).
 - Substrato lentamente biodegradável na água residual afluyente (conjunto das fracções X_{S1} e X_{S2}).

Apresentam-se, seguidamente, a metodologia e os cálculos realizados para a estimativa dos valores destes parâmetros e fracções, tendo por base a informação obtida nos ensaios respirométricos. A identificação da generalidade das variáveis e parâmetros integrados nas equações seguintes foi já apresentada ao longo do presente capítulo. Deste modo, limitar-se-á a identificação aos casos que ainda não tenha sido feita a sua apresentação.

Estimativa do coeficiente de rendimento heterotrófico, Y_H

O rendimento heterotrófico (Y_H) é um parâmetro estequiométrico que reflecte a razão existente entre o crescimento da biomassa heterotrófica e a oxidação de substrato exógeno. Para a estimativa do valor de Y_H , é necessário obter um período no qual o consumo de oxigénio se apresente com uma taxa estável e que possa ser atribuído essencialmente à respiração endógena. Nesta fase, é feita então a adição de uma quantidade conhecida de

CQO sob a forma de substrato rapidamente biodegradável, sendo empregue usualmente o acetato de sódio (S_{ac}). Resulta um aumento pronunciado na taxa de respiração, traduzido por um pico no respirograma, cuja área subjacente ($r_{SO(acetato)}$) pode ser quantificada por integração. Com base nesta informação, o valor de Y_H pode ser estimado a partir da seguinte equação:

$$Y_H = 1 - \frac{r_{SO(acetato)}}{S_{ac}} \quad (43)$$

Como já referido, foi feita a adição de 0,2 g de acetato de sódio nos ensaios com amostras de águas residuais afluentes, equivalendo a 0,156 g de CQO (Almeida e Butler, 2002). Como o volume dos biorreactores é igual a 2,5 litros, a concentração de substrato S_{ac} foi de $62,4 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$.

Estimativa da taxa específica máxima de crescimento heterotrófico, μ_H^{\max}

A estimativa da taxa máxima de crescimento da biomassa heterotrófica (μ_H^{\max}) é feita a partir da mesma resposta respirométrica à adição de acetato. No intervalo de tempo imediatamente após esta adição, em que é assegurada uma saturação da taxa específica de crescimento pelo substrato, é possível verificar a seguinte relação para a taxa de consumo total de oxigénio:

$$r_{SO} \approx \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H^{\max} X_H \quad (44)$$

Admite-se também que, neste período, a taxa específica máxima de crescimento é bastante superior à taxa de decaimento da biomassa heterotrófica, ou seja, $\mu_H^{\max} \gg b_H$. Resulta, assim, que a evolução de $\ln(r_{SO})$ em t é uma recta de declive aproximadamente igual a μ_H^{\max} , ou seja:

$$\ln \frac{r_{SO}}{r_{SO}^0} = \mu_H^{\max} t \quad (45)$$

em que r_{SO}^0 é igual à taxa de consumo de oxigénio no momento da adição de acetato (sendo dado em $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$).

O valor de μ_H^{\max} assim estimado pode ser usado para estimativa de valores de concentração de biomassa heterotrófica activa (X_H), a partir de valores de r_{SO} , dentro do mesmo período de saturação pelo substrato, conhecendo-se o valor de Y_H , como descrito adiante.

No início de ensaios respirométricos com água residual bruta, a razão substrato:biomassa (S_{SO}/X_{H0}) é, em geral, bastante elevada. Nestas condições, acontece um aumento exponencial da concentração de biomassa até a exaustão do substrato rapidamente biodegradável. Assim, é possível estimar, de modo semelhante ao realizado com o acetato, o valor de μ_H^{\max} a partir do S_S exógeno a partir da linearização da parte exponencial da curva de consumo de oxigénio durante este período.

Estimativa da taxa específica máxima de hidrólise, k_h

A formação de substrato rapidamente biodegradável por hidrólise do substrato lentamente biodegradável é considerada como dependente da concentração deste último, relativamente à concentração de biomassa, através da seguinte lei de saturação:

$$r_h = (1 - f_{S_l}) k_h X_H = (1 - f_{S_l}) k_h^{máx} \frac{X_s / X_H}{K_X + X_s / X_H} X_H \quad (46)$$

em que f_{S_l} corresponde à fracção da matéria orgânica lentamente biodegradável que é inerte à degradação biológica. No modelo ASM1, f_{S_l} é considerado insignificante ($f_{S_l} \approx 0$).

O crescimento da biomassa heterotrófica (r_{XH}) obedece à lei de Monod, com limitação dupla por substrato e oxigénio, tal como se apresenta na equação seguinte:

$$r_{XH} = \mu_H X_H = \mu_H^{max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_O}{K_O + S_O} X_H \quad (47)$$

O consumo de oxigénio (r_{SO}) é dado pela seguinte equação:

$$r_{SO} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} r_{XH} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H X_H = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H^{max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_O}{K_O + S_O} X_H \quad (48)$$

Por seu lado, o consumo de substrato facilmente biodegradável (r_{SS}) é dado pela equação que se segue:

$$r_{SS} = \frac{1}{Y_H} r_{XH} = \frac{1}{Y_H} \mu_H X_H = \frac{1}{Y_H} \mu_H^{max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \frac{S_O}{K_O + S_O} X_H \quad (49)$$

Após ocorrer o consumo deste substrato facilmente biodegradável existente nas águas residuais brutas, a disponibilidade de substrato para o crescimento bacteriano passa a depender da taxa de hidrólise do substrato lentamente biodegradável. No início desta fase, pode assim admitir-se que a concentração S_s se mantém constante no tempo ($dS_s/dt \approx 0$). A variação da concentração de substrato rapidamente biodegradável no tempo depende da relação existente entre a sua produção a partir da hidrólise do substrato lentamente biodegradável (r_h) e o consumo pela biomassa heterotrófica (r_{SS}). Este facto, associado às equações 46 e 49 resulta na seguinte equação:

$$\frac{dS_s}{dt} \approx 0 \approx (1 - f_{S_l}) k_h - \frac{1}{Y_H} \mu_H \quad \text{ou} \quad (1 - f_{S_l}) k_h \approx \frac{1}{Y_H} \mu_H \quad (50)$$

Introduzindo-se a equação 48, vem que:

$$r_{SO} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H X_H \approx (1 - Y_H) (1 - f_{S_l}) k_h X_H \quad (51)$$

Se a fracção inerte resultante da hidrólise for considerada insignificante face à fracção rapidamente biodegradável ($f_{S_l} \approx 0$), então a equação 51 simplifica-se para:

$$k_h \approx \frac{r_{SO}}{X_H} \frac{1}{1 - Y_H} \quad (52)$$

Esta equação permite estimar o valor de k_h a partir do valor de r_{SO} no ponto do respirograma em que se identifica o esgotamento do substrato rapidamente biodegradável (final do pico correspondente). Se, nesse período, houver excesso de substrato lentamente biodegradável ($X_s \gg X_H$), então $k_h \approx k_h^{\max}$.

Estimativa da concentração de biomassa heterotrófica, X_H

A realização de ensaios respirométricos com águas residuais afluentes, sem fornecimento de inóculo de lamas activadas, permite quantificar a fracção activa da biomassa heterotrófica inicial, X_{H0} . O cálculo requer o conhecimento de Y_H , conjuntamente com μ_H^{\max} e b_H , e pressupõe condições de saturação da taxa de crescimento pelo substrato.

A taxa específica de decaimento, b_H , pode ser considerada como constante (independente da disponibilidade de substrato rapidamente biodegradável), ou seja:

$$b_H = b_H^{\max} \quad (53)$$

A taxa de decaimento, b_H , apresenta geralmente valores bastante mais reduzidos do que os verificados para o parâmetro μ_H^{\max} . Por este facto, a razão b_H/μ_H^{\max} pode ser assumida como sendo aproximadamente igual a 5% (Kappeler e Gujer, 1992).

A concentração de biomassa heterotrófica, no momento inicial dos ensaios respirométricos, pode ser estimada a partir da seguinte equação:

$$X_{H0} = \left(\frac{Y_H}{1 - Y_H} \right) \left(\frac{r_{SO(t=0)}}{\mu_H^{\max} - b_H} \right) \quad (54)$$

Refere-se que, no modelo ASM1, se considera que o decaimento de biomassa heterotrófica não contribui directamente para r_{SO} (equação 48), razão pela qual o termo b_H não surge na equação 54.

É possível, igualmente, estimar a concentração de biomassa heterotrófica no momento de exaustão do substrato rapidamente degradável presente nas águas residuais brutas (X_{H1}) e do acetato fornecido (X_{H2}), substituindo, na equação 54, o valor da taxa de utilização de oxigénio no início do ensaio pelas taxas registadas nesses momentos específicos.

Na Figura 59 apresenta-se a localização, na curva de consumo de oxigénio, dos valores da taxa de respiração utilizados na estimativa das taxas específicas de hidrólise relativa aos dois grupos de substratos lentamente biodegradável (k_{h1} e k_{h2}) e das concentrações de biomassa heterotrófica (X_{H0} , X_{H1} e X_{H2}) nas diversas etapas dos ensaios respirométricos.

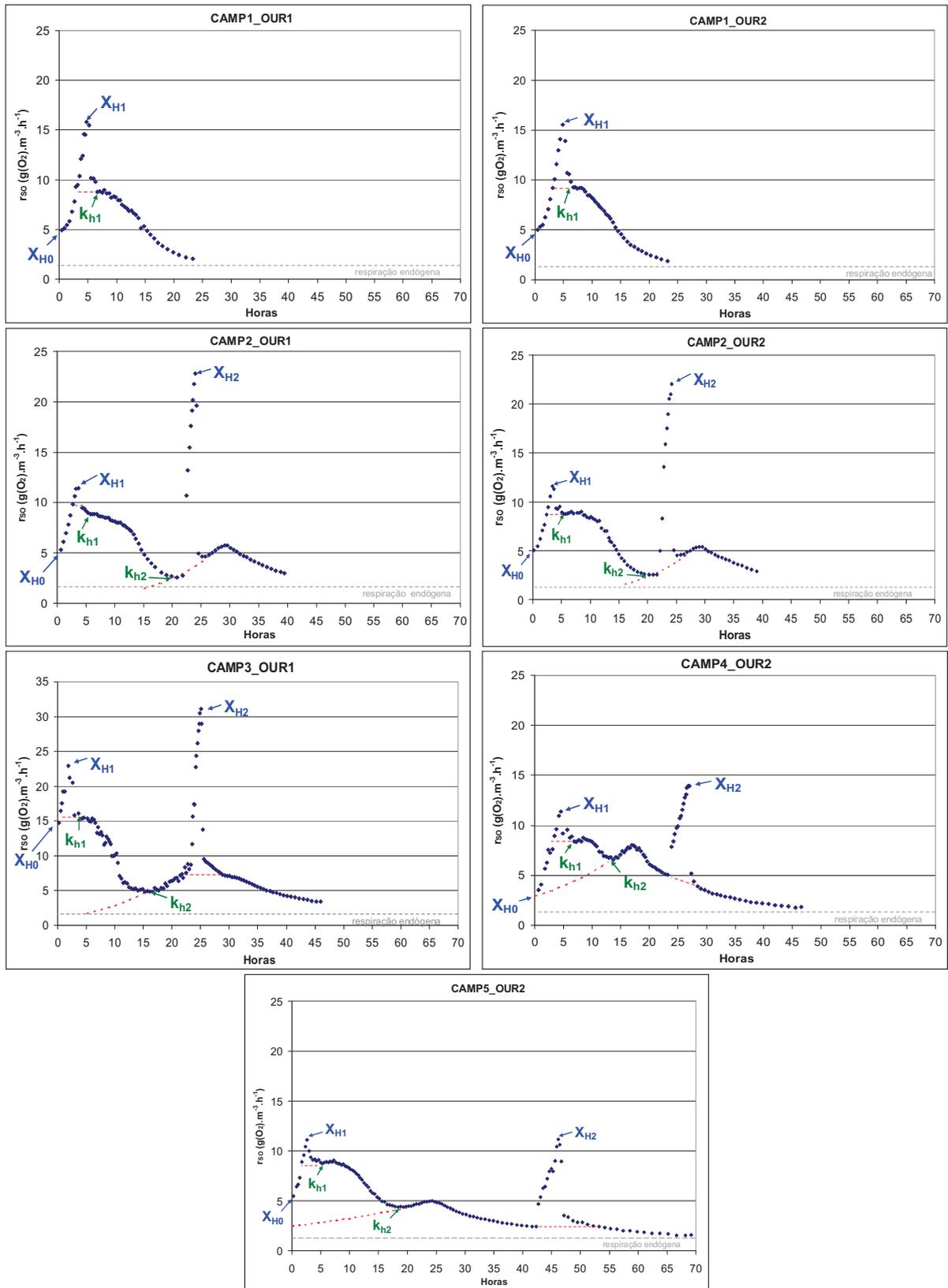


Figura 59 – Pontos utilizados nas estimativas de k_h e de X_H

Estimativa das fracções de substrato, S_s , S_{ac} , X_{S1} e X_{S2}

A análise das características da curva permite, sob pressupostos razoáveis, propôr a separação dos respirogramas em componentes individuais relativos à matéria orgânica biodegradável. Os pontos de inflexão da curva de consumo de oxigénio reflectem uma queda da taxa de respiração e estão normalmente associados ao facto dos compostos com maior influência no desenvolvimento das bactérias apresentarem a sua oxidação praticamente completa (Spanjers *et al.*, 1999). Podem ocorrer diversas repetições das etapas de manutenção (patamar) e queda (ponto de inflexão) da taxa de consumo de oxigénio, consoante o número de fracções identificáveis.

É necessário o conhecer o valor do coeficiente de rendimento heterotrófico (Y_H) para se poder calcular uma estimativa para a quantidade consumida de S_s e X_s a partir da evolução no tempo da taxa de respiração. O rendimento indica qual a fracção de CQO que é convertida em massa celular. Atendendo às equações 48 e 49, verifica-se:

$$r_{SS} = \frac{1}{1-Y_H} r_{SO} \quad \text{ou} \quad \left(\frac{dS_s}{dt} \right)_{consumido} = \frac{1}{1-Y_H} \cdot \left(-\frac{dS_O}{dt} \right) \quad (55)$$

A integração da equação 55 em sucessivos troços da curva respirométrica (em t) representa a relação entre as áreas debaixo desta curva ($r_{SO(acum)}^i$) e as várias partes do conteúdo total em CQO, excluindo-se a sua fracção não biodegradável (inerte). Assim, para cada fracção i de CQO biodegradável identificada (ou seja, consumida), o seu valor pode ser estimado por:

$$S_s^i = \frac{1}{1-Y_H} r_{SO(acum)}^i \quad \text{e} \quad X_s^i = \frac{1}{1-Y_H} r_{SO(acum)}^i \quad (56)$$

A primeira versão da equação 56 pode ser aplicada na verificação do valor da fracção correspondente ao acetato fornecido nos ensaios (designadamente, 0,156 g de CQO), utilizada para estimar o valor Y_H . A segunda versão da equação 56 pressupõe que $f_{s1} \approx 0$.

Como já referido, a evolução da curva de consumo de oxigénio sugere a existência de dois grupos de substrato lentamente biodegradável nas águas residuais analisadas. No primeiro grupo (X_{S1}) regista-se, em geral, uma maior permanência do patamar na curva de consumo de oxigénio e o segundo grupo (X_{S2}) apresenta um pico de evolução suave.

O processamento dos dados respirométricos foi feito no sentido de estimar separadamente a concentração de cada um dos tipos de substrato. Para tal, assumiu-se que o crescimento da biomassa heterotrófica aconteceu desde o início dos ensaios a partir dos três tipos de substrato: S_s , X_{S1} e X_{S2} . Para o cálculo do consumo de oxigénio associado à oxidação de substrato tornado disponível a partir da hidrólise de X_{S2} , considera-se que a taxa de crescimento associada se mantém constante no tempo na fase ascendente do pico respirométrico. Deste modo, foi feita uma projecção do declive da taxa de consumo de oxigénio determinado entre o momento de inflexão da curva associado à exaustão de X_{S1} e o pico relativo ao crescimento a partir de X_{S2} . Este procedimento de cálculo é semelhante ao utilizado por Wentzel *et al.* (1999).

Apresenta-se, na Figura 60, a decomposição dos respirogramas nas fracções orgânicas biodegradáveis (S_s , X_{S1} e X_{S2}) das águas residuais afluentes. É também incluída a fracção correspondente ao acetato fornecido grupo (S_{ac}). Inclui-se, para as campanhas 1 e 2, a

decomposição de apenas um dos dois ensaios.

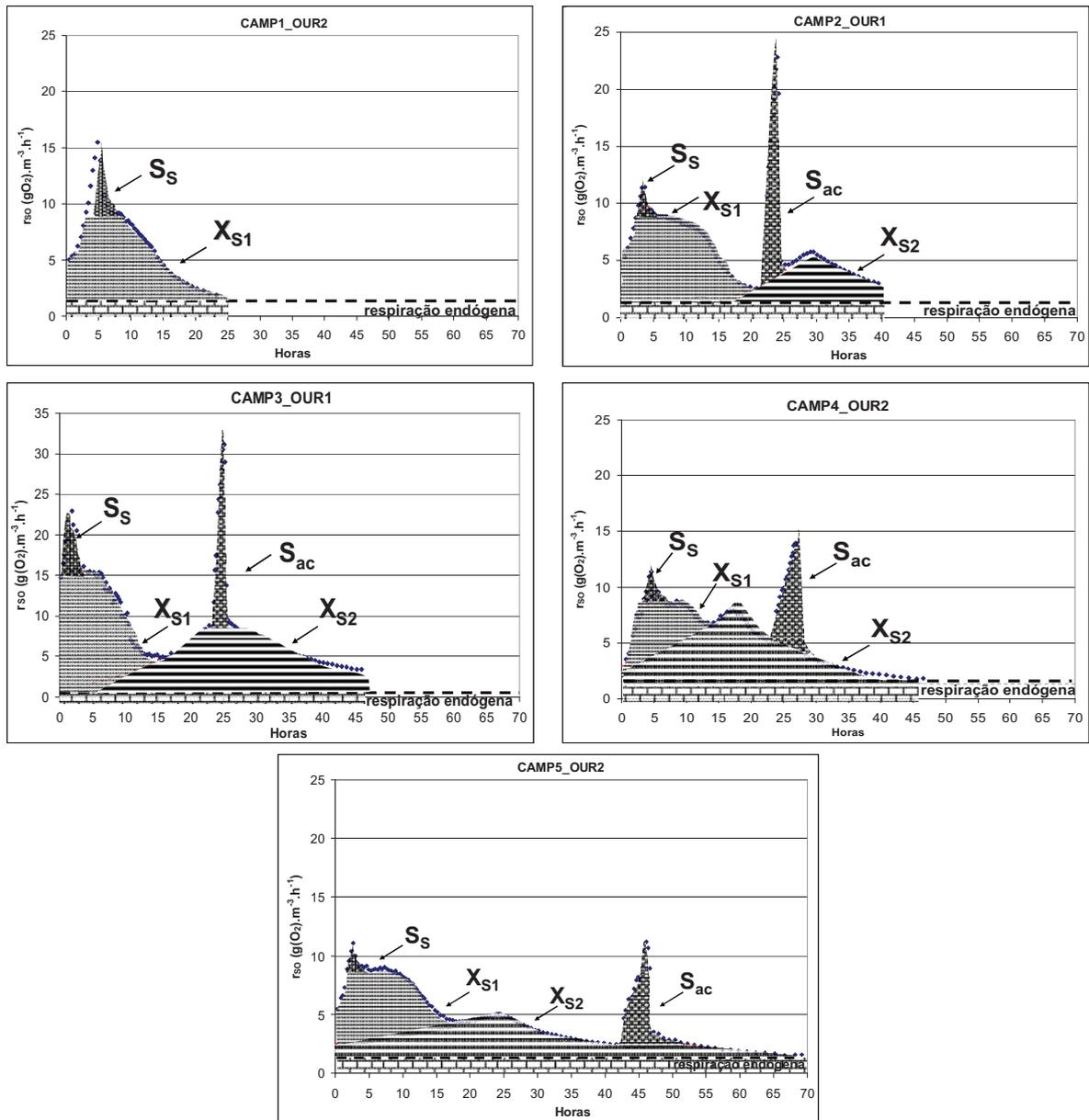


Figura 60 – Decomposição dos respirogramas nas fracções de substrato biodegradável

De modo a facilitar uma avaliação da qualidade da estimativa das áreas afectadas a cada um das fracções, confrontam-se, no Quadro 24, os valores acumulados da taxa de utilização de oxigénio obtidos em cada ensaio e o valor correspondente à soma das diferentes áreas calculadas através da equação 42. Verifica-se que foi obtida uma aproximação razoável na estimativa das áreas, compreendida entre os 88% e os 97% do valor acumulado registado.

Quadro 24 – Verificação da estimativa de áreas nos respirogramas

ID_ensaios		r _{SO_acum} (A)	Somatório de áreas (B)	Razão entre áreas
			$S_S + S_{ac} + X_{S1} + X_{S2} + resp_end$	$\left[\frac{B}{A}\right].100$
		gO ₂ .m ⁻³	gO ₂ .m ⁻³	%
Camp1	OUR1	151	144	95%
	OUR2	146	142	97%
Camp2	OUR1	246	225	92%
	OUR2	236	207	88%
Camp3	OUR1	399	366	95%
Camp4	OUR2	259	236	91%
Camp5	OUR2	305	279	92%

Wentzel *et al.* (1995) recomendam a realização de balanços à CQO, considerando o valor acumulado da taxa de consumo de oxigénio e as determinações analíticas realizadas, para avaliar a qualidade da informação obtida através dos ensaios respirométricos, de acordo com a seguinte equação:

$$CQO_{bal} = \frac{CQO_{final} - S_{ac} + r_{SO(acum)}}{CQO_{inicial}} \cdot 100 \quad (57)$$

sendo:

CQO_{bal} balanço à CQO (%);

CQO_{inicial} concentração de CQO total no início do ensaio (gO₂.m⁻³);

CQO_{final} concentração de CQO total no fim do ensaio (gO₂.m⁻³);

S_{ac} concentração de CQO associada ao acetato de sódio (gO₂.m⁻³);

r_{SO(acum)} consumo acumulado de oxigénio dissolvido, equação 42 (gO₂.m⁻³).

Apresentam-se, no Quadro 25, os resultados dos balanços à CQO realizado para cada um dos ensaios respirométricos. Note-se que ao valor de r_{SO(acum)} não foi deduzida a contribuição por parte da respiração endógena, por incerteza da sua estimativa.

Quadro 25 – Avaliação dos resultados dos ensaios respirométricos

ID_ensaios		CQO _{inicial}	S _{ac}	CQO _{final}	r _{SO(acum)}	CQO _{bal}
		gO ₂ .m ⁻³	%			
Camp1	OUR1	571	0	211	151	63%
	OUR2	571	0	213	146	63%
Camp2	OUR1	618	62	266	246	73%
	OUR2	618	62	215	236	63%
Camp3	OUR1	1120	62	419	399	67%
Camp4	OUR2	524	62	209	259	77%
Camp5	OUR2	604	62	192	305	72%

De acordo com Wentzel *et al.* (1995), são aceitáveis valores para os balanços de massa compreendidos entre 95 e 105%. Verifica-se, contudo, que os valores obtidos estão fora deste intervalo, devendo ser reconhecido um nível de incerteza significativo aos resultados respirométricos e também nos correspondentes valores analíticos.

Apresentam-se ainda assim, no Quadro 26, os valores estimados para os parâmetros do modelo ASM1 e fracções de carga orgânica nas águas residuais afluentes.

Quadro 26 – Valores estimados a partir dos ensaios respirométricos com águas residuais afluentes

		Y_H (acetato)	μ_H^{\max}	μ_H^{\max}	k_{h1}	k_{h2}	X_{H0}	S_S	X_{S1}	X_{S2}
Unidades		$\frac{g(O_2^{biomassa})}{(O_2^{substrato})^{-1}}$	h^{-1}	h^{-1}	h^{-1}	h^{-1}	$gO_2.m^{-3}$	$gO_2.m^{-3}$	$gO_2.m^{-3}$	$gO_2.m^{-3}$
Substrato		acetato	acetato	S_S	X_{S1}	X_{S2}	--	--	--	--
Camp1	OUR1	0,58	--	0,341	0,322	--	21	23	243	--
	OUR2	0,58	--	0,378	0,382	--	19	23	239	--
Camp2	OUR1	0,54	0,661	0,263	0,380	0,109	24	8	203	144
	OUR2	0,54	0,967	0,298	0,415	0,121	20	7	198	115
Camp3	OUR1	0,54	0,096	0,209	0,260	0,082	83	30	259	348
Camp4	OUR2	0,65	0,252	0,220	0,248	0,196	30	8	120	355
Camp5	OUR2	0,64	0,365	0,247	0,317	0,152	40	5	208	265
Média		0,58	0,47	0,28	0,33	0,12	34	15	210	245
Desvio padrão		0,06	0,035	0,06	0,06	0,04	23	10	46	112

A propósito dos valores do Quadro 26, refira-se que os valores de S_S estão possivelmente subestimados, devido à já referida demora entre a recolha das amostras e o início dos ensaios respirométricos. Por outro lado, há uma incerteza considerável na atribuição à fracção S_S da área subjacente à curva respirométrica no modo como foi efectuado na Figura 60. De igual modo, o valor de X_{H0} estimado encerra um grau de incerteza considerável, por ter sido calculado a partir de valores pontuais de r_{SO} medidos nos instantes iniciais dos ensaios, sujeitos a instabilidade no sistema. Os valores de Y_{H1} e Y_{H2} têm o mesmo problema, relacionado com a instabilidade de medida de r_{SO} que lhes está associada. Optou-se, assim, por não incluir estes últimos no Quadro 26, tanto mais que eles não vão ter utilidade prática nas fases de modelação da ETAR.

Os valores do Quadro 26 são, assim, considerados como uma base para atribuição de valores iniciais a parâmetros do modelo ASM1, necessários ao processo de calibração.

4.4 Simplificação do modelo ASM1 para aplicação ao estudo de caso

Como referido na secção 4.2.2, o ASM1 foi o modelo de tratamento biológico seleccionado para integrar o modelo matemático descritivo do funcionamento da ETAR de pequena dimensão estudada. A sua aplicação neste estudo de caso envolve contudo uma simplificação da sua estrutura, com redução do número de processos biológicos modelados. Considera-se, assim, unicamente os processos associados directamente à remoção da carga orgânica das águas residuais, a qual constitui o objectivo estabelecido genericamente pela legislação aplicável à descarga de efluentes tratados em ETAR de pequena dimensão (secção 1.1.4). Foram, também, admitidas as seguintes hipóteses simplificativas:

- O tratamento biológico das águas residuais ocorre unicamente no tanque de arejamento.
- O funcionamento do tanque de arejamento é equiparável ao de um reactor de mistura completa, pelo que a concentração das diferentes variáveis de estado na descarga de licor misto coincide com a composição no tanque de arejamento, que é tido como uniforme.
- O crescimento da biomassa heterotrófica ocorre exclusivamente em condições aeróbias.

Os processos do modelo ASM1 utilizados no modelo de tratamento biológico aplicado na ETAR estudada são os seguintes:

- Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica.
- Decaimento da biomassa heterotrófica.
- Hidrólise do substrato orgânico lentamente biodegradável.

A limitação dos objectivos da modelação à remoção da carga orgânica teve, assim, como reflexos a exclusão da descrição dos processos associados à remoção biológica de azoto (designadamente, o crescimento anóxico da biomassa heterotrófica, o crescimento aeróbio da biomassa autotrófica, o decaimento da biomassa autotrófica e a hidrólise do material orgânico azotado). Foi, também, considerado como instantâneo o processo de amonificação do azoto orgânico solúvel biodegradável e, portanto, fora do âmbito do modelo. A redução realizada na estrutura do modelo ASM1, ao nível dos processos modelados, reflecte-se no número de variáveis necessárias para a descrição dos estados do sistema de tratamento.

Não se utiliza a variável relativa ao material particulado resultante do decaimento da biomassa (X_p), a qual passa a estar integrada na fracção particulada inerte (X_i). Esta simplificação é utilizada com bastante frequência na modelação de ETAR e deriva, essencialmente, do facto de ser irrelevante para a qualidade das simulações a distinção da origem do material particulado inerte. Também não se inclui a variável alcalinidade (S_{ALK}) no meio reaccional, assumindo-se que o processo de tratamento se desenvolve em situação de pH próximo de 7 e de valor estável.

Assim, o modelo de tratamento biológico inclui as seguintes variáveis de concentração:

- Material orgânico solúvel inerte, S_I .
- Substrato orgânico rapidamente biodegradável, S_S .
- Material orgânico particulado inerte, X_I .
- Substrato orgânico lentamente biodegradável, X_S .
- Biomassa heterotrófica, X_H .
- Oxigénio dissolvido, S_O .

São utilizados dois dos cinco parâmetros estequiométricos do ASM1, designadamente: rendimento para a biomassa heterotrófica, Y_H , e a fracção da biomassa, f_p , que conduz a produtos particulados por decaimento.

São utilizados seis dos catorze parâmetros associados, no ASM1, à cinética dos processos de tratamento, designadamente, a taxa específica máxima de crescimento para a biomassa heterotrófica (μ_H^{\max}), o coeficiente de meia-saturação para a utilização de substrato (K_S), o coeficiente de meia-saturação para a utilização de oxigénio (K_O), o coeficiente de decaimento da biomassa heterotrófica (b_H), a taxa específica máxima de hidrólise (k_h), o coeficiente de meia-saturação para a hidrólise de substrato lentamente biodegradável (K_X).

Apresentam-se, seguidamente, as equações relativas aos termos reaccionais a inserir nos balanços de massa das cinco variáveis de estado não conservativas do modelo de tratamento biológico. As alterações feitas à formulação original do modelo ASM1 são devidamente indicadas, em paralelo com uma explicação sucinta dos processos biológicos.

Substrato orgânico rapidamente biodegradável (redução da equação 27)

$$r_{SS} = \left(-\frac{\mu_H^{\max}}{Y_H} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} + k_h \cdot \frac{X_S}{K_X + X_S} \right) X_H \quad (58)$$

Admite-se implicitamente, no ASM1, que o consumo de substrato rapidamente biodegradável, com utilização de oxigénio dissolvido, conduz à síntese de biomassa heterotrófica. A degradação de substrato lentamente biodegradável resulta na produção de uma quantidade equivalente de substrato rapidamente biodegradável. É feita a descrição da cinética para o processo de hidrólise na equação 60.

Material orgânico particulado inerte (redução da equação 29)

$$r_{XI} = (f_p b_H) X_H \quad (59)$$

No ASM1, a variável de estado X_I é classificada como conservativa. No entanto, considerou-se, na simplificação da sua estrutura, a junção dos produtos particulados inertes resultantes do decaimento (X_P) ao material orgânico particulado inerte. A produção de produtos inertes particulados está, assim, associada ao processo de decaimento da biomassa heterotrófica. Este processo é de primeira ordem em relação à concentração de biomassa heterotrófica e não acarreta consumo de oxigénio.

Substrato orgânico lentamente biodegradável (redução da equação 28)

$$r_{XS} = \left(-k_h \frac{X_S}{K_X + X_S} + (1-f_p)b_H \right) X_H \quad (60)$$

O material orgânico associado ao substrato lentamente biodegradável necessita de ser hidrolisado antes da sua utilização pelos microrganismos para crescimento. A descrição do processo de hidrólise é aqui simplificada, com a assumpção de uma cinética de reacção directamente dependente da quantidade de substrato existente no meio, tal como proposto por Goel *et al.* (1998), e não da relação substrato/biomassa (X_S/X_H), definida no ASM1. O efeito associado à quantidade e tipo de aceitador de electrões pode ser considerado marginal na actuação dos sistemas enzimáticos envolvidos na hidrólise de X_S (San Pedro *et al.*, 1994). Por esta razão, eliminou-se o termo relativo ao efeito da saturação de oxigénio dissolvido constante da formulação original do ASM1.

De acordo com o princípio de morte-regeneração admitido no ASM1, o material orgânico lentamente biodegradável resultante do decaimento da biomassa fica disponível para o crescimento da biomassa através do processo de hidrólise. Uma fracção dos materiais celulares libertados por lise e morte da biomassa apresentam uma biodegradação muito lenta, a qual permite designar este material como inerte. No cálculo da quantidade de material orgânico biodegradável produzido a partir do decaimento da biomassa, considera-se o valor indicado por Henze *et al.* (1987) para o parâmetro f_p (produção de produtos inertes particulados).

Biomassa heterotrófica (redução da equação 25)

$$r_{XH} = \left(-b_H + \mu_H^{\max} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_O + S_O} \right) X_H \quad (61)$$

A diminuição da concentração de biomassa activa está associada ao processo de decaimento, que agrega os fenómenos de morte, lise e predação.

O crescimento da biomassa heterotrófica corresponde à síntese de material celular e é feito a partir da assimilação de substrato rapidamente biodegradável e da utilização de oxigénio como aceitador final de electrões.

Oxigénio dissolvido (redução da equação 34)

$$r_{SO} = \left(-\mu_H^{\max} \frac{1-Y_H}{Y_H} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_O + S_O} \right) X_H \quad (62)$$

O consumo de oxigénio está directamente relacionado com o processo de crescimento da biomassa heterotrófica. O consumo associado ao decaimento é integrado de modo indirecto, através da oxidação do substrato rapidamente biodegradável resultante da hidrólise da matéria orgânica derivada do decaimento da biomassa.

4.5 Síntese conclusiva

No presente capítulo, é feita a apresentação do modelo de tratamento biológico adoptado para a descrição do funcionamento da ETAR de pequena dimensão, considerando-se para

tal que os processos biológicos ocorrem exclusivamente no tanque de arejamento. O modelo utilizado é o ASM1, tendo sido justificada a sua selecção entre os modelos da IWA.

Na aplicação ao estudo de caso, é feita uma simplificação na estrutura do ASM1, fundamentada pelo facto de se pretender simular apenas os processos biológicos directamente relacionados com a degradação aeróbia de substrato orgânico. Os processos modelados são, assim, o crescimento da biomassa heterotrófica, o decaimento desta biomassa e o processo de hidrólise do substrato orgânico lentamente biodegradável. Neste último caso, são feitas simplificações adicionais na formulação original apresentada por Henze *et al.* (1987), designadamente, é assumida uma cinética de reacção directamente dependente da concentração de X_S , e não da relação substrato/biomassa (X_S/X_H), e eliminou-se o termo relativo ao efeito da saturação de oxigénio dissolvido no processo de hidrólise. Finalmente, integra-se os produtos inertes particulados resultantes do decaimento da biomassa na variável X_I (material orgânico particulado inerte), que passa a assumir características não conservativas, ao contrário do estabelecido originalmente no ASM1.

A utilização do modelo implica a sua calibração com informação obtida directamente no sistema de tratamento ou através de ensaios laboratoriais. Apresentam-se os resultados do trabalho de monitorização, o qual integrou a realização de seis campanhas de monitorização, com uma duração de 24 horas cada. Nestas campanhas, foram caracterizadas analiticamente amostras de águas residuais afluentes e de efluente tratado. Foi também feita uma monitorização espectrofotométrica das águas residuais afluentes, obtendo-se assim informação em contínuo. A caracterização de condições de operação do tanque de arejamento envolveu a medição da concentração de oxigénio dissolvido e da temperatura.

Para além do trabalho de campo, foram efectuados ensaios respirométricos em laboratório para a determinação experimental de valores de parâmetros e fracções da carga orgânica do modelo ASM1.

Do trabalho realizado, salientam-se as seguintes principais conclusões:

- A simplificação aplicada ao modelo ASM1 possibilita a descrição do tratamento biológico de um modo dirigido ao objectivo estabelecido genericamente pela legislação aplicável à descarga de efluentes tratados em ETAR de pequena dimensão. Assume-se, no presente trabalho, o propósito de produzir um modelo matemático com uma estrutura simples, pretendendo assim facilitar a sua aplicação pelas entidades gestoras.
- As águas residuais afluentes à ETAR estudada apresentam uma composição com matriz marcadamente doméstica no padrão diário de variação, o qual se mantém relativamente nas seis campanhas de monitorização.
- A utilização de um espectrofotómetro submersível no canal de entrada da ETAR permitiu registos, com cinco minutos de intervalo, sobre a composição das águas residuais afluentes, designadamente, em termos da concentração de CQO, na forma total e filtrada, e de SST. A aplicação de uma calibração local permitiu melhorar a estimativa dos valores inferidos para os teores de CQO, não afectando, no entanto, os valores de SST. Os valores de concentração de CQO total, em conjunto com as

medições de caudal afluente, permitem a simulação do funcionamento da ETAR estudada em condições dinâmicas.

- Foi estimado um valor para a taxa volumétrica de transferência de oxigénio, utilizando os valores de concentração oxigénio dissolvido medidos no licor misto e um método de cálculo expedito. O valor calculado de $k_{L,a}$ é igual a $2,8 \text{ h}^{-1}$. Esta determinação permite incorporar no modelo matemático informação específica ao arejamento realizado na ETAR estudada. Recomenda-se a utilização de um intervalo de registo curto (1 minuto, por exemplo), aumentado assim o número de ciclos de arejamento utilizáveis na estimativa do valor de $k_{L,a}$.
- A realização de ensaios respirométricos constitui uma via importante para obtenção de informação sobre as características de biodegradabilidade das águas residuais afluentes e, também, sobre a capacidade de desenvolvimento da biomassa existente no sistema de tratamento, traduzida em valores dos parâmetros cinéticos e estequiométricos. No presente estudo, realizaram-se ensaios respirométricos a partir de amostras de águas residuais afluentes e de licor misto. Neste último caso, não se obtiveram respirogramas válidos. O tratamento da informação respirométrica relativa às águas residuais permitiu determinar valores médios para os seguintes parâmetros: μ_H^{\max} ($0,28 \text{ h}^{-1}$), Y_H ($0,58 \text{ gO}_2^{\text{biomassa}} \cdot \text{O}_2^{\text{acetato-1}}$) e k_h (em que se estimaram duas taxas, k_{h1} ($0,33 \text{ h}^{-1}$) e k_{h2} ($0,12 \text{ h}^{-1}$)). O facto dos ensaios respirométricos terem arrancado cinco horas após a recolha de amostras coloca algumas condicionantes em termos dos valores estimados a partir dos respirogramas, em particular no que se refere ao fraccionamento da carga orgânica. No entanto, os valores estimados podem ser considerados como uma base para atribuição de valores iniciais a parâmetros do modelo ASM1, necessários ao processo de calibração.

5. SEPARAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS NO DECANTADOR SECUNDÁRIO

5.1 Introdução

A separação de sólidos suspensos constitui a segunda etapa dos sistemas de lamas activadas, sendo o processo empregue na generalidade das ETAR a sedimentação gravítica ou decantação (Tandoi *et al.*, 2006). Os sólidos suspensos separados apresentam uma parte significativa de biomassa activa.

Este capítulo é consagrado à apresentação do modelo de separação de sólidos adoptado para simular o processo que ocorre no decantador secundário. Na secção 5.2, apresentam-se aspectos gerais da separação de sólidos e os principais tipos de modelos matemáticos aplicáveis à decantação secundária. O modelo adoptado para a descrição do processo de separação de sólidos em ETAR de pequena dimensão é apresentado na secção 5.3. Na secção 5.4, indicam-se os principais aspectos da monitorização do estudo de caso, sendo a implementação do modelo realizada na secção 5.5. Finalmente, é feita uma síntese conclusiva na secção 5.6.

5.2 Modelação da separação de sólidos

5.2.1 Aspectos gerais da separação de sólidos

5.2.1.1 Descrição do processo de decantação secundária

No processo de lamas activadas, as duas etapas de tratamento decorrem geralmente, e como já referido, em unidades diferentes: o reactor biológico e o decantador secundário. O sistema reactor descontínuo sequencial (do termo *Sequencing Batch Reactor* – SBR) constitui a excepção a esta configuração, sendo o tratamento realizado numa mesma unidade com a alteração das condições de funcionamento (enchimento com águas residuais, arejamento do licor misto, sedimentação das lamas e descarga do sobrenadante tratado). Os SBR são, contudo, mais utilizados no tratamento de águas residuais industriais.

Nas ETAR urbanas, os decantadores secundários normalmente utilizados são os de escoamento horizontal, com a planta circular ou rectangular, e os de fluxo vertical (Ekama *et al.*, 1997). Apesar de serem utilizados, especialmente em ETAR de pequena dimensão, os decantadores de planta quadrangular não são tão eficientes na remoção de sólidos como os circulares e os rectangulares (Tchobanoglous e Burton, 1991).

Na Figura 61 apresenta-se, em esquema, um decantador de planta circular, evidenciando-se os seus principais componentes. A alimentação é realizada no centro, sendo induzido um movimento descendente por acção de um deflector radial. O descarregador superficial, localizado na periferia do decantador, permite controlar a altura da coluna de líquido. Os decantadores de planta circular dispõem, geralmente, de uma ponte raspadora rotativa que permite o varrimento simultâneo do fundo e da superfície do tanque. Esta acção favorece o

processo de espessamento das lamas e a remoção de sólidos flutuantes, respectivamente. O movimento da lâmina raspadora do fundo conduz as lamas espessadas até um poço central, de onde são bombadas para a linha de processamento de lamas da ETAR.

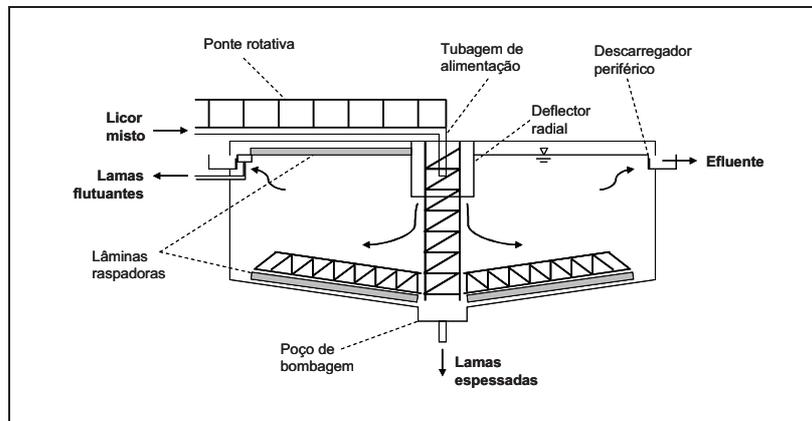


Figura 61 – Corte esquemático de um decantador secundário circular (Ekama *et al.*, 1997)

A eficiência do processo de decantação pode ser melhorada através da instalação de estruturas modulares de placas (lamelas), ou tubos de geometria diversa, que favoreçam as características de sedimentação através do estabelecimento de escoamento laminar (De Clercq, 2003). Um dos principais problemas associados a esta tecnologia é a tendência para a colmatção causada pelo desenvolvimento de biofilmes nas placas ou tubos.

Na Figura 62 apresenta-se um esquema de um decantador lamelar com planta rectangular.

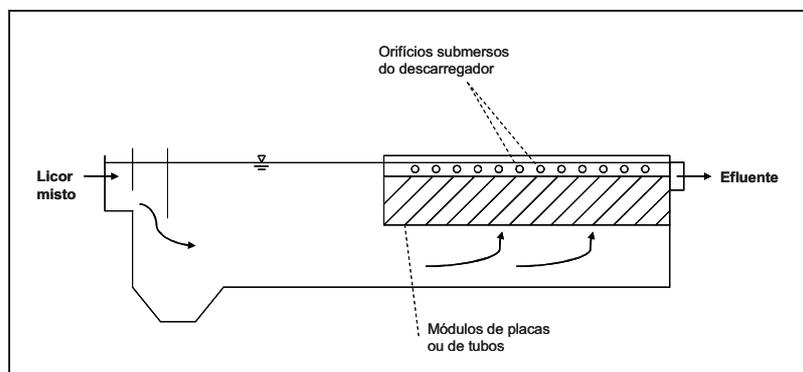


Figura 62 – Corte esquemático de um decantador rectangular lamelar (Tchobanoglous e Burton, 1991)

Caso a dimensão horizontal da secção do decantador seja relativamente pequena quando comparada com a profundidade útil (*i.e.*, a razão entre as distâncias características horizontal e vertical seja inferior a 2), é possível considerar que o escoamento apresenta um componente vertical preponderante (Ekama *et al.*, 1997). Os decantadores deste tipo designam-se por decantadores de fluxo vertical.

Na Figura 63 apresenta-se um esquema de um decantador Dortmund, o qual consiste a configuração mais utilizada para o regime de fluxo vertical. Neste tipo de geometria, a

alimentação é feita no centro do decantador, no seio da zona do manto de lamas, que funciona deste modo como uma camada filtrante (De Clercq, 2003). Este facto permite a aplicação de cargas hidráulicas superiores às normalmente utilizadas em decantadores de fluxo horizontal, em condições idênticas de sedimentabilidade das lamas (Ekama *et al.*, 1997). Os decantadores Dortmund não dispõem de um sistema mecânico para o varrimento do fundo. O correcto escoamento das lamas é potenciado, neste caso, pela maior inclinação das paredes no cone inferior.

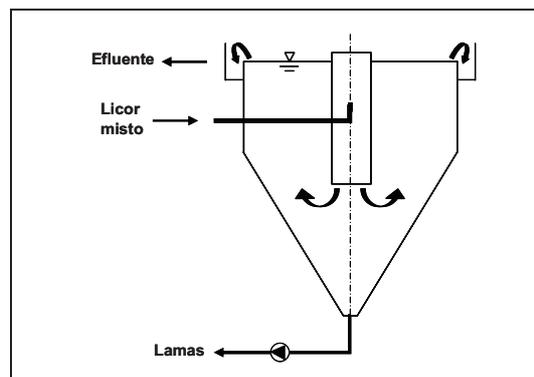


Figura 63 – Corte esquemático de um decantador de fluxo vertical Dortmund (Ekama *et al.*, 1997)

As funções de um decantador secundário são a clarificação, o espessamento e o armazenamento de sólidos decantados (Ekama *et al.*, 1997). A função de clarificação visa a remoção de material em suspensão do licor misto e, por conseguinte, a redução da carga poluente do efluente tratado. O espessamento das lamas facilita o retorno de biomassa activa ao tanque de arejamento, limitando o volume associado ao caudal de recirculação. A função de armazenamento tem por objectivo garantir a retenção de uma reserva de biomassa activa no sistema de tratamento, mesmo em condições de sobrecarga hidráulica. Esta função pode ser realizada no próprio decantador, através da existência de um volume disponível para acomodar aumentos na altura do manto de lamas ou em unidades específicas integradas na linha de processamento de lamas (e.g., tanque de retenção, espessador).

Apresenta-se, na Figura 64, um esquema com a posição relativa das áreas afectas às diferentes funções de um decantador secundário.

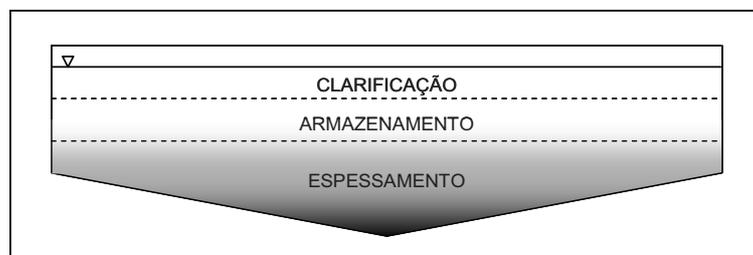


Figura 64 – Distribuição das funções de um decantador secundário

A remoção de sólidos suspensos é uma etapa muito importante no sistema de lamas

activadas, devido à associação destes com a carga orgânica dos efluentes tratados (Ekama *et al.*, 1997). Wanner (1994), citado por De Clercq (2003), determinou que o arrastamento (*washout*) de sólidos pode representar até 50 a 80% da carência bioquímica de oxigénio dos efluentes. Estes valores reflectem a importância da separação de sólidos suspensos na eficiência global do tratamento.

A função de espessamento incide sobre a maior parte (cerca de 98%) dos sólidos em suspensão presentes no licor misto enviado para o decantador secundário. A eficiência da função de clarificação é contudo condicionada pela fracção remanescente de sólidos (Ekama *et al.*, 1997). A falha nalguma das funções de um decantador secundário resulta normalmente no aumento da concentração de sólidos suspensos do efluente tratado. Acresce que um descontrolo que leve à descarga excessiva de sólidos irá afectar o processo biológico, devido a um decréscimo na concentração de biomassa no sistema de tratamento (De Clercq, 2003). Por estas razões, os decantadores secundários são frequentemente considerados como o processo crítico para o desempenho dos sistemas de lamas activadas (Plosz *et al.*, 2007).

No Quadro 27 apresentam-se algumas causas que podem estar na origem de problemas nas funções dos decantadores secundários.

Quadro 27 – Causas de problemas nas funções do decantador secundário (Deiningner *et al.*, 1998b; Ekama *et al.*, 1997; Tandoi *et al.*, 2006)

Função de clarificação	Função de espessamento	Função de armazenamento
<ul style="list-style-type: none"> • Aplicação de cargas hidráulicas excessivas. • Ocorrência de curto-circuitos hidráulicos devido, por exemplo, à localização incorrecta das estruturas de alimentação e de descarga. • Destruição dos flocos biológicos no ponto de alimentação. • Má configuração estrutural dos flocos biológicos. • Altura reduzida da camada de clarificação. • Produção de lamas flutuantes, resultantes de processos biológicos no decantador (<i>e.g.</i>, desnitrificação e fermentação). 	<ul style="list-style-type: none"> • Biomassa com más características, por exemplo, devido ao desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas. • Padrão de escoamento hidráulico inadequado, levando à ocorrência de turbulência no manto de lamas. • Ressuspensão das lamas espessadas causada pela passagem das lâminas raspadoras de fundo, quando estas são mal dimensionadas ou operadas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Existência de correntes de densidade no decantador, associadas a uma maior densidade do licor misto (por se encontrar a uma temperatura potencialmente mais baixa, devido à agitação no tanque de arejamento). • Profundidade insuficiente da camada de armazenamento. • Capacidade insuficiente do sistema de bombagem para escoamento das lamas espessadas.

A sedimentação das partículas suspensas é feita em quatro regimes distintos dependentes, essencialmente, da concentração e da tendência para a agregação (ou seja, floculação) da biomassa.

Os regimes de sedimentação existentes num decantador secundário são os seguintes

(Ekama *et al.*, 1997):

- Sedimentação discreta não-floculenta – ocorre tipicamente na zona de clarificação e é caracterizada por uma velocidade uniforme de sedimentação. Não existe interacção entre as partículas discretas.
- Sedimentação discreta floculenta – também ocorre na zona de clarificação, mas próximo da entrada das águas residuais, verificando-se com as partículas dispersas que apresentam tendência a coalescer. O aumento gradual da dimensão média das partículas em suspensão leva a um incremento na velocidade de sedimentação.
- Sedimentação em manto de lamas – acontece abaixo da zona de clarificação e deve-se à maior intensidade nas forças de atracção entre as partículas que formam a biomassa floculada, resultando na constituição de um agregado denso que decanta em bloco e capta partículas de menor dimensão. Normalmente, observa-se uma interface nítida entre a camada do manto de lamas e o líquido sobrenadante.
- Sedimentação por compressão – verifica-se numa zona de concentração elevada em sólidos, onde a pressão exercida pelo peso das camadas sobrepostas de sólidos comprime os flocos, forçando a drenagem da água para fora da matriz intersticial à medida que as lamas vão compactando.

5.2.1.2 Outras técnicas de separação de sólidos suspensos

Para além da decantação, a separação dos sólidos suspensos presentes no licor misto pode ser feita através de outros processos que não se baseiam exclusivamente na acção da força da gravidade. Os processos alternativos mais comuns são a filtração e a flotação.

No primeiro caso, a realização da separação através de módulos de membranas de micro ou ultra-filtração, inseridos no reactor biológico, permite evitar a instalação do decantador em separado. Este sistema é designado por reactor biológico de membranas (*Membrane BioReactor - MBR*) e permite a utilização de concentrações de biomassa no licor misto bastante superiores às empregues no sistema de lamas activadas com decantação secundária (Krampe e Krauth, 2003). No entanto, esta tecnologia apresenta, custos de investimento e de operação bastante elevados.

A flotação por ar dissolvido (*Dissolved Air Flotation – DAF*) consiste num processo de clarificação através do fornecimento de ar. O mecanismo do sistema DAF passa por permitir a agregação de bolhas de ar às partículas em suspensão. Tem por objectivo o desenvolvimento de aglomerados de densidade mais reduzida que a da água, causando a subida dos flocos e a sua acumulação na superfície, de onde são removidos mecanicamente (Lundh *et al.*, 2000). Tal como no sistema MBR, o principal inconveniente associado a esta tecnologia deriva dos custos elevados de investimento e de operação.

5.2.2 Operação de decantadores em sistemas de lamas activadas

5.2.2.1 Introdução

As principais variáveis utilizadas para definição de estratégias de controlo em sistemas de lamas activadas são variáveis hidráulicas, designadamente o caudal de recirculação de lamas e o caudal de extracção de lamas. A actuação na recirculação de lamas permite

influenciar a distribuição da massa de sólidos ao longo do sistema de tratamento. A actuação no valor de caudal de extracção de lamas permite ajustar a quantidade e o tipo de biomassa activa presente no sistema de tratamento.

Apresentam-se, seguidamente, os principais aspectos relacionados com a operação do sistema de lamas activadas, com ênfase na melhoria do seu funcionamento através de uma gestão adequada de sólidos.

5.2.2.2 Distribuição da massa de sólidos suspensos

Num sistema de lamas activadas, a massa de sólidos suspensos encontra-se distribuída no tanque de arejamento e no decantador secundário. A distribuição de sólidos não é estática, sendo afectada pela descarga de licor misto (tanque-decantador) e pela recirculação de lamas (decantador-tanque).

Uma distribuição adequada da massa de sólidos permite, entre outros aspectos, melhorar as características de sedimentabilidade das lamas biológicas, reduzir os custos associados ao tratamento e destino final das lamas extraídas, aumentar a capacidade de tratamento das unidades de processo biológico (biorreactores) e reduzir os custos de energia associados ao arejamento (NRC, 2003).

Em condições de maior afluência de águas residuais à ETAR, verifica-se um aumento no transporte de sólidos em suspensão do tanque de arejamento para o decantador, caso seja mantido constante o caudal de lamas recirculadas. O aumento da altura do manto de lamas provoca, a partir do momento em que é atingida a crista do descarregador, uma descarga importante de sólidos suspensos com o efluente tratado (MOP11-TF, 1990). De modo inverso, o tanque de arejamento apresenta uma maior capacidade de retenção de sólidos suspensos durante os períodos de menor afluência (noite, por exemplo).

Na Figura 65 apresenta-se uma representação da variação da distribuição da massa de sólidos com o caudal afluente, quando é mantido constante o caudal de lamas recirculadas.

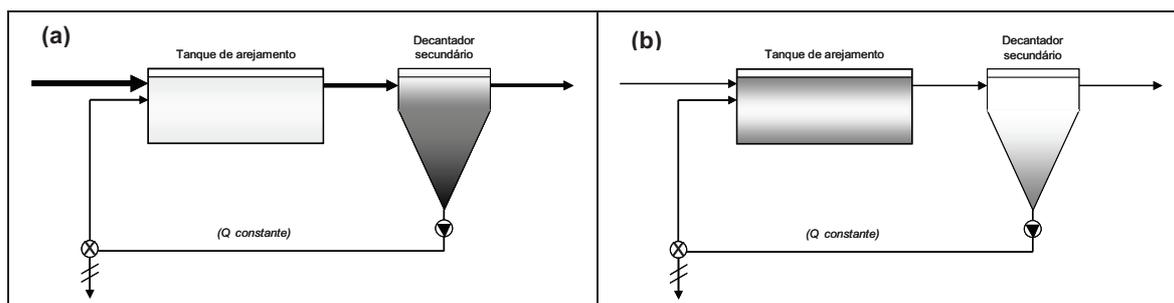


Figura 65 – Distribuição da massa de sólidos com caudal de recirculação constante: (a) caudal afluente elevado, (b) caudal afluente reduzido

O objectivo da recirculação das lamas espessadas é manter uma quantidade suficiente de biomassa activa no tanque de arejamento, que permita alcançar o nível pretendido de tratamento biológico das águas residuais no intervalo de tempo desejado. Para este efeito, o caudal de recirculação de lamas está compreendido, normalmente, entre 50 a 100% do caudal de águas residuais afluentes. Nas ETAR de maior dimensão, este caudal pode ir até

150% do caudal afluyente (Tchobanoglous e Burton, 1991).

A recirculação intermitente de lamas com caudal constante é utilizada com maior frequência em ETAR de pequena dimensão. Como o sistema de bombagem funciona geralmente na sua máxima potência, a aplicação desta estratégia de controlo apresenta uma flexibilidade reduzida (NRC, 2004).

O controlo da recirculação de lamas, através do estabelecimento de uma correspondência entre o seu caudal e o caudal de águas residuais afluentes, tem por objectivo limitar as variações no volume do manto de lamas no decantador secundário (Bergh, 1996). Neste caso, é necessária a medição contínua de caudal na entrada da ETAR, sendo este tipo de controlo realizado tipicamente em ETAR de maior dimensão.

A medição em contínuo da altura do manto de lamas é outro modo de controlar, de modo automático, o valor do caudal de lamas recirculadas, variando estas duas variáveis de modo directamente proporcional (MOP11-TF, 1990).

5.2.2.3 Controlo do tempo de retenção de sólidos suspensos

A manutenção em equilíbrio do funcionamento de um sistema de lamas activadas requer a remoção da biomassa activa à mesma taxa a que esta é introduzida por multiplicação celular. A prática mais comum de extracção desta biomassa é executá-la a partir da linha de recirculação de lamas, aproveitando a maior concentração de sólidos suspensos e, também, a utilização do sistema de bombagem associado à recirculação de lamas. Um método alternativo é a retirada de licor misto no canal de descarga para o decantador secundário ou, eventualmente, a partir do tanque de arejamento (Tchobanoglous e Burton, 1991).

Apresentam-se, na Figura 66, as alternativas de extracção de sólidos num sistema de lamas activadas.

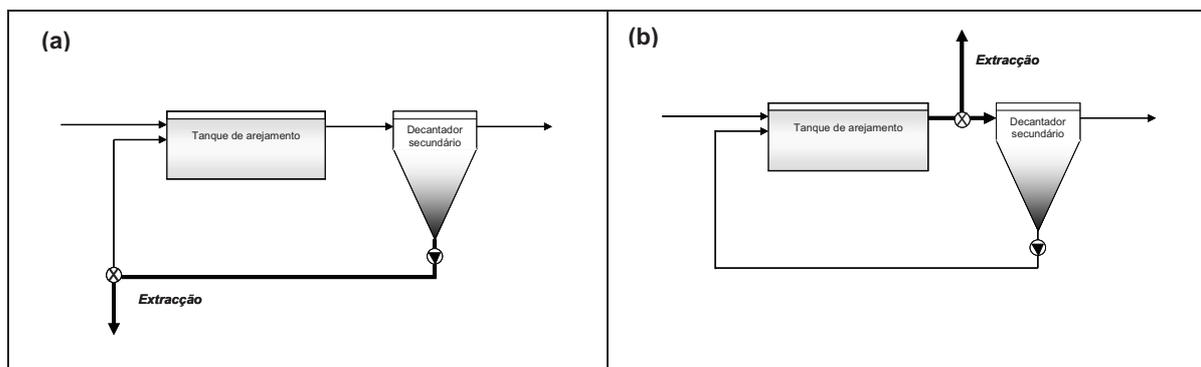


Figura 66 – Vias de extracção de sólidos: (a) lamas recirculadas, (b) licor misto

Tal como referido, a taxa de extracção de lamas aplicada num sistema de lamas activadas apresenta uma forte influência na concentração em sólidos suspensos (incluindo biomassa activa) do licor misto e na duração da permanência da biomassa no sistema de tratamento, facilitando assim o desenvolvimento relativo de tipos específicos de microrganismos.

Por exemplo, caso o caudal de lamas extraídas seja baixo, é promovido um maior tempo de

retenção da biomassa no sistema e, deste modo, permitida a manutenção neste de microrganismos com taxas específicas de crescimento mais baixas. Verifica-se o estabelecimento de uma maior biodiversidade quando comparada com a observada em sistemas de tratamento que operem com taxas elevadas de extracção (Clara *et al.*, 2005).

O tempo médio de permanência da biomassa, designado por idade de lamas (IL), constitui uma base crítica de dimensionamento, operação e controlo dos sistemas de lamas activadas (Ekama, 2010). De acordo com este autor, a idade de lamas deve prevalecer sobre a razão F/M^{10} (*food to microorganisms ratio*) enquanto parâmetro operacional de referência e controlo destes sistemas. A idade de lamas corresponde à razão entre a quantidade de biomassa activa presente no sistema de tratamento e a taxa a que é efectuada a sua extracção do sistema.

Os sólidos extraídos do sistema de lamas activadas devem ser processados na linha de tratamento de lamas da ETAR, promovendo-se o seu espessamento, estabilização e desidratação. Os tanques de espessamento e os leitos de secagem são duas possibilidades operatórias em ETAR de pequena dimensão, devendo a fase líquida resultante ser retornada à entrada da ETAR.

5.2.3 Modelação matemática de decantadores secundários

5.2.3.1 Princípios básicos

Após a entrada no decantador secundário, verifica-se uma separação do caudal de licor misto em duas correntes: uma ascendente (dirigida para o descarregador superficial) e outra descendente (dirigida para a descarga de fundo). Como o fluxo de sólidos tem um valor superior ao do fluxo hidráulico, observa-se uma concentração reduzida de sólidos no líquido descarregado superficialmente e uma concentração aumentada na descarga de fundo. Na Figura 67 representa-se esquematicamente os fluxos num decantador secundário.

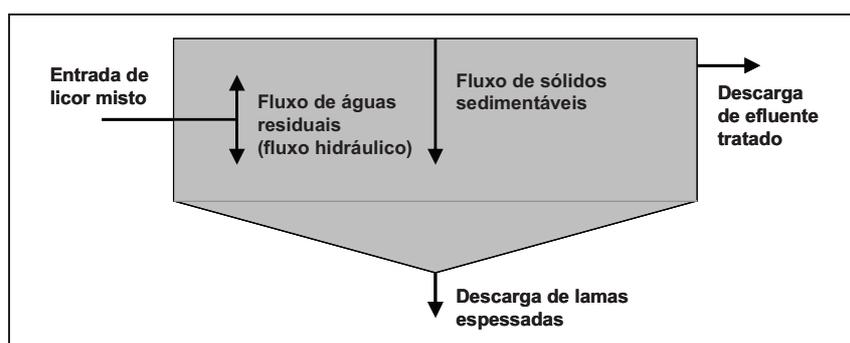


Figura 67 – Fluxos num decantador secundário (Olsson e Newell, 1999)

O fluxo total de lamas (sólidos), j_T , é calculado através do somatório do fluxo em massa (do termo *bulk*), j_B , com o fluxo de sedimentação, j_s , de acordo com a equação 63 (Ekama *et al.*, 1997):

¹⁰ Consiste na razão existente entre a carga orgânica afluyente ao sistema de tratamento e concentração de biomassa activa presente no tanque de arejamento. O seu valor define o tipo de tratamento realizado (*i.e.*, alta, média e baixa carga)

$$j_T = j_b + j_s = vX + v_s X \quad (63)$$

sendo:

j_T	fluxo total de lamas ($M.L^{-2}.T^{-1}$);
j_b	fluxo em massa ($M.L^{-2}.T^{-1}$);
j_s	fluxo de sedimentação ($M.L^{-2}.T^{-1}$);
v	velocidade de deslocamento em massa vertical ($L.T^{-1}$);
v_s	velocidade de sedimentação ($L.T^{-1}$);
X	concentração das lamas ($M.L^{-3}$).

A aplicação da equação da continuidade, de balanços de massa e de teorias de fluxo permite modelar o transporte de sólidos. A divisão do volume do decantador secundário em camadas horizontais de concentração uniforme de sólidos e de espessura fixa facilita a simulação do processo de transporte de sólidos (ver Figura 68), considerando apenas a direcção vertical (fluxo unidireccional). O balanço de massa aos sólidos numa dada camada e num dado instante pode ser expresso através da equação 64 (Ekama *et al.*, 1997). Nesta equação não se incluem os termos globais de entrada (*inlet source*) e de saída (*outlet sink*).

$$-\frac{\partial X}{\partial t} = v \frac{\partial X}{\partial y} + \frac{\partial v_s X}{\partial y} \quad (64)$$

sendo:

t	tempo (T);
y	coordenada vertical com origem na superfície (L).

O valor fixo da velocidade de transporte em massa, v , depende na realidade da posição da camada descrita relativamente à posição do ponto de alimentação de licor misto ao decantador. A equação 65 reflecte esta diferenciação no cálculo do valor da velocidade, de acordo com a posição da secção horizontal (Ekama *et al.*, 1997).

$$v = \begin{cases} v_d = \frac{Q_{lr}}{A} & \text{caso } y \geq y_m \\ v_a = \frac{Q_{ef}}{A} & \text{caso } y < y_m \end{cases} \quad (65)$$

sendo:

v_d	velocidade em massa descendente ($L.T^{-1}$);
v_a	velocidade em massa ascendente ($L.T^{-1}$);
Q_{lr}	caudal de lamas recirculadas ($L^3.T^{-1}$);
Q_{ef}	caudal de efluente clarificado descarregado ($L^3.T^{-1}$);
A	área da secção do decantador (L^2);
y_m	coordenada vertical do ponto de alimentação com origem na superfície (L).

A velocidade de sedimentação, v_s , pode ser descrita através da teoria de fluxo de Kynch, aplicável à sedimentação em regimes de manto de lamas e por compressão (Krebs, 1995). São referidos na literatura diversos modelos para a estimativa dos valores de velocidade de sedimentação, sendo o modelo de Takács *et al.* (1991) um dos mais utilizados. Neste modelo, também conhecido por modelo duplo exponencial, são considerados termos distintos para a sedimentação de sólidos em zonas com baixa concentração de partículas e em zonas do manto de lamas (equação 66).

$$v_{sj} = v_o \left(e^{-r_h(X_j - X_{\min})} - e^{-r_p(X_j - X_{\min})} \right) \quad (66)$$

sendo:

v_{sj}	velocidade de sedimentação de partículas sólidas na camada j ($L.T^{-1}$);
v_0	velocidade máxima de sedimentação ($L.T^{-1}$);
r_h	parâmetro de sedimentação característico da zona de compressão ($L^3.M^{-1}$);
r_p	parâmetro de sedimentação característico da zona de baixa concentração em sólidos ($L^3.M^{-1}$);
X_j	concentração de sólidos na camada j ($M.L^{-3}$);
X_{min}	concentração mínima de sólidos, correspondente à fracção não sedimentável ($M.L^{-3}$).

5.2.3.2 Tipos de modelos

Existem diversos tipos de modelos matemáticos descritivos do funcionamento de decantadores secundários. O tipo mais simples resulta da determinação empírica da relação existente entre parâmetros característicos na entrada (licor misto) e saída (efluente tratado). Na sua forma mais elaborada, os modelos de decantadores secundários permitem descrever com bastante pormenor o processo de separação de sólidos através da resolução de equações diferenciais parciais da continuidade, do momento e da energia (Ekama *et al.*, 1997).

Os modelos de decantadores secundários podem também ser classificados de acordo com a sua resolução espacial. Existem modelos de adimensionais, não considerando nenhuma variabilidade espacial. Os modelos unidimensionais utilizam apenas a dimensão vertical. Existem, também, modelos bidimensionais e tridimensionais. A dimensão aplicada nos modelos permite a obtenção de diferentes resultados na simulação do funcionamento dos decantadores secundários, designadamente, a reprodução da variação da altura do manto de lamas, a estimativa da concentração em sólidos suspensos no efluente tratado e a análise de efeitos de correntes de densidade e turbulência.

Nos modelos adimensionais, o decantador secundário é conceptualizado com uma função tipo filtro associada à retenção de uma fracção importante dos sólidos provenientes do tanque de arejamento. O funcionamento do decantador secundário é, assim, reproduzido através de uma função algébrica que traduz a eficiência de remoção em sólidos suspensos (Olsson e Newell, 1999). A aplicação deste tipo de modelo matemático só é admissível em sistemas com uma eficiência de separação bastante elevada (Vanrolleghem *et al.*, 2003).

Os modelos unidimensionais baseiam-se na equação da continuidade, em balanços de massa e na teoria do fluxo sólido, como descrito na secção 5.2.3.1. A sua aplicação é concretizada através da divisão do decantador num conjunto de camadas horizontais de espessura constante que se desenvolvem, a partir de camada inicial correspondente ao ponto de alimentação, tal como se representa na Figura 68. Neste tipo de modelo, é assumido que as camadas se encontram bem misturadas, com características homogéneas, e que o movimento vertical é dominante, desprezando-se a componente horizontal.

O número de camadas depende da exactidão pretendida em termos da estimativa da altura do manto de lamas, sendo mais vulgar a consideração de dez camadas (Takács *et al.*, 1991). De acordo com Ekama *et al.* (1997), são considerados cinco tipos distintos de camadas (ver secção 5.2.3.1):

- Camada de topo, com fluxo hidráulico ascendente (camada 1).
- Camadas situadas acima da camada de alimentação, com fluxo hidráulico ascendente;

- Camada de alimentação, com fluxo hidráulico descendente (camada m);
- Camadas situadas abaixo da camada de alimentação com fluxo hidráulico descendente.
- Camada de fundo, com fluxo hidráulico descendente (camada n).

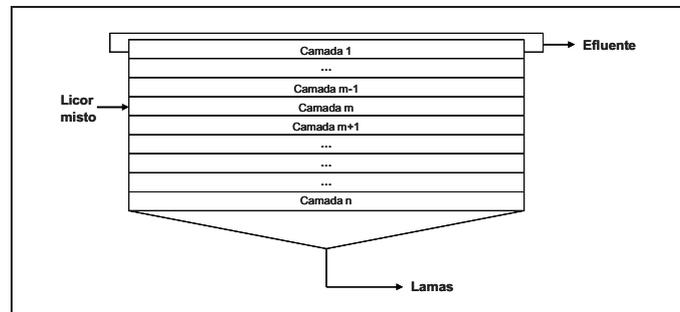
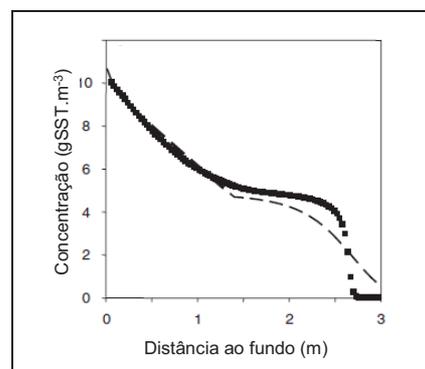


Figura 68 – Modelo multi-camadas (Olsson e Newell, 1999)

Os modelos unidimensionais são adequados para a simulação da altura do manto de lamas, mas apresentam um potencial reduzido para a estimativa da qualidade do efluente (Krebs, 1995). Apresenta-se, na Figura 69, um exemplo da utilização de um modelo deste tipo na estimativa do perfil vertical da concentração de sólidos num decantador e em que se ilustra esta inadequação.



Nota: Estimativa – linha a tracejado

Figura 69 – Exemplo de resultados de um modelo unidimensional (Plosz *et al.*, 2007)

De acordo com Ekama *et al.* (1997) e De Clercq (2003), a qualidade da simulação obtida através de modelos unidimensionais pode ser afectada pelos seguintes factores:

- Configuração geométrica dos decantadores (e.g., formato da unidade, tipo de dispositivo de alimentação e descarga, deflectores).
- Correntes de densidade e turbulências.
- Mecanismo de remoção de sólidos.
- Problemas de compactação devido às características biológicas (morfológicas) das lamas.

Os modelos hidrodinâmicos bi e tridimensionais são indicados para simular o comportamento de decantadores secundários de planta não-circular (rectangular, por exemplo) ou que apresentem diluição das lammas na camada do fundo devido a curto-circuitos hidráulicos ou, ainda, efeitos de correntes de densidade e turbulência (Ekama *et al.*, 1997). Podem também ser utilizados na análise de interacções entre escoamento, sedimentação e flutuabilidade das lammas (Krebs, 1995). Este tipo de modelação é bastante útil para a compreensão de processos internos nos decantadores. O inconveniente destes modelos é serem bastante exigentes em termos de esforço computacional. Apresenta-se, na Figura 70, um exemplo do resultado da utilização de um modelo tridimensional num decantador de planta circular (representação em corte de metade da secção do decantador).

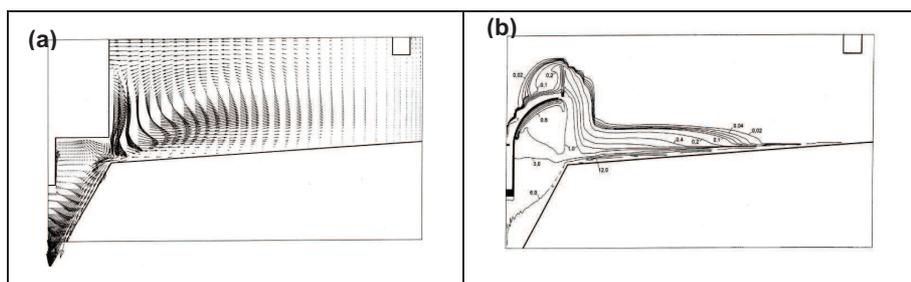


Figura 70 – Exemplos de resultados um modelo tridimensional: (a) perfil de velocidades, (b) curvas de nível de concentração de sólidos (Deininger *et al.*, 1998a)

Nas ETAR de pequena dimensão, as dimensões reduzidas dos decantadores secundários traduzem-se frequentemente no emprego de plantas quadrangulares. Apesar de ser recomendável a utilização de modelos tridimensionais neste caso, o esforço necessário efectuar no trabalho de monitorização para a calibração do modelo não se justifica, normalmente, face aos caudais de águas residuais tratadas neste tipo de ETAR.

5.3 Modelo de separação de sólidos para ETAR de pequena dimensão

5.3.1 Objectivos e pressupostos

O objectivo principal do modelo de separação de sólidos suspensos, no caso de ETAR de pequena dimensão, é a simulação da quantidade de sólidos retidos no decantador secundário e, conseqüentemente, das características do efluente tratado. Este modelo é aplicado em conjugação com o de tratamento biológico (capítulo 4), de modo a ser possível descrever o funcionamento de uma ETAR com recirculação de lammas. Pretende-se simular os fluxos da biomassa ao longo do sistema de lammas activadas e estimar a quantidade removida com a extracção de lammas.

O modelo matemático adoptado é um modelo adimensional (secção 5.2.3.2), constituído por uma função que traduz a eficiência de remoção de material particulado. A adopção desta solução pressupõe as seguintes simplificações:

- As características geométricas do decantador secundário não interferem com a

eficiência da separação de sólidos.

- Assume-se que não ocorrem processos não conservativos no decantador secundário, ou seja, que as frações particulada e solúvel das águas residuais não alteram a sua composição intrínseca na passagem por esta unidade.
- Assume-se uma equivalência entre o valor de eficiência de separação de sólidos suspensos totais (X_{SST}), calculado a partir da monitorização do funcionamento do decantador secundário, e o valor eficiência de separação para o material orgânico particulado (X_{CQO}). Esta eficiência de separação é identificada através do símbolo η_{DS} .

5.3.2 Formulação do modelo

Apresenta-se, na Figura 71, um esquema com a configuração atribuída no modelo descritivo do funcionamento de ETAR de pequena dimensão, com identificação das variáveis do modelo de separação de sólidos suspensos. A extracção de lamas é realizada a partir do circuito de recirculação.

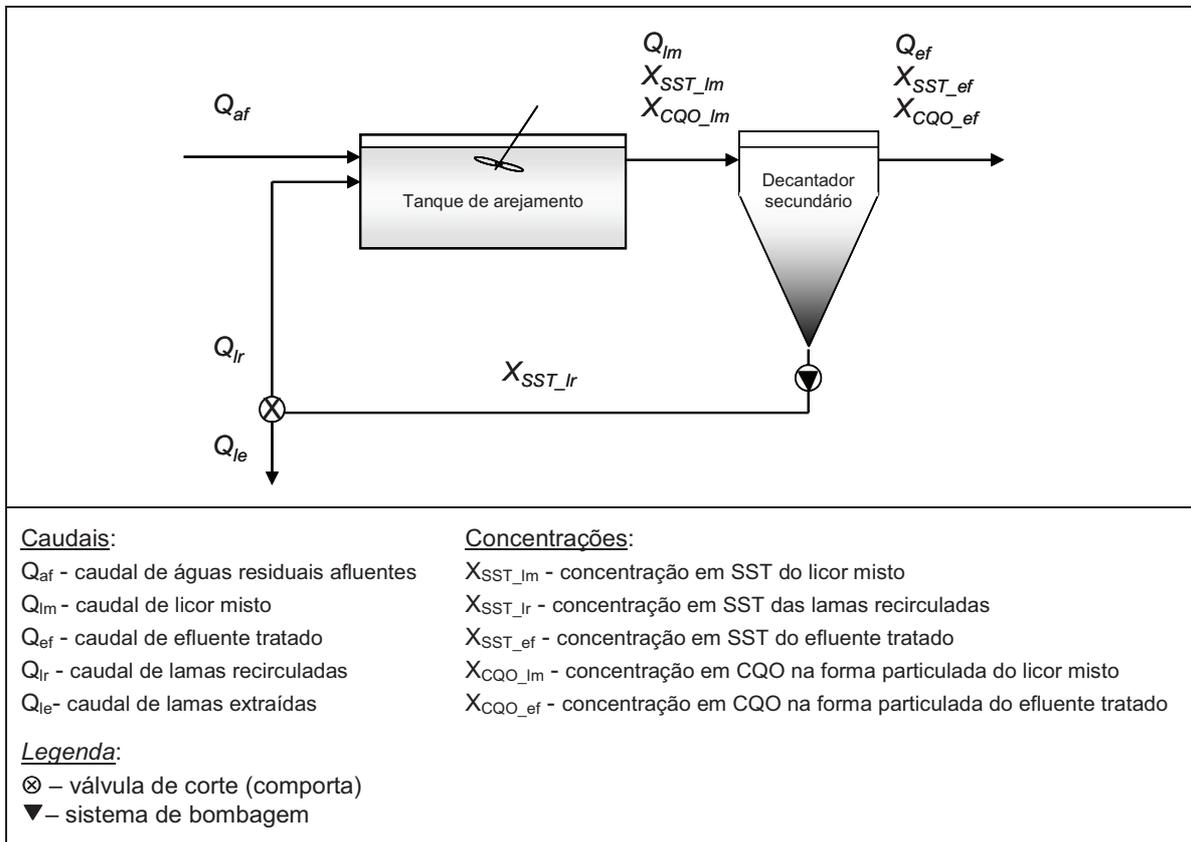


Figura 71 – Variáveis do modelo de separação de sólidos

A concentração de material orgânico particulado no efluente tratado é calculada através da equação 67, estando as variáveis identificadas na Figura 71.

$$Q_{ef} X_{CQO_ef} = (1 - \eta_{DS}) Q_{lm} X_{CQO_lm} \quad (67)$$

em que:

- Q_{ef} caudal medido de efluente tratado ($L^3.T^{-1}$);
- X_{CQO_ef} concentração da fracção particulada da CQO da amostra de efluente tratado ($M(O_2).L^{-3}$);
- η_{DS} eficiência de separação do decantador secundário (-);
- Q_{lm} caudal de licor misto ($L^3.T^{-1}$);
- X_{CQO_lm} concentração da fracção particulada da CQO da amostra de licor misto ($M(O_2).L^{-3}$).

A estimativa da fracção particulada da CQO é apresentada no capítulo 6.

Tal como referido, a eficiência de separação material orgânico particulado no decantador secundário é equivalente à eficiência de separação de sólidos suspensos, ou seja, à percentagem da massa de sólidos suspensos descarregados com o efluente tratado em função da massa de sólidos suspensos fornecida ao decantador através do licor misto, ao longo de um determinado período de tempo. O cálculo desta eficiência (η_{DS}) de separação de sólidos suspensos no decantador secundário é apresentado na equação 68, devendo ser referente a um determinado período de tempo de monitorização (24 horas, por exemplo):

$$\eta_{DS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n ((Q_{ef(i)} \Delta t_i) X_{SST_ef(i)})}{\sum_{j=1}^m ((Q_{lm(j)} \Delta t_j) X_{SST_lm(j)})} \quad (68)$$

em que:

- η_{DS} eficiência de separação do decantador secundário (-);
- $Q_{ef(i)}$ caudal medido de efluente no momento de recolha da amostra i ($L^3.T^{-1}$);
- Δt_i intervalo de tempo entre a recolha da amostra i e a imediatamente anterior (T);
- $X_{SST_ef(i)}$ concentração em sólidos suspensos da amostra i de efluente tratado ($M.L^{-3}$);
- $Q_{lm(j)}$ caudal medido (ou calculado) de licor misto no momento de recolha da amostra j ($L^3.T^{-1}$);
- Δt_j intervalo de tempo entre a recolha da amostra j e a imediatamente anterior (T);
- $X_{SST_lm(j)}$ concentração em sólidos suspensos da amostra j de licor misto ($M.L^{-3}$).

Caso não existam medições do caudal de licor misto, é possível utilizar o valor estimado através do modelo matemático hidrodinâmico da ETAR.

5.3.3 Cálculo do tempo de retenção de sólidos

Como referido na secção 5.2.2.3, a taxa de extracção de lamas determina a duração da permanência da biomassa no sistema de tratamento, influenciando o desenvolvimento relativo de tipos específicos de microrganismos e a concentração em biomassa activa do licor misto. A taxa de extracção de lamas é uma das variáveis de controlo mais importantes no sistema de lamas activadas, assumindo particular relevância nas ETAR de pequena dimensão.

O tempo de retenção de sólidos suspensos (TRS) fornece uma aproximação ao tempo permanência da biomassa no sistema de tratamento, sendo o seu cálculo baseado em valores de concentração de SST, determinados no âmbito da operação normal de uma ETAR, e de caudal. O cálculo do TRS é apresentado na equação 69 e tem em conta os seguintes pressupostos:

- A massa de sólidos contida no decantador secundário corresponde a uma fracção relativamente pequena da massa total de sólidos existente em sistemas de lamas activadas com uma idade de lamas superior a 5 dias (Ekama, 2010). Assume-se, neste

caso, que a massa de SST está presente exclusivamente no tanque de arejamento. Aqui, o valor de TRS refere-se apenas à permanência da biomassa no tanque de arejamento.

- Considera-se relevante o contributo do caudal de efluente tratado para a retirada de material particulado do sistema global.

$$TRS = \frac{V_{TA} X_{SST_lm}}{vm_3 Q_{le} X_{SST_lr} + Q_{ef} X_{SST_ef}} \quad (69)$$

sendo:

TRS	tempo de retenção de sólidos suspensos (T);
V_{TA}	volume do tanque de arejamento (L^3);
X_{SST_lm}	concentração de sólidos suspensos no licor misto ($M.L^{-3}$);
vm_3	factor de extracção de lamas (0 ou 1);
Q_{le}	caudal de lamas extraídas ($L^3.T^{-1}$);
X_{SST_lr}	concentração de sólidos suspensos nas lamas extraídas ($M.L^{-3}$);
Q_{ef}	caudal de efluente tratado ($L^3.T^{-1}$);
X_{SST_ef}	concentração de sólidos suspensos no efluente tratado ($M.L^{-3}$).

Os valores 0 ou 1 do parâmetro vm_3 correspondem à posição fechada ou aberta, respectivamente, da comporta de desvio do caudal de lamas recirculadas para os leitos de secagem (extracção de lamas).

5.4 Dados obtidos para aplicação do modelo

5.4.1 Informação necessária

Para a determinação da eficiência de remoção de sólidos suspensos no decantador é necessário realizar campanhas de monitorização do funcionamento da ETAR, que envolvam a medição de caudal e a recolha de amostras nas linhas de águas residuais e de lamas. Para o cálculo da eficiência de remoção é necessário utilizar o seguinte tipo de informação:

- Concentração em SST das amostras de licor misto e de efluente tratado.
- Caudal de licor misto e de efluente tratado no momento da recolha de amostras.
- Intervalo de tempo entre recolhas sequentes de amostras.

Apresenta-se, seguidamente, o trabalho de monitorização e experimental realizado no estudo de caso no âmbito da caracterização da separação de sólidos no decantador secundário.

5.4.2 Descrição do decantador secundário estudado

Nas ETAR de pequena dimensão, as dimensões reduzidas dos decantadores traduzem-se, de um modo geral, no emprego de configurações mais simplificadas (Pujol e Lienard, 1990). Por exemplo, os decantadores podem não apresentar sistemas raspadores e a bombagem das lamas ser feita directamente a partir da zona de espessamento. O decantador existente na ETAR estudada apresenta este tipo de características estruturais. Trata-se de um

decantador com formato tronco-piramidal, de secção quadrangular e com uma inclinação elevada das paredes da pirâmide de espessamento (cerca de 45°). A entrada de licor misto é feita próximo de um canto, sendo a descarga do efluente tratado realizada por transbordo ao longo da parede oposta. Esta configuração introduz, presumivelmente, uma assimetria à componente horizontal do escoamento. Apresenta-se, na Figura 72, um esquema da distribuição provável deste escoamento.

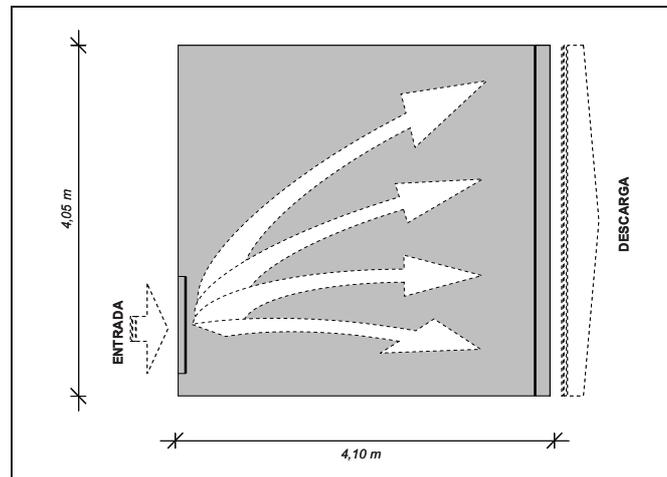


Figura 72 – Distribuição assimétrica do escoamento horizontal no decantador (sem escala)

Apresenta-se, na Figura 73, um esquema em corte do decantador secundário existente na ETAR. A razão entre a dimensão horizontal e a profundidade do decantador é relativamente pequena (1,7:1), permitindo classificar, de acordo com Ekama *et al.* (1997), o decantador como sendo de fluxo vertical.

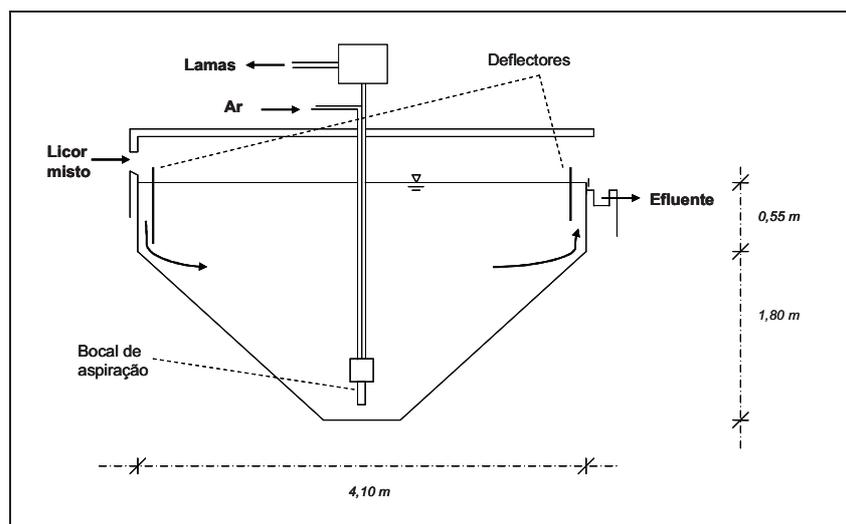


Figura 73 – Corte do decantador secundário da ETAR estudada (sem escala)

A área superficial, A_{DS} , do decantador secundário é igual a $16,8 \text{ m}^2$ e o volume útil, V_{DS} , é $36,2 \text{ m}^3$. Estes valores são utilizados no cálculo da carga superficial e do tempo de retenção

de hidráulico no decantador, respectivamente (Quadros 28 e 29).

A alimentação de licor misto ao decantador é feita através do descarregador rectangular de soleira espessa do tanque de arejamento. O deflector colocado junto da alimentação visa a condução do licor misto para o manto de lamas, favorecendo-se com esta passagem o processo de floculação. Este deflector deve permitir a dissipação de energia associada à entrada do licor misto. O deflector localizado a montante da descarga superficial do decantador tem por objectivo impedir o transporte de sólidos flutuantes com o efluente tratado. A descarga de efluente tratado é feita através de quinze descarregadores triangulares, com ângulo de abertura de 90°. Informação adicional sobre as características do ponto de alimentação e de descarga do decantador encontra-se na secção 3.4.2.

No caso em estudo, a bombagem de retorno das lamas é feita directamente a partir da zona de espessamento e com recurso a um sistema de *air-lift*. A mistura do ar com as lamas impulsiona o movimento ascensional das mesmas. A bomba deve fornecer ar comprimido com débito suficiente de modo a evitar entupimentos nas condutas do circuito de lamas. O funcionamento do sistema de bombagem é controlado unicamente através da duração do período de recirculação, facto que limita a flexibilidade da operação.

Apresentam-se, na Figura 74, algumas fotografias com aspectos do sistema de recirculação de lamas na ETAR estudada.

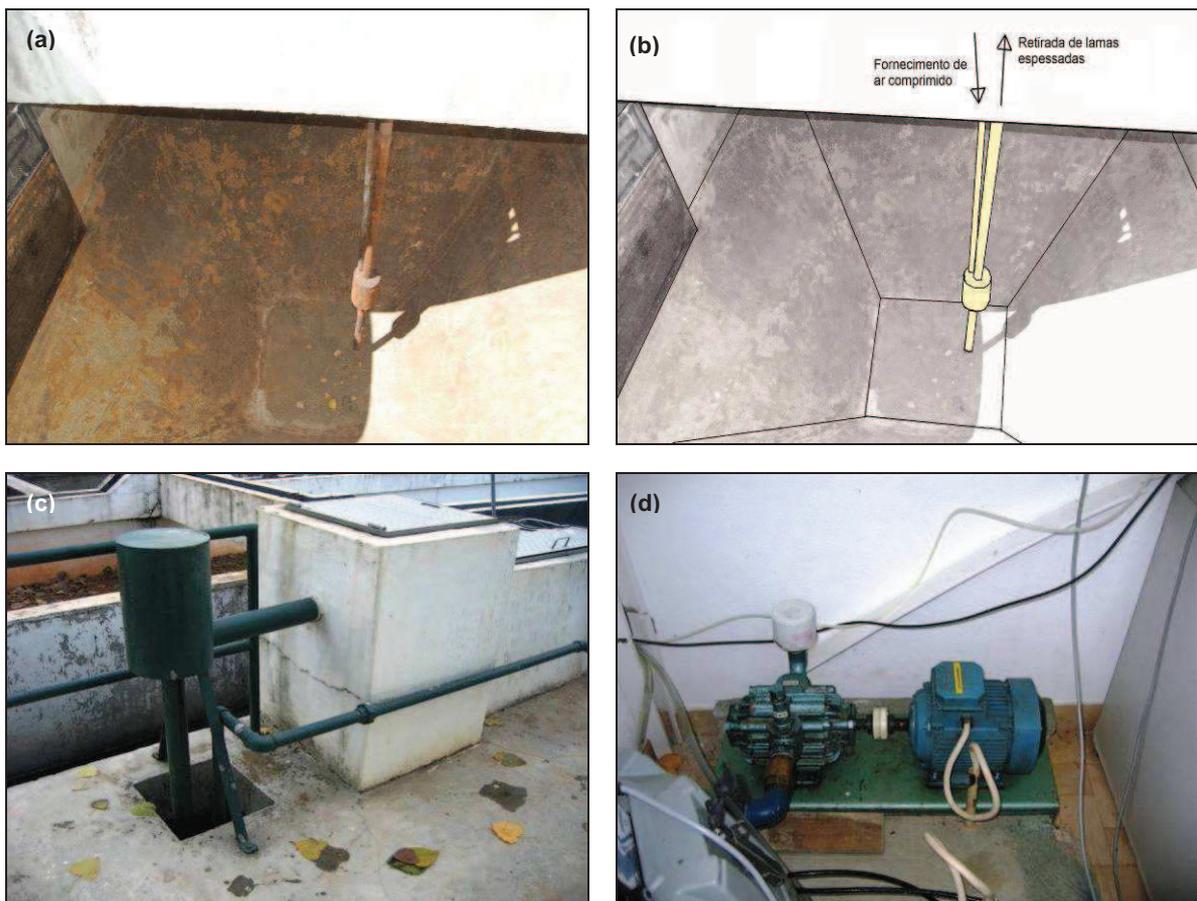


Figura 74 – Sistema de recirculação de lamas: (a) vista do decantador, (b) traçado das tubagens, (c) início do canal de recirculação, (d) compressor do sistema *air-lift*

5.4.3 Funcionamento do decantador secundário

O funcionamento de um decantador secundário pode ser caracterizado através de parâmetros operacionais calculados a partir da informação colhida em trabalho de campo, como o realizado no estudo de caso. Durante as campanhas de monitorização, não foi feita qualquer extracção de lamas. Há assinalar a ocorrência de uma avaria no sistema de recirculação de lamas no final da campanha 6, com a paragem do compressor cerca de 3 horas antes da conclusão da mesma.

Apresenta-se, na Figura 75, um esquema em planta da ETAR, com identificação dos pontos de colheita de amostras e de medição de caudal com relevância para a avaliação do funcionamento do decantador secundário.

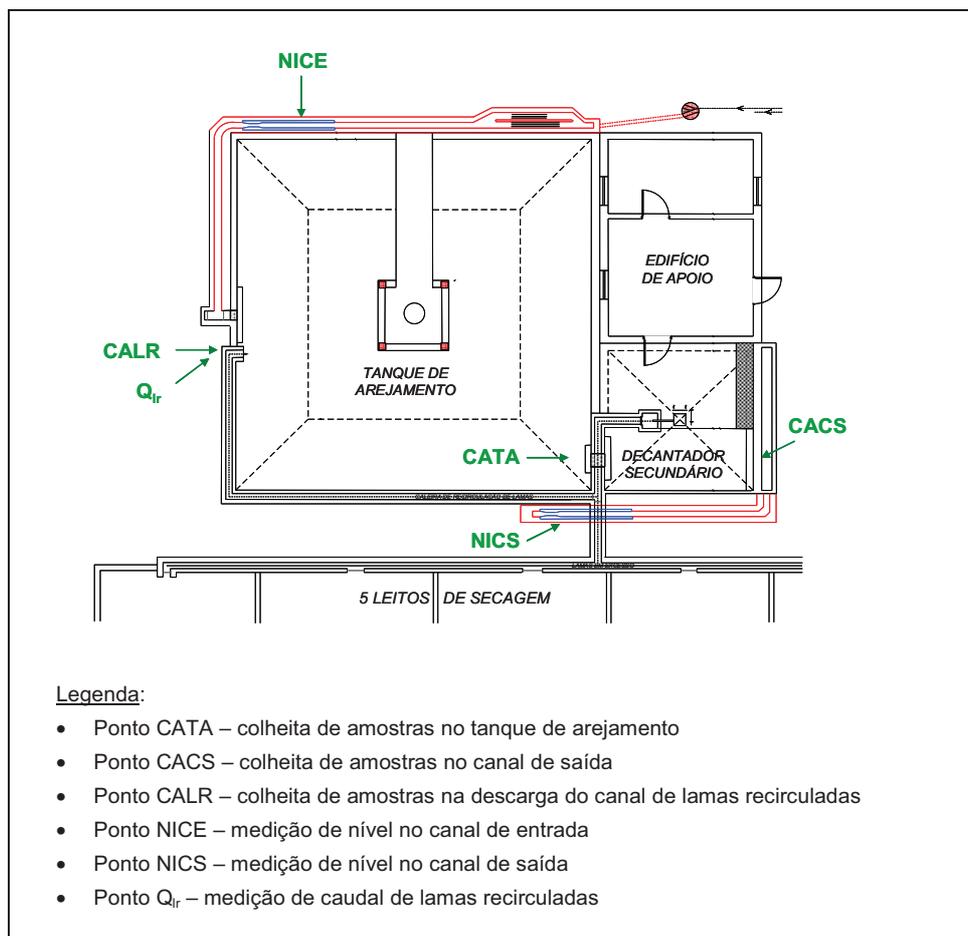


Figura 75 – Pontos de colheita de amostras e de medição na ETAR (separação de sólidos)

No Quadro 28 agregam-se os cálculos utilizados na obtenção das variáveis operacionais relativas às seis campanhas de monitorização, organizados em dois grupos, nomeadamente, variáveis de base e parâmetros operacionais. As variáveis são utilizadas no cálculo dos parâmetros operacionais.

Os resultados obtidos são discriminados para as seis campanhas, no Quadro 29, apresentando-se seguidamente uma análise aos valores obtidos.

Quadro 28 – Fórmulas de cálculo de variáveis operacionais do decantador secundário

	Sigla	Fórmula de cálculo	Unidades	Identificação de variáveis
Variáveis de base				
Concentração média do licor misto	$X_{SST_lm(md)}$	$\frac{\sum_{i=1}^n X_{SST_lm}}{n}$	$gSST.m^{-3}$	X_{SST_lm} – conc. SST da amostra i de licor misto ($gSST.m^{-3}$) n – número de amostras
Concentração média das lamas recirculadas	$X_{SST_lr(md)}$	$\frac{\sum_{i=1}^n X_{SST_lr}}{n}$	$gSST.m^{-3}$	X_{SST_lr} – conc. SST da amostra i de lamas recirculadas ($gSST.m^{-3}$) n – número de amostras
Concentração média do efluente tratado	$X_{SST_ef(md)}$	$\frac{\sum_{i=1}^n X_{SST_ef}}{n}$	$gSST.m^{-3}$	X_{SST_ef} – conc. SST da amostra i de efluente ($gSST.m^{-3}$) n – número de amostras
Caudal de águas residuais afluentes médio diário	$Q_{af(md)}$	$\frac{\sum_{i=1}^n Q_{af}}{n}$	$m^3.d^{-1}$	Q_{af} – caudal afluente à ETAR ($m^3.d^{-1}$) n – número de medições
Caudal de efluente tratado médio diário	$Q_{ef(md)}$	$\frac{\sum_{i=1}^n Q_{ef}}{n}$	$m^3.d^{-1}$	Q_{ef} – caudal de efluente tratado ($m^3.d^{-1}$) n – número de medições
Caudal de recirculação médio diário	$Q_{lr(md)}$	$\frac{\sum_{i=1}^n Q_{lr}}{n}$	$m^3.d^{-1}$	Q_{lr} – valor medido de caudal de lamas recirculadas ($m^3.d^{-1}$) n – número de medições
Parâmetros operacionais				
Eficiência de separação no decantador secundário	η_{DS}	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n ((Q_{ef(i)} \Delta t_i) X_{SST_ef(i)})}{\sum_{j=1}^m ((Q_{lm(j)} \Delta t_j) X_{SST_lm(j)})}$ (equação 68)	--	$Q_{ef,m}$ – caudal de efluente tratado ($m^3.d^{-1}$) $Q_{lm,m}$ – caudal de licor misto ($m^3.d^{-1}$) X_{SST_ef} – conc. SST da amostra i de efluente ($gSST.m^{-3}$) X_{SST_lm} – conc. SST da amostra i de licor misto ($gSST.m^{-3}$) n, m – número de amostras Δt – intervalo de tempo entre recolhas (d)
Taxa de recirculação de lamas	t_{rec}	$\left(\frac{Q_{lr(md)}}{Q_{af(md)}} \right) . 100$	%	$Q_{lr(md)}$ – caudal de recirculação médio diário ($m^3.d^{-1}$) $Q_{af(md)}$ – caudal afluente médio diário ($m^3.d^{-1}$)
Carga hidráulica superficial do decantador	C_{h_DS}	$\frac{Q_{af(md)}}{A_{DS} * 24}$	$m^3.m^{-2}.h^{-1}$	$Q_{af(md)}$ – caudal afluente médio diário ($m^3.d^{-1}$) A_{DS} – área superficial do decantador (m^2) 24 – horas por dia ($h.d^{-1}$)
Tempo de retenção hidráulica no decantador	TRH_{DS}	$\frac{V_{DS} * 24}{Q_{af(md)}}$	h	V_{DS} – volume do decantador (m^3) 24 – horas por dia ($h.d^{-1}$) $Q_{af(md)}$ – caudal afluente médio diário ($m^3.d^{-1}$)

Quadro 29 – Variáveis operacionais do decantador secundário nas campanhas de monitorização

		Unidades	Camp1	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6	média, (desvio padrão)
Variáveis de base									
Concentração média do licor misto (ponto CATA da Figura 75)	$X_{SST_lm (md)}$	$gSST.m^{-3}$	2 943	2 150	2 590	2 543	2 215	2 588	2505 (289)
Concentração média das lamas recirculadas (ponto CALR da Figura 75)	$X_{SST_lr (md)}$	$gSST.m^{-3}$	6 118	5 043	5 225	6 350	4 435	4 670	5216 (746)
Concentração média do efluente tratado (ponto CACS da Figura 75)	$X_{SST_ef (md)}$	$gSST.m^{-3}$	41	15	15	21	16	17	20 (9)
Caudal afluente médio diário (ponto NICE da Figura 75)	$Q_{af (md)}$	$m^3.d^{-1}$	94,5	88,5	90,0	91,5	91,9	82,8	88,9 (4,5)
Caudal de efluente tratado médio diário (ponto NICS da Figura 75)	$Q_{ef (md)}$	$m^3.d^{-1}$	87,5	80,0	81,5	85,1	83,0	72,9	80,4 (5,7)
Caudal médio diário de recirculação (ponto CALR da Figura 75)	$Q_{lr (md)}$	$m^3.d^{-1}$	51,8	51,8	47,5	47,9	69,1	55,4	54,1 (7,3)
Parâmetros operacionais									
Eficiência de separação no decantador secundário	η_{DS}	--	0,984	0,994	0,996	0,994	0,995	0,995	0,994 (0,004)
Taxa de recirculação de lamas	t_{rec}	%	55	59	53	52	75	80	65 (13)
Carga hidráulica superficial do decantador	C_{h_DS}	$m^3.m^{-2}.h^{-1}$	0,23	0,22	0,22	0,22	0,23	0,20	0,22 (0,01)
Tempo de retenção hidráulica no decantador	TRH_{DS}	h	9	10	10	10	10	10	10 (0)

Os resultados obtidos (Quadro 29) permitem fazer as seguintes observações sobre o funcionamento do decantador da ETAR estudada:

- O decantador apresenta uma eficiência elevada de remoção de sólidos suspensos, acima de 0,99.
- O requisito de qualidade imposto à descarga de efluentes tratados é $35 gSST.m^{-3}$ (Decreto-Lei n.º 152/97). Com a exceção da primeira campanha (sistema de tratamento biológico em desequilíbrio), foi cumprido este requisito. No entanto, a concentração média de SST nas restantes campanhas ultrapassa os $10 gSST.m^{-3}$, limite abaixo do qual se considera adequado o funcionamento da decantação secundária (Ekama *et al.*, 1997).
- A taxa de recirculação de lamas está dentro do intervalo indicado para os sistemas de arejamento prolongado, ou seja, entre 50% e 100% do caudal de águas residuais afluentes (*e.g.*, CEMAGREF, 2004).

- A carga hidráulica superficial no decantador é bastante baixa, com um valor médio de $0,22 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Este valor é inferior ao geralmente indicado para a sedimentação secundária integrada em sistemas de arejamento prolongado, designadamente, $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Pronost *et al.*, 2002).

A permanência prolongada das lamas num decantador secundário permite o desenvolvimento no interior deste de processos como a desnitrificação e a fermentação (Siegrist *et al.*, 1995). O azoto na forma gasosa libertado na desnitrificação é pouco solúvel na água, levando à subida das lamas por aprisionamento das bolhas de gás nos flocos biológicos (Richard, 2003). O mesmo sucede com gases formados por fermentação ou metanogénese. A existência de um teor elevado de óleos e gorduras também potencia o processo de flotação, favorecendo a ligação das bolhas de gás aos flocos.

O tempo máximo recomendado para a permanência das lamas nos decantadores secundários, em condições normais de funcionamento, é de uma hora (Ekama *et al.*, 1997). Em MOP11-TF (1990) é sugerida a aplicação de um tempo inferior a 140 minutos na decantação de lamas com fraca sedimentabilidade. O valor médio do tempo de retenção hidráulica no decantador foi de 10 horas. A associação desta permanência com a presença de óleos e gorduras terá tido, muito provavelmente, uma forte influência na manutenção da camada de lamas flutuantes observada recorrentemente no decantador secundário.

Apresentam-se, na Figura 76, algumas fotografias da camada de lamas flutuantes no decantador, sendo possível observar a evolução das mesmas ao longo do tempo.

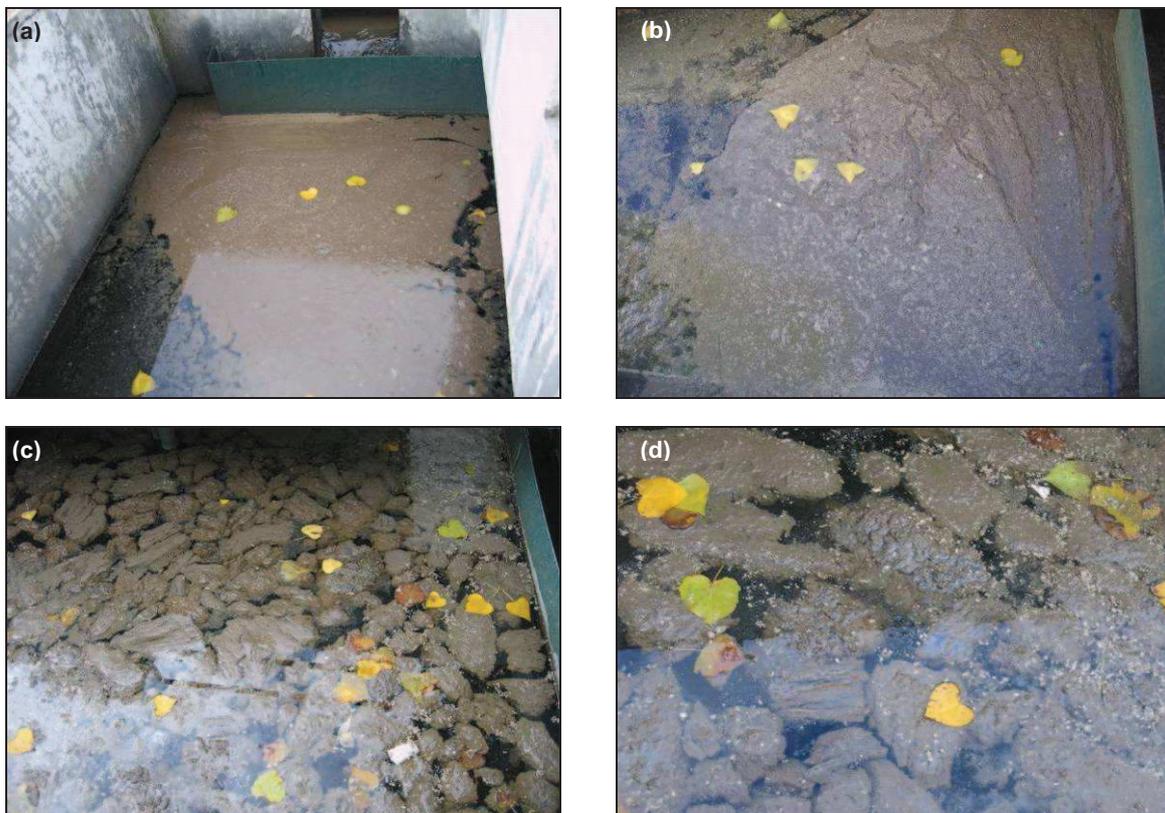


Figura 76 – Lamas flutuantes: (a) início da acumulação de lamas, (b) lamas mais densas, (c) blocos de lamas, (d) grânulos de gordura entre os blocos de lamas

Como o decantador da ETAR estudada não dispõe de um sistema mecânico para remoção de sólidos flutuantes, torna-se necessário proceder à sua remoção por via manual, o que é um trabalho moroso e de difícil execução. Ao longo do trabalho experimental, registaram-se algumas situações em que a quantidade elevada de lamas flutuantes acumuladas obrigou à sua remoção através de equipamento de limpeza de fossas, com o consequente esvaziamento do decantador secundário. Para além dos custos envolvidos, esta operação apresenta como inconveniente o desequilíbrio causado no sistema de tratamento biológico.

O modo de entrada do licor misto no decantador secundário constitui outro factor que pode contribuir para uma diminuição da eficiência do processo de separação de sólidos suspensos no caso em estudo. Dado que a descarga de licor misto é feita a uma cota superior à superfície livre do decantador, tal como se apresenta na Figura 77, a turbulência criada neste local pode induzir a desagregação da estrutura de flocos biológicos formados no tanque de arejamento, diminuindo a sua dimensão e, conseqüentemente, a sua velocidade de sedimentação.

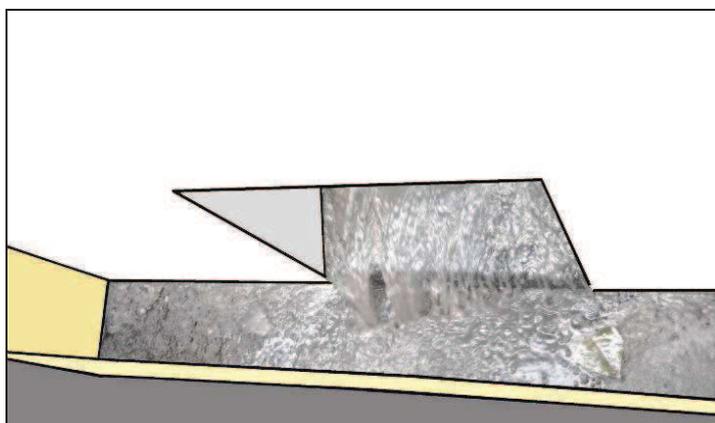


Figura 77 – Vista de cima da descarga de licor misto (fotografia manipulada)

5.4.4 Características das lamas activadas com reflexo na separação de sólidos

As lamas activadas são formadas pelo conjunto “flocos – água intersticial”. O termo “flocos” designa os aglomerados constituídos essencialmente por colónias de microrganismos e partículas ou resíduos diversos de origem vegetal, animal e mineral. O termo “líquido intersticial” é representativo, nos sistemas de arejamento prolongado, das características do efluente tratado, após separação dos sólidos suspensos.

Os flocos biológicos têm boas características de sedimentabilidade caso apresentem, associados aos aglomerados de colónias de bactérias, uma macro estrutura formada por microrganismos filamentosos que lhes confira maior resistência mecânica e sirva de ponte entre as partículas aglomeradas. Uma boa formação de flocos potencia também o efeito de filtro para partículas isoladas, produzindo um efluente mais clarificado (Olsson e Newell, 1999). As dificuldades de operação dos sistemas de lamas activadas estão muitas vezes associadas a problemas com a qualidade da floculação da biomassa, destacando-se os seguintes (Amaral, 2003; CEMAGREF, 2004; Tandoi *et al.*, 2006):

- Flocos *pinpoint* – Caracterizam-se pela escassez de bactérias filamentosas, associada à formação de flocos redondos de pequena dimensão e de estrutura fraca. A dimensão reduzida deste tipo de flocos resulta em menor velocidade de sedimentação e, conseqüentemente, em maior turvação do efluente tratado. Este fenómeno é observado em condições de elevada carga orgânica e no arranque (e também na recuperação) do funcionamento do sistema de tratamento.
- Crescimento disperso – Num sistema de lamas activadas em equilíbrio de operação, as bactérias que se encontram dispersas no líquido intersticial são consumidas pelos protozoários. A quantidade de bactérias dispersas aumenta quando é dificultada a capacidade de floculação bacteriana, devido a uma produção reduzida de biopolímeros extra-celulares que formam a matriz responsável pela micro-estrutura dos flocos. Este desequilíbrio pode acontecer em condições de elevada carga orgânica, de limitação no fornecimento de oxigénio dissolvido ou na presença de substâncias tóxicas. Os resultados são a produção de um efluente de elevada turvação e a diminuição da idade de lamas.
- *Bulking* filamentoso – Este tipo de *bulking*, que consiste num aumento do volume ocupado pelas lamas sedimentadas, deve-se ao desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas. Pode acontecer em condições de carência de nutrientes (e.g., azoto e fósforo), de aplicação de uma carga orgânica reduzida, de presença de substâncias tóxicas e de limitações no fornecimento de oxigénio dissolvido. O *bulking* filamentoso dificulta a compactação das lamas e reduz a velocidade de sedimentação das mesmas. É o desequilíbrio de floculação registado com maior frequência na generalidade das ETAR.
- *Bulking* viscoso – O *bulking* viscoso deriva de uma quantidade excessiva de biopolímeros extra-celulares que conferem uma consistência viscosa, do tipo gelatinoso, às lamas activadas. Como estes biopolímeros são hidrófilos, os flocos passam a reter um excesso de água, o que diminui a velocidade de sedimentação e dificulta a compactação das lamas. Este fenómeno está geralmente associado a condições de deficiência de oxigénio e de nutrientes. São normalmente produzidas espumas durante este tipo de desequilíbrio na floculação biológica.
- Espuma causada por microrganismos filamentosos – Este desequilíbrio resulta do crescimento excessivo de tipos específicos de bactérias filamentosas, como *Nocardia sp.*, e, por vezes, *Microthrix parvicella*. A produção de espuma é o resultado da combinação de interações físico-químicas que levam à estabilização de um sistema constituído por ar, água e células microbianas. Estas espumas são bastante estáveis.

Apresentam-se, na Figura 78, algumas fotografias do tanque de arejamento, onde é possível observar diferentes aspectos da floculação da biomassa.

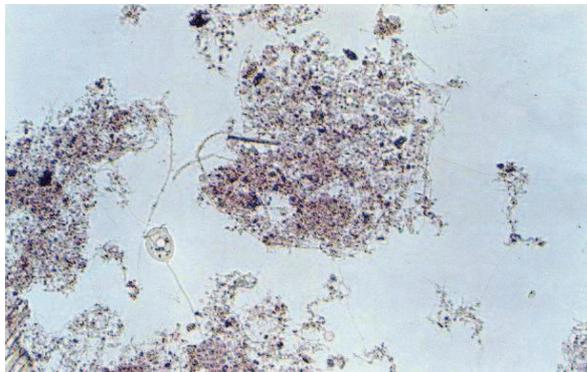


Figura 78 – Tanque de arejamento: (a) e (b) aspecto geral, (c) biomassa floculada, (d) flocos de pequena dimensão, (e) descarga de licor misto, (f) entrada de lamas recirculadas

A diversidade da comunidade biológica num sistema de lamas activadas é muito grande, incluindo muitas espécies de bactérias, protozoários, fungos, metazoários e algas. Na Figura 79, são apresentadas fotografias tiradas a observações microscópicas, em campo claro, de amostras colhidas nas campanhas 5 e 6, com o objectivo de avaliar a morfologia dos flocos e a diversidade de protozoários e metazoários. No anexo, fornece-se informação sobre o microscópio e o procedimento empregue nas observações.

Nas observações microscópicas realizadas, identificou-se uma formação pouco consistente dos flocos, que apresentaram, de um modo geral, uma estrutura pouco densa, com protuberâncias de filamentos bacterianos. As amostras observadas apresentaram, ainda,

um número considerável de protozoários, o que associado à presença de organismos invertebrados (nemátodos, por exemplo) e algas constitui um elemento indicativo de um tempo de retenção de lamas elevado (MOP11-TF, 1990).



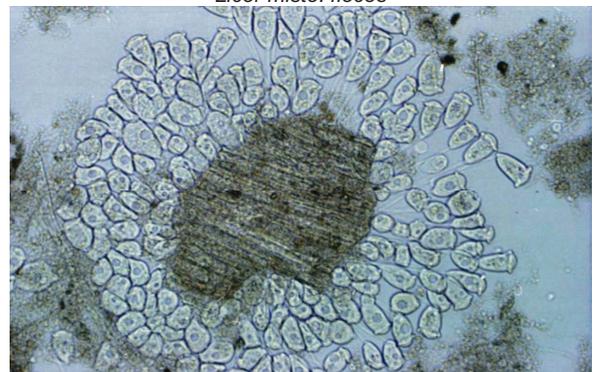
Licor misto: flocos



Licor misto: flocos



Lamas recirculadas: protozoários ciliados pedunculados



Licor misto: protozoários ciliados pedunculados



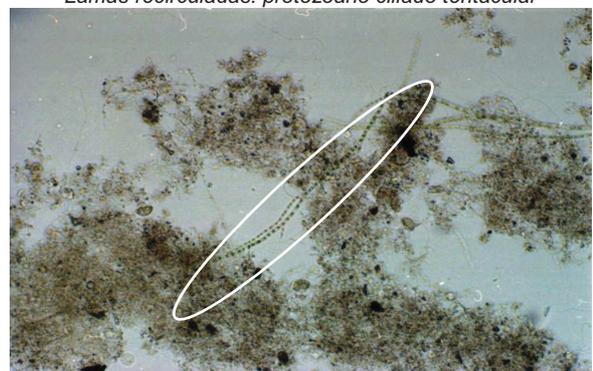
Licor misto: protozoário ciliado nadador



Lamas recirculadas: protozoário ciliado tentacular



Licor misto: nemátodo



Lamas recirculadas: algas

Figura 79 – Observações microscópicas em campo claro

A proliferação de bactérias filamentosas no sistema de lamas activadas em estudo poderá também ter sido favorecida pela elevada idade de lamas, adaptada ao crescimento lento destes microrganismos. Num meio onde se verifique uma concentração baixa de substrato (característica dos regimes de mistura completa e arejamento prolongado), os organismos filamentosos atingem uma eficiência de remoção de substrato mais elevada do que a das bactérias formadoras de flocos (Liu e Liu, 2006).

Em paralelo com a realização de observações microscópicas às lamas activadas, a ocorrência de uma condição de *bulking* pode ser identificada através da realização de ensaios de sedimentabilidade que permitam a determinação do índice de volume de lamas¹¹. Considera-se que existe *bulking* para valores de SVI iguais, ou superiores, a 200 ml.g⁻¹, sendo já sintomáticos de dificuldades no processo de sedimentação das lamas os valores acima de 150 ml.g⁻¹ (CEMAGREF, 2004).

Apresentam-se, na Figura 80, duas fotografias onde é possível observar a fraca capacidade de espessamento apresentada pela biomassa presente no tanque de arejamento.



Figura 80 – Aspecto da sedimentabilidade das lamas em cone de Imhoff (após 30 minutos)

Os valores de SVI medidos no trabalho experimental variaram entre 220 ml.g⁻¹ (campanha 5) a 340 ml.g⁻¹ (campanha 1), com um valor médio de 270 ml.g⁻¹. Tratam-se, portanto, de valores sintomáticos de dificuldades no processo de sedimentação das lamas.

5.4.5 Monitorização da extracção de lamas

Ao longo do trabalho experimental, a extracção de lamas na ETAR estudada foi feita, de um modo geral, a partir do circuito de recirculação com a alteração da posição da comporta de desvio do caudal de recirculação de lamas para os leitos de secagem (Figura 16, secção 3.4.2). No entanto, e como já referido na secção 3.4.3.3, registaram-se algumas extracções com recurso a equipamento de limpeza de fossas. A operação de extracção realizou-se com uma periodicidade irregular e diferentes durações, desde uma hora até mais de um dia.

Tendo por objectivo a obtenção de informação sobre a quantidade de sólidos removidos, solicitou-se à entidade gestora o registo da duração das extracções de lamas. Este registo

¹¹ Índice de volume de lamas (SVI de *Sludge Volume Index*) é definido como o volume, em ml, ocupado por uma porção de lamas contendo um grama de sólidos suspensos após um período de sedimentação de 30 minutos.

decorreu entre os dias 8 e 22 de Outubro de 2008. Agrega-se, no Quadro 30, a informação sobre os cinco períodos de extracção registados. Não foi possível monitorizar o caudal e a composição das lamas removidas do sistema de tratamento durante os períodos de extracção. A estimativa da quantidade de sólidos suspensos removidos em cada uma das extracções de lamas baseou-se nas seguintes simplificações:

- O valor de concentração em SST das lamas extraídas é semelhante ao observado nas lamas recirculadas na campanha de monitorização imediatamente anterior à extracção (a identificação dessas campanhas é feita na coluna D do Quadro 30). A média aritmética dos valores de concentração das duas amostras de lamas recirculadas colhidas em cada campanha de monitorização é apresentada na coluna E do Quadro 30.
- O valor do caudal das lamas extraídas é semelhante ao caudal medido de lamas recirculadas na campanha de monitorização imediatamente anterior à extracção, uma vez que o desvio introduzido pela comporta é total. Também aqui se considera a média aritmética das duas medições de caudal de lamas recirculadas feitas em cada campanha de monitorização (coluna F do Quadro 30).

Refere-se, ainda, que a programação do sistema de bombagem de lamas aplicada nas campanhas 2, 3 e 4 e nos períodos em que se realizaram as extracções foi igual a 15/15 (funcionamento/paragem), em minutos.

A estimativa da quantidade extraída de sólidos suspensos do sistema de tratamento (apresentada na coluna G do Quadro 30) é calculada através da equação 70:

$$M_{se} = \Delta_{te} X_{SST_lr} Q_{lr} \quad (70)$$

em que:

- M_{se} quantidade extraída de sólidos suspensos (ksSST);
 Δ_{te} duração efectiva de cada extracção de lamas (d);
 X_{SST_lr} concentração em sólidos suspensos das lamas recirculadas (kgSST.m⁻³).
 Q_{lr} caudal de lamas recirculadas (m³.d⁻¹).

Quadro 30 – Estimativa da remoção de sólidos suspensos em períodos de extracção de lamas (ano de 2008)

	Período de extracção de lamas ^(a)			Lamas recirculadas			M_{se} kgSST
	Início	Final	Δ_{te}	ID campanha anterior (data)	X_{SST_lr}	Q_{lr}	
	data_hora	data_hora	d		kgSST.m ⁻³	m ³ .d ⁻¹	
<i>COLUNAS</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>	<i>F</i>	<i>G</i>
Extracção 1	08/10_08:40	08/10_09:30	0,0174	<u>camp 2</u> (01_02/10)	5,043	51,8	9,08
Extracção 2	10/10_14:40	10/10_15:50	0,0243	<u>camp 3</u> (09_10/10)	5,225	47,5	12,07
Extracção 3	14/10_13:40	14/10_14:40	0,0208	<u>camp 3</u> (09_10/10)	5,225	47,5	10,35
Extracção 4	16/10_14:30	17/10_16:00	0,5313	<u>camp 3</u> (09_10/10)	5,225	47,5	263,81
Extracção 5	21/10_14:30	21/10_15:25	0,0191	<u>camp 4</u> (20_21/10)	6,485	47,9	11,77
Total							307,07

(a) Informação prestada pela entidade gestora

Considerando a quantidade total de sólidos suspensos extraídos, estima-se uma extracção média diária de sólidos de 22,7 kgSST.d⁻¹ ao longo do período em análise (13,5 dias).

5.5 Aplicação do modelo de separação de sólidos ao estudo de caso

5.5.1 Eficiência de separação de sólidos suspensos

Na secção 5.3.2 apresentou-se o modelo matemático do processo de separação de sólidos, representado através de uma função que traduz a eficiência média de remoção no decantador secundário. Com este tipo de estrutura pretende-se a integração da separação de sólidos com o módulo de tratamento biológico para, em articulação com o modelo hidrodinâmico, efectuar a modelação do funcionamento da ETAR estudada. Com base nos resultados anteriores é possível estimar o valor do parâmetro deste modelo. O valor médio de eficiência de separação de sólidos suspensos (η_{DS}), observado nas campanhas de monitorização, foi de 0,994 (Quadro 29). O modelo de separação de sólidos, aplicado ao estudo de caso, é apresentado na equação 71.

$$Q_{ef} X_{CQO_{ef}} = (1 - 0,994) Q_{lm} X_{CQO_{lm}} \quad (71)$$

em que:

- Q_{ef} caudal de lamas recirculadas (m³.d⁻¹);
- $X_{CQO_{ef}}$ concentração em CQO na forma particulada do efluente tratado (gO₂.m⁻³);
- Q_{lm} caudal de licor misto (m³.d⁻¹);
- $X_{CQO_{lm}}$ concentração em CQO na forma particulada do licor misto (gO₂.m⁻³).

5.5.2 Tempo de retenção de sólidos

O tempo de retenção de lamas pode ser calculado a partir da equação 69 (secção 5.3.3), considerando o período referente à monitorização da extracção de lamas, compreendido entre 8 a 21 de Outubro de 2008.

Apresenta-se no Quadro 31 a informação necessária para este cálculo, considerando a duração da monitorização realizada à extracção de lamas (13,5 dias).

Quadro 31 – Dados de base para o cálculo do tempo de retenção de sólidos

	Tanque de arejamento			Efluente tratado			Lamas extraídas
	Concentração média (X _{SST_lm})	Volume tanque	Massa SST	Concentração média (X _{SST_ef})	Caudal médio	Fluxo de sólidos	Fluxo de sólidos
	kgSST.m ⁻³	m ³	kgSST	kgSST.m ⁻³	m ³ .d ⁻¹	kgSST/d	kgSST/d
Campanha 2	2,15	250	537,5	0,015	80,0	1,2	(Quadro 30)
Campanha 3	2,59		647,5	0,015	81,5	1,2	
Campanha 4	2,54		635,8	0,022	85,1	1,9	
Média	–		606,9	–		1,4	22,7

O tempo médio de retenção de sólidos, estimado para o período em que decorreu a monitorização da extracção de lamas, é de 25 dias. Este valor está dentro do intervalo normalmente recomendado para sistemas de tratamento de águas residuais domésticas com arejamento prolongado (e.g., 20 a 30 dias Tchobanoglous e Burton, 1991).

5.6 Síntese conclusiva

No presente capítulo é feita a apresentação do modelo de separação de sólidos. Este modelo é constituído por uma função que traduz a eficiência de retenção, no decantador secundário, de parte dos sólidos suspensos provenientes do tanque de arejamento. Assume-se que esta eficiência de separação se aplica à fracção particulada da CQO do licor misto, permitindo deste modo a simulação da composição das lamas espessadas (para recirculação ou extracção). Este pressuposto permite a interligação dos módulos de separação de sólidos e de tratamento biológico do modelo matemático descritivo do funcionamento de ETAR de pequena dimensão.

Apresentam-se os resultados do trabalho de monitorização utilizados na caracterização do funcionamento do decantador secundário, designadamente a medição de caudais, a determinação do teor em sólidos suspensos de amostras (licor misto, efluente tratado e lamas recirculadas) e a observação microscópica de amostras de licor misto e de lamas recirculadas. É também feita uma estimativa da quantidade média de sólidos extraídos do sistema de tratamento.

O decantador secundário apresentou um valor médio elevado para a eficiência de remoção de sólidos suspensos, acima de 0,99. No entanto, a concentração média de SST no efluente tratado foi igual a 20 gSST.m^{-3} , ultrapassando o valor limite (10 gSST.m^{-3}) abaixo do qual se considera adequado o funcionamento da decantação secundária (Ekama *et al.*, 1997).

A análise da informação obtida no trabalho experimental permitiu concluir que alguns desequilíbrios observados no funcionamento da ETAR estiveram, aparentemente, relacionados com uma insuficiência na extracção de sólidos, traduzida na acumulação recorrente de lamas no decantador secundário. A dificuldade na gestão de sólidos de uma ETAR apresenta diversos inconvenientes, dos quais se salientam os seguintes:

- A diminuição da razão F/M até valores que favoreçam o desenvolvimento das bactérias filamentosas e, conseqüentemente, a manutenção de condições crónicas de *bulking* filamentoso.
- O aumento do tempo de permanência de lamas no decantador, induzindo, através dos processos de desnitrificação e fermentação, a produção de lamas flutuantes que aí permanecem até remoção manual ou com equipamento de limpeza de fossas. Esta permanência excessiva pode, também, resultar na geração de condições anaeróbias, com emissões de metano indesejáveis.
- A permanência prolongada das lamas espessadas no decantador faz com que estas não sejam arejadas com a periodicidade necessária, o que também vai favorecer o desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas e a manutenção das dificuldades no espessamento.

6. IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO

6.1 Introdução

Na sequência da introdução ao modelo matemático descritivo do funcionamento de uma ETAR de pequena dimensão, no capítulo 2, foram apresentados os princípios base e a formulação dos modelos parcelares, em paralelo com o trabalho experimental realizado, nos capítulos 3, 4 e 5 (comportamento hidrodinâmico, tratamento biológico e separação de sólidos, respectivamente). Neste capítulo, é feita a apresentação do modelo matemático completo.

O processo de calibração dos modelos parcelares apresenta diferentes abordagens. Nos módulos referentes ao comportamento hidrodinâmico e à separação de sólidos, a calibração é feita de modo independente. No primeiro caso, consideram-se condições dinâmicas de afluência (capítulo 3), enquanto que a calibração do processo de separação de sólidos é feita para um funcionamento médio do sistema de tratamento (capítulo 5). A calibração do módulo de tratamento biológico implica a integração, nos balanços de massa, de informação relativa ao comportamento hidrodinâmico e de separação de sólidos, razão pela qual é apresentada no presente capítulo.

A abordagem seguida na calibração do modelo de tratamento biológico engloba três fases distintas, nomeadamente, considerando condições médias de entrada e de saída por campanha, considerando séries de valores de CQO na entrada e à saída (caracterização analítica) e considerando condições dinâmicas, com utilização de dados adquiridos em contínuo na afluência (caracterização espectrofotométrica) e dados pontuais na saída. As duas primeiras fases pressupõem o funcionamento do sistema de tratamento em situação comparável ao estado estacionário. A terceira fase de calibração é feita considerando condições dinâmicas para o funcionamento da ETAR, aproximando-se do regime operacional real.

Neste capítulo, é descrita a formulação do modelo matemático, com indicação dos princípios e pressupostos da aplicação ao estudo de caso (secção 6.2). Na secção 6.3 é feita a estimativa dos valores para os parâmetros do modelo matemático, considerando as duas primeiras fases do processo de calibração (a terceira fase do processo calibração é apresentada no capítulo 7). Apresenta-se uma síntese conclusiva na secção 6.4.

6.2 Formulação do modelo matemático

6.2.1 Introdução

Tal como referido no capítulo 2, a estrutura do modelo matemático de ETAR de pequena dimensão partiu da identificação, no sistema de lamas activadas, dos processos relevantes para o tratamento. Assim, a estrutura modular desenvolvida incorpora:

- Um módulo hidrodinâmico, incluindo fluxos hidráulicos registados ao longo da ETAR.

- Um módulo de tratamento biológico, incluindo processos não conservativos que se considera acontecerem exclusivamente no tanque de arejamento.
- Um módulo de separação de sólidos, correspondendo ao processo físico decorrente no decantador secundário.

A formulação do modelo matemático completo da ETAR estudada é apresentada com a seguinte ordem:

- Equações relativas aos balanços hidráulicos (mantém-se a numeração indicada na secção 3.5).
- Equações relativas à variação da composição das águas residuais ao longo da ETAR e ao processo de tratamento biológico no tanque de arejamento.
- Equação relativa à separação de material orgânico particulado no decantador secundário.
- Equação para cálculo da idade de lamas, que consiste numa variável importante para o controlo do funcionamento deste tipo de ETAR, tal como referido na secção 5.2.2.3.
- Efeito da temperatura na cinética dos processos de tratamento biológico e de transferência de massa, com utilização de equações de Arrhenius modificadas e cálculo do valor da concentração de saturação de oxigénio dissolvido.

No ponto 6.2.8 (Quadros 33 a 36) é apresentada a identificação das variáveis e parâmetros incorporados nas equações do modelo matemático.

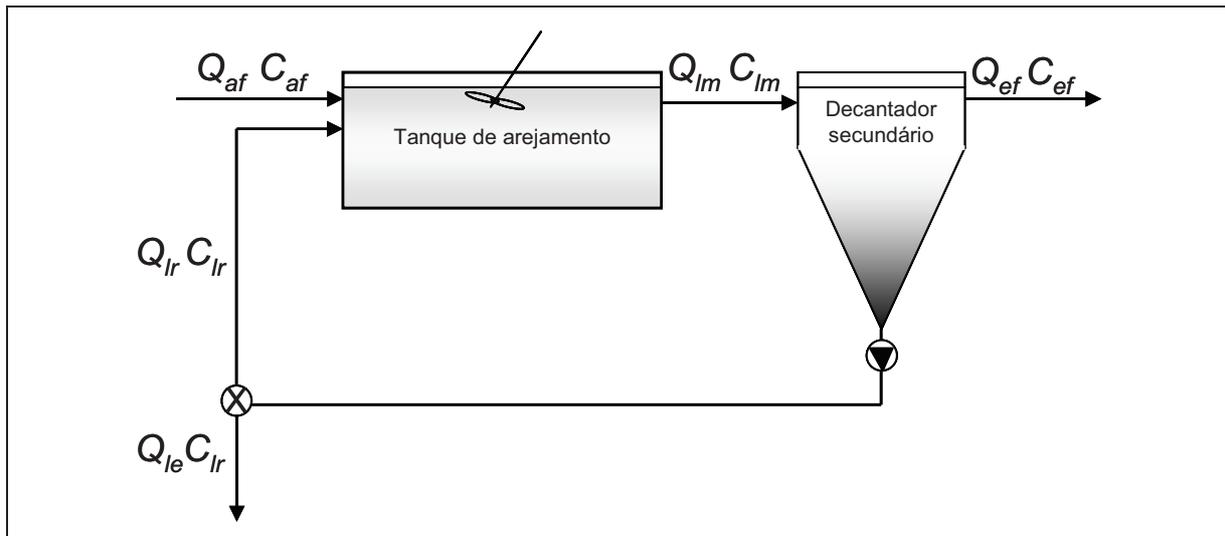
6.2.2 Princípios e pressupostos da aplicação ao estudo de caso

A aplicação do modelo matemático pressupõe a verificação de um conjunto de hipóteses simplificativas, anteriormente apresentadas em conjunto com os diferentes modelos parcelares nas secções 3.5, 4.4 e 5.5. Adicionalmente, consideram-se as seguintes condições:

- No caso de um componente das águas residuais ser solúvel, nomeadamente, as variáveis S_l e S_s , a sua concentração na descarga de efluente tratado (C_{ef}) é considerada idêntica à verificada no licor misto (C_{lm}) e nas lamas recirculadas e extraídas (C_{lr}).
- As lamas recirculadas e as lamas extraídas apresentam a mesma composição (C_{lr}).

Na Figura 81 apresenta-se um esquema com a configuração do sistema de lamas activadas estudado, sendo indicada a identificação geral das variáveis.

Nos balanços de massa consideram-se, para além dos caudais e das características estruturais das unidades de tratamento, as variáveis caracterização da composição definidas no modelo de tratamento biológico ASM1. A distribuição destas variáveis ao longo do sistema de tratamento é esquematizada na Figura 82.



Variáveis:

- Q_{af} – caudal de águas residuais afluentes ($m^3 \cdot h^{-1}$)
- Q_{ef} – caudal de efluente tratado ($m^3 \cdot h^{-1}$)
- Q_{lm} – caudal de licor misto ($m^3 \cdot h^{-1}$)
- Q_{lr} – caudal de lamas recirculadas ($m^3 \cdot h^{-1}$)
- Q_{le} – caudal de lamas extraídas ($m^3 \cdot h^{-1}$)
- C_{af} – composição das águas residuais afluentes ($g \cdot m^{-3}$)
- C_{ef} – composição do efluente tratado ($g \cdot m^{-3}$)
- C_{lm} – composição do licor misto ($g \cdot m^{-3}$)
- C_{lr} – composição das lamas recirculadas ($g \cdot m^{-3}$)
- C_{le} – composição das lamas extraídas ($g \cdot m^{-3}$)

Legenda:

- ⊗ – válvula de corte (comporta)
- ▼ – sistema de bombagem

Nota: A discriminação das variáveis "C" é feita na Figura 82.

Figura 81 – Aplicação do modelo de tratamento biológico ao estudo de caso

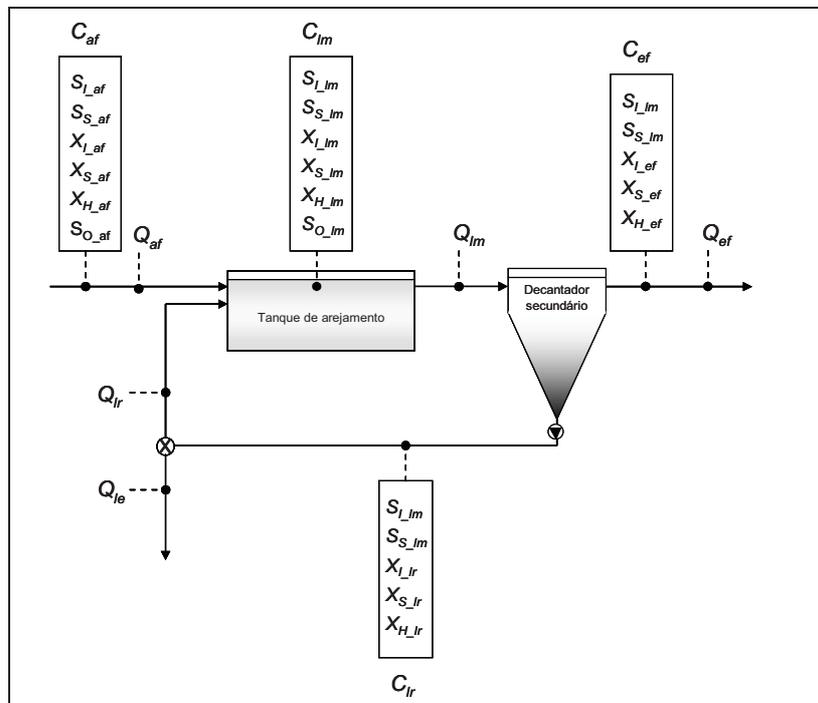


Figura 82 – Distribuição de variáveis de caracterização de composição na ETAR

6.2.3 Balanços hidráulicos

Nos balanços hidráulicos apresentados nas equações 9 e 11, a variação do volume armazenado, em cada intervalo de tempo, é igualada à diferença entre o caudal entrado e o caudal saído do tanque de arejamento e do decantador secundário, respectivamente. É assumido como constante o valor da densidade nos diferentes pontos do sistema de tratamento. As equações 10 e 12 incluem as funções de vazão associadas aos descarregadores existentes no tanque de arejamento e no decantador secundário, respectivamente.

$$\frac{dh_{TA}}{dt} = \frac{Q_{af} + vm_2 Q_{lr} - Q_{lm}}{A_{TA}} \quad [9]$$

$$Q_{lm} = C_{v_TA} * b_{desc} * \sqrt{2g} * h_{TA}^{\frac{3}{2}} \quad [10]$$

$$\frac{dh_{DS}}{dt} = \frac{Q_{lm} - (vm_2 Q_{lr} + vm_3 Q_{le}) - Q_{ef}}{A_{DS}} \quad [11]$$

$$Q_{ef} = \left(\frac{8}{15} C_{v_DS} * \sqrt{2g} * h_{DS}^{\frac{5}{2}} \right) * n_{desc} \quad [12]$$

6.2.4 Balanços de massa no tratamento biológico

Como indicado na secção 4.4, o modelo de tratamento biológico das águas residuais baseia-se no modelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987). Na aplicação ao estudo de caso, a estrutura deste modelo foi limitada aos processos de crescimento aeróbio e decaimento da biomassa heterotrófica e de hidrólise do substrato orgânico lentamente biodegradável.

Para representar o funcionamento do tanque de arejamento e do decantador secundário como um sistema integrado, é fundamental a utilização de unidades consistentes nos modelos de tratamento biológico e de separação de sólidos. Assim, torna-se necessário estabelecer relações entre as variáveis nos diferentes pontos do sistema. Esta articulação é feita em termos da concentração de CQO, na forma particulada (identificada como X) e solúvel (identificada como S) (equações 72, 73, 74 e 77).

No trabalho experimental realizado, foi possível observar a afluência significativa de gorduras ao sistema de tratamento, as quais integram o material lentamente biodegradável. Tendo por objectivo reproduzir o efeito deste tipo de afluência no sistema de tratamento, para a variável X_s (substrato lentamente biodegradável), introduziu-se um factor (f_x) que traduz a fracção de material sólido em suspensão e em material na fase líquida ou coloidal (equação 73). Assim, é atribuído um valor igual a $(1-f_x)$ à fracção de substrato lentamente biodegradável que está nas formas dissolvida ou coloidal (equação 72).

No caso das variáveis X_i (material inerte particulado) e X_H (biomassa heterotrófica), assume-se que o valor estimado para a sua concentração corresponde exclusivamente a material particulado em suspensão (equação 74).

A divisão da variável X_S em fracção solubilizada e em suspensão não está incorporada na formulação do modelo ASM1. A existência de diversas fracções no substrato lentamente biodegradável é contudo referida por Henze (1992), que reconhece uma componente de matéria orgânica rapidamente hidrolisável (que equipara à fracção solúvel no material lentamente biodegradável), atribuindo-lhe a possibilidade de contribuir com cerca de 15 a 25% da carga orgânica em águas residuais urbanas. No modelo desenvolvido, atribui-se à fracção particulada, f_X , uma gama de valores compreendida entre 0,85 e 0,99, como descrito na secção 6.3.3.3.

Nas equações 75, 76 e 77, é assumido um valor de eficiência de separação para o material orgânico particulado (X_{CQO}) no decantador secundário idêntico ao observado experimentalmente no caso dos sólidos suspensos totais (SST), durante as campanhas de monitorização. Esta equivalência é a assumida no modelo de separação de sólidos (secção 5.5). Também se adopta a aproximação de que a fracção em suspensão de X_S é a única presente nas lamas recirculadas, desprezando-se a contribuição da fracção solubilizada lentamente biodegradável.

$$S_{CQO_lm} = S_{I_lm} + S_{S_lm} + (1 - f_X)X_{S_lm} \quad (72)$$

$$X_{CQO_lm} = X_{I_lm} + (f_X X_{S_lm}) + X_{H_lm} \quad (73)$$

$$X_{CQO_lr} = X_{I_lr} + X_{S_lr} + X_{H_lr} \quad (74)$$

$$X_{I_lr} = \eta_{DS} * X_{I_lm} \left(\frac{Q_{lm}}{vm_2 Q_{lr}} \right) \quad (75)$$

$$X_{S_lr} = \eta_{DS} * f_X * X_{S_lm} \left(\frac{Q_{lm}}{vm_2 Q_{lr}} \right) \quad (76)$$

$$X_{H_lr} = \eta_{DS} * X_{H_lm} \left(\frac{Q_{lm}}{vm_2 Q_{lr}} \right) \quad (77)$$

O valor de CQO total previsto para o efluente tratado (equação 78) é uma variável de saída do modelo matemático. A sua comparação com os teores de CQO determinados nas amostras de efluente tratado é a base da calibração do modelo de tratamento biológico, nas três fases.

$$CQO_{t_ef} = S_{CQO_lm} + X_{CQO_ef} \quad (78)$$

Nas equações de balanço mássico relativas às variáveis de estado S_{S_lm} , X_{I_lm} , X_{S_lm} , X_{H_lm} e S_{O_lm} (equações 79 a 84), os termos de reacção integrados são os apresentados na secção 4.4 (equações 58 a 62).

O modelo ASM1 reproduz unicamente o consumo de oxigénio no processo de tratamento biológico, pelo que o balanço ao oxigénio (equação 84) deve incluir um termo de fornecimento de oxigénio através do arejamento mecânico no reactor biológico. O coeficiente volumétrico de transferência de oxigénio ($k_L a$) permite estimar a eficiência do processo de arejamento e o seu valor foi determinado experimentalmente nas campanhas

de monitorização (secção 4.3.3).

$$\frac{dS_{I_lm}}{dt} = \frac{Q_{af}S_{I_af} + (vm_2Q_{lr} - vm_3Q_{le})S_{I_lm} - Q_{lm}S_{I_lm}}{V_{TA} + (A_{TA}h_{TA})} \quad (79)$$

$$\frac{dS_{S_lm}}{dt} = \frac{Q_{af}S_{S_af} + (vm_2Q_{lr} - vm_3Q_{le})S_{S_lm} - Q_{lm}S_{S_lm}}{V_{TA} + (A_{TA}h_{TA})} + r_{SS} \quad (80)$$

$$\frac{dX_{I_lm}}{dt} = \frac{Q_{af}X_{I_af} + (vm_2Q_{lr} - vm_3Q_{le})X_{I_lm} - Q_{lm}X_{I_lm}}{V_{TA} + (A_{TA}h_{TA})} + r_{XI} \quad (81)$$

$$\frac{dX_{S_lm}}{dt} = \frac{Q_{af}X_{S_af} + (vm_2Q_{lr} - vm_3Q_{le})X_{S_lm} - Q_{lm}X_{S_lm}}{V_{TA} + (A_{TA}h_{TA})} + r_{XS} \quad (82)$$

$$\frac{dX_{H_lm}}{dt} = \frac{Q_{af}X_{H_af} + (vm_2Q_{lr} - vm_3Q_{le})X_{H_lm} - Q_{lm}X_{H_lm}}{V_{TA} + (A_{TA}h_{TA})} + r_{XH} \quad (83)$$

$$\frac{dS_{O_lm}}{dt} = \frac{Q_{af}S_{O_af} - Q_{lm}S_{O_lm}}{V_{TA} + (A_{TA}h_{TA})} + r_{SO} + vm_1 * k_L a (S_{O(sat)_lm} - S_{O_lm}) \quad (84)$$

6.2.5 Balanço de massa na separação de sólidos

O modelo matemático da separação de sólidos é constituído por uma função que traduz a eficiência de retenção, no decantador secundário, de parte dos sólidos suspensos provenientes do tanque de arejamento. Considera-se ainda, e tal como já referido, que a concentração de componentes solúveis na descarga de efluente tratado é idêntica à verificada no licor misto.

A equação 85 é relativa ao balanço mássico à fracção particulada do CQO no decantador secundário, na qual está implícita a eficiência deste processo nas características do efluente tratado.

$$\frac{dX_{CQO_ef}}{dt} = \frac{Q_{lm}X_{CQO_lm} - vm_2Q_{lr}X_{CQO_lr} - Q_{ef}X_{CQO_ef}}{V_{DS} + (A_{DS}h_{DS})} \quad (85)$$

6.2.6 Determinação da idade de lamas

O tempo médio de permanência da biomassa, designado por idade de lamas (IL), constitui uma base fundamental de dimensionamento, operação e controlo dos sistemas de lamas activadas. A aplicação do modelo completo na ETAR permite particularizar, para a fracção de biomassa activa, a estimativa anteriormente efectuada (secção 5.3.3 e 5.5.2) do tempo de retenção de sólidos totais no sistema de tratamento (equação 86).

$$IL = \frac{V_{TA}X_{H_lm}}{vm_3Q_{le}X_{H_lr} + Q_{ef}X_{H_ef}} \quad (86)$$

A estimativa da concentração de biomassa activa no efluente tratado é feita de acordo com a equação 87.

$$Q_{ef} X_{H_{ef}} = (1 - \eta_{DS}) Q_{lm} X_{H_{lm}} \quad (87)$$

6.2.7 Efeito da temperatura

A temperatura influencia a cinética dos processos biológicos de tratamento, modificando a taxa de crescimento dos microrganismos envolvidos, as características de transferência de massa (e.g., oxigénio dissolvido) e o equilíbrio químico (Van Hulle, 2005). A temperatura tem impacto sobre os parâmetros cinéticos do modelo ASM1, em particular ao nível das velocidades de reacção. No presente caso, foram seleccionados, para integração desta correcção, os seguintes parâmetros: taxa máxima de crescimento heterotrófico (μ_H^{max}), taxa de decaimento da biomassa heterotrófica (b_H) e taxa específica máxima de hidrólise (k_h).

A dependência dos processos biológicos relativamente à temperatura pode ser descrita pela equação de Arrhenius modificada (Sayigh e Malina, 1978). A equação 88 representa a expressão geral considerada para o efeito da temperatura nos parâmetros cinéticos:

$$K_T = K_{ref} \alpha^{(T - T_{ref})} \quad (88)$$

em que:

K_T	taxa específica de reacção a uma determinada temperatura (d^{-1});
K_{ref}	taxa específica de reacção à temperatura de referência T_{ref} (d^{-1});
α	coeficiente de Arrhenius (-);
T	temperatura ($^{\circ}C$);
T_{ref}	temperatura de referência ($^{\circ}C$).

Na apresentação do modelo ASM2, Henze *et al.* (1995) indicam diferentes níveis de dependência de temperatura, dependendo do processo biológico em causa. De acordo com estes autores, o processo de hidrólise apresenta um nível baixo de dependência, enquanto que os processos associados ao desenvolvimento da biomassa heterotrófica são influenciados a um nível médio. Em ensaios realizados com águas residuais e considerando a resposta de biomassa não aclimatada a variações de temperatura entre 4 e 24 $^{\circ}C$, ao longo de um intervalo de 6 horas, Vollertsen *et al.* (1999) calcularam valores da constante de Arrhenius para taxa de hidrólise. Na calibração e verificação do modelo ASM1 na descrição do funcionamento de uma ETAR de arejamento prolongado, Lessard *et al.* (2007) calcularam valores para o coeficiente de Arrhenius relativo a diversos parâmetros cinéticos do modelo, tendo por base o funcionamento do sistema de tratamento numa gama de temperatura compreendida entre 12 e 20 $^{\circ}C$.

A temperatura também influencia a eficiência de transferência de oxigénio. Aqui, é possível a correcção do valor de $K_L a$ de um modo semelhante ao dos parâmetros cinéticos, ou seja, através da aplicação de um coeficiente de Arrhenius (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

No Quadro 32, apresentam-se valores de bibliografia para o coeficiente de temperatura (α) aplicado a parâmetros cinéticos, indicando-se a negrito os valores seleccionados para o presente modelo matemático.

Quadro 32 – Coeficiente α para aplicação da equação de Arrhenius modificada

Coeficiente de Arrhenius (α)						
Processo	Parâmetro	Henze <i>et al.</i> , 1995	Vollertsen <i>et al.</i> , 1999	Lessard <i>et al.</i> , 2007	Tchobanoglous <i>et al.</i> , 2003	Seleção
Hidrólise	--	1,04	--	--	--	--
Processos heterotróficos	--	1,07	--	--	--	--
--	μ_H^{\max}	(1,07)	--	1,09	--	1,07
--	k_h	(1,04)	1,10	1,12	--	1,04
--	b_H	(1,07)	--	1,15	--	1,07
Transferência de oxigénio	$k_L a$	--	--	--	1,02	1,02
Gamas de temperatura	° C	--	4 - 24	12 - 20	--	12 - 20

Adicionalmente, integra-se, no modelo matemático, o efeito da variação da concentração de saturação de oxigénio dissolvido com a temperatura. Na bibliografia, é possível encontrar informação sobre a variação da solubilidade do oxigénio na água em função da temperatura, salinidade e pressão atmosférica (e.g., Clesceri *et al.*, 1998).

A equação 89 traduz a relação registada para a concentração de saturação de oxigénio dissolvido para diferentes temperaturas, dentro do intervalo de aplicação do modelo ASM1, ou seja, entre 10 a 20° C (Clesceri *et al.*, 1998). Admite-se, neste cálculo, salinidade nula e a pressão de uma atmosfera.

$$S_{O_sat} = -0,2004T + 13,152 \quad (89)$$

sendo:

S_{O_sat} concentração de saturação de oxigénio dissolvido ($gO_2.m^{-3}$);
 T temperatura (° C).

6.2.8 Variáveis e parâmetros do modelo

Nos Quadros 33 a 36 são apresentadas as variáveis e os parâmetros utilizados nas equações anteriores, bem como as unidades correspondentes e o modo de obtenção do seu valor.

Nestes quadros, a origem “medição” indica que os valores utilizados resultam exclusivamente de medições efectuadas na ETAR. A origem “cálculo” indica valores resultantes da aplicação do modelo. A origem “med./calc.” indica as variáveis cujos valores calculados pelo modelo foram medidos na ETAR, em cada uma das fases de calibração do modelo.

Quadro 33 – Parâmetros funcionais da ETAR

ID	Designação	Unidades	Equações	Origem	Valor
A_{TA}	Área superficial do tanque de arejamento	m ²	79, 80, 81, 82, 83, 84	Medição	92,2
A_{DS}	Área superficial do decantador secundário	m ²	85	Medição	16,8
V_{TA}	Volume do tanque de arejamento até a soleira do descarregador	m ³	79, 80, 81, 82, 83, 84	Medição	252
V_{DS}	Volume do decantador secundário até a soleira do descarregador	m ³	85	Medição	36
k_{La}	Taxa volumétrica de transferência de oxigénio dissolvido	h ⁻¹	84	Cálculo	2,8

Quadro 34 – Variáveis relacionadas com o comportamento hidrodinâmico

ID	Designação	Unidades	Equações	Origem	Tipo variável
Q_{af}	Caudal de águas residuais afluentes	m ³ .h ⁻¹	9, 79, 80, 81, 82, 83, 84	Medição	Entrada
Q_{lm}	Caudal de licor misto	m ³ .h ⁻¹	9, 10, 11, 75, 76, 77, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86	Cálculo	Saída
Q_{lr}	Caudal de lamas recirculadas	m ³ .h ⁻¹	9, 11, 75, 76, 77, 79, 80, 81, 82, 83, 85	Medição	Entrada
Q_{le}	Caudal lamas extraídas	m ³ .h ⁻¹	11, 79, 80, 81, 82, 83, 87	Medição	Entrada
Q_{ef}	Caudal de efluente tratado	m ³ .h ⁻¹	11, 12, 85, 86, 87	Med./Calc.	Saída
h_{TA}	Altura sobre soleira do descarregador do tanque de arejamento	m	10	Cálculo	Estado
h_{DS}	Altura sobre soleira do descarregador do decantador secundário	m	12	Cálculo	Estado
vm_2	Factor de activação da recirculação de lamas	adimensional	9, 11, 79, 80, 81, 82, 83, 85	Medição	Entrada
vm_3	Factor de activação da extracção de lamas	adimensional	11, 79, 80, 81, 82, 83, 87	Medição	Entrada

Quadro 35 – Variáveis relacionadas com o material em suspensão

ID	Designação	Unidades	Equações	Origem	Tipo variável
η_{DS}	Eficiência de separação no decantador secundário	adimensional	75, 76, 77, 86	Cálculo	Entrada
IL	Idade de lamas	h	87	Cálculo	Saída
f_x	Fracção em suspensão da variável X_s	--	72, 73, 76	Cálculo	Entrada

Quadro 36 – Variáveis relacionadas com o tratamento biológico

ID	Designação	Unidades	Equações	Origem	Tipo variável
S_{I_af}	Material orgânico solúvel inerte – afluente	gO ₂ .m ⁻³	79	Cálculo	Entrada
S_{S_af}	Substrato rapidamente biodegradável – afluente	gO ₂ .m ⁻³	80	Cálculo	Entrada
X_{I_af}	Material orgânico particulado inerte – afluente	gO ₂ .m ⁻³	81	Cálculo	Entrada
X_{S_af}	Substrato lentamente biodegradável – afluente	gO ₂ .m ⁻³	82	Cálculo	Entrada
X_{H_af}	Biomassa heterotrófica – afluente	gO ₂ .m ⁻³	83	Cálculo	Entrada
S_{O_af}	Oxigénio dissolvido – afluente	gO ₂ .m ⁻³	84	Medição	Entrada
vm₁	Factor de activação do arejamento mecânico	adimensional	84	Medição	Entrada
S_{I_lm}	Material orgânico solúvel inerte – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	72, 79	Cálculo	Estado
S_{S_lm}	Substrato rapidamente biodegradável – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	72, 80	Cálculo	Estado
X_{I_lm}	Material orgânico particulado inerte – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	73, 75, 81	Cálculo	Estado
X_{S_lm}	Substrato lentamente biodegradável – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	73, 76, 82	Cálculo	Estado
X_{H_lm}	Biomassa heterotrófica – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	73, 77, 83	Cálculo	Estado
S_{O_lm}	Oxigénio dissolvido – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	84	Cálculo	Estado
X_{I_lr}	Material orgânico particulado inerte – lamas recirculadas	gO ₂ .m ⁻³	74, 75, 81	Cálculo	Saída
X_{S_lr}	Substrato lentamente biodegradável – lamas recirculadas	gO ₂ .m ⁻³	74, 76, 82	Cálculo	Saída
X_{H_lr}	Biomassa heterotrófica – lamas recirculadas	gO ₂ .m ⁻³	74, 77, 83	Cálculo	Saída
S_{CQO_lm}	Fracção solúvel da CQO – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	72, 78	Cálculo	Saída
X_{CQO_lm}	Fracção particulada da CQO – licor misto	gO ₂ .m ⁻³	73, 85	Cálculo	Saída
X_{CQO_lr}	Fracção particulada da CQO – lamas recirculadas	gO ₂ .m ⁻³	74, 85	Cálculo	Saída
X_{H_ef}	Biomassa heterotrófica – efluente tratado	gO ₂ .m ⁻³	86, 87	Cálculo	Saída
X_{CQO_ef}	Fracção particulada do CQO – efluente	gO ₂ .m ⁻³	85	Cálculo	Estado
CQO_{t_ef}	CQO total – efluente	gO ₂ .m ⁻³	78	Med./Calc.	Saída

6.3 Estimativa de valores dos parâmetros do modelo matemático

6.3.1 Metodologia de calibração

A calibração visa estimar valores para os parâmetros do modelo matemático, de modo a obter-se a melhor aproximação possível entre os resultados da simulação do funcionamento da ETAR e os valores medidos. O procedimento adoptado para a calibração e validação do modelo de tratamento biológico é constituído pelas seguintes fases:

Fase 1: Estimativa dos valores dos parâmetros do modelo matemático para condições médias de caudal e de CQO na afluência à ETAR.

Nesta fase, é obtida uma primeira estimativa para os valores dos parâmetros do modelo de tratamento biológico utilizando o modelo completo em estado estacionário, ou seja, um hipotético regime de funcionamento em condições médias. Os valores dos parâmetros são obtidos por tentativa e erro através da verificação da comparação entre os valores médios de CQO efluente, calculados e medidos.

O modelo matemático aplicado nesta fase permite, também, determinar os valores iniciais das variáveis de estado do modelo para a simulação posterior do funcionamento da ETAR em condições dinâmicas.

Nesta fase é realizada uma análise de sensibilidade a parâmetros e fracções de carga orgânica do modelo ASM1.

Esta fase do processo de calibração é apresentada na secção 6.3.3.

Fase 2: Estimativa dos valores dos parâmetros do modelo matemático considerando os valores de caudal afluente e de CQO nas amostras de águas residuais afluentes, colhidas com uma periodicidade de 2 horas.

A estimativa dos valores dos parâmetros utilizando o modelo completo em estado estacionário. Os parâmetros são obtidos a partir do ajuste dos valores de CQO medidos nas amostras de efluente tratado, colhidas com a mesma periodicidade das amostras das águas residuais afluentes. Os valores dos parâmetros são obtidos com utilização da ferramenta *solver* do Excel.

Identificação de valores de concentração de CQO no efluente tratado com características anómalas.

Esta fase do processo de calibração é apresentada na secção 6.3.4.

Fase 3: Estimativa dos valores dos parâmetros do modelo matemático considerando os valores de caudal e CQO espectrofotométrico medidos em linha na afluência à ETAR, com uma periodicidade de 5 minutos

Estimativa dos valores dos parâmetros do modelo matemático considerando condições operacionais dinâmicas de afluência à ETAR. Tal como nas fases anteriores, é feito o ajuste dos valores de CQO total do efluente tratado obtidos pelo modelo, aos valores de CQO total medidos nas amostras de efluente tratado.

Na sequência da Fase 3 do processo de calibração, aplica-se um procedimento de validação cruzada completa para avaliar a capacidade de estimativa do modelo matemático. Esta validação é feita para cada campanha de monitorização.

Esta fase do processo de calibração do modelo matemático, por envolver simulações em condições dinâmicas, é apresentada no próximo capítulo, na secção 7.2.

No Quadro 37 apresenta-se uma síntese dos principais aspectos do procedimento estabelecido para a calibração da componente de tratamento biológico do modelo matemático.

Quadro 37 – Processo de calibração do modelo de tratamento biológico

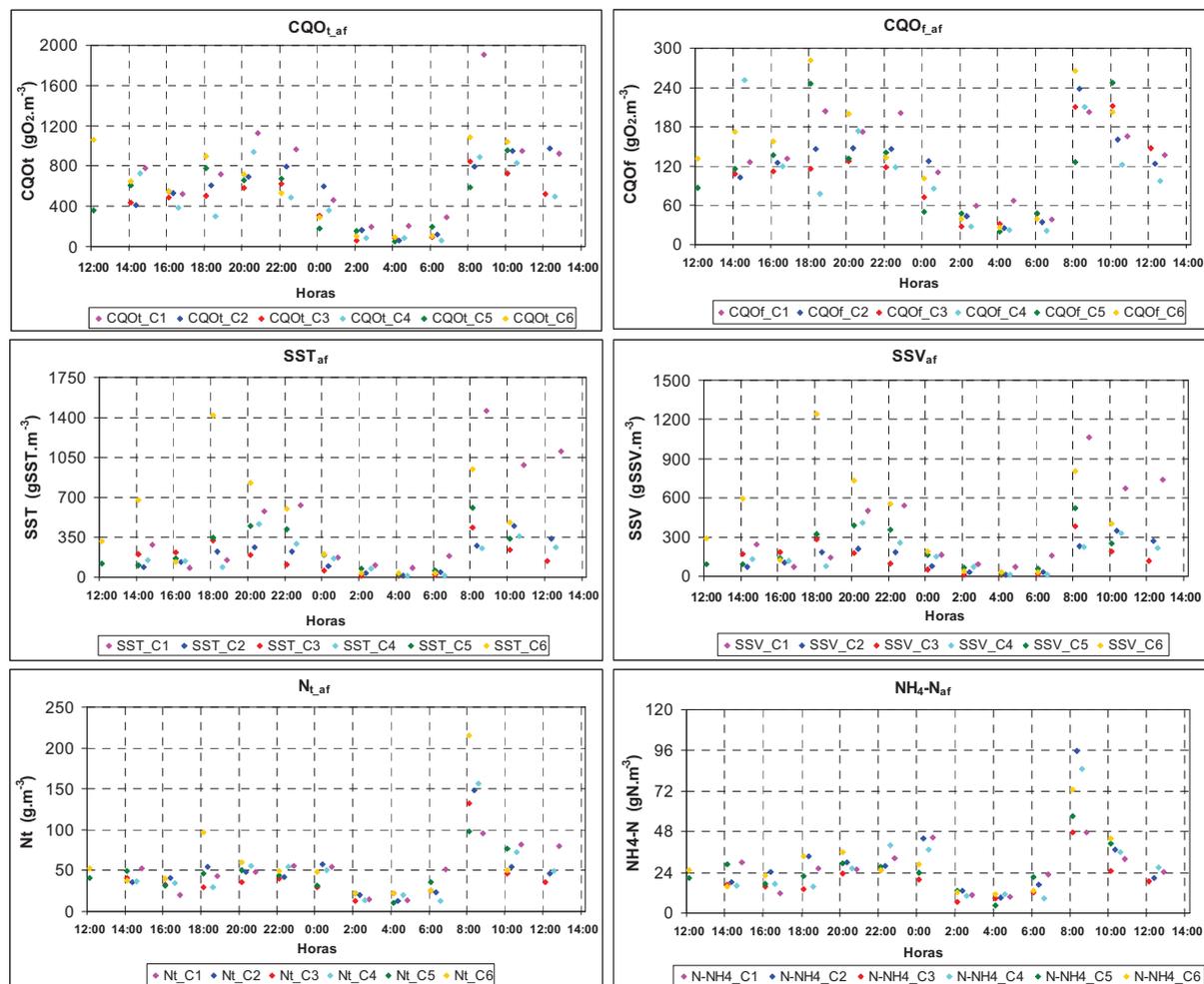
Fase	Entradas do modelo		Pressupostos de funcionamento da ETAR	Objectivos da fase de calibração
	Águas residuais afluentes	Efluente tratado		
1	Valores médios diários de caudal e de CQO (determinações analíticas)	Valores médios diários de caudal e de CQO	Condições médias	<ul style="list-style-type: none"> • Cálculo do valor de f_x para cada campanha (1ª iteração) • Cálculo de valores de parâmetros, com análise de sensibilidade • Cálculo do fraccionamento das águas residuais afluentes, com análise de sensibilidade
2	Valores de caudal e de CQO (determinações analíticas)	Valores de caudal e de CQO (determinações analíticas)	Condições médias	<ul style="list-style-type: none"> • Cálculo do valor de f_x para cada campanha (2ª iteração) • Identificação de valores anómalos
3	Valores de caudal e de CQO (espectrofotométrico)	Valores de caudal e de CQO (determinações analíticas)	Condições dinâmicas	<ul style="list-style-type: none"> • Cálculo do valor de f_x para cada campanha (3ª iteração) • Calibração e validação dinâmica de cada campanha

6.3.2 Informação de base

A informação de base necessária à calibração do modelo de tratamento biológico é apresentada em seguida, designadamente, os resultados da monitorização do funcionamento da ETAR estudada e o conjunto de valores iniciais seleccionados para os parâmetros cinéticos e estequiométricos e para o fraccionamento da carga orgânica nas águas residuais afluentes.

Na secção 4.3.3.1, foram apresentados, em termos gerais, os valores medidos na caracterização analítica de amostras das águas residuais afluentes e do efluente tratado durante as campanhas de monitorização. Para avaliar a adequação da informação obtida em cada campanha à calibração do modelo de tratamento biológico, apresentam-se, na Figura 83 e na Figura 84, os valores de concentração das amostras de águas residuais e de efluente tratado, respectivamente. Para além da CQO total, indicam-se valores da CQO

filtrada, sólidos suspensos totais e voláteis, azoto total e azoto amoniacal. Nestes gráficos, é feita a apresentação repetida do intervalo compreendido entre as 12 e 14 horas. Tal acontece pelo facto da recolha automática de amostras nas diferentes campanhas não ter arrancado sempre na mesma hora. Assim, a recolha feita nesse intervalo foi por vezes a primeira e em outras a última.



Nota: As referências C1 a C6 identificam as campanhas 1 a 6.

Figura 83 – Composição das águas residuais afluentes para as campanhas (indicadas C1 a C6)

Ao longo das campanhas observa-se um padrão diário na variação da composição das águas residuais afluentes (Figura 83). É, deste modo, possível considerar a existência de condições de afluência relativamente constantes, o que facilita, em princípio, os processos de calibração e validação do modelo matemático.

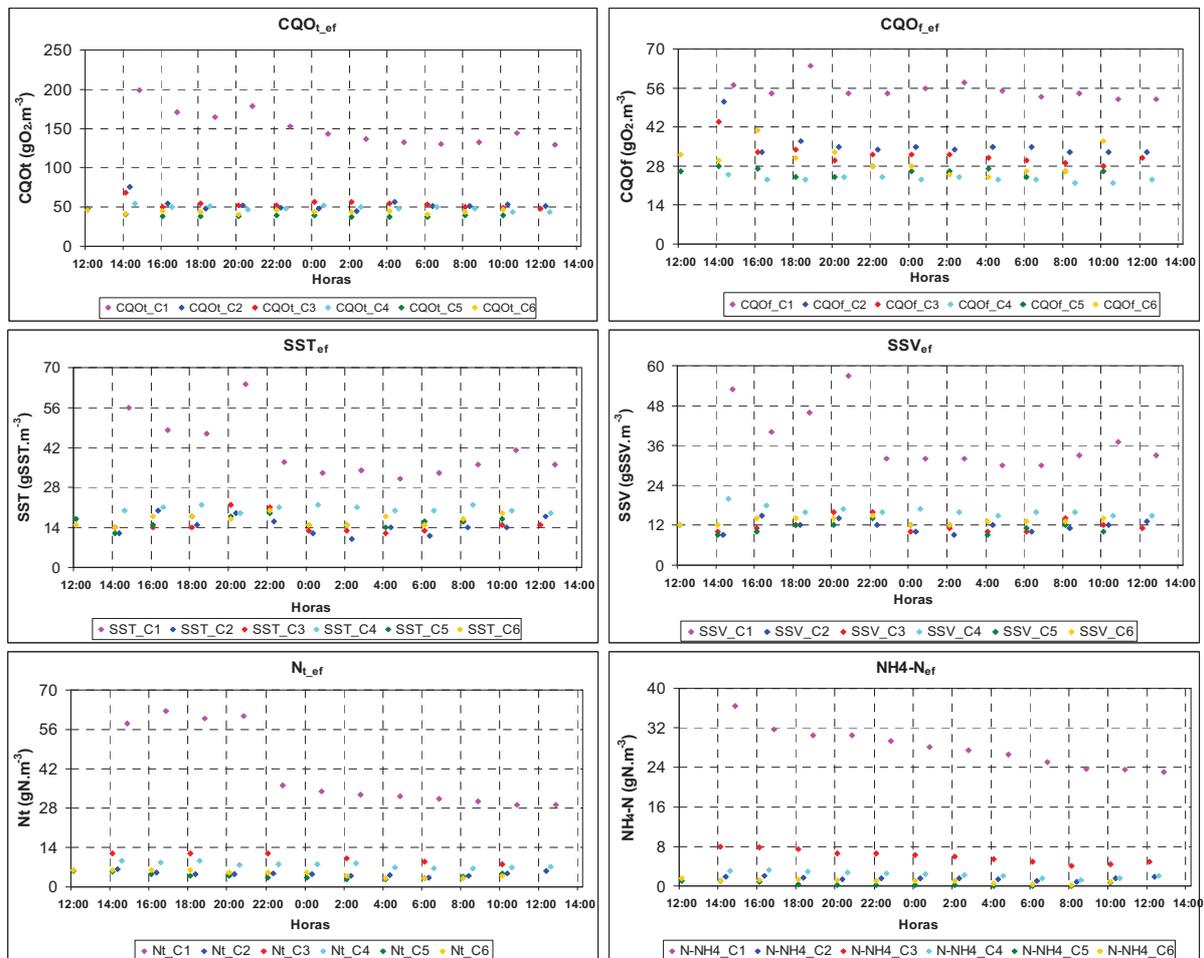
Relativamente à composição apresentada pelo efluente tratado (Figura 84), há a referir o seguinte:

- Como já foi referido, a campanha 1 foi realizada durante um período de desequilíbrio no sistema biológico, com desenvolvimento excessivo de bactérias filamentosas, facto que se reflectiu numa deterioração da qualidade do efluente tratado. Acresce o facto do

modelo ASM1 não descrever o processo de lamas activadas nestas condições de *bulking*.

- Os valores obtidos nas campanhas 2 a 6 apresentaram valores de concentração relativamente constantes e próximos para os seis parâmetros de qualidade, ao longo de cada campanha.

Exclui-se, deste modo, a campanha 1 do processo de calibração do modelo matemático.



Nota: As referências C1 a C6 identificam as campanhas 1 a 6.

Figura 84 – Composição do efluente tratado para as campanhas (indicadas C1 a C6)

No Quadro 38 apresentam-se os valores de caudal e de CQO utilizados na primeira fase da calibração. Como hipótese simplificativa, considerou-se inexistente a fuga de água na comporta de *by-pass* (secção 3.4.2.3). Considerou-se um valor fixo médio para o caudal de extracção de lamas (operação que não foi efectuada durante as campanhas), de modo a introduzir informação relativa à idade de lamas. Assim, utilizou-se o valor calculado para o período entre 8 e 21 de Outubro de 2008 (extracção de lamas durante de 5% do tempo).

Quadro 38 – Valores médios utilizados na Fase 1 da calibração

	Unidades	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
Q_{af}	$m^3.h^{-1}$	3,68	3,75	3,81	3,83	3,45
Q_{lm}	$m^3.h^{-1}$	5,48	5,55	5,61	6,31	5,93
Q_{ef}	$m^3.h^{-1}$	3,48	3,55	3,61	3,63	3,25
Q_{lr}	$m^3.h^{-1}$	4	4	4	4	4
$CQO_{t_{af}}$	$gO_2.m^{-3}$	559	440	470	479	594
$CQO_{t_{ef}}$	$gO_2.m^{-3}$	53	54	49	39	44

Apresentam-se, no Quadro 39 e no Quadro 40, os valores de caudal e de CQO utilizados na segunda fase da calibração, respectivamente.

Os valores de tempo indicados no Quadro 39 e no Quadro 40 correspondem aos momentos de recolha automática de amostras de águas residuais afluentes e de efluente tratado. No capítulo 3, os valores de caudal foram expressos nas unidades do Sistema Internacional (ou seja, $m^3.s^{-1}$). Na aplicação do modelo completo optou-se, no entanto, por expressar os caudais em termos de $m^3.h^{-1}$, aproximando assim às unidades de tempo normalmente consideradas na caracterização do funcionamento de ETAR.

Quadro 39 – Valores de caudal afluente utilizados na Fase 2 da calibração

Horas	Camp2	Horas	Camp3	Horas	Camp4	Horas	Camp5	Horas	Camp6
$Q_{af} (m^3.h^{-1})$									
14:15	4,91	14:00	4,82	14:30	5,20	12:00	4,73	12:00	4,24
16:15	4,20	16:00	3,87	16:30	4,10	14:00	4,26	14:00	3,49
18:15	3,98	18:00	4,02	18:30	3,87	16:00	4,04	16:00	3,91
20:15	5,03	20:00	4,83	20:30	4,97	18:00	4,85	18:00	4,56
22:15	4,34	22:00	4,55	22:30	4,56	20:00	4,64	20:00	3,90
0:15	3,14	0:00	3,51	0:30	3,27	22:00	3,27	22:00	2,88
2:15	2,19	2:00	2,55	2:30	2,46	0:00	2,68	0:00	2,29
4:15	1,96	4:00	2,23	4:30	2,43	2:00	2,40	2:00	2,00
6:15	1,96	6:00	2,27	6:30	2,37	4:00	2,46	4:00	2,00
8:15	3,93	8:00	3,34	8:30	3,80	6:00	3,73	6:00	3,32
10:15	4,34	10:00	4,75	10:30	4,59	8:00	4,39	8:00	4,48
12:15	4,23	12:00	4,24	12:30	4,15	10:00	4,46	10:00	4,32

Quadro 40 – Valores de CQO total utilizados na Fase 2 da calibração

Horas	Camp2	Horas	Camp3	Horas	Camp4	Horas	Camp5	Horas	Camp6
CQO_{t,af} (gO₂.m⁻³)									
14:15	414	14:00	438	14:30	728	12:00	362	12:00	1060
16:15	533	16:00	486	16:30	388	14:00	606	14:00	650
18:15	611	18:00	506	18:30	296	16:00	544	16:00	551
20:15	692	20:00	583	20:30	941	18:00	776	18:00	894
22:15	793	22:00	620	22:30	484	20:00	660	20:00	714
0:15	600	0:00	304	0:30	359	22:00	672	22:00	532
2:15	165	2:00	62	2:30	88	0:00	183	0:00	293
4:15	60	4:00	85	4:30	86	2:00	154	2:00	104
6:15	120	6:00	94	6:30	57	4:00	54	4:00	92
8:15	796	8:00	845	8:30	889	6:00	197	6:00	103
10:15	948	10:00	730	10:30	827	8:00	590	8:00	1082
12:15	974	12:00	524	12:30	497	10:00	954	10:00	1047
CQO_{t,ef} (gO₂.m⁻³)									
14:15	76	14:00	68	14:30	54	12:00	48	12:00	46
16:15	55	16:00	50	16:30	50	14:00	41	14:00	42
18:15	48	18:00	54	18:30	51	16:00	38	16:00	45
20:15	52	20:00	52	20:30	47	18:00	38	18:00	44
22:15	49	22:00	52	22:30	48	20:00	38	20:00	41
0:15	48	0:00	57	0:30	52	22:00	40	22:00	46
2:15	45	2:00	57	2:30	50	0:00	40	0:00	44
4:15	57	4:00	55	4:30	48	2:00	37	2:00	44
6:15	51	6:00	53	6:30	50	4:00	37	4:00	45
8:15	51	8:00	50	8:30	48	6:00	37	6:00	41
10:15	53	10:00	49	10:30	44	8:00	40	8:00	44
12:15	51	12:00	48	12:30	44	10:00	39	10:00	47

No Quadro 41 apresenta-se informação relativa às condições de operação da ETAR observadas ou medidas nas diferentes campanhas de monitorização. Os valores apresentados para as variáveis relativas à activação dos sistemas de arejamento e de recirculação e extracção de lamas correspondem ao tempo de funcionamento médio diário. A atribuição de um valor para o caudal de extracção de lamas é feita apenas na Fase 1 do processo de calibração.

Quadro 41 – Condições médias de operação da ETAR durante o trabalho experimental

	Unidades	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
k_{La}	h^{-1}	2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
vm_1	adimensional	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31
vm_2	adimensional	0,50	0,50	0,50	0,67	0,67
vm_3	adimensional	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
η_{DS}	adimensional	0,994	0,994	0,994	0,994	0,994

6.3.3 Fase 1 do processo de calibração do modelo de tratamento biológico

6.3.3.1 Procedimento

Na Fase 1, é obtida uma estimativa para os valores dos parâmetros do modelo de tratamento biológico utilizando o modelo completo em estado estacionário, ou seja, um hipotético regime de funcionamento em condições médias. A metodologia adotada nesta fase é apresentada, de modo esquemático, na Figura 85.

Para a resolução do sistema de equações que integram o modelo matemático utilizou-se a *toolbox* GLOBALOPTIM do Matlab™. O *solver* empregue foi o *lsqnonlin*, o qual permite a resolução de problemas não-lineares de mínimos quadrados.

O critério de paragem do processo de calibração consistiu na minimização da diferença entre os valores médios medidos e simulados de concentração de CQO total no efluente tratado.

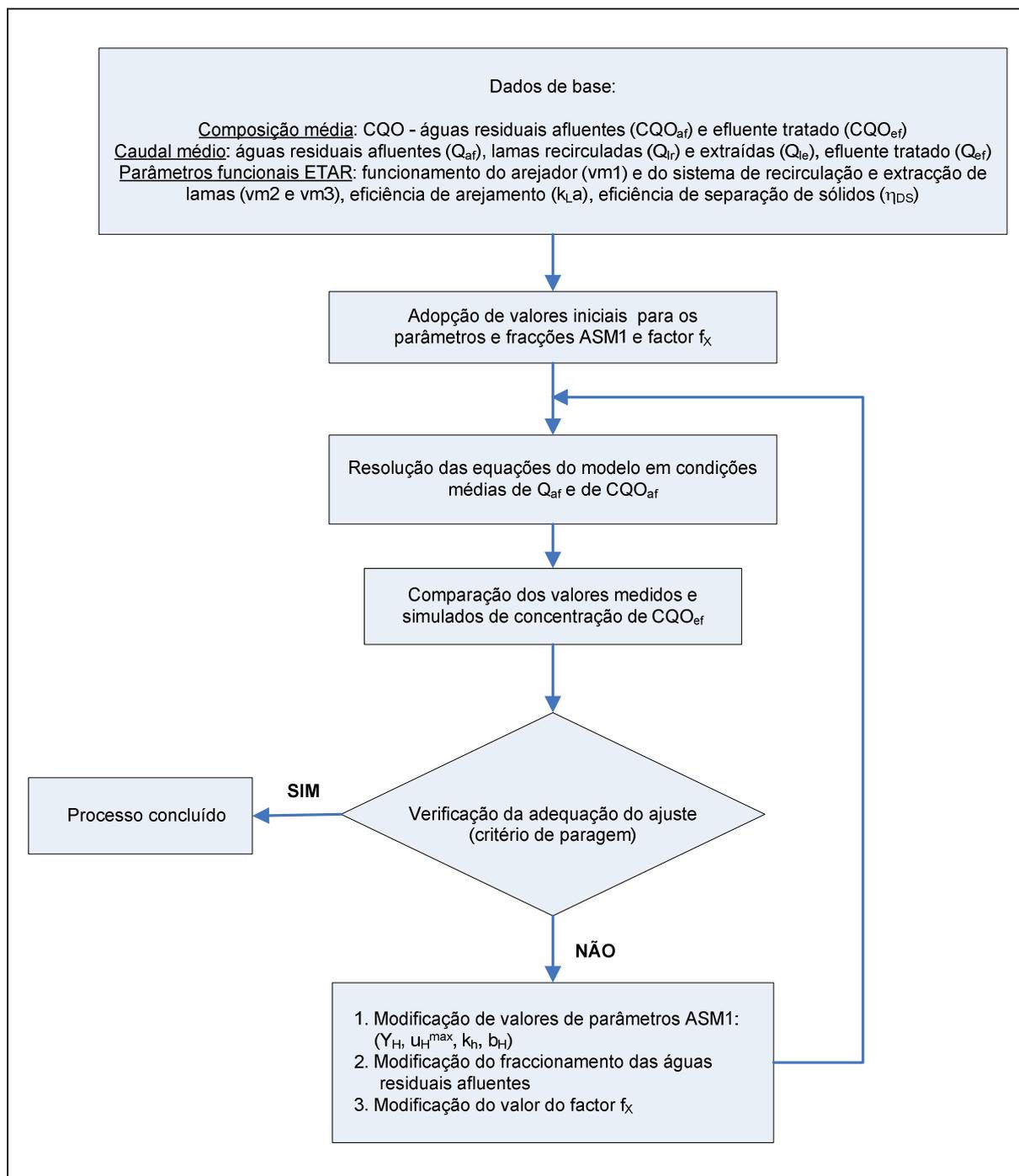


Figura 85 – Diagrama da metodologia para a estimativa de parâmetros (Fase 1)

6.3.3.2 Valores iniciais

A utilização do modelo requer a atribuição de valores iniciais aos parâmetros do modelo completo, incluindo o fraccionamento da carga orgânica das águas residuais afluentes. Vários parâmetros podem ser obtidos previamente, quer a partir de ensaios respirométricos (secção 4.3.4), quer retirados da bibliografia consultada.

No Quadro 42 indicam-se, a negrito, os valores seleccionados para iniciar o processo de calibração do modelo.

Quadro 42 – Valores iniciais (indicativos e seleccionados) dos parâmetros do modelo ASM1

Sím-bolo	Unidades	Ensaio respir.	Henze et al., 1987 (para 20° C)	Kappeler e Gujer, 1992	Almeida, 1999	Petersen, 2000	Sperandio, 2000	Marquot, 2006	Selecc- ção
Parâmetros estequiométricos									
Y_H	$g(CQO^{XH}).g(CQO^{SS})^{-1}$	0,58	0,67	--	0,57	--	--	--	0,58
f_P	adimensional	--	0,08	--	--	--	--	--	0,08
Parâmetros cinéticos									
μ_H^{max}	d^{-1}	6,7	6,0	1 – 8	6,3	2,8	3,5	--	6,7
K_S	$g(CQO).m^{-3}$	--	20,0	2,5 – 4,0	--	15,0	0,2	--	20,0
K_O	$g(O_2).m^{-3}$	--	0,20	--	--	0,50	--	0,05	0,20
b_H	d^{-1}	--	0,62	--	--	0,5	--	0,3	0,62
k_h	$g(CQO^{XS}).[g(CQO^{XH}).d]^{-1}$	8,0	3,0	4 – 5	3,5	--	3,2	2,3	3
K_X	$g(CQO^{XS}).g(CQO^{XH})^{-1}$	--	0,03	--	--	--	--	--	0,03

Apresentam-se, no Quadro 43, os valores de fraccionamento da carga orgânica das águas residuais afluentes determinados a partir dos ensaios respirométricos (secção 4.3.4) e retirados da bibliografia consultada.

As fracções orgânicas inertes não são utilizadas no crescimento da biomassa, pelo que o seu valor não pode ser calculado a partir dos resultados dos ensaios respirométricos. A fracção $S_{I_{af}}$ foi calculada de acordo com Henze (1992), porque se trata de ETAR de arejamento prolongado. Considera-se, assim, que a concentração de S_I na afluência é igual à diferença entre os teores de CQO e a CBO_5 da fracção filtrada das amostras. A fracção $X_{I_{af}}$ corresponde à diferença entre a concentração de CQO total das águas residuais afluentes e os valores das restantes fracções orgânicas, de acordo com a equação 90:

$$X_{I_{af}} = CQO_{t_{af}} - S_{I_{af}} - S_{S_{af}} - X_{S_{af}} - X_{H_{af}} \quad (90)$$

Indicam-se a negrito, no Quadro 43, os valores iniciais seleccionados para as diferentes fracções da carga orgânica das águas residuais afluentes.

Quadro 43 – Valores iniciais (indicativos e seleccionados) atribuídos ao fraccionamento orgânico

Símbolo	Unidades	Ensaio respirométricos	Henze et al., 1987	Kappeler e Gujer, 1992	Henze et al., 1995	Almeida, 1999	Seleccção
S_{S_af}	% (sobre CQO total)	1	25	9	12 – 30	23	12
X_{S_af}	% (sobre CQO total)	34	45	58	30 – 60	32	45
X_{H_af}	% (sobre CQO total)	3	--	12	5 – 15	8	5
		Outras determinações					
S_{I_af}	% (sobre CQO total)	3	10	11	5 - 10	--	3
X_{I_af}	% (sobre CQO total)	--	15	10	10 – 15	--	35

6.3.3.3 Valores obtidos na calibração

A calibração de um modelo matemático deve ser limitada a poucos dos seus parâmetros, cuja selecção é sustentada no efeito que apresenta a alteração do valor destes parâmetros no ajuste entre valores calculados e valores medidos (Gujer, 2006). Os parâmetros seleccionados para a calibração do modelo de tratamento biológico em condições médias de afluência (Fase 1) são os seguintes:

- Rendimento heterotrófico (Y_H), taxa de decaimento da biomassa heterotrófica (b_H) e taxa específica máxima de hidrólise (k_h). Dado que o sistema modelado é de arejamento prolongado, é expectável que dependa em maior grau de processos mais lentos (decaimento e hidrólise).
- Taxa específica máxima de crescimento heterotrófico (μ_H^{\max}), como o parâmetro associado ao comportamento no curto prazo do processo de tratamento.

Os resultados obtidos na estimativa dos valores destes parâmetros do modelo de tratamento biológico são apresentados no Quadro 44. Estes valores são comuns para as cinco campanhas de monitorização, tal como os valores de fraccionamento das águas residuais afluentes (Quadro 44).

Quadro 44 – Parâmetros estimados para condições médias de afluência (Fase 1)

Símbolo	Unidades	Valor inicial	Valor estimado (Fase 1)
Y_H	$g(CQO^{XH}).g(CQO^{SS})^{-1}$	0,58	0,68
b_H	d^{-1}	0,62	0,5
k_h	$g(CQO^{XS}).[g(CQO^{XH}).d]^{-1}$	3	0,7
μ_H^{\max}	d^{-1}	6,7	6,7

De acordo com o Quadro 44, o processo de calibração resultou numa alteração importante

no valor da taxa específica máxima de hidrólise, relativamente ao seu valor inicial atribuído, enquanto os restantes parâmetros apresentaram variações menos expressivas ou mesmo nulas. Verifica-se que o valor estimado de k_h é inferior à gama de valores de bibliografia, designadamente ao valor indicado por Henze *et al.* (1987) para sistemas de lamas activadas a funcionar a uma temperatura de 10° C ($1 \text{ g(CQO}^{XS}) \cdot [\text{g(CQO}^{XH}) \cdot \text{d}]^{-1}$). Considera-se, como hipótese explicativa, que características específicas da matéria orgânica lentamente biodegradável afluente à ETAR estudada poderão contribuir para um valor muito baixo da sua velocidade de degradação.

O valor estimado da taxa de decaimento da biomassa heterotrófica também é baixo, estando, no entanto, dentro da gama encontrada na bibliografia (Quadro 42). O valor estimado do parâmetro de rendimento heterotrófico foi superior seu valor inicial considerado, calculado a partir dos ensaios respirométricos. O valor estimado de Y_H é muito próximo do indicado em Henze *et al.* (1987) na apresentação do modelo ASM1.

A calibração do modelo em condições médias de afluência não resultou numa alteração do da taxa específica máxima de crescimento heterotrófico (μ_H^{max}), mantendo-se o valor inicial calculado a partir dos ensaios respirométricos.

Os valores das fracções de carga orgânica nas águas residuais afluentes, obtidos pela resolução das equações do modelo para condições médias, são apresentados no Quadro 45, sendo este fraccionamento comum às cinco campanhas de monitorização.

Quadro 45 – Fracções de carga orgânica nas águas residuais afluentes para condições médias

Símbolo	Unidades	Valor inicial	Valor estimado
S_{S_af}	% (sobre CQO total)	12	12
X_{S_af}	% (sobre CQO total)	45	50
X_{H_af}	% (sobre CQO total)	5	5
S_{I_af}	% (sobre CQO total)	3	1
X_{I_af}	% (sobre CQO total)	35	32

No decorrer do processo de calibração, verificou-se que a fracção particulada do substrato lentamente biodegradável (factor f_x) deveria ter valores diferentes em cada campanha, para que as restantes estimativas (Quadro 44 e Quadro 45) resultassem em valores iguais para as cinco campanhas. Apresentam-se, no Quadro 46, os valores assim estimados, para cada uma das campanhas de monitorização, correspondentes aos valores calibrados dos parâmetros (Quadro 43) e fracções (Quadro 44) do modelo ASM1.

Quadro 46 – Valores de f_x estimados na Fase 1 de calibração

	Unidades	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
f_x	%	93	87	92	97	97

Este procedimento justifica-se dado que o factor f_x tem uma relação directa com características das águas residuais, que provavelmente variam de campanha para campanha, mas que poderão ser admitidas como estáveis dentro do período de uma campanha.

Tal como referido na secção 6.3.2, considerou-se um valor fixo para o caudal de extracção de lamas (5% do tempo de operação). Apresentam-se, no Quadro 47, os valores assim obtidos para a idade de lamas nas diferentes campanhas de monitorização (equação 86).

Quadro 47 – Idade de lamas estimada na Fase 1 da calibração

	Unidades	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
IL	d	18,6	18,3	18,1	21,4	22,9

De acordo com Henze *et al.* (1987), os valores iniciais das variáveis de estado do modelo ASM1 podem ser obtidos a partir da resolução do modelo em condições de funcionamento equiparáveis ao estado estacionário. Apresentam-se, no Quadro 48, os valores determinados para as variáveis de estado na Fase 1 do processo de calibração. Estes valores serão utilizados como valores iniciais das fases subsequentes da calibração. São também apresentados os valores de concentração, medido e estimado, do efluente tratado.

Quadro 48 – Valores obtidos para as variáveis de estado na Fase 1 da calibração

ID	Unidades	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
h_{TA}	m	0,014	0,014	0,014	0,015	0,014
h_{DS}	m	0,015	0,015	0,015	0,014	0,014
S_{I_lm}	gO ₂ .m ⁻³	5,59	4,40	4,70	4,79	5,94
S_{S_lm}	gO ₂ .m ⁻³	2,05	2,11	2,33	1,91	2,06
X_{I_lm}	gO ₂ .m ⁻³	1356	1071	1149	1399	1675
X_{S_lm}	gO ₂ .m ⁻³	389	257	333	366	382
X_{H_lm}	gO ₂ .m ⁻³	295	233	251	285	332
S_{O_lm}	gO ₂ .m ⁻³	1,07	0,91	0,60	1,59	0,98
X_{CQO_ef}	gO ₂ .m ⁻³	19	14	16	21	26
CQO_{t_ef} medido (valor médio)	gO ₂ .m ⁻³	53	54	49	39	44
CQO_{t_ef} estimado	gO ₂ .m ⁻³	54	55	50	39	46

6.3.3.4 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade é um procedimento útil na análise das características de um

modelo matemático, na medida em que permite aferir o efeito da variação de um determinado parâmetro na resposta do modelo.

Na estimativa do valor de quatro parâmetros ASM1 e do fraccionamento da carga orgânica nas águas residuais afluentes obtidos na Fase 1, verificou-se que a solução do modelo para condições médias de afluência conduziu a alterações (em relação aos valores iniciais atribuídos) mais significativas nos parâmetros k_h e b_H , assim como nos valores de algumas fracções da carga orgânica. Foi, portanto, pesquisado o efeito da variação destes elementos na resposta do modelo matemático. Decidiu-se, também, atribuir valores fixos aos parâmetros μ_H^{\max} e Y_H , uma vez que, no primeiro caso, não houve uma modificação do valor estabelecido inicialmente e, no segundo caso, o valor obtido é muito próximo do indicado na bibliografia. Esta decisão tem como objectivo limitar o número de parâmetros envolvidos no processo de calibração do modelo matemático, tal como recomendado em Sin *et al.* (2005).

Assim, no presente estudo, foi realizada uma análise de sensibilidade a dois parâmetros do modelo ASM1 e ao fraccionamento da carga orgânica nas águas residuais afluentes. No primeiro caso, fez-se variar, em mais e menos 10% e 20%, os valores obtidos na Fase 1 da calibração (Quadro 44) para os parâmetros k_h e b_H . No segundo caso, optou-se por testar unicamente as variações das fracções relativas ao material particulado inerte (X_I) e ao substrato lentamente biodegradável (X_S), indicando-se na Figura 86 as combinações utilizadas tendo por base os valores apresentados no Quadro 44.

Na análise de sensibilidade realizada, cada parâmetro do modelo ASM1 foi modificado individualmente, sendo os outros mantidos inalterados. A modificação do valor das fracções X_I e X_S foi feita em simultâneo, de modo a manter-se inalterado o valor de CQO total das águas residuais afluentes (Figura 86).

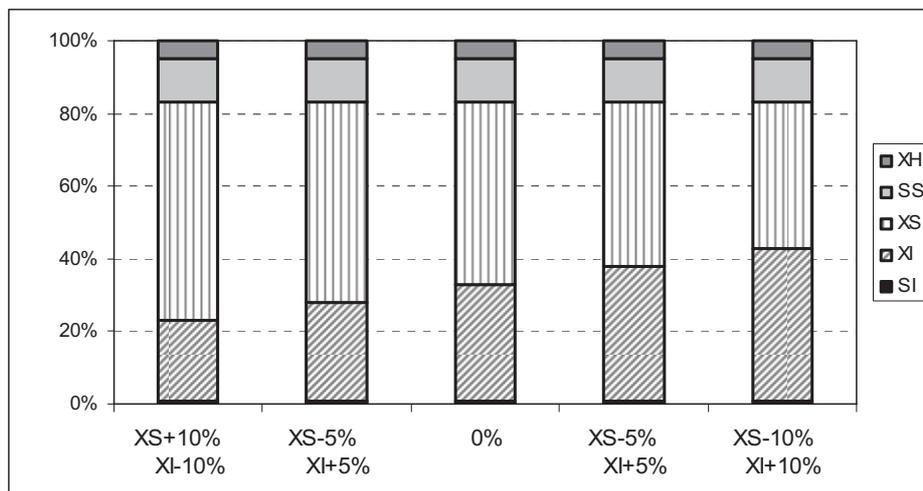


Figura 86 – Valores de fraccionamento da carga orgânica afluente

Na Figura 87 apresenta-se a resposta do modelo matemático, em termos das variáveis de estado não conservativas (*i.e.*, X_I , S_S , X_S , X_H , S_O) e da concentração de CQO no efluente tratado, face as alterações dos valores dos parâmetros k_h e b_H . Os resultados apresentados

referem-se à campanha 5. A análise de sensibilidade realizada com os dados das restantes campanhas registou resultados muito idênticos a estes.

Os gráficos apresentados na Figura 87 reflectem uma sensibilidade elevada do modelo matemático aos parâmetros seleccionados para calibração. O parâmetro que apresenta maior influência nos resultados do modelo é a taxa específica máxima de hidrólise (k_h). De facto, é possível observar uma variação superior a 3000% na estimativa da concentração da variável S_{s_lm} em resposta a um incremento de 10% no parâmetro k_h . O parâmetro b_H também apresenta um efeito importante nos resultados de simulação.

A alteração da resposta do modelo reflecte-se essencialmente nos valores de concentração de substratos rápida e lentamente biodegradável (S_S e X_S , respectivamente).

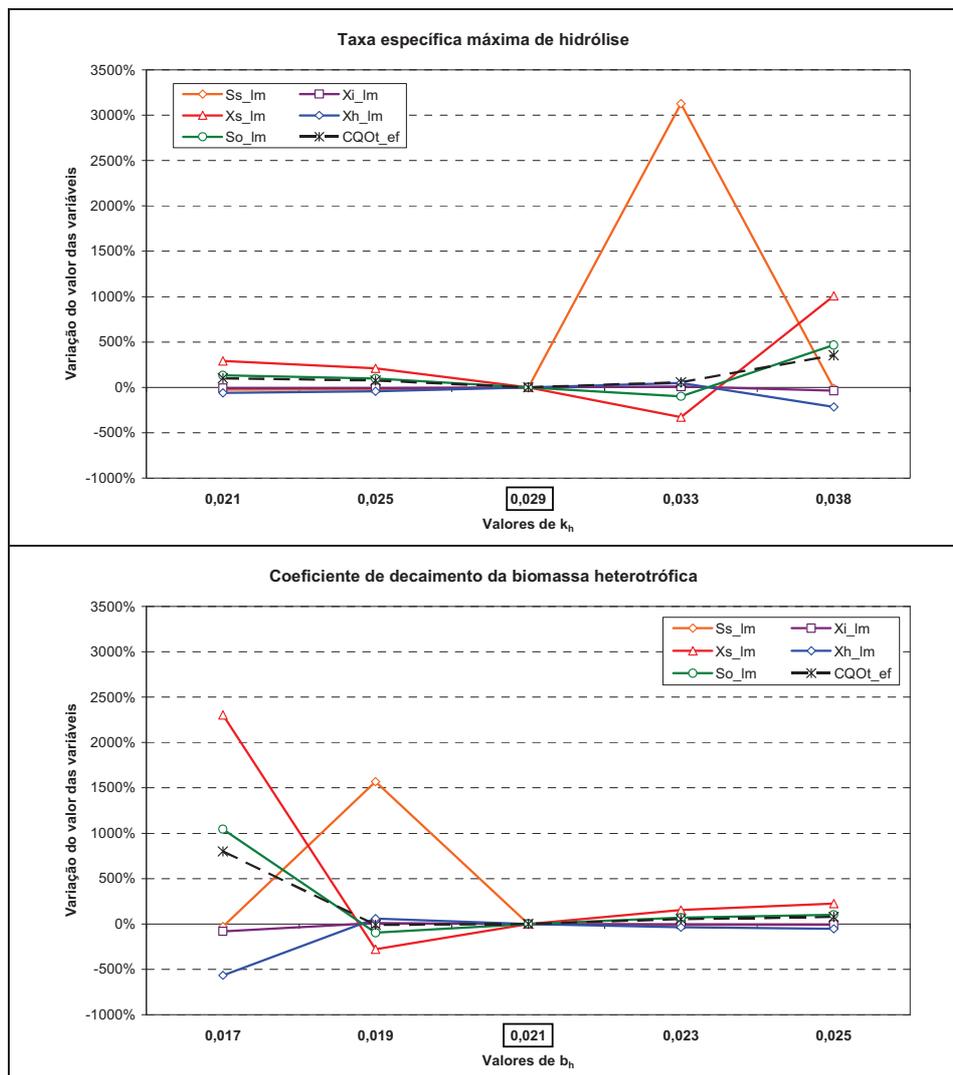


Figura 87 – Análise de sensibilidade aos valores de parâmetros ASM1

Na Figura 88 apresenta-se a variação dos valores das variáveis de estado não conservativas e da concentração de CQO do efluente tratado previstas pelo modelo, em resposta à modificação do fraccionamento da carga orgânica nas águas residuais afluentes.

De modo idêntico ao realizado na análise de sensibilidade aos parâmetros ASM1, os resultados apresentados referem-se apenas à campanha 5, representativa das restantes campanhas.

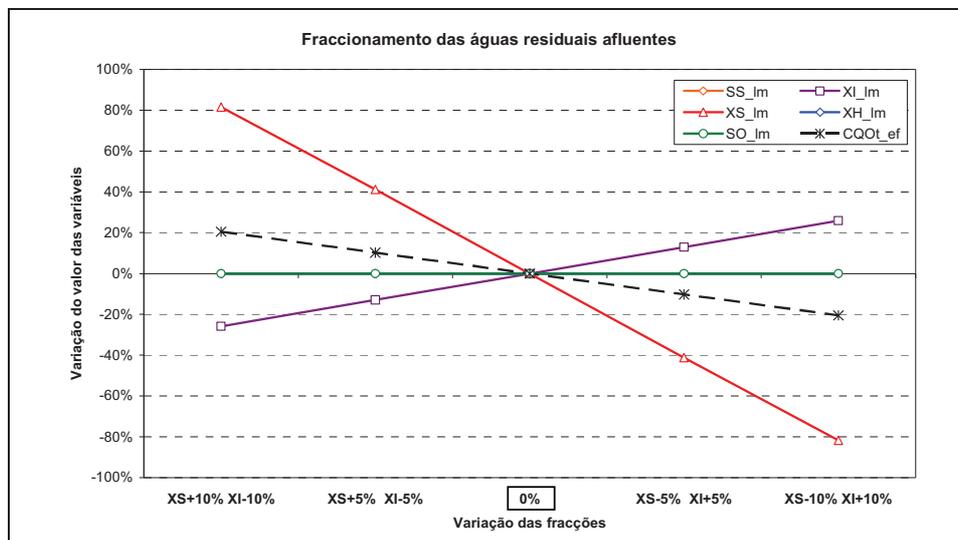


Figura 88 – Análise de sensibilidade ao fracionamento da carga orgânica afluentes

De acordo com a Figura 88, é possível concluir que os resultados da estimativa do modelo foram sensíveis às alterações no fracionamento da carga orgânica afluenta, ainda que de um modo menos expressivo que o registado para a variação dos valores dos parâmetros ASM1.

Tendo sido igual a variação imposta às variáveis $X_{S_{af}}$ e $X_{I_{af}}$, a resposta do modelo foi mais sensível em termos da simulação da concentração de substrato lentamente biodegradável ($X_{S_{lm}}$). A consideração de uma fracção não particulada associada à variável X_S leva a que a variação na sua concentração na afluência possa ter efeitos mais notórios nas características do efluente tratado, designadamente em termos da CQO. A variável $X_{I_{lm}}$ apresentou, ainda assim, alguma sensibilidade à variação do fracionamento da carga orgânica afluenta. As restantes três variáveis de estado (*i.e.*, S_S , X_H , S_O) mostraram-se insensíveis a estas alterações nas características da afluência à ETAR.

6.3.4 Fase 2 do processo de calibração do modelo de tratamento biológico

A segunda fase do processo de calibração consiste na estimativa dos parâmetros do modelo de tratamento biológico, tendo como valores iniciais os valores obtidos na Fase 1 para cada campanha. Tendo por base os valores de CQO, medidos com uma periodicidade de 2 horas e referentes às amostras de águas residuais afluentes, foi feito o ajuste dos valores correspondentes de CQO estimados para o efluente tratado e os medidos nas amostras colhidas com a frequência de 2 horas em cada campanha.

A metodologia adoptada na Fase 2 é apresentada, de modo esquemático, na Figura 89.

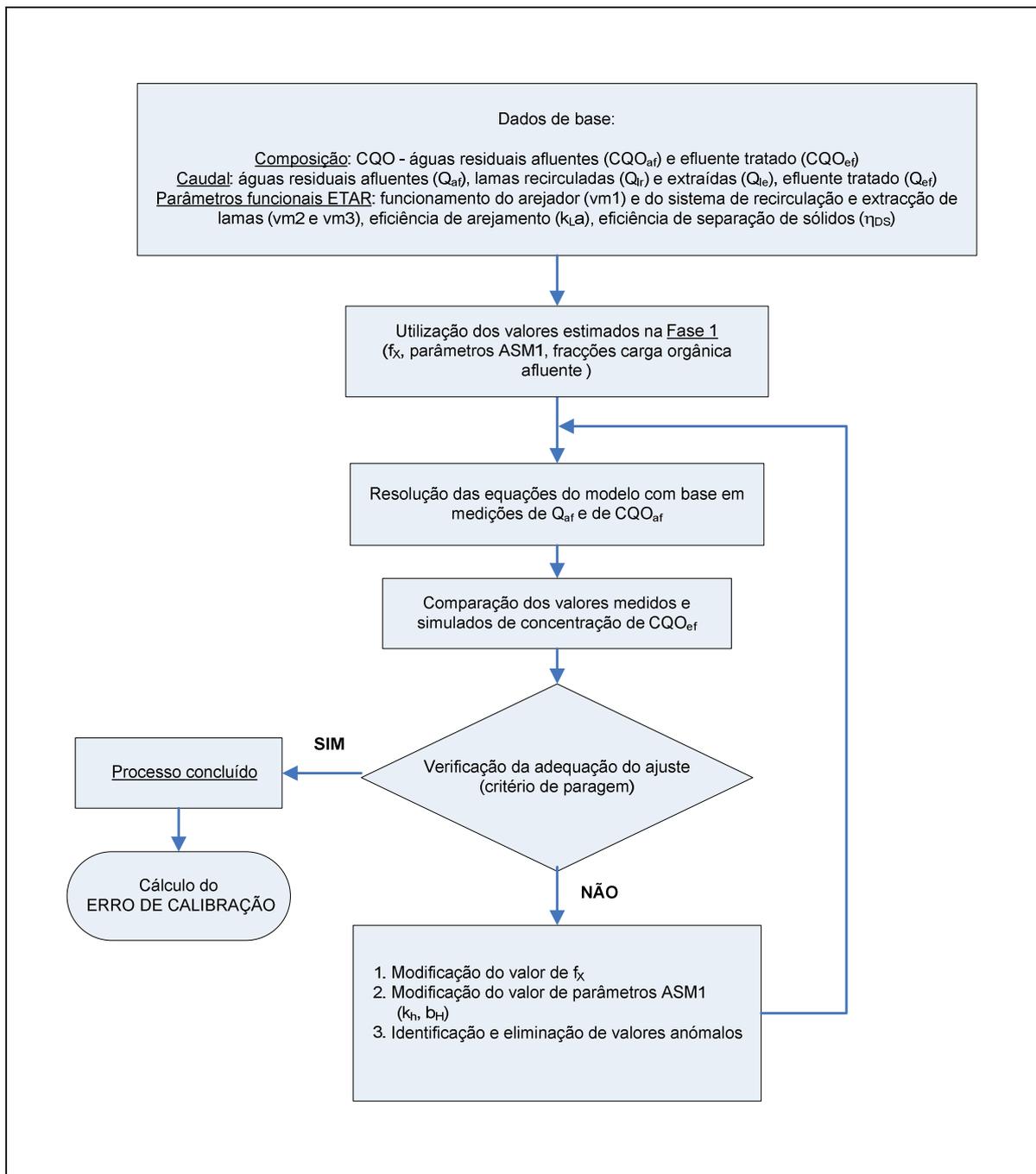


Figura 89 – Diagrama da metodologia para a estimativa de parâmetros (Fase 2)

Na Fase 2 é feito o ajuste dos valores dos parâmetros para cada campanha de monitorização, com utilização da ferramenta *solver* do Excel. O critério aplicado para o ajuste do modelo matemático consistiu na minimização do erro de calibração e_{c_CQOt} (equação 91) associado à estimativa de valores de concentração de CQO total no efluente tratado.

$$e_{c_CQOt} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [CQO_{t_ef(i)} - \hat{CQO}_{t_ef(i)}]^2}{n}} \quad (91)$$

em que:

- e_{c_CQOt} erro de calibração de CQO total ($g.m^{-3}$)
- $CQO_{t_ef(i)}$ valor de CQO total medido na amostra i de efluente tratado ($g.m^{-3}$);
- $\hat{CQO}_{t_ef(i)}$ valor de CQO total estimado para o efluente tratado no momento correspondente à recolha da amostra i ($g.m^{-3}$);
- n número total de amostras de efluente tratado.

Os valores iniciais dos parâmetros e do fraccionamento da carga orgânica afluyente são os resultantes da Fase 1 do processo de calibração, estando indicados nos Quadro 44 e 45.

A realização da identificação dos valores dos parâmetros com base nos pares de valores medidos de CQO permitiu também a identificação de valores anómalos e sua exclusão. Na identificação de valores anómalos, utilizou-se como critério de selecção o desvio determinado entre os valores simulados e medidos de CQO no efluente tratado. Considerou-se anómalo o desvio que se apresentasse com, pelo menos, uma ordem de grandeza de diferença relativamente aos valores registados com maior frequência na série relativa à campanha em análise.

Apresenta-se, seguidamente, os valores medidos de CQO, em amostras de efluente tratado consideradas anómalas.:

- Campanha 2 – amostra colhida às 14h15m, concentração igual a $76 gO_2.m^{-3}$.
- Campanha 3 – amostra colhida às 14h, concentração igual a $68 gO_2.m^{-3}$.
- Campanha 5 – amostra colhida às 12h, concentração igual a $48 gO_2.m^{-3}$.

Apresentam-se, no Quadro 49 e no Quadro 50, os valores de f_x e dos parâmetros ASM1 obtidos na Fase 2. Nesta fase do processo de calibração do modelo de tratamento biológico os valores são indicados em horas como unidade de tempo. Indica-se ainda, no Quadro 50, o número de valores anómalos e o erro associado à calibração das diferentes campanhas de monitorização. Indica-se, também, o valor médio, o desvio padrão e o desvio padrão normalizado (grandeza dada pela razão entre o desvio padrão e a média aritmética) de cada um destes parâmetros.

Quadro 49 – Valores de f_x estimados nas fases 1 e 2 da calibração

f_x	Unidades	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
Fase 1	%	93	87	92	97	97
Fase 2	%	93,77	87,70	94,30	97,04	95,52

Quadro 50 – Valores de parâmetros obtidos para cada campanha (Fase 2)

Campanha	k_h	b_H	Número de anómalos	CQO das amostras de efluente	E_{c_cqq}
Unidades	$g(CQO^{XS}).[g(CQO^{XH}).h]^{-1}$	h^{-1}	--	$g(O_2).m^{-3}$	$g(O_2).m^{-3}$
Camp2	0,0267	0,0209	1	45 - 57	3
Camp3	0,1077	0,0312	1	48 - 57	3
Camp4	0,0036	0,0196	0	44 - 54	3
Camp5	0,0662	0,0220	1	37 - 41	1
Camp6	0,0091	0,0201	0	41 - 47	2
Média	0,0427	0,0228	--	--	--
Desvio padrão	0,0439	0,0048	--	--	--
Desvio padrão normalizado	103%	21%	--	--	--

Relativamente aos valores obtidos na Fase 2 do processo de calibração, há a referir os seguintes aspectos:

- Os valores de f_x apresentam-se bastante próximos dos obtidos na Fase 1, com excepção das campanhas 4 e 6, nas quais se verificou um desvio ligeiro.
- Os valores dos parâmetros cinéticos apresentam comportamentos diferenciados. A taxa específica máxima de hidrólise (k_h) é o parâmetro que apresenta maior variação entre campanhas de monitorização. A taxa de decaimento da biomassa heterotrófica (b_H) apresenta valores bastante próximos nas diferentes campanhas, com excepção da campanha 3, na qual se verifica o valor mais elevado ($0,031 h^{-1}$), o que também sucedeu com o parâmetro k_h , designadamente, $0,108 g(CQO^{XS}).[g(CQO^{XH}).h]^{-1}$.
- O valor médio obtido para o parâmetro k_h é cerca de 40 % superior ao valor estimado na Fase 1 (0,029, nas mesmas unidades). Este aumento é menos expressivo no caso do parâmetro b_H , sendo cerca de 8 % superior ao valor da Fase 1.
- As campanhas 2, 3 e 5 apresentam valores anómalos (um por cada). Apesar da aplicação do modelo matemático nas campanhas 4 e 6 ter resultado na obtenção de valores diferenciados nos parâmetros f_x e k_h , relativamente às restantes campanhas, não se identificaram valores passíveis de serem classificados como anómalos.
- O erro de calibração (e_{c_cqq}) apresenta valores bastante próximos na aplicação do modelo matemático na simulação do funcionamento da ETAR nas diferentes campanhas.
- A variabilidade do valor estimado para k_h entre campanhas tem explicação plausível na variabilidade das características da carga orgânica afluente, em particular da sua fracção lentamente biodegradável. Tal circunstância foi anteriormente apontada como base para

a atribuição de valores de f_x diferentes para cada campanha (Quadro 46), na Fase 1 da calibração.

6.4 Síntese conclusiva

Neste capítulo é feita a aplicação do modelo matemático desenvolvido na descrição do funcionamento da ETAR seleccionada como estudo de caso. Apresenta-se a formulação do modelo matemático completo, constituído pelos módulos de comportamento hidrodinâmico, tratamento biológico e separação de sólidos. Apresenta-se também a formulação relativa à avaliação do efeito da temperatura na cinética dos processos biológicos.

É proposto um processo de calibração do modelo de tratamento biológico constituído por três fases, que reflectem o tipo de dados que caracterizam a afluência de águas residuais à ETAR e as condições (estacionárias ou dinâmicas) assumidas para o funcionamento do sistema de tratamento. Na Fase 1 consideram-se os valores médios diários para a concentração das águas residuais afluentes em cada campanha, na Fase 2 inclui-se a caracterização analítica de amostras colhidas com um intervalo de 2 horas e na Fase 3 é utilizada a monitorização espectrofotométrica das águas residuais afluentes com uma periodicidade de registo de 5 minutos. Os valores de caudal afluente utilizados nestas fases são o caudal médio diário, o caudal correspondente ao momento de recolha das amostras de águas residuais e o caudal afluente medido em intervalos de cinco minutos, respectivamente. Nas duas primeiras fases do processo de calibração, o modelo matemático é utilizado considerando-se o funcionamento da ETAR em condições equiparáveis à de um hipotético estado estacionário, enquanto que a calibração do modelo na Fase 3 é feita para condições dinâmicas de funcionamento. O critério aplicado para a calibração do modelo de tratamento biológico é a minimização dos erros entre os valores estimados e medidos de concentração de CQO total no efluente tratado. Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos nas duas primeiras fases de calibração.

Na Fase 1, foi possível estimar, com o método de tentativa e erro, os valores iniciais de parâmetros e fracções da carga orgânica do modelo ASM1 e as condições iniciais do sistema, para a realização posterior de simulações em condições dinâmicas do modelo. Os parâmetros seleccionados para a calibração foram o Y_H ($0,68 \text{ g(CQO}^{XH}) \cdot \text{g(CQO}^{SS})^{-1}$), o b_H ($0,5 \text{ d}^{-1}$), o k_h ($0,7 \text{ g(CQO}^{XS}) \cdot [\text{g(CQO}^{XH}) \cdot \text{d}]^{-1}$) e o μ_H^{\max} ($6,7 \text{ d}^{-1}$). Dos resultados obtidos, salienta-se o facto dos parâmetros k_h e b_H apresentarem valores inferiores ao normalmente encontrado na bibliografia consultada. Foi feita uma análise de sensibilidade aos dois parâmetros que apresentaram maior alteração (k_h e o b_H). A calibração do modelo envolveu o estabelecimento, em cada campanha, de um valor para o factor f_x , através do qual se representa a fracção particulada do substrato lentamente biodegradável. Este factor não é um parâmetro do modelo ASM1, mas sim uma representação de especificidades da afluência à ETAR e apresenta um efeito importante na estimativa de CQO no efluente tratado.

Na Fase 2, a estimativa do valor dos parâmetros em calibração incorporou a informação relativa à variação da composição das águas residuais ao longo das campanhas, considerando intervalos de 2 horas. Limitou-se a calibração do modelo aos parâmetros k_h e b_H , tendo sido utilizado um solver do Excel nos cálculos. A avaliação dos ajustes entre os

valores estimados e medidos referentes às amostras colhidas de efluente tratado permitiu identificar alguns valores anómalos em termos do processo de calibração.

PARTE II

Gestão operacional sustentada de ETAR de pequena dimensão

7. SIMULAÇÃO DO FUNCIONAMENTO DINÂMICO DE ETAR DE PEQUENA DIMENSÃO

7.1 Introdução

Após a apresentação do modelo descritivo do funcionamento de ETAR de pequena dimensão, efectuada nos capítulos anteriores, procede-se agora à aplicação do mesmo na simulação em condições dinâmicas do funcionamento do sistema de tratamento que constitui o estudo de caso. Os objectivos das simulações em condições dinâmicas são de dois tipos. Em primeiro lugar, pretende-se terminar o processo de calibração do modelo de tratamento biológico, concretizando a sua Fase 3. O segundo objectivo estabelecido para estas simulações prende-se com a definição e teste das acções de controlo possíveis de realizar na ETAR estudada, com vista à melhoria do funcionamento do sistema de tratamento.

Na secção 7.2 apresenta-se a calibração do modelo de tratamento biológico em condições dinâmicas e posterior validação para as campanhas 2 a 6, com indicação do procedimento adoptado e uma análise aos resultados obtidos. A Fase 3 do processo de calibração é feita com recurso à ferramenta *solver* do Excel[®]. É realizada a verificação do efeito da temperatura na previsão da concentração em CQO_t no efluente tratado. É, também, verificada a resposta do modelo em termos da estimativa de oxigénio dissolvido no licor misto. Com base nas médias de valores dos parâmetros ASM1 obtidos na Fase 3, é feita a simulação do funcionamento dinâmico da ETAR estudada nas diferentes campanhas na aplicação Matlab/Simulink[®] (secção 7.3). Na secção 7.4, são apresentados e analisados diferentes cenários operacionais, tendo em vista a melhoria do funcionamento da ETAR estudada. Finalmente, na secção 7.5, é feita uma síntese conclusiva.

7.2 Calibração do modelo matemático em condições dinâmicas

7.2.1 Fase 3 do processo de calibração do modelo de tratamento biológico

7.2.1.1 Dados utilizados

A informação obtida em linha e com continuidade temporal é a base da calibração do modelo em condições dinâmicas (Fase 3). A informação empregue nesta calibração incluiu os seguintes itens:

- Valores de caudal de águas residuais afluentes e de efluente tratado (secção 3.4.5).
- Valores de CQO total das águas residuais afluentes, inferidos a partir de espectros de absorção adquiridos com um intervalo de 5 minutos (secção 4.3.2.2).
- Valores de CQO total do efluente tratado, determinados através da caracterização analítica de amostras colhidas a intervalos de duas horas (Quadro 39, secção 6.3.2).
- Valores dos parâmetros ASM1 obtidos na Fase 2 do processo de calibração (Quadro 50, secção 6.3.4).

- Valores do fraccionamento das águas residuais afluentes e das variáveis de estado obtidos na Fase 1 do processo de calibração (Quadros 45 e 48, secção 6.3.3.3).

7.2.1.2 Procedimento

Na Fase 3 optou-se como método numérico para a integração no tempo das equações do modelo matemático da ETAR o método de Euler, com passo de integração fixo para minimização do volume de cálculos, do tempo de cálculo e da propagação dos erros. Procurou-se, assim, a simplicidade de implementação, a rapidez de integração e a estabilidade.

A resolução da função objectivo (*i.e.*, minimização do erro entre os valores estimados e medidos de $CQO_{t_{ef}}$) é feita através da aplicação de um *solver* que minimizou o somatório dos quadrados dos desvios através do ajuste automático dos valores dos parâmetros k_h e b_H . A expressão utilizada no cálculo do erro de calibração de CQO ($e_{c_{CQO}}$) é a equação 91 (secção 6.3.4).

A calibração do modelo de tratamento biológico em condições dinâmicas é completada por uma etapa de validação para cada uma das campanhas. Optou-se pela técnica de validação cruzada, tendo sido criados cinco conjuntos de dados constituídos, cada um, por quatro campanhas de calibração e uma de validação. Realizou-se por cinco vezes a calibração do modelo de tratamento biológico, tendo em vista a sua validação com cada uma das cinco campanhas de monitorização. O erro de validação ($e_{v_{CQO}}$) é calculado através da determinação do ajuste entre os valores medidos e simulados de CQO total relativos ao efluente tratado, de acordo com a equação 91 (secção 6.3.4).

A metodologia adoptada na Fase 3 é apresentada, de modo esquemático, na Figura 90.

A calibração inicia-se com a determinação do valor do factor f_x para cada campanha, considerando no seu cálculo os valores dos parâmetros ASM1 estimados na Fase 2. Apresenta-se, na secção 7.2.1.3, informação adicional sobre o parâmetro f_x .

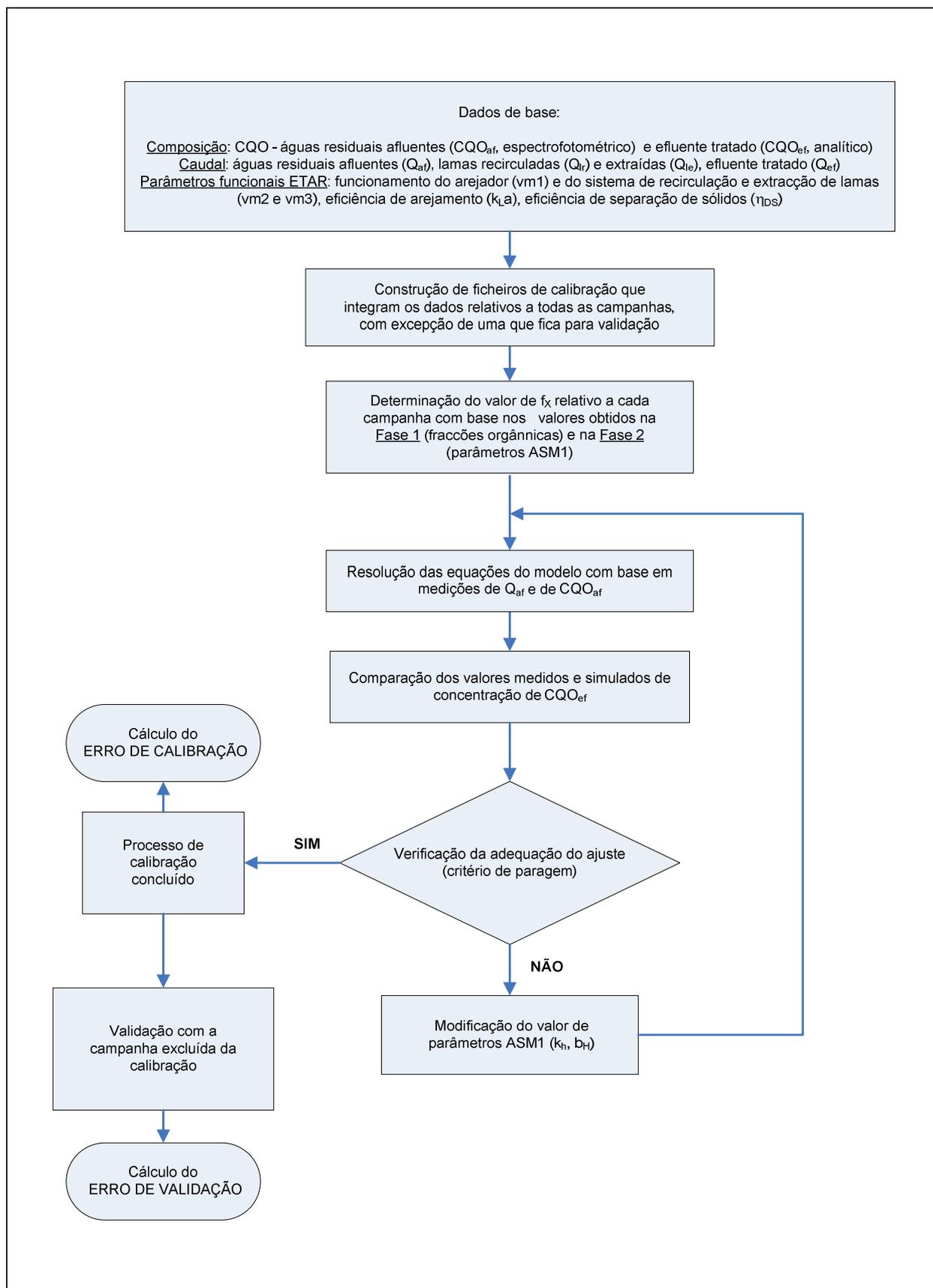


Figura 90 – Diagrama da metodologia para a estimativa de parâmetros (Fase 3)

7.2.1.3 Determinação do valor do parâmetro f_x para cada campanha

O factor f_x permite representar a fracção particulada da variável substrato lentamente biodegradável. No modelo de tratamento biológico, obteve-se para este factor uma gama de valores compreendida entre 85 a 99% do valor estimado de X_{S_lm} .

A estimativa do valor de f_x é feita para cada campanha, de modo a reproduzir a especificidade da afluência de águas residuais observada em cada campanha. No Quadro 51 apresentam-se os valores obtidos no decurso do processo de calibração do modelo matemático.

Quadro 51 – Valores ajustados de f_x nas diferentes fases de calibração

f_x	Unidades	Camp2	Camp3	Camp4	Camp5	Camp6
Fase 1	%	93	87	92	97	97
Fase 2	%	93, 87	88,38	93,63	97,19	97,52
Fase 3	%	93,75	88,09	92,68	97,12	97,31

É possível observar no Quadro 51 que os valores ajustados de f_x não variaram de um modo significativo ao longo do processo de calibração. Como seria expectável as diferenças no valor de f_x verificaram-se entre as campanhas, traduzindo assim a afluência de águas residuais com diferentes características.

Analisou-se o comportamento do modelo matemático em resposta à omissão do parâmetro f_x na sua formulação. Este estudo foi feito com os cinco conjuntos de dados referentes aos grupos de quatro campanhas. Verificou-se então que, quando não se utiliza o parâmetro f_x , o modelo não consegue descrever as descontinuidades observadas nos dados entre as diferentes campanhas (ver Figuras 91 a 95).

A importância da utilização do factor f_x no modelo matemático desenvolvido deriva de características específicas do estudo de caso, designadamente, a presença em quantidade significativa de substrato lentamente biodegradável não particulado e o elevado tempo de retenção das águas residuais no sistema de tratamento. Estas circunstâncias contribuem para a maior relevância do processo de hidrólise no tratamento das águas residuais. Crê-se que esta situação será representativa da afluência e funcionamento de ETAR de pequena dimensão no nosso País. Noutro tipo de ETAR (com menor tempo de retenção hidráulica, por exemplo) e com outros tipos de afluência de águas residuais, a utilização do parâmetro f_x poderá, eventualmente, ser menos determinante.

7.2.2 Resultados da calibração

Apresentam-se, da Figura 91 à Figura 95, os resultados para os valores de CQO total do efluente tratado obtidos na calibração (Fase 3) e validação do modelo matemático em condições dinâmicas.

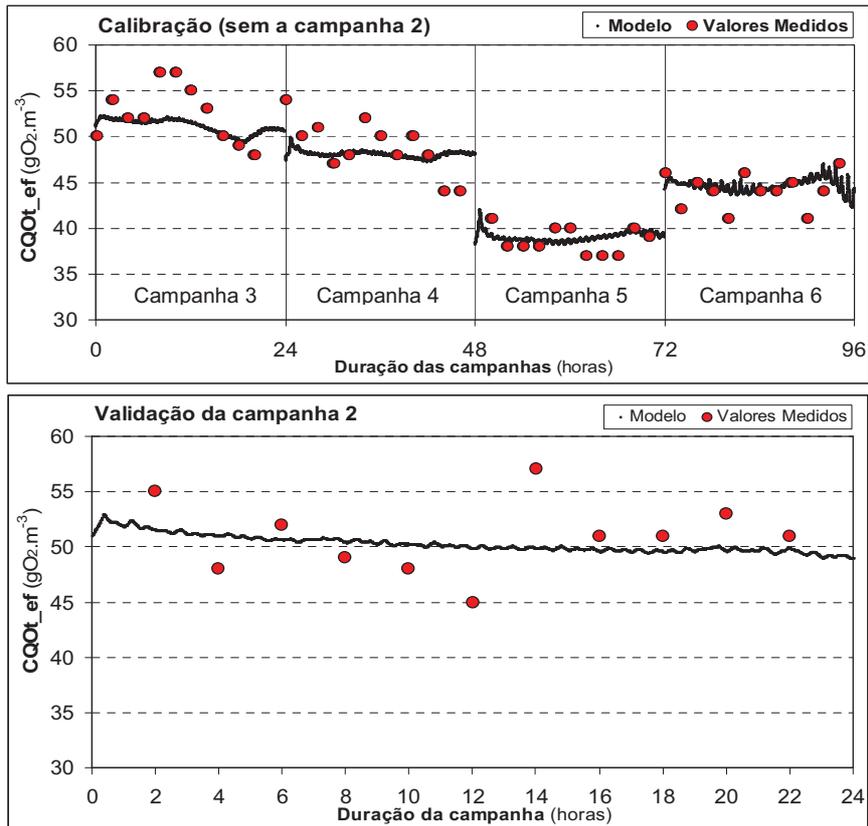


Figura 91 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 2

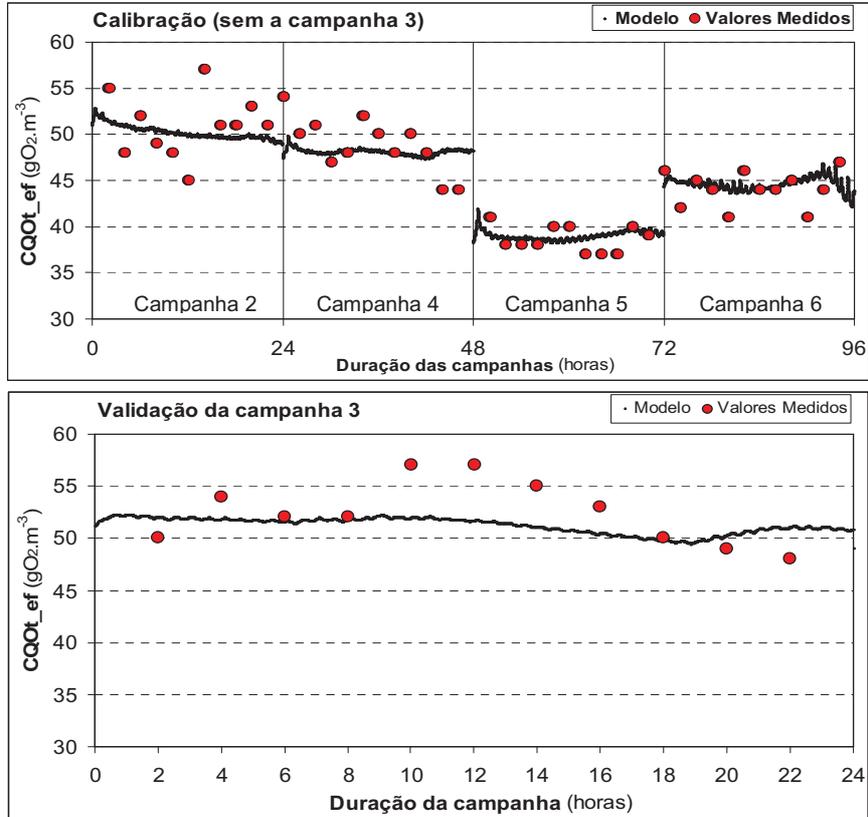


Figura 92 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 3

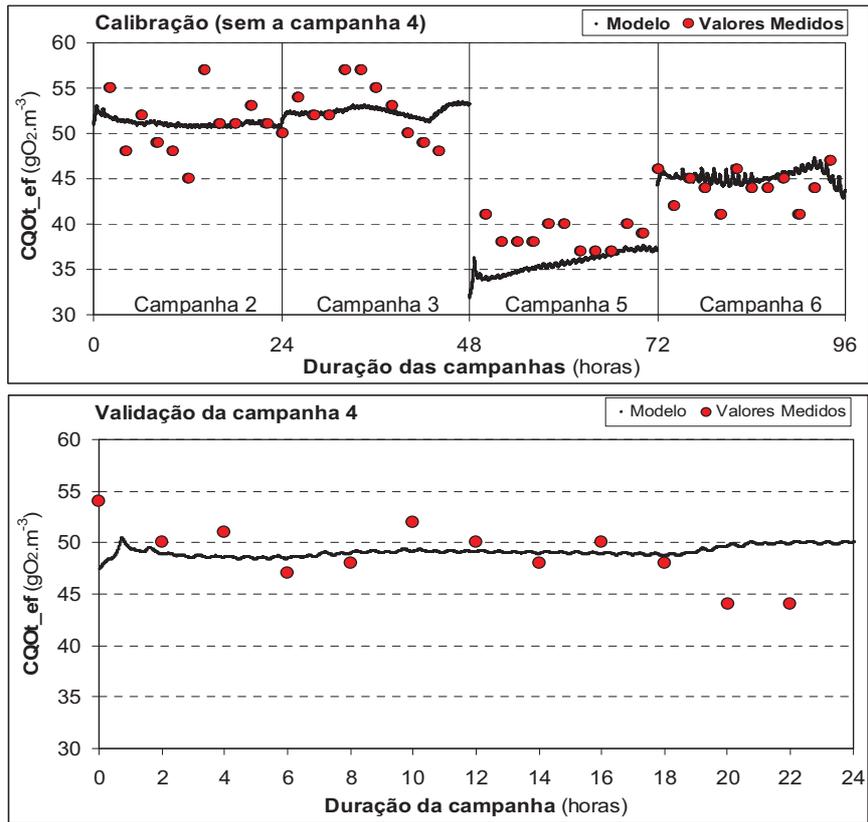


Figura 93 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 4

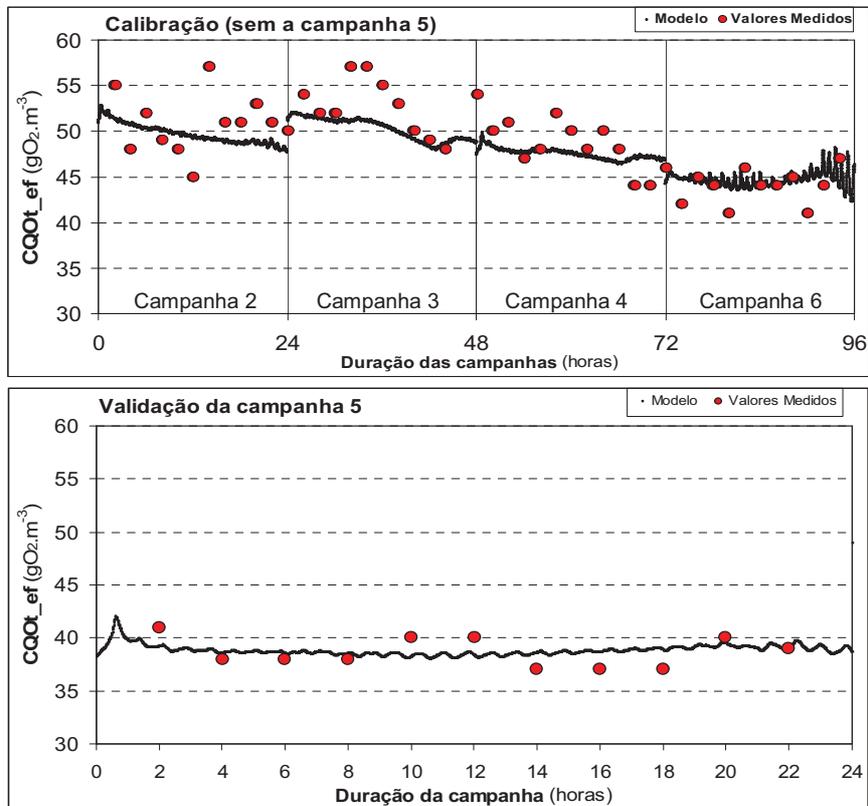


Figura 94 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 5

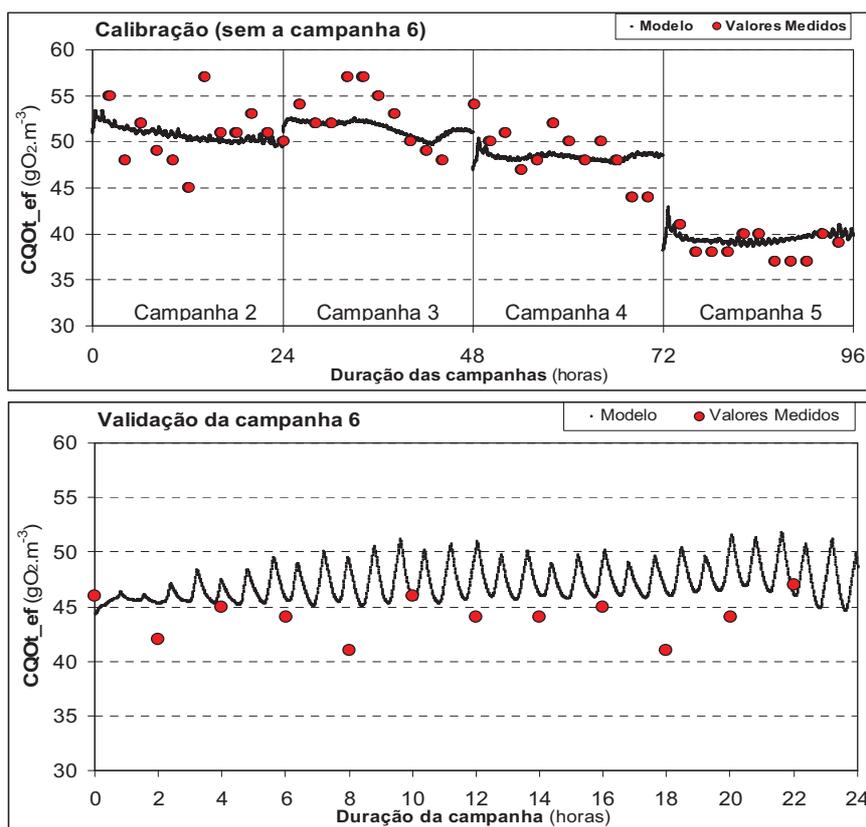


Figura 95 – Calibração e validação do modelo (Fase 3) para a campanha 6

Da análise aos gráficos apresentados da Figura 91 à Figura 95, apresentam-se as seguintes considerações sobre a resposta do modelo desenvolvido na simulação da concentração em CQO total do efluente tratado, designadamente:

- O modelo matemático acompanha razoavelmente as condições médias de funcionamento do sistema de tratamento estudado, uma vez que os valores simulados de CQO total no efluente tratado estão próximos dos valores medidos. No entanto, não é conseguido um acompanhamento de tendências de variação nas concentrações de CQO_t observadas ao longo das campanhas.
- A simulação da campanha 6 resulta numa resposta do modelo com características diferentes, nomeadamente com maior amplitude de variação. As razões que terão contribuído para esta situação serão discutidas posteriormente, na secção 7.2.3.
- A simulação dinâmica do funcionamento da ETAR incorpora medições em linha da composição das águas residuais afluentes, através da aquisição de espectros de absorção UV-vis. Esta informação é introduzida no modelo matemático após a conversão dos dados espectrofotométricos em dados de CQO, através da utilização de uma função de calibração integrada no *software* de suporte ao espectrofotómetro. Tal como referido na secção 4.3.2.2, a estimativa da concentração de CQO apresentou alguma incerteza. Apesar desta condicionante, a aplicação do modelo matemático desenvolvido resultou na simulação de valores de CQO total no efluente tratado bastante próximos dos medidos através de determinações analíticas nas amostras

colhidas nas campanhas de monitorização, o que se traduziu por um valor baixo do erro de validação, e_{v_CQO} (Quadro 52).

- Na validação do modelo, verificou-se que as campanhas de monitorização 2 a 5 apresentam uma distribuição relativamente homogénea dos resultados da simulação face aos valores medidos de CQO_{t_ef} . Na campanha 6, regista-se uma sobre-estimação da concentração de CQO no efluente tratado por parte do modelo, para além da maior amplitude de variação dos valores estimados (como já referido).
- Constata-se a existência de um padrão oscilante na variação dos valores simulados de concentração de CQO_{t_ef} . Atribui-se como causa possível deste comportamento, o efeito do funcionamento intermitente do sistema de arejamento, uma vez que o modelo considera a ocorrência de consumo de substrato rapidamente biodegradável (S_s) apenas em condições aeróbias. Esta variação na composição simulada do efluente tratado estará, em princípio, associada ao facto de, no modelo matemático, não ser atribuído um tempo de retenção e um dado grau de mistura ao decantador secundário. O efeito expectável destes dois factores seria a homogeneização da composição no decantador e, conseqüentemente, do efluente tratado.

No Quadro 52, apresentam-se os valores obtidos para os parâmetros ASM1 (designadamente, k_h e b_H) na calibração em condições dinâmicas, com cada um dos cinco conjuntos de dados. Indica-se, também, o valor médio, o desvio padrão e o desvio padrão normalizado (grandeza dada pela razão entre o desvio padrão e a média aritmética). Para facilitar a comparação com os correspondentes resultados obtidos nas fases anteriores do processo de calibração do modelo de tratamento biológico, incluem-se, no Quadro 52, os valores dos parâmetros k_h e b_H obtidos nessas fases.

Quadro 52 – Valores obtidos na calibração dinâmica e validação em cada conjunto de dados (Fase 3)

Campanha usada na validação	k_h	b_H	E_{c_cao}	E_{v_cao}
Unidades	$g(CQO^{XS}).[g(CQO^{XH}).h]^{-1}$	h^{-1}	$g(O_2).m^{-3}$	$g(O_2).m^{-3}$
Camp2	0,0463	0,0310	2	3
Camp3	0,0458	0,0306	3	3
Camp4	0,0485	0,0365	3	3
Camp5	0,0465	0,0288	3	1
Camp6	0,0520	0,0368	3	4
Média	0,0478	0,0327	--	--
Desvio padrão	0,0026	0,0037	--	--
Desvio padrão normalizado	5%	11%	--	--
Fase 1	0,029	0,021	--	--
Média Fase 2	0,0447	0,0228	--	--

Relativamente aos valores obtidos na Fase 3 do processo de calibração do modelo de tratamento biológico, refere-se o seguinte:

- O ajuste conseguido entre os valores medidos e os simulados de concentração em CQO total do efluente tratado envolveram a calibração em condições dinâmicas de dois parâmetros ASM1 (designadamente, k_h e b_H).
- Os valores de desvio padrão para as estimativas dos valores dos parâmetros k_h e b_H são bastante inferiores aos obtidos na Fase 2 (Quadro 50, secção 6.3.4), evidenciando uma maior robustez do processo de calibração.
- Na análise dos valores dos parâmetros do modelo biológico, importa ter em consideração o facto do modelo matemático desenvolvido incorporar um fraccionamento da variável X_S (substrato lentamente biodegradável), aspecto que não consta da formulação do modelo ASM1 da IWA. O parâmetro b_H apresenta um valor superior ao indicado em Henze *et al.* (1987), designadamente $0,78 \text{ d}^{-1}$, quando estes autores referem $0,62 \text{ d}^{-1}$ (para 20° C). Já a estimativa do parâmetro k_h resulta num valor inferior, ou seja, $1,15 \text{ g(CQO}^{XS}) \cdot [\text{g(CQO}^{XH}) \cdot \text{d}]^{-1}$ em vez de $3 \text{ g(CQO}^{XS}) \cdot [\text{g(CQO}^{XH}) \cdot \text{d}]^{-1}$ indicado por estes autores (para 20° C). Estas diferenças poderão estar relacionadas com a associação do elevado tempo de retenção hidráulica verificado no tanque de arejamento (cerca de 70 horas) à composição específica das águas residuais afluentes à ETAR estudada. Um tempo de retenção elevado dá maior relevância à fracção X_S de degradação mais lenta (k_h baixo) e pode induzir uma taxa mais alta de decaimento da biomassa, por indisponibilidade de substrato assimilável ou por um efeito inibitório por parte da fracção X_S (e.g., gorduras).
- O erro de calibração (e_{c_CQO}) e o erro de validação (e_{v_CQO}) apresentam valores bastante próximos, nas diferentes campanhas de monitorização. Refere-se, ainda, o facto dos erros obtidos na aplicação do modelo em condições dinâmicas estarem dentro da gama de valores de incerteza indicada para a determinação analítica de CQO através da aplicação de métodos colorimétricos e que é cerca de 9% do valor medido (Clesceri *et al.*, 1998).

7.2.3 Verificação do efeito de temperatura

Foi verificado o efeito da temperatura na cinética dos processos de tratamento biológico e de transferência de massa, com utilização das equações de Arrhenius simplificadas e de variação da concentração do valor de saturação de oxigénio dissolvido.

Na Figura 96 apresentam-se os resultados obtidos nas simulações da composição do efluente tratado utilizando os valores dos parâmetros considerados como medidos à temperatura de referência do modelo ASM1 (20° C) e recalculados para a temperatura média observada em cada uma das diferentes campanhas. Esta correcção foi feita através da aplicação das equações 88 e 89 (secção 6.2.7).

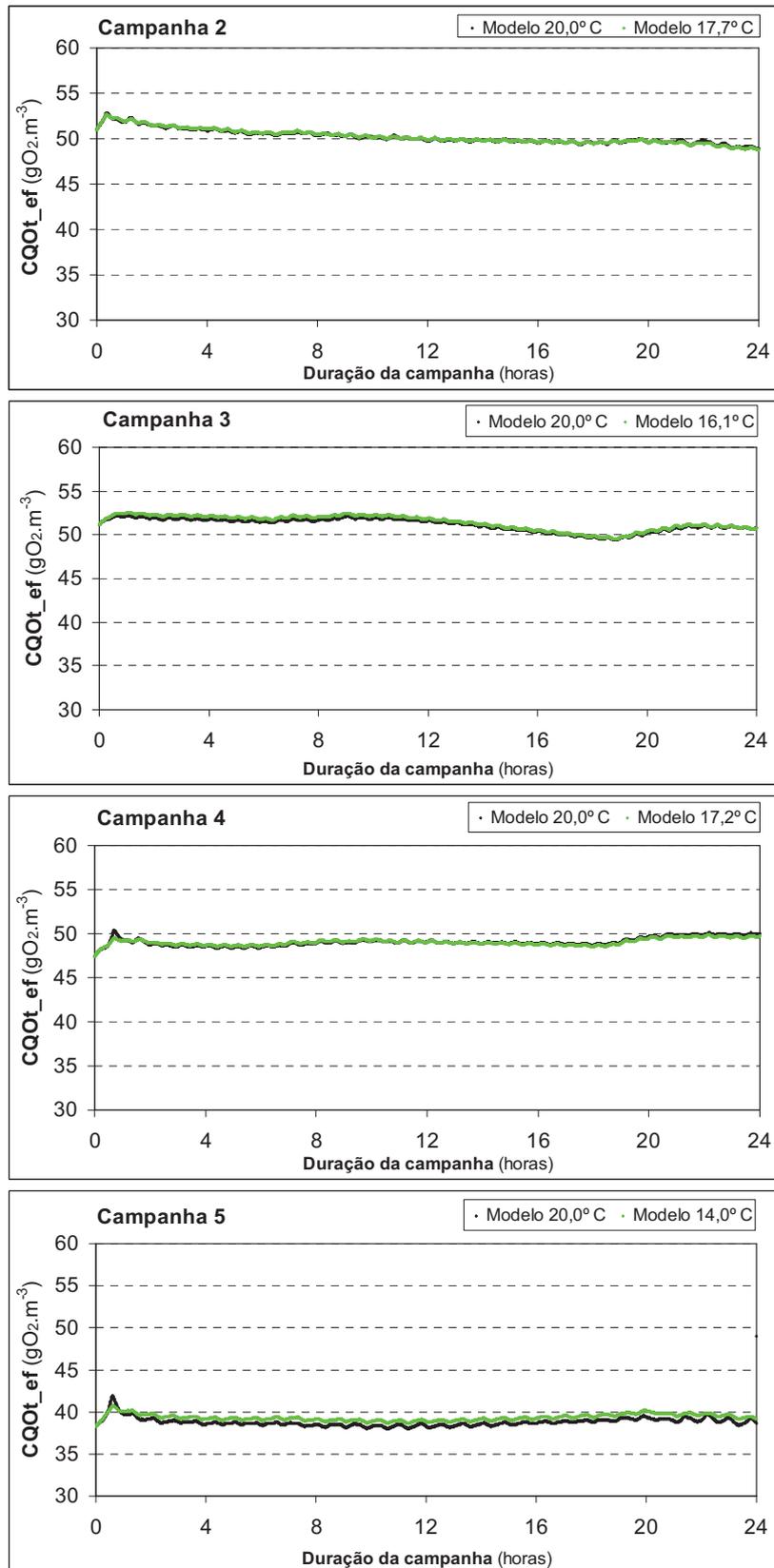


Figura 96 – Efeito da temperatura nos resultados de simulação para cada campanha

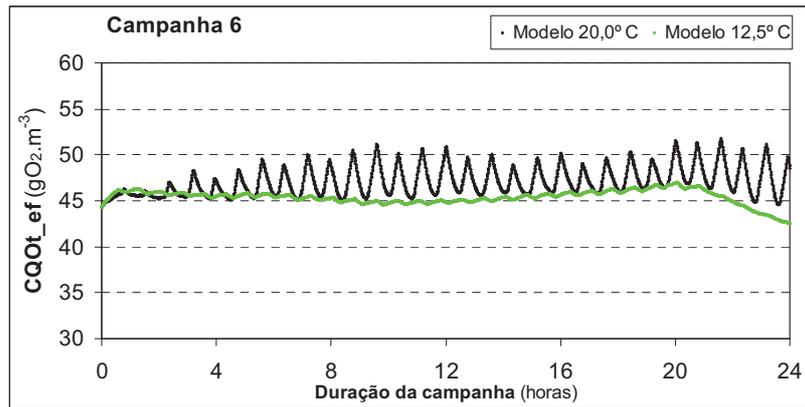


Figura 96 – Efeito da temperatura nos resultados de simulação para cada campanha (continuação)

Foi aplicada a correcção do efeito da temperatura aos valores de constantes cinéticas do processo (μ_H^{\max} , k_h e b_H), ao coeficiente de transferência de oxigénio ($k_{L,a}$) e ao valor de concentração de saturação de oxigénio dissolvido (S_{O_sat}).

A análise aos gráficos da Figura 96 permite constar que a correcção do efeito da temperatura apresenta reflexos mais significativos nos valores simulados de CQO_{t_ef} nas campanhas de monitorização onde se registou uma temperatura mais baixa, designadamente, 14° C (campanha 5) e 12,5° C (campanha 6). Neste último caso, a introdução da correcção do efeito de temperatura permitiu corrigir a resposta do modelo na simulação da concentração de CQO_{t_ef} , reduzindo significativamente a oscilação acentuada e os valores simulados desta concentração, atenuando a sobre-estimação.

Verifica-se, assim, que a introdução da correcção do efeito de temperatura permite, em condições diferentes da temperatura de referência dos parâmetros cinéticos e da concentração de saturação do oxigénio dissolvido, obter um melhor ajuste entre os valores simulados e medidos de CQO no efluente tratado.

7.2.4 Estimativa da concentração de OD no licor misto

A estimativa da variação da concentração de oxigénio dissolvido é um resultado importante da aplicação de modelos de tratamento biológico, como o ASM1. O facto de ser possível a medição directa desta variável de estado, leva a considerar como desejável integrar o ajuste entre os valores de S_{O_lm} no processo de calibração dinâmica do modelo. Contudo, esta opção é pouco utilizada na modelação de ETAR, devido às dificuldades normalmente encontradas na obtenção de dados de concentração de OD com a qualidade necessária (a medição é sujeita a muitas interferências).

No presente caso, não foi feita a calibração para o oxigénio dissolvido. Para aferir a resposta do modelo desenvolvido, confrontam-se, da Figura 97 à Figura 101, os valores estimados de concentração de oxigénio dissolvido no licor misto. Foi integrada a correcção do efeito de temperatura.

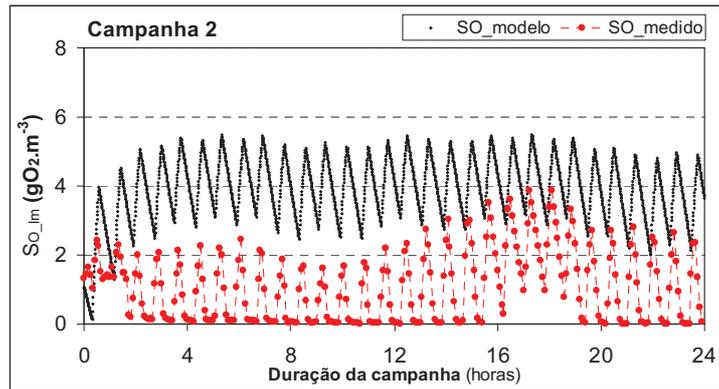


Figura 97 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 2 (temperatura média – 17,7° C)

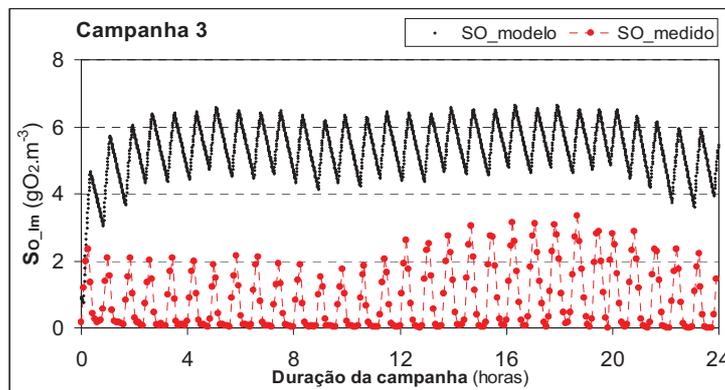


Figura 98 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 3 (temperatura média – 16,1° C)

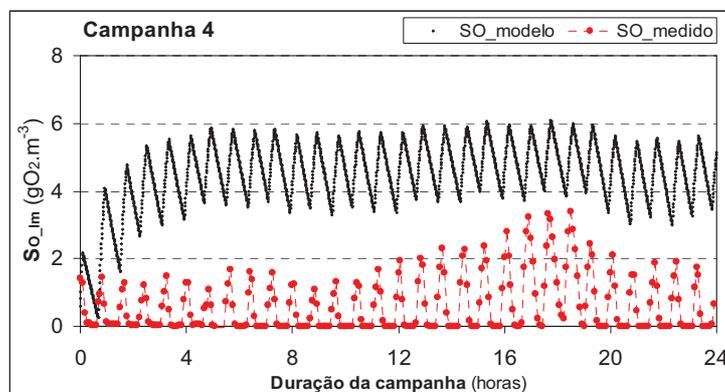


Figura 99 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 4 (temperatura média – 17,1° C)

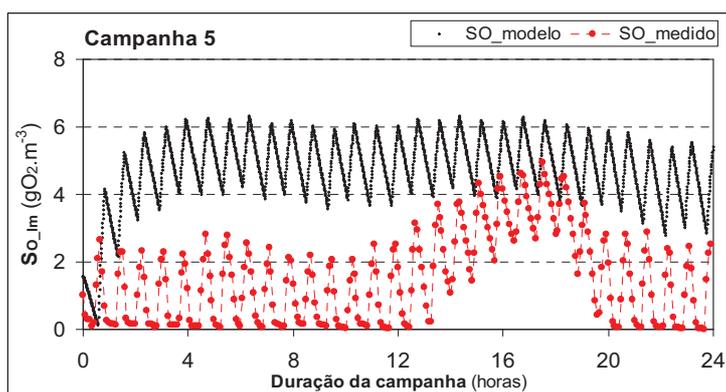


Figura 100 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 5 (temperatura média – 14,0° C)

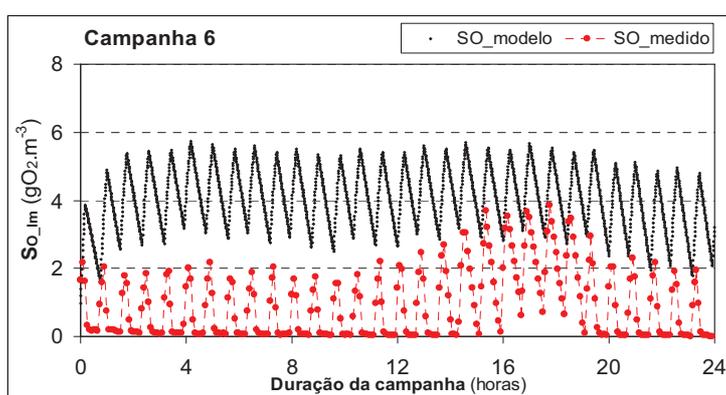


Figura 101 – Concentração estimada e medida de OD na campanha 6 (temperatura média – 12,5° C)

Constata-se, pela análise dos gráficos anteriores, um diferencial significativo entre os valores simulados e medidos de concentração de oxigénio dissolvido, com uma estimativa por excesso. Ainda assim, o modelo consegue reproduzir as oscilações curtas nos valores motivadas pelo funcionamento intermitente do sistema de arejamento. É, no entanto, incapaz de prever o aumento dos valores máximos e mínimos durante o período nocturno.

Apresentam-se, seguidamente, algumas hipóteses de explicação para esta sobre-estimação da concentração de oxigénio dissolvido:

- O modelo matemático apenas integra os processos biológicos associados ao consumo de oxigénio, em resultado do desenvolvimento da biomassa heterotrófica. Poderão, no entanto, ter-se verificado outros factores responsáveis por uma utilização do oxigénio dissolvido que não tidos em conta no modelo.
- O facto do modelo desenvolvido não considerar um consumo de oxigénio para o processo de hidrólise pode, eventualmente, ter resultado numa sub-estimação do mesmo.
- Nos sistemas de lamas activadas, o licor misto apresenta uma concentração elevada de sólidos dissolvidos e em suspensão, incluindo a presença de materiais tensoactivos. Estes factores podem alterar a capacidade de dissolução de oxigénio (e.g., Krampe e Krauth, 2003). Por esta razão, é possível que a concentração de saturação de oxigénio

dissolvido no licor misto seja inferior à normalmente verificada em água limpa, que foi utilizada como referência. Esta hipótese teria de ser testada no local, em períodos de arejamento especificamente adaptados para tal (ou seja, mais prolongados).

7.3 Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR nas campanhas de monitorização

7.3.1 Implementação do modelo no MATLAB®/Simulink®

A simulação dinâmica do funcionamento de ETAR de pequena dimensão foi implementada na aplicação MATLAB®, versão 7.7.0 (r2008b), com utilização da interface gráfica de simulação Simulink® versão 7.2 (r2008b). Apresenta-se, no Quadro 53, informação sobre os parâmetros de simulação empregues na integração do modelo.

Quadro 53 – Parâmetros de simulação no MATLAB/Simulink

Solver	ode23 (Bogacki-Shampine)
Tipo	passo variável
Dimensão de passo de cálculo: - máxima - mínima	0,01 modo automático
Tolerância relativa	0,01%
Tolerância absoluta	modo automático
Dimensão inicial de passo	modo automático
Número consecutivo de passos mínimos	1

A rotina numérica *ode23* utiliza o método de integração Runge-Kutta de segunda ordem, tendo sido a rotina mais eficiente para a resolução deste sistema de equações diferenciais ordinárias de entre as disponibilizadas no Simulink. Este facto está, em princípio, associado à maior eficiência apresentada por esta rotina na resolução de sistemas com rigidez (do termo *stiffness*) suave (MathWorks, 2010), tal como se verifica no presente modelo.

Apresenta-se, na Figura 102, o diagrama do modelo matemático na interface gráfica Simulink. Os cinco blocos localizados à esquerda correspondem a variáveis de entrada (u), sendo os três blocos inferiores relativos às variáveis de manipulação do sistema de tratamento. As nove variáveis de estado (v) são saídas do modelo, sendo portanto possível obter facilmente informação sobre a sua variação ao longo das simulações dinâmicas. As duas variáveis de saída (y) principais do modelo matemático são o caudal de efluente tratado (Q_{ef}) e a concentração de CQO do efluente tratado ($CQO_{t_{ef}}$), sendo obtidas directamente no Simulink..

Refere-se o facto de existir diverso *software* comercial disponível para a simulação dinâmica do funcionamento de ETAR por lamas activadas, como alternativa à aplicação do modelo

dinâmico na aplicação Matlab/Simulink. É possível encontrar informação sobre alguns destes simuladores dinâmicos em Copp (2002), onde é feita uma análise comparativa no âmbito de um estudo de *benchmark* de simulação do funcionamento de ETAR (acções COST 624 e 682).

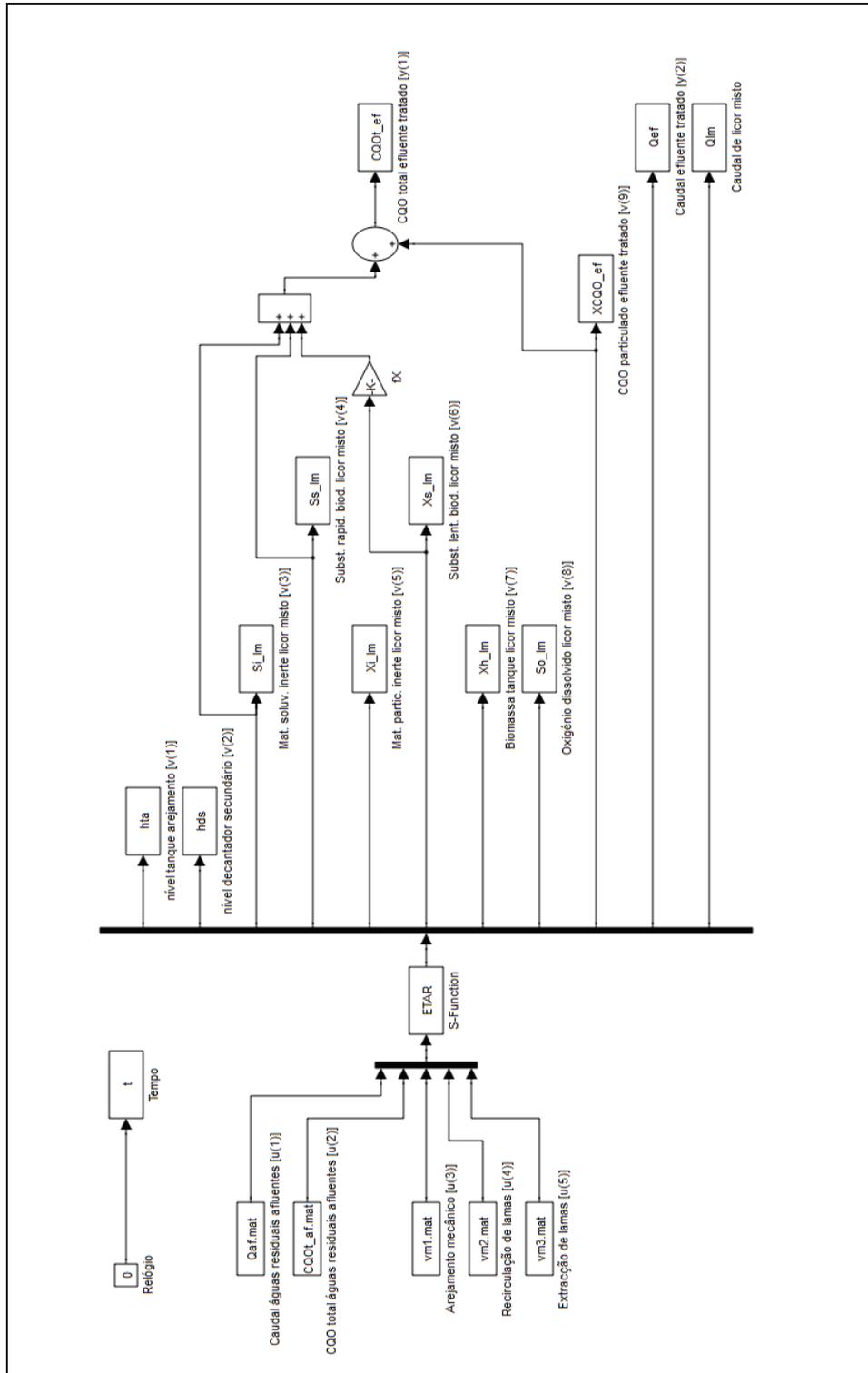


Figura 102 – Diagrama do modelo dinâmico no Matlab®/Simulink®

7.3.2 Resultados da simulação

Foi utilizada a seguinte informação, relativa aos diferentes módulos do modelo matemático:

→ Módulo hidrodinâmico

- Valores calibrados dos coeficientes de vazão do descarregador de soleira espessa (C_{V_TA}) e dos descarregadores triangulares (C_{V_DS}), iguais a 0,48 e 0,62, respectivamente (secção 3.5.3).

→ Módulo de tratamento biológico

- Média dos valores dos parâmetros obtidos na calibração dinâmica (Quadro 52, secção 7.2.2), designadamente para k_h e b_H . Os valores considerados são iguais a $0,0478 \text{ g(CQO}^{XS}) \cdot [\text{g(CQO}^{XH}) \cdot \text{h}]^{-1}$ e a $0,0327 \text{ h}^{-1}$, respectivamente.
- Valores de bibliografia dos restantes parâmetros cinéticos e estequiométricos (Quadro 42, secção 6.3.3.2) ou, no caso dos parâmetros Y_H e μ_H^{\max} , os valores calibrados em condições médias de afluência (Quadro 44, secção 6.3.3.3). No primeiro caso, os valores utilizados são indicados em Henze *et al.* (1987) para uma temperatura de 20° C. No segundo caso, considera-se o valor de $0,68 \text{ g(CQO}^{XH}) \cdot [\text{g(CQO}^{SS}) \cdot \text{h}]^{-1}$ e $0,28 \text{ h}^{-1}$, respectivamente (secção 4.3.4). Não é aplicada a correcção do efeito da temperatura aos valores destes parâmetros.
- Valores de fraccionamento da carga orgânica das águas residuais afluentes, obtidos através da calibração em condições médias de afluência (Quadro 45, secção 6.3.3.3). Os valores considerados para os diferentes componentes correspondem às seguintes percentagens da CQO total das águas residuais afluentes – S_{S_af} (12%), X_{S_af} (50%), X_{H_af} (5%), S_{I_af} (1%) e X_{I_af} (32%).

→ Módulo de separação de sólidos

- Valor da eficiência observada de separação de sólidos suspensos no decantador secundário, igual a 0,994 (Quadro 29, secção 5.4.3).

Da Figura 103 à Figura 107 apresentam-se os resultados da simulação do funcionamento da ETAR, em condições dinâmicas, durante as campanhas de monitorização, com representação dos valores de concentração em CQO total e de caudal do efluente tratado, simulados e medidos experimentalmente.

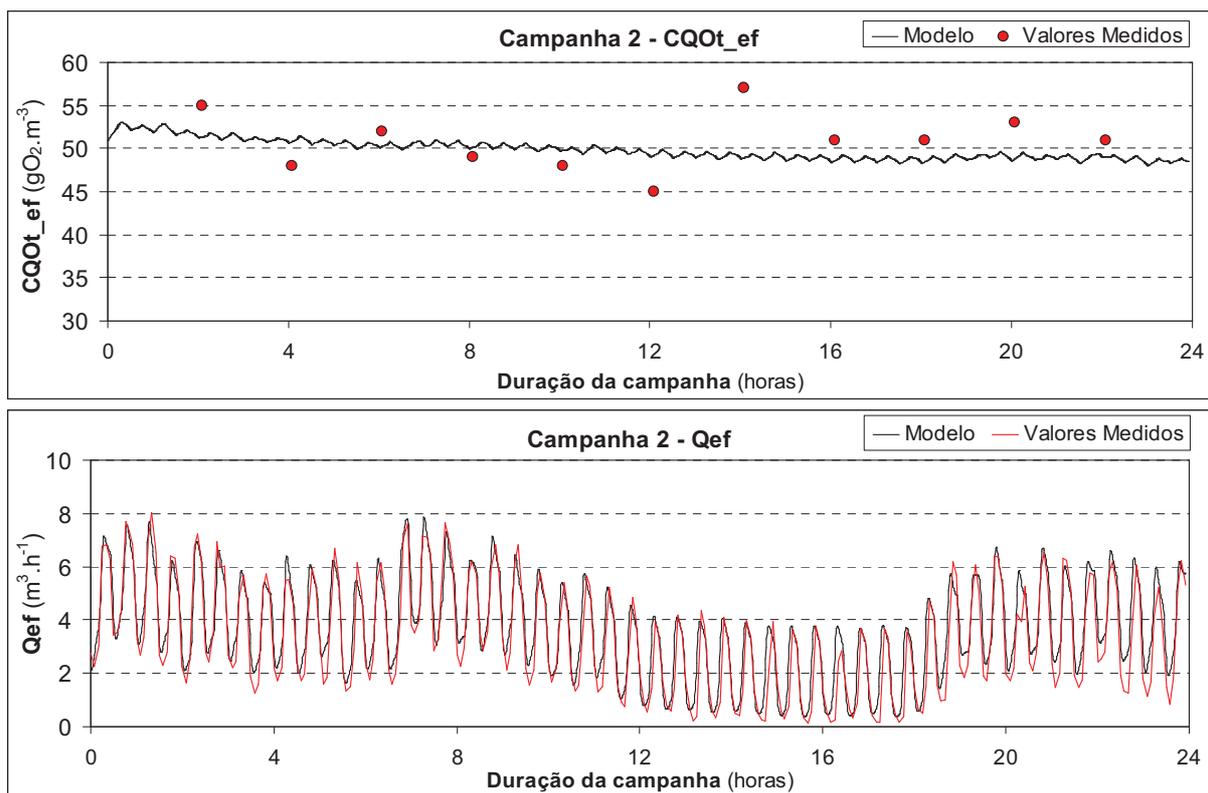


Figura 103 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 2

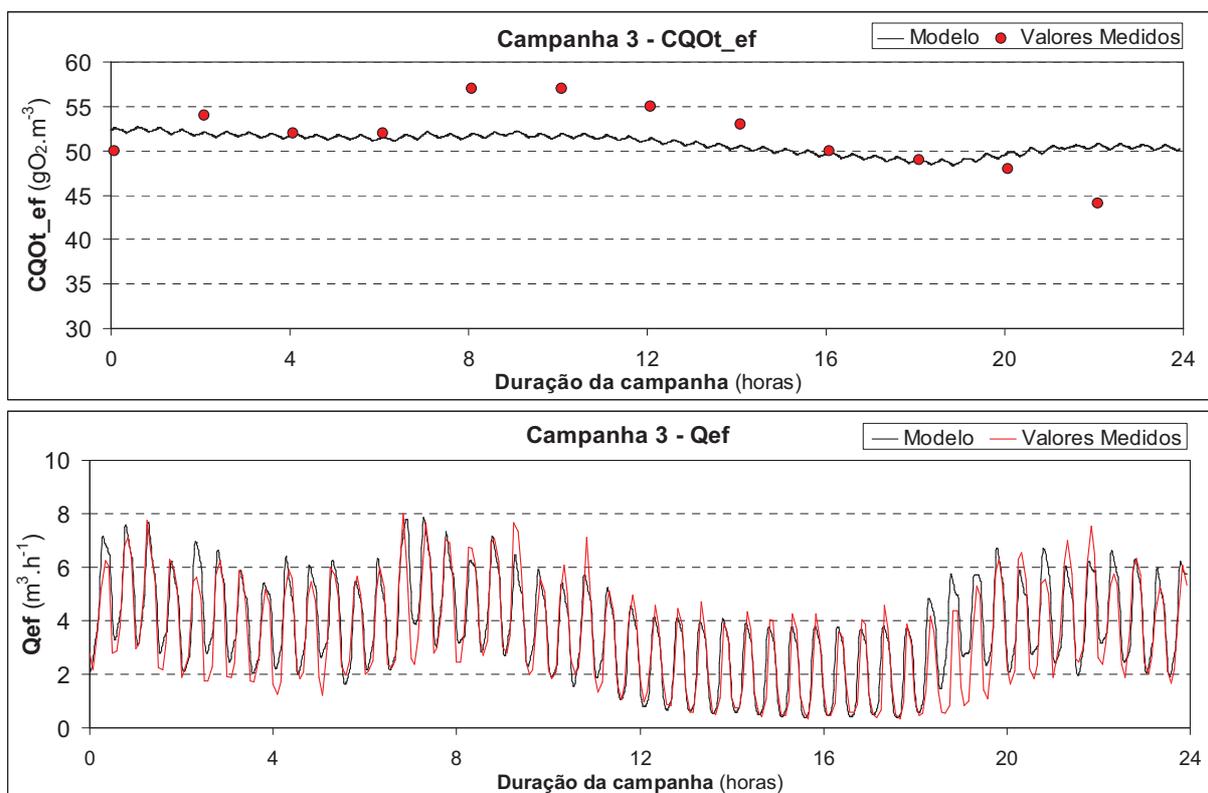


Figura 104 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 3

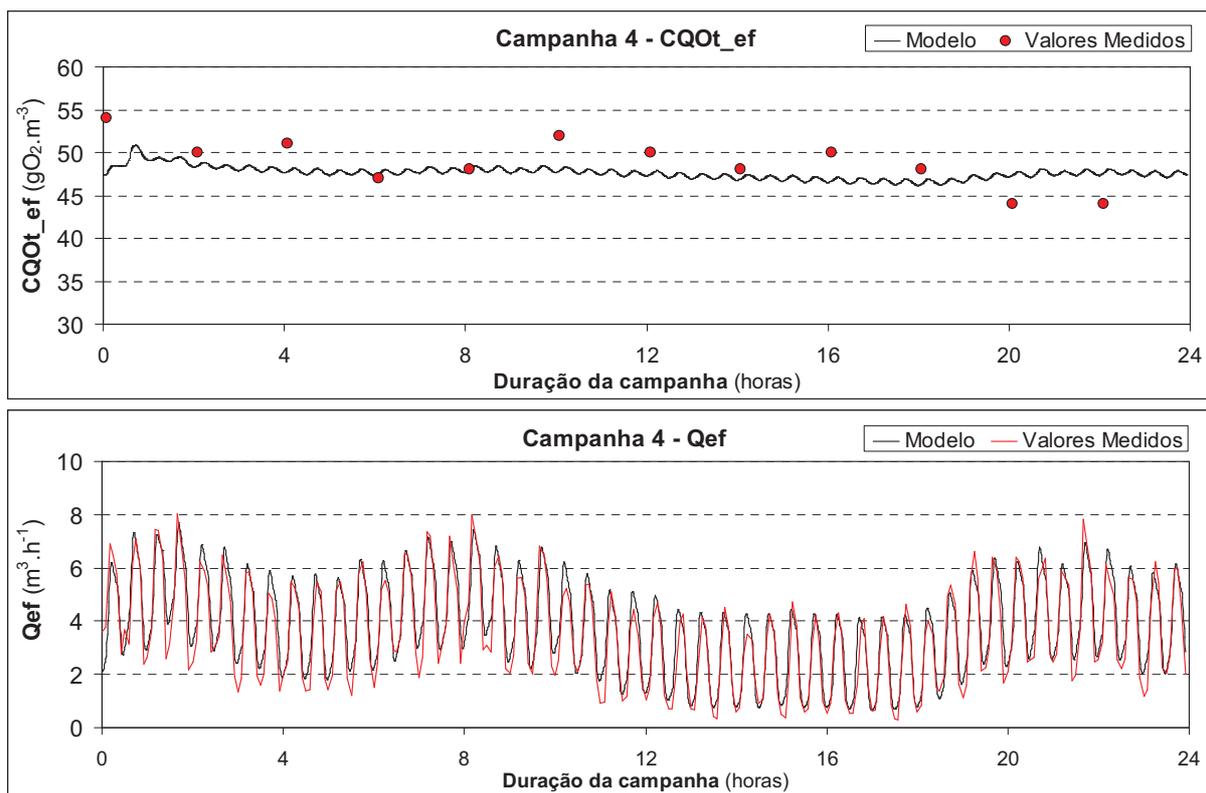


Figura 105 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 4

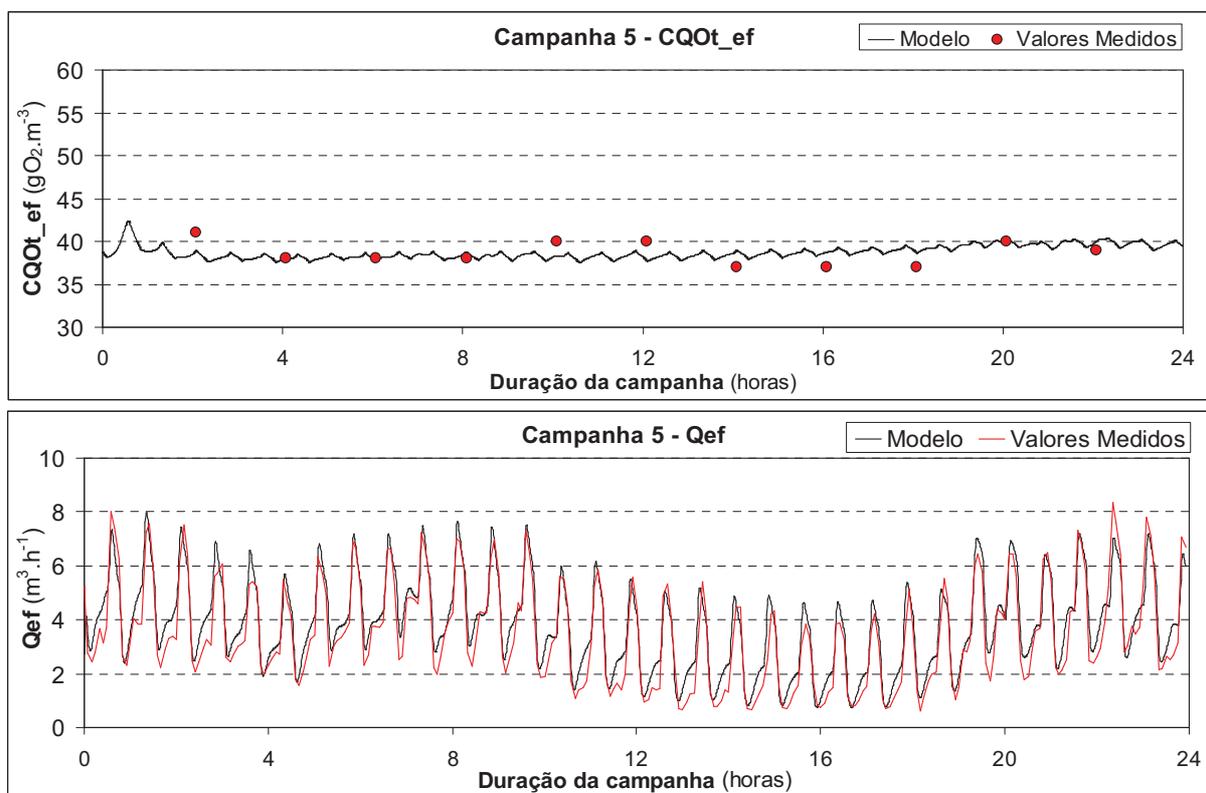


Figura 106 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 5

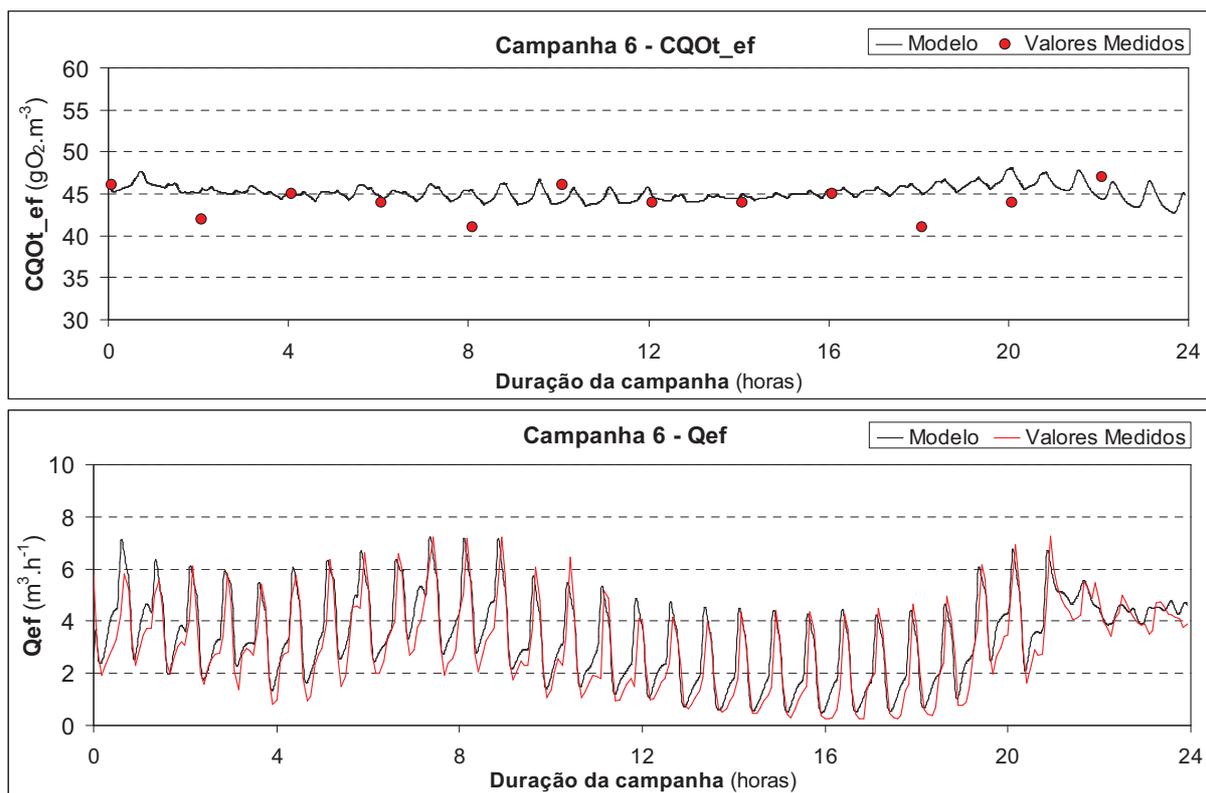


Figura 107 – Simulação dinâmica do funcionamento da ETAR na campanha 6

Apresentam-se, seguidamente, algumas considerações sobre os resultados da simulação do funcionamento dinâmico da ETAR durante as campanhas de monitorização, obtidos com o modelo implementado no MATLAB/Simulink (Figura 103 à Figura 107):

- O modelo matemático reproduz adequadamente os processos de propagação de caudais na ETAR, uma vez que os valores simulados de caudal do efluente tratado estão próximos dos valores medidos.
- O modelo matemático acompanha razoavelmente as condições médias de funcionamento do sistema de tratamento estudado, uma vez que os valores simulados de CQO total no efluente tratado estão próximos dos valores medidos. Este comportamento é idêntico ao registado na Fase 3 do processo de calibração.
- A implementação do modelo no *software* MATLAB/Simulink apresentou resultados semelhantes aos obtidos na fase de validação no Excel (Fase 3), apesar dos métodos numéricos serem diferentes (método de Runge-Kutta no MATLAB e método de Euler no Excel). Esta concordância reforça a validade e robustez do modelo desenvolvido.
- A simulação dinâmica das cinco campanhas foi feita com um conjunto único de valores dos parâmetros do modelo. Os resultados obtidos reportam a robustez dos valores dos parâmetros obtidos no processo de calibração, uma vez que se observa que o modelo de tratamento biológico consegue descrever bem a evolução dos valores de CQO e de caudal do efluente.

7.4 Simulação de cenários operacionais

7.4.1 Introdução

A simulação de cenários permite avaliar o efeito de estratégias operacionais em diferentes condições dinâmicas de funcionamento e de afluência, ao estabelecer-se uma base de comparação entre os resultados obtidos (Ekman, 2005). Pretende-se uma identificação clara dos constrangimentos existentes e das vias disponíveis para a melhoria do sistema de tratamento. Na presente secção, são desenvolvidos diferentes cenários operacionais na análise ao desempenho simulado da ETAR estudada.

7.4.2 Controlo da eficiência do tratamento em sistemas de lamas activadas

Tal como referido na secção 1.2.2, um processo de lamas activadas com uma configuração padrão (ou seja, constituído por um tanque de arejamento e um decantador secundário) apresenta três variáveis de controlo, designadamente:

- Controlo do arejamento no reactor biológico. O oxigénio é fornecido por via mecânica, de modo a promover a depuração biológica da carga orgânica afluenta a uma ETAR em condições maioritariamente aeróbias. A concentração de oxigénio dissolvido varia dentro de uma gama operacional, definida de acordo com características específicas do sistema de tratamento (promoção dos processos de nitrificação e desnitrificação no tanque de arejamento, por exemplo). O arejamento mecânico pode ser contínuo ou intermitente, sendo esta última opção mais frequente nos sistemas de arejamento prolongado. É possível ajustar o desempenho do sistema de tratamento a variações na afluência orgânica actuando na programação do funcionamento do sistema de arejamento, de modo a manter-se a concentração de oxigénio dissolvido dentro da gama operacional seleccionada. No modelo matemático desenvolvido, a programação do arejamento mecânico é concretizada através da variável $vm1$.
- Controlo do caudal de recirculação de lamas. O envio das lamas espessadas no decantador secundário para o tanque de arejamento permite a manutenção de biomassa activa, neste último, em quantidade suficiente ao tratamento biológico das águas residuais. Em condições de maior afluência de águas residuais (e.g., eventos de precipitação), o aumento do valor do caudal de recirculação de lamas permite controlar as variações no manto de lamas do decantador secundário e, conseqüentemente, a descarga de sólidos suspensos com o efluente tratado. No modelo, este controlo é feito através da variável $vm2$.
- Controlo do caudal de extracção de lamas. A taxa de retirada de sólidos suspensos do sistema de tratamento permite controlar a quantidade e o tipo de biomassa activa aí presente. O desenvolvimento da cultura microbiana ocorre continuamente, com utilização do material orgânico presente nas águas residuais. A manutenção em equilíbrio do funcionamento de um sistema de lamas activadas requer a remoção de biomassa que se encontra em excesso, face as necessidades de tratamento. O controlo da quantidade de biomassa activa permite, ainda, ajustar o funcionamento do sistema de tratamento em condições de desequilíbrio motivadas, por exemplo, pelo

arrastamento de biomassa (*washout*) em resultado da afluência de caudais muito elevados ou pela inactivação da biomassa causada por substâncias tóxicas presentes nas águas residuais. A programação da extracção de lamas é modelada com recurso à variável *vm3*.

Apresenta-se, na Figura 108, um esquema base do sistema de lamas activadas, no qual é identificada a localização das variáveis *vm1*, *vm2* e *vm3*.

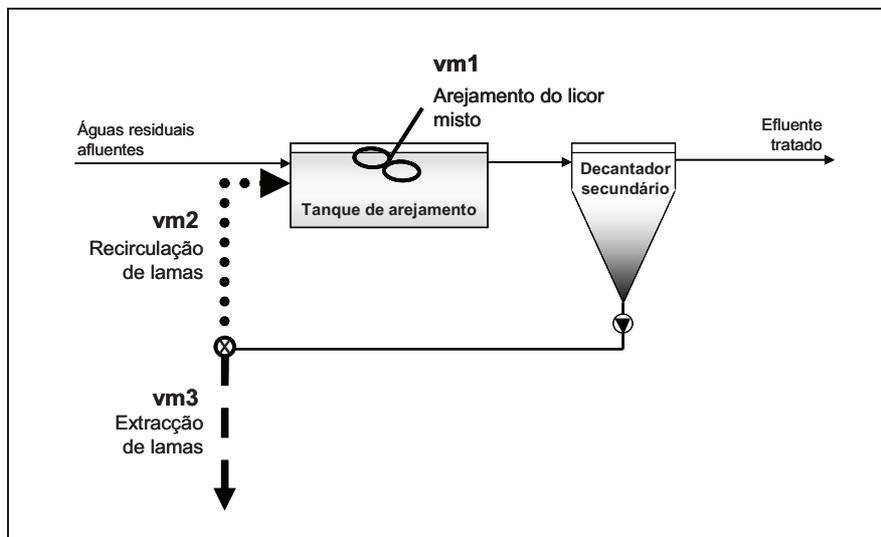


Figura 108 – Localização das variáveis de controlo do processo de lamas activadas

7.4.3 Aplicação ao estudo de caso

7.4.3.1 Objectivos de melhoria do funcionamento da ETAR

No estudo de caso, o tratamento das águas residuais visa o cumprimento das exigências estabelecidas no Decreto-Lei n.º 152/97 para as descargas de ETAR com uma capacidade de tratamento inferior a 2 000 equivalentes de população (secção 1.1.4). O sistema de tratamento tem, assim, por objectivo principal a remoção da carga orgânica das águas residuais afluentes. As características de qualidade exigidas à descarga de efluente tratado são apresentadas no Quadro 54.

Quadro 54 – Características de qualidade exigidas à descarga de efluente tratado

Parâmetro	Unidade	Valor limite (DL n.º 152/97)
CBO ₅	gO ₂ .m ⁻³	25
CQO	gO ₂ .m ⁻³	125
SST	gSST.m ⁻³	35

O arejamento mecânico do reactor biológico (*vm1*) constitui o principal consumo energético

em sistemas de lamas activadas. O seu controlo eficiente é, assim, fundamental para a racionalização de custos no funcionamento de ETAR de pequena dimensão. O desenvolvimento dos cenários operacionais associados a esta variável vai no sentido de se determinar a programação mais adequada para o arejamento mecânico, face às condições existentes na ETAR estudada (estruturais e de afluência de águas residuais).

O modelo matemático adoptado para a separação de sólidos suspensos no decantador secundário é adimensional, não permitindo simular processos internos que ocorram no mesmo, como seja a variação da altura do manto de lamas (aspecto directamente influenciado pelo valor do caudal afluyente à ETAR e pela bombagem de lamas espessadas). Não são, assim, desenvolvidos cenários operacionais directamente relacionados com a variação da taxa de recirculação de lamas. Contudo, o valor da variável vm_2 irá ser usado em conjunto com o de vm_3 para análise de cenários relativos à taxa de extracção de lamas.

Durante a realização do trabalho experimental foi possível constatar a existência de limitações no sistema de tratamento no que concerne à extracção de lamas em excesso. Os constrangimentos impostos pelas características estruturais do decantador secundário e, ainda, a periodicidade e duração irregulares aplicadas na extracção de lamas foram identificados como possíveis origens de desequilíbrios observados no sistema de tratamento. Atribui-se à dificuldade registada na extracção de lamas em quantidade suficiente a causa da ocorrência de algumas disfunções no sistema de tratamento (por exemplo, a produção excessiva de bactérias filamentosas observada em diversas ocasiões). A gestão da extracção de lamas (variável vm_3 , associada à vm_2) é, assim, alvo de uma análise detalhada ao nível da simulação de cenários operacionais, pretendendo-se exemplificar a utilização desta variável de controlo na obtenção de um funcionamento mais estável no sistema de tratamento.

A informação obtida no trabalho experimental mostra que o sistema de tratamento se encontrava a funcionar, nos períodos monitorizados, em condições de carga orgânica afluyente relativamente reduzida. Considera-se esta situação como uma das causas possíveis para alguns desequilíbrios no seu funcionamento observados. Deste modo, desenvolveram-se cenários operacionais com o objectivo de avaliar o efeito da duplicação do caudal de águas residuais afluentes (Q_{af}), incluindo nesta análise um ajuste das condições operacionais da ETAR. É feita também uma simulação em condições dinâmicas do funcionamento da ETAR em condições de contribuição pluvial significativa na afluência.

Apresenta-se, seguidamente, a informação de base utilizada na definição dos cenários operacionais e a sua organização. Os resultados obtidos na simulação dos diferentes cenários são apresentados na secção 7.4.4.

7.4.3.2 Informação de base para os cenários operacionais

A definição dos cenários operacionais baseia-se, no essencial, em informação obtida durante a quinta campanha de monitorização, realizada nos dias 28 e 29 de Outubro de 2008. A selecção da campanha 5 justifica-se pelo facto de ter sido a que apresentou melhores condições de funcionamento do sistema de tratamento, quer ao nível das características do efluente tratado, quer em termos da menor quantidade de lamas flutuantes acumuladas no decantador secundário. Pretendeu-se, portanto, partir de uma situação operacional considerada razoável, para depois avaliar o efeito da aplicação de

acções de controlo.

A informação utilizada na construção dos cenários é constituída pelos seguintes itens:

- Dados relativos à afluência de águas residuais à ETAR. Os valores utilizados correspondem ao caudal e à concentração de CQO total espectrofotométrico. O intervalo de registo destas variáveis (Q_{af} e $CQO_{t_{af}}$) foi de cinco minutos.
- Valores calibrados dos parâmetros do modelo matemático descritivo do funcionamento da ETAR estudada.

A utilização de valores calibrados a partir de condições médias de afluência em simulações do funcionamento dinâmico de ETAR é considerada adequada para a estimativa da produção de lamas por Hulsbeek *et al.* (2002). Assim, na análise feita ao efeito da variação da taxa de extracção de lamas no funcionamento do sistema de tratamento, consideram-se, na definição dos cenários operacionais, os valores dos parâmetros do modelo de tratamento biológico calibrados em condições médias de afluência (Fase 1). A simulação dos cenários relativos à extracção de lamas é feita para um período longo, próximo das 504 horas (ou seja, 21 dias).

Na simulação de condições operacionais onde se espera um efeito mais imediato no sistema de tratamento por alteração do valor de variáveis de entrada do modelo, como são as decorrentes de variações na programação do arejamento e na afluência à ETAR, são utilizados os valores calibrados na Fase 3, em condições dinâmicas. Estas simulações são feitas para um período de 48 horas.

Não foi aplicada a correcção do efeito da temperatura aos valores dos parâmetros do modelo de tratamento biológico.

- Programação do arejamento do reactor biológico (12 minutos de operação, seguidos de 36 minutos de paragem). Esta programação é alterada nos cenários relativos à gestão do arejamento, mantendo-se constante nos restantes.
- Programação da recirculação de lamas (15 minutos de operação, seguidos de 15 minutos de paragem). Estes intervalos de funcionamento correspondem à programação de recirculação aplicada nas campanhas 1 a 4, tendo sido seleccionados no sentido de facilitar a construção dos cenários relativos à extracção de lamas. As operações de recirculação e de extracção de lamas são exclusivas na ETAR estudada (ou seja, a realização de uma impede a outra), por colocação de uma comporta em um ou outro caudal, e apresentam o mesmo caudal ($4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) quando activas.
- Programação da extracção de lamas. Esta operação só é considerada nos cenários operacionais específicos de extracção, não sendo realizada nas simulações relativas à variação do arejamento e da afluência de águas residuais à ETAR.

As simulações são compostas por repetições sucessivas das condições de afluência e de operação da ETAR. Um aspecto que interessa salientar refere-se à hora de início da campanha 5, designadamente, às 12 horas do dia 28 de Outubro. Este momento corresponde, em termos de tempo de simulação, ao instante zero. Esta questão é considerada na programação da extracção de lamas, a realizar desejavelmente nas alturas de maior afluência à ETAR (entre as 7 e as 19 horas de tempo real).

7.4.4 Cenários operacionais do funcionamento da ETAR

Foram estabelecidas condições a investigar, genericamente designadas “cenários operacionais”, com o objectivo de avaliar oportunidades de melhoria do funcionamento da ETAR estudada. Os cenários operacionais estão organizados em dois grupos principais. No primeiro avaliam-se os efeitos de alterações das condições operacionais (A1 e A2) e no segundo (B), após verificar o efeito de actuações nas variáveis de controlo, avalia-se o efeito para diferentes afluências plausíveis.

Os cenários operacionais investigados são os seguintes:

A1 – Gestão do arejamento, variável $vm1$ (simulações C_{VM1}).

A2 – Gestão da extracção de lamas, variável $vm3$ (simulações C_{VM3}).

B – Variação da afluência à ETAR, variáveis Q_{af} e $CQO_{t_{af}}$ (simulações C_{Qaf}).

No Quadro 55 apresenta-se uma síntese dos cenários operacionais simulados, com indicação da variável alterada e dos objectivos estabelecidos para cada simulação.

Quadro 55 – Características dos cenários operacionais simulados

Simulações	Variável de entrada	Tipo de alteração aplicada na variável testada	Objectivo da simulação
C_{VM1_0}	$vm1$	Sem alteração (12 minutos de arejamento, 36 minutos de paragem)	Descrever efeito do ciclo de arejamento aplicado na campanha 5
C_{VM1_1}		Duplicação do período de arejamento (24 minutos de arejamento, 36 minutos de paragem)	Avaliar efeito de maior arejamento na eficiência do tratamento
C_{VM1_2}		Duplicação do período de paragem (12 minutos de arejamento, 76 minutos de paragem)	Avaliar efeito de paragem no arejamento superior a uma hora
C_{VM1_3}		Aumento do período de paragem (12 minutos de arejamento, 48 minutos de paragem)	Melhorar a sequência de arejamento no sistema de tratamento
C_{VM3_0}	$vm3$	Sem alteração (75 minutos/dia)	Descrever efeito da extracção de lamas aplicada na campanha 5
C_{VM3_1}		Aumento da extracção (300 minutos /dia)	Avaliar efeito de uma maior extracção na eficiência do tratamento
C_{VM3_2}		Aumento da extracção (210 minutos /dia)	Melhorar a extracção de lamas no sistema de tratamento
C_{VM3_3}		Ausência de extracção de lamas	Avaliar efeito da acumulação intensa de sólidos suspensos
C_{Qaf_1}	Q_{af} e $CQO_{t_{af}}$ (+ $vm1$)	Duplicação do caudal afluente à ETAR (mesma composição)	Avaliar efeito de aumento de caudal nas condições da campanha 5
C_{Qaf_2}		Duplicação do caudal afluente à ETAR e do tempo de arejamento (24 minutos/ciclo)	Avaliar efeito de aumento de caudal com duplicação do arejamento
C_{Qaf_3}		Variação de Q_{af} (factor de 3 a 10) e de $CQO_{t_{af}}$ (factor 0,1 a 1) durante um período de 24 horas	Avaliar efeito de evento teórico de contribuição pluvial

7.4.4.1 Cenário operacional A1 – gestão do arejamento

A gestão do fornecimento de oxigénio é fundamental para a operação sustentada do funcionamento de uma ETAR. Isto deve-se ao facto da concentração de OD no reactor biológico condicionar directamente a qualidade do efluente tratado, para além do custo relativo ao sistema de arejamento representar parte importante do custo de tratamento nos sistemas de lamas activadas. Tal como referido anteriormente, o fornecimento de oxigénio a um reactor biológico pode ser feito de modo contínuo ou intermitente, sendo esta última opção mais vulgar nos sistemas com arejamento prolongado (Chachuat, 2001).

Um *perfil de arejamento* é composto por *ciclos de arejamento*, os quais são constituídos por um período de funcionamento seguido de um período de paragem do sistema de arejamento mecânico (Chachuat, 2001). A duração destes ciclos pode manter-se constante ao longo do dia ou variar em termos da extensão das fases de arejamento e de paragem. A regulação das sequências de arejamento pode, deste modo, possibilitar a alteração do fornecimento de oxigénio às oscilações registadas ao longo do dia na afluência de águas residuais. Assim, um perfil diário de arejamento caracteriza-se pelo número de ciclos e pelas durações das fases de funcionamento e de paragem do arejador impostos nesses ciclos.

Na simulação em condições dinâmicas do funcionamento da ETAR estudada, a definição dos ciclos de arejamento teve por base as limitações inerentes às características técnicas do temporizador que controla o funcionamento do arejador mecânico. Por esta razão, os intervalos de tempo considerados são sempre iguais ou múltiplos de 12 minutos. O perfil de arejamento é formado por ciclos iguais. Os cenários operacionais definidos para análise da gestão do arejamento são os seguintes:

- **Simulação C_{VM1_0}:** Reprodução da programação aplicada na campanha 5 – 30 ciclos/dia compostos por 12 minutos de arejamento e 36 minutos de paragem.
- **Simulação C_{VM1_1}:** Duplicação da duração do período de arejamento – 24 ciclos/dia compostos por 24 minutos de funcionamento e 36 minutos de paragem.
- **Simulação C_{VM1_2}:** Duplicação da duração do período de paragem – 17 ciclos/dia compostos por 12 minutos de funcionamento e 72 minutos de paragem.
- **Simulação C_{VM1_3}:** Aumento da duração do período de paragem – 24 ciclos/dia compostos por 12 minutos de funcionamento e 48 minutos de paragem.

Apresentam-se, da Figura 109 à Figura 112, os resultados das simulações relativos à estimativa da composição ($CQO_{t_{ef}}$) e caudal (Q_{ef}) do efluente tratado e características do licor misto directamente associadas à degradação da matéria orgânica afluente à ETAR ($X_{l_{lm}}$, $X_{S_{lm}}$, $X_{H_{lm}}$, $S_{S_{lm}}$, $S_{O_{lm}}$). Para esta série de simulações, as características de afluência ($CQO_{t_{af}}$ e Q_{af}) tiveram por base os dados obtidos na campanha 5, reproduzidos sequencialmente até perfazer o tempo total da simulação.

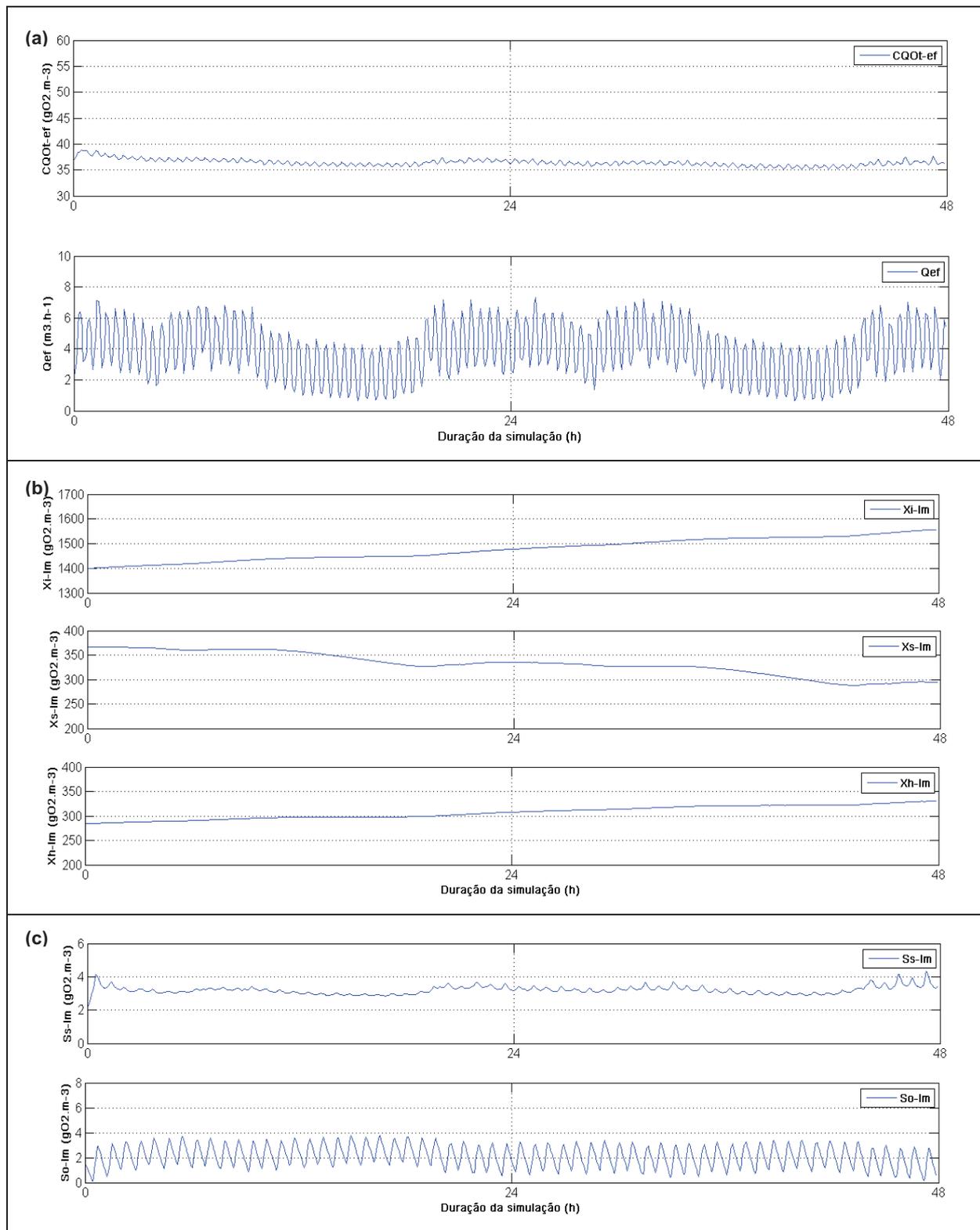


Figura 109 – Simulação C_{VM1_0} : sequência de arejamento da campanha 5

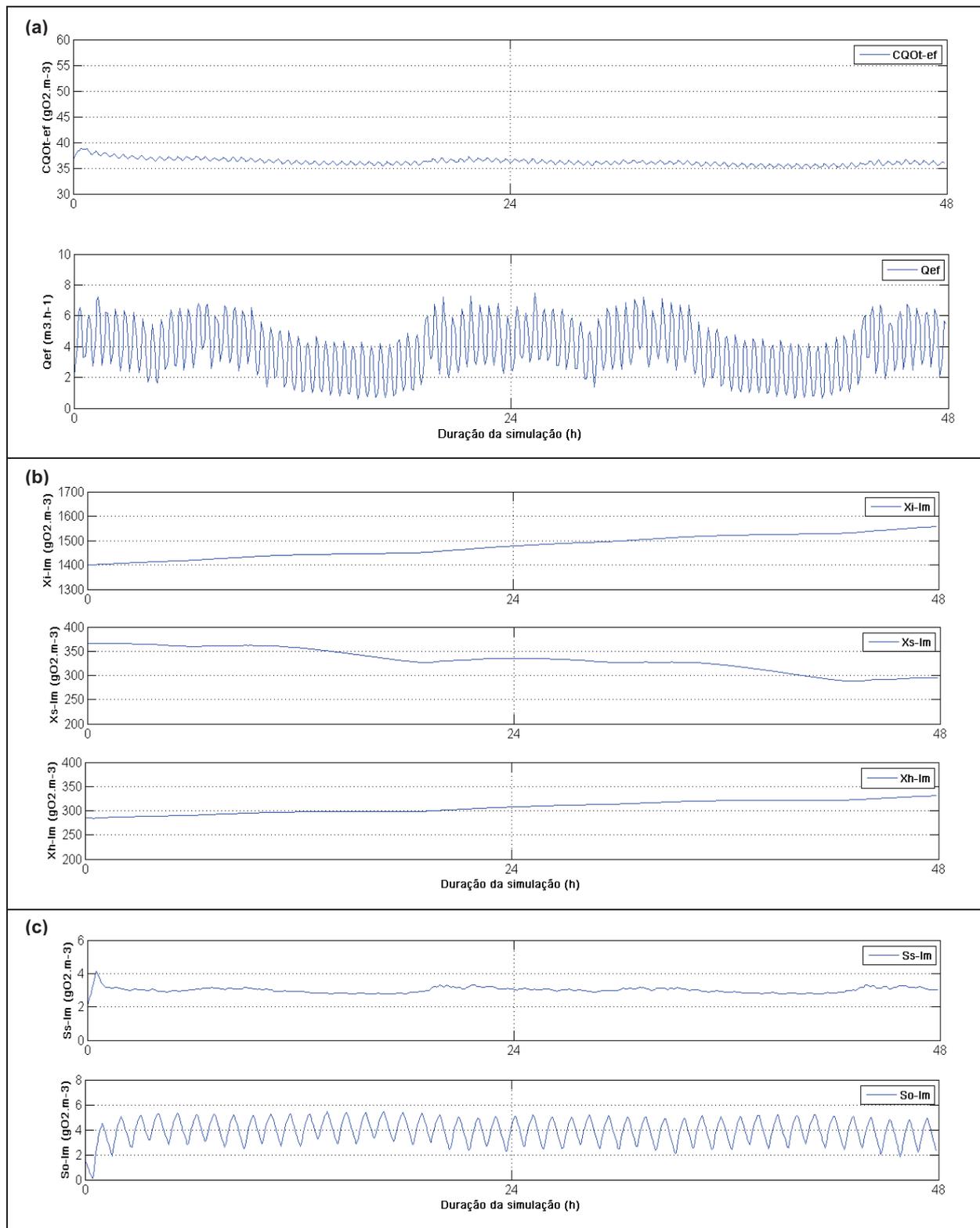


Figura 110 – Simulação C_{VM1_1} : duplicação do período de arejamento (24 minutos)

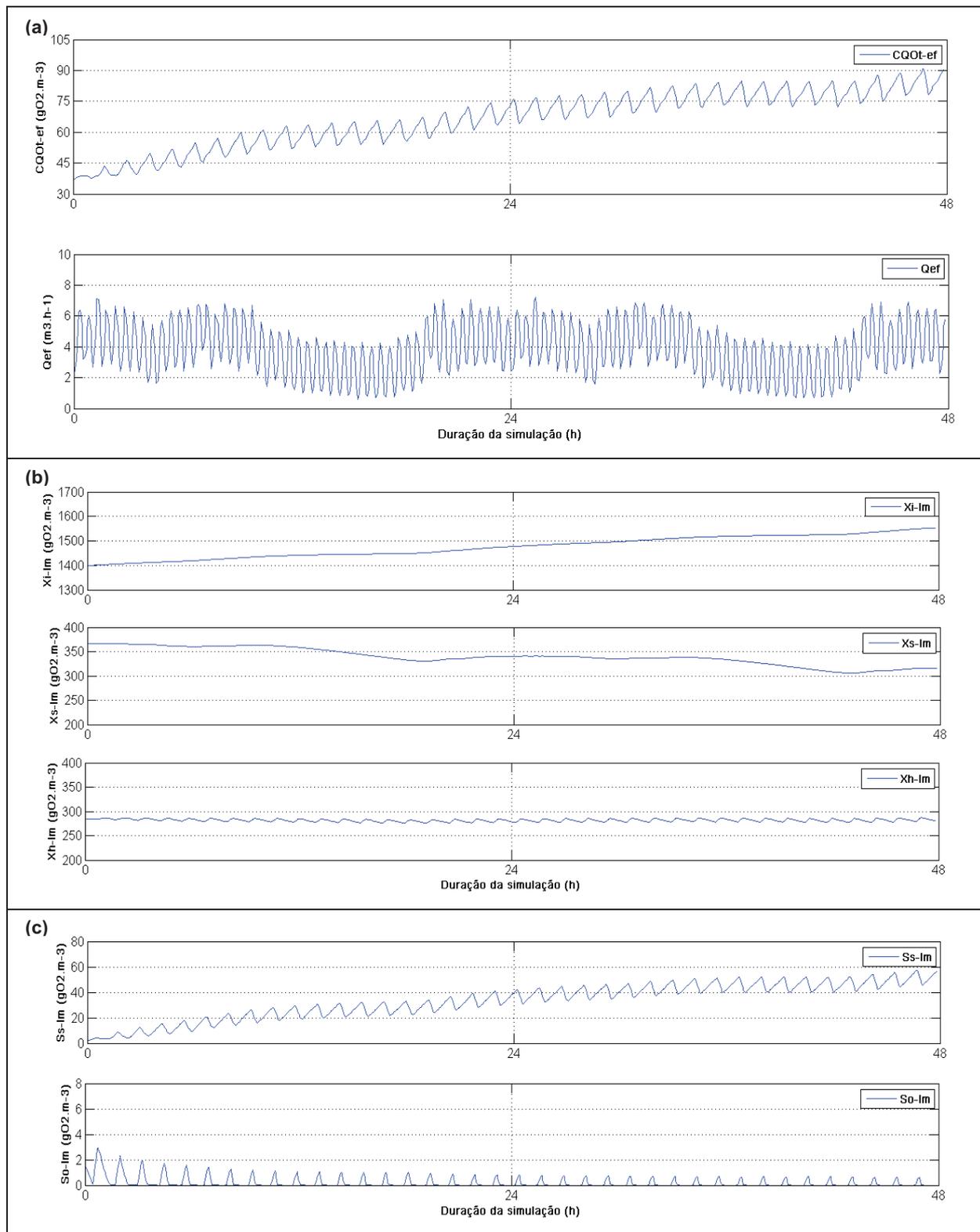


Figura 111 – Simulação C_{VM1_2} : duplicação do período de paragem (72 minutos)

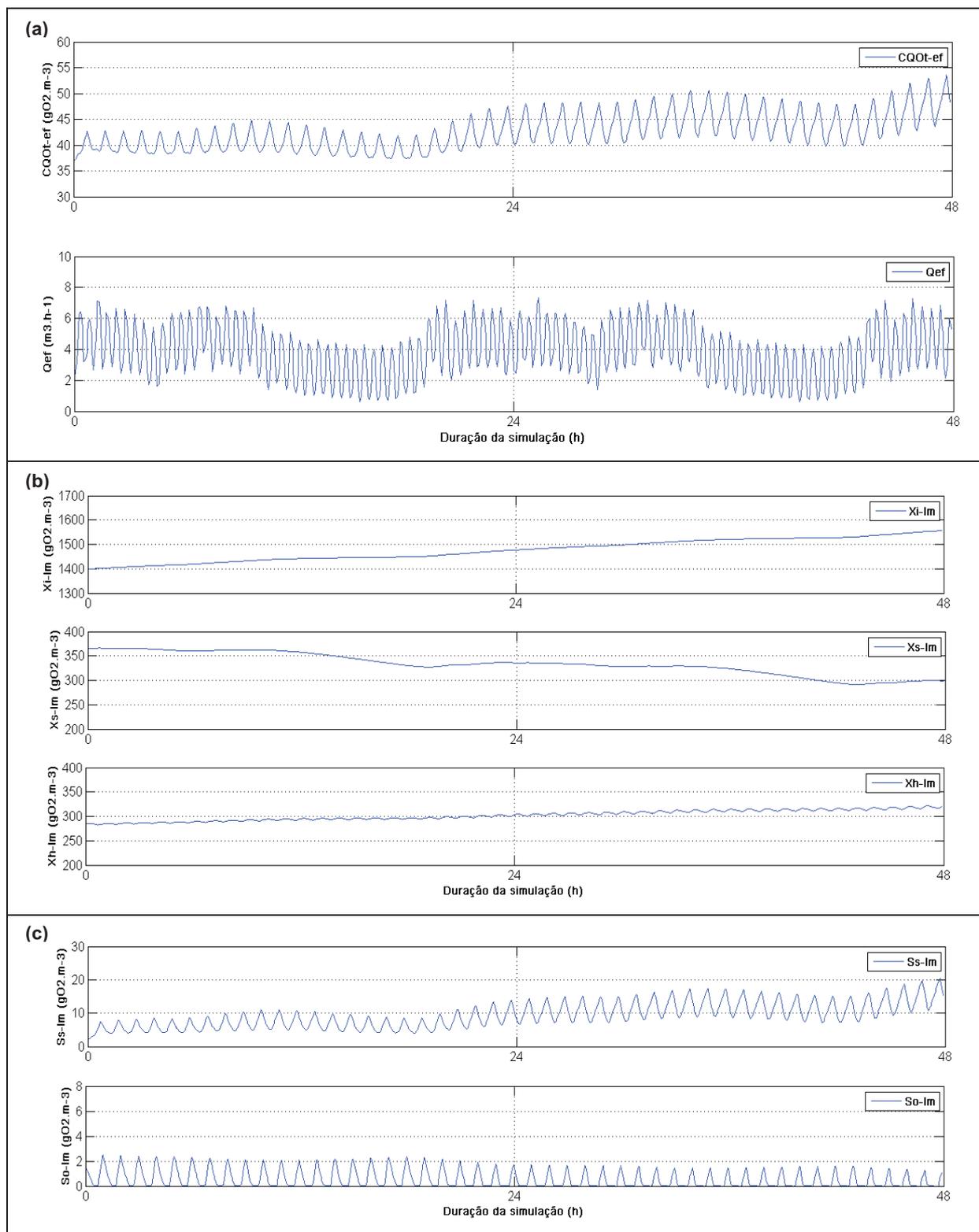


Figura 112 – Simulação c_{VM1_3} : aumento do período de paragem (48 minutos)

Apresentam-se, seguidamente, algumas considerações sobre os resultados obtidos com a simulação em condições dinâmicas do funcionamento da ETAR, tendo por objecto de análise a gestão do arejamento. Esta análise foca essencialmente a qualidade do efluente

tratado (gráficos (a) das Figuras 109 a 112) e os componentes dissolvidos (gráficos (C) das Figuras 109 a 112), na medida em que são as variáveis mais directamente afectadas pelas alterações na programação do arejamento mecânico.

Simulação C_{VM1_0}: É aplicado o perfil de arejamento da campanha 5. Verifica-se que a resposta do sistema de tratamento, ao nível da qualidade do efluente tratado (CQO_{t_ef}) e da concentração em oxigénio dissolvido no tanque de arejamento (S_{O_lm}), não se altera significativamente ao longo da simulação (Figura 109a). Os níveis simulados de OD variam, aproximadamente, entre cerca de 1 e 4 gO₂.m⁻³ (Figura 109c). Observa-se uma tendência ligeira de diminuição destes valores próximo do final do tempo de simulação.

Simulação C_{VM1_1}: Apesar de ter sido duplicada a duração do período de arejamento em relação à programação aplicada na campanha 5, é pouco notória a melhoria obtida relativamente à qualidade do efluente tratado em termos de CQO (Figura 110a). O aumento no arejamento resultou, no entanto, numa redução significativa da oscilação do valor da concentração de S_{S_lm} (Figura 110c). A diminuição na amplitude de variação da concentração de substrato rapidamente biodegradável é particularmente visível na fase final das 48 horas de simulação, ao compararem-se estes resultados com os obtidos na simulação C_{VM1_0} (Figura 109c). Refere-se, ainda, que o efeito do aumento do tempo de arejamento na concentração de OD no licor misto (S_{O_lm}) é marcado e rápido, mantendo-se ao longo da simulação, com uma variação dos níveis de oxigénio compreendida entre cerca de 2 e 5 gO₂.m⁻³ (Figura 110c).

Conclui-se que o aumento do tempo de duração do período de arejamento é pouco eficiente em termos de melhoria do funcionamento do sistema de tratamento. É possível fazer uma leitura adicional aos resultados obtidos, concluindo-se que a duração de arejamento aplicada na ETAR durante o trabalho experimental foi suficiente para as condições de afluência e funcionamento (concentração de biomassa no tanque de arejamento, por exemplo) semelhantes às registadas na campanha 5.

Simulação C_{VM1_2}: É duplicado o tempo de paragem do arejador mecânico em cada ciclo de arejamento. A interrupção do fornecimento de oxigénio durante 72 minutos apresenta um efeito marcado na eficiência do sistema de tratamento. O arejamento aplicado não é suficiente para garantir a manutenção de níveis mínimos de oxigénio dissolvido no licor misto. Com esta programação, a concentração de OD varia entre 0 e 1 gO₂.m⁻³, sendo mais frequente a ocorrência de valores nulos (Figura 111c). A deficiência no fornecimento de oxigénio afecta o processo de crescimento da biomassa heterotrófica, uma vez que se regista uma acumulação de substrato rapidamente biodegradável no licor misto (Figura 111c), o que pode indicar uma reduzida taxa de consumo deste.

O valor da concentração de S_{s_lm} no final da simulação é cerca de dez vezes superior ao atingido nas duas simulações anteriores. Como esperado, esta acumulação reflecte-se nos valores de concentração em CQO total no efluente tratado. Este indicador de qualidade regista um aumento consistente ao longo do período de simulação, com risco elevado de incumprimento dos limites de descarga (Figura 111a).

Conclui-se, assim, que uma redução tão drástica nos níveis de arejamento põe em causa o funcionamento do sistema de tratamento de um modo rápido (período testado de 48 horas).

Simulação C_{VM1_3} : Na procura de redução dos custos envolvidos com o arejamento do reactor biológico, e uma vez que não é possível diminuir o período de arejamento em cada ciclo, optou-se por aumentar a duração do período de paragem do sistema de arejamento mecânico em relação à C_{VM1_0} , passando o mesmo a ser de 48 minutos. Os resultados obtidos nesta simulação (Figura 112a) apontam para uma tendência de deterioração da qualidade do efluente tratado, se bem que bastante mais lenta que a registada no caso da duplicação do tempo de paragem (C_{VM1_2}). Uma vez mais, a variação da concentração de CQO_{t_ef} segue directamente a do teor de substrato rapidamente biodegradável no licor misto. Este último, por sua vez, parece ser afectado pelos baixos valores de OD previstos para o tanque de arejamento (Figura 112c), com valores nulos durante grande parte do tempo operativo.

Os resultados obtidos nas simulações onde se procurou economizar os consumos energéticos no arejamento não são totalmente satisfatórios, uma vez que se regista uma tendência consistente de deterioração da qualidade obtida no efluente tratado. Para aumentar a flexibilidade no controlo da variável $vm1$, seria recomendável a utilização de um novo tipo de temporizador, programável para intervalos de tempo mais curtos. A título de exemplo, indica-se que o aumento do tempo de paragem em 6 minutos por ciclo (face à programação aplicada da campanha 5) resultaria numa diminuição de 72 minutos no tempo diário do funcionamento do arejador mecânico. Tomando o consumo energético associado à potência nominal do arejador (7,5 kW) e um preço médio de energia activa de 0,12 €/kWh (valor calculado a partir da tabela tarifária Maio 2011 da EDP para a tipologia Baixa Tensão Normal), estima-se que a substituição do temporizador permitiria, no final de um ano, uma poupança de cerca de 400 € em custos de energia.

7.4.4.2 Cenário operacional A2 – gestão da taxa de extracção de lamas

A taxa de extracção de lamas aplicada num sistema de lamas activadas tem uma forte influência na concentração em sólidos suspensos (incluindo biomassa activa) do licor misto e na duração da permanência da biomassa no sistema de tratamento, ou seja, na Idade de Lamas (IL).

Na simulação do funcionamento dinâmico da ETAR, a definição da programação de extracção de lamas teve por base as características técnicas do sistema de bombagem das lamas espessadas (designadamente, o valor fixo debitado do caudal de lamas) e do temporizador que controla o funcionamento do grupo de compressores do ar que exerce o

efeito de bombagem (funcionamento programável em intervalos de 15 minutos).

Na definição das simulações, considera-se que a extracção de lamas alterna com a recirculação para o tanque de arejamento, sendo ambas operações realizadas intermitentemente a intervalos de 15 minutos. Para a aplicação desta programação na simulação dos cenários operacionais, admite-se a existência de duas comportas no circuito de lamas, sendo a abertura e fecho das mesmas feito de modo instantâneo. Assim, durante os períodos de extracção de lamas, admite-se que a bomba funciona em permanência, sendo o seu débito desviado intermitentemente para o canal de recirculação ou para o de extracção. No restante tempo operativo, a bomba funciona de modo intermitente, com o fluxo dirigido na sua totalidade para o canal de recirculação.

No sistema em operação na ETAR durante o trabalho experimental, a extracção de lamas é feita de um modo manual, com a mudança de posição da única comporta existente no circuito (Figura 16, secção 3.4.1). Para reflectir este constrangimento, é feita uma simulação adicional (variante da simulação C_{VM3_2}), na qual se considera que a extracção é feita em contínuo durante um único período de tempo diário, em que não vai ocorrer recirculação de lamas. Esta opção permite a mudança de posição da comporta localizada no circuito de lamas apenas duas vezes por dia, sendo assim mais compatível com o modo manual.

As alternativas de simulação definidas para análise da gestão da taxa de extracção de lamas são as seguintes:

- **Simulação C_{VM3_0} :** Reprodução da taxa de extracção de lamas aplicada na campanha 5. Apesar de, durante as campanhas de monitorização, não ter sido realizada a extracção de lamas, foi estimado um valor na descrição do funcionamento da ETAR em condições médias de afluência (secção 6.3.2). A extracção de lamas durante 5% do tempo operativo foi considerada representativa do funcionamento durante o trabalho experimental. Este valor corresponde a uma extracção diária durante 75 minutos (implementada em 5 períodos de 15 minutos de bombagem).
- **Simulação C_{VM3_1} :** Extracção de lamas com uma taxa quatro vezes superior à considerada para a simulação C_{VM3_0} . Este valor corresponde a uma extracção diária durante 300 minutos (20 períodos de 15 minutos).
- **Simulação C_{VM3_2} :** Extracção de lamas com uma taxa aproximadamente três vezes superior à considerada para a simulação C_{VM3_0} . Este valor corresponde a uma extracção diária durante 210 minutos (14 períodos de 15 minutos). É incluída uma variação no esquema adoptado para a extracção (operação em contínuo durante 3,5 horas).
- **Simulação C_{VM3_3} :** Ausência de extracção de lamas durante todo o tempo de simulação.

Nestas simulações, a extracção de lamas foi programada de modo a coincidir com o período de maior afluência de caudal de águas residuais à ETAR. Pretende-se com este ajuste limitar a ocorrência de valores nulos de caudal de efluente tratado. A programação aplicada

na extracção de lamas é esquematizada na Figura 113, sendo evidenciada a relação existente entre o tempo de simulação e o período do dia.

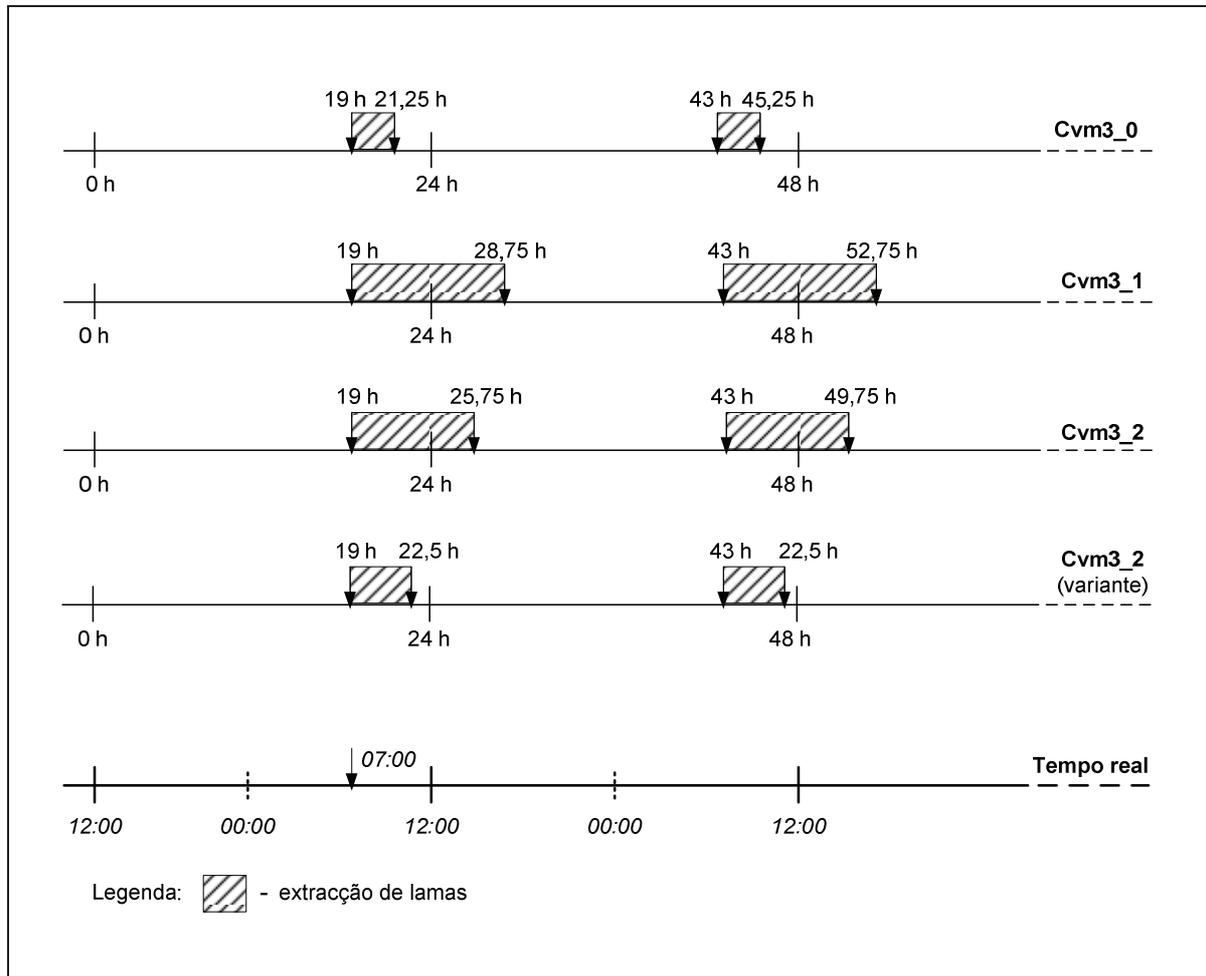


Figura 113 – Programação da extracção de lamas

Apresentam-se, da Figura 114 à Figura 118, os resultados das simulações relativos à estimativa da composição ($CQO_{t_{ef}}$) e caudal (Q_{ef}) do efluente tratado e características do licor misto directamente associadas à degradação da matéria orgânica afluenta à ETAR ($X_{I_{lm}}$, $X_{S_{lm}}$, $X_{H_{lm}}$, $S_{S_{lm}}$, $S_{O_{lm}}$). Para esta série de simulações, as características de afluência ($CQO_{t_{af}}$ e Q_{af}) tiveram por base os dados obtidos na campanha 5, reproduzidos sequencialmente até perfazer o tempo total da simulação.

A escala do eixo das ordenadas dos gráficos referentes às três primeiras simulações é igual em cada uma das variáveis analisadas, podendo variar os valores de concentração. Apenas no caso da simulação relativa à ausência de extracção (C_{VM3_3}) não foi possível manter a escala do eixo das ordenadas, em virtude da maior variação registada nalgumas variáveis.

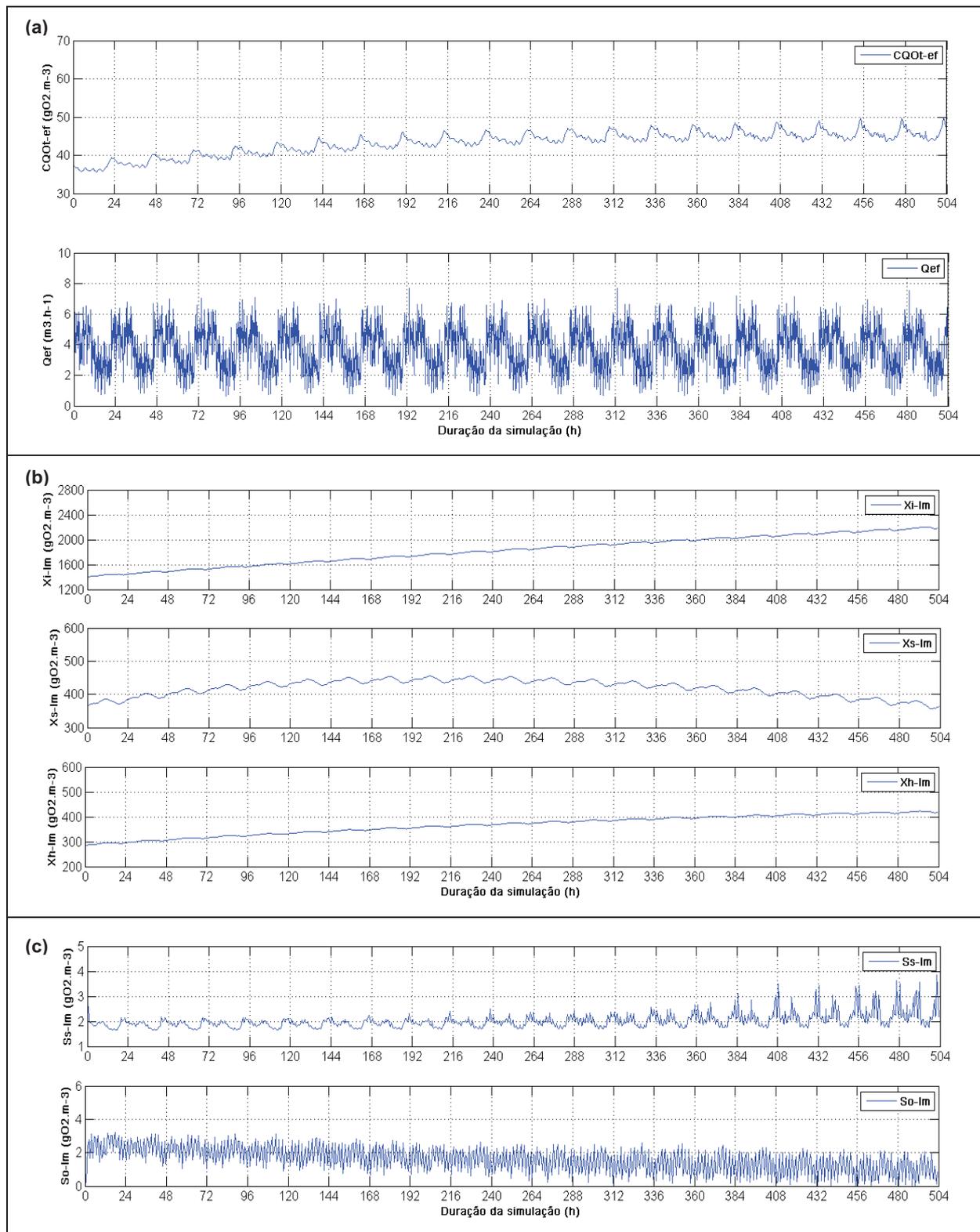


Figura 114 – Simulação C_{VM3_0} : taxa de extracção de lamas da campanha 5 (75 minutos/dia)

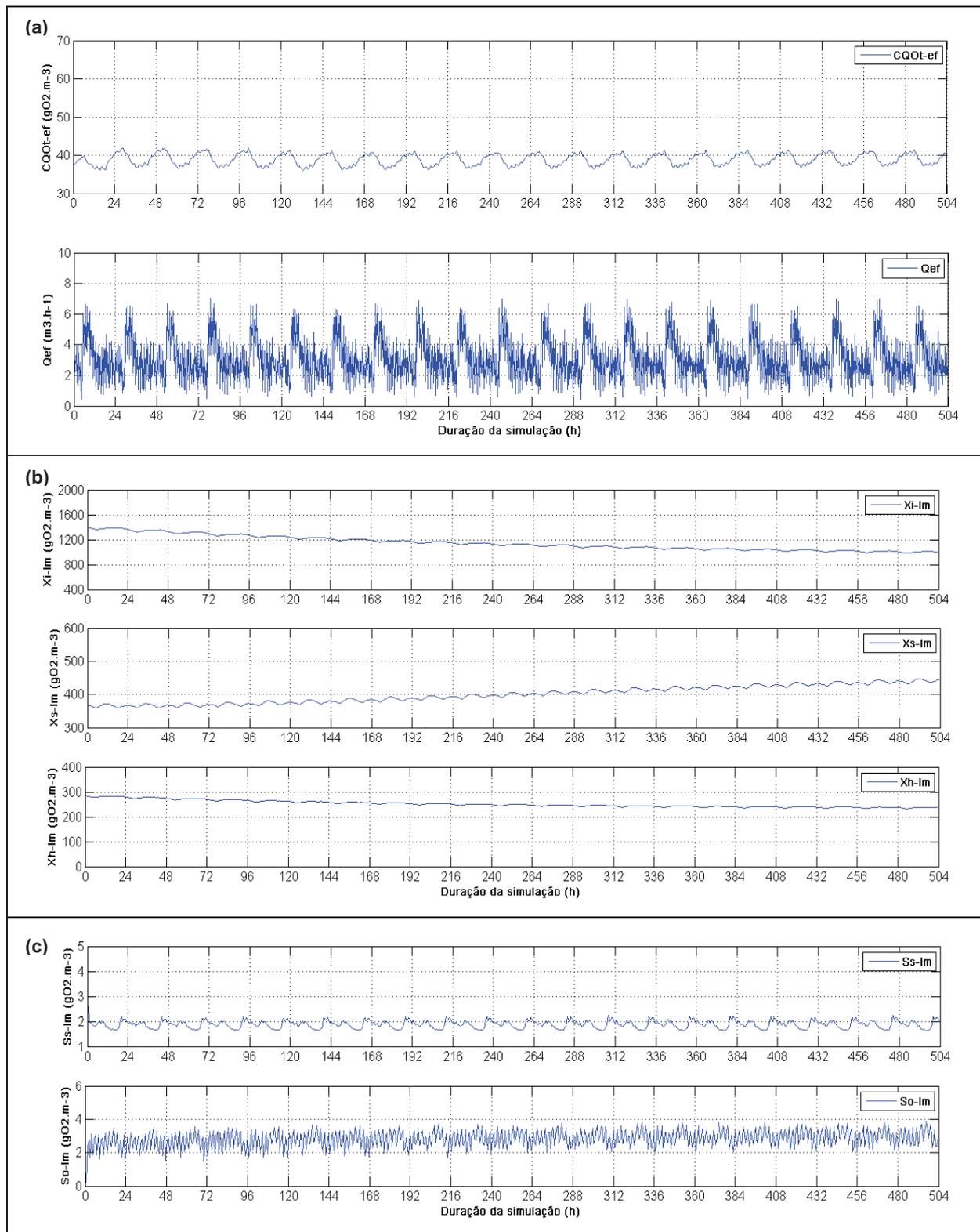


Figura 115 – Simulação C_{VM3_1} : taxa de extracção de lamas de 300 minutos/dia

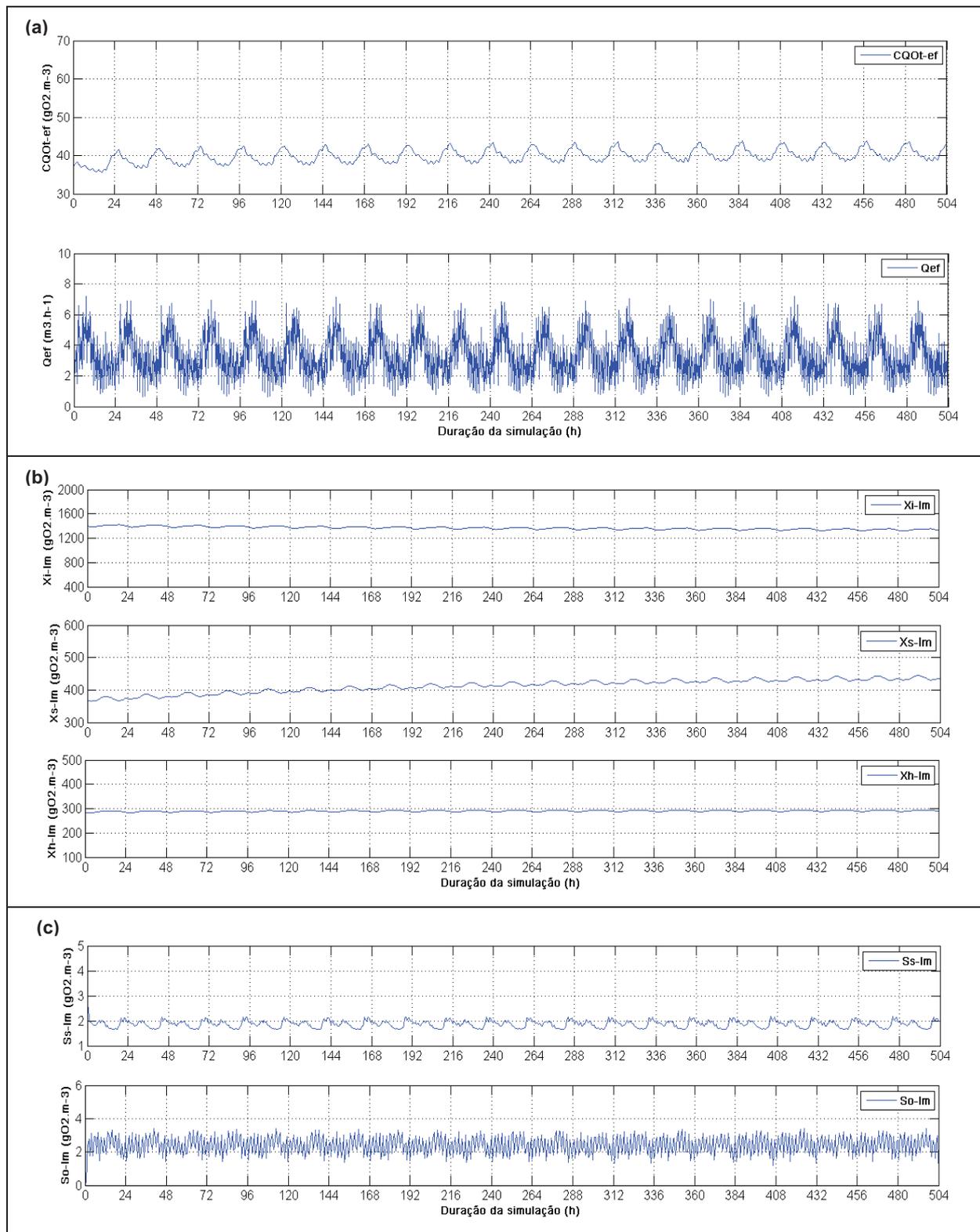


Figura 116 – Simulação C_{VM3_2} : taxa de extracção de lamas de 210 minutos/dia

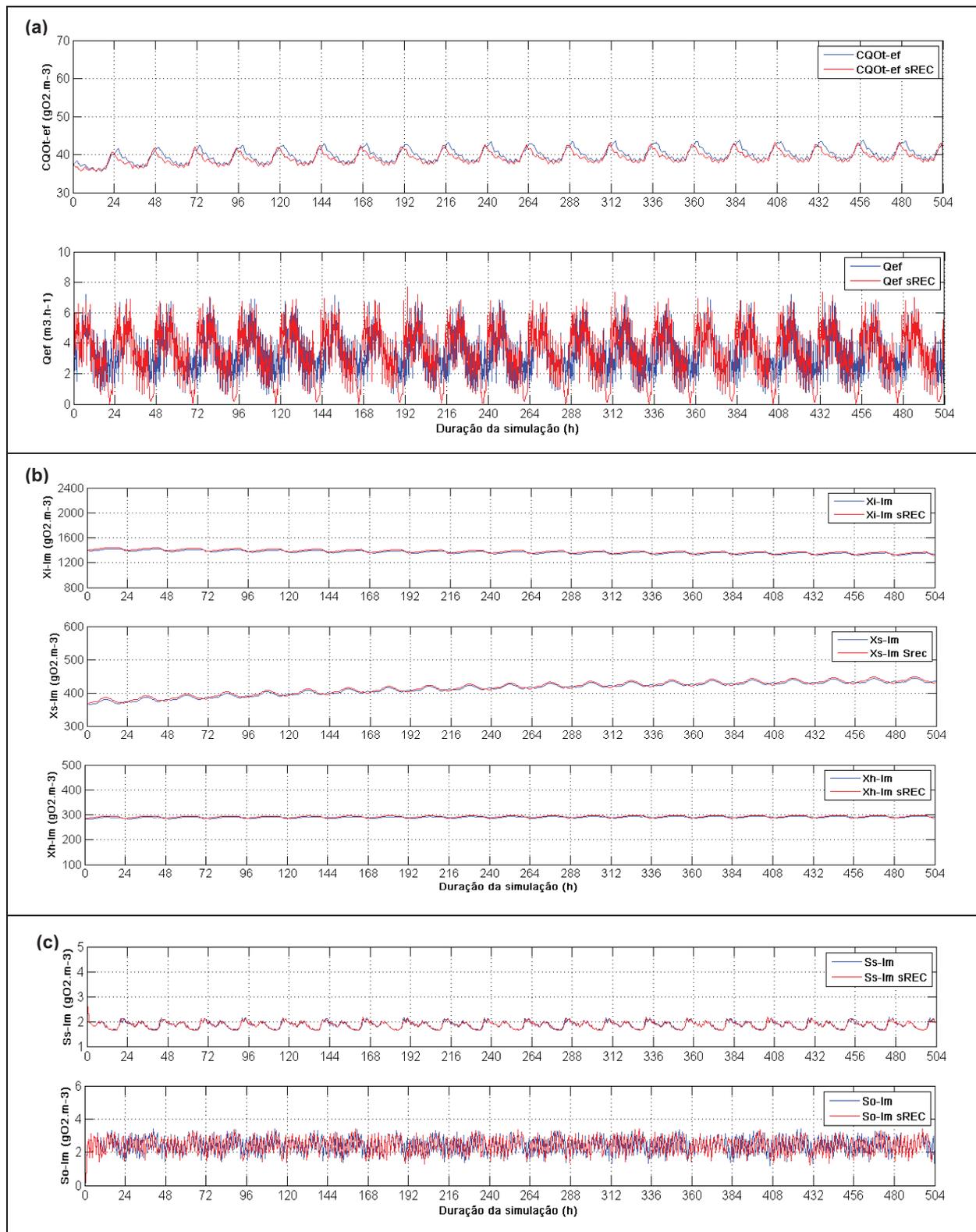


Figura 117 – Variante da simulação C_{VM3_2} : extração contínua (sREC) a uma taxa de 210 minutos/dia

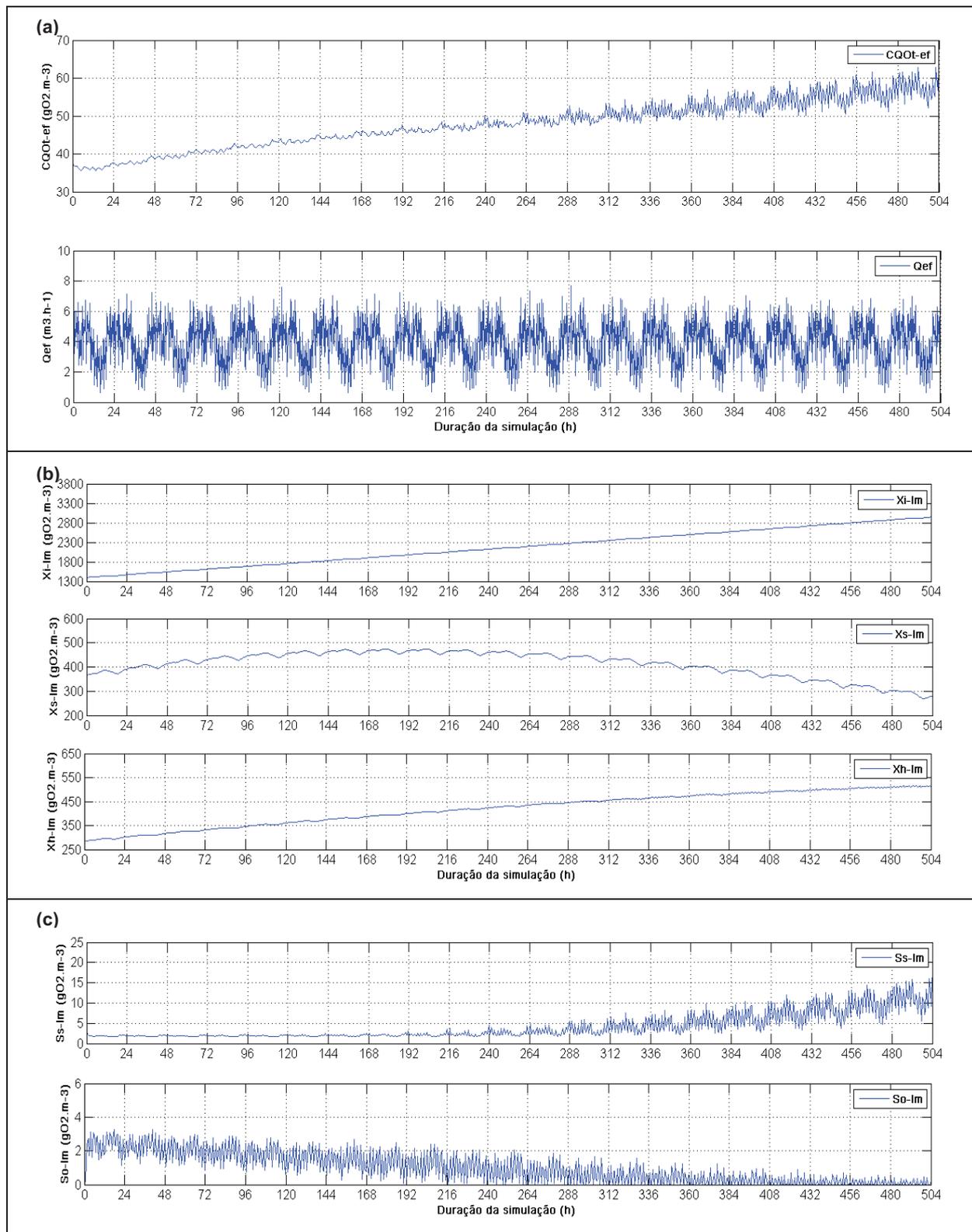


Figura 118 – Simulação C_{VM3_3}: ausência de extracção de lamas

O modelo de tratamento biológico utilizado consiste numa versão simplificada do modelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987) e integra os processos biológicos relacionados com a degradação de substrato orgânico (secção 4.4). A concentração de biomassa heterotrófica, num dado instante, condiciona directamente, portanto, o valor apresentado pelas variáveis de estado directamente envolvidas (X_{I_lm} , X_{S_lm} , X_{H_lm} , S_{S_lm} , e S_{O_lm}).

A fim de analisar a gama de variação das concentrações dos diferentes substratos orgânicos (rápida e lentamente biodegradável) e do oxigénio dissolvido, em relação à concentração de biomassa activa presente no sistema de tratamento, para as quatro simulações C_{VM3} , representam-se nas Figuras 119 a 121 a evolução relativa entre diferentes fracções de CQO.

No Quadro 56 apresentam-se os valores calculados do parâmetro Idade de Lamas, considerando unicamente as últimas 24 horas do tempo de simulação.

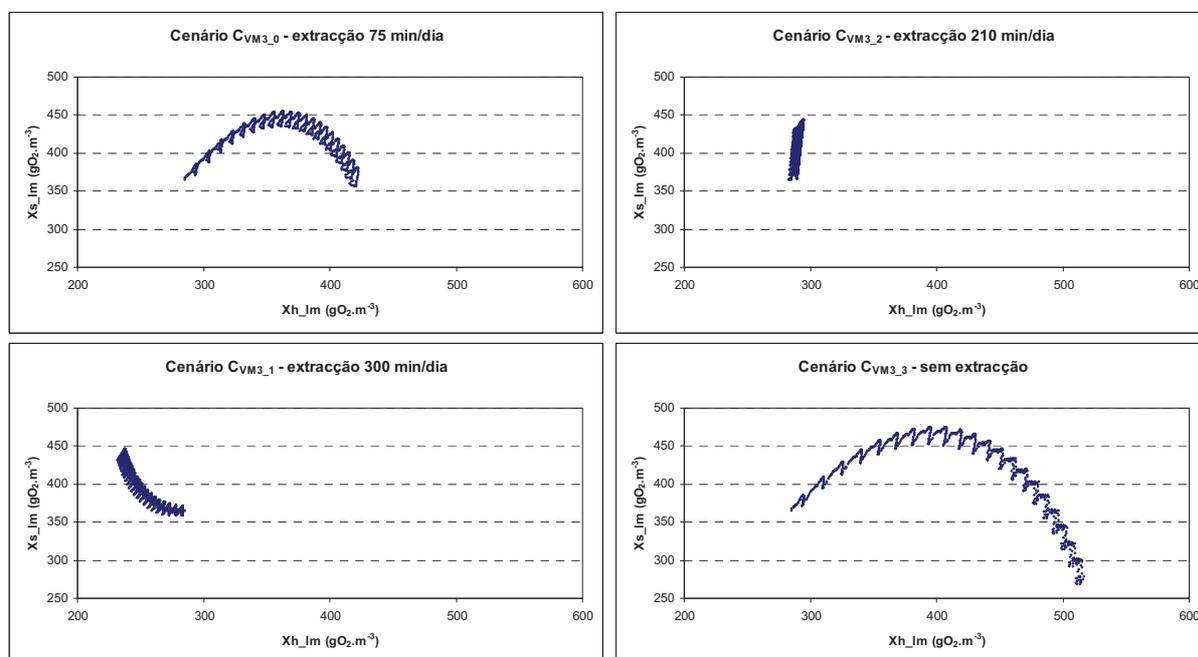


Figura 119 – Relação entre os valores de X_{S_lm} e de X_{H_lm} nas simulações C_{VM3}

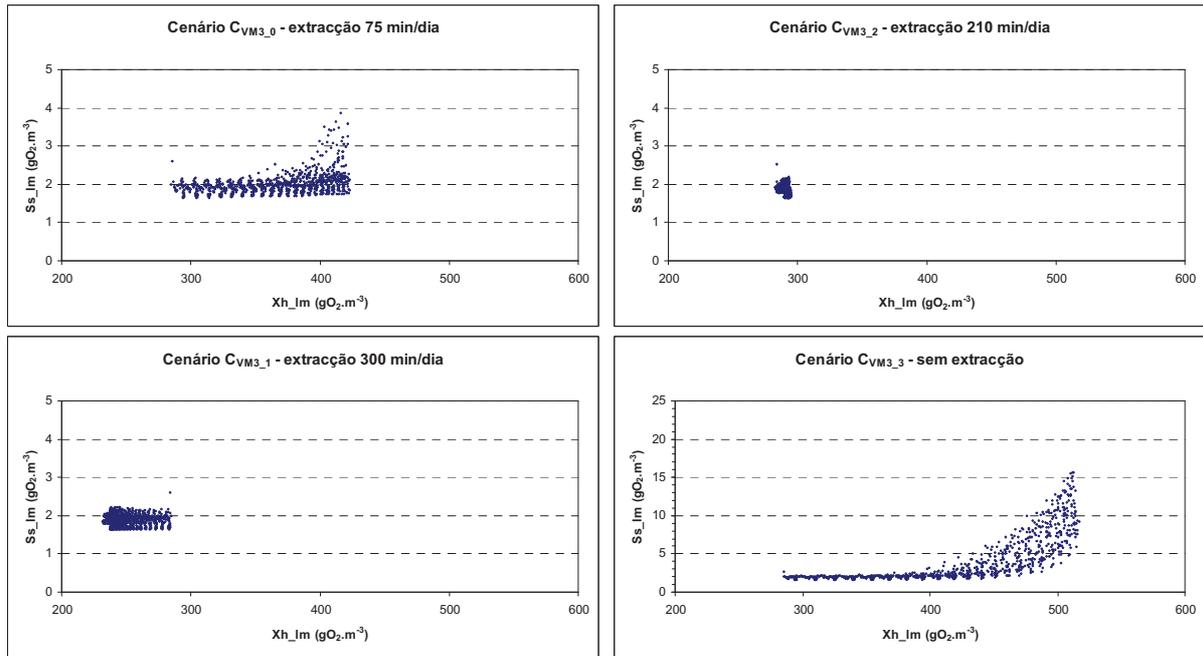


Figura 120 – Relação entre os valores de S_{S_lm} e de X_{H_lm} nas simulações C_{VM3}

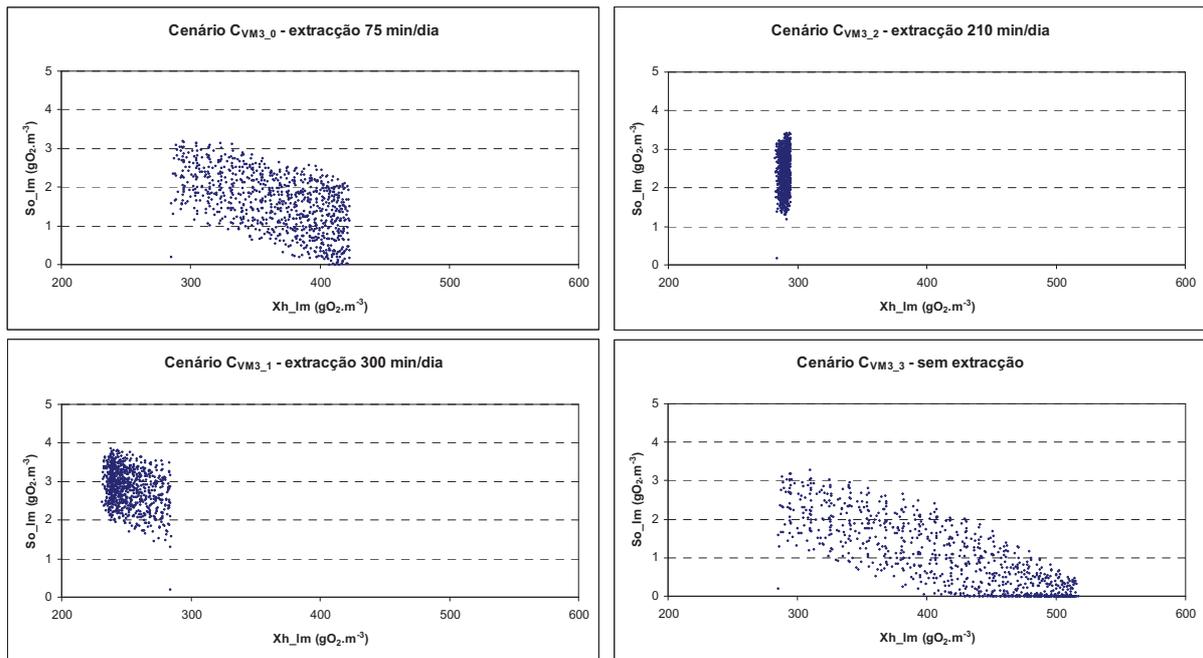


Figura 121 – Relação entre os valores de S_{O_lm} e de X_{H_lm} nas simulações C_{VM3}

Quadro 56 – Valores médios de IL calculados para as simulações C_{VM3}

Cenário	Duração diária da extração (min.d ⁻¹)	Idade de lamas (d)
C _{VM3_0}	75	20
C _{VM3_1}	300	5
C _{VM3_2}	210	7

Apresentam-se, seguidamente, algumas considerações sobre os resultados obtidos com a simulação do funcionamento dinâmico da ETAR, tendo por objecto de análise a gestão da idade de lamas.

Simulação C_{VM3_0}: É aplicada uma taxa de extracção de lamas equivalente à adoptada nas campanhas de monitorização. A aplicação desta programação resulta num aumento gradual da concentração de CQO total no efluente tratado, sendo este incremento mais notório nos primeiros 10 dias (240 horas) de simulação (Figura 114a).

No que se refere à evolução dos componentes particulados (Figura 114b), os resultados apontam para uma acumulação contínua de material inerte (X_{I_lm}) e de biomassa heterotrófica (X_{H_lm}), ao longo do tempo de simulação, e um aumento ligeiro seguido de decréscimo na concentração do substrato lentamente biodegradável (X_{S_lm}). Nos dois primeiros casos, a evolução registada parece indicar que a extracção aplicada (retirada de lamas durante 5% do tempo) é insuficiente para compensar a taxa de produção de sólidos inertes a partir da biomassa inactiva e o desenvolvimento líquido (diferença entre crescimento e decaimento) da biomassa activa, respectivamente. Por seu lado, a variação da concentração de substrato lentamente biodegradável terá resultado das seguintes condições:

- A tendência de aumento na concentração de X_{S_lm} , identificável nas primeiras 120 horas (5 dias) de simulação, dever-se-á à ocorrência de uma maior entrada no sistema de substrato lentamente biodegradável, essencialmente, das águas residuais afluentes, quando comparada com a quantidade retirada através da extracção e convertida por hidrólise. Tal é apoiado pelo visível padrão diário dos valores de X_{S_lm} .
- A zona de estabilização dos valores de X_{S_lm} , sensivelmente entre as 120 e as 288 horas (12 dias), resultará do equilíbrio entre os diferentes processos acima referidos.
- A tendência de diminuição na concentração de X_{S_lm} , identificável a partir das 288 horas de simulação, estará associada essencialmente ao seu consumo no processo de hidrólise que, devido ao aumento na concentração de biomassa, apresentará uma maior importância relativa.

A variação do substrato lentamente biodegradável também apresenta, na Figura 119, uma zona com valores máximos. Tal reforça a ideia de que a quantidade de biomassa presente no sistema de tratamento influencia, através da importância relativa do processo de hidrólise, a concentração de X_{S_lm} .

Observa-se durante grande parte do tempo de simulação uma tendência média, embora com acentuação progressiva das oscilações,

dos valores de concentração de substrato rapidamente biodegradável no licor misto (Figura 114c). A variação de S_{S_lm} segue o padrão diário das águas residuais afluentes, levando a que o valor mínimo não seja inferior a cerca de $1,8 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO. Observa-se, no entanto, um aumento progressivo nos valores de S_{S_lm} no final da simulação. A comparação das curvas de S_{S_lm} e de oxigénio dissolvido (S_{O_lm}) mostra que o aumento dos valores de concentração de substrato rapidamente biodegradável é mais notório a partir da altura em que começam a prever-se valores nulos de concentração de OD, ou seja, sensivelmente a partir das 408 horas de simulação (17 dias) (Figura 114c).

A evolução das concentrações de S_{S_lm} (Figura 120) e de S_{O_lm} (Figura 121) em relação à concentração de X_{H_lm} evidencia que o maior incremento nos valores de S_{S_lm} se dá, sensivelmente, a partir do valor concentração de biomassa heterotrófica a que se regista o início da ocorrência de valores de OD perto de zero, ou seja, quando o licor misto apresenta um valor de X_{H_lm} de aproximadamente $400 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO. Este comportamento parece sugerir que, a partir desta concentração de biomassa, a quantidade de oxigénio consumido no processo de respiração ultrapassará a capacidade de fornecimento de OD através do sistema de arejamento mecânico. Como o modelo integra a utilização de substrato rapidamente biodegradável exclusivamente em condições aeróbias, é observada uma acumulação de S_{S_lm} nos períodos com concentração reduzida de OD no licor misto. Nas alturas de menor afluência de águas residuais à ETAR, designadamente durante a noite, será então possível que possa ocorrer a utilização, total ou parcial, de substrato acumulado no licor misto pelas bactérias heterotróficas. Este efeito é acentuado pelo facto do modelo considerar o processo de hidrólise independente da concentração de OD. A maior taxa de consumo de X_S que acompanha o aumento do valor de X_{H_lm} não sofre redução pela ausência de OD, contribuindo para a acumulação de S_S no licor misto.

A idade de lamas calculada para uma extracção diária de lamas durante 75 minutos é de 20 dias (Quadro 56). Este valor corresponde ao limite inferior do intervalo considerado por Tchobanoglous e Burton (1991), que vai até 30 dias, para os sistemas de lamas activadas com arejamento prolongado. Outros autores recomendam unicamente a aplicação de idades de lamas superiores a 15 dias (CEMAGREF, 2004; MOE, 2008).

Simulação C_{VM3_1}: Nesta simulação, é aplicada uma taxa de extracção de lamas quatro vezes superior à utilizada durante as campanhas de monitorização. A diminuição do tempo de permanência da biomassa activa conduz à obtenção de uma qualidade no efluente tratado sem grandes variações ao longo do tempo de simulação e com uma concentração próxima dos $39 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO total (Figura 115a). Tal é acompanhado de valores

também estáveis de S_{S_lm} e de S_{O_lm} (Figura 115c), indiciando a operação do sistema em condições equilibradas.

Contudo, analisando os gráficos dos componentes particulados (Figura 115b), identifica-se uma diminuição progressiva da concentração de material inerte e de biomassa heterotrófica e um aumento sustentado do teor em substrato lentamente biodegradável. Deste modo, é revelado um desequilíbrio do sistema que, por via dos valores baixos de X_{H_lm} , está mais fragilizado para choques de carga ou toxicidade na afluência. A redução da quantidade de X_{I_lm} e de X_{H_lm} armazenada no tanque de arejamento dever-se-á, em princípio, ao facto da remoção através das lamas extraídas ultrapassar a produção destes componentes através dos processos de decaimento e de crescimento da biomassa, respectivamente. O incremento registado na concentração de substrato lentamente biodegradável poderá estar relacionado com a diminuição gradual da importância relativa do processo de hidrólise no consumo deste componente, em resultado da diminuição da quantidade de biomassa activa no tanque de arejamento. Este aumento da concentração de substrato lentamente biodegradável, acompanhando a diminuição da quantidade de biomassa heterotrófica no licor misto, é também identificado na Figura 119.

A menor concentração de biomassa no tanque de arejamento reflecte-se também num consumo mais limitado de oxigénio no processo de respiração, conduzindo assim à subida ligeira de S_{O_lm} ao longo do período de simulação (Figura 115c). Este facto resultará, em princípio, numa utilização rápida do substrato rapidamente biodegradável, situação traduzida pela constância observada na variação dos valores de S_{S_lm} (Figura 115c). Na Figura 120 é possível observar a estabilidade na variação dos valores de concentração de substrato rapidamente biodegradável ao longo do período de simulação e sem influência notória da concentração de biomassa activa. Na Figura 121 observa-se uma tendência de subida da concentração de S_{O_lm} para valores mais baixos de concentração de biomassa heterotrófica, confirmando este raciocínio.

A idade de lamas calculada para uma extracção diária de lamas durante 300 minutos é de 5 dias (Quadro 56). Este valor corresponde ao limite inferior do intervalo considerado em Tchobanoglous e Burton (1991) para sistemas de lamas activadas ditos convencionais (neste caso, a idade de lamas recomendado varia entre 5 e 15 dias). É bastante inferior ao referenciado para os sistemas de arejamento prolongado, dado que conduz, como constatado, a valores baixos de concentração de biomassa activa no licor misto.

Simulação C_{VM3_2}: Nesta simulação, a extracção de lamas é feita durante 210 minutos diários, um valor cerca de três vezes superior à taxa aplicada na ETAR

durante o trabalho experimental. O estabelecimento deste valor resultou do objectivo de melhoramento do funcionamento da ETAR, sendo esta entendida como a programação da extracção de lamas que permite alcançar uma maior estabilidade do comportamento dos processos e equilíbrio do sistema para as condições de afluência usadas.

A diminuição da extracção de lamas, relativamente ao considerado na simulação anterior (C_{VM3_1}), não afecta significativamente a qualidade simulada do efluente tratado no período simulado, obtendo-se, neste caso, uma concentração média de $40 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO total (Figura 116a). Contudo, os valores revelaram-se menos estáveis, com uma tendência de aumento ainda que lento.

No que se refere aos componentes particulados (Figura 116b), os resultados obtidos apontam para uma estabilidade dos valores simulados de concentração de material inerte (X_{I_lm}) e de biomassa heterotrófica (X_{H_lm}) e um incremento contínuo e ligeiro, com tendência a estabilizar, na concentração do substrato lentamente biodegradável (X_{S_lm}). A estabilidade na quantidade de material particulado inerte presente no sistema deriva da manutenção da concentração de biomassa activa através da programação de extracção de lamas aplicada. A presente simulação traduz, assim, um equilíbrio entre produção e retirada de biomassa activa e de material inerte.

Nesta simulação, o aspecto que mais se salienta nos resultados é o facto de, apesar de ser relativamente constante a quantidade de biomassa activa presente no tanque de arejamento, se registar um incremento contínuo na concentração de substrato lentamente biodegradável. Tal reflecte um valor de taxa específica de hidrólise insuficiente para a conversão da fracção lentamente biodegradável à mesma taxa que esta é alimentada ao sistema. A fracção não hidrolisada vai, assim, ter impacto na qualidade final do efluente tratado, tanto mais que o valor de f_x que lhe está associado é inferior à unidade (0,97, nesta campanha). A Figura 119 traduz, de modo paralelo, este potencial de acumulação de substrato lentamente biodegradável. No gráfico em questão, é possível observar a ocorrência de uma gama de valores de X_{S_lm} (entre cerca de 366 e $435 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO) para um valor estável de X_{H_lm} de $290 \pm 3 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO. Para ultrapassar o problema do aparente baixo valor de taxa de hidrólise, poder-se-ia idealizar um período de operação prévio em condições comparáveis às da simulação C_{VM3_0} , para acumulação de biomassa no sistema, seguido da transição para um regime próximo da presente simulação, com manutenção do valor de X_{H_lm} num nível que permitisse uma maior taxa de hidrólise de X_{S_lm} .

No que se refere aos componentes dissolvidos (Figura 116c), é possível observar uma constância na variação dos valores de concentração de

substrato rapidamente biodegradável ($S_{S_{lm}}$) e de oxigénio dissolvido ($S_{O_{lm}}$) ao longo do período de simulação, tal como registado também na simulação C_{VM3_1} . Nas Figuras 120 e 121, verifica-se também que se mantém a variação dos valores destes parâmetros.

A idade de lamas calculada para uma extracção diária de lamas durante 300 minutos é de 7 dias (Quadro 56). Apesar de ligeiramente superior ao obtido na simulação anterior, este valor é bastante menor do que o recomendado em Tchobanoglous e Burton (1991) para os sistemas de lamas activadas com arejamento prolongado, por, mais uma vez originar valores de $X_{H_{lm}}$ inferiores ao desejável para assegurar a robustez do sistema de tratamento.

Tal como já referido, é também simulada uma variante à C_{VM3_2} , que consiste na extracção diária ao longo de um período contínuo de 3,5 horas, durante o qual é interrompida a recirculação de lamas para o tanque de arejamento (Figura 117). Esta alteração pretende simular a possibilidade da mudança de posição da comporta existente no circuito de lamas ser feita de modo manual. Os resultados obtidos na simulação em condições dinâmicas com esta modalidade de operação da ETAR estão representados pela curva a vermelho, correspondendo a curva em azul à realização alternada de extracção e recirculação de lamas em períodos de 15 minutos. A análise comparativa a estas duas simulações permite concluir que, de acordo com os resultados simulados, parece que o funcionamento do sistema de tratamento não será afectado por uma paragem de 3,5 horas diárias na recirculação de lamas para o tanque de arejamento. Esta opção de funcionamento do circuito de lamas pode ser vantajosa em ETAR de pequena dimensão, com possibilidades mais limitadas ao nível da automatização dos anéis de controlo.

Simulação C_{VM3_3} : Esta simulação permite analisar a resposta do sistema perante uma ausência de extracção de lamas durante 21 dias. Trata-se de uma condição de operação da ETAR totalmente indesejável, mas possível de acontecer, portanto, fora da procura de melhoria do funcionamento do sistema de tratamento. A consideração desta simulação visa aferir algumas observações efectuadas na análise de simulações anteriores, bem como simular a dinâmica do sistema em condições comparáveis às do seu arranque ou recuperação após choque tóxico.

A ausência de extracção de lamas durante 21 dias resultou num incremento continuado da concentração simulada de CQO total no efluente tratado (Figura 118a). A partir das 219 horas (9 dias) de tempo de simulação, verifica-se também um aumento na amplitude de variação dos valores de $CQO_{t_{ef}}$. A leitura destes dados deve, no entanto, ser contextualizada. Na definição dos cenários operacionais, admite-se que a eficiência da separação de sólidos suspensos no decantador

secundário não se altera ao longo das simulações. Tendo em consideração o conhecimento adquirido sobre o funcionamento da ETAR, nomeadamente sobre a tendência de acumulação de sólidos no decantador (em particular, de lamas flutuantes), considera-se de difícil concretização a manutenção da eficiência de separação (99,4%) durante os 21 dias que constituem a simulação.

No que se refere aos componentes particulados (Figura 118b), verifica-se que a variação dos seus valores é semelhante à registada na simulação C_{VM3_0} (extracção durante 5 % do tempo). É simulada uma acumulação contínua de material inerte e de biomassa heterotrófica no tanque de arejamento. A curva do substrato lentamente biodegradável apresenta, também, uma zona de valores máximos. Neste caso, o valor máximo de concentração de X_{S_lm} é maior, uma vez que não é feita a remoção deste substrato do sistema junto com as lamas extraídas. Também o valor mínimo é menor que o da simulação C_{VM3_0} , o que em princípio resultará de um consumo mais expressivo através da hidrólise (a concentração de X_{H_lm} é maior). Este padrão de variação da concentração de X_{S_lm} também é evidenciado na Figura 119. Na ausência de extracção de lamas do sistema, o valor máximo de concentração de X_{S_lm} é atingido com uma concentração de X_{H_lm} de aproximadamente $400 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO, valor acima do observado na simulação C_{VM3_0} , reflectindo uma maior acumulação da fracção X_{S_lm} .

No que se refere aos componentes dissolvidos (Figura 118c), verifica-se que a inexistência de extracção de lamas conduz a um decréscimo mais rápido da oxigenação do licor misto, podendo a concentração de OD ser considerada residual a partir do 18.º dia de simulação (432 horas). Tal como referido para os resultados da simulação da simulação C_{VM3_0} , também aqui se identifica uma relação entre a diminuição progressiva do teor de oxigénio dissolvido e o aumento da concentração de substrato rapidamente degradável. Observa-se, de modo paralelo, uma tendência crescente na variação de S_{S_lm} , que se repercute na maior oscilação registada na concentração de CQO do efluente tratado, no final do tempo de simulação.

Comparando os resultados das simulações C_{VM3_3} e C_{VM3_0} , na Figura 120 e na Figura 121, observam-se tendências semelhantes. Para a simulação C_{VM3_3} , a concentração de X_{H_lm} aumenta até $510 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO. É, portanto, mais notório o presumível efeito da quantidade de biomassa presente no sistema na variação de S_{S_lm} e de S_{O_lm} . A partir da concentração de X_{H_lm} de aproximadamente $400 \text{ gO}_2.\text{m}^{-3}$ em CQO, regista-se um aumento bastante acentuado no teor de substrato rapidamente biodegradável, em paralelo com a diminuição da concentração de OD até valores próximos de zero. Tal como referido para a simulação C_{VM3_0} , este comportamento reflecte uma influência da concentração de biomassa sobre a quantidade de oxigénio disponível

no meio, a qual por sua vez determinará o consumo de S_{S_lm} pela biomassa heterotrófica. Nestas duas simulações de sobrecarga de biomassa activa no sistema, fica evidenciada a aparente deficiência do arejamento.

Na definição dos cenários operacionais, não se considera a existência de variações na concentração das lamas espessadas ao longo dos períodos de extracção motivadas, por exemplo, por uma diminuição na eficiência de espessamento causada pelo funcionamento em contínuo do sistema *air-lift*. Também não é admitida a possibilidade de diminuição da eficiência do processo de separação de sólidos ao longo do tempo de simulação. Os valores simulados devem, assim, ser entendidos como indicativos de tendências do funcionamento do sistema de tratamento face a ocorrência de alterações na quantidade de biomassa activa aí existente.

Os valores do parâmetro idade de lamas calculados para as simulações C_{VM3_1} e C_{VM3_2} (5 e 7 dias, respectivamente) afastam-se bastante da gama normalmente considerada na literatura (entre 20 e 30 dias) para os sistemas lamas activadas com arejamento prolongado. Na simulação C_{VM3_0} , a idade de lamas calculada foi igual a 20 dias, mas o sistema de tratamento apresentou alguns sinais de desequilíbrio no final da simulação (tendência de acumulação de S_{S_lm} , por exemplo).

A idade de lamas com uma duração de 7 dias corresponde ao valor calculado para um funcionamento equilibrado da ETAR, sendo para tal considerada a concentração de biomassa heterotrófica relativamente constante ao longo do tempo de simulação. Admite-se que a extracção diária de lamas durante 210 minutos permitiria, no sistema estudado, tornar mais equilibrada a relação existente entre a carga orgânica afluyente à ETAR e a biomassa activa presente no tanque de arejamento, comparativamente às condições ocorrentes durante o trabalho experimental (75 minutos de extracção diária). Os resultados da simulação relativa à simulação C_{VM3_0} revelam, no entanto, uma tendência de acumulação progressiva, no sistema de tratamento, de substrato lentamente biodegradável. Esta situação decorrerá do facto da concentração biomassa activa no tanque de arejamento ser mantida demasiado baixa face as necessidades específicas de tratamento.

Deste modo, conclui-se que a idade de lamas ideal para o sistema de tratamento estudado deverá estar compreendida entre os 7 e os 20 dias, cenários operacionais a testar em articulação com uma introdução de maior taxa de arejamento. No entanto, para a determinação deste valor, seria desejável realizar trabalho experimental adicional.

Finalmente, importa considerar, nesta análise, factores adicionais como a gestão das lamas extraídas (designadamente, os custos associados à desidratação e colocação em destino final) e os custos energéticos relacionados com a bombagem das lamas.

7.4.4.3 Cenário operacional B - variação da afluência de águas residuais

A carga mássica¹², ou razão F/M, é um parâmetro vulgarmente utilizado na caracterização do funcionamento de sistemas de lamas activadas. Consoante o seu valor, um processo pode ser classificado como sendo de alta, média ou baixa carga. O valor médio de carga

¹² Carga mássica é definida como a quantidade de substrato presente nas águas residuais afluentes disponível por unidade de massa de microrganismos no reactor biológico e por dia. É vulgarmente apresentada em termos de $gCBO_5.(gSSV.d)^{-1}$.

orgânica registado durante as campanhas de monitorização foi igual a $0,05 \text{ gCBO}_5 \cdot (\text{gSSV} \cdot \text{d})^{-1}$, estando dentro da gama indicada por Tchobanoglous e Burton (1991) para os sistemas de arejamento prolongado ou de baixa carga (0,04 a $0,10 \text{ gCBO}_5 \cdot (\text{gSSV} \cdot \text{d})^{-1}$). Conclui-se, assim, que a ETAR estudada apresenta alguma capacidade de tratamento excedentária.

Assim, foram definidas duas simulações (C_{Qaf_1} e C_{Qaf_2}) onde é considerada uma duplicação do caudal de águas residuais afluentes (variável Qaf), com manutenção da composição registada na campanha 5. Numa destas simulações (C_{Qaf_2}), é incluído um ajuste na programação do arejamento, de modo a avaliar o efeito desta acção de controlo na eficiência do processo de tratamento.

Num quadro de funcionamento normal de uma ETAR com lamas activadas, o efeito de um aumento súbito do caudal de águas residuais afluentes, associado à contribuição de águas pluviais, faz-se sentir mais rapidamente no processo de decantação secundária. Caso o aumento de caudal afluente seja significativo, poderá ocorrer o arrastamento de lamas armazenadas no decantador na descarga do efluente tratado, com a consequente degradação da qualidade do mesmo e, ainda, a perda de biomassa activa necessária ao processo de tratamento. Com o modelo desenvolvido, não é possível simular este comportamento, dada a consideração de um valor constante para a eficiência de separação de sólidos no decantador. É, contudo, desenvolvido aqui um cenário para a simulação de condições de afluência com precipitação. Trata-se de um exercício teórico que visa essencialmente exemplificar a definição do cenário operacional e analisar os possíveis impactos em variáveis não relacionadas com o arrastamento de biomassa com o efluente.

As simulações definidas para análise da variação da afluência de águas residuais no funcionamento do sistema de tratamento são as seguintes:

- **Simulação C_{Qaf_1} :** Duplicação da afluência de águas residuais (sem alteração da composição), com manutenção das condições de operação da ETAR correspondentes à campanha 5.
- **Simulação C_{Qaf_2} :** Duplicação da afluência de águas residuais (sem alteração da composição), com duplicação do tempo de arejamento relativamente às condições de operação na campanha 5.
- **Simulação C_{Qaf_3} :** Afluência de contribuições pluviais, correspondentes a um evento com 24 horas de duração, com manutenção das condições de operação da campanha 5. Com a afluência de contribuições pluviais a uma ETAR, a composição das águas residuais é alterada em relação ao normalmente observado em condições de tempo seco. A entrada de água pluvial no sistema de drenagem aumenta a diluição das águas residuais domésticas. No entanto, numa primeira fase do evento de precipitação, o arrastamento de material sólido depositado nos colectores resulta num aumento da carga orgânica afluente.

No Quadro 57 apresentam-se as variações de caudal e concentração em CQO, relativamente aos valores medidos na campanha 5, atribuídas na simulação da contribuição

pluvial nas águas residuais afluentes (simulação C_{Qaf_3}). O evento de precipitação tem uma duração de 24 horas, apresentando variações ao nível da sua intensidade. Nas primeiras 4 horas de tempo de simulação, as águas residuais não se apresentam diluídas com a afluência pluvial. Este facto pretende reproduzir o arrastamento de sólidos depositados nos colectores. Nos restantes períodos de simulação, considera-se que as águas residuais afluentes se apresentam diluídas na medida directa do aumento registado no caudal afluente.

Quadro 57 – Simulação de afluência com contribuição pluvial

Tempo de simulação (horas)	Factor multiplicativo dos valores medidos na campanha 5	
	Caudal – Qaf	Concentração – CQOt_af
0 – 3,99	5 x	1 x
4 – 6,99	10 x	0,10 x
7 – 9,99	5 x	0,20 x
10 – 23,99	3 x	0,33 x

Apresentam-se, da Figura 122 à Figura 124, os resultados das simulações relativos à estimativa da composição ($CQO_{t_{ef}}$) e caudal (Q_{ef}) do efluente tratado e características do licor misto directamente associadas à degradação da matéria orgânica afluente à ETAR (X_{I_lm} , X_{S_lm} , X_{H_lm} , S_{S_lm} , S_{O_lm}).

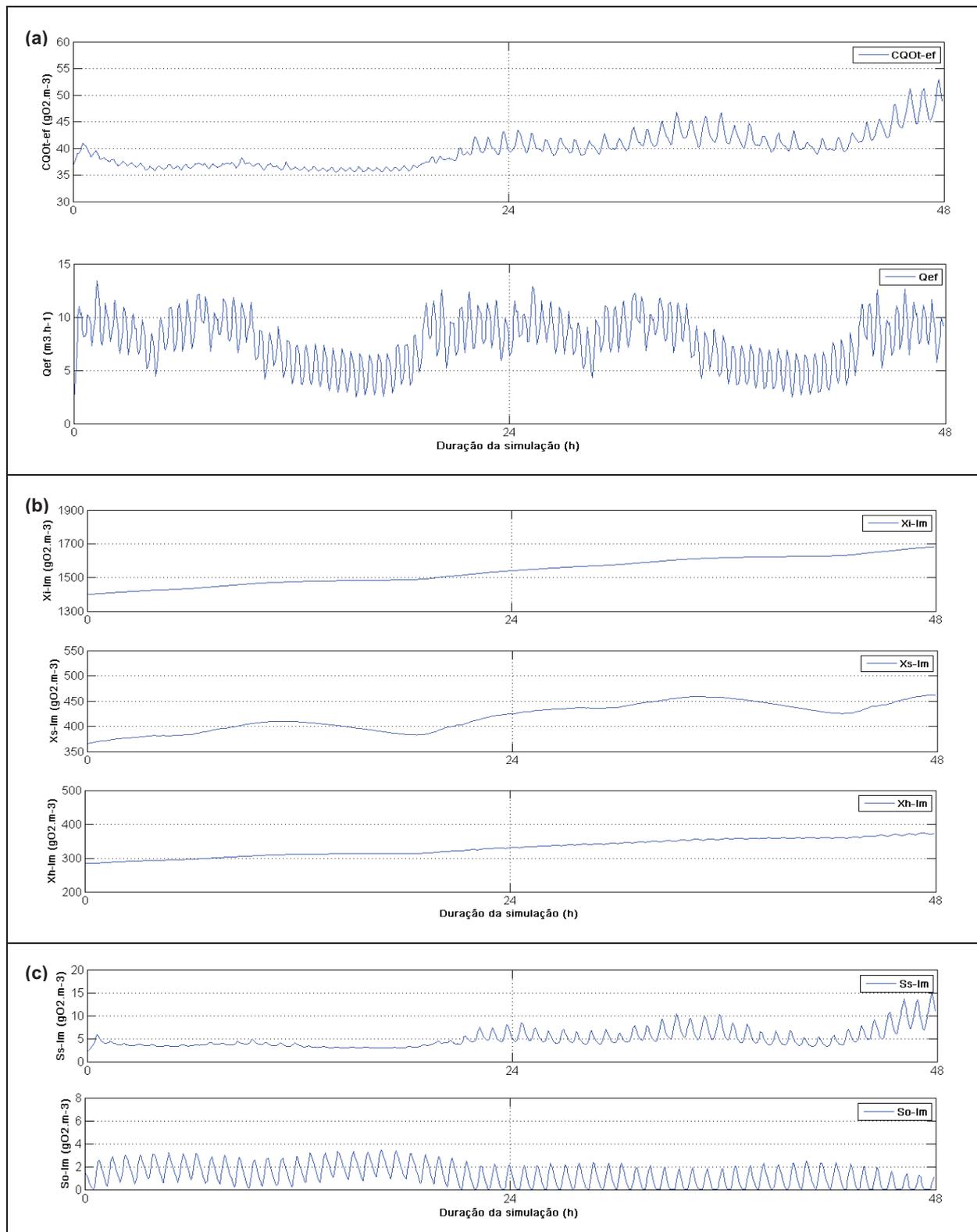


Figura 122 – Simulação C_{Qaf_1} : duplicação do caudal afluyente

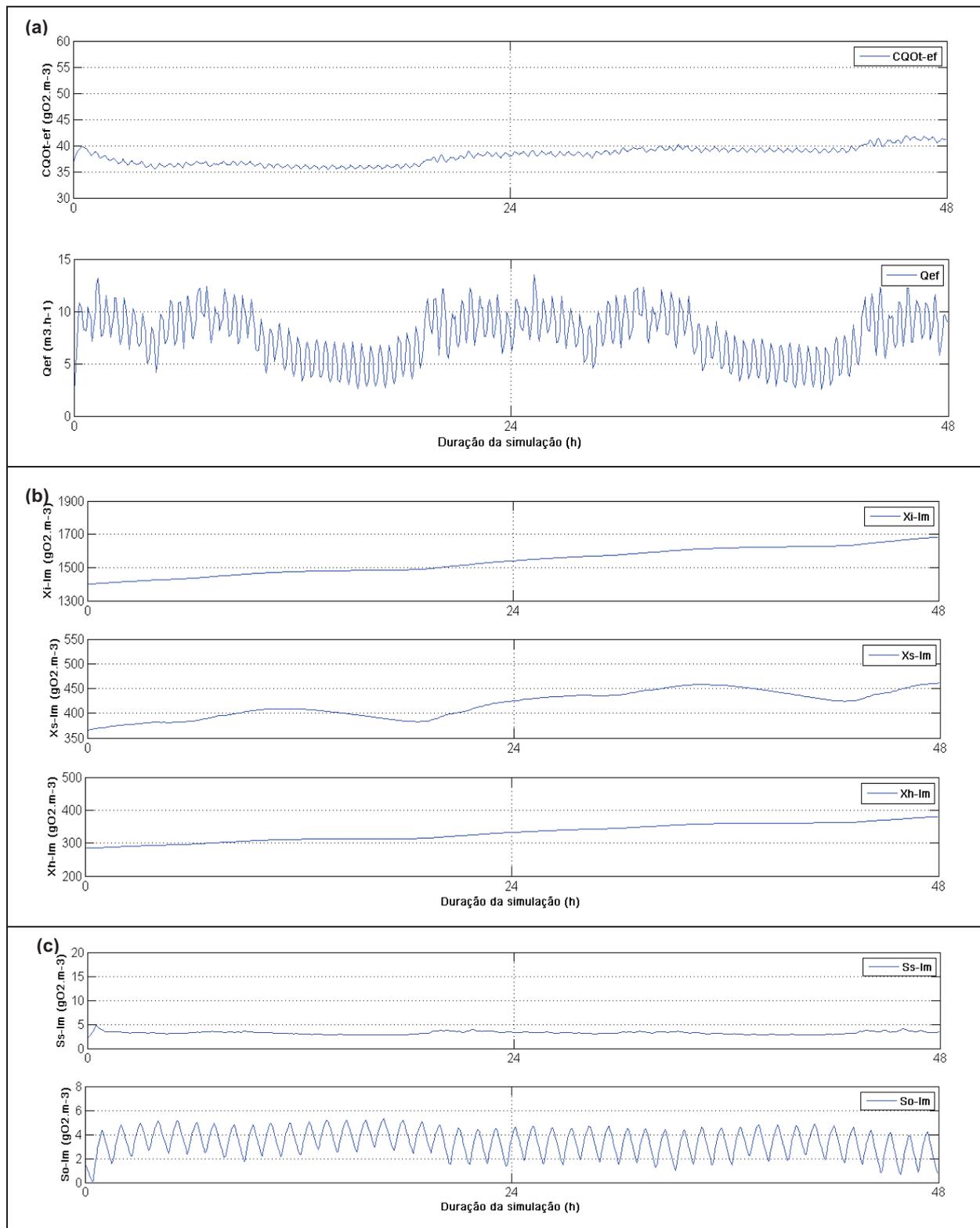


Figura 123 – Simulação C_{Qaf_2} : duplicação do caudal afluyente e do arejamento

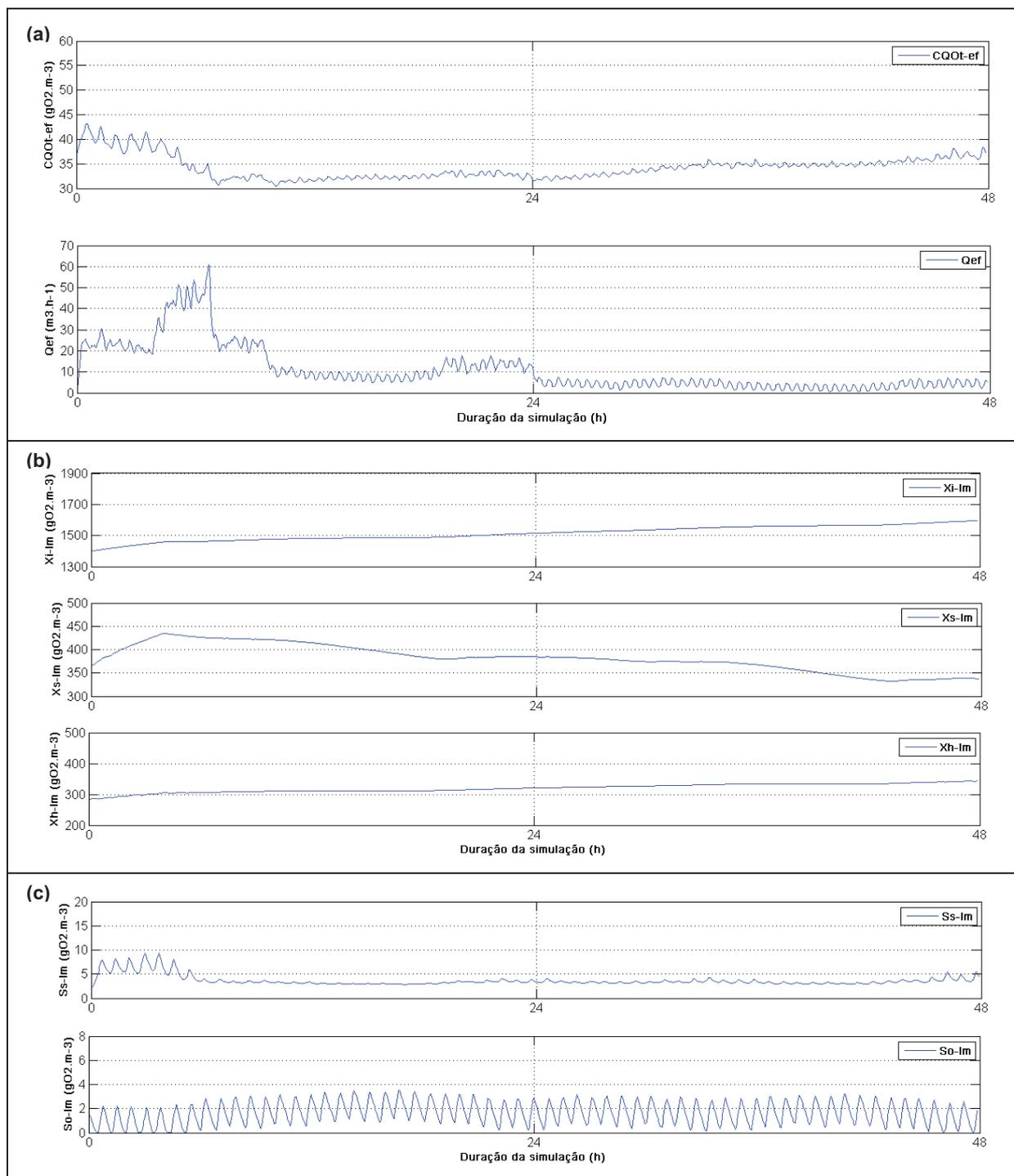


Figura 124 – Simulação C_{Qaf_3}: afluência pluvial durante 1 dia

Apresentam-se, seguidamente, algumas considerações sobre os resultados obtidos na simulação do funcionamento dinâmico da ETAR, tendo por objecto a análise do efeito do aumento da afluência de águas residuais no sistema de tratamento.

Simulação C_{Qaf_1}: Neste cenário operacional, é duplicada a afluência de águas residuais, mantendo-se as condições de operação aplicadas na campanha 5. Verifica-se uma degradação progressiva da qualidade do efluente

tratado ($CQO_{t_{ef}}$) a partir do final do primeiro dia de tempo de simulação (Figura 122a). São cumpridos os requisitos estabelecidos em termos de CQO (ou seja, $125 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$) para a descarga do efluente tratado, mas regista-se uma tendência marcada no sentido do aumento da sua concentração no final da simulação.

Na análise dos efeitos da duplicação da afluência no funcionamento do sistema de tratamento, interessa comparar os resultados obtidos nesta simulação com os referentes à simulação C_{VM1_0} , onde se reproduziram as condições base de operação da ETAR (Figura 109). Verifica-se que, na presente simulação, o aumento da carga orgânica afluente resulta numa maior utilização de oxigénio dissolvido por parte da biomassa heterotrófica. Os níveis de S_{O_lm} variam, aproximadamente, entre 0 e $3 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, com tendência para diminuir, especialmente ao longo do segundo dia de tempo de simulação (Figura 122c).

No que se refere aos componentes particulados (Figura 122b), os resultados obtidos apontam para um incremento progressivo dos valores simulados. A maior diferença relativamente à simulação C_{VM1_0} (Figura 109) é exactamente a tendência de acumulação de substrato lentamente biodegradável. Este aumento da concentração de X_{S_lm} dever-se-á a uma maior contribuição de substrato particulado por parte das águas residuais afluentes, a qual, por não se registar uma alteração tão significativa na quantidade de biomassa heterotrófica presente no tanque de arejamento, vai resultar num consumo menos eficiente no processo de hidrólise.

Simulação C_{Qaf_2} : É duplicada a duração do período de arejamento em relação à programação aplicada de base, em paralelo com a duplicação da afluência de águas residuais à ETAR. A adopção desta acção de controlo com o arejamento permite aumentar a eficiência do sistema de tratamento, sendo notória a melhoria obtida em termos da qualidade do efluente tratado ($CQO_{t_{ef}}$) comparativamente com o registado na simulação anterior (Figura 123a).

Este resultado permite concluir que a ETAR estudada dispõe de capacidade de tratamento excedentária face as condições de afluência registadas na campanha 5. Esta capacidade deve ser totalmente utilizada nos períodos do ano em que se verifica um aumento significativo na população presente em Verdelhos, como é o caso dos meses de Verão. Nestas alturas, é importante ajustar a programação do arejamento mecânico, aumentando a duração dos períodos de arejamento.

Os resultados da presente simulação podem ser comparados com os resultados obtidos para C_{VM1_1} , onde se duplicou a duração do tempo de arejamento com a manutenção das restantes condições de funcionamento da ETAR de base (Figura 110). Observa-se nesta

simulação que o aumento da carga orgânica afluyente, designadamente em termos de substrato rapidamente biodegradável, foi compensado pelo maior arejamento. Os níveis de oxigénio dissolvido são, no entanto, ligeiramente inferiores ao observado na simulação C_{VM1_1} .

Não se observam diferenças significativas entre a variação dos componentes particulados nesta simulação e a C_{Qaf_1} , concluindo-se que o aumento de arejamento não afectou no imediato a sua evolução. No longo prazo, no entanto, são expectáveis diferenças significativas, uma vez que no presente caso o crescimento da biomassa heterotrófica será superior.

Simulação C_{Qaf_3} : Nesta simulação, é considerada a afluência de águas residuais com contribuição pluvial durante as primeiras 24 horas do tempo de simulação (Figura 124).

Tal como já referido anteriormente, os resultados obtidos nesta simulação são menos relevantes, na medida em que o modelo matemático utilizado não descreve o processo que deverá apresentar maior influência na eficiência do sistema de tratamento nestas condições de aumento súbito e significativo do caudal afluyente (ou seja, a potencialmente expectável variação da altura do manto de lamas no decantador secundário durante o evento de precipitação). Na ausência hipotética deste efeito, verifica-se, contudo, que o sistema apresenta robustez suficiente face ao evento pluvial considerado. Ocorre apenas perturbação da qualidade do efluente tratado (Figura 124a) nas primeiras horas do evento, aparentemente como resultado de limitação pela disponibilidade de OD (Figura 124c). Tal poderia ser compensado, mais uma vez, com um aumento da taxa de arejamento.

7.5 Síntese conclusiva

No presente capítulo, é feita a simulação do funcionamento em condições dinâmicas da ETAR de pequena dimensão utilizada como estudo de caso. Nestas simulações, são dados de entrada do modelo matemático, entre outro tipo de informação, os valores de concentração de CQO espectrofotométrico e de caudal das águas residuais afluentes. É, portanto, empregue informação contínua, a qual permite dispor de um maior conhecimento sobre a dinâmica da variação das águas residuais (composição e caudal).

A simulação em condições dinâmicas é feita com dois objectivos: conclusão do processo de calibração e validação do modelo matemático e análise do funcionamento da ETAR em diferentes cenários operacionais.

A calibração do modelo matemático em condições dinâmicas (Fase 3 do processo de calibração) é implementada no Excel. A calibração dinâmica inclui um passo de validação cruzada. A estimativa de valores para os parâmetros do modelo de tratamento biológico (k_H e b_H) é realizada de forma automática, minimizando uma função-objectivo (minimização dos desvios entre os valores medidos de CQO nas amostras de efluente tratado e os respectivos

valores estimados).

O modelo matemático acompanha razoavelmente as condições médias de funcionamento do sistema de tratamento estudado. O factor f_x é essencial para reflectir especificidades das águas residuais afluentes nas sucessivas campanhas de monitorização.

Foi analisado o efeito da temperatura na simulação do funcionamento da ETAR em condições de temperatura mais baixa. Concluiu-se que, no caso da campanha 6 (temperatura média igual 12,5° C), a introdução de uma correcção por efeito da temperatura a alguns parâmetros do modelo (b_H , k_h e $S_{O_{sat}}$) permite melhorar a resposta deste em termos da previsão da concentração de CQO no efluente.

A resposta do modelo matemático na previsão de concentração de oxigénio dissolvido no licor misto revela um diferencial significativo entre os valores simulados e medidos, com uma estimativa por excesso. Ainda assim, o modelo consegue reproduzir o carácter cíclico das variações de oxigénio dissolvido. É, no entanto, incapaz de prever o aumento dos valores máximos de OD durante o período nocturno.

É feita a simulação do funcionamento dinâmico da ETAR nas cinco campanhas de monitorização na aplicação MATLAB/Simulink, com utilização de um conjunto único de valores dos parâmetros do modelo. Os resultados obtidos mostram a robustez da calibração do modelo de tratamento biológico para o estudo de caso, uma vez que se consegue uma boa concordância entre os valores medidos e estimados de CQO.

O segundo objectivo da simulação do funcionamento dinâmico da ETAR estudada relaciona-se com a análise de diferentes cenários operacionais, com vista à melhoria do funcionamento do sistema de tratamento. A simulação dos cenários operacionais baseia-se, no essencial, em informação obtida durante a quinta campanha de monitorização, realizada nos dias 28 e 29 de Outubro de 2008.

A gestão do fornecimento de oxigénio é fundamental para a operação sustentada do funcionamento de uma ETAR. O desenvolvimento dos cenários operacionais associados à programação do arejamento mecânico do reactor biológico vai no sentido de se identificarem possibilidades de diminuição dos consumos energéticos, sem, no entanto, comprometer a qualidade do efluente tratado.

Durante a realização do trabalho experimental, foi possível constatar a existência de limitações no sistema de tratamento no que concerne à extracção de lamas em excesso, o que aparentemente condicionou o desempenho da ETAR. A extracção de lamas é, assim, alvo de uma análise detalhada ao nível da simulação de cenários operacionais.

A informação obtida no trabalho experimental mostra que o sistema de tratamento se encontrava a funcionar, no período da campanha 5, em condições de carga orgânica reduzida. Implementaram-se também cenários operacionais com o objectivo de avaliar o efeito da duplicação do caudal de águas residuais afluentes, integrando nesta análise um ajuste das condições operacionais da ETAR (taxa de arejamento). É assim estudada a possibilidade de utilização da capacidade de tratamento excedentária disponível na ETAR. É, também, exemplificada uma simulação do funcionamento dinâmico da ETAR em condições de contribuição pluvial significativa na afluência de águas residuais, concluindo-se que o sistema apresenta boa robustez face a um evento deste tipo.

8. METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO E CONTROLO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM SISTEMAS DE PEQUENA DIMENSÃO

8.1 Apresentação da metodologia

Partindo do conhecimento adquirido ao longo do trabalho experimental e do desenvolvimento e aplicação do modelo matemático descritivo do funcionamento da ETAR estudada, estruturou-se uma abordagem metodológica para a avaliação e controlo da eficiência de tratamento de águas residuais em sistemas de pequena dimensão.

Pretende-se que a metodologia desenvolvida (DEMOCON – DEcentralised MOonitoring and CONtrol) forneça às entidades gestoras de sistemas de águas residuais uma estrutura prática para a melhoria do funcionamento de ETAR de pequena dimensão. Esta plataforma tem como objectivo a melhoria do desempenho, em geral, e aumento da fiabilidade do sistema de tratamento, em particular. Adicionalmente, conduzirá a uma melhor operação em termos do consumo de recursos.

A metodologia DEMOCON pode definir-se como um conjunto de procedimentos baseados, em grande medida, na aquisição em linha de dados do processo e sua posterior utilização num modelo matemático, para controlo e gestão operacional sustentada da ETAR.

A metodologia DEMOCON encontra-se organizada em três etapas que devem ser realizadas de modo sequencial (Figura 125), após uma etapa prévia de caracterização do sistema.

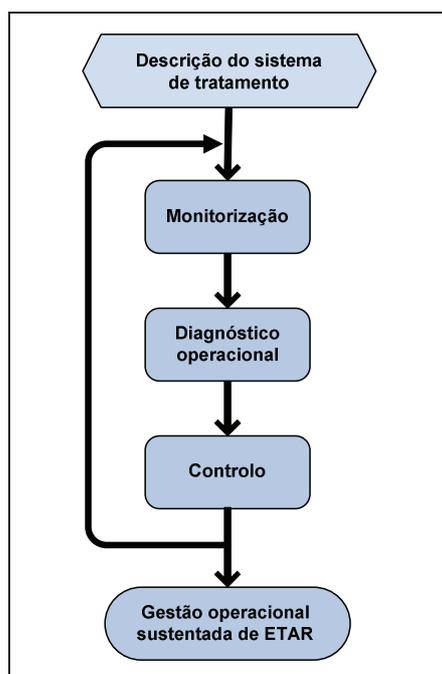


Figura 125 – Metodologia DEMOCON

A etapa 1 (Monitorização) destina-se à obtenção de informação sobre diferentes variáveis de processo. A etapa 2 (Diagnóstico operacional) visa a determinação do estado inicial de funcionamento da ETAR, em termos de variáveis de processo e de desempenho, baseando-se esta análise na aplicação de um modelo matemático. A etapa 3 (Controlo) tem como objectivo a definição e implementação de acções de controlo.

A metodologia DEMOCON estrutura-se num ciclo iterativo, compreendendo a avaliação dos resultados das acções de controlo operacional através de uma nova etapa de monitorização. Devem ser estabelecidos objectivos claros antes da realização de cada iteração do processo. Apresentam-se, como exemplo, os seguintes objectivos de melhoria do funcionamento da ETAR:

- Aumento da fiabilidade no funcionamento do sistema de tratamento, permitindo um cumprimento regular das exigências à descarga de efluente tratado e a melhoria da eficiência dos processos de depuração.
- Redução dos custos de operação através de um uso mais eficiente de energia, de reagentes e de mão-de-obra.
- Introdução de alterações estruturais ou de equipamento que revelem boas relações custo-benefício (por exemplo, programadores).
- Aumento da capacidade de tratamento das instalações existentes, sem os custos associados à construção de novas unidades de tratamento (ou seja, expansão da ETAR).

Para a aplicação da metodologia DEMOCON, é necessário realizar uma descrição inicial do sistema de tratamento, que inclua aspectos relacionados com a estrutura da própria ETAR e o historial do seu funcionamento. Pretende-se obter informação sobre particularidades e problemas dos processos de tratamento, reconhecidos pela entidade gestora através da operação corrente. Esta caracterização deve incluir os seguintes elementos:

- Esquema funcional da ETAR e descrição do sistema de tratamento.
- Modo de operação da ETAR, com indicação da programação aplicada no arejamento e na recirculação e extracção de lamas e, ainda, informação sobre consumos energéticos e gamas operacionais dos equipamentos.
- Resultados do programa de auto-controlo das descargas da ETAR associado ao seu licenciamento ambiental, com indicação da composição do efluente tratado e, caso disponíveis, dos caudais descarregados (incluindo fluxos de lamas). Esta caracterização deve corresponder a um período de, pelo menos, um ano.
- Resultados da monitorização corrente do funcionamento da ETAR, com indicação da composição das águas residuais afluentes, do licor misto e das lamas (recirculadas e extraídas), para além do efluente tratado. Indicação dos valores de caudais, caso disponíveis.
- Descrição de ocorrência de eventuais desequilíbrios no sistema de tratamento, como, por exemplo, situações de *bulking* ou de acumulação excessiva de sólidos.

A primeira etapa metodologia DEMOCON consiste na realização de um estudo de monitorização do funcionamento do sistema de tratamento, com aquisição de dados durante

períodos programados para abranger os principais factores de variabilidade identificados na caracterização prévia. Frequentemente, as ETAR de pequena dimensão não apresentam condições adequadas à instalação correcta de equipamento de monitorização em linha. Assim, esta etapa poderá incluir a criação de condições que garantam condições de escoamento adequadas ao funcionamento dos equipamentos e à representatividade dos locais de instalação, através da realização de intervenções estruturais na ETAR (alteração da configuração dos canais de entrada e de saída, por exemplo).

Na segunda etapa, procede-se à análise do desempenho da ETAR, com base nos dados de monitorização e na aplicação de um modelo matemático dinâmico descritivo do funcionamento do sistema de tratamento. Pretende-se, neste ponto, a realização de um diagnóstico operacional, que permita uma identificação clara dos constrangimentos existentes e das vias disponíveis para a melhoria do funcionamento do sistema de tratamento. A simulação em condições dinâmicas do funcionamento da ETAR também pode servir para a identificação de aspectos a modificar no sistema de monitorização e de possibilidades de controlo remoto do funcionamento da ETAR.

Com a terceira etapa, são identificadas acções de controlo destinadas à melhoria do funcionamento ETAR. Esta etapa é feita em dois níveis, correspondendo o primeiro à simulação em condições dinâmicas do funcionamento do sistema de tratamento em diferentes cenários operacionais, com teste de acções de controlo, e o segundo à implementação efectiva de decisões de controlo, actuando-se nas variáveis manipuláveis do sistema. Com a análise comparativa dos resultados das simulações de diferentes cenários operacionais é possível obter informação sobre os processos com maior relevância no funcionamento do sistema de tratamento e, também, sobre as acções de controlo com potencial para ter maiores efeitos (uma vez que as condições de afluência à ETAR são iguais em todos os cenários, ao contrário do que se verificaria caso se comparasse a aplicação real de medidas de controlo). A aplicação de acções de controlo deve então ser baseada nos resultados fornecidos pela simulação em condições dinâmicas dos cenários operacionais.

Um elemento chave no processo de melhoria do funcionamento de uma ETAR é a condução de um trabalho de monitorização de seguimento (do termo *follow up*), que permita documentar o sucesso das medidas identificadas na etapa de controlo e posteriormente implementadas. Este procedimento é essencial para suportar iniciativas futuras no domínio da optimização operacional no funcionamento da ETAR e para guiar o sentido de novas intervenções (NRC, 2003).

A estruturação da metodologia DEMOCON centra-se nas possibilidades de actuação nos sistemas de lamas activadas com arejamento prolongado (ETAR protótipo do modelo matemático descritivo do funcionamento de sistemas de pequena dimensão). Este tipo de ETAR, com, dispõe de, pelo menos, três variáveis de controlo (ver secção 8.4) que facilitam a sua operação. No entanto, a metodologia DEMOCON pode ser aplicada noutros sistemas de tratamento, tais como os leitos percoladores, os discos biológicos, as lagoas de estabilização e os leitos de macrófitas. Contudo, nestas ETAR, são mais limitadas as possibilidades de actuação no seu funcionamento através de acções efectivas de controlo, devido à indisponibilidade de variáveis manipuláveis nos processos.

8.2 Etapa de monitorização

Os objectivos da etapa de monitorização são de dois tipos. Em primeiro lugar, pretende-se efectuar o estudo de caracterização do funcionamento do sistema de tratamento para diagnóstico de eventuais problemas existentes. O segundo objectivo prende-se com a aferição do efeito da aplicação de acções de controlo.

A utilização de instrumentação de monitorização em ETAR urbanas está normalmente associada aos requisitos de auto-controlo do efluente tratado e à medição de parâmetros indicativos do estado do sistema de tratamento para apoio à operação corrente (por exemplo, concentração de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento). Os medidores de caudal e os amostradores automáticos (para análises *off-line*) são o tipo de instrumentação normalmente utilizada no primeiro caso, enquanto que qualquer controlo operacional adicional do sistema de tratamento requer sensores que forneçam informação contínua e, eventualmente, em tempo real (para além da medição de caudal).

No Quadro 58 apresentam-se os objectivos básicos estabelecidos para a realização de um estudo de monitorização do funcionamento de uma ETAR de pequena dimensão.

Quadro 58 – Objectivos de monitorização

Tipo	Objectivo
Medição de caudal	<ul style="list-style-type: none">• Aplicação de requisitos de auto-controlo (medição de caudal efluente).• Descrição do comportamento hidrodinâmico da ETAR.• Caracterização da dinâmica dos caudais afluentes à ETAR.• Determinação de parâmetros operacionais: recirculação e extracção de lamas.
Recolha de amostras	<ul style="list-style-type: none">• Aplicação de requisitos de auto-controlo (caracterização da qualidade do efluente tratado).• Descrição da eficiência do tratamento, com caracterização de amostras colhidas em diferentes pontos do sistema.• Avaliação das características da biomassa activa, com observação microscópica e realização de ensaios respirométricos.• Avaliação das características de sedimentabilidade do licor misto e das lamas recirculadas.
Medição de variáveis em linha	<ul style="list-style-type: none">• Caracterização da dinâmica na composição das águas residuais afluentes e no efluente tratado (através da espectrofotometria, por exemplo).• Controlo operacional em tempo real do funcionamento do tratamento biológico (medição de oxigénio dissolvido, pH, potencial redox, temperatura).• Controlo da altura do manto de lamas no decantador secundário (com utilização de turbidímetros, por exemplo).

A validade da monitorização realizada depende da representatividade do local seleccionado para a medição ou amostragem, a instalação adequada dos equipamentos e a sua correcta utilização. Apresentam-se, no Quadro 59, alguns aspectos a considerar na instalação e operação de sistemas de medição de caudal, de recolha automática de amostras e de medição em linha de variáveis de processo (Pronost *et al.*, 2002; USEPA, 2004; WRC, 2006; Henriques *et al.*, 2007; EA, 2008).

Quadro 59 – Cuidados de instalação e operação de equipamento de monitorização

Equipamento	Cuidados
Medidores de caudal	<ul style="list-style-type: none"> • O escoamento no canal de alimentação dos medidores de caudal deve ser uniforme e em regime lento. • O nível do escoamento na descarga dos medidores não deve restringir o escoamento no mesmo. • Estes medidores devem ser instalados a distância adequada a jusante de curvas, válvulas ou outros obstáculos cuja proximidade ao ponto de medição possa causar perturbações no nível do escoamento. • O tipo e gama de caudais do medidor devem ser adequados aos valores expectáveis de caudal e à concentração de sólidos suspensos presentes nas águas residuais. • O nível de referência da medição dos sensores de nível deve ser estabelecido correctamente. • As caleiras de medição e os sensores devem ser objecto de verificações e acções periódicas de manutenção e limpeza.
Amostradores automáticos	<ul style="list-style-type: none"> • A recolha de amostras (águas residuais afluentes e efluente tratado) deve ser feita num local onde o escoamento seja homogéneo e representativo. • A velocidade do escoamento no ponto de amostragem não deve ser inferior a $0,5 \text{ m.s}^{-1}$, de modo a não se verificar a sedimentação de sólidos neste local. • Os amostradores devem estar posicionados o mais próximo possível do local de recolha de amostras, devendo encontrar-se protegidos das intempéries e ao abrigo do sol. • A tubagem de aspiração não deve apresentar pontos baixos que funcionem como sifão. • A tubagem de aspiração deve ser purgada antes da recolha de cada amostra, para assim se minimizar a contaminação cruzada entre amostras sucessivas. • As amostras armazenadas no amostrador devem ser mantidas a uma temperatura compreendida entre 2 e 5° C. • O funcionamento dos amostradores deve ser inspeccionado regularmente durante a realização de campanhas, com a verificação do volume recolhido de amostras e da limpeza dos orifícios da cabeça de aspiração.
Sensores	<ul style="list-style-type: none"> • Os sensores devem apresentar características metrológicas adequadas à medição dos parâmetros em causa. • Os sensores devem estar calibrados para a gama expectável de variação de valores. • As sondas devem estar localizadas em pontos onde o escoamento seja homogéneo e representativo dos aspectos que se pretendem monitorizar no processo. • Os instrumentos que requeiram ligação a outros equipamentos devem apresentar compatibilidade física e funcional. Estão nestas condições as cadeias de medição constituídas por sensores (sondas), condicionadores de sinal, equipamentos de aquisição e sistemas de transmissão dados. • O local de instalação das sondas deve ser de fácil acesso em todas as situações (e.g., montagem/desmontagem, inspecção do estado das superfícies de leitura, recolha de dados). • Os sensores devem estar instalados de modo a evitar a sua degradação por corrosão (e.g., devida ao contacto entre peças de diferentes metais). • A fixação e a suspensão das sondas devem utilizar órgãos apropriados para tal (por exemplo, cabos próprios para suporte, estruturas com flutuadores, etc.). • Os equipamentos e cabos eléctricos devem estar protegidos de acções mecânicas, térmicas, químicas ou radiológicas. • Os sistemas de condicionamento de sinal e de aquisição de dados devem estar posicionados o mais próximo possível das sondas, de forma a reduzir a exposição dos circuitos de sinal a perturbações electromagnéticas.

8.3 Etapa de diagnóstico operacional

Na etapa de diagnóstico operacional, pretende-se obter um melhor entendimento sobre o modo como os processos de tratamento se desenrolam, identificar e priorizar os factores que limitem o bom desempenho da ETAR e desenvolver uma abordagem para a melhoria do funcionamento da mesma.

A etapa de diagnóstico operacional é composta pelas seguintes fases:

- Processamento e análise dos dados obtidos na etapa de monitorização, para avaliação das características de funcionamento do sistema de tratamento.
- Calibração e validação de um modelo matemático descritivo do sistema de tratamento.
- Simulação em condições dinâmicas do sistema e análise dos respectivos resultados, para identificação dos principais aspectos limitadores do desempenho da ETAR.

A simulação do comportamento dinâmico do sistema de tratamento com recurso a um modelo matemático constitui uma parte essencial da metodologia. Pretende-se proceder a uma comparação fundamentada entre o cenário base de operação e outros alternativos, para avaliação de oportunidades de melhoria do funcionamento da ETAR.

No presente trabalho foi desenvolvido um modelo matemático para a descrição dinâmica do funcionamento de uma ETAR de lamas activadas de pequena dimensão. Este modelo é constituído por três módulos. O modelo do comportamento hidrodinâmico baseia-se no princípio da continuidade e considera as características de vazão dos descarregadores ou canais de ligação entre as unidades de tratamento, integrando a simulação dos fluxos internos com impacto ao nível do caudal de efluente tratado. O modelo de tratamento biológico consiste numa versão simplificada do ASM1, integrando apenas os processos biológicos relacionados com a degradação de substrato orgânico. O modelo de separação de sólidos é constituído por uma função que traduz a eficiência de remoção de material particulado. Esta metodologia pode recorrer a outros modelos matemáticos, caso adequado.

8.4 Etapa de controlo

A etapa de controlo tem como objectivo a definição e implementação de acções de controlo que permitam melhorar o funcionamento da ETAR, podendo passar pela aplicação de novas acções de controlo ou alteração das já existentes e pela utilização de sistemas de monitorização contínua. Estes últimos, caso se baseiem em sistemas de telemetria, poderão permitir uma operação centralizada em tempo real.

A etapa de controlo desenvolve-se, numa primeira fase, a partir da simulação de diversos cenários operacionais, através dos quais se pesquisam e estabelecem vias preferenciais de actuação nas variáveis de controlo da ETAR. Integra, numa fase posterior, a aplicação das acções de controlo seleccionadas.

De entre as acções de controlo aplicáveis em lamas activadas, salientam-se as seguintes:

- Controlo do tempo de residência de biomassa no sistema, através da manipulação do caudal de extracção de lamas.
- Controlo da concentração de oxigénio dissolvido no tanque de arejamento, através da actuação no sistema de arejamento.
- Controlo da altura do manto de lamas no decantador secundário, manipulando o caudal de recirculação de lamas.

Devem ser estabelecidos objectivos claros para a melhoria do funcionamento da ETAR, podendo ser qualitativos (*e.g.*, redução da frequência de problemas operacionais ou de transgressões da qualidade do efluente tratado) ou quantitativos (*e.g.*, diminuição em 15%

do consumo energético). Estas metas permitirão avaliar o sucesso das medidas aplicadas.

Tal como anteriormente referido, a eficácia da etapa de controlo deverá ser aferida através da realização de uma nova fase de monitorização. Este estudo pode apresentar uma estrutura simplificada ou mais limitada no tempo, na medida em que se destina à observação de um ou mais aspectos particulares do sistema de tratamento, do qual já se dispõe da informação obtida na etapa inicial de monitorização.

8.5 Perspectivas de aplicação

Desenvolveu-se uma análise SWOT (*Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats*) para os aspectos relacionados com a aplicação da metodologia DEMOCON pelas entidades gestoras. As principais conclusões são apresentadas no Quadro 60.

Quadro 60 – Análise SWOT à aplicação da metodologia DEMOCON

Pontos fortes	Ameaças
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Possibilita a instalação do equipamento de monitorização em diversas ETAR operadas por uma entidade gestora, favorecendo o amortecimento do investimento inicial em instrumentação. ▶ Utiliza tecnologias de monitorização simples de instalar e operar. ▶ Utiliza modelos matemáticos comprovados para a descrição dos sistemas de lamas activadas. ▶ Cria uma base de informação sobre o funcionamento de ETAR, que permite sustentar tomadas de decisão na sua operação. ▶ Possibilita a redução de custos de exploração, através da diminuição de consumos energéticos associados ao arejamento, por exemplo. ▶ Possibilita a monitorização e controlo do funcionamento da ETAR à distância, reduzindo a exigência de permanência de pessoal técnico de operação. 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ A actual conjuntura económica pode desincentivar a realização de investimentos na área de monitorização, que não sejam impostos por regulamentação. ▶ Custo elevado dos equipamentos de monitorização. ▶ As ETAR de pequena dimensão funcionam, de um modo geral, em situação de baixa a muito baixa carga. Este facto pode atenuar alguns efeitos das acções de controlo aplicadas. ▶ Em virtude dos reduzidos caudais envolvidos, existe uma baixa percepção dos efeitos da descarga de efluente tratado em ETAR de pequena dimensão no meio hídrico receptor, frequentemente sensível (meio rural, por exemplo).
Pontos fracos	Oportunidades
<ul style="list-style-type: none"> ▶ As características estruturais das ETAR de pequena dimensão podem obrigar a realização de obras para a instalação do equipamento de monitorização. ▶ A instrumentação de monitorização pode obrigar a realização de um investimento inicial significativo pela entidade gestora. ▶ Obriga a introdução de procedimentos fiáveis de recolha de informação, mais consumidores de tempo, e a verificação da qualidade dos dados obtidos. ▶ Implica conhecimentos sobre modelação e monitorização ao pessoal técnico responsável pela gestão do sistema de tratamento. ▶ Implica a realização de campanhas de monitorização que envolvem custos, nas análises químicas e em pessoal. ▶ A configuração geral destas ETAR confere flexibilidade reduzida para aplicação de acções de controlo, podendo também existir limitações impostas pelo equipamento de arejamento e recirculação de lamas. 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ O aumento progressivo das exigências regulamentares na qualidade do efluente tratado favorece a procura de melhoria do funcionamento das ETAR. ▶ A incorporação da importância dos sistemas de pequena dimensão numa estratégia nacional para o sector da água é reconhecida. ▶ A necessidade de realizar um tratamento adequado das águas residuais ao menor custo assume uma preponderância cada vez maior, no âmbito da actual conjuntura económica. ▶ A inovação tecnológica na instrumentação <i>online</i> tem vindo a melhorar a fiabilidade dos dados obtidos, em paralelo com a redução do custo de investimento associado.

8.6 Síntese

No presente capítulo é feita a apresentação da metodologia DEMOCON para avaliação e controlo da eficiência de sistemas de tratamento de águas residuais. A metodologia DEMOCON pretende evidenciar o interesse da adopção de novos conceitos de gestão operacional em ETAR de pequena dimensão. Esta abordagem está enquadrada nas disposições da Directiva Quadro da Água de 2000 e na crescente necessidade de optimização no uso de recursos.

A DEMOCON pretende contribuir para um conhecimento crescente das condições de funcionamento de ETAR de pequena dimensão. Ao privilegiar-se a aquisição em linha de dados do processo e a sua sistematização, com aplicação num modelo matemático, está-se a conduzir a uma maior sustentação da tomada de decisões operacionais.

Esta metodologia, apesar de ter sido estabelecida para ETAR de lamas activadas com uma capacidade de tratamento até 2 000 equivalentes de população, pode ser aplicada em sistemas de maior dimensão. As alterações a fazer estarão relacionadas, no essencial, com a estrutura do modelo matemático, de modo a incluir a descrição de um maior número de processos de tratamento biológico (designadamente, os associados à remoção de azoto) e do processo de decantação secundária. É passível de ser utilizada com outros modelos actualmente disponíveis.

A aplicação da metodologia em ETAR com outro sistema de tratamento de águas residuais é também possível. Para tal, é preconizada a utilização de um modelo matemático específico, descritivo do funcionamento do sistema de tratamento em causa.

O êxito da aplicação de uma metodologia como a DEMOCON passa necessariamente pela disponibilidade, por parte da entidade gestora, de meios operacionais (designadamente, em instrumentação) e de recursos humanos adequados a uma gestão operacional efectiva das ETAR de pequena dimensão. Este último aspecto está relacionado com a criação de competências e de capacidade técnica que permitam tirar proveito do novo tipo de informação produzida e recolhida.

9. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO

9.1 Conclusões

A dispersão de aglomerados de pequena dimensão, particularmente nas zonas rurais, tem levado à adopção tecnicamente justificada de sistemas descentralizados de gestão de águas residuais. Em paralelo, têm vindo a aumentar as exigências nos requisitos de qualidade das descargas de efluentes de ETAR, o que conduz à necessidade de uma melhoria no nível de supervisão e controlo nestas unidades. A utilização de tecnologias de monitorização em linha pode constituir um modo simples de obtenção de informação, a custos controlados e em tempo real, permitindo utilizar a modelação dinâmica do funcionamento dos sistemas de tratamento, possibilitando a sua supervisão e a implementação de acções de controlo operacional.

A avaliação e o controlo do funcionamento de sistemas de tratamento de águas residuais de pequena dimensão constituem a motivação da presente dissertação. O objectivo principal deste trabalho de doutoramento, designadamente, o desenvolvimento de um sistema simples de monitorização, avaliação e controlo da eficiência de tratamento adaptado a pequenas ETAR descentralizados, foi essencialmente alcançado, não tendo sido possível apenas a validação das acções de melhoria operacional propostas. Para tal, revelou-se muito útil o método utilizado, de efectuar desenvolvimentos metodológicos em paralelo com a aplicação ao estudo de caso.

O estudo experimental com a duração de um ano permitiu fazer a monitorização do funcionamento de uma ETAR descentralizada de pequena dimensão, com emprego de instrumentação para aquisição de dados em contínuo (abrangendo composição e caudais) e recolha de amostras. A informação obtida foi utilizada na calibração e validação do modelo matemático desenvolvido para a descrição do funcionamento da ETAR, constituído por três módulos, designadamente, comportamento hidrodinâmico, tratamento biológico e separação de sólidos. Este período revelou-se essencial para os desenvolvimentos, que assim tiveram em atenção muitas das dificuldades e condicionamentos práticos, sendo certamente o resultado final mais próximo das necessidades das entidades gestoras.

A simulação do comportamento dinâmico de sistemas de tratamento constitui parte essencial da metodologia desenvolvida, na medida em que permite proceder à comparação fundamentada entre um cenário base de operação e outros alternativos, para avaliação de opções de melhoria do funcionamento do sistema de tratamento, na eficiência da despoluição e na redução no consumo de recursos.

Apresenta-se, seguidamente, uma análise aos principais desenvolvimentos obtidos com o presente trabalho, tendo por base os objectivos específicos estabelecidos para o mesmo:

Seleção de um sistema expedito e de baixo custo para a monitorização de parâmetros característicos das aflúncias e das condições de funcionamento do processo de tratamento, incluindo a aquisição em linha de dados.

- Nos sistemas descentralizados de pequena dimensão são bastante pronunciadas as variações de caudal e de carga observadas nas águas residuais produzidas, facto que coloca diversas dificuldades na operação dos sistemas de tratamento. Em paralelo, também se verifica uma insuficiência na disponibilização de informação relativa a esta produção de águas residuais, dificultando o dimensionamento adequado dos sistemas. Estes condicionantes levam à necessidade de se realizarem estudos de investigação específicos. Com a realização de um trabalho experimental com doze meses de duração numa ETAR de pequena dimensão e localizada no meio rural pretende-se contribuir para o aumento de conhecimento neste domínio, com referência particular à realidade nacional.
- Os valores reduzidos de caudais e a própria configuração das estruturas de entrada e saída das ETAR constituem obstáculos à instalação de instrumentação de monitorização. A utilização deste tipo de equipamento implica a garantia de existência de condições de escoamento adequadas e a representatividade dos locais de instalação. No presente estudo, esta limitação foi ultrapassada com a realização de uma intervenção estrutural importante na ETAR, com a construção de nova obra de entrada e a correcção da configuração do canal de saída. A partilha de instrumentação de monitorização por diversas ETAR de pequena dimensão, no âmbito de uma gestão descentralizada das mesmas, é possível caso as intervenções estruturais realizadas permitam criar nos diferentes locais condições adequadas à instalação dos equipamentos.
- A utilização de espectrofotometria UV-Vis na monitorização da composição de águas residuais afluentes é inovadora em Portugal, particularmente em ETAR de pequena dimensão. A sua utilização permite dispor de informação contínua em tempo real. Tal, para além de ser muito interessante para um maior conhecimento da dinâmica da composição das águas residuais, permite sustentar a tomada de decisões a nível de controlo operacional. No entanto, esta informação só faz sentido se for associada à medição de caudal, de modo a permitir o cálculo de cargas orgânicas afluentes ao sistema de tratamento.

Desenvolvimento de um modelo dinâmico a utilizar na descrição do funcionamento do sistema de tratamento, para definição de cenários operacionais e avaliação de acções de controlo a implementar.

- Na pesquisa bibliográfica realizada não foi possível localizar a aplicação de modelos matemáticos como o ASM1 na descrição do funcionamento de ETAR com capacidade de tratamento inferior a 1 000 e.p. Uma razão encontrada para este facto deriva da constatação de que, aparentemente, nos países anglo-saxónicos ou em França, não é vulgar a utilização do processo de lamas activadas em sistemas com menos de 2 000 habitantes. O modelo matemático desenvolvido no presente estudo tem por objectivo a descrição dos processos biológicos directamente relacionados com a degradação aeróbia do substrato orgânico no tanque de arejamento, integrando a simulação dos

fluxos internos com impacto no caudal efluente e da eficiência de separação de sólidos suspensos no decantador. Procurou obter-se um modelo com estrutura simples, no sentido de facilitar a sua utilização futura pelas entidades gestoras. A aplicação do modelo desenvolvido ao caso de estudo implicou a calibração de um parâmetro (C_{V_DS}) no módulo de comportamento hidrodinâmico, de quatro parâmetros (μ_H^{\max} , Y_H , b_H , k_h) no módulo de tratamento biológico e de um parâmetro (η_{DS}) no módulo de separação de sólidos. Os critérios utilizados na calibração foram a minimização dos desvios entre valores simulados e medidos de caudal efluente tratado (módulo de comportamento hidrodinâmico) e entre os valores simulados e medidos de concentração em CQO total no efluente tratado (módulo de tratamento biológico).

- Na simulação do funcionamento da ETAR estudada em condições dinâmicas obteve-se uma boa concordância com os valores medidos de caudal de efluente tratado e uma boa reprodução dos valores de concentração de CQO total no efluente tratado, não sendo, neste último caso, conseguido um acompanhamento de tendências de variação de concentração observadas ao longo das campanhas. A resposta do modelo matemático na previsão de concentração de oxigénio dissolvido no licor misto revela um diferencial significativo entre os valores simulados e medidos, com uma estimativa por excesso.
- Foram analisados diferentes cenários operacionais, com vista à melhoria do funcionamento do sistema de tratamento. Os cenários operacionais estão organizados em dois grupos principais. No primeiro avaliam-se os efeitos de alterações das condições operacionais (gestão do arejamento e gestão da taxa de extracção de lamas) e no segundo, após verificar o efeito de actuações nas variáveis de controlo, foi avaliado o efeito de diferentes afluências plausíveis. A simulação dos cenários operacionais baseou-se, no essencial, em informação obtida durante a quinta campanha de monitorização.

Proposta de uma metodologia para apoio à rotina de operação das ETAR de pequena dimensão, com indicação de linhas orientadoras para aplicação de sistemas de monitorização e de estratégias de optimização operacional.

- Desenvolveu-se uma metodologia que pretende fornecer às entidades gestoras de sistemas de águas residuais uma estrutura prática para a melhoria da avaliação e controlo em ETAR de pequena dimensão. A metodologia DEMOCON pode definir-se como um conjunto de estratégias baseadas, em grande parte, na aquisição em linha de dados do processo e sua posterior utilização num modelo matemático, para definição de cenários operacionais. Esta metodologia encontra-se organizada em três etapas (monitorização, diagnóstico operacional e controlo) que devem ser realizadas de modo sequencial.
- A aplicação da metodologia DEMOCON pelas entidades gestoras permite sustentar a tomada de decisões operacionais, enquadrando portanto a gestão dos sistemas descentralizados nas disposições da Directiva Quadro da Água. É, no entanto, necessário uma aposta forte na sua aplicação, com a disponibilização de sistemas de monitorização e de recursos humanos, para a recolha e processamento de informação e posterior interpretação.

- A aplicação da metodologia DEMOCON a ETAR com uma dimensão superior a 2 000 e.p. ou com sistemas de tratamento diferentes do processo de lamas activadas implica apenas a adaptação, ou substituição, do modelo matemático utilizado.

9.2 Perspectivas de trabalho futuro

As seguintes sugestões de trabalho futuro poderão complementar a investigação iniciada neste trabalho de doutoramento:

- Continuação do trabalho desenvolvido no âmbito da modelação do funcionamento de ETAR de pequena dimensão, com lamas activadas com arejamento prolongado, no sentido de explorar com maior detalhe o efeito da afluência de cargas orgânicas bastante baixas ao sistema de tratamento e do aumento da importância relativa do processo de hidrólise na degradação das águas residuais. Importar aplicar, noutros estudos de caso, a consideração do fraccionamento do substrato lentamente biodegradável em componentes particulada e não particulada.
- Aplicação de técnicas quimiométricas no processamento da informação espectrofotométrica directa (espectros) obtida em linha, designadamente dos métodos de análise de componentes principais (PCA) e de regressão dos mínimos quadrados parciais (PLS). O processamento matemático desta informação permitirá afinar a sua aplicação na estimativa da composição das águas residuais, reduzindo a necessidade de recurso a determinações analíticas, e permitindo a identificação atempada de situações de afluência anómala.
- Estudo de possibilidades de aplicação de sistemas expeditos de automação para aplicação de acções de controlo em ETAR de pequena dimensão, que permitam uma maior eficácia no processo de melhoria do funcionamento dos sistemas de tratamento. Este aspecto constituiria o processo de validação prática das propostas elaboradas a partir dos cenários de simulação dinâmica da ETAR.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, M. (1999). *Pollutant transformation processes in sewers under aerobic dry weather flow conditions*. Tese de doutoramento, Imperial College of Science, Technology and Medicine, London, 422 p.
- Almeida, M., Butler, D. (2002). In-sewer wastewater characterization and model parameter determination using respirometry. *Water Environment Research*, 70(3), 295-305.
- Amaral, A. (2003). *Image analysis in biotechnological processes: Applications to wastewater treatment*. Tese de doutoramento, Universidade do Minho, Braga, 225 p.
- Baillo, C. (1989). *Oxygen utilization in activated sludge plants: Simulation and model calibration*, United States Environmental Protection Agency, 95 p.
- Battistoni, P., Fatone, F., Pavan, P., Beltritti, R., Raviola, M. (2008). Process control automation and remote on-line supervision: the strategy for wastewater treatment in an Italian Piedmont. *Wat. Sci. Tech.*, 57(10), 1571-1577.
- Beck, M., Latten, A., Tong, R. (1978). *Modelling and operational control of the activated sludge process in wastewater treatment*, International Institute for Applied Systems Analysis, 96 p.
- Bergh, S.-G. (1996). *Diagnosis problems in wastewater settling*. Licentiate of technology thesis, Lund Institute of Technology, Lund, 118 p.
- Bode, H. e Seyfried, C. (1984). Mixing and detention time distribution in activated sludge tanks. *Wat. Sci. Tech.*, 17(2-3), 197-208.
- Boller, M. (1997). Small wastewater treatment plants - A challenge to wastewater engineers. *Wat. Sci. Tech.*, 35(6), 1-12.
- Bolmstedt, J. (2004). *Controlling the influent load to wastewater treatment plants*. Licentiate of technology thesis, Lund University, Lund, 123 p.
- Carvalho, G., Nopens, I., Novais, J., Vanrolleghem, P., Pinheiro, H. (2001). Modelling of activated sludge acclimatisation to a non-ionic surfactant. *Wat. Sci. Tech.*, 43(7), 9-17.
- CEMAGREF (2004). *Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration : origines et solutions*, Report n. 33, FNDAE, 123 p.
- Chachuat, B. (2001). *Méthodologie d'optimisation dynamique et de commande optimale des petites stations d'épuration à boues activées*. Tese de doutoramento, Institut National Polytechnique de Lorraine, 281 p.
- Chadwick, A. e Morfett, J. (1998). *Hydraulics in Civil and Environmental Engineering*. 3rd Ed., London, 628 p.

- Chatellier, P. e Audic, J. (2001). Mass balance for on-line alpha-KLa estimation in activated sludge oxidation ditch. *Wat. Sci. Tech.*, 44(2-3), 197-202.
- Choubert, J. (2002). *Analyse et optimisation du traitement de l'azote par les boues actives a basse temperature*. Tese de doutoramento, Université Louis Pasteur Strasbourg, Strasbourg, 265 p.
- Clara, M., Kreuzinger, N., Strenn, B., Gans, O., Kroiss, H. (2005). The solids retention time - a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. *Wat. Res.*, 39(1), 97-106.
- Clark, M. (Ed.) (2003). *British Columbia Field Sampling Manual*. Water, Air and Climate Change Branch, Ministry of Water, Land and Air Protection, Victoria, BC, Canada, 312 p.
- Clesceri, L., Greenberg, A., Eaton, A. (Eds.) (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th Ed., Washington DC, 1325 p.
- Copp, J. (Ed.) (2002). *The COST Simulation Benchmark: Description and Simulator Manual*, Luxembourg, 154 p.
- Costa, E., Silva, G., Costa, N. (2003). Estratégias de povoamento e políticas de expansão dos aglomerados urbanos. *Ordenamento do Território e Revisão dos PDM*, Figueira da Foz, 8 e 9 de Julho de 2003, 19 p.
- De Clercq, B. (2003). *Computational fluid dynamics of settling tanks: Development of experiments and rheological, settling, and scraper submodels*. Tese de doutoramento, Gent University, Gent, 320 p.
- Dee, T. e Sivil, D. (2001). *Selecting package wastewater treatment works*. Report n. 72, CIRIA, 112 p.
- Deininger, A., Holthausen, E., Wilderer, P. (1998). Velocity and solids distribution in circular secondary clarifiers: Full scale measurements and numerical modelling. *Wat. Res.*, 32(10), 2951-2958.
- Demey, D., Vanderhaegen, B., Vanhooren, H., Liessens, J., Van Eyck, L., Hopkins, L., Vanrolleghem, P. (2001). Validation and implementation of model based control strategies at an industrial wastewater treatment plant. *Wat. Sci. Tech.*, 44(2-3), 145-153.
- Dirksen, J., ten Veldhuis, J., Schilperoot, R. (2009). Fault tree analysis for data-loss in long term monitoring networks. *Wat. Sci. Tech.*, 60(4), 909-915.
- Dold, P., Ekama, G., Marais, G. (1980). A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Technol.*, 12, 47-77 (citado em Henze *et al.*, 1987).
- EA (2008). *Minimum requirements for the self-monitoring of effluent flow*, Version 3.2. Environment Agency, London, United Kingdom, 32 p.
- Ekama, G. (2010). The role and control of sludge age in microbiological nutrient activated sludge. *Wat. Sci. Tech.*, 61(7), 1645-1652.

- Ekama, G., Barnard, J., Gunthert, F., Krebs, P., McCorquodale, J., Parker, D., Wahlberg, E. (1997). *Secondary settling tanks: theory, modelling, design and operation*. IAWQ Publishing, London, 216 p.
- Ekman, M. (2005). *Modeling and Control of Bilinear Systems - Applications to the activated sludge process*. Tese de doutoramento, Uppsala University, Uppsala, Sweden, 231 p.
- ERSAR (2009). *Relatório anual do sector de águas e resíduos em Portugal (2008) Volume 1 – Caracterização geral do sector*. Entidade Reguladora de Serviços de Águas e Resíduos, 180 p.
- Fiter, M., Colprim, J., Poch, M., Rodrigues-Roda, I. (2003). Enhancing biological nitrogen removal in a small wastewater treatment by regulating the air supply. *Wat. Sci. Tech.*, 48(11-12), 445-452.
- Gernaey, K., Van Loosdrecht, M., Henze, M., Lind, M., Jorgensen, B. (2004). Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Environmental Modelling & Software*, 19, 763-783.
- Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T. (1998). Comparison of hydrolytic enzyme systems in pure culture and activated sludge under different electron acceptor conditions. *Wat. Sci. Tech.*, 37(4-5), 335-349.
- Gresch, M., Braun, D., Gujer, W. (2010). The role of flow pattern in wastewater aeration tanks. *Wat. Sci. Tech.*, 61(2), 407-413.
- Gujer, W. (2006). Activated sludge modelling: past, present and future. *Wat. Sci. Tech.*, 53(3), 111-119.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., Von Loosdrecht, M. (1999). Activated sludge model, No. 3. *Wat. Sci. Tech.*, 39(1), 183-193.
- Henriques, J., Palma, J., Ribeiro, A. (2007). *Medição de caudal em sistemas de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais urbanas*. IRAR-LNEC, Lisboa, 347 p.
- Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.*, 25(6), 1-15.
- Henze, M., Grady, C., Gujer, W., Marais, G., Matsuo, T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1*. IAWPRC Publishing, London, 33 p.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., Marais, G. (1995). *Activated Sludge Model No. 2*. IAWQ Publishing London, 30 p.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., Marais, G., R.von Loosdrecht, M. (1999). Activated sludge model No. 2d. *Wat. Sci. Tech.*, 39(1), 165-182.
- Henze, M., Ledin, A. (2001). Types, characteristics and quantities of classic, combined wastewaters. In: *Decentralised Sanitation and Reuse - Concepts, systems and implementation*, IWA Publishing, London, 57-72 p.
- Hochedlinger, M. (2005). *Assessment of Combined Sewer Overflow Emissions*. Tese de doutoramento, Technische Universität Graz, 255 p.

- Hoffmann, B., Nielsen, S., Elle, M., Gabriel, S., Eilersen, A., Henze, M., Mikkelsen, P. (2000). Assessing the sustainability of small wastewater systems – A context-oriented planning approach. *Environmental Impact Assessment Review* (20), 347-357.
- Horan, N. (1990). *Biological wastewater treatment systems - theory and operation*. John Wiley & Sons Ltd., 310 p.
- Hug, T., Benedetti, L., Hall, E., Johnson, B., Morgenroth, E., Nopens, I., Rieger, L., Shaw, A., Vanrolleghem, P. (2009). Wastewater treatment models in teaching and training: the mismatch between education and requirements for jobs. *Wat. Sci. Tech.*, 59(4), 745-753.
- Hulsbeek, J., Kruit, J., Roeleveld, P., Van Loosdrecht, M. (2002). A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Wat. Sci. Tech.*, 45(6), 127-136.
- INAG (2010). *Relatório do Estado do Abastecimento de Água e da Drenagem e Tratamento de Águas Residuais – Sistemas Públicos Urbanos – INSAAR 2009 (Dados 2008; Campanha 2009)*. INAG, Lisboa, 227 p.
- Ingildsen, P. (2002). *Realising full-scale control in wastewater treatment systems using in situ nutrient systems*. Tese de doutoramento, Lund University, Lund, 351 p.
- IOW (2001). *Guide extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities*, Luxembourg, 41 p.
- Jeppsson, U. (1996). *Modelling Aspects of wastewater treatment processes*. Tese de doutoramento, Lund University, Lund, 428 p.
- Jeppsson, U., Alex, J., Pons, M. N., Spanjers, H., Vanrolleghem, P. (2002). Status and future trends of ICA in wastewater treatment- an European perspective. *Wat. Sci. Tech.*, 45(4-5), 485-494.
- Kappeler, J., Gujer, W. (1992). Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Wat. Sci. Tech.*, 25(6), 125-139.
- Kjellstrand, R. (2006). *Hydraulic behaviour in an activated sludge tank: From tracer test through hydraulic modelling to full-scale implementation*. Licentiate of technology thesis, Chalmers University of Technology, Goteborg, 31 p.
- Kjellstrand, R., Mattsson, A., Niklasson, C., Taherzadeh, M. (2005). Short circuiting in a denitrifying activated sludge tank. *Wat. Sci. Tech.*, 52(10-11), 79-87.
- Krampe, J., Krauth, K. (2003). Oxygen transfer into activated sludge with high MLSS concentrations. *Wat. Sci. Tech.*, 47(11), 297-303.
- Krebs, P. (1995). Success and shortcomings of clarifier modelling. *Wat. Sci. Tech.*, 31(2), 181-191.
- Langergraber, G., Fleischmann, N., Hofstädter, F. (2003a). A multivariate calibration procedure for UV/VIS spectrometric quantification of organic matter and nitrate in wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 47(2), 63-71.
- Langergraber, G., Wuchty, M., Fleischmann, N., Lechner, M. (2003b). Rapid automated detection of nitrification kinetics using respirometry. *Wat. Sci. Tech.*, 47(2), 149-155.

- Langergraber, G., Fleischmann, N., Hofstaedter, F., Weingartner, A. (2004a). Monitoring of a paper mill wastewater treatment plant using UV/VIS spectroscopy. *Wat. Sci. Tech.*, 49(10), 9-14.
- Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., Ahnert, M., Simon, J., Maurer, M. (2004b). A guideline for simulation studies in wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, 50(7), 131-138.
- Langergraber, G., Weingartner, A., Fleischmann, N. (2004c). Time-resolved delta spectrometry: a method to define alarm parameters from spectral data. *Wat. Sci. Tech.*, 50(11), 13-20.
- Lessard, P., Tusseau-Vuillemin, M., Héduit, H., Lagarde, F. (2007). Assessing chemical oxygen demand and nitrogen conversions in a multi-stage activated sludge plant with alternating aeration. *J Chem Technol Biotechnol*, 82, 367-375.
- Liu, Y. e Liu, Q.-S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24, 115-127.
- Lourenço, N., Chaves, C., Menezes, J., Pinheiro, H., Diniz, D. (2006). Espectroscopia ultravioleta-visível: A espectroscopia ultravioleta-visível na prevenção de descargas. *Engenharia Química*, 4, 56-62.
- Lumley, D. (2002). On-line instrument confirmation: how can we check that our instruments are working? *Wat. Sci. Tech.*, 45(4-5), 469-476.
- Lundh, M., Jonsson, L., Dahlquist, J. (2000). Experimental studies of the fluid dynamics in the separation zone in dissolved air flotation. *Wat. Res.*, 34(1), 21-30.
- MAOT (2000). *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2000-2006*. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, 144 p.
- Marquot, A. (2006). *Modelling nitrogen removal by activated sludge on full-scale plants: Calibration and evaluation of ASM1*. Tese de doutoramento, Université de Pau et des Pays de l' Adour, 269 p.
- MathWorks. (2010). *Simulink 7® User's Guide*. Edition revised for Simulink 7.6, release 2010b, 1880 p.
- MOE (2008). *Design Guidelines for Sewage Works*, Ontario Ministry of the Environment (MOE), 476 p.
- Monte, M. (1988). *Seleção de traçadores para estudos em meios aquáticos*, Memória LNEC n.º 726, Lisboa, 17 p.
- MOP11-TF (1990). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants, Manual of Practice n.º 11*. 2nd Ed., Alexandria, USA, 473 p.
- Muschalla, D., Schutze, M., Schroeder, K., Bach, M., Blumensaat, F., Gruber, G., Klepischewski, K., Pabst, M., Pressl, A., Schindler, N., Solvi, A., Wiese, J. (2009). The HSG procedure for modelling integrated urban wastewater systems. *Wat. Sci. Tech.*, 60(8), 2065-2075.

- Novák, L., Larrea, L., Wanner, J. (1994). Estimation of maximum specific growth rate of heterotrophic and autotrophic biomass: a combined technique of mathematical modelling and batch cultivations. *Wat. Sci. Tech.*, 30(11), 171-180.
- Nowak, O., Franz, A., Svardal, K., Kuhn, V. (1999). Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances. *Wat. Sci. Tech.*, 39(4), 113-120.
- NRC (2003). *Wastewater Treatment Plant Optimization - a best practice by the national guide to sustainable municipal infrastructure*. Federation of Canadian Municipalities and National Research Council, 51 p.
- NRC (2004). *Solids Inventory Control for Wastewater Treatment Plant Optimization*. Federation of Canadian Municipalities and National Research Council, 28 p.
- Odegard, H. (2001). Compact on-site treatment methods for communities - Norwegian experiences. In: *Decentralised Sanitation and Reuse - Concepts, systems and implementation*, IWA Publishing, London, 235-255 p.
- Olsson, G., Newell, B. (1999). *Wastewater treatment systems - Modelling, diagnosis and control*. IWA Publishing, London, 742 p.
- Olsson, G., Nielsen, M., Yuan, Z., Lynggaard-Jensen, A., Steyer, J. (2005). *Instrumentation, control and automation in wastewater systems*. IWA Publishing, London, 246 p.
- Olsson, G., Stephenson, J. (1985). The propagation of hydraulic disturbances and flow rate reconstruction in activated sludge plants. *Environmental Technology*, 6(12), 536-545.
- Orhon, D., Çokgor, E., Sozen, S. (1999). Experimental basis for the hydrolysis of slowly biodegradable substrate in different wastewaters. *Wat. Sci. Tech.*, 39(1), 87-95.
- Petersen, B. (2000). *Calibration, identifiability and optimal experimental design of activated sludge models*. Tese de doutoramento, Universiteit Gent, Gent, 362 p.
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., Vanrolleghem, P. (2002). Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal-industrial wastewater treatment plant. *Journal of Hydroinformatics*, 04(1), 15-36.
- Petersen, B., Gernaey, K., Henze, M., Vanrolleghem, P. (2003). Calibration of activated sludge models: a critical review of experimental designs. *Biotechnology for the Environment: wastewater treatment and modelling*, Dordrecht, NL, 101-186 p.
- Petersen, B., Gernaey, K., Vanrolleghem, P. A. (2001). Practical identifiability of model parameters by combined respirometric-titrimetric measurements. *Wat. Sci. Tech.*, 43(7), 347-355.
- Plosz, B., Weijs, M., Printemps, C., Essemiani, K., Meinhold, J. (2007). One-dimensional modelling of the secondary clarifier - factors affecting simulation in the clarification zone and the assessment of the thickening flow dependence. *Wat. Res.*, 41, 3359-3371.
- Pronost, J., Pronost, R., Deplat, L., Malrieu, J. (2002). *Stations d'épuration: Dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation*. Report n. 22-bis, FNDAE, 86 p.

- Pujol, R. e Lienard, A. (1990). Qualitative and quantitative characterization of waste water for small communities *Wat. Sci. Tech.*, 22(3/4), 253/260.
- Ribeiro, R., Almeida, M. (2007). *Apoio à exploração de ETAR urbanas de pequena dimensão – Relatório de Progresso*. LNEC, Lisboa, 48 p.
- Ribeiro, R., Almeida, M. (2009a). *Apoio à exploração de ETAR urbanas de pequena dimensão - Aplicação de espectroscopia ultravioleta-visível na monitorização de águas residuais*. LNEC, Lisboa, 39 p.
- Ribeiro, R., Almeida, M. (2009b). *Apoio à exploração de ETAR urbanas de pequena dimensão - Apresentação dos resultados do trabalho experimental*. LNEC, Lisboa, 94 p.
- Ribeiro, R., Almeida, M., Ilharco, O., Pais, A. (2008). Avaliação da eficiência de tratamento em ETAR de pequena dimensão: aspectos de instrumentação. *13.º ENASB*, Covilhã, 14-17 Outubro 2008, 14 p.
- Richard, M. (2003). Activated sludge microbiology problems and their control. *20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference*, Buffalo, NY, June 8, 2003, 21 p.
- Rieger, L., Koch, H., Kuhn, M., Gujer, W., Siegrist, H. (2001). The EAWAG bio-p module for activated sludge model no. 3. *Wat. Res.*, 36(16), 3887-3903.
- Rieger, L. (2004). *Aeration control in activated sludge systems*. Tese de doutoramento, Swiss Federal Institute of Technology of Zurich, Zurich, 160 p.
- Rieger, L., Langergraber, G., Siegrist, H. (2006). Uncertainties of spectral in situ measurements in wastewater using different calibration approaches. *Wat. Sci. Tech.*, 53(12), 187-197.
- Rieger, L., Langergraber, G., Kaelin, D., Siegrist, H., Vanrolleghem, P. (2008). Long-term evaluation of a spectral sensor for nitrite and nitrate. *Wat. Sci. Tech.*, 57(10), 1563-1659.
- Rieger, L., Vanrolleghem, P. (2008). monEAU: a platform for water quality monitoring networks. *Wat. Sci. Tech.*, 57(7), 1079-1086.
- Rieger, L., Takács, I., Shaw, A., Winkler, S., Ohtsuki, T., Langergraber, G., Gillot, S. (2010). Status and future of wastewater treatment modelling. *Wat. Sci. Tech.*, 61(4), 821-823.
- Rosen, C. (2001). *A chemometric approach to process monitoring and control with applications to wastewater treatment operation*. Tese de doutoramento, Lund University, Lund, Sweden, 278 p.
- Rosen, C., Larsson, M., Jeppsson, U., Yuan, Z. (2002). A framework for extreme-event control in wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 45(4-5), 299-308.
- San Pedro, C., Mino, T., Matsuo, T. (1994). Evaluation of the rate of hydrolysis of slowly biodegradable COD (SBCOD) using starch as substrate under anaerobic, anoxic and aerobic conditions *Wat. Sci. Tech.*, 30(11), 191-199.
- Sayigh, B., Malina, J. (1978). Temperature effects on the activated sludge process. *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.*, 50(4), 678-687.

- Siegrist, H., Krebs, P., Buhler, R., Purtschert, I., Rock, C., Rufer, R. (1995). Denitrification in secondary clarifiers. *Wat. Sci. Tech.*, 31(2), 205-214.
- Sin, G., Van Hulle, S. W., De Pauw, D. J., van Griensven, A., Vanrolleghem, P. (2005). A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: a SWOT analysis. *Wat. Res.*, 39(12), 2459-2474.
- SNITURH (2008). *Utilizações tituladas por licença (RH públicos e particulares) – Rejeição de Águas Residuais Urbanas*. Guia n.º 10, INAG, Lisboa, 12 p.
- Spanjers, H., Takacs, I., Brouwer, H. (1999). Direct parameter extraction from respirograms for wastewater and biomass characterization. *Wat. Sci. Tech.*, 39(4), 137-145.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P., Olsson, G., Dold, P. (1998). *Respirometry in control of activated sludge process: Principles*, IAWQ Publishing, London, 48 p.
- Sperandio, M., Paul, E. (2000). Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various SO/XO ratios *Wat. Res.*, 34(4), 1233-1246.
- Stricker, A., Lessard, P., Chatellier, P. (2003). Observed and simulated effect of rain events on the behaviour of an activated sludge plant removing nitrogen. *J. Environ. Eng. Sci.*, 2, 429-440.
- Suescun, J., Ayesa, E. (2002). Practical identification of the dissolved oxygen dynamic in activated plants. *Wat. Sci. Tech.*, 45(4-5), 397-404.
- Takács, I., Patry, G., Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Wat. Res.*, 25(10), 1263-1271.
- Tandoi, V., Jenkins, D., Wanner, J. (2006). *Activated sludge separation problems - Theory, control measures, practical experience* IWA Publishing, London, 201 p.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. (1991). *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd Ed., McGraw-Hill, 1334 p.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, H. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th Ed., McGraw-Hill, 1819 p.
- Thomann, M., Rieger, L., Frommhold, S., Siegrist, H., Gujer, W. (2002). An efficient monitoring concept with control charts for on-line sensors. *Wat. Sci. Tech.*, 46(4-5), 107-116.
- Thornton, A., Sunner, N., Haeck, M. (2010). Real time control for reduced aeration and chemical consumption: a full scale study. *Wat. Sci. Tech.*, 61(9), 2169-2175.
- USEPA (1997). *Response to congress on use of decentralized wastewater treatment systems*. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, 101 p.
- USEPA (2004). *NPDES compliance inspection manual*. United States Environmental Protection Agency, 355 p.
- Van Hulle, S. (2005). *Modelling, simulation and optimization of autotrophic nitrogen removal processes*. Tese de doutoramento, Universiteit Gent, Gent, 223 p.

- Vanrolleghem, P., Insel, G., Petersen, B., Sin, G., De Pauw, D., Nopens, I., Weijers, S., Gernaey, K. (2003). A comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. *WEFTEC'03*, Alexandria, USA, 28 p.
- Vanrolleghem, P., Lee, D. (2003). On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art. *Wat. Sci. Tech.*, 47(2), 1-34.
- Vaxelaire, J., Roche, N., Prost, C. (1995). Oxygen transfer in activated sludge surface-aerated process. *Environmental Technology*, 16(3), 279-285.
- Vedry, B. (1987). *L'analyse ecologique des boues activees*. Edité par Christian Brucker, SEGETEC, Paris, France, 117 p.
- Villez, K. (2007). *Multivariate and qualitative data analysis for monitoring, diagnosis and control of sequencing batch reactors for wastewater treatment*. Tese de doutoramento, Universiteit Gent, Gent, 370 p.
- Vollertsen, J., Almeida, M., Hvited-Jacobsen, T. (1999). Effects of temperature and dissolved oxygen on hydrolysis of sewer solids. *Wat. Res.*, 33(14), 3119-3126.
- Wanner, J. (1994). *Activated sludge bulking and foaming control*, Technomic Publishing, 327 p.
- Wentzel, M., Mbewe, A., Ekama, G. (1995). Batch test for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal waste waters. *Water SA*, 21(2), 117-124.
- Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA*, 25(3), 327-335.
- Winkler, S., Saracevic, E., Bertrand-Krajewski, J-L., Torres, A. (2008). Benefits, limitations and uncertainty of in situ spectrometry. *Wat. Sci. Tech.*, 57(10), 1651–1658.
- WRC (2006). *Sanitation research framework agreement supporting the building regulations research programme – Building research technical report 4/2006: Review of assessment tools for determining soil infiltration rates*. Water Research Center, UK, 34 p.

Lista de legislação

- Decreto-Lei n.º 372/93, de 29 de Outubro. Altera a lei de delimitação de sectores.
- Decreto-Lei n.º 379/93, de 5 de Novembro. Estabelece o regime de exploração e gestão dos sistemas multimunicipais e municipais de captação, tratamento e distribuição de água para consumo público, de recolha, tratamento e rejeição de efluentes e de recolha e tratamento de resíduos sólidos
- Decreto-lei n.º 152/97, de 19 de Junho. Relativo ao tratamento de águas residuais urbanas (transpõe para o direito interno a Directiva n.º 91/271/CEE).
- Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. Estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático.
- Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de Maio. Estabelece o regime da utilização dos recursos hídricos.

Despacho n.º 2339/2007, de 14 de Fevereiro. Aprovação do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais para o período de 2007-2013. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Directiva n.º 91/271/CEE, do Conselho, de 21 de Maio, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas.

Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água.

Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro. Aprova a Lei da Água (transpõe para o direito interno a Directiva n.º 2000/60/CE).

ANEXO

Procedimentos analíticos

A caracterização analítica das amostras colhidas no decurso do trabalho experimental contemplou a determinação dos seguintes parâmetros: carência química em oxigénio total (CQO_t), carência química em oxigénio filtrada (CQO_f), carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), azoto amoniacal (NH₄-N), nitrato (NO₃-N), azoto total (N_t), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos totais voláteis (SSV).

As determinações analíticas de carência química em oxigénio total, carência química em oxigénio filtrada, azoto amoniacal, nitrato e azoto total foram executadas por espectrofotometria de absorção molecular, empregando micrométodos da LANGE (HACH LANGE). Os testes em cuvete utilizados foram, respectivamente:

- LCK 114. Gama de medida: 150 – 1 000 gO₂.m⁻³ (CQO_t).
- LCK 314. Gama de medida: 15 – 150 gO₂.m⁻³ (CQO_t e CQO_f).
- LCK 303. Gama de medida: 2 – 47 gN.m⁻³ (NH₄-N).
- LCK 339. Gama de medida: 0,23 – 13,50 gN.m⁻³ (NO₃-N).
- LCK 238. Gama de medida: 5 – 40 gN.m⁻³ (N_t).
- LCK 338. Gama de medida: 20 – 100 gN.m⁻³ (N_t).

A análise à precisão e exactidão dos resultados analíticos foi feita de acordo com o sistema de controlo de qualidade analítico disponibilizado pela HACH LANGE. No controlo dos procedimentos experimentais foram utilizadas as seguintes soluções padrão ADDISTA:

- LCA 703 – controlo dos testes em cuvete LCK 114, LCK 303, LCK 339.
- LCA 704 – controlo dos testes em cuvete LCK 314.
- LCK 708 – controlo dos testes em cuvete LCK 338.

Para determinação de CQO filtrada, as amostras foram filtradas através da utilização de filtros seringa com membrana 0,45 µm.

A determinação da CBO₅ foi realizada segundo a norma BS 6068: Section 2.14:1990 / ISO 5815:1990 (*Determination of biochemical oxygen demand after five days – dilution and seeding methods*).

A determinação dos sólidos suspensos totais (SST) e dos sólidos suspensos totais voláteis (SSV) foi realizada segundo a metodologia descrita no *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (Clesceri *et al.*, 1998).

Observações microscópicas

Na observação microscópica foi utilizado um microscópico tri-ocular OLYMPUS BH2-RFCA, equipado com um condensador universal. A observação foi feita em campo claro e sem corantes. Não se realizou qualquer tipo de contagem.

O livro *L'analyse ecologique des boues activees* (Vedry, 1987) foi consultado para apoio à identificação do tipo de microrganismos presentes nas amostras de licor misto e de lamas recirculadas observadas ao microscópio.