



UNIVERSIDADE DA BEIRA INTERIOR
Faculdade de Engenharia
Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TIPO DE ENCHIMENTO NO
RENDIMENTO DE LEITOS DE MACRÓFITAS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL**

MIGUEL DE JESUS SIMÕES

Dissertação apresentada para obtenção
do Grau de Mestre em Engenharia Civil

Covilhã

Junho 2009



UNIVERSIDADE DA BEIRA INTERIOR
Faculdade de Engenharia
Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TIPO DE ENCHIMENTO NO
RENDIMENTO DE LEITOS DE MACRÓFITAS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL**

MIGUEL DE JESUS SIMÕES

Dissertação apresentada para obtenção
do Grau de Mestre em Engenharia Civil

Dissertação realizada sob orientação do Professor Doutor António João Carvalho de Albuquerque do Departamento de
Engenharia Civil e Arquitectura da Universidade da Beira Interior

Covilhã

Junho 2009

AGRADECIMENTOS

Ao Orientador desta dissertação, Professor Doutor António Albuquerque, expresso o meu especial agradecimento pela sua inestimável orientação técnica e científica, por todo o seu apoio e disponibilidade constante.

À Eng. Lígia Amado, docente no Departamento de Engenharia Civil da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico da Guarda pela sua amabilidade, co-orientação e disponibilidade.

Às Águas do Zêzere e Côa que permitiu a monitorização da ETAR de Vila Fernando, em especial ao Dr. Renato Craveiro pelo apoio prestado durante a mesma.

À Fundação para Ciência e Tecnologia, através do projecto PTDC/AMB/73081/2006, por ter permitido o financiamento e realização do trabalho.

Ao Sr. João Botão gerente da empresa Botão Bidarra, Lda. pela compreensão e cooperação.

À minha família pelo seu apoio e força.

À todos meus amigos e colegas que de alguma forma prestaram o seu apoio e pela sua amizade e companheirismo.

Resumo

Os leitos de macrófitas de escoamento sub-superficial e horizontal (LM-ESSH) são amplamente utilizados para o tratamento de águas residuais domésticas de pequenos aglomerados no interior de Portugal.

O meio de enchimento, essencial para a fixação das plantas e para o desenvolvimento de biofilme com capacidade para a remoção de poluentes, influencia a eficiência de tratamento. O regime de aflúncias, as características do afluente, o grau de desenvolvimento do biofilme e das plantas (em particular raízes e rizomas) podem condicionar a estabilidade do leito e o seu rendimento.

O objectivo principal do trabalho centrou-se no estudo do desempenho de dois LM-ESSH, com diferentes tipos de materiais de enchimento (um natural - brita; outro sintético - argila expandida calcinada) na remoção de matéria orgânica, formas de azoto, fósforo e matéria sólida, durante um período de nove meses, cerca de ano e meio após o arranque das instalações.

O estudo incluiu duas fases de trabalhos, a primeira com a monitorização do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (entre Setembro de 2008 e Abril de 2009), que envolveu a medição de caudal, medição de nível em 35 piezómetros colocados no seu interior e colheita de amostras para realização de análises físico-químicas. A segunda fase incluiu a recolha de dados de medição de caudal e de parâmetros de qualidade nos LM-ESSH das ETAR de Capinha (enchimento com brita) e Vila Fernando (enchimento com Filtralite), para um mesmo período de monitorização (Março a Dezembro), que ocorreu ano e meio após o arranque das instalações.

Os resultados da primeira fase permitiram concluir que a entrada de cargas transientes, em especial de caudais acima do valor previsto para o ano horizonte de projecto, tiveram influência negativa na remoção de matéria orgânica e azoto e na retenção de matéria sólida, podem ter influenciado a distribuição heterogénica de nível no interior do leito, mas não parece terem afectado a remoção de fósforo.

Relativamente à segunda fase, apesar de ambos os leitos terem recebido cargas hidráulicas acima das consideradas em projecto, o leito com brita revelou-se mais estável, tendo respondido favoravelmente à variação de carga e mantido o tratamento a níveis constantes o que lhe permitiu obter eficiências de remoção taxas de remoção superficial de matéria orgânica (em termos de CBO_5), azoto total, amónio e fósforo total

superiores às observadas no leito com Filtralite e até superiores às observadas noutros estudos internacionais.

O leito com Filtralite, pelo contrário, apresentou instabilidade na remoção de matéria orgânica, e em especial de formas de azoto, mas apresentou eficiências de remoção de matéria orgânica (em termos de CQO), de fósforo e de SST que parece não terem sido muito afectadas pela afluência de cargas hidráulicas elevadas ou pela descida do tempo de retenção hidráulico abaixo do mínimo sugerido para um tratamento adequado. A afluência de cargas hidráulica variáveis e o fraco enraizamento e desenvolvimento das plantas terão sido as principais causas da fraca remoção de matéria orgânica biodegradável e de formas de azoto, em especial nos meses mais pluviosos, tendo sido detectados valores à saída superiores aos limites de emissão estipulados na legislação vigente.

Contudo, independentemente do tipo de material utilizado, o efluente final de tratamento de águas residuais domésticas apresentou, para a generalidade dos parâmetros, características em conformidade com os limites de descarga definidos na legislação vigente, com valores mais baixos no leito com brita.

Observou-se uma relação linear com significância estatística entre a generalidade das cargas aplicadas e as removidas no leito com brita e para a remoção de carga orgânica, fósforo e matéria sólida no leito com Filtralite, o que, para estes parâmetros, parece indicar que as cargas aplicadas parecem influenciar as respectivas taxas de remoção.

O estudo demonstra que, a utilização de material com maior superfície específica, que, à partida, parece garantir um elevado nível de tratamento numa área de leito inferior, só terá sucesso se outros parâmetros, como as características do afluente, as cargas hidráulica, orgânicas e de sólidos, o tempo de retenção hidráulico e o crescimento e desenvolvimento de plantas forem adequadamente controlados.

Palavras-chave: leito de macrófitas, meio de enchimento, carga hidráulica, remoção de carga orgânica, remoção de azoto, remoção de fósforo

Abstract

Horizontal subsurface flow constructed wetlands (LM-ESSH) are widely used for wastewater treatment in Portugal, especially for small population areas.

The media bed is essential for plant anchorage and biofilm development and does affect the treatment yield. The incoming flow regime, the characteristics of the influent, the degree of biofilm adhesion and development and the development of plants, roots and rhizomes may affect solutes distribution throughout the bed and, therefore, may worsen the overall performance of the system.

The main objective of the work was to evaluate the behaviour of two different bed materials (a natural – gravel; and synthetic – expanded clay) on the removal of organic matter, nitrogen forms, phosphorus and solid matter, over nine months of monitoring, approximately year and half after the start-up.

In order to enable a better understanding of the removal mechanisms throughout the different beds, the work had two phases. The first phase included a monitoring campaign in the WWTP of Vila Fernando, namely the measurement of flow, water level in 35 piezometers and the collection of water samples for analysis. The second phase involved the collection of data from previous campaigns in the LM-ESSH do Capinha (filled with gravel) and the LM-ESSH of Vila Fernando (filled with Filtralite, an expanded clay material), for the same period of time (March to December), which occurred approximately an year and half after the start-up.

The results of the first phase allowed to conclude that the incoming of transient loads, namely flow rates above the maximum values stipulated in the project, had a negative influence on the removal of organic matter, nitrogen forms and solid matter, may have had influence on the heterogeneous water level distribution over the piezometers but seems to have had no effect on phosphorus removal.

For the second phase, besides both beds had received hydraulic loads above the recommended values, the bed with gravel showed more stability with good response in terms of organic matter removal (in terms of BOD₅), total nitrogen, ammonia and phosphorus, even above the values found in some international studies.

The bed with Filtralite, on the contrary, showed instability in removing organic matter and especially nitrogen, but presented removal efficiencies of COD, total P and TSS

which seems to have not been significantly affected by the transient loads. The transient hydraulic loads and the weak development of the plants seem to be the more important cause for the low removal of BOD and nitrogen forms.

Independently of the bed material used in the study, the final effluent, generally, fulfils the goals set in the national and European legislation.

A linear relationship was observed for most of parameter between loading rates and removal rates for both beds (except for nitrogen forms in the bed with Filtralite). Therefore, independently of the bed material used in the study, the loading rates seem to have influenced the respective removal rates.

Finally, this study shows that the use of a material with higher specific surface area, which seems to favour the development of biofilm for pollutant uptake, only enhances higher removal rates in less area of LM-ESSH, if factors such as the influent characteristics, the hydraulic and pollutant incoming loads, the hydraulic retention time and the growth of plants are properly controlled.

Key-words: constructed wetlands, filled material, hydraulic load, organic matter removal, nitrogen removal, phosphorus removal

ÍNDICE GERAL

	Página
Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstract	iv
Índice Geral	vi
Índice de Tabelas	viii
Índice de Figuras	ix
Nomenclatura	xiii
1. Introdução	1
1.1 Enquadramento e justificação.....	1
1.2 Objectivos	5
1.3 Estrutura da tese	6
2. Leitos de escoamento subsuperficial e horizontal	7
2.1 Características das águas residuais	7
2.2 Processos de tratamento	8
2.3 Leitos de Macrófitas	11
2.3.1 Descrição	11
2.3.2 Tipos de sistemas	17
2.3.3 Componentes do sistema	20
2.3.4 Remoção de compostos poluentes	29
2.3.5 Parâmetros de dimensionamento e controlo	34
3. Plano de trabalhos	39
4. Material e métodos	41
4.1 Instalações de tratamento	41
4.1.1 ETAR da Capinha	41
4.1.2 ETAR da Capinha	44
4.1.3 Características dos leitos de macrófitas	46
4.2 Período de monitorização	47
4.3 Medição de nível no interior do leito de Vila Fernando	50
5. Resultados	54
5.1 – Monitorização da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	54
5.2 – Resultados da medição de nível (Fase I)	58
5.3 – Recolha de dados de monitorizações anteriores nas ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	60
6. Análise e discussão de resultados	66

6.1 - Desempenho da Filtralite no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	66
6.2 Comparação do rendimento de tratamento com dois materiais diferentes (Fase II)	72
7. Conclusão e perspectivas de trabalho futuro	89
7.1 – Conclusões	89
7.2 – Perspectivas de trabalho futuro	91
8. Bibliografia	92
Anexos	100
Anexo I	101
Anexo II	103
Anexo III	105
Anexo IV	107

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
Tabela 1.1 – Evolução percentual dos níveis de cobertura	2
Tabela 2.1 - Valores limite de descarga de acordo com legislação vigente	8
Tabela 2.2 - Variação de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas	9
Tabela 2.3 – Eficiências de remoção de constituintes das águas residuais domésticas em algumas operações e processos biológicos convencionais	10
Tabela 2.4 – Características de alguns tipos de material de enchimento utilizados em leitos de macrófitas	22
Tabela 2.5 – Principais mecanismos de remoção de contaminantes em leitos de macrófitas	30
Tabela 2.6 – Critérios hidráulico-sanitários	35
Tabela 3.1 – Plano de trabalhos: descrição das fases I e II	40
Tabela 3.2 – Plano de trabalhos: recolha de dados para as fases I e II	40
Tabela 4.1 – Características físicas dos LM-ESSH da ETAR da Capinha e de Vila Fernando	46
Tabela 4.2 – Condições de operação previstas para os LM-ESSH das ETAR da Capinha e de Vila Fernando	46
Tabela 4.3 – Condições de operação à entrada dos LM-ESSH	49
Tabela 5.1 – Variação média (\pm intervalo de confiança) de caudal e parâmetros de qualidade no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	54
Tabela 5.2 – Variação média (\pm intervalo de confiança) do nível de água em cada piezómetro no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	58
Tabela 5.3 – Variação média (\pm intervalo de confiança) de caudal e parâmetros de qualidade nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	60
Tabela 6.1 – Eficiências de remoção obtidas em diferentes LM-ESSH para o tratamento de efluentes domésticos primários)	77
Tabela 6.2 – Variação média (\pm intervalo de confiança) de cargas aplicadas e cargas removidas para os dois tipos de enchimento	78

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1 - Representação esquemática da planta e corte de um leito de macrófitas emergentes	12
Figura 2.2 – Leito de macrófitas emergentes com escoamento subsuperficial ...	13
Figura 2.3 – ETAR com tratamento secundário por leito de macrófitas com escoamento subsuperficial	13
Figura 2.4 – Esquema de um leito com fluxo superficial	18
Figura 2.5 – Representação esquemática de um LM-ESSH	19
Figura 2.6 – Representação esquemática de um LM-ESSV descendente	20
Figura 2.7 – Aspecto do desenvolvimento de biofilme sobre brita	21
Figura 2.8 – Camada de solo orgânica: a) colocação em obra; b) colonização com <i>Phragmites australis</i>	22
Figura 2.9 – <i>Phragmites australis</i> (a) e <i>Typha latifolia</i> (b)	25
Figura 2.10 – Corte transversal de uma raiz de planta macrófita com exposição de aerênquima	26
Figura 2.11 – Alimentação do leito (a) e recolha do efluente tratado (b) com tubagem horizontal em “T”	28
Figura 2.12 – Caixa de entrada para distribuição de caudal com tubagem de recirculação	29
Figura 2.13 – Transformação de formas de azoto em leitos de macrófitas	32
Figura 4.1 – Localização das ETAR da Capinha e Vila Fernando	41
Figura 4.2 – Representação esquemática do sistema de tratamento da ETAR da Capinha	42
Figura 4.3 – Leitos de macrófitas da ETAR da Capinha: a) aspecto da brita; b) <i>Phragmites australis</i>	43
Figura 4.4 – Leitos de macrófitas da ETAR da Capinha: vista geral em Março de 2007	43
Figura 4.5 – Representação esquemática do sistema de tratamento da ETAR de Vila Fernando	44
Figura 4.6 – Leitos de macrófitas da ETAR de Vila Fernando: a) aspecto da	45

Filtralite; b) <i>Phragmites australis</i>	
Figura 4.7 – Leitões de macrófitas da ETAR de Vila Fernando: vista geral em Março de 2008	45
Figura 4.8 – Medidor de caudal à entrada do tanque Imhoff (ETAR de Vila Fernando)	47
Figura 4.9 – Piezómetros dos leitões de Vila Fernando: a) distribuição e numeração, b) corte longitudinal de um piezómetro	50
Figura 4.10 – Leitões de macrófitas da ETAR de Vila Fernando: vista geral	51
Figura 4.11 – Representação esquemática em planta do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando	52
Figura 4.12 – Representação esquemática em corte do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando	53
Figura 5.1 – Variação de caudal afluente do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)	55
Figura 5.2 – Variação da temperatura e pH, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)	55
Figura 5.3 – Variação da CBO5 e da CQO, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)	56
Figura 5.4 – Variação dos SST e SSV, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)	56
Figura 5.5 – Variação do N Total e N-NH4, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)	57
Figura 5.6 – Variação do P Total, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)	57
Figura 5.7 – Variação de nível de água nos piezómetros de linhas longitudinais C1, C4 e C7 do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	59
Figura 5.8 – Variação de nível de água nos piezómetros de linhas transversais A4, C4 e E4 do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	59
Figura 5.9 – Variação de caudal afluente do LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	61
Figura 5.10 – Variação do pH, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	61
Figura 5.11 – Variação da temperatura, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	62
Figura 5.12 – Variação da CBO5, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	62

Figura 5.13 – Variação da CQO, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	63
Figura 5.14 – Variação dos SST, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	63
Figura 5.15 – Variação do N Total, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	64
Figura 5.16 – Variação do N-NH ₄ , afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	64
Figura 5.17 – Variação do P Total, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	65
Figura 6.1 – Variação da CH e do TRH ao longo do tempo no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	66
Figura 6.2 – Variação do nível de água médio nos piezômetros nas linhas longitudinais do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	68
Figura 6.3 – Variação do nível de água médio nos piezômetros nas linhas transversais do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	69
Figura 6.4 – Variação tridimensional do nível de água médio nos piezômetros do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	70
Figura 6.5 – Eficiência de remoção de CBO ₅ , CQO, N-NH ₄ e SST ao longo do tempo no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)	71
Figura 6.6 – Variação da CH nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	74
Figura 6.7 – Variação da TRH nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	74
Figura 6.8 – Eficiência de remoção de CBO ₅ , CQO e SST ao longo do tempo nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)	76
Figura 6.9 – Eficiência de remoção de N Total, N-NH ₄ e P Total ao longo do tempo nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando (Fase II)	76
Figura 6.10 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CBO ₅ no LM-ESSH ao longo do tempo (Fase II): a) Vila Fernando, b) Capinha	81
Figura 6.11 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CQO no LM-ESSH ao longo do tempo (Fase II): a) Vila Fernando, b) Capinha	82
Figura 6.12 – Aspecto do desenvolvimento da <i>Phragmites australis</i> (Fase II): a) Vila Fernando, b) Capinha	83
Figura 6.13 – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida, em termos de CBO ₅ , para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	83

Figura 6.14 – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida, em termos de CQO, para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	84
Figura 6.15 – Relação entre a carga de N Total aplicada e a carga de N Total removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	84
Figura 6.16 – Relação entre a carga de N-NH4 aplicada e a carga de N-NH4 removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	85
Figura 6.17 – Relação entre a carga de P Total aplicada e a carga de P Total removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	85
Figura 6.18 – Relação entre a carga de SST aplicada e a carga de SST removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	86
Figura 6.19 – Relação entre a CBO5 removida e a temperatura para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	87
Figura 6.20 – Relação entre a CQO removida e a temperatura para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)	88

NOMENCLATURA

Símbolos

A_S - Área superficial	L^2
A_T - Área transversal	L^2
C - Comprimento do leito	L
CBO_5 - Carência bioquímica de oxigênio a cinco dias	ML^{-3}
CH - Carga hidráulica	LT^{-1}
COA - Carga orgânica aplicada	$ML^{-2}T^{-1}$
COA (CBO_5) - Carga orgânica aplicada (em termos de CBO_5)	$ML^{-2}T^{-1}$
COA (CQO) - Carga orgânica aplicada (em termos de CQO)	$ML^{-2}T^{-1}$
CNH_4 - Carga de azoto amoniacal aplicada	$ML^{-2}T^{-1}$
CNT - Carga de azoto total aplicada	$ML^{-2}T^{-1}$
CPT - Carga de fósforo total aplicada	$ML^{-2}T^{-1}$
CQO - Carência química de oxigênio	ML^{-3}
CSST - Carga de sólidos suspensos totais aplicada	$ML^{-2}T^{-1}$
h_s - Nível de água ou Altura submersa	L
L - Largura do leito	L
N- NH_4 - Azoto amoniacal	ML^{-3}
N- NO_3 - Nitrato	ML^{-3}
N- NO_2 - Nitrito	ML^{-3}

N Total – Azoto total	ML^{-3}
OD – Oxigénio dissolvido	ML^{-3}
P Total – Fósforo total	ML^{-3}
r_{CBO_5} – Coeficiente de remoção de matéria orgânica (em termos de CBO_5)	$ML^{-2}T^{-1}$
r_{CQO} - Coeficiente de remoção de matéria orgânica (em termos de CQO)	$ML^{-2}T^{-1}$
r_{NH_4} - Coeficiente de remoção de azoto amoniacal	$ML^{-2}T^{-1}$
r_{NT} - Coeficiente de remoção de azoto total	$ML^{-2}T^{-1}$
r_{PT} – Coeficiente de remoção de fósforo total	$ML^{-2}T^{-1}$
r_{SST} - Coeficiente de remoção de sólidos suspensos totais	$ML^{-2}T^{-1}$
SST – Sólidos suspensos totais	ML^{-3}
SSV – Sólidos suspensos voláteis	ML^{-3}
TRH – Tempo de retenção hidráulico	T

Abreviaturas

AdZC – Águas do Zêzere e Côa

AES – Área Específica Superficial

C/N – Razão entre o Carbono orgânico e o Azoto total

ER – Eficiência de Remoção

EG – Entidade Gestora

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

EVAWET – EVALuation of the hydrodynamic and environmental behaviour of constructed WETlands for wastewater treatment and reuse

DEC – Departamento de Engenharia Civil

DECA – Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura

FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia

HP – Horizonte de Projecto

INAG – Instituto da Água

INE – Instituto Nacional de Estatística

IPG – Instituto Politécnico da Guarda

LM - Leito de Macrófitas

LM-ESSH – Leito de Macrófitas de Escoamento Subsuperficial e Horizontal

LM-ESSV – Leito de Macrófitas de Escoamento Subsuperficial e Vertical

LSA – Laboratório Saneamento Ambiental

PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

UBI – Universidade da Beira Interior

1. INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento e justificação

A dispersão de aglomerados de pequena dimensão, especialmente em zonas rurais ou periféricas de grandes cidades, torna oneroso a instalação e operação de sistemas de tratamento de águas residuais convencionais. De acordo com o último recenseamento nacional de 2001, 42,2% da população portuguesa vivia em aglomerados com menos de 2 000 habitantes (INE (2001)) e as entidades gestoras (EG) de sistemas de saneamento que gerem muitos aglomerados com estas características não têm, muitas vezes, nem mão-de-obra especializada, nem recursos financeiros para assegurar os níveis de tratamento desejáveis.

Um estudo sobre o desempenho dos sistemas de tratamento de águas residuais no nosso País (MAOT, 2000), revelou que, da maioria dos pontos de descarga identificados, cerca de 20% eram provenientes de ETAR (Estação de Tratamento de Águas Residuais) e 50% de fossas sépticas colectivas, a maioria instalada em aglomerados com menos de 2 000 habitantes. O estudo concluiu ainda que, das 1 228 ETAR e fossas sépticas analisadas, 18% apresentavam um bom funcionamento, 58% um desempenho satisfatório e 24% não funcionavam ou funcionavam com deficiências.

A predominância de sistemas de pequena dimensão, com soluções ao nível do aglomerado populacional, associados a grande dispersão espacial e multiplicidade de ligações e o deficiente desempenho das infra-estruturas, em muitos casos sem operação adequada, ou, também, a adopção de soluções de tratamento desajustadas, são as principais razões apontadas para os baixos índices da qualidade do serviço prestado (MAOT (2000) e Galvão e Matos (2006)).

Relativamente aos níveis de atendimento em águas residuais, conforme referido no Plano de Desenvolvimento Regional 1994-1999 (INAG, 2001a), o nosso País dispunha, nos finais do século passado, de apenas 55,3% de infra-estruturas de redes de drenagem e instalações de tratamento de águas residuais que serviam cerca de 75% da população.

Com o terceiro quadro comunitário de apoio, e a elaboração do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR I, 2000-2006), Portugal deu um salto qualitativo e quantitativo a nível de atendimento e cobertura como se pode observar na Tabela 1.1. na qual as projecções contavam com

a finalização de todas as obras previstas no PEAASAR I (MAOT, 2007). Apesar de se ter registado uma evolução positiva e o PEAASAR I ter sido considerado um êxito, este plano beneficiou essencialmente a vertente em “alta” com melhoria significativa ao nível da população servida por sistemas de tratamento.

Mais recentemente, beneficiando do quarto quadro comunitário de apoio, foi elaborado o PEAASAR II (2007-2013), que pretende beneficiar a vertente em “baixa” dos sistemas de água e saneamento (MAOT, 2007), embora estejam previstos importantes investimentos que se destinam à conclusão e reabilitação de instalações de tratamento, em particular para aglomerados de pequena dimensão.

A nível da região Centro, os últimos dados do Instituto Nacional de Estatística (INE, 2007) indicam que apenas cerca de 65% da população é servida por instalações de tratamento de águas residuais e, na generalidade dos casos, as populações de pequenos aglomerados não são adequadamente servidas por este tipo de infra-estruturas.

Tabela 1.1 – Evolução percentual dos níveis de cobertura (MAOT, 2007)

Vertente em baixa	1994	1999	2006
Abastecimento de água	84%	88%	93%
Recolha de águas residuais	63%	72%	76%
Tratamento de águas residuais	32%	55%	80%

O PEAASAR II centra a sua acção na sustentabilidade económico-financeira, ambiental e social dos sistemas, interligadas entre elas pelo preço da água, que deverá representar um ponto de equilíbrio. A prioridade para o período 2007-2013 prevê a criação de condições para a cobertura integral dos custos do serviço, como forma de garantir a sustentabilidade do sector para gerações futuras.

De acordo com Galvão e Matos (2006) os sistemas de tratamento para serem sustentáveis deverão cumprir com os limites de descarga definidos na legislação vigente, apresentar custos reduzidos de investimento (construção e equipamentos) e de operação e exploração (pessoal, reagentes e energia), apresentar boa integração paisagística e terem aceitação social. De acordo com o Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho (recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas), os aglomerados

com menos de 2 000 habitantes deverão proceder a um tratamento de efluentes “apropriado”.

Algumas EG têm tentado minimizar o problema adoptando, para aquela dimensão de aglomerado, sistemas de tratamento por leitos de macrófitas (LM), muitas vezes como complemento de fossas sépticas colectivas já existentes, que acreditam serem soluções economicamente viáveis e tecnicamente sustentáveis. Esta tecnologia, além de tratamento secundário, pode também proporcionar tratamento de afinação, especialmente útil quando o meio receptor é considerado sensível ou se pretende instalar a opção de reutilização, que é uma solução com potencial para associar a este tipo de sistema (Marecos do Monte e Albuquerque, 2009).

Os LM, em especial os colonizados com plantas macrófitas emergentes, têm recebido cada vez mais atenção por parte da comunidade científica mundial (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Vymazal e Kropfelova (2008), Amado (2007), Oliveira (2008)). Esta circunstancia parece estar associada ao crescente interesse em tecnologias de baixo custo, que, além de proporcionarem um adequado tratamento de efluentes, consomem menos energia e menos reagentes químicos e utilizam menos meios mecânicos que os processos de tratamento convencionais. São, normalmente, adequados para o tratamento de águas residuais domésticas de aglomerados de dimensão entre 50 e 5 000 habitantes-equivalentes (Kadlec e Knight (1996), EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Korkusuz (2005), Amado (2007)).

O meio de enchimento, essencial para a ancoragem das plantas e para o desenvolvimento de biofilme com capacidade para a remoção de poluentes, apresenta, normalmente, problemas de colmatação, cujas causas não estão muito bem estudadas. A maioria das EG e alguns especialistas (EPA (1999); IWA (2000), Vymazal (2003), Korkusuz (2005), Vymazal e Kropfelova (2008)) entendem que, para determinadas condições de operação, a colmatação é frequente nos leitos que utilizam enchimento à base de brita, tendo sido apontados como principais problemas o crescimento excessivo de biomassa, acumulação de matéria sólida em suspensão, formação de precipitados e desenvolvimento de rizomas e de raízes.

Trata-se de um problema importante para as EG, uma vez que tem ocorrido em intervalos de tempo entre os 3 meses e os 2 anos após o arranque das instalações, quando se esperaria que apenas ocorresse com importância significativa ao fim de 5 anos. Ou seja, os custos de operação e manutenção relacionados com a substituição do meio de enchimento, colonização e arranque das instalações estão a aumentar

significativamente, além das consequências ambientais relacionadas com a falha no tratamento e a activação dos sistemas de by-pass.

Os problemas da colmatação prematura do leito podem estar relacionados com as características do material e da sua colocação em obra, com o cumprimento da inclinação mínima da soleira, necessária para um bom escoamento, e com as características dos efluentes, nomeadamente flutuações de caudais em áreas de actividade sazonal e entrada na rede de drenagem de contribuições provenientes de fontes industriais, agrícolas e pluviais.

Na impossibilidade de serem introduzidas alterações estruturais nos LM já em funcionamento, uma das soluções apontadas pelas EG inclui, além da melhoria da eficiência do tratamento primário, a substituição do meio de enchimento tradicional (brita) por outro mais homogéneo, com maior superfície específica, que permita uma maior eficiência de tratamento para o volume de leito instalado. A utilização de argila expandida tem sido apontada como uma solução alternativa, tendo apresentado bons resultados (Vandevivere et al. (1999), Vacca *et al.* (2005), Vilpas *et al.* (2005), Cortés *et al.* (2006)) em outros países com clima Mediterrânico (e.g. Espanha, Itália, França e Egipto), acreditando-se que pode permitir aumentar a eficiência de tratamento nos sistemas que apresentam cargas orgânicas e de azoto superiores às previstas em projecto ou, nos sistemas sem grande alteração das condições de afluência, pode reduzir o volume necessário para manter um tratamento adequado.

Contudo, não existem estudos em Portugal que permitam tirar conclusões sobre a eficácia da argila expandida relativamente ao enchimento clássico à base de brita no tratamento de efluentes domésticos ou urbanos, pelo que se decidiu realizar um estudo comparativo sobre a influência das características destes dois tipos de meios de enchimento na remoção de matéria orgânica, nutrientes (azoto e fósforo) e matéria sólida em LM de escoamento subsuperficial e horizontal.

O estudo foi integrado no projecto EVAWET (Avaliação do funcionamento hidrodinâmico e ambiental de leitos de macrófitas para tratamento e reutilização de águas residuais), financiado pela FCT (PTDC/AMB/73081/2006), em desenvolvimento no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura (DECA) da Universidade da Beira Interior (UBI), com apoio do Departamento de Engenharia Civil (DEC) do Instituto Politécnico da Guarda (IPG) e da Águas do Zêzere e Côa (AdZC).

1.2 Objectivos

O objectivo principal do trabalho centrou-se no estudo da influência do tipo de material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto, fósforo e matéria sólida em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial e horizontal, através da comparação de dados de caudal e de qualidade obtidos na monitorização de duas instalações à escala real, a ETAR de Vila Fernando (que utiliza argila expandida calcinada como meio de enchimento) e a ETAR da Capinha (que utiliza brita como meio de enchimento).

Assim, os objectivos específicos do estudo compreenderam os seguintes aspectos:

- 1) Avaliação do desempenho de um leito de macrófitas da ETAR de Vila Fernando, após um período de monitorização de 9 meses (Setembro de 2008 a Abril de 2009), a fim de avaliar o seu desempenho no tempo, bem como a variação de nível em 35 piezómetros colocados no seu interior.
- 2) Comparação do desempenho dos leitos de macrófitas das ETAR de Vila Fernando e da Capinha, com base em dados de 10 meses de monitorização referentes a um mesmo período de tempo (Março e Dezembro), cerca de ano e meio após o arranque, a fim de avaliar a influência que o tipo de enchimento pode ter na remoção de poluentes e na capacidade de filtração.

O estudo incidirá sobre a análise da variação das afluências de cargas hidráulica, orgânica, de azoto, de fósforo e de sólidos e a repercussão que terão no rendimento do sistema, quer em termos de eficiências de remoção, quer de coeficientes de remoção por unidade de área. Os resultados serão comparados com o previsto no projecto de ambos os leitos, com outros estudos nacionais e internacionais e será avaliada a influência do tipo de material de enchimento utilizado e das condições de operação no rendimento detectado.

1.3 Estrutura da tese

A tese encontra-se estruturada em sete capítulos.

No capítulo um apresenta-se o enquadramento do tema, esclarecendo-se a importância da protecção da água para as actividades humanas e evolução das políticas para a sua gestão em Portugal e a vantagem da utilização de sistemas de leitos de macrófitas para o tratamento e reutilização de águas residuais em aglomerados de pequena dimensão, finalizando-se com os objectivos gerais e específicos da dissertação e com a sua estrutura.

No capítulo dois apresenta-se uma breve revisão bibliográfica sobre leitos de macrófitas, nomeadamente sobre os tipos de sistemas mais utilizados, sua classificação, constituição, aplicabilidade, mecanismos responsáveis pela transformação de poluentes, parâmetros de controlo e critérios de dimensionamento.

O capítulo três inclui a descrição do plano de trabalhos.

No capítulo quatro descrevem-se os materiais e métodos utilizados, incluindo a apresentação das unidades de tratamento monitorizadas (ETAR da Capinha e de Vila Fernando), a metodologia seguida para a sua monitorização, as técnicas de amostragem e conservação de amostras e os procedimentos experimentais utilizados em cada uma das duas fases de trabalhos.

No capítulo cinco apresentam-se, de forma resumida, os resultados das duas fases de trabalhos, que são incluídos na totalidade nos Anexo I a IV.

No capítulo seis apresenta-se a análise e discussão dos resultados, incluindo a comparação com os resultados obtidos noutros estudos e os valores admitidos em projecto, sendo as conclusões e recomendações para trabalhos futuros incluídas no capítulo sete.

2. LEITOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL

2.1 Características das águas residuais

As características das águas residuais provenientes de aglomerados populacionais resultam da mistura de águas residuais domésticas, industriais e, por vezes, de águas pluviais.

As águas residuais domésticas contêm entre 60 a 80% de matéria orgânica de fácil biodegradabilidade (Metcalf e Eddy, 2003), cujos principais componentes são carboidratos, compostos azotados e gorduras; e entre 20 a 40% de compostos de difícil biodegradabilidade (*e.g.* óleos, detergentes, celulose e hidrocarbonetos), matéria inerte, metais pesados e sais. Apresentam, ainda, microrganismos patogénicos (bactérias, vírus, fungos, protozoários e helmintas), alguns responsáveis por doenças como a cólera, a hepatite A ou gastroenterites.

O tratamento de águas residuais tem como objectivo principal a remoção da sua carga poluente, a fim de produzir um efluente final com características conforme as normas de descarga ou de reutilização impostas pela legislação vigente, nomeadamente o Decreto-lei nº 152/97 de 19 de Junho (recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas) para populações superiores a 2 000 habitantes-equivalente e o Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto (normas, critérios e objectivos de qualidade da água para diferentes usos) para populações inferiores a 2 000 habitantes-equivalente, e pelos objectivos de qualidade definidos para o meio receptor. Estas normas referem valores limite de emissão que são apresentados na Tabela 2.1. No caso de o meio receptor ser considerado zona sensível à poluição por nitratos, prevalecem os limites definidos no Decreto-lei nº 152/97.

A eficácia do tratamento de águas residuais é normalmente avaliada com base na remoção de carga orgânica, de azoto ou de matéria sólida, a partir da determinação dos seguintes parâmetros: carência bioquímica de oxigénio a cinco dias (CBO₅), carência química de oxigénio (CQO), o azoto total (N Total), amónio (NH₄⁺, ou azoto amoniacal N-NH₄), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻, ou azoto nítrico N-NO₃), fósforo total (P Total) e sólidos suspensos totais (SST). O pH também é avaliado a fim de se controlarem as condições de acidez e alcalinidade do meio, bem como o oxigénio

dissolvido (OD), que dá indicação das condições de oxidação-redução, e os sólidos suspensos voláteis (SSV), que representam a concentração de biomassa no sistema.

Tabela 2.1 – Valores limite de descarga de acordo com legislação vigente

Parâmetros	Dec. Lei nº 152/97	Dec. Lei nº 236/98
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	125	150
CBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	25	40
SST (mg L ⁻¹)	35	60
N Total (mg L ⁻¹)	10; 15 ¹⁾	15
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	-	50
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	-	10
P Total (mg L ⁻¹)	1; 2 ²⁾	0,5; 3; 10 ³⁾

¹⁾ 15 mg L⁻¹ entre 10 000 e 100 000 habitantes-equivalente; 10 mg L⁻¹ para mais de 100 000 habitantes-equivalente

²⁾ 2 mg L⁻¹ entre 10 000 e 100 000 habitantes-equivalente; 1 mg L⁻¹ para mais de 100 000 habitantes-equivalente

³⁾ 10 mg L⁻¹ (geral); 3 mg L⁻¹ (águas que alimentam lagoas ou albufeiras); 0,5 mg L⁻¹ (lagoas ou albufeiras)

As massas hídricas, dependendo das suas características bióticas, apresentam uma capacidade natural de auto depuração que lhes permitir recuperar dos efeitos da incorporação de massas poluentes num período de tempo limitado. Contudo, a descarga de substâncias que, pela sua composição ou quantidade, alterem profundamente as características da água, podem torná-la incompatível com a vida aquática e com as utilizações pretendidas.

Os poluentes de maior preocupação são compostos consumidores de oxigénio (poluentes de constituição orgânica) e substâncias persistentes e bio acumuláveis que podem causar mortalidade, morbilidade, perturbações genéticas e outros efeitos nos organismos vivos, ou mesmo desequilibrar de forma significativa os ecossistemas.

2.2 Processos de tratamento

O aperfeiçoamento de tecnologias de tratamento temo como objectivo principal aumentar a sua eficiência utilizando processos que consumam menos energia e materiais (Rodrigues *et al.* 2004). Neste contexto, os processos biológicos são aqueles que, quer tecnicamente, quer economicamente, têm produzido melhores resultados

para tratamento de efluentes urbanos com uma componente importante de matéria biodegradável (Metcalf e Eddy, 2003).

A remoção ou a redução significativa da carga poluente associada a águas residuais numa ETAR envolve a combinação de operações e processos unitários, que se distribuem por diferentes níveis de tratamento (preliminar, primário, secundário, terciário e de afinação e o tratamento de lamas). A remoção de sólidos grosseiros e sedimentáveis é conseguida através de processos físicos de separação, como gradagem, tamisação e decantação. A remoção da carga orgânica na forma solúvel ou coloidal é, no essencial, realizada por microrganismos, através de processos que privilegiam biomassa fixa, em suspensão ou mista. Na Tabela 2.2 apresentam-se as características típicas de diferentes tipos de águas residuais em função do nível de tratamento realizado.

Tabela 2.2 - Variação de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf e Eddy (2003), Albuquerque (2003b))

Tipo de Água Residual	CBO ₅ (mg L ⁻¹)	CQO (mg L ⁻¹)	N Total (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	P Total (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	C/N ¹
Não tratada	140	350	20	10	5	100	3,0
	–	–	–	–	–	–	–
	400	1000	80	50	12	350	3,4
Após tratamento primário	80,0	200,0	20	10	5	80	3,5
	–	–	–	–	–	–	–
	250,0	500,0	60	40	10	140	4,0
Após tratamento secundário	20,0	80,0	5	5	1	10	3,5
	–	–	–	–	–	–	–
	40,0	150,0	10	10	3	50	4,8

¹ razão carbono/azoto medido pelo COT/N Total

Os processos de tratamento biológico mais utilizados para a remoção da carga poluente de efluentes urbanos incluem tecnologias de *biomassa em suspensão* (e.g. lamas activadas e lagunagem) e de *biomassa fixa* (e.g. leitos percoladores, leitos de macrófitas e discos biológicos). A eficiência do tratamento é, normalmente, avaliada em função das taxas globais de remoção de determinados parâmetros, como apresentado na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 - Eficiências de remoção de constituintes das águas residuais domésticas em algumas operações e processos biológicos convencionais (adaptado de EPA (1999), Dias *et al.* (2000), IWA (2000), Albuquerque (2003b), Metcalf e Eddy (2003), Vymazal (2003), Albuquerque *et al.* (2008))

Operação ou Processos de tratamento		Eficiência de remoção (%)					
		CBO ₅	CQO	SST	P Total	N Total	N-NH ₄
Gradagem e Desarenamento		0	0	0			
		-	-	-	0	0	0
		0,5	0,5	1			
Decantação Primária		20	30	50	10	10	
		-	-	-	-	-	0
		40	40	60	20	20	
Lamas Activadas (sistema convencional)		80	80	85	10	15	10
		-	-	-	-	-	-
		95	90	90	30	50	15
Leitos Percoladores (alta carga, enchimento de brita)		60	60	60	10	15	8
		-	-	-	-	-	-
		90	80	90	15	20	15
Leitos Percoladores (alta carga, enchimento sintético)		65	65	65	10		
		-	-	-	-	-	-
		85	85	85	15		
Discos Biológicos		80	80	80	10	15	8
		-	-	-	-	-	-
		90	85	85	25	50	15
Leitos de Macrófitas	ESSH	50	60	60	10	50	40
		-	-	-	-	-	-
		95	90	90	35	90	70
	ESSV	25	50	30	30	30	45
		-	-	-	-	-	-
		99	90	85	90	90	95

Quando o meio receptor apresenta, pelas suas características, sensibilidade à descarga de efluentes tratados ou, a jusante, é utilizado para usos com risco para a saúde pública, a ETAR deve ser dotada de níveis de tratamento complementares, como o terciário ou o de afinação, de forma a reduzir a presença de compostos residuais e de microrganismos patogénicos, podendo, alternativamente, integrar-se a

possibilidade de reutilização. No primeiro caso incluem-se, essencialmente, processos biológicos para remoção de azoto (que potenciam os mecanismos de nitrificação e desnitrificação) e processos biológicos ou químicos para a redução do fósforo (e.g. por precipitação com sais de alumínio, ferro ou cálcio); no segundo caso incluem-se, por exemplo, a desinfecção e a remoção de substâncias orgânicas refractárias.

Os processos de tratamento por *biomassa fixa* (e.g. leitos percoladores, leitos compactos ou leitos de macrófitas) apresentam, normalmente, um enchimento constituído por brita, seixo rolado ou material sintético, e são muito utilizados como tratamento secundário, terciário ou de afinação de vários tipos de efluentes (e.g. águas residuais domésticas, efluentes industriais, escorrências de rodovias e lixiviados de aterro sanitário). A remoção de poluentes ocorre maioritariamente por contacto da água residual com o filme biológico (*biofilme*) que envolve o meio de enchimento.

2.3 Leitos de Macrófitas

2.3.1 Descrição

Os leitos de macrófitas (Figuras 2.1 e 2.2), também designados por lagoas de macrófitas ou Fito-ETAR, têm sido utilizados para o tratamento de efluentes de origem diversificada, nomeadamente domésticos, de actividades industriais e agrícolas, lixiviados de aterros sanitários, de actividades mineiras e de escorrências de rodovias (IWA (2000), Langergraber *et al* (2004)), beneficiando de processos naturais envolvendo plantas, solo e uma comunidade microbiana de constituição diversificada e adaptada a diferentes ambientes bioquímicos.

Os leitos de macrófitas têm recebido mais atenção por parte da comunidade científica nacional (Dias (1998), Relvão (1999), Dias *et al.* (2000), Galvão e Matos (2005), Renker e Albuquerque (2007), Calheiros *et al.* (2007, 2008), Oliveira (2008), Albuquerque *et al.* (2008)) nas últimas duas décadas (Cooper e Findlater (1990), Kowalik *et al.* (1995), Kadlec e Knight (1996), EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Vymazal e Kropfelova (2008)). Este facto parece dever-se ao crescente interesse em tecnologias ecológicas mais consistentes com a conservação de recursos, protecção do ambiente e maior fiabilidade deste tipo de processos ecológicos em detrimento de processos de tratamento consumidores de mais, energia, produtos químicos e utilizadores de meios mecânicos mais intensivos.

O primeiro trabalho de investigação que intencionalmente pretendeu estudar o tratamento de efluentes em leitos de macrófitas foi conduzido por Seidel (1955) no Max Planck Institute em Plon, na Alemanha. Em 1952, Seidel pesquisou a remoção de fenóis de efluentes através da *Scirpus lacustris* e em 1956 começou a testar o tratamento de efluentes com *S. lacustris* (Bastian e Hammer (1993)). Um dos seus investigadores, Kickuth, continuou o trabalho experimental e popularizou esta tecnologia, juntamente com colegas europeus, tendo projectado e construído cerca de 200 estações de tratamento de águas ou águas residuais para efluentes domésticos e industriais.

Durante os anos 70, nos Estados Unidos da América (EUA), foram desenvolvidos tratamentos alternativos, suportados por projectos de investigação desenvolvidos em universidades e apoiados pela agência de protecção ambiental (EPA), exército ou outras agências governamentais (Bastian e Hammer (1993)), que permitiram a expansão e aplicabilidade daqueles sistemas.

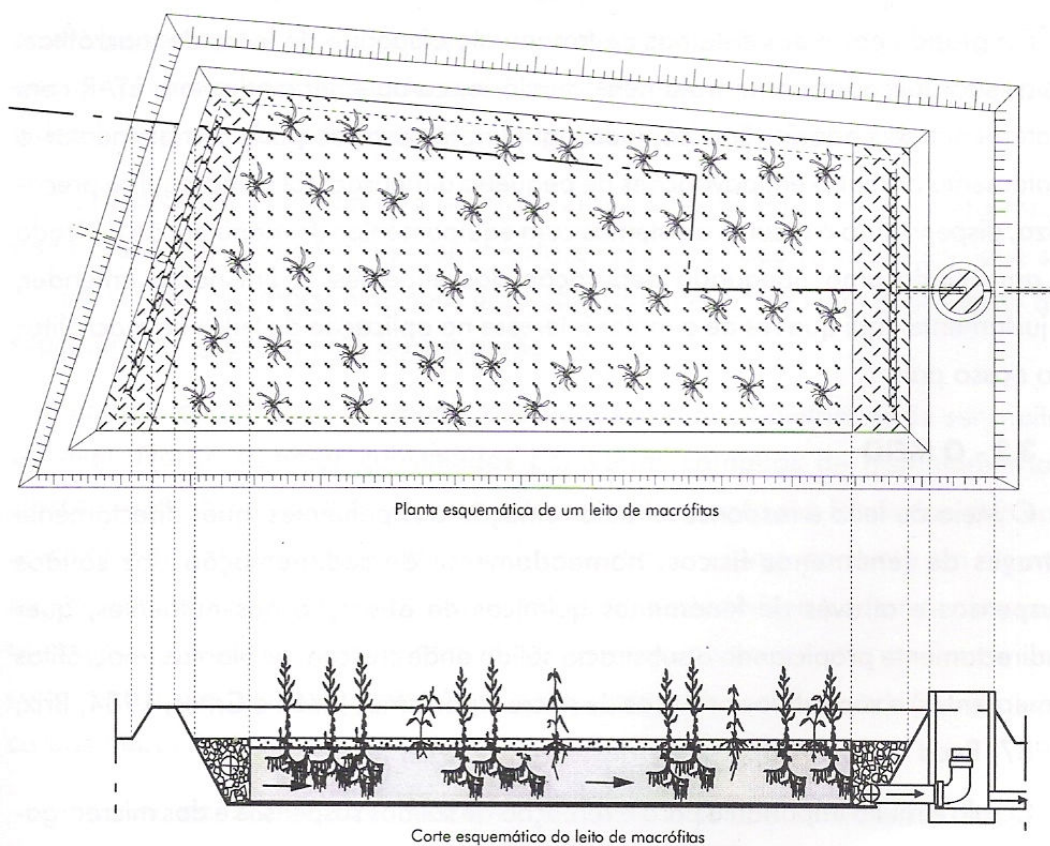


Figura 2.1 - Representação esquemática da planta e corte de um leito de macrófitas emergentes (adaptada de DGA, 1989)



Figura 2.2 - Leito de macrófitas emergentes com escoamento subsuperficial

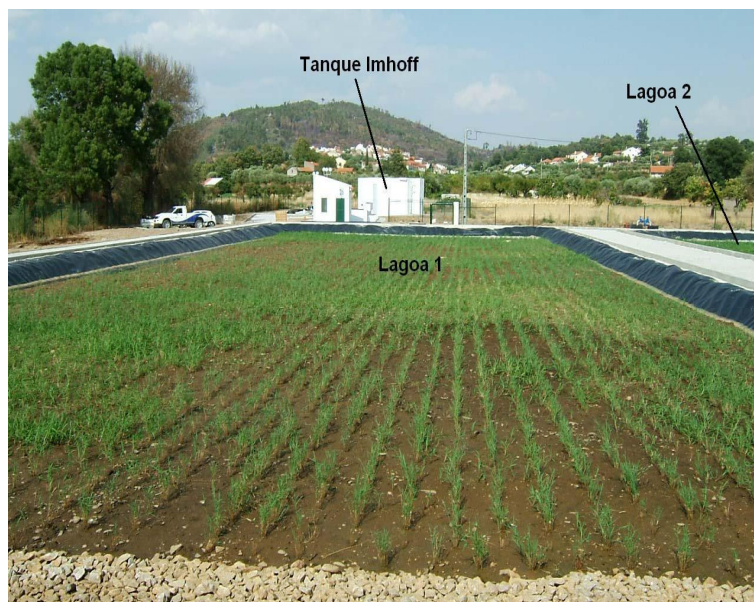


Figura 2.3 – ETAR com tratamento secundário por leito de macrófitas com escoamento subsuperficial

São sistemas onde o escoamento pode ser em superfície livre (as de escoamento superficial) ou através de meio poroso (as de escoamento subsuperficial), caracterizados por pequenas depressões escavadas no terreno com fundo impermeável, onde se desenvolvem espécies de plantas hidrófilas, características de terrenos encharcados, as macrófitas (Cabral (2004)). Normalmente, são antecidos por um tratamento preliminar e primário a montante, incluindo um sistema de grades, um desarenador e fossa séptica ou o tanque Imhoff (Figura 2.3).

De acordo com Esteves (1998), *macrófita aquática* é a denominação tomada para caracterizar plantas que habitam em brejos (terrenos encharcados), margens e áreas rasas de cursos de água, lagos e reservatórios. As espécies de plantas utilizadas nestes leitos artificiais estão adaptadas ou adaptam-se facilmente às características de diversos efluentes, apresentando capacidade de transportar oxigênio, através dos aerênquimas especiais, até às raízes e rizomas e daqui para o exterior, para a designada rizosfera (zona de transição entre as raízes e os rizomas e a fase líquida).

Em termos do sentido do escoamento, este pode ser horizontal ou vertical, em superfície livre ou através de um meio poroso, raízes e rizomas das plantas, onde ocorrem fenómenos de filtração, sedimentação, volatilização, decomposição por processos de oxidação-redução, adsorção e precipitação, resultando a remoção de matéria orgânica, matéria sólida e nutrientes (particularmente de azoto e fósforo), bem como de microrganismos patogénicos e metais pesados (EPA (1999), Relvão (1999), IWA (2000), Cabral (2004)). No entanto, as características dos leitos de macrófitas, a qualidade e quantidade de água residual a tratar e as variações do ciclo hidrológico, são factores bastante importantes no desenvolvimento de mecanismos de remoção de poluentes.

São particularmente utilizados como tratamento secundário em aglomerados urbanos de pequena e média dimensão (50 a 5000 habitantes-equivalentes), dispensando o recurso a sistemas mecanizados de manutenção onerosa.

Principais vantagens dos leitos de macrófitas (EPA (1999), Relvão (1999), IWA (2000), Cabral (2004), Vymazal e Kropfelova (2008)):

- Elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, matéria sólida, nutrientes (azoto e fósforo) e metais pesados;
- Fácil operação e manutenção;

-
-
- Elevada capacidade para lidar com variação de cargas hidráulicas e orgânicas;
 - Necessidade de menores áreas para implantação que os sistemas de lagunagem de estabilização (sem plantas);
 - Custos de construção e operação relativamente baixos comparativamente com os sistemas convencionais de lamas activadas e leitos percoladores;
 - Reduzida emissão de odores nos sistemas LM-ESSH;
 - Gastos de energia relativamente baixos;
 - Possibilidade de reutilização do efluente final;
 - Obtenção de benefícios adicionais, nomeadamente, espaços verdes, habitats naturais e áreas de recreio ou educacionais.

Principais desvantagens dos leitos de macrófitas (EPA (1999), Relvão (1999), IWA (2000), Cabral (2004), Vymazal e Kropfelova (2008)):

- Necessidade de maiores áreas para implantação que os sistemas convencionais como as lamas activadas ou leitos percoladores;
- Colmatação do leito devido à presença de elevadas concentrações de matéria orgânica e matéria sólida;
- As eficiências de tratamento mais elevadas podem só ser atingidas dois a três anos após o início da exploração (i.e., após um bom desenvolvimento das plantas);
- Apresenta eficiências sazonais, influenciadas pelas épocas vegetativas e não vegetativas;
- Possível aparecimento de roedores e insectos, nomeadamente mosquitos;

Algumas das desvantagens podem ser minimizadas o no dimensionamento dos leitos, optando por sistema de escoamento subsuperficial (verticais, horizontais ou mistos), por incluir um sistema eficiente de remoção de sólidos a montante (para evitar a

colmatação do meio poroso), complementado com a selecção do tipo de enchimento mais apropriado, outras com uma operação eficaz e uma manutenção adequada.

Os leitos de macrófitas também têm sido utilizados com sucesso no tratamento de águas residuais agro-industriais (e.g. indústria de processamento de fruta, matadouros e lagares de azeite), desde que não apresentem toxicidade para a biomassa ou plantas. (Davies *et al.* (1990), Vymazal (2005)). Bons resultados foram também encontrados em sistemas dimensionados para a remoção de corantes produzidos na indústria têxtil (Husband *et al.* (2000)) ou metais pesados na indústria de curtumes (Calheiros *et al.* (2007), Calheiros *et al.* (2008)).

No tratamento de efluentes provenientes da actividade agrícola intensa (e.g. vacarias, suiniculturas e aviários), dada a presença de elevadas concentrações de matéria orgânica e matéria sólida que podem provocar a colmatação rápida dos leitos, aconselha-se a associação de lagoas de estabilização com lagoas de macrófitas (Geary e Moore (1999)), o que parece ser uma solução mais económica comparativamente com os processos clássicos de decantação primária (decantador primário ou tanque Imhoff).

A sua utilização no tratamento de escorrências provenientes de solos agrícolas é também aconselhável, tendo sido reportadas eficiências elevadas na remoção de azoto, fósforo e pesticidas (Crumpton (2000), Romero *et al.* (1999)). Este tipo de solução é também vantajoso no tratamento de escorrências de rodovias (Nuttall *et al.* (1997); Thorén *et al.* (2003)), tendo sido reportadas elevadas remoções de sólidos e metais pesados, nomeadamente cobre, crómio, níquel, zinco, chumbo e ferro (Sakadevan *et al.* (1999), Shutes *et al.* (2000)), tendo sido registadas elevadas eficiências de remoção daqueles constituintes.

A maioria dos leitos de macrófitas com escoamento sub-superficial que se construíram na Europa foram projectados para aglomerados populacionais com menos de 500 habitantes-equivalentes. No entanto, existem exemplos de sistemas projectados para aglomerados populacionais de muita pequena dimensão (menos de 50 habitantes) e exclusivamente para uma habitação (IWA (2000)).

Nos sistemas que estão a ser implementados em Portugal normalmente para aglomerados com dimensão inferior a 2000 PE, prevalece a colonização com a espécie *Phragmites australis*, sendo a alimentação, normalmente, subsuperficial e o escoamento do tipo horizontal.

2.3.2 Tipos de sistemas

Existem diversos tipos de configurações de leitos de macrófitas que se classificam de acordo com as seguintes características (EPA (1999), Haberl (1999), IWA (2000), Vymazal (2003)):

- De acordo com o tipo de macrófita aquática dominante (submersa, emergente ou flutuante.
- De acordo com o tipo de configuração dos leitos (híbridos, de uma passagem ou com recirculação);
- De acordo com o nível de tratamento exigido (secundário, terciário ou de afinação);
- De acordo com o tipo de meio de enchimento (brita, areia ou areão grosso, seixo rolado, argila expandida ou material sintético);
- De acordo com o tipo de carga (contínuo ou descontínuo);

A classificação mais comum inclui os seguintes tipos de escoamento:

- Sistemas de escoamento superficial;
- Sistemas de escoamento subsuperficial: horizontal e vertical
- Sistemas mistos ou híbridos.

No âmbito deste trabalho, apenas são descritos os sistemas estabelecidos com macrófitas aquáticas emergentes, por serem os mais utilizados em Portugal, apresentando-se mais detalhes para os sistemas de escoamento subsuperficial e horizontal que se utilizam no plano experimental (Cap. 4).

Sistemas de escoamento superficial

Os sistemas com escoamento superficial (Figura 2.4) apresentam uma superfície líquida acima do meio de enchimento e permitem boas condições para a formação de biofilmes. De acordo com a configuração do leito, o nível do líquido, as características do efluente, o tipo de planta usada, a temperatura e outras condições ambientais, podem permitir a instalação de diferentes mecanismos de remoção aeróbios, anaeróbios e anóxicos.

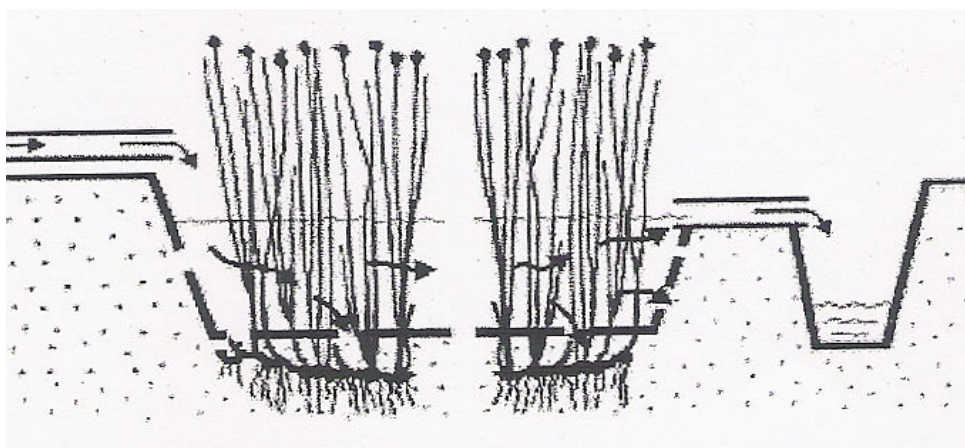


Figura 2.4 – Esquema de um leito com fluxo superficial (adaptado de Dias et al. (2000))

Este tipo de leitos pode ter a configuração de bacias ou canais impermeabilizados, com profundidade entre 0,3 a 1,0 m e declives de fundo entre 0,5% a 1,5% (EPA (1999)). De acordo com Relvão (1999), por vezes, é incluída uma camada que suporta a vegetação emergente, de espessura reduzida (entre 0,10 m e 0,20 m), à base de brita e/ou areão, e um corpo de água geralmente pouco profundo (0,6 a 1 m). As espécies de macrófitas emergentes mais utilizadas são o *Scirpus lacustris*, a *Typha latifolia* e a *Phragmites australis* (a mais comum na Europa).

Os inconvenientes destes sistemas estão associados à proliferação de insectos e odores desagradáveis, que se desenvolvem devido ao contacto do efluente com a atmosfera.

Sistemas de escoamento subsuperficial

No sistema de escoamento subsuperficial o nível do líquido mantém-se abaixo da superfície do leito, podendo a sua profundidade variar de 0,3 a 1,0 m, sendo 0,6 m a mais vulgar (Relvão (1999), Dias *et al.* (2000)). As vantagens destes sistemas prendem-se com a menor ocorrência de odores e de insectos e também com o menor risco de contacto das pessoas com a água residual, uma vez que esta é mantida abaixo da superfície do leito. Consoante o tipo de alimentação, é possível distinguir-se os sistemas de escoamento subsuperficial horizontal (LM-ESSH) e os de escoamento subsuperficial vertical (LM-ESSV).

O sistema LM-ESSH (Figura 2.5) é o mais usual no nosso País e na maioria dos países europeus e mediterrânicos. O afluente é distribuído à entrada do leito ao longo de toda a sua largura, deslocando-se horizontalmente, penetrando através do meio poroso e da rizosfera, não existindo, portanto, escoamento superficial. Enquanto ocorre a passagem do líquido pela rizosfera sucedem-se mecanismos de adsorção, precipitação e degradação microbiana. O efluente tratado é recolhido no extremo oposto à entrada, para ser descarregado num destino final, normalmente em linha de água.

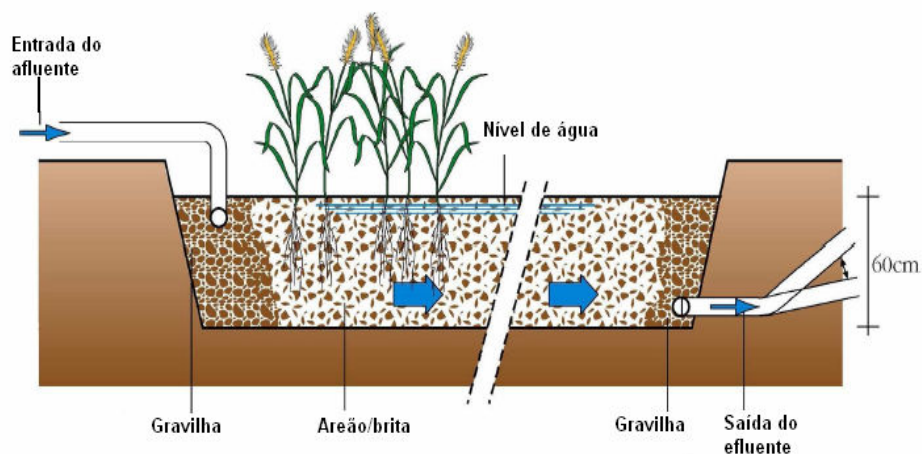


Figura 2.5 – Representação esquemática de um LM-ESSH (adaptado de Iweme *et al.* (2005))

Nos sistemas do tipo LM-ESSV existem dois sentidos de escoamento, o vertical descendente (Figura 2.6), mais comum, e o vertical ascendente. Nos sistemas descendentes, a água residual passa verticalmente pela superfície do leito, infiltrando-se rapidamente, até ser recolhida inferiormente junto à base do leito. Nos sistemas ascendentes o escoamento ocorre por contra-corrente e por capilaridade, normalmente com a utilização de sistemas mecanizados. A eficiência de remoção de poluentes nestes sistemas depende da capacidade de arejamento do solo e, portanto, das propriedades do material de enchimento.

Podem ainda, coexistir a associação de sistemas LM-ESSV e LM-ESSH, denominados sistemas mistos ou híbridos.

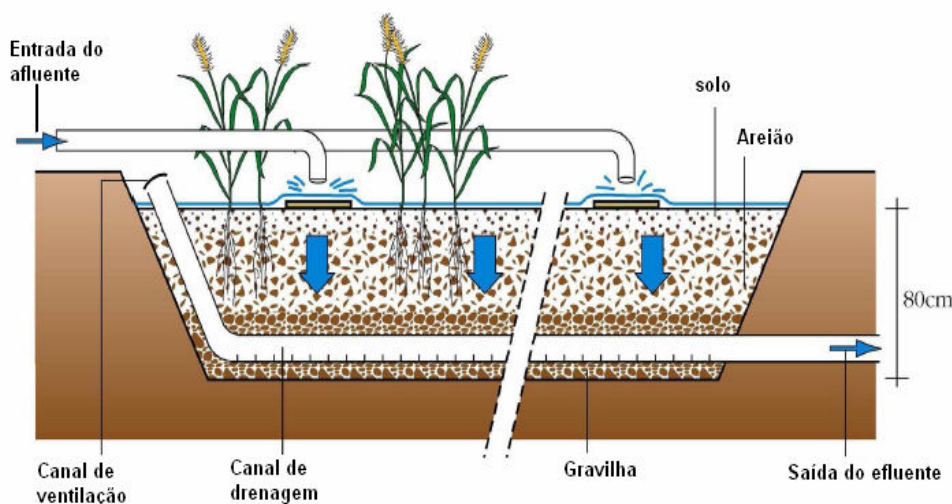


Figura 2.6 – Representação esquemática de um LM-ESSV descendente (adaptado de Iweme *et al.* 2005)

2.3.3. Componentes do sistema

Meio de enchimento

O meio de enchimento, essencial para a fixação das plantas e para o desenvolvimento de biofilme com capacidade para a remoção de poluentes, apresenta, normalmente, problemas de colmatação, cujas causas não estão muito bem estudadas, presumindo-se que possam estar relacionadas com as características do material de enchimento,

crescimento excessivo de biomassa, acumulação de matéria sólida em suspensão, formação de precipitados e desenvolvimento de rizomas e de raízes.

Nesta matriz de material de enchimento, raízes e rizomas, coabita uma grande variedade de microrganismos, nomeadamente bactérias, fungos, algas e protozoários, que utilizam os compostos poluentes para obterem carbono, nutrientes e energia para as suas actividades de crescimento e manutenção. A maior parte dos microrganismos responsáveis pela alteração de poluentes está presente no biofilme que se desenvolve nas raízes e rizomas das plantas ou nas partículas de meio de enchimento inerte (Figura 2.7).

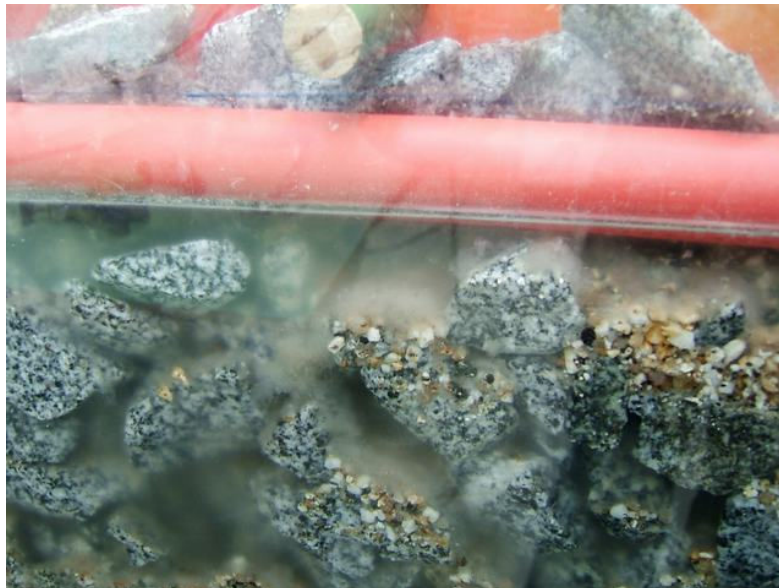


Figura 2.7 – Aspecto do desenvolvimento de biofilme sobre brita

O meio de enchimento é, normalmente, constituído por camadas de material natural (normalmente brita, mas pode também ser utilizado solo arenoso, areia ou areão grosso e seixo rolado), reciclado (*e.g.* geopolímeros e agregados de argila expandida e lamas residuais) ou sintético (*e.g.* poliestireno), de profundidade tipicamente inferior a um metro, podendo levar em toda a superfície uma estreita camada de solo orgânico que suporta o crescimento das plantas (Figura 2.8). As características de alguns materiais são apresentadas na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 - Características de alguns tipos de material de enchimento utilizados em leitos de macrófitas (adaptado de EPA (1999), Relvão (1999), Metcalf e Eddy (2003), IWA (2000), Vymazal (2003))

Material	Diâmetro da partícula (mm)	Porosidade (n)	Superfície específica (m ² m ⁻³)
Areia	2 – 3	> 0,4	1500
Argila calcinada	2 – 6	> 0,4	1000 - 1500
Esferas poliestireno	3	0,30 – 0,35	1200
Brita	10 - 70	0,40 – 0,45	700 - 1000

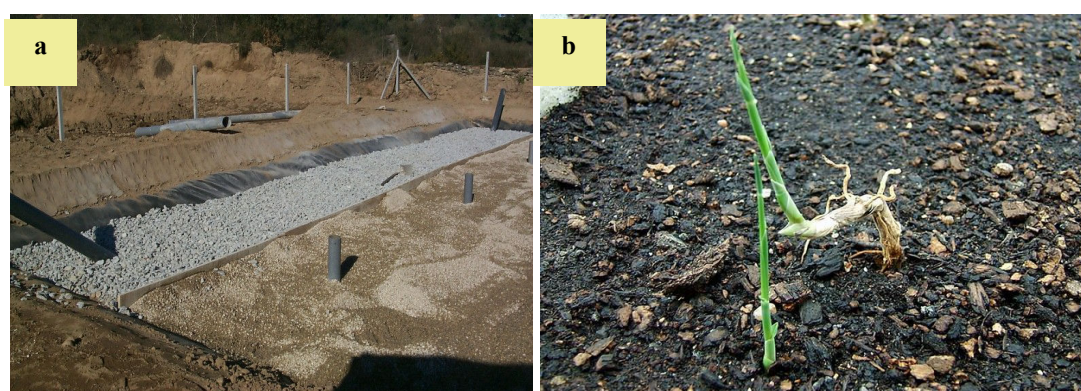


Figura 2.8 – Camada de solo orgânica: a) colocação em obra; b) colonização com *Phragmites australis*

A constituição do leito pode incluir camadas de granulometria crescente, normalmente no sentido ascendente, até camadas homogêneas do mesmo tipo de material. A superfície específica deve ser elevada a fim de favorecer o desenvolvimento de biofilme. Deve, contudo, apresentar uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica adequadas, pois estas características podem afectar o escoamento e o desempenho do sistema (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal e Kropfelova (2008)).

É importante manter a uniformidade das partículas. Se a dimensão das partículas forem muito diferentes, as mais pequenas acabam por par os poros, diminuindo assim o volume disponível para o escoamento e transporte de materiais, além de contribuírem para uma mais rápida colmatação do leito. A condutividade hidráulica deve ser suficientemente elevada para permitir que o escoamento seja subsuperficial, evitando o escoamento superficial e caminhos preferenciais no interior do leito,

susceptíveis de provocar a diminuição do rendimento do sistema. A condutividade hidráulica vai sendo alterada ao longo do tempo de operação, devido ao desenvolvimento dos rizomas e das raízes, pela formação de precipitados e pela acumulação de partículas contidas nas águas residuais afluentes.

O material de enchimento é particularmente útil na remoção de sólidos em suspensão e de microrganismos patogénicos, sendo aconselhável, nestas circunstâncias, a utilização de um meio com baixa granulometria. Os leitos mais finos permitem uma maior eliminação de microrganismos e uma melhor absorção dos nutrientes e maior clarificação, contudo, exigem áreas mais extensas. Pelo contrário, leitos mais permeáveis, á base de gravilha e areão, não são tão eficazes no desenvolvimento das plantas nem na remoção de poluentes e microrganismos, mas permitem a aplicação de cargas hidráulicas mais elevadas e oferecem menores riscos de colmatação, aspecto particularmente importante nos dois primeiros anos de funcionamento (EPA (1999), Relvão (1999)).

Assim sendo, um meio muito permeável admitirá cargas hidráulicas mais elevadas e estará menos sujeito a colmatação mas, em contrapartida, não assegurará condições adequadas de filtração e retenção, ou eliminação de microrganismos patogénicos, podendo, adicionalmente, originar um menor desenvolvimento das macrófitas (IWA (2000)). Nos sistemas de leito com brita e areão, podem admitir-se cargas hidráulicas (caudal por unidade de área do meio) variando entre $2,5 \times 10^{-2}$ a $6 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2 a $20 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$, de acordo com EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), e Vymazal e Kropfelova (2008)). A espessura da camada porosa pode variar entre 0,4 m e 1,0 m, sendo mais frequente e recomendável o valor de 0,6 m (Relvão (1999), IWA (2000)).

No que diz respeito à estanquicidade do leito, há que garantir, por um lado, a protecção dos solos e dos recursos hídricos subterrâneos e, por outro lado, assegurar uma alimentação adequada para irrigação das plantas ao longo de todo o ano. Deste modo, é recomendável que se proceda à impermeabilização do fundo e taludes do leito, com uma camada de cerca de 0,2 m de argila compactada, ou com uma membrana de polietileno de alta densidade (Relvão (1999), IWA (2000)). Apenas em solos muito argilosos se pode dispensar a utilização de impermeabilização do leito (EPA (1999)).

O fundo do leito deverá ter uma ligeira inclinação, da entrada para a saída, que pode variar de 0,2% a 3%, embora se recomendem valores de 0,5% a 1,5% (Relvão (1999), EPA (1999), IWA (2000)). Poderão adoptar-se diversas configurações para os leitos, de forma a adaptá-los à topografia e geologia do terreno, sem prejuízo de se

assegurarem os critérios mínimos de funcionalidade (e.g., velocidades de escoamento). A configuração mais comum é a de planta rectangular, devendo o comprimento (C) ser superior à largura (L), na proporção de entre 3/1 até 3/2. Leitos com elevada permeabilidade devem ser dimensionados para elevados valores de razão C/L, enquanto que leitos constituídos por solo com baixa permeabilidade deve ser concebidos para baixos valores de razão C/L.

Plantas

As plantas macrófitas são hidrófitas por necessitarem de água para a sua manutenção e crescimento e, portanto, são características de ambientes húmidos ou encharcados (e.g. pântanos e as galerias ripícolas) que toleram a submersão em períodos longos, e que incluem macroalgas, líquenes, briófitos, pteridófitos e plantas superiores. A distribuição das espécies no ambiente aquático é variável, dependendo do grau da adaptação da espécie, consoante ela habita regiões mais rasas ou mais profundas.

As plantas macrófitas são normalmente classificadas nos seguintes quatro grupos (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Korkusuz (2005), e Vymazal e Kropfelova (2008)):

- **Macrófitas emergentes** – plantas enraizadas no solo com a maior parte dos caules e folhas fora de água, como por exemplo o caniço (*Phragmites australis*, ver Figura 2.9a), as espadanas (*Typha latifolia* ver Figura 2.9b), os juncos do pântano ou lírios do pântano (*Íris pseudocorus*), e o junco (*Scirpus lacustris*). Encontram-se geralmente nas margens dos cursos e massas de água.
- **Macrófitas flutuantes** – plantas que flutuam à superfície da água, não estando enraizadas no leito, como por exemplo, o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*), as lentilhas-de-água (*Lemna* spp.) e a azola (*Azolla filiculoides*). Têm a maior parte dos caules e folhas emersos.
- **Macrófitas enraizadas com folhas flutuantes** – plantas enraizadas ou ancoradas ao leito mas que têm a maioria das folhas à superfície, como por exemplo de a pinheirinha de água (*Myriophyllum aquaticum*), e os nenúfares (*Nymphaea* sp. e *Nuphar* sp.);
- **Macrófitas submersas** – plantas enraizadas ou ancoradas ao leito ou em suspensão na água, que têm as partes vegetativas abaixo da superfície da água

embora, muitas vezes, os órgãos reprodutores estejam à superfície ou acima dela. Alguns exemplos são o limo mesto (*Potamogeton pectinatus*) e *Elodea canadensis*.

No tratamento de águas residuais podem ser utilizadas várias espécies de plantas macrófitas, dependendo do tipo de sistema e escoamento a utilizar. De acordo com Relvão (1999), é mais frequente a utilização de macrófitas emergentes, como as espadanas (*Typha latifolia*), os juncos ou lírios do pântano (*Íris pseudocorus*), o junco (*Scirpus lacustris*) e os caniços (*Phragmites australis*), sendo esta última espécie a mais usada no nosso país pelos melhores resultados que apresentam ao nível da adaptação ao clima, do desenvolvimento de rizomas menos volumosos e da facilidade de manutenção, comparativamente com as outras espécies (Bandeiras 2006).

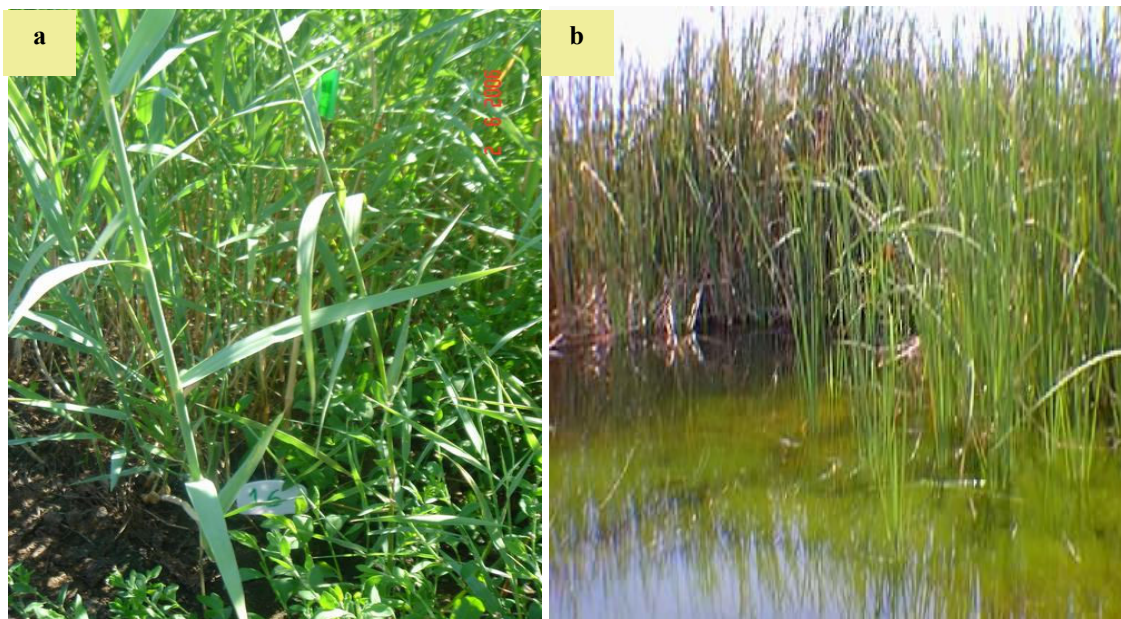


Figura 2.9 – *Phragmites australis* (a) e *Typha latifolia* (b)

As plantas desempenham um papel eficaz no tratamento das águas residuais, pois permitem criar em torno das suas raízes e rizomas um meio rico em oxigénio, onde se geram condições de oxidação que estimulam a decomposição aeróbia da matéria orgânica e o crescimento das bactérias nitrificantes (Vymazal (2003), Cabral (2004), e Vymazal e Kropfelova (2008)), bem como o desenvolvimento de biofilme.

A presença de aerênquima (Figura 2.10), que é um tipo de membrana aberta que permite a acumulação de bolhas de ar junto às raízes e rizomas, permitindo, por outro lado, a circulação de água, permite-lhes um maior desenvolvimento em terrenos encharcados, sem que sofram asfixia radicular. As espécies com aerênquima, assim como as espécies que possuem caules ocos (e.g. *Phragmites sp.*) possuem maiores concentrações internas de oxigênio e, conseqüentemente, um potencial maior para libertar uma maior quantidade desta molécula para a rizosfera.

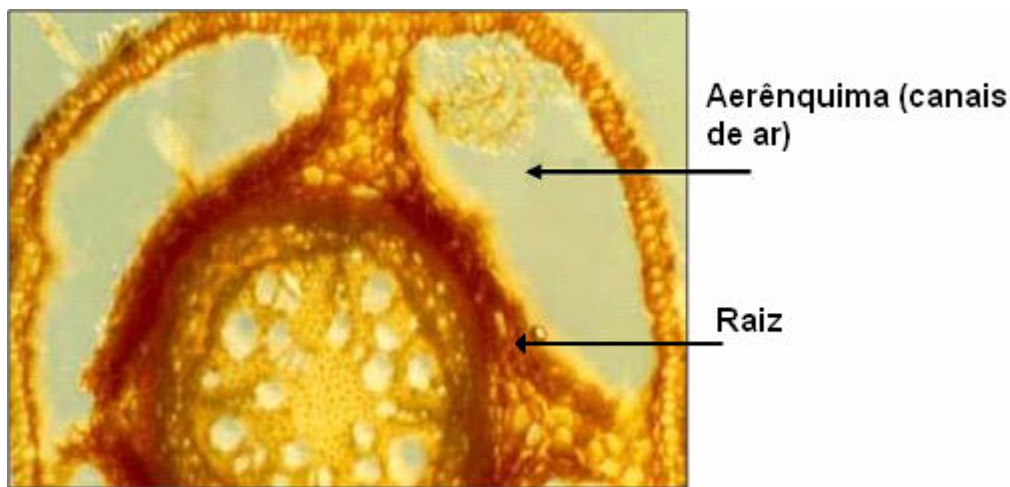


Figura 2.10 – Corte transversal de uma raiz de planta macrófita com exposição de aerênquima

O oxigênio libertado na rizosfera permite um acréscimo da remoção aeróbia de carbono orgânico e azoto (nomeadamente amónio), cuja importância não está muito bem estudado. Contudo, de acordo com Randerson *et al.* (2005), como o oxigênio é consumido rapidamente, criam-se zonas sobrepostas aeróbias, anaeróbias e anóxicas na matriz do leito em torno da raiz, que permitem a ocorrência de reacções de oxidação-redução responsáveis pela remoção de carbono, de azoto e fósforo, catalizadas por enzimas segregadas por microorganismos de natureza diversificada (autotróficos nitrificantes e desnitrificantes e heterotróficos nitrificantes e desnitrificantes).

A espécie *Phragmites australis* é das mais utilizadas nas instalações do nosso País, sendo caracterizada por rizomas robustos, muitas vezes com rebentos que podem atingir os 10 m de comprimento, folhas lanceoladas com 15 a 60 cm de comprimento e

1 a 6 cm de largura, sem pêlos e de coloração verde ou verde-azulada (Vymazal (2003), Cabral (2004)), panícula densamente florida de cor amarela acastanhada ou arroxeadada, com 15 a 40 cm de comprimento, espículas com 10 a 17 mm e flósculo inferior com estames (Figura 2.9a).

A colonização do leito pode realizar-se por transplantação de pés jovens ou de caules providos de raízes (Figura 2.8b). A fase de crescimento da *Phragmites australis* inicia-se, normalmente, em Fevereiro, em regiões quentes e em Abril em regiões frias, prolongando-se até Setembro (trata-se da época vegetativa). A época não vegetativa ocorre, normalmente, entre Setembro e Fevereiro/Abril. Trata-se de uma espécie que não resiste a cortes abundantes e prolongados, podendo estes ser efectuados na fase de crescimento, contudo, para se obter o máximo de produção, não deve ser cortado mais de 50% do peso obtido neste período.

Dispositivos de operação

O dispositivo de entrada na lagoa é, normalmente, constituído por uma tubagem horizontal em “T”, perfurada a meia cana, e instalada perpendicularmente à direcção do escoamento (Figura 2.11a). Desta forma, pretende-se que a alimentação seja distribuída homoganeamente através da secção transversal da lagoa, evitando-se o aparecimento de zonas mortas e de curto-circuito hidráulico. A instalação deficiente deste dispositivo conduz ao aparecimento rápido de zonas mortas e de curto-circuito hidráulico, reduzindo o volume efectivo de tratamento e, portanto, prejudicando o tratamento.

Os dispositivos de saída incluem normalmente: uma tubagem de recolha do efluente (normalmente em “T”, perfurada a meia cana, e colocada transversalmente à direcção do escoamento, (Figura 2.11b)); uma tubagem ou ponto de descarga de fundo; um sistema sifonado para controlo de nível e uma caixa de recepção do efluente final antes da sua descarga no meio receptor.

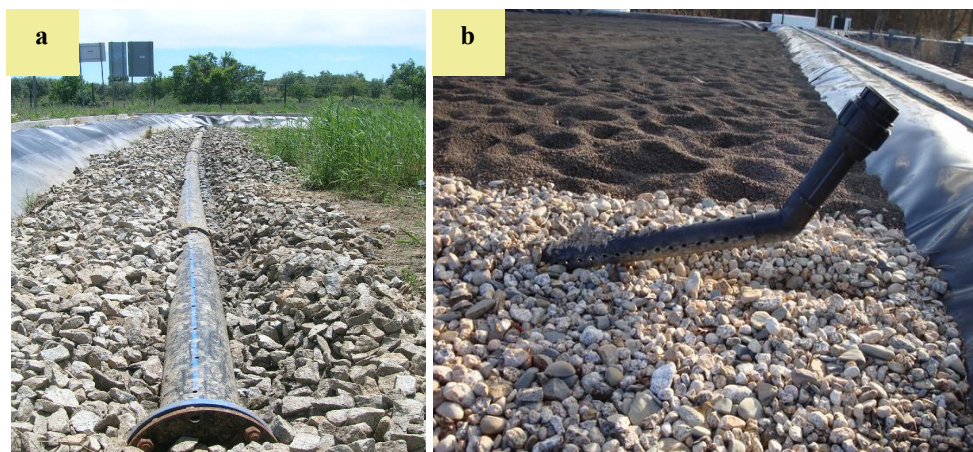


Figura 2.11 – Alimentação do leito (a) e recolha do efluente tratado (b)) com tubagem horizontal em “T”

A recirculação do efluente também poder incluída (Figura 2.12), até porque pode permitir uma flexibilidade na operação (funcionamento dos leitos em paralelo ou em série). Contudo, trata-se de uma opção de recurso e, mesmo que instalada, não é muito utilizada porque aumenta consideravelmente os custos de operação. A sua utilização está confinada a sistemas onde a afluência é marcadamente sazonal em termos de cargas, ou quando a sua variação entre o ano de arranque e o de horizonte é significativa, podendo a sua utilização ajudar a manter um fluxo de cargas hidráulicas, orgânicas e inorgânicas que permitem a manutenção do desempenho do leito e das plantas. Normalmente, inclui um sistema elevatório para recircular o efluente final para a entrada das lagoas.

O aumento da carga hidráulica através da recirculação pode melhorar a distribuição do efluente no leito, reduzindo a possibilidade de instalação de zonas mortas e as áreas secas ou a morte de plantas. Por outro lado, a recirculação do efluente mantém o atrito necessário para o desprendimento do biofilme, particularmente nas zonas onde se verifica crescimento excessivo, reduzindo os problemas de acumulação excessiva de sólidos e colmatação.



Figura 2.12 – Caixa de entrada para distribuição de caudal com tubagem de recirculação

2.3.4. Remoção de compostos poluentes

A remoção de poluentes ocorre, quer através de fenómenos físicos (e.g. filtração e sedimentação), quer através de fenómenos químicos e bioquímicos (e.g. adsorção e biodegradação), como apresentado na Tabela 2.5. A maior parte dos microorganismos responsáveis pela remoção ou alteração de poluentes está presente no biofilme que se desenvolve nas raízes e rizomas das plantas ou nas partículas de meio de enchimento inerte.

As transformações bioquímicas são realizadas por um conjunto de enzimas segregadas pela matriz de microrganismos que existe no biofilme, constituída essencialmente por algas, bactérias, fungos, protozoários e vírus, constituindo as bactérias o grupo mais importante. O biofilme é uma estrutura complexa, constituída, de acordo com Grady *et al.* (1999), por uma matriz de células e produtos celulares, como polímeros extra celulares, ligados a superfícies sólidas, cuja formação se deve a mecanismos de transporte por advecção e difusão, seguidos de adesão e consolidação através de ligações físico-químicas.

A espessura do biofilme maduro pode variar entre 0,05 cm e 2,0 cm (Tijhuis *et al.* (1994), Grady *et al.* (1999)) dependendo, entre outros factores, do tipo de material sólido utilizado, do volume disponível para crescimento, da velocidade do escoamento, do tipo e quantidade de substrato e de nutrientes disponíveis e do ambiente

bioquímico. O biofilme pouco activo, isto é, a biomassa que se vai desprendendo ou sendo removida pelo escoamento, pode contribuir para a colmatção do leito, em especial em áreas onde a velocidade de escoamento é mais baixa.

Tabela 2.5 – Principais mecanismos de remoção de contaminantes em leitos de macrófitas (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003))

Parâmetro	Mecanismos de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação, floculação e filtração/intercepção.
Matéria orgânica	Matéria orgânica particulada removida com os sólidos suspensos. Adsorção/absorção de matéria orgânica solúvel. Adsorção no solo. Conversão bioquímica da matéria orgânica. Volatilização de compostos voláteis.
Azoto	Nitrificação e desnitrificação. Nitrificação parcial. Oxidação anaeróbia de amónia. Remoção heterotrófica de amónia. Remoção autotrófica de NOx. Adsorção no solo. Remoção pela planta. Volatilização.
Fósforo	Sedimentação e adsorção/absorção da matéria particulada orgânica ou inorgânica no biofilme. Absorção radicular e microbiana do fósforo solúvel. Precipitação de fosfatos. Adsorção nos minerais de argila.

Os microrganismos obtêm nutrientes e energia para as suas actividades (crescimento, mobilidade e síntese de novas células) através de mecanismos de degradação (e.g. respiração aeróbia e anaeróbia, nitrificação e desnitrificação). Desta forma, são responsáveis pela transformação da matéria orgânica, nutrientes e compostos refractários obtendo produtos finais mais simples como água e dióxido de carbono.

Os sólidos suspensos aparecem no leito, quer transportados pelo afluente, quer como resultado da morte de invertebrados, da desfragmentação de detritos provenientes das plantas e algas e da formação de precipitados (e.g. compostos ferrosos). Este material é essencialmente removido por decomposição bacteriológica, adsorção e filtração no meio de enchimento e raízes das plantas e decantação (EPA (1999), Vymazal (2003)). Uma vez que os leitos de macrófitas possuem um tempo de retenção hidráulico elevado, geralmente de vários dias, os sólidos suspensos têm condições para sedimentar e ficarem retidos em zonas mortas (IWA (2000)). O comportamento deste material sólido é bastante distinto consoante o tipo de escoamento praticado no leito. Nos leitos com escoamento superficial, a influencia dos processos naturais e condições climáticas é bastante superior ao observado nos leitos com escoamento

subsuperficial. A matéria orgânica sedimentável é rapidamente removida por deposição e filtração.

A maior parte da remoção de matéria orgânica ocorre por via aeróbia no biofilme presente nas superfícies sólidas do leito (IWA (2000)). A sua velocidade de remoção depende da concentração de OD no meio, da temperatura e da eventual presença de elementos inibidores. O oxigénio necessário para degradar aerobiamente a matéria orgânica é fornecido por difusão atmosférica na zona de alimentação e através do meio poroso, havendo também alguma contribuição através das raízes (Randerson *et al.* (2005), Vymazal e Kropfelova (2008)). Nas zonas anaeróbias do leito, o carbono orgânico é removido por desnitrificação ou por processos fermentativos.

As reacções que envolvem a remoção de substratos orgânicos podem produzir ou consumir alcalinidade, de acordo com o predomínio de reacções químicas que produzam ou consumam, fundamentalmente, iões hidrogeno carbonato (HCO_3^-) e hidroxilo (OH^-), que provocam o aumento ou a diminuição do pH. De acordo, com Metcalf e Eddy (2003) os microrganismos apresentam taxas de crescimento mais elevadas no intervalo 6 a 8, podendo deste modo, a variação de pH afectar a actividade dos mesmos.

O fósforo apresenta-se essencialmente sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, em solução, em partículas, nos detritos ou no corpo de organismos aquáticos. A oxidação biológica resulta na conversão da maioria do fósforo para a forma de ortofosfato (Vymazal (2003)). Os polifosfatos em solução aquosa, por hidrólise, revertem à forma de ortofosfatos. Os ortofosfatos como o PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 estão disponíveis para serem captados pelas plantas sem outra transformação adicional.

O azoto pode apresentar-se na forma de azoto orgânico, azoto amoniacal (N-NH_4), azoto nitroso (N-NO_2), azoto nítrico (N-NO_3) e azoto gasoso (N_2). Todas estas formas de azoto são bioquimicamente convertíveis e fazem parte do ciclo do azoto. O azoto orgânico pode aparecer sob a forma particulada e ou solúvel, principalmente constituído por ureia e aminoácidos. Os mecanismos de remoção de azoto em leitos de macrófitas são essencialmente a volatilização, amonificação, nitrificação e desnitrificação, captação por parte da planta e adsorção (Figura 2.13).

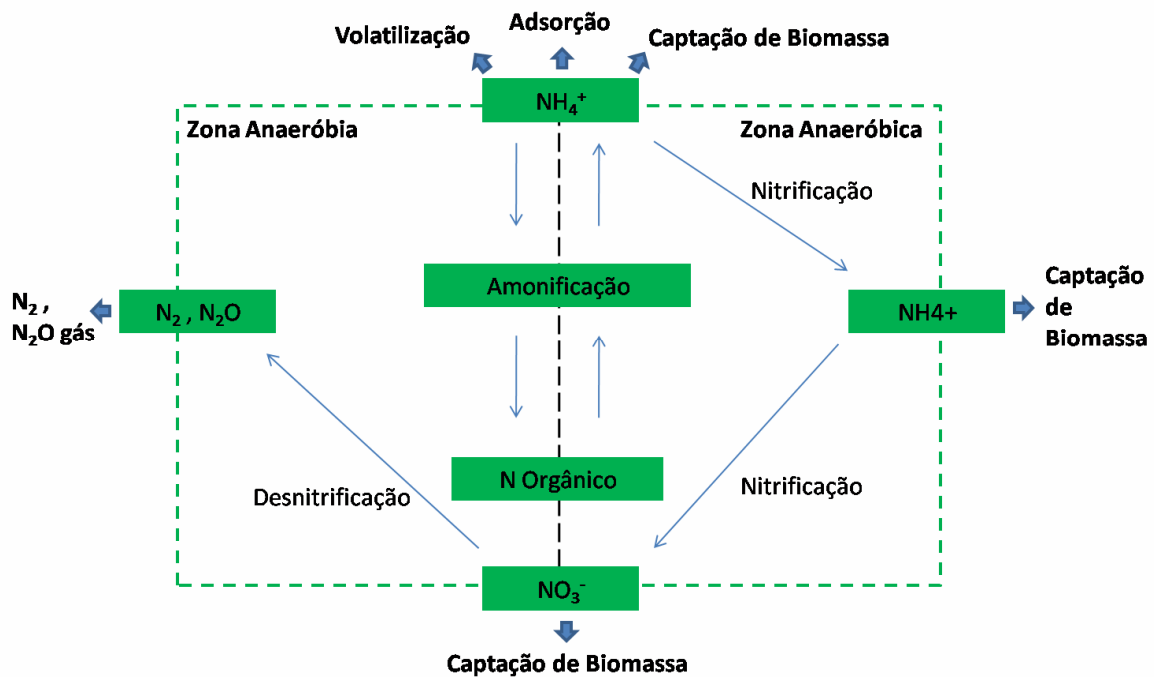


Figura 2.13 – Transformação de formas de azoto em leitos de macrófitas (adaptado de IWA (2000), Vymazal (2003), Paredes *et al.* (2007))

A actividade de nitrificação (oxidação do amónio a nitrito e posteriormente a nitrato) consome alcalinidade que, de acordo com Grady *et al.* (1999) se traduz em cerca de 7,2 mg CaCO₃ por mg de azoto amoniacal oxidado. O consequente abaixamento de pH pode, de acordo com Metcalf e Eddy (2003), diminuir consideravelmente as taxas de crescimento de espécies nitrificantes, como as pertencentes aos géneros *Nitrosomonas spp.* e *Nitrobacter spp.*, que são sensíveis a valores no intervalo 6,5 – 9, sendo as taxas de crescimento dos microrganismos autotróficos mais elevadas no intervalo 7,5 e 9.

A maioria dos microrganismos autotróficos nitrificantes apresenta taxas de crescimento específicas mais elevadas para temperaturas no intervalo entre 18 °C e 35 °C, podendo a adaptação a substratos complexos demorar apenas 3 dias. As taxas de crescimento reduzem-se significativamente para temperaturas inferiores a 10 °C e superiores a 35 °C (Metcalf e Eddy (2003)), podendo ser necessários 8 dias até se observar actividade nitrificante significativa, a qual se realiza com baixas taxas de remoção de amónio. As espécies nitrificantes são, comparativamente com as espécies heterotróficas, mais sensíveis a variações bruscas de temperatura.

Relativamente à actividade de desnitrificação (redução de nitrato a nitrito e posteriormente a formas de azoto gasoso), verifica-se que esta contribui para a produção de alcalinidade, de acordo com Grady *et al.* (1999), em cerca de 3 mg CaCO₃ por mg de azoto associado ao ião nitrato reduzido, e conseqüentemente, manifesta-se numa subida do pH.

A variação de pH resulta, portanto, da predominância de mecanismos que consomem alcalinidade, como a nitrificação, ou que a produzem, como a desnitrificação, que, por sua vez, dependem da variação de factores como o tipo de substrato presente no meio, a temperatura, o OD, bem como a presença de substâncias inibitórias. Em meios onde a concentração de oxigénio é superior a 2 mg O₂ L⁻¹ observa-se em geral consumo de alcalinidade, por ser mais significativo o processo de nitrificação, sendo comum o abaixamento do pH (Metclaf e Eddy (2003), Vymazal (2003)). Da combinação dos efeitos dos vários mecanismos resulta, em geral, a tamponização do meio que, ao manter o pH próximo de 7, favorece o rendimento global do sistema (Albuquerque 2003a).

O principal mecanismo de remoção de azoto em leitos de macrófitas é a nitrificação seguida de desnitrificação ou em simultâneo (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003)). Contudo, estudos mais recentes (Ahn (2006), Paredes *et al.* (2007)), referem, para os sistemas de escoamento subsuperficial (em particular os LM-ESSH), limitados em oxigénio dissolvido, poderem ocorrer mecanismos de remoção de azoto não convencionais como a nitrificação parcial, a remoção autorófica total através do nitrito (de amónio a nitrato e azoto gasoso) em condições limitantes de oxigénio (Canon), a remoção heterotrófica de amónia, a desnitrificação autotrófica, a desnitrificação heterotrófica na presença de concentrações apreciáveis de oxigénio e a oxidação autotrófica anaeróbia de amónio (Anammox). Assim, nas zonas onde se sobrepõem ambientes aeróbios, anaeróbios e anóxicas, a remoção de formas de azoto estará associada a nitrificação/desnitrificação e à combinação destas formas de remoção não convencionais, além dos processos assimilativos e da remoção pelas plantas (Langergraber, 2004).

2.3.5. Parâmetros de dimensionamento e controlo

Os leitos de macrófitas para o tratamento de águas residuais devem ser desenhados tendo em atenção os seguintes principais factores (EPA (1999), Vymazal (2003), Korkusuz (2005), e Vymazal e Kropfelova (2008)):

- As características quantitativas e qualitativas das águas residuais, sua variação sazonal e contribuições de diferentes fontes (doméstica, agrícola, industrial e pluvial);
- As condições climáticas da zona de implantação (nomeadamente temperatura, precipitação média e evapotranspiração). Apesar de ser estimável o caudal de águas residuais afluente ao sistema, podem ocorrer variações associadas à precipitação que podem afectar o desempenho do sistema. As variações de temperatura podem afectar o tratamento, pois pode afectar a velocidade das reacções de biodegradação;
- O tipo de meio de enchimento;
- A proximidade e qualidade de cursos de água;
- A topografia, privilegiando-se locais planos ou com pequeno declive, o que facilitará o escoamento gravítico ao longo das várias unidades de tratamento e do leito, evitando-se a inclusão de sistemas elevatórios;
- O risco de cheia, não devendo os leitos serem construídos próximo de leito de cheia, pois poderão estar sujeitos a inundações que podem prejudicar o seu funcionamento;
- A ocupação e uso do solo, devendo ser preservadas a sua ocupação agrícola ou ecológica bem como as utilizações humanas.

O tratamento a montante dos leitos deverá permitir uma adequada remoção de matéria sólida grosseira, inertes e SST, pelo que se sugere a inclusão dos níveis: preliminar (com canal de grades e desarenador) e primário (com tanque Imhoff, decantador primário ou fossa séptica), não esquecendo a medição do caudal afluente e efluente do leito.

Os principais critérios hidráulico-sanitários utilizados para o seu dimensionamento e operação são: tempo de retenção hidráulico (TRH), carga hidráulica (CH), carga orgânica (COA), carga de sólidos (CSS) velocidade transversal e área específica superficial por habitante-equivalente (AES), como apresentado na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 – Critérios hidráulico-sanitários (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003) e Korkusuz (2005))

TRH (d)	CH (cm d ⁻¹)	COA (g CBO ₅ m ⁻² d ⁻¹)	COA (g CQO m ⁻² d ⁻¹)	AES (m ² hab ⁻¹)
5 – 15	2 – 20	5 – 15	8 – 20	3 – 6

Os parâmetros de carga (hidráulica e orgânica) fornecem os elementos para o cálculo ou verificação da área superficial, volume e TRH, enquanto que o nível do líquido é determinado em função do volume efectivo e da profundidade de enraizamento das plantas.

A carga hidráulica pode ser entendida no domínio, quer do projecto, quer da gestão de instalações de tratamento, como o caudal escoado por unidade de área, sendo, no caso dos sistemas por filtração numericamente igual à velocidade média aparente de escoamento. O desenvolvimento de biomassa associado à acumulação de sólidos e à desfragmentação de algum material de enchimento provoca o aumento da perda de carga do escoamento e, conseqüentemente, contribui colmatação progressiva do meio diminuindo a área disponível para a percolação e o volume disponível para tratamento.

A carga orgânica é definida pela carga mássica aplicada, normalmente em termos de CBO ou CQO, por unidade de área ou por unidade de volume e por unidade de tempo. No projecto, e na operação de leitos de macrófitas, é comum utilizar-se o critério de carga orgânica superficial, calculada em função do caudal médio diário, da concentração média diária de matéria orgânica (expressa em termos de CBO ou CQO) da área total ou efectiva do leito, para o horizonte de projecto, com eventual verificação das condições de carga para o caudal de ponta horário.

Apresenta-se de seguida um conjunto de expressões que são normalmente utilizadas, para o dimensionamento de leitos de macrófitas. Tal como em qualquer sistema de

escoamento do tipo fluxo-pistão, a remoção de CBO₅ desenvolve-se de acordo com uma cinética traduzida pela seguinte equação (EPA (1999), IWA (2000)):

$$\frac{C_a}{C_e} = e^{-K_t \cdot TRH} \quad (1)$$

onde C_a é a CBO₅ do afluente (mg.L⁻¹), C_e é a CBO₅ do efluente (mg.L⁻¹) e K_t é a constante de biodegradação dependente da variação da temperatura (d⁻¹).

A área superficial (A_s) pode ser estimada de acordo com a expressão (2) (EPA (1999), IWA (2000)).

$$A_s \geq \frac{Qm \cdot \ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right)}{K_t \cdot n \cdot h_s} \quad (2)$$

onde n é porosidade do leito, h_s a altura da camada submersa ou nível no interior do leito (m) e Qm é o caudal médio diário (m³.d⁻¹).

O valor de K_t pode ser calculado através da expressão (3) (EPA 1999):

$$K_t = K_{20} \cdot \theta^{(t-20)} \quad (3)$$

sendo K₂₀ a constante de biodegradação a 20°C (d⁻¹), q a constante empírica de correlação entre temperaturas (normalmente assume o valor de 1,06) e t é a temperatura média do leito (°C). Os valores de K₂₀ para diferentes tipos de enchimento são apresentados em Korkusuz (2005).

A temperatura influencia o tratamento de águas residuais por leitos de macrófitas, à semelhança do que acontece noutros sistemas de tratamento, reflectindo-se, essencialmente, na cinética do crescimento microbológico e, portanto, nos

mecanismos responsáveis pela remoção de substratos. A temperatura pode também afectar, por exemplo, as taxas de transferência de oxigénio entre as fases gasosa e líquida e a líquida e o biofilme, bem como a sedimentação dos sólidos (Albuquerque 2003a).

Para o cálculo da secção transversal (A_T) do leito pode utilizar-se a expressão (4) (EPA (1999)):

$$A_T = \frac{Q_m}{K_s \cdot \frac{dH}{dC}} \quad (4)$$

onde K_s é a condutividade hidráulica do leito saturado ($m \text{ d}^{-1}$), dH/dC é o gradiente hidráulico ($m \text{ m}^{-1}$) e C o comprimento do leito (m).

O valor de K_s é função do tipo de meio usado, variando entre valores de 41 m d^{-1} para a areia e 4100 m.d^{-1} para a gravilha grossa, recomendando-se valores entre 100 e 400 m d^{-1} (IWA (2000)). A utilização de velocidades superficiais abaixo de 8 m d^{-1} é aconselhável quando se pretende reduzir o risco de inundação, prevenir o crescimento excessivo das plantas e garantir uma boa irrigação do leito quando o caudal afluyente é baixo. (Relvão (1999)).

O gradiente hidráulico dH/dC representa a energia perdida pelo escoamento através do leito poroso, adoptando-se normalmente o valor da inclinação do leito (entre 0,5 e 2%).

O OD é um dos principais parâmetros que pode actuar como limitante, em especial em leitos de macrófitas do tipo LM-ESSH, condicionando a remoção de poluentes (nomeadamente matéria orgânica e amónio) em leitos de macrófitas. O oxigénio actua como agente regulador da nitrificação/desnitrificação. De acordo com Vymazal (2005) quando o seu valor é inferior a $0,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, criam-se condições anóxicas que favorecem a síntese de enzimas, reductases, essenciais para redução dos nitritos e nitratos. Para valores superiores àquele limite, o oxigénio pode actuar como agente bloqueador da síntese enzimática, podendo, prosseguir a actividade enzimática enquanto existirem reductases em quantidade suficiente para catalizarem a redução de nitrato e nitrito.

No que respeita ao oxigénio libertado pelas raízes das plantas, Brix *et al.* (1996) encontrou valores na ordem de $20 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, enquanto que Armstrong e Armstrong

(1990), IWA (2000) e Korkusuz (2005) apontam para valores mais baixos, no intervalo 2 a 12 g O₂ m⁻² d⁻¹. Estas diferenças podem ser explicadas pela diferença no tempo que duraram os ensaios efectuados (ciclos diurnos/nocturnos), uma vez que só com medições a longo prazo e em locais diferentes da rizosfera se podem obter dados fiáveis. (Luederitz *et al.* (2001)).

3. PLANO DE TRABALHOS

Para a concretização dos objectivos propostos elaborou-se um Plano de trabalhos que incluiu duas fases, uma experimental (monitorização da ETAR da Capinha), outra de recolha de dados (monitorizações anteriores das ETAR da Capinha e Vila Fernando), esta última para permitir a comparação, para o mesmo conjunto de dados temporais e relativo ao mesmo período de operação após o arranque, o desempenho de dois LM-ESSH com enchimentos diferentes. Na Tabela 3.1. apresenta-se um resumo das Fases I e II.

Foram seleccionadas aquelas duas ETAR por apresentarem uma linha de tratamento similar (ver descrição no ponto 4.1.), com dois LM-ESSH ao nível do tratamento secundário, os da ETAR da Capinha utilizando o enchimento clássico à base de brita e areão grosso, e os de Vila Fernando utilizando um novo tipo de enchimento à base de argila expandida calcinada (com o nome comercial Filtralite, fabricado pela empresa Maxit S.A.).

Com a primeira fase pretendeu-se obter dados quantitativos e qualitativos na ETAR de Vila Fernando durante parte do período de elaboração da tese (8 meses: Setembro de 2008 a Abril de 2009) e avaliar o funcionamento hidráulico-sanitário de um LM-ESSH tendo em atenção os dados considerados no projecto da instalação (Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003a) e Maxit (2004)). Realizou-se uma medição mensal de caudal bem como a recolha de amostras para análise de parâmetros físico-químicos (pH, OD, temperatura, CBO₅, CQO, N Total, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, P Total, SST e SSV). Adicionalmente, foram instalados 35 piezómetros no interior do leito para avaliação da variação de nível ao longo tempo.

Na segunda fase, pretendeu-se avaliar a influência do tipo de enchimento em LM-ESSH em sistemas com dimensão similar, para um período de tempo de operação similar tendo em atenção o arranque das instalações. Recolheram-se dados relativos a dez meses de uma monitorização anterior efectuada num LM-ESSH da ETAR da Capinha (monitorização efectuada pelo LSA do DECA entre Março e Dezembro de 2007, ano e meio após o arranque) e dados relativos a seis meses de monitorização anterior do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (monitorização efectuada pelo DEC do IPG entre Março e Agosto de 2008, ano e meio após o arranque). Os dados recolhidos incluíram registos mensais de caudal e de parâmetros físico-químicos à entrada e saída do leito (pH, OD, temperatura, CBO₅, CQO, N Total, N-NH₄, N-NO₂, N-

NO₃, P Total, SST e SSV). Desta forma, foi possível juntar dados relativos a dez meses de monitorização de um LM-ESSH de cada uma das ETAR, a fim de ser avaliada a influência do tipo de enchimento na remoção de matéria orgânica, amónio, nitrito, nitrato, fósforo e matéria sólida bem como o seu desempenho hidráulico-sanitário ao longo do tempo. O tipo de trabalho efectuado em termos de horizonte temporal é apresentado na Tabela 3.2.

Tabela 3.1 – Plano de trabalhos: descrição das Fases I e II

Fase	Tipo de trabalho	Descrição	Período de tempo	Tipo de dados
I	Trabalho experimental	Monitorização da ETAR de Vila Fernando	Setembro 2008 a Abril de 2009	- Medição de caudal - Dados de qualidade
II	Recolha de dados	Monitorização anterior da ETAR de Vila Fernando	Março a Agosto de 2008	- Registos de caudal - Registos de dados de qualidade
		Monitorização anterior da ETAR da Capinha	Março a Dezembro de 2007	

Tabela 3.2 – Plano de trabalhos: recolha de dados para as Fases I e II

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
2007			Recolha de dados da ETAR da Capinha										
2008			Recolha de dados da ETAR de Vila Fernando						Monitorização da ETAR de Vila Fernando				
2009	Monitorização da ETAR de Vila Fernando												

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Instalações de tratamento

Para a realização da Fase I utilizou-se a ETAR de Vila Fernando, que tinha já um plano de monitorização previsto no âmbito de um projecto conjunto entre a AdZC, o IPG e a UBI. Para a realização da Fase II foi necessário efectuar uma recolha de dados de monitorizações anteriores das ETAR da Capinha e de Vila Fernando, de forma a formar-se um conjunto de dados de dimensão similar, para o mesmo período de monitorização (Março a Dezembro), e referentes ao mesmo tempo de operação após o arranque das instalações. As localizações de ambas as ETAR apresentam-se na Figura 4.1., sendo efectuada uma descrição de cada sistema nos pontos seguintes.

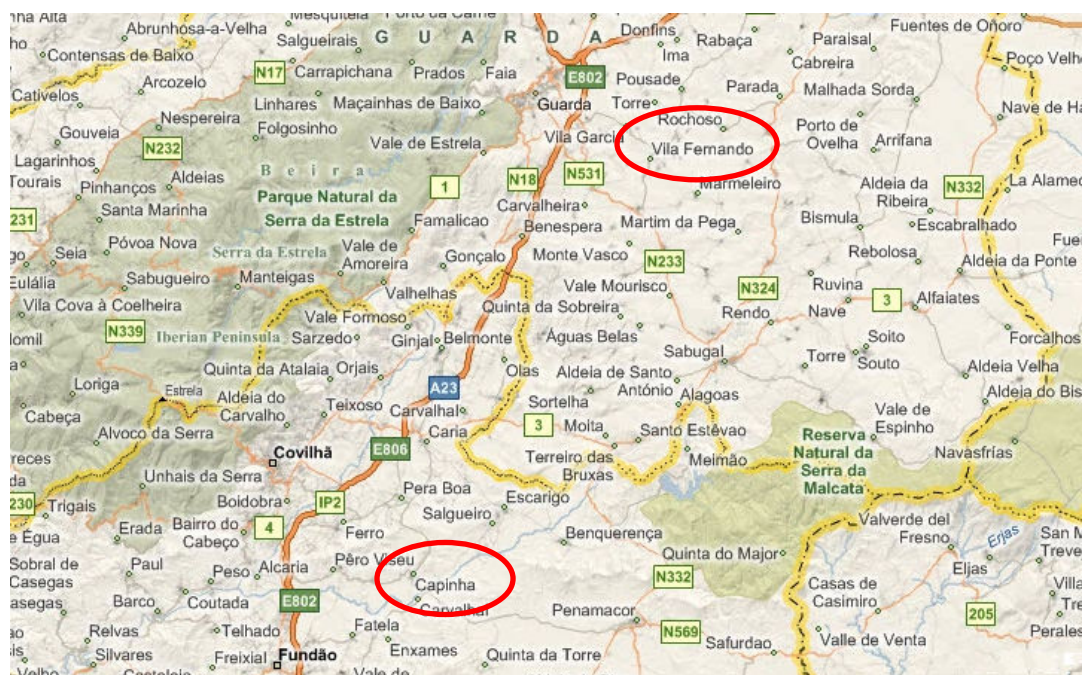


Figura 4.1 – Localização das ETAR da Capinha e Vila Fernando

4.1.1 ETAR da Capinha

A ETAR da Capinha está inserida no sistema Multimunicipal de Saneamento do Alto Zêzere e Côa e localiza-se próximo da aldeia da Capinha, concelho do Fundão, distrito de Castelo Branco (Figura 4.1). É constituída por tratamento preliminar (canal de

grades e de desarenação, além de medição de caudal), primário (tanque Imhoff) e secundário (leitos de macrófitas do tipo ESSH), tal como representado na Figura 4.2. As lamas, depois de digeridas por processos anaeróbios em tanque Imhoff, são retiradas por pressão hidrostática e lançadas em leitos de secagem para a sua desidratação final. A área de influência resume-se à população da Capinha, com cerca de 800 EP.

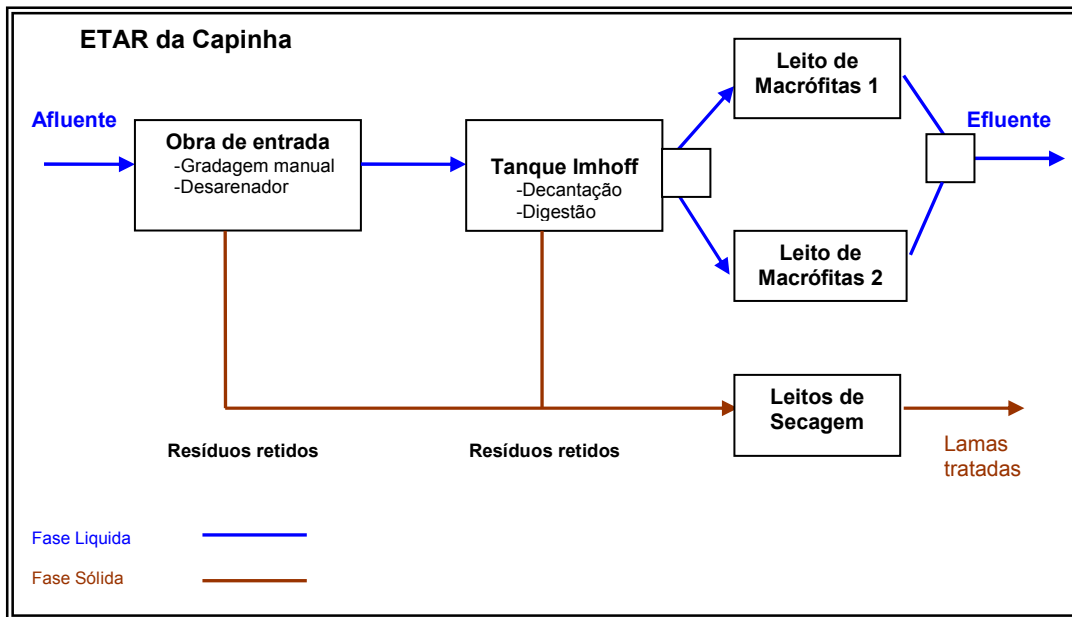


Figura 4.2 – Representação esquemática do sistema de tratamento da ETAR da Capinha

O tratamento secundário inclui dois leitos de macrófitas do tipo ESSH em paralelo, sendo o meio de enchimento constituído por três camadas de material homogéneo (1m de altura total): brita 40-70mm (0,65m), areão grosso 2-4mm (0,30m) e terra vegetal (0,05m), onde foram plantadas macrófitas do tipo *Phragmites australis* (Figura 4.3b). A tubagem de saída era ajustável, permitindo controlar o nível de líquido no interior dos leitos.

O meio de enchimento submerso é constituído essencialmente por brita 40-70mm, cujo aspecto é apresentado na Figura 4.3a. O aspecto dos leitos no início da monitorização iniciada em Março de 2007 (aproximadamente ano e meio após o arranque) é apresentado na Figura 4.4.

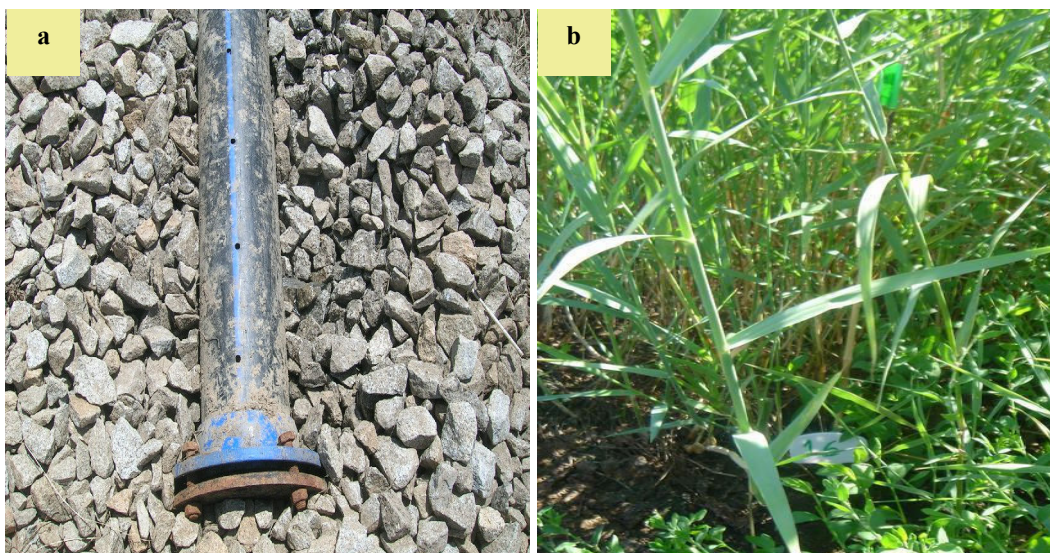


Figura 4.3 – Leitos de macrófitas da ETAR da Capinha: a) aspecto da brita; b) *Phragmites australis*



Figura 4.4 – Leitos de macrófitas da ETAR da Capinha: vista geral em Março de 2007

4.1.2 ETAR de Vila Fernando

A ETAR de Vila Fernando também está inserida no sistema Multimunicipal de Saneamento do Alto Zêzere e Côa e localiza-se próximo da aldeia de Vila Fernando, concelho da Guarda, Distrito da Guarda (Figura 4.1). É constituída por tratamento preliminar (canal de grades e de desarenação, além de medição de caudal), primário (tanque Imhoff) e secundário (leitões de macrófitas), tal como representado na Figura 4.5. As lamas, depois de digeridas por processos anaeróbios em tanque Imhoff, são descarregadas por pressão hidrostática e lançadas em leitões de secagem para a sua desidratação final. A área de influência resume-se à população de Vila Fernando e Albardo, com cerca de 770 EP.

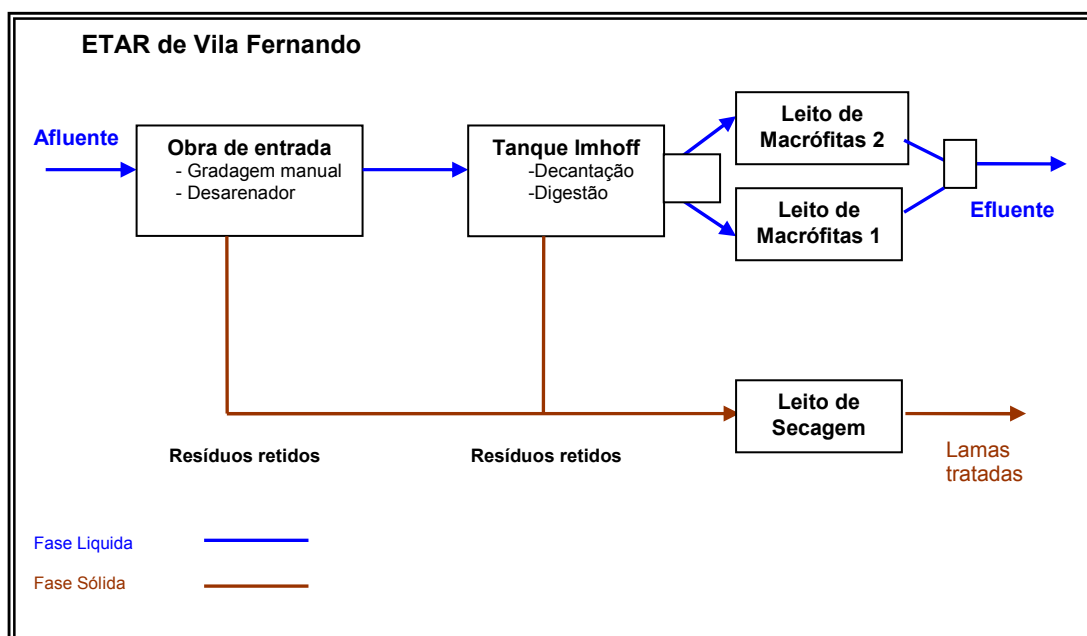


Figura 4.5 – Representação esquemática do sistema de tratamento da ETAR de Vila Fernando

O tratamento secundário inclui dois leitões de macrófitas do tipo ESSH em paralelo, com o meio de enchimento constituído por uma camada homogénea de argila expandida (nome comercial Filtralite, cujo aspecto é apresentado na Figura 4.6a) de 0,76m de altura total onde foram plantadas macrófitas do tipo *Phragmites australis* (Figura 4.6b). A tubagem de saída era ajustável, permitindo controlar o nível de líquido no interior dos

leitões. O aspecto dos leitões no início da monitorização iniciada em Março de 2008 (aproximadamente ano e meio após o arranque) é apresentado na Figura 4.7.

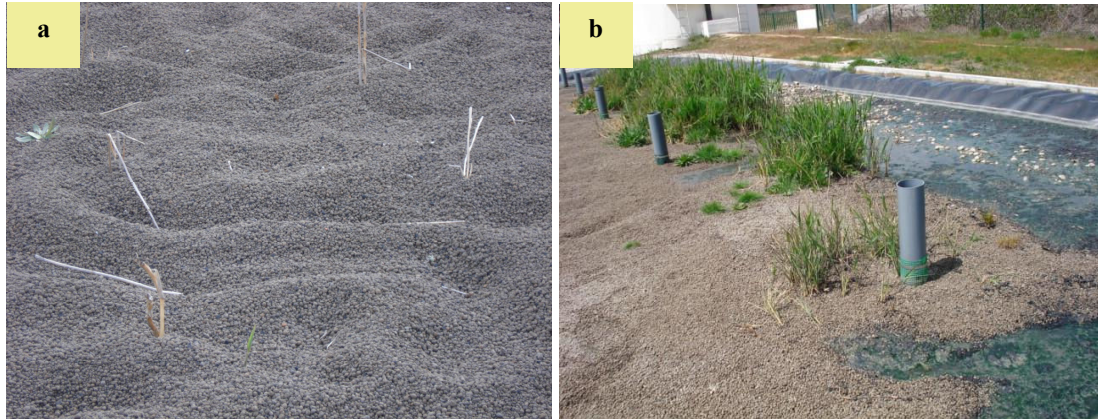


Figura 4.6 – Leitões de macrófitas da ETAR de Vila Fernando: a) aspecto da Filtralite; b) *Phragmites australis*



Figura 4.7 – Leitões de macrófitas da ETAR de Vila Fernando: vista geral em Março de 2008

4.1.3 Características dos leitos de macrófitas

As características de ambos os leitos são apresentadas na Tabela 4.1, enquanto que as condições de operação hidráulico-sanitárias previstas nas memórias descritivas dos projectos de execução são apresentadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.1 – Características físicas dos LM-ESSH da ETAR da Capinha e de Vila Fernando

Características de cada leito	Valor	
	ETAR da Capinha	ETAR de Vila Fernando
Comprimento (m)	50	23
Largura (m)	15,5	18
Altura do leito (m)	1	0,8
Altura da camada submersa (m)	0,65	0,6
Diâmetro médio da partícula (mm)	40 - 70	4 - 8
Superfície Específica (m ² /m ³)	700	1250
Porosidade da camada submersa	0,40	0,45
Área útil (m ²)	309	186,3
Volume útil irrigado (m ³)	201	102,5
Declive (%)	1	1

Tabela 4.2 – Condições de operação previstas para os LM-ESSH das ETAR da Capinha e de Vila Fernando (Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003a) e (2003b), Maxit (2004))

Parâmetro	Intervalos de valores (ano 0 – ano HP)	
	ETAR da Capinha	ETAR de Vila Fernando
Caudal médio (m ³ d ⁻¹)	45 – 90	53 – 98
Carga hidráulica (cm d ⁻¹) ¹⁾	7 – 15	14 – 26
Tempo de retenção hidráulico (d) ²⁾	9 - 4	6 – 2
CBO ₅ (mg L ⁻¹)	210 – 350	330 – 510
CQO (mg L ⁻¹)	312 – 518	300 – 800
SST (mg L ⁻¹)	350 – 600	320 – 500
Carga orgânica (g CBO ₅ m ⁻² d ⁻¹) ³⁾	9 – 15	9 – 36
Carga orgânica (g CQO m ⁻² d ⁻¹) ³⁾	13 – 22	13 – 60

¹⁾ para a área útil

²⁾ para o volume útil irrigado

³⁾ para a área total

4.2 Períodos de monitorização

Na Fase I, com a duração de nove meses, procedeu-se à monitorização do único leito em funcionamento na ETAR de Vila Fernando, tendo sido recolhido 1 L de amostras da fase líquida à entrada e saída do leito para a determinação dos seguintes parâmetros: pH, temperatura, CBO₅, CQO, SST, SSV, N Total, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ e P Total. As condições de operação registadas à entrada do leito são apresentadas na Tabela 4.4.

A temperatura e o pH foram determinados directamente através de um sensor Sentix 41 e um medidor multiparamétrico MultiLine P4 da marca WTW. As amostras foram conservadas em garrafas de vidro escuro, acidificadas com ácido sulfúrico até pH inferior a 2, e transportadas a cerca de 4°C em arca apropriada para o laboratório do DEDC do IPG, onde se realizaram as análises aos restantes parâmetros físico-químicos, de acordo com o *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA (1995)).

Durante os meses de Dezembro de 2008 e Janeiro de 2009, efectuou-se a medição de nível no interior do leito (como descrito no ponto 4.3).

A estimativa de caudal mensal afluyente ao leito foi realizada a partir das leituras mensais de volume registadas num caudalímetro do tipo Venturi, instalado na tubagem de entrada no tanque Imhoff (Figura 4.8), com ligação a um transdutor de caudal tipo ICI, modelo digital, preparado para o registo de caudal instantâneo.

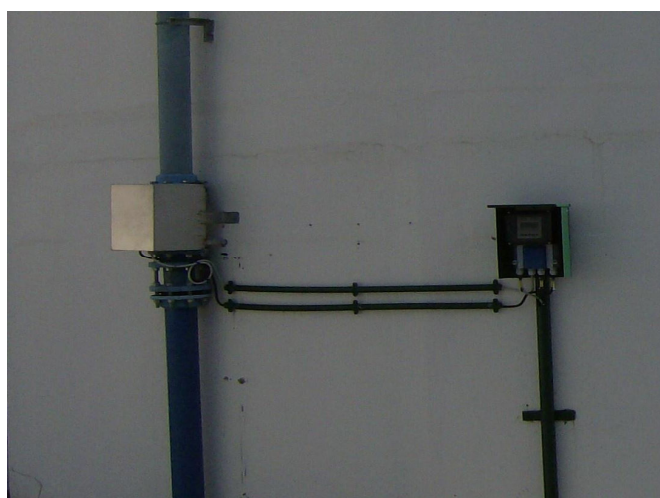


Figura 4.8 – Medidor de caudal à entrada do tanque Imhoff (ETAR de Vila Fernando)

A Fase I foi limitada a nove meses de monitorização porque só pôde começar após o início do ano académico de 2008-2009 (Setembro de 2008) e teve de ser concluída em Abril de 2009 para a dissertação poder ser apresentada na data prevista (Junho de 2009). Entendeu-se, em primeiro lugar, analisar os resultados destes nove meses a fim de avaliar o desempenho do leito durante o período de elaboração da tese.

Contudo, como o objectivo do estudo se centra na avaliação do desempenho de LM-ESSH com dois tipos de enchimento diferentes, foi necessário recolher dados de monitorização anterior efectuados na ETAR de Vila Fernando, cujo período, em meses, foi definido de acordo com a disponibilidade de dados da ETAR da Capinha, como apresentado na Tabela 3.2.

Assim, durante a Fase II procedeu-se à recolha de dados de monitorizações anteriores do mesmo leito da ETAR de Vila Fernando (e que permitiu alargar o universo de dados até Março de 2008), bem como de um dos leitos da ETAR da Capinha, onde só existiam dados referentes a uma monitorização efectuada pelo LSA entre Março e Dezembro de 2007. Desta forma, conseguiu-se reunir um universo de dados similar em termos temporais para cada leito, referentes a 10 meses de monitorização (Março a Dezembro) e a ano e meio após o arranque, que permitiram comparar o seu desempenho bem como avalia a influência do tipo de enchimento no seu rendimento.

Os dados recolhidos na segunda fase consistem em resultados de amostragens à entrada e saída de leitos, nomeadamente caudal mensal, pH, temperatura, CBO₅, CQO, SST, SSV, N Total, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ e P Total. As condições de operação registadas à entrada de cada leito são apresentadas na Tabela 4.4.

Tabela 4.3 – Condições de operação à entrada dos LM-ESSH

Fase	Descrição	Período de tempo	Caudal (m ³ d ⁻¹)	pH	Temperatura (° C)	CBO ₅ (mg L ⁻¹)	CQO (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)
I	Monitorização da Etar de Vila Fernando	Setembro 2008	9,2	6,7	9,5	13	62	6,4	2,4
		-	-	-	-	-	-	-	-
		Abril 2009	233,8	7,6	19,9	203	548	179	153
II	Monitorização anterior da ETAR de Vila Fernando	Março 2008	19,2	6,7	8,5	7	52	7,2	6,5
		-	-	-	-	-	-	-	-
		Agosto 2008	99,4	7,4	21,3	344	750	86	75
	Monitorização anterior da ETAR da Capinha	Março 2007	53,6	6,4	14,2	256	277	100	65
		-	-	-	-	-	-	-	-
Dezembro 2007	85,1	7,0	21,6	326	498	195	115		

Tabela 4.3 – Condições de operação à entrada dos LM-ESSH (continuação)

Fase	Descrição	Período de tempo	P Total (mg L ⁻¹)	N Total (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	N-NO ₂ (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)
I	Monitorização da ETAR de Vila Fernando	Setembro 2008	2,3	30	0,1	0,1	45,0
		-	-	-	-	-	-
		Abril 2009	13	126	15,3	1,31	73,4
II	Monitorização anterior da ETAR de Vila Fernando	Março 2008	4	40	0,1	0,1	41,1
		-	-	-	-	-	-
		Agosto 2008	10	126	1,8	0,1	113
	Monitorização anterior da ETAR da Capinha	Março 2007	4,3	31,2	0,3	0	27,2
		-	-	-	-	-	-
Dezembro 2007	10,1	54,8	3,1	0,1	52,1		

A Figura 4.10 mostra o aspecto geral do leito com os piezómetros instalados, enquanto que nas Figuras 4.11 e 4.12 apresenta-se uma representação esquemática em planta e corte longitudinal, respectivamente, do leito de Vila Fernando e respectivos piezómetros.



Figura 4.10 – Leitos de macrófitas da ETAR de Vila Fernando: vista geral

Inicialmente, admitiu-se efectuar uma campanha semanal de medição de nível e medições adicionais após períodos de chuva. Contudo, devido a atraso nos trabalhos de colocação dos piezómetros e a problemas de operação da ETAR impostos pela EG, só foi possível efectuar a medição em Outubro e Novembro de 2008, cujos resultados, no entanto, se julga serem interessantes de apresentar neste trabalho.

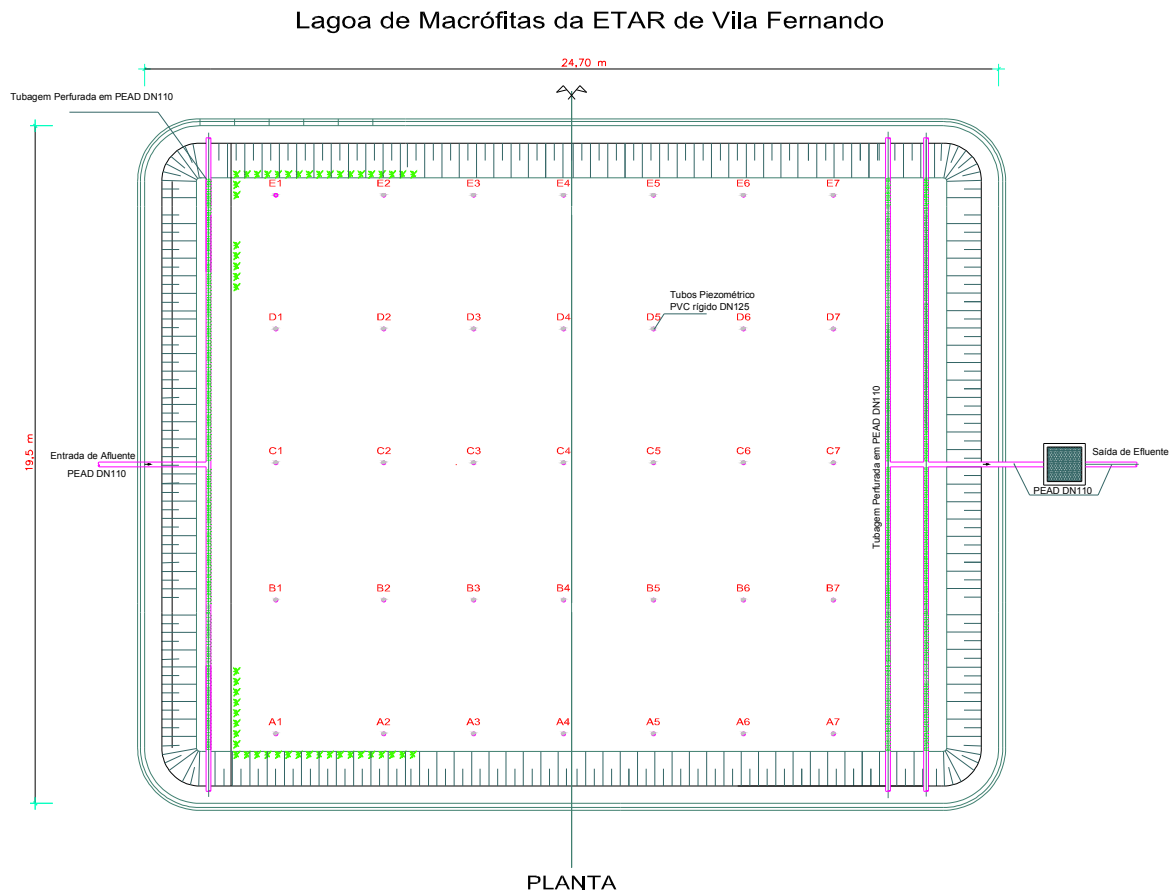


Figura 4.11 – Representação esquemática em planta do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando

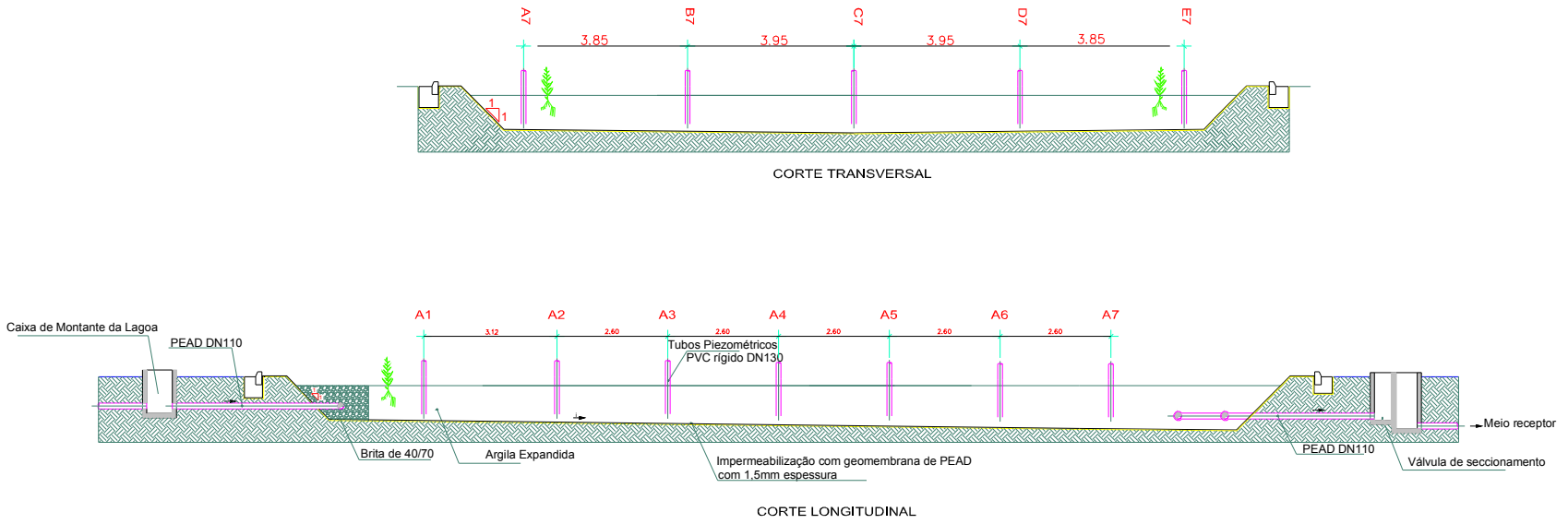


Figura 4.12 – Representação esquemática em corte do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando

5. RESULTADOS

A fim de harmonizar a utilização de termos na apresentação e discussão de resultados, decidiu-se utilizar, sempre que necessário, os termos *azoto amoniacal*, *nitrito* e *nitrito* associados a $N-NH_4$, $N-NO_2$ e $N-NO_3$ (azoto nítrico) respectivamente, que aparecem também mais amplamente referidos na bibliografia consultada (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003)). A referência à matéria orgânica estará associada aos parâmetros CBO_5 e CQO e a matéria sólida ao parâmetro SST.

5.1 Monitorização da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

Os resultados obtidos nas Fase I (entre Setembro de 2008 e Abril de 2009) são apresentados no Anexo I. A variação média de caudal, temperatura, CBO_5 , CQO, SST, SSV, N Total, $N-NH_4$, $N-NO_2$ e $N-NO_3$ e P Total, bem como o intervalo de variação de pH, à entrada e saída do leito, é apresentada na Tabela 5.1. Nas Figuras 5.1 a 5.6 é apresentada a variação ao longo do tempo da temperatura, pH, CBO_5 , CQO, SST, SSV, N Total, $N-NH_4$ e P Total, à entrada e saída do leito.

Tabela 5.1 – Variação média (\pm intervalo de confiança) ¹⁾ de caudal e parâmetros de qualidade no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

	Afluente	Efluente	ER (%)
Caudal ($m^3 d^{-1}$)	77,3 \pm 60,2	—	—
Temp. ($^{\circ}C$)	14,2 \pm 1,9	14,8 \pm 1,8	—
pH	6,8 - 7,3	6,8 - 7,6	—
CBO_5 ($mg L^{-1}$)	100,0 \pm 46,8	29,8 \pm 9,7	68,7 \pm 12,2
CQO ($mg L^{-1}$)	304,7 \pm 124,8	89,9 \pm 14,3	59,3 \pm 15,7
SST ($mg L^{-1}$)	66,6 \pm 34,1	19,4 \pm 16,3	62,7 \pm 27,3
SSV ($mg L^{-1}$)	54,9 \pm 30,1	13,7 \pm 10,9	60,8 \pm 29,0
N Total ($mg L^{-1}$)	75,9 \pm 18,5	63,5 \pm 10,9	20,7 \pm 14,9
$N-NH_4$ ($mg L^{-1}$)	59,3 \pm 4,8	54,8 \pm 4,2	15,8 \pm 9,2
$N-NO_2$ ($mg L^{-1}$)	0,4 \pm 0,4	0,18 \pm 0,1	—
$N-NO_3$ ($mg L^{-1}$)	0,13 \pm 0,1	0,18 \pm 0,1	—
P Total ($mg L^{-1}$)	9,5 \pm 2,8	7,0 \pm 2,2	27,6 \pm 10,1

¹⁾ para o período de medição compreendido entre Setembro de 2008 e Abril de 2009. Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95%, para os seguintes tamanhos de amostra: 8 para caudal, temperatura, CBO_5 , CQO, N Total, $N-NH_4$, $N-NO_3$ e $N-NO_2$, 7 para SST e SSV, e 6 para P Total.

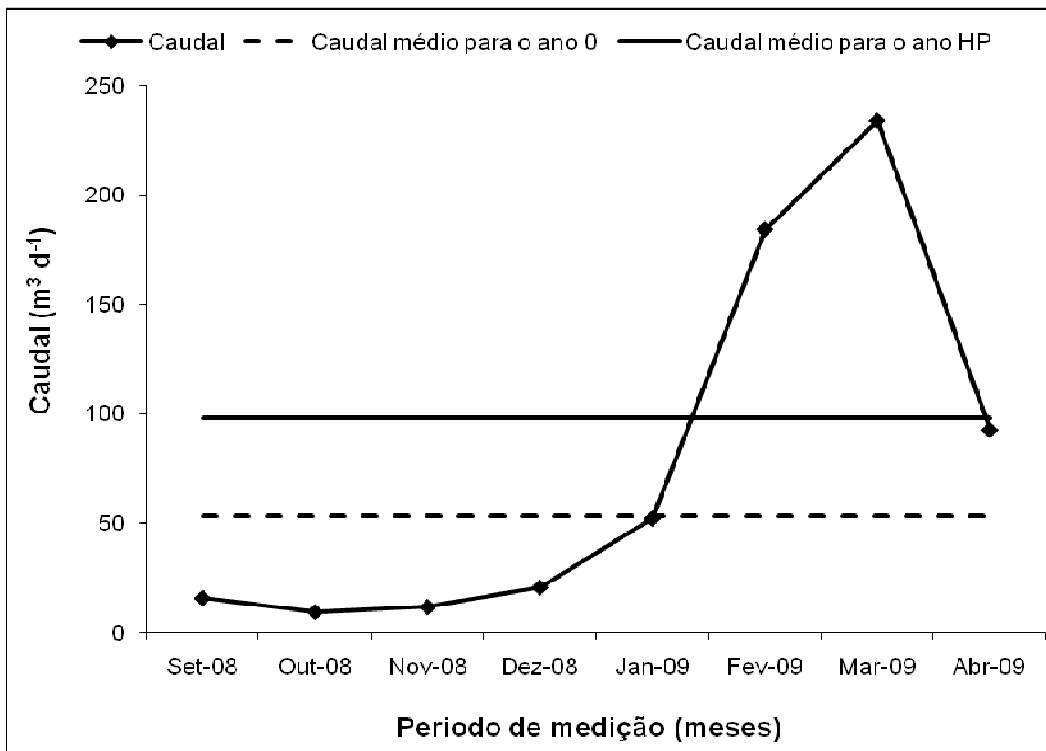


Figura 5.1 – Variação de caudal afluente do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)

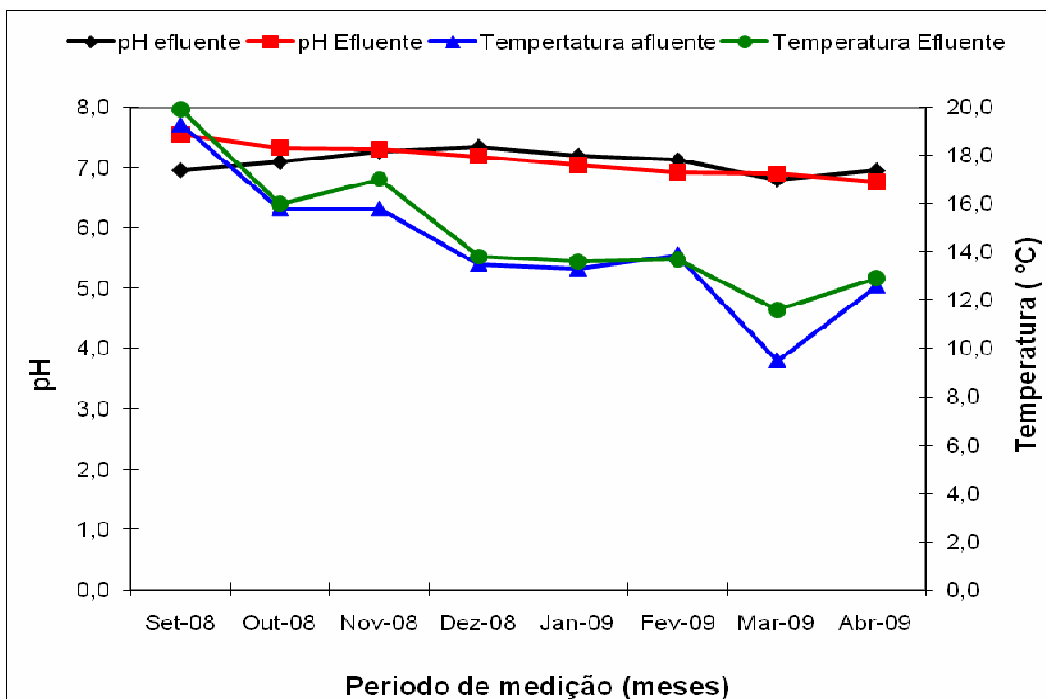


Figura 5.2 – Variação da temperatura e pH, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)

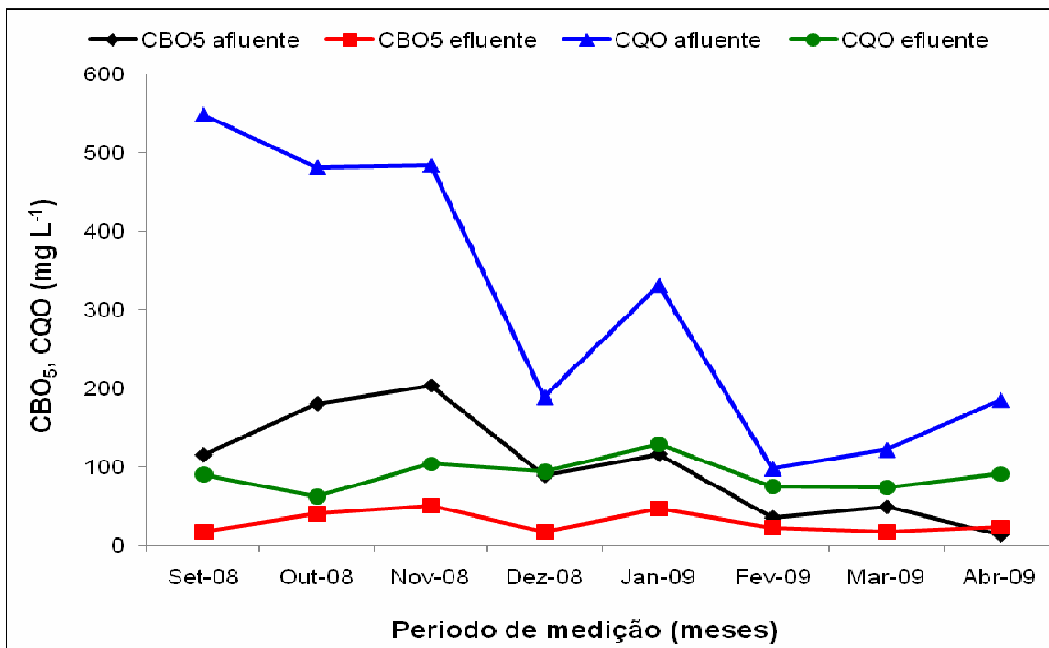


Figura 5.3 – Variação da CBO₅ e da CQO, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)

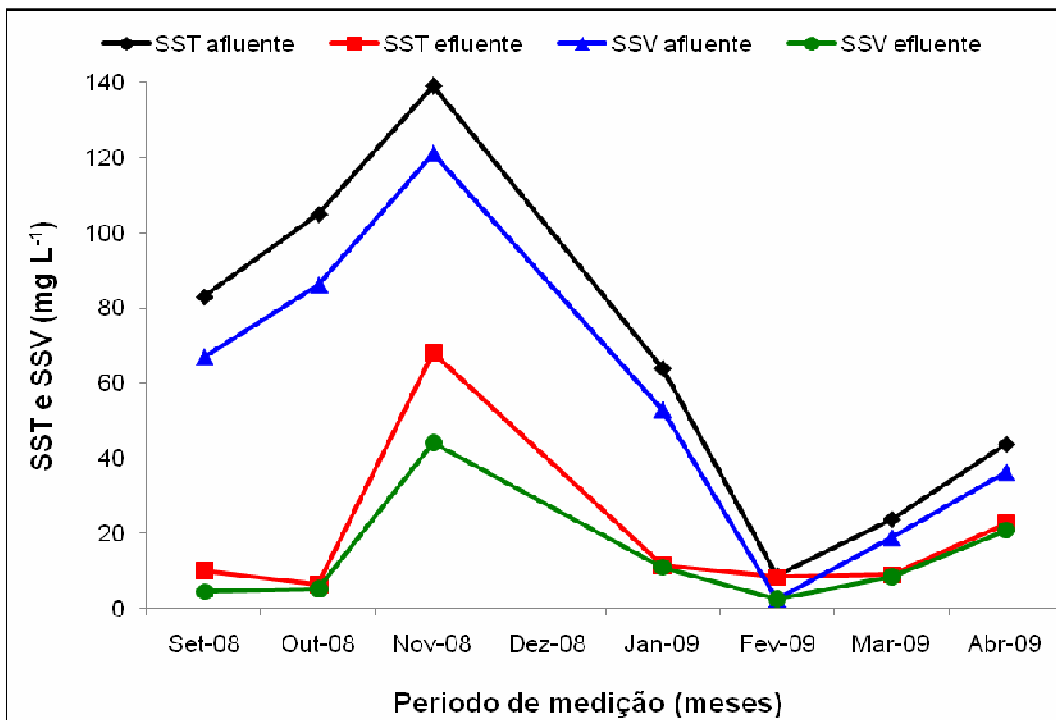


Figura 5.4 – Variação dos SST e SSV, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)

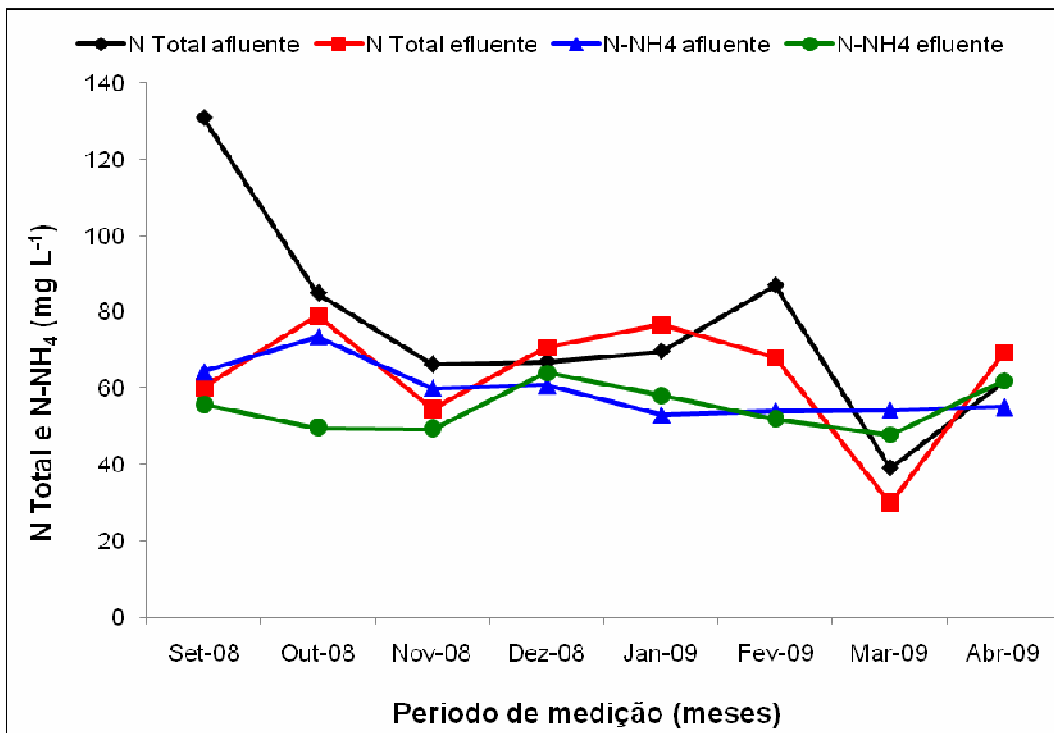


Figura 5.5 – Variação do N Total e N-NH₄, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)

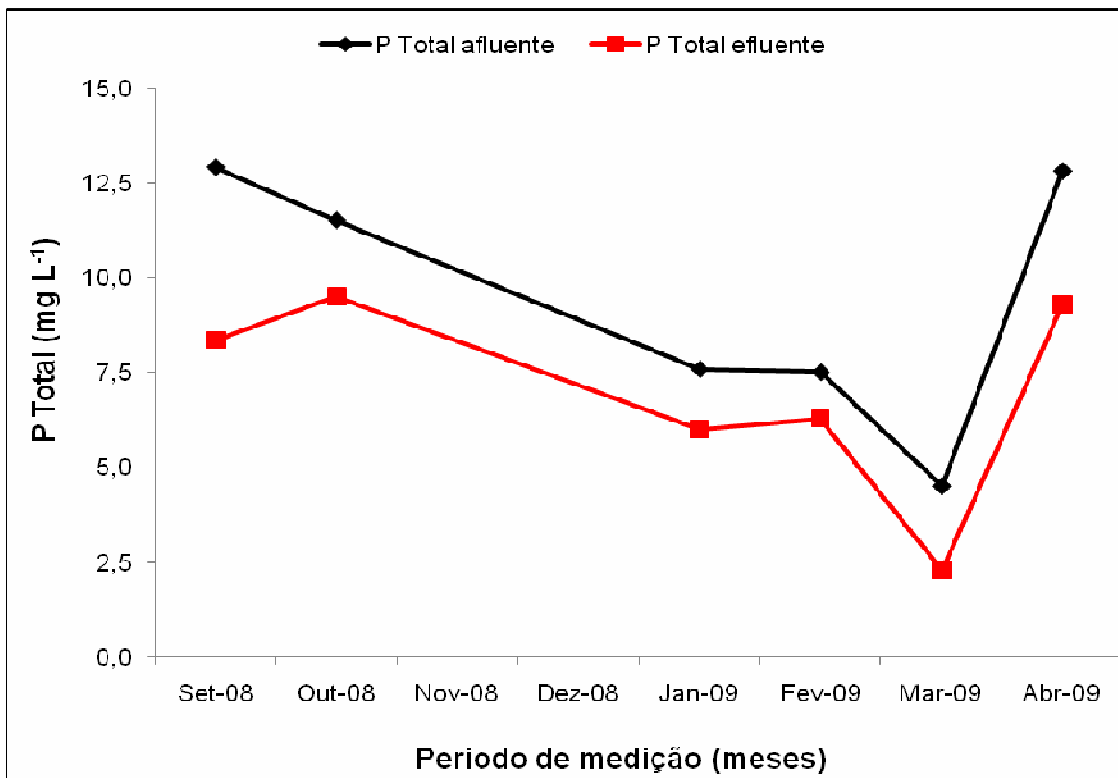


Figura 5.6 – Variação do P Total, afluente e efluente, no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando ao longo do tempo (Fase I)

5.2 Resultados da medição de nível (Fase I)

Os resultados da medição de nível de água (entre Novembro e Dezembro de 2008) no interior dos 35 piezómetros do leito de Vila Fernando são apresentados no Anexo II. Na Tabela 5.2 apresentam-se os níveis médios observados em cada piezómetro correspondentes às cinco campanhas de medição. Nas Figuras 5.7 e 5.8 apresenta-se a variação de nível em alguns piezómetros de linhas longitudinais (C1, C4 e C7) e transversais (A4, C4 e E4), respectivamente, ao longo do período de medição (23 dias).

Tabela 5.2 – Variação média (\pm intervalo de confiança)¹⁾ do nível de água em cada piezómetro no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

Piezómetro	Nível de água médio	Piezómetro	Nível de água médio
A1	61,6 \pm 10,3	D1	40,1 \pm 6,2
A2	45,6 \pm 5,8	D2	39,3 \pm 6,5
A3	51,3 \pm 5,4	D3	37,8 \pm 5,4
A4	49,9 \pm 4,5	D4	41,4 \pm 5,0
A5	53,3 \pm 3,5	D5	41,0 \pm 4,3
A6	57,7 \pm 3,8	D6	52,1 \pm 3,5
A7	62,4 \pm 3,2	D7	59,9 \pm 3,3
B1	47,2 \pm 7,5	E1	50,3 \pm 9,1
B2	39,5 \pm 5,5	E2	44,4 \pm 5,7
B3	40,1 \pm 5,1	E3	40,8 \pm 5,0
B4	42,9 \pm 4,5	E4	42,7 \pm 4,3
B5	47,0 \pm 4,2	E5	43,2 \pm 4,1
B6	53,9 \pm 3,4	E6	48,6 \pm 3,8
B7	61,1 \pm 3,3	E7	49,4 \pm 3,4
C1	43,5 \pm 6,9		
C2	38,8 \pm 5,4		
C3	35,3 \pm 4,7		
C4	42,8 \pm 4,8		
C5	42,7 \pm 4,0		
C6	52,8 \pm 3,4		
C7	61,1 \pm 3,1		

¹⁾ para o período de medição compreendido entre Novembro e Dezembro de 2008. Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95%, para um tamanho de amostra de 5.

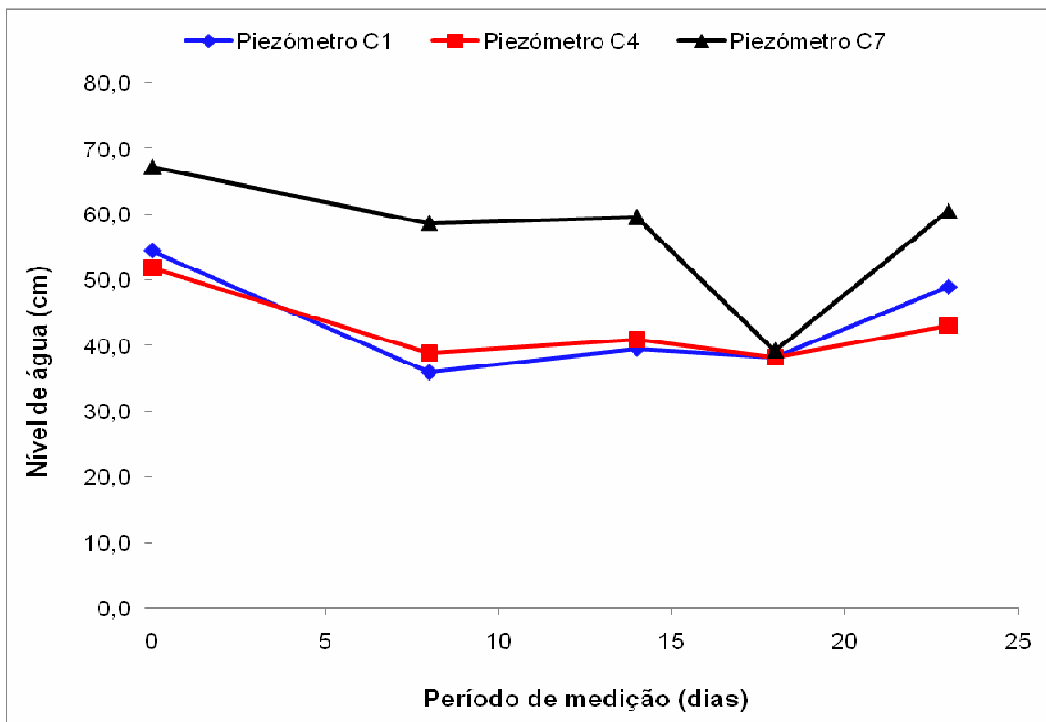


Figura 5.7 – Variação de nível de água nos piezômetros de linhas longitudinais C1, C4 e C7 do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

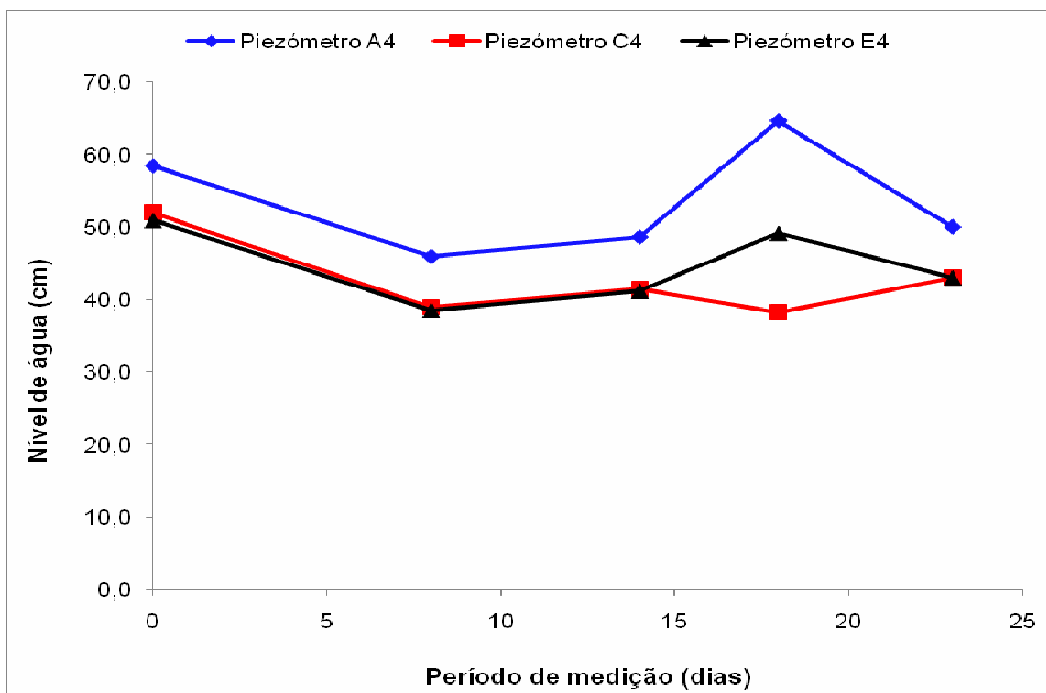


Figura 5.8 – Variação de nível de água nos piezômetros de linhas transversais A4, C4 e E4 do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

5.3 Recolha de dados de monitorizações anteriores nas ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

Os resultados obtidos na Fase II são apresentados no Anexo III (monitorização anterior da ETAR de Vila Fernando, entre Março de 2008 e Agosto de 2008) e Anexo IV (monitorização anterior da ETAR da Capinha, entre Março de 2007 e Dezembro de 2007).

A variação média de caudal, temperatura, CBO₅, CQO, SST, SSV, N Total, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ e P Total, bem como o intervalo de variação de pH, à entrada e saída do leito, é apresentada na Tabela 5.3. Nas Figuras 5.9 a 5.12 é apresentada a variação ao longo do tempo da temperatura, pH, CBO₅, CQO, SST, SSV, N Total, N-NH₄ e P Total, à entrada e saída do leito.

Tabela 5.3 – Variação média (\pm intervalo de confiança)¹⁾ de caudal e parâmetros de qualidade nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

	ETAR	Afluente	Efluente	ER (%)
Caudal (m ³ d ⁻¹)	Vila Fernando	31,7 \pm 18,4	—	—
	Capinha	69,2 \pm 7,6	—	—
Temperatura (° C)	Vila Fernando	15,4 \pm 2,2	15,6 \pm 2,5	—
	Capinha	18,8 \pm 1,8	19,8 \pm 1,8	—
pH	Vila Fernando	6,7 - 7,3	7,2 - 7,6	—
	Capinha	7,0 - 7,4	6,4 - 7,0	—
CBO ₅ (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	146,6 \pm 56,7	36,1 \pm 15,5	74,1 \pm 12,1
	Capinha	286,3 \pm 16,2	14,7 \pm 4,2	94,9 \pm 1,4
CQO (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	364,5 \pm 138,0	100,1 \pm 24,5	64,6 \pm 13,7
	Capinha	344,4 \pm 43,8	109,5 \pm 15,1	67,8 \pm 4,4
SST (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	73,2 \pm 25,7	17,6 \pm 14,3	76,6 \pm 8,7
	Capinha	134,7 \pm 21,9	43,9 \pm 9,9	66,3 \pm 7,4
SSV (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	61,2 \pm 22,4	13,3 \pm 8,9	79,2 \pm 9,1
	Capinha	86,9 \pm 10,3	21,2 \pm 6,7	74,7 \pm 8,1
N Total (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	77,2 \pm 20,3	60,5 \pm 8,7	26,4 \pm 12,3
	Capinha	41,5 \pm 5,0	9,9 \pm 3,3	74,6 \pm 9,9
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	63,2 \pm 13,7	51,9 \pm 7,2	25,2 \pm 8,3
	Capinha	40,4 \pm 5,2	8,4 \pm 3,2	76,7 \pm 10,6
N-NO ₂ (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	0,1 \pm 0	0,3 \pm 0	—
	Capinha	0,07 \pm 0	0,03 \pm 0	—
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	0,1 \pm 0	2 \pm 0	—
	Capinha	1,5 \pm 0,6	0,7 \pm 0,1	—
P Total (mg L ⁻¹)	Vila Fernando	7,7 \pm 2,7	6,3 \pm 1,6	26,4 \pm 9,2
	Capinha	6,9 \pm 1,3	4,3 \pm 0,7	34,8 \pm 10,7

¹⁾ para o período de medição compreendido entre Março e Dezembro de 2008. Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95%, para os seguintes tamanhos de amostra: 9 para a ETAR de Vila Fernando, 10 para a ETAR da Capinha.

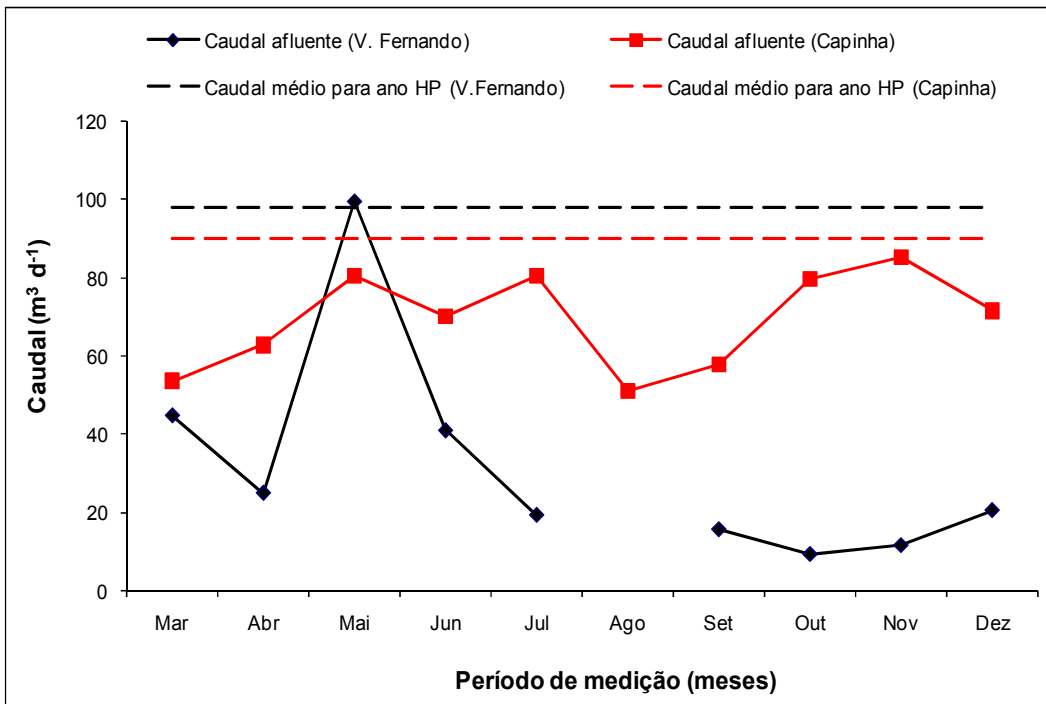


Figura 5.9 – Variação de caudal afluyente do LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

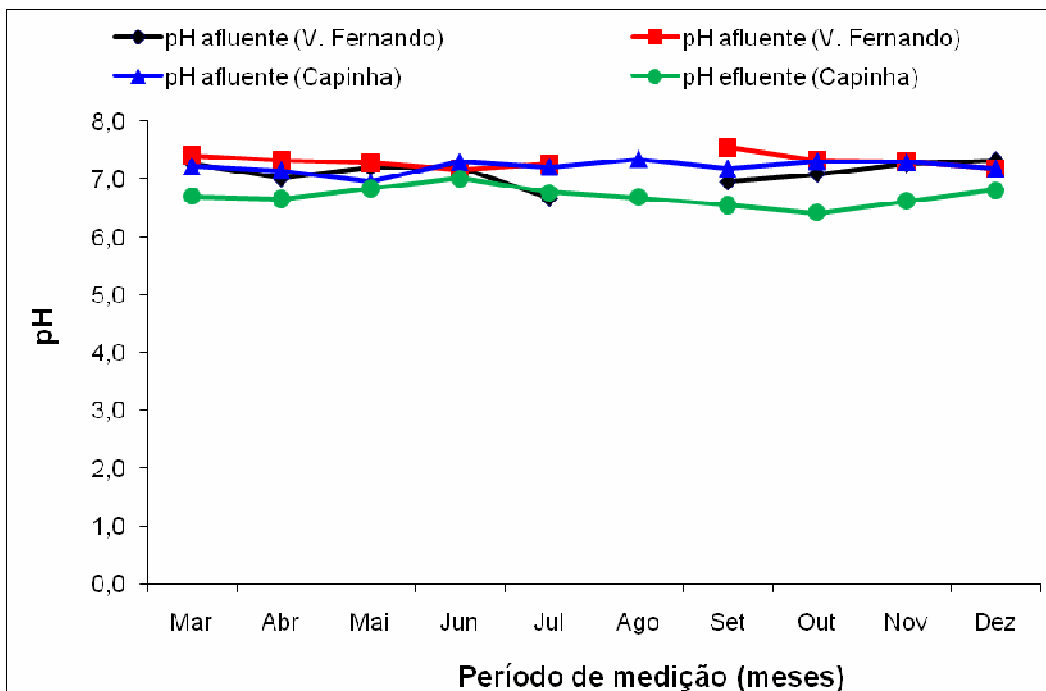


Figura 5.10 – Variação do pH, afluyente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

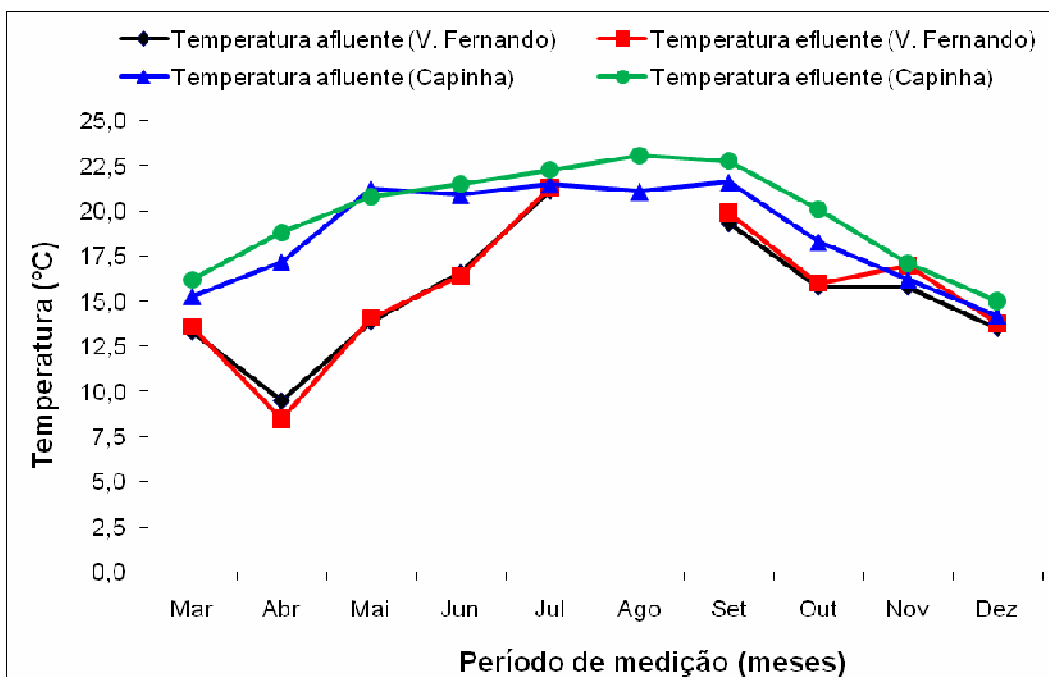


Figura 5.11 – Variação da temperatura, afluyente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

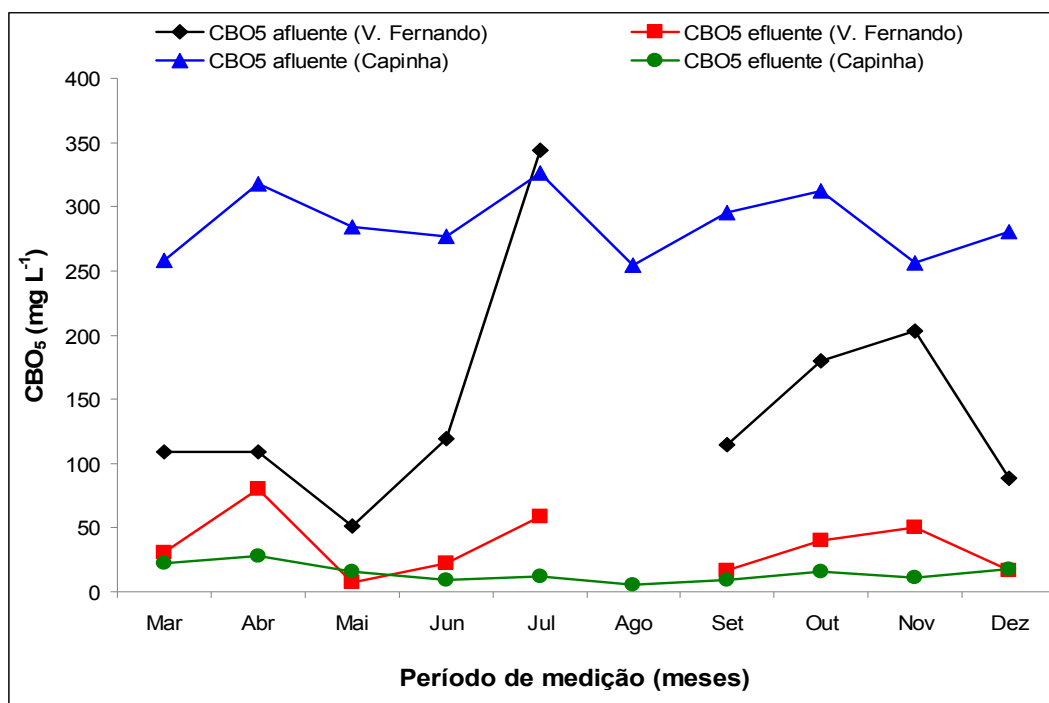


Figura 5.12 – Variação da CBO₅, afluyente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

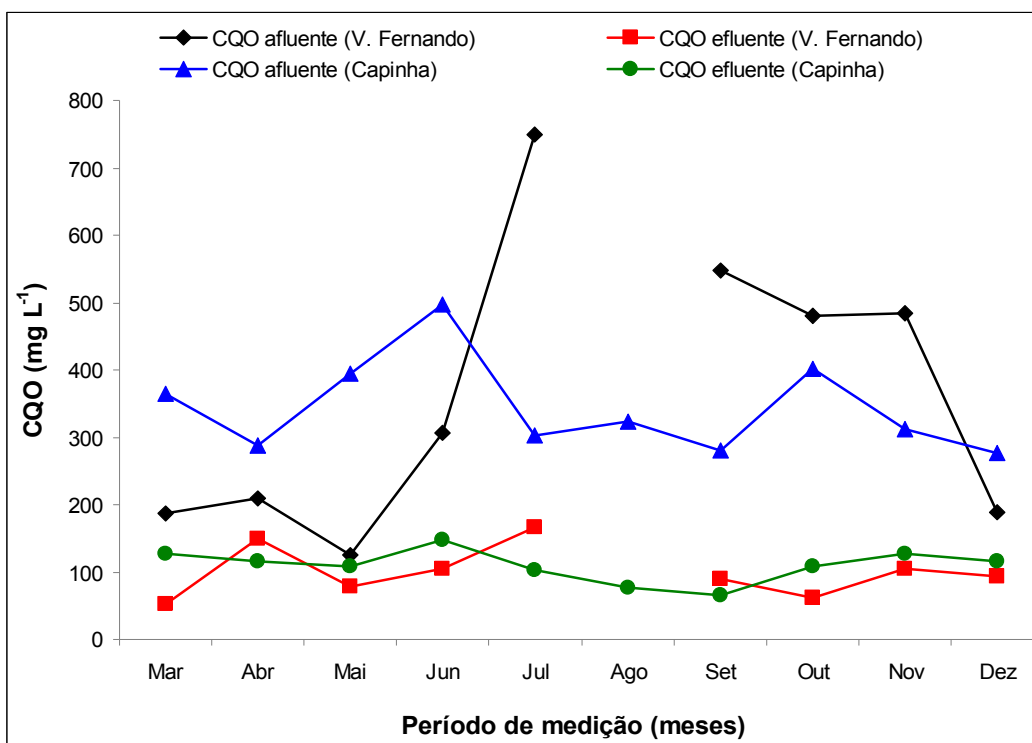


Figura 5.13 – Variação da CQO, afluentes e efluentes, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

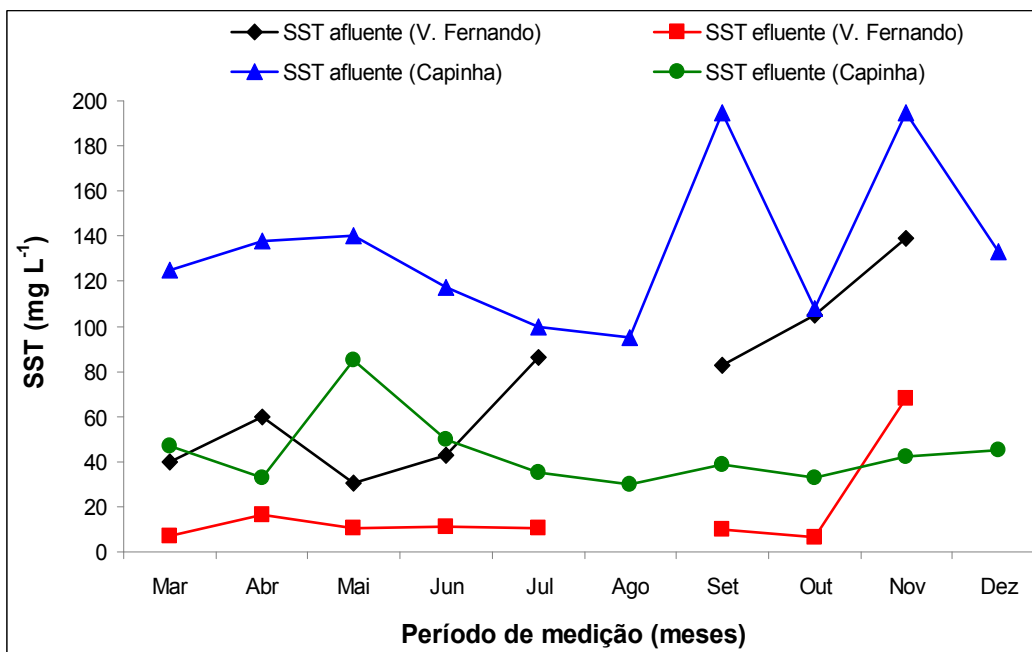


Figura 5.14 – Variação dos SST, afluentes e efluentes, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

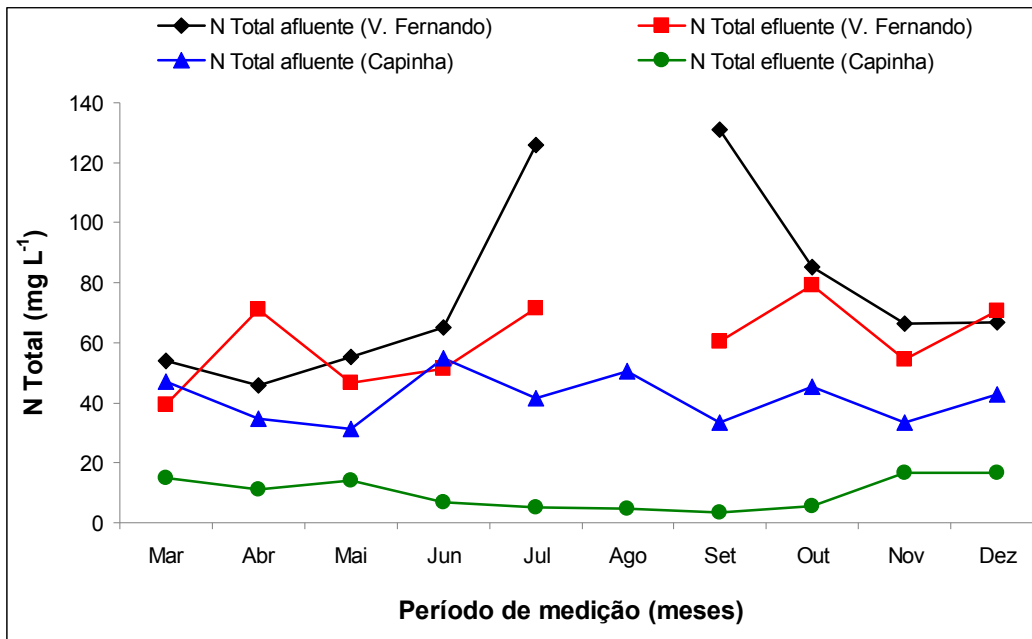


Figura 5.15 – Variação do N Total, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

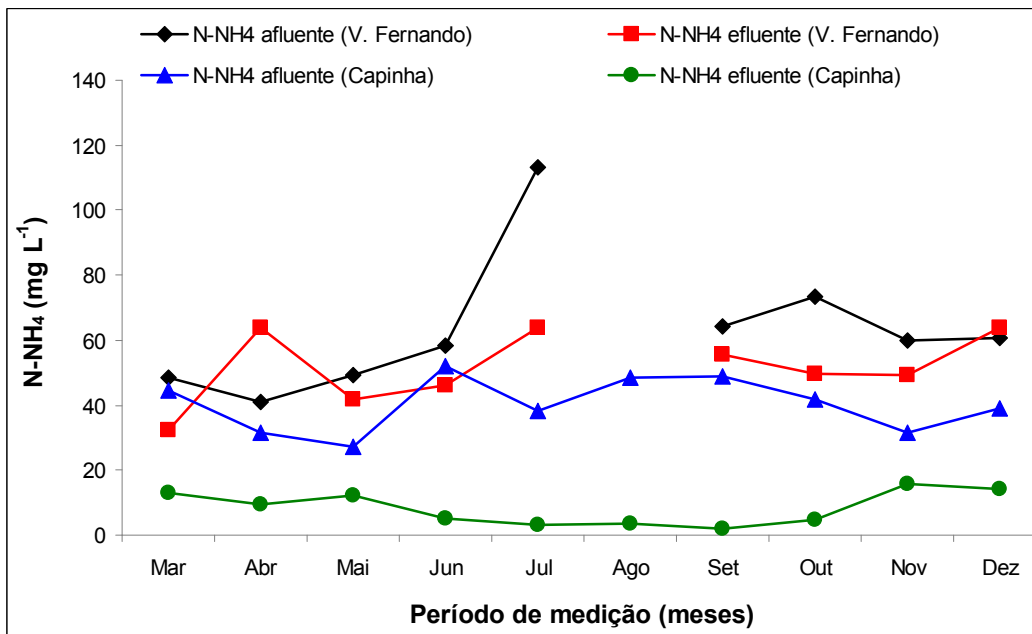


Figura 5.16 – Variação do N-NH₄, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

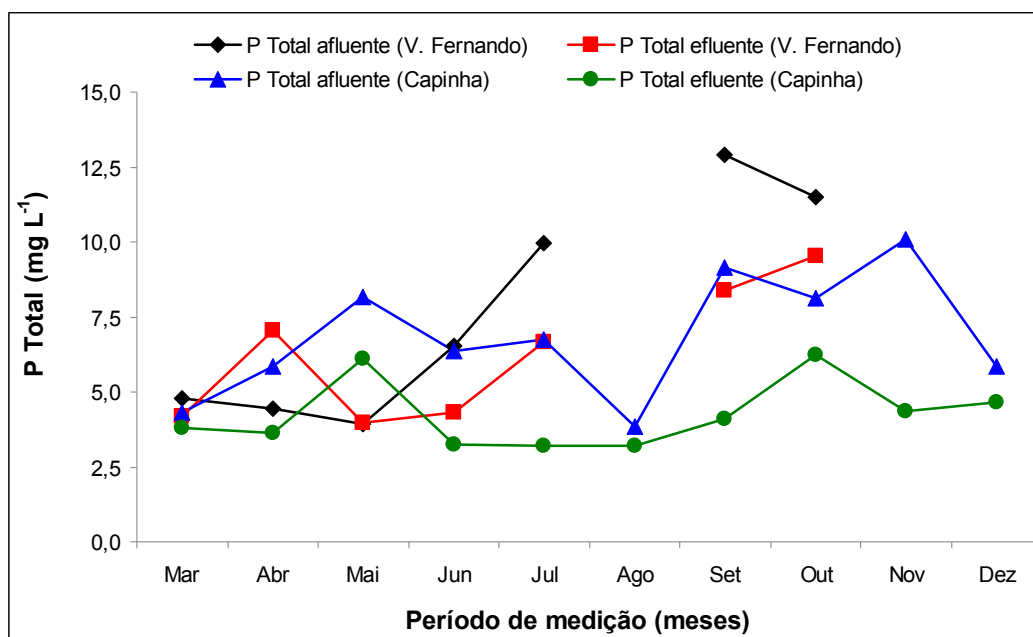


Figura 5.17 – Variação do P Total, afluente e efluente, nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

Não se apresenta a variação no tempo de nitritos e nitratos, para qualquer das fases, porque as concentrações detectadas à entrada e saída foram quase nulas (ver Anexos I, III e IV). Tratando-se de dois compostos que são originados pela oxidação do amónio no interior do leite, normalmente os valores a jusante são superiores aos registados à entrada, como já observado em trabalhos anteriores realizados no LSA (Renker (2006), Arendacz (2007), Machado (2007), Oliveira (2008), Albuquerque *et al.* (2008)). No entanto, como os LM-ESSH são anaeróbios, muitas vezes não se detectam concentrações de nitritos ou nitratos por ter estes sido reduzidos a azoto gasosos através de desnitrificação.

6. ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

6.1 Desempenho da Filtralite no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

Os registos de caudal detectados à entrada do leito revelam uma variação acentuada entre Fevereiro e Abril de 2009, com valores médios diários até 2,4 vezes superiores ao caudal médio do horizonte de projecto (HP), utilizado para dimensionar o leito ($98 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ que foi previsto para ocorrer em 2030), e até 4,4 vezes superiores ao caudal médio previsto para o ano de arranque (ver Tabela 4.2). Como aqueles picos coincidiram com os meses mais chuvosos observados em Vila Fernando, estão directamente relacionados com a infiltração de águas pluviais na rede de drenagem, que, contudo, é superior ao valor normalmente admitido para redes de drenagem de pequenos aglomerados (equivalente ao caudal médio diário para sistemas de drenagem com colectores de diâmetro igual ou inferior a 300 mm, de acordo com o art. 126 do Decreto Regulamentar n.º 23/95 de 23 de Agosto).

Nos meses de Setembro a Dezembro de 2008 os caudais registados foram inferiores ao valor médio previsto para o ano de arranque ($53 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), o que já era previsto no projecto da instalação (Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003a) e Maxit (2004)) se não fosse efectuada a ligação de toda a rede de drenagem de Vila Fernando ao emissário que liga à ETAR, e também inferiores ao valor mínimo previsto em projecto para o ano de arranque ($36 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$).

Ou seja, a ETAR de Vila Fernando está a receber, no início da sua exploração (o arranque ocorreu no final de 2006), nos meses mais pluviosos, caudais superiores ao previstos para o ano horizonte de projecto. Como não existe à entrada da ETAR um descarregador para desviar o excesso de caudal afluente, o único órgão que controla as aflúncias ao leito é a estação elevatória localizada na obra de entrada que, contudo, nos meses de maior aflúncia de pluviais, não consegue evitar a entrada de caudais superiores ao máximo previsto no projecto.

A CH média aplicada no leito durante os meses de Janeiro a Abril de 2009, tendo em atenção a sua área útil, foi superior à admitida em projecto (Figura 6.1.), tendo sido estimado um valor máximo de 125 cm d^{-1} em Março de 2009, enquanto que o TRH desceu no mesmo período para valores abaixo do mínimo estimado em projecto (valores calculados admitindo um nível de água médio ao longo dos 9 meses de 0,5 m, de acordo com informações dadas pela AdZC), tendo sido estimado um valor mínimo de 0,5 dias em Março de 2009. Estes valores explicam o decréscimo da ER de CBO_5 , CQO, N-NH_4 e SST naquele período (Figura 6.2.).

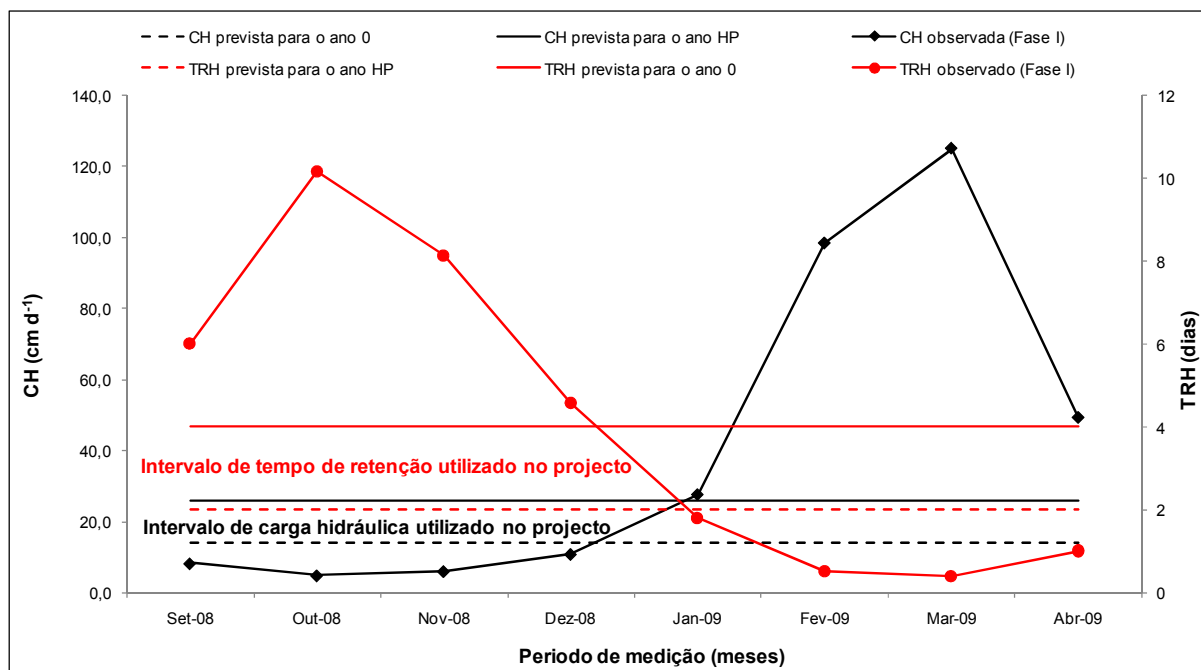


Figura 6.1 – Variação da CH e do TRH ao longo do tempo no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

Analisando os resultados da medição de nível de água efectuada nos 35 piezómetros nas cinco medições que foi possível realizar entre Novembro e Dezembro de 2008 (Tabela 5.2), pode verificar-se uma variação significativa, quer ao longo das cinco linhas longitudinais (Figura 6.2), quer das sete transversais (Figura 6.3) à direcção do escoamento, com valores mais elevados nas linhas longitudinais A e E e transversais 6 e 7. Ou seja, o nível de água no seu interior não foi homogéneo, parecendo que o escoamento foi mais rápido no centro do leito (Figura 6.4). Sem ter muitos resultados para comparar, parece ter havido mais resistência ao escoamento na áreas laterais, podendo, como refere Albuquerque e Bandeiras (2007), estar este comportamento associado à instalação de zonas de volume morto e recirculações internas, que só poderá ser comprovado com a realização de ensaios de traçagem como indicado em IWA (2000) e Albuquerque (2003a).

Do ponto de vista hidrodinâmico, os elementos de volume, entendidos como porções infinitesimais de mistura reaccional com identidade própria e com propriedades uniformes (Albuquerque (2003a)), em sistemas de fluxo pistão, como são os LM-ESSH (EPA (2003)), abandonam o sistema com tempos de residência diferente. Os estudos de hidrodinâmica efectuados em leitos deste tipo (Werner e Kadlec (2000), Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandeiras (2007), Araújo *et al.* (2008)) apontam para uma maior concentração de zonas de volume morto nas zonas periféricas do leito, e próximo do ponto de alimentação, que potenciam o curto-circuito hidráulico (*i.e.* as partículas de água acabam

por permanecer no interior do leito menos tempo do que o expectável e atingem a saída mais depressa).

As causas do aumento do volume morto nas zonas periféricas de leitos jovens não são muito bem compreendidas (EPA (1999), IWA (2000)), mas sabe-se que poderá estar relacionado com uma maior colmatação naqueles locais (Albuquerque e Bandeiras (2007)). Como consequência, normalmente aparece um aumento do curto-circuito hidráulico (Martinez e Wise (2003), Araujo *et al.* (2003)) e uma menor retenção de poluentes, com inevitável diminuição da eficiência do tratamento. A colmatação gradual do leito provoca o aumento da perda de carga do escoamento o que poderá provocar a oscilação de nível no seu interior, como observado nas medições efectuadas em Vila Fernando. Contudo, só uma monitorização mais alargada, com provocação intencional de mudança de nível e acompanhada da evolução da remoção de poluentes, poderá dar informações mais sólidas sobre as razões da oscilação de nível.

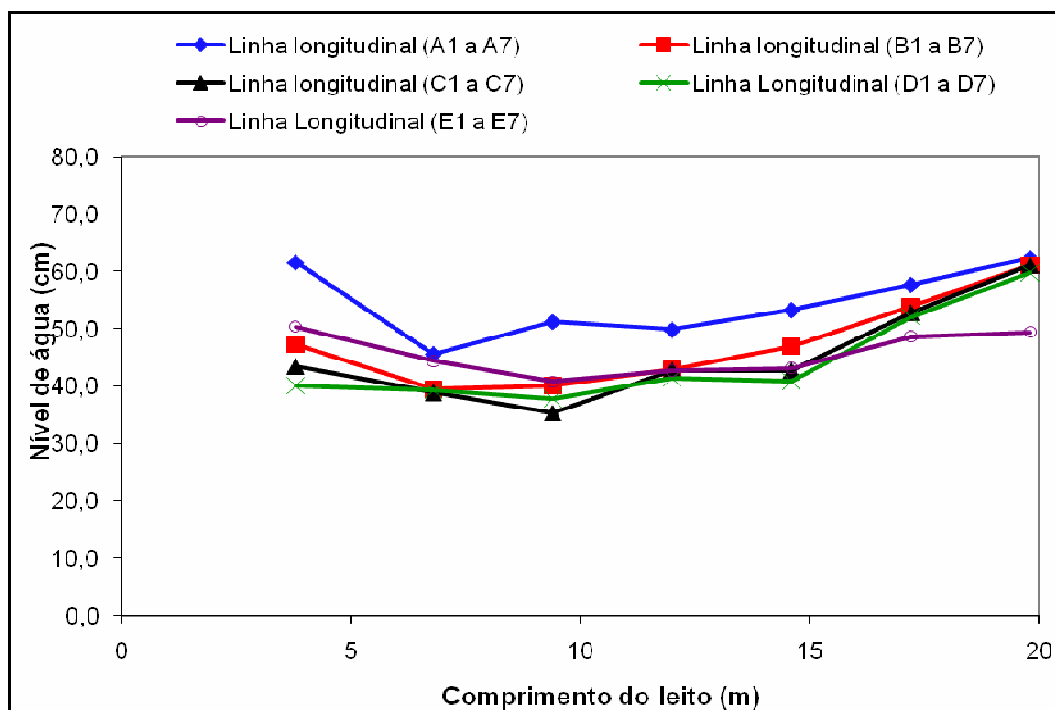


Figura 6.2 – Variação do nível de água médio nos piezómetros nas linhas longitudinais do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

Tomando os valores mais elevado e mais baixo dos níveis de água médios registados nos 35 piezómetros (31 cm e 73 cm, respectivamente) e o caudal médio registado nos meses de Novembro e Dezembro de 2008, estimou-se um intervalo de TRH entre 3 e 12 dias, que é

um período de retenção favorável para a remoção de cargas poluentes. Alguns especialistas (EPA (2000), IWA (2000), Vymazal (2003), Vymazal e Kropfelova (2008)) sugerem valores de TRH superiores a 5 dias, para promover a remoção de N-NH₄ por nitrificação (ver Tabela 2.6).

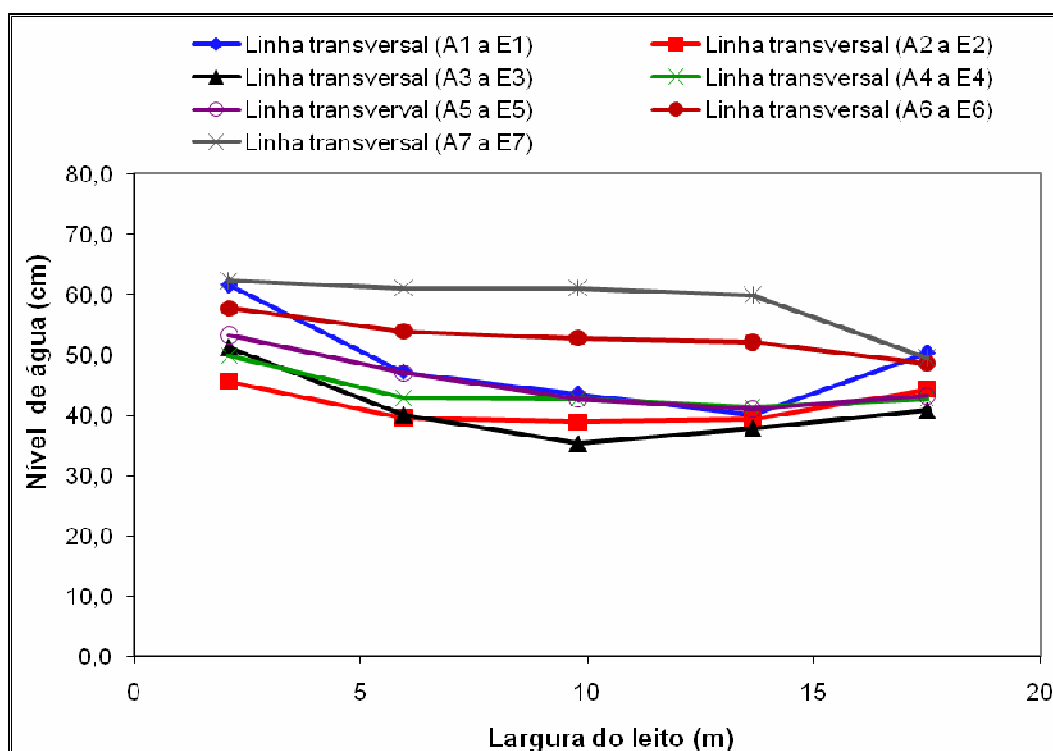


Figura 6.3 – Variação do nível de água médio nos piezómetros nas linhas transversais do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

A ocorrência de CH inferiores ao intervalo de projecto e de TRH superiores aos admitidos em projecto, verificados entre Setembro e Dezembro de 2008, foi benéfico para a remoção de matéria orgânica e de sólidos, o que é compreensível pois um maior TRH favorece as reacções de remoção (*i.e.* houve mais tempo para contacto entre a matéria orgânica e formas de azoto e fósforo com os microrganismos que os degradam). Contudo, CH baixas podem criar condições para a colmatação do leito devido à retenção excessiva de sólidos por filtração, sedimentação e precipitação, como referido por IWA (2000) e Vymazal (20003), podendo ainda contribuir para a diminuição da sua condutividade hidráulica (Relvão (1999)).

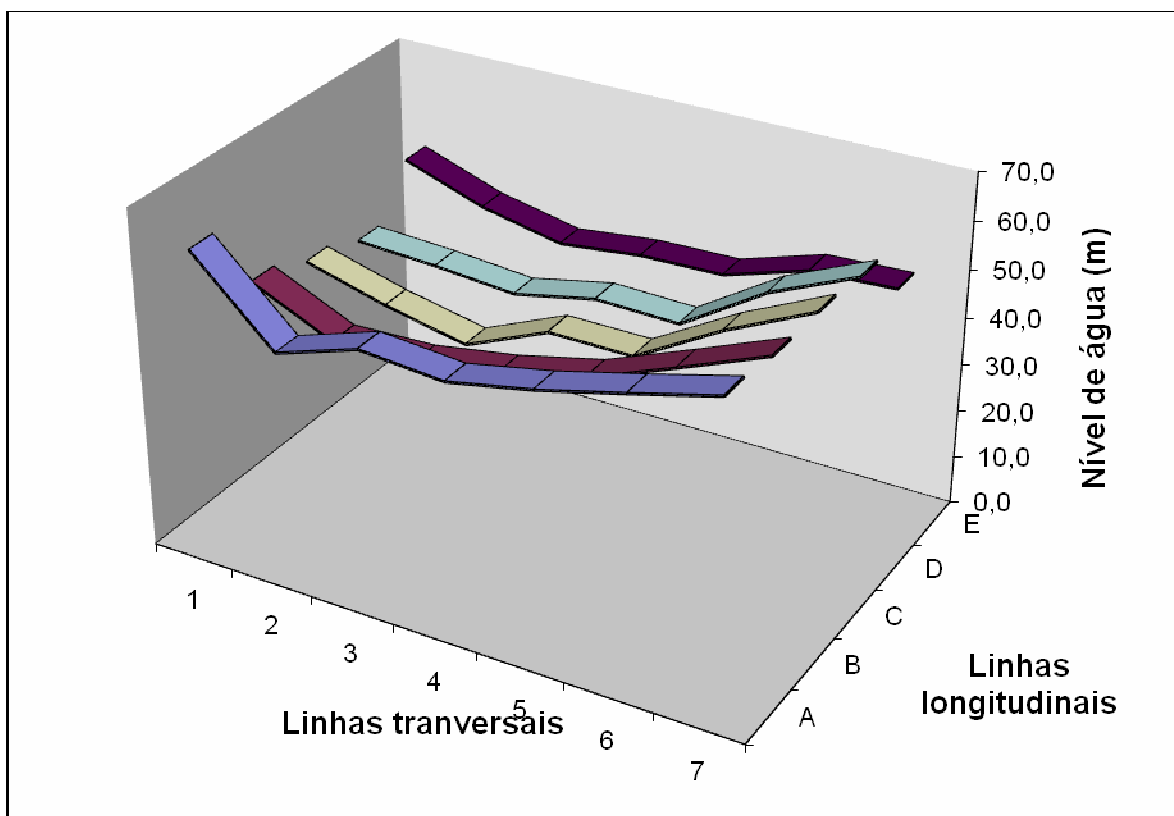


Figura 6.4 – Variação tridimensional do nível de água médio nos piezômetros do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

A ER média de CBO₅, CQO, N-NH₄ e SST até ao mês de Dezembro de 2008 foi de 80%, 75%, 21% e 79%, respectivamente, valores que, com excepção do N-NH₄, estão dentro dos limites observados em estudos nacionais e internacionais (ver Tabela 2.3). Entre Janeiro e Abril de 2009, período em que registou o acréscimo significativo de caudais pluviais, a remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos desceu significativamente, como se pode observar nas Figuras 5.3 a 5.6 e Figura 6.5, o que contribuiu para ER médias baixas no período de medição (ver Tabela 5.1). As ER para a CQO e SST, entre Janeiro e Abril de 2009, foram sempre inferiores aos valores mínimos sugeridos na Tabela 2.3 (60% para cada parâmetro), o que reflecte o efeito negativo que a entrada de pluviais teve na remoção de matéria sólida e na capacidade de filtração no leito durante aqueles meses.

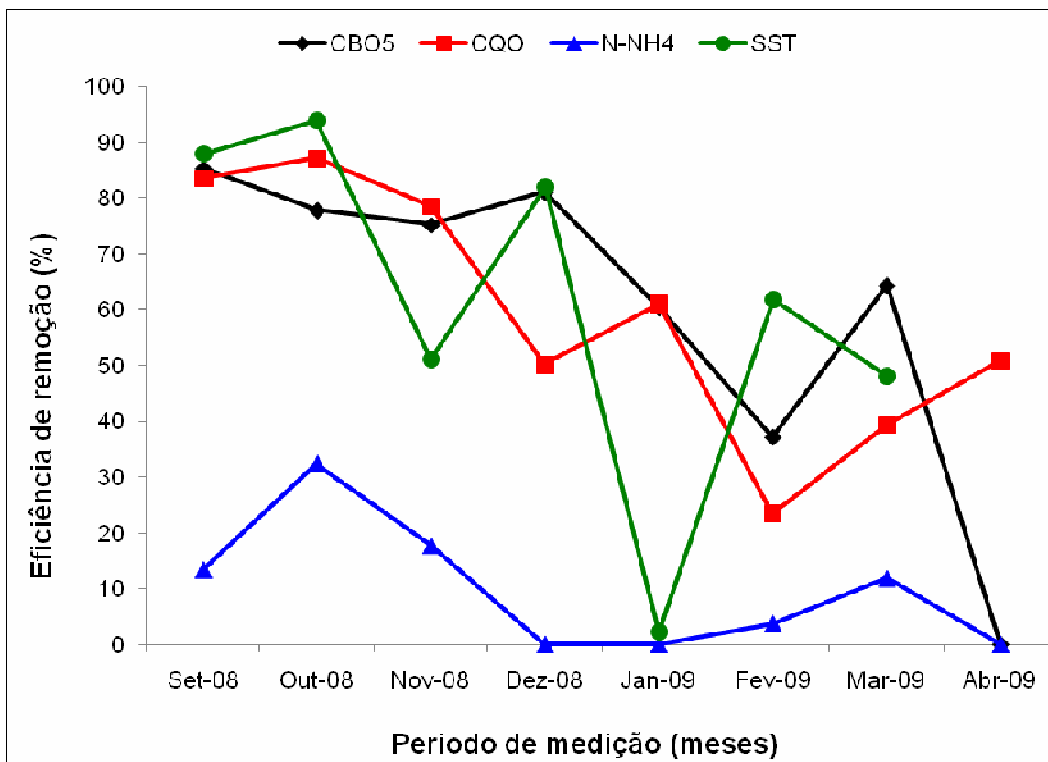


Figura 6.5 – Eficiência de remoção de CBO₅, CQO, N-NH₄ e SST ao longo do tempo no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Fase I)

Apesar do TRH ter sido relativamente elevado entre Setembro e Dezembro de 2008, e favorável para o desenvolvimento de nitrificação, as ER de N-NH₄ e N Total foram sempre inferiores aos valores mínimos sugeridos na Tabela 2.3 (40% e 50%, respectivamente), tendo caído para valores abaixo dos 25% nos meses pluviosos. Esta circunstância deverá ter estado associada ao fraco crescimento e desenvolvimento das plantas, que, de acordo com IWA (2000) e Vymazal (2003), tem uma acção importante na remoção de N-NH₄, N-NO₂ e N-NO₃, associado a um fraco desenvolvimento de nitrificantes, por entrada de afluentes muito diluídos, uma vez que os valores de pH e temperatura da água (ver Tabela 5.1 e Anexo I) e o TRH registado são favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes.

A remoção de formas de azoto (N-NH₄, N-NO₂ e N-NO₃), em especial a forma mais abundante no afluente (N-NH₄), está mais dependente da boa adesão e desenvolvimento de biofilme nitrificante nos grãos de Filtralite e raízes de plantas, bem como do bom crescimento de plantas, uma vez que os mecanismos de nitrificação/desnitrificação e a absorção pelas plantas são os principais mecanismos de remoção (EPA (1999), IWA (2000) e Vymazal (2003)). A adsorção de formas de azoto inorgânica na Filtralite, ou outra Leca similar, de acordo com Wehrle-Werk (2003), Namorado *et al.* (2004), e van Deun & van Dyck (2008), pode ser considerada muito baixa e sem expressão na globalidade do tratamento.

As concentrações efluentes de N-NH₄ e N Total, durante os nove meses de medição, excederam sempre os limites de emissão estabelecidos no Decreto-Lei n.º 236/98 (ver Tabela 2.1), com valores mais elevados nos meses pluviosos (ver Figura 5.5). A entrada de pluviais só agravou o problema.

No entanto, a remoção de P Total foi sempre superior ao mínimo desejável (> 10%) e inclusive nos meses de Setembro e Janeiro apresentou valores (35,2% e 49%) que superaram o valor máximo desejável (35%), o que se pode dever, como referido por Jensen e Krogstad (2003) e Adam *et al.* (2007), à capacidade da Filtralite para adsorver quimicamente o fósforo. Ou seja, os valores elevados observados na remoção de fósforo podem estar associados à adsorção química na Filtralite, uma vez que a remoção biológica através do biofilme que envolvia a Filtralite (absorção microbiológica) e ainda a absorção através das plantas, mecanismos que são bem fundamentados em Vymazal (2003) e Vymazal e Kropfelova (2008), não deverão ter tido grande expressão dadas as limitações já apontadas (fraco desenvolvimento de biofilme devido à entrada de afluente muito diluídos e fraco enraizamento e desenvolvimento da *Phragmites australis*).

Se o meio receptor fosse considerado zona sensível à poluição por nitratos, prevalecendo então os limites definidos no Decreto-lei nº 152/97, as concentrações médias efluentes de CBO₅, N Total e P Total excederiam em 5 mg L⁻¹, 48 mg L⁻¹ e 5 mg L⁻¹ os valores limites de emissão estabelecidos naquele diploma (ver Tabela 2.1). As remoções de CBO₅ e P Total poderiam ser melhoradas com pequenas alterações de procedimentos de operação, como por exemplo, aumentando o período de alimentação intermitente no leito, retendo o afluente por um maior período de tempo na elevatória e desvio dos caudais excedentes nos meses pluviosos.

6.2 Comparação do rendimento de tratamento com dois materiais diferentes (Fase II)

Os registos de caudais observados em ambos os leitos mostram que, no de Vila Fernando, apesar do caudal médio (31,7 m³ d⁻¹) ter sido 2,2 vezes inferior ao registado no da Capinha (69,2 m³ d⁻¹), registaram-se valores máximos mensais superiores ao máximo previsto para o ano HP em 2030 (ver Tabela 5.3 e Figura 5.9). No entanto, o caudal médio registado durante todo o período de medição à entrada do leito da Capinha excedeu entre 1,2 e 1,9 vezes o valor médio admitido em projecto para o arranque da instalação (45 m³ d⁻¹), o que não deixa de ser preocupante uma vez que a medição ocorreu cerca de ano e meio após o arranque. Em Vila Fernando, este cenário repete-se, mas apenas nos meses com maior pluviosidade (Março a Junho de 2008).

Assim, como já observado e discutido para a monitorização da Fase I (ponto 6.1), a ETAR de Vila Fernando está a receber, no início da sua exploração, caudais elevados que, nos meses mais pluviosos, chegam a superar o previsto para o ano HP (2030). A ETAR da Capinha está a receber, em média, valores superiores ao previsto para o ano de arranque, que, tendo em atenção o detectado noutros estudos elaborados pelo LSA na ETAR da Capinha (Renker (2006), Arendacz (2007) e Albuquerque *et al.* (2008)), deverá estar relacionada com contribuições agro-pecuárias e agro-industrial, de pequena dimensão, que não foram contabilizadas durante o projecto da instalação, às quais se juntam, nos períodos pluviosos, contribuições pluviais, sendo, no entanto, estas menos significativas que as observadas em Vila Fernando.

A CH média aplicada no leito da Capinha manteve-se dentro dos valores admitidos em projecto, tendo, no entanto, sido sempre superior ao valor admitido para o ano 0 (7 cm d^{-1}) e, nos meses mais pluviosos, aproximou-se do valor previsto para o ano HP (15 cm d^{-1}). No leito de Vila Fernando, nos meses pluviosos, a CH andou sempre entre os valores previstos em projecto, chegando, em Maio, a exceder em 2 vezes o valor previsto para o ano HP (26 cm d^{-1}), enquanto que nos meses menos pluviosos os valores andaram sempre abaixo do valor mínimo previsto para o ano 0 (Figura 6.6). No primeiro caso, a ocorrência de valores elevados deve-se à entrada de caudais pluviais em excesso, que não são controlados dada a inexistência de um descarregador para os volumes excedentes, enquanto que no segundo caso está associado a uma situação expectável de funcionamento em tempo seco, previsto no projecto (Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003a)), dado que nem toda a rede de Vila Fernando está ainda ligada à ETAR.

Quanto à variação do TRH (Figura 6.7), foi mais instável no leito de Vila Fernando com um valor médio (4,8 dias) abaixo do observado no da Capinha (5,8 dias) e com valores inferiores ou próximos do mínimo previsto em projecto (2 dias) nos meses mais pluviosos. Esta variabilidade e valores reduzidos terão sido responsáveis pelo menor rendimento em termos de remoção de CBO_5 , CQO, N Total, N-NH_4 e P Total observado no leito de Vila Fernando (Figuras 6.8 e 6.9).

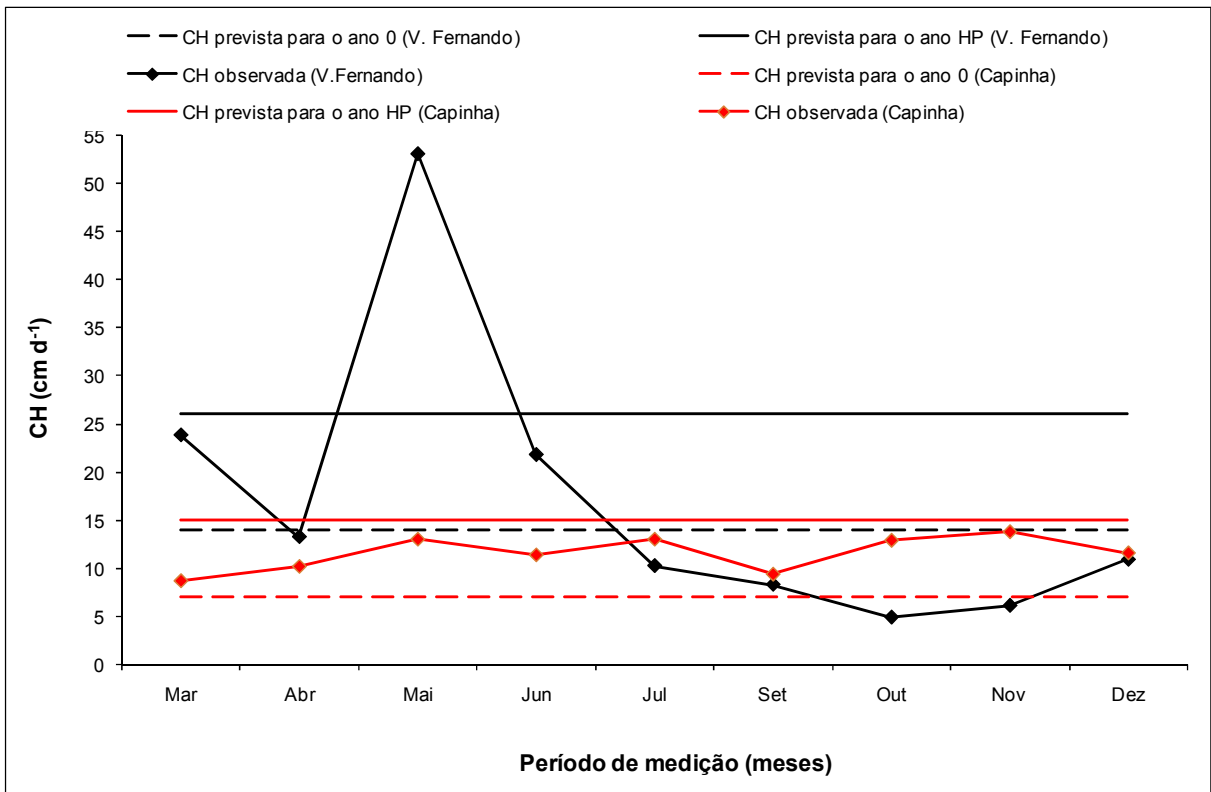


Figura 6.6 – Variação da CH nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

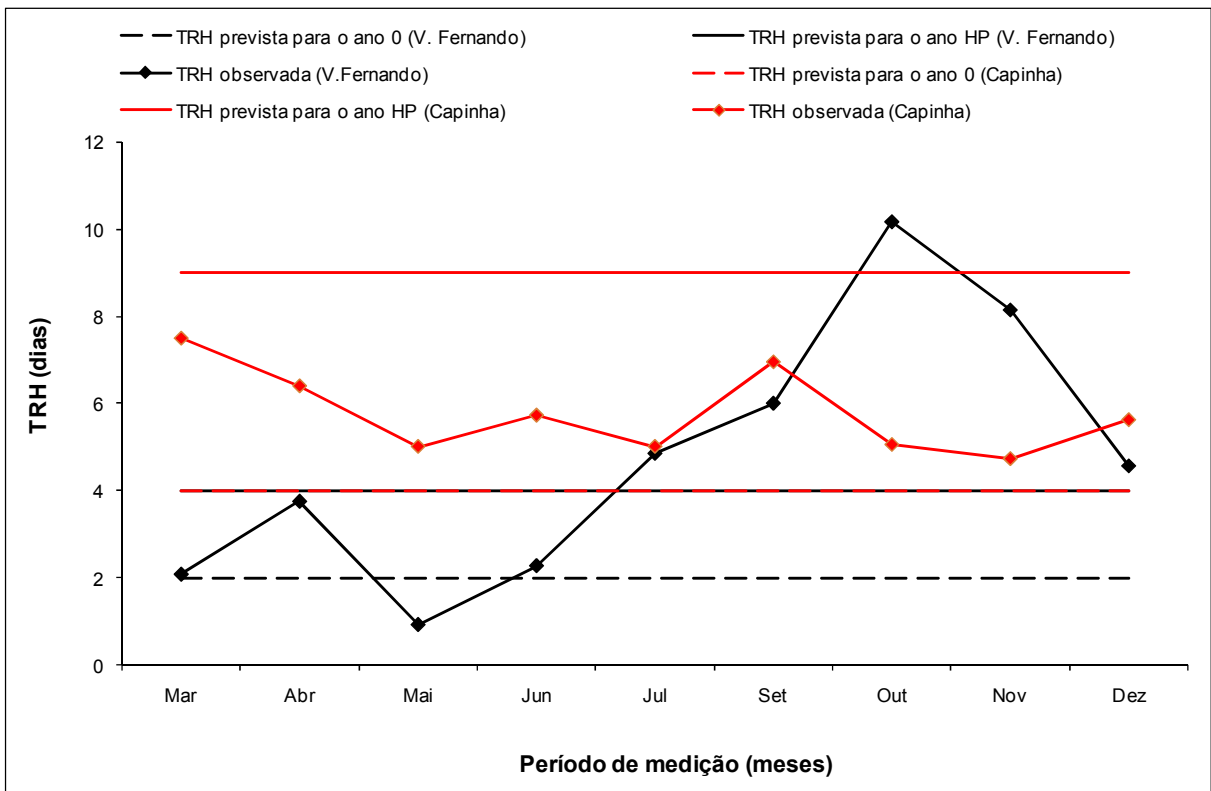


Figura 6.7 – Variação da TRH nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

De acordo com vários especialistas em LM-ESSH (ver Tabela 2.6), o TRH deverá ser superior a 5 dias a fim de serem promovidas condições para o desenvolvimento de nitrificação/desnitrificação (mecanismos de remoção biológica, que ocorrem no biofilme, e que permitem a remoção de $N-NH_4$, $N-NO_2$ e $N-NO_3$). É de realçar que os projectos de ambos os leitos consideram valores de TRH abaixo de 5 dias para o ano HP, o que dificulta, desde logo, o bom desenvolvimento de comunidades nitrificantes e desnitrificantes nos últimos anos de operação dos leitos (ou seja, a remoção de azoto por via microbiológica pode ser reduzida nos anos finais da exploração).

Em termos de capacidade de filtração, o leito com Filtralite (Vila Fernando) mostrou melhor desempenho, com uma ER média de 76,6% contra os 66,3% observados no leito com brita (Capinha), com a vantagem acrescida do leito com Filtralite apresentar uma área útil e um volume útil que são cerca de 60% e 50% do leito com brita (ver Tabela 4.1) e o crescimento das plantas ter sido deficiente. Esta circunstância estará associada à maior porosidade da Filtralite e à presença de grão com um diâmetro efectivo mais homogéneo, que, de acordo com Albuquerque (2003a), favorecem a retenção de partículas por filtração.

Enquanto que no leito com brita (Capinha) se observou uma maior estabilidade de remoção de matéria orgânica, azoto e fósforo (ver Figuras 5.12 a 5.17), no leito com Filtralite (Vila Fernando) a remoção foi mais instável, com excepção para os SST, admite-se que não devido ao material em si, mas sim a uma maior variabilidade das cargas afluentes (hidráulicas e de poluentes), em especial nos meses chuvosos, que não permitiram uma estabilização e bom desenvolvimento quer de biofilme, quer das raízes e rizomas das plantas.

Em estudos efectuados no LSA com LM-ESSH, Machado (2007) e Oliveira (2008) observaram que a utilização de Filtralite permitiu obter, num período de tempo mais curto, ER de CQO, $N-NH_4$ e SST muito superiores aos obtidos com brita e até superiores aos observados em alguns estudos internacionais. Contudo, o nível de colonização e crescimento da *Phragmites australis* era semelhante em ambos os tipos de enchimento utilizados.

Apesar da ER de matéria orgânica ter sido, em média, inferior no leito com Filtralite (74,1% para CBO_5 e 64,6% para CQO contra 95% e 67,8%, respectivamente, no leito com brita), se apenas se considerarem os meses sem contribuição pluvial excessiva (Junho a Dezembro), as ER médias sobem para 80,5% para CBO_5 e 74% para CQO, revelando já o potencial da Filtralite para a remoção de matéria orgânica, numa área útil que é cerca de 60% da área do leito com brita (ver Tabela 4.1).

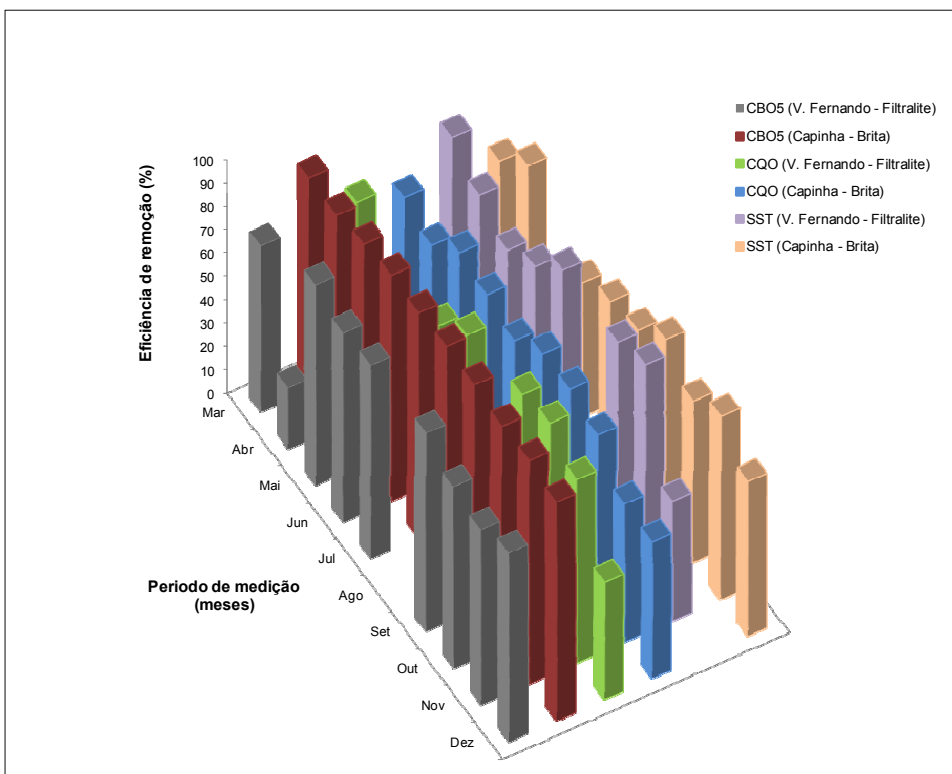


Figura 6.8 – Eficiência de remoção de CBO₅, CQO e SST ao longo do tempo nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando e Capinha (Fase II)

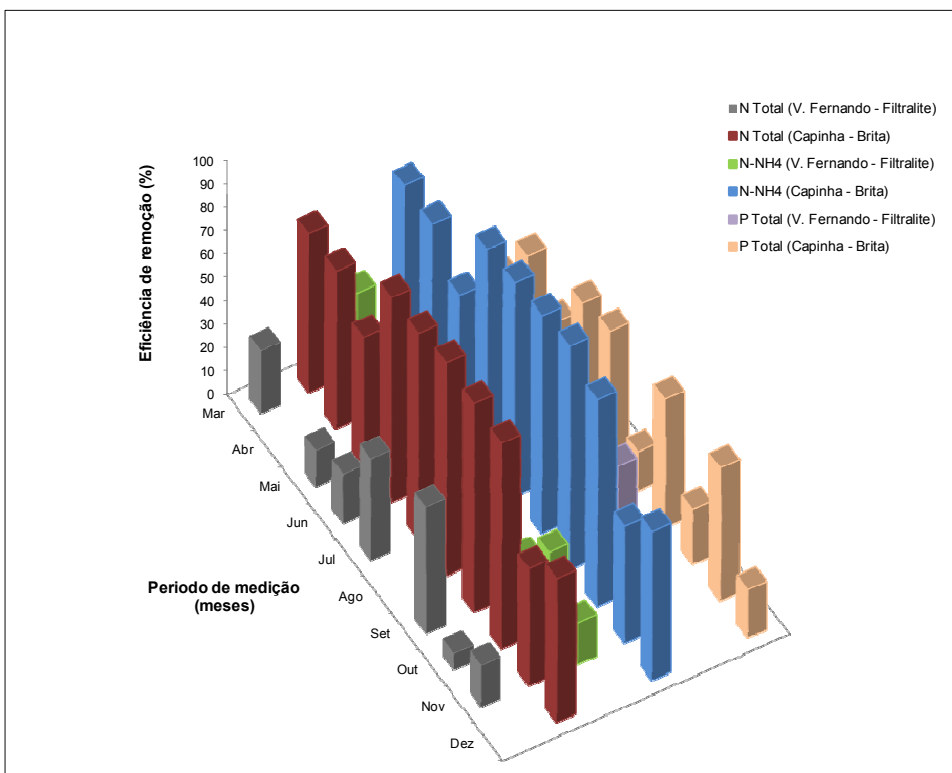


Figura 6.9 – Eficiência de remoção de N Total, N-NH₄ e P Total ao longo do tempo nos LM-ESSH das ETAR de Vila Fernando (Fase II)

Entre Março e Junho de 2008, período em que se registou o acréscimo significativo de caudais pluviais à ETAR de Vila Fernando, a remoção de matéria orgânica e azoto foi mais baixa, o que contribuiu para ER médias baixas no período de medição (ver Tabela 5.3). As ER obtidas com a Filtralite estão, no entanto, com excepção das obtidas para o N Total e N-NH₄, de acordo com os valores encontrados noutros estudos realizados em condições similares e no intervalo de valores sugeridos em manuais e estudos da especialidade (Tabela 6.1). Em relação aos resultados obtidos com brita, observam-se valores de ER de CBO₅, N Total e N-NH₄ que superam os observados em alguns estudos realizados em países mediterrâneos.

Tabela 6.1 – Eficiências de remoção obtidas em diferentes LM-ESSH para o tratamento de efluentes domésticos primários

Referência	Eficiências de remoção (%)						CH (cm d ⁻¹)	TRH (d)
	CBO ₅	CQO	N Tot	N-NH ₄	P Tot	SST		
Presente estudo (Capinha)¹⁾	95	67,8	74,6	76,7	34,8	66,3	11,5	5,8
Oliveira (2008) ¹⁾	—	76,6	—	44	—	59,2	4	5,1
El Hamouri <i>et al.</i> (2007) ¹⁾	81	80	—	10	18	80	67,9	0,6
Caselles-Osorio e Garcia (2006) ¹⁾	88	81	—	16	—	82	13,7	3,6
Gajewska and Obarska (2007) ¹⁾	89	83	70	80	—	86	8,8	6,8
Masi <i>et al.</i> (2007) ¹⁾	90	85	61	78	82	68	16,2	4,3
Presente estudo (Vila Fernando)²⁾	74,1	64,6	26,4	25,2	26,4	76,6	17	4,8
Oliveira (2008) ²⁾	—	97	—	99,3	—	78,3	3,5	5,7
Vilpas <i>et al.</i> (2005) ²⁾	94	91	46	70	95	90	5	6
Calheiros <i>et al.</i> (2007) ²⁾³⁾	50	63	23	18	—	70	6	6,8
Namorado <i>et al.</i> , (2004) ²⁾	95	—	58	75	—	—	8,2	5,7
Experiência mundial (Tabelas 2.3 e 2.6)	50 - 95	60 - 90	50 - 90	40 - 70	10 - 35	60 - 90	2 - 20	5 - 15

¹⁾ meio de enchimento utilizado: Brita

²⁾ meio de enchimento utilizado: Filtralite

³⁾ utilização de efluente de curtumes

Na Tabela 6.2 apresentam-se os valores médios das cargas aplicadas e das cargas removidas (calculadas em função da carga afluyente ou removida por unidade de área do

leito) para os vários parâmetros, sendo r_x o coeficiente de remoção ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) do parâmetro X (mg L^{-1}).

Tabela 6.2 – Variação média (\pm intervalo de confiança) ¹⁾ de cargas aplicadas e cargas removidas para os dois tipos de enchimento

Cargas		Vila Fernando (Filtralite)	Capinha (Brita)
Carga orgânica ($\text{g CBO}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Aplicada	$8,5 \pm 2,9$	$12,9 \pm 1,7$
	Removida (r_{CBO_5})	$6,4 \pm 2,6$	$12,2 \pm 1,7$
Carga orgânica ($\text{g CQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Aplicada	$20,1 \pm 6,2$	$15,5 \pm 2,8$
	Removida (r_{CQO})	$13,1 \pm 4,9$	$10,5 \pm 2,1$
Carga de azoto total ($\text{g N Total m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Aplicada	$5,7 \pm 2,8$	$1,8 \pm 0,2$
	Removida (r_{NT})	$1,5 \pm 0,7$	$1,4 \pm 0,3$
Carga de azoto amoniacal ($\text{g N-NH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Aplicada	$4,8 \pm 2,6$	$1,8 \pm 0,2$
	Removida (r_{NH_4})	$1,2 \pm 0,6$	$1,4 \pm 0,3$
Carga de fósforo total ($\text{g P Total m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Aplicada	$0,5 \pm 0,1$	$0,3 \pm 0,1$
	Removida (r_{PT})	$0,1 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,1$
Carga de sólidos ($\text{g SST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Aplicada	$4,1 \pm 1,0$	$6,1 \pm 1,3$
	Removida (r_{SST})	$3,0 \pm 0,6$	$4,1 \pm 1,1$

¹⁾ para o período de medição compreendido entre Março e Dezembro de 2008. Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95%, para os seguintes tamanhos de amostra: 9 para o leito da ETAR de Vila Fernando, 10 para o da ETAR da Capinha.

Os coeficientes de remoção por unidade de área reflectem que o leito com brita apresenta valores de r_{CBO_5} mais elevados que o leito com Filtralite, mas o cenário inverte-se para o r_{CQO} . Este resultado estará associado à biodegradabilidade do efluente orgânico que é mais biodegradável no afluente do leito da Capinha (CBO_5/CQO média de 0,83), devido às contribuições de origem doméstica, animal e agro-alimentar, e de mais difícil biodegradabilidade no afluente do leito de Vila Fernando (CBO_5/CQO média de 0,40), devido à entrada de hidrocarbonetos e PAHs (Shutes et al. (2000)) comuns nos efluentes pluviais. Ou seja, o leito com Filtralite, apesar de ter mostrado menor estabilidade no que refere ao desenvolvimento de biofilme e plantas, mostra, mesmo em situações desfavoráveis, boa capacidade para lidar com cargas orgânicas de difícil biodegradabilidade.

No que respeita ao azoto e fósforo, nota-se que os valores de r_{NH_4} , r_{NT} e r_{PT} não foram muito diferentes em ambos os leitos, mas as cargas aplicadas no leito com Filtralite foram superiores e este não mostrou capacidade para aumentar o rendimento em situação de

acréscimo de carga, pelas razões já apontadas (baixa presença de biofilme nitrificante e desnitrificante e fraca colonização da *Phragmites australis*).

As concentrações médias efluentes detectadas em ambos os leitos, com excepção do N-NH₄ e N Total no leito de Vila Fernando, não excederam os limites de emissão estabelecidos no Decreto-Lei n.º 236/98 (ver Tabela 2.1), embora se tenham observado valores excedentes para a CBO₅ e CQO em Vila Fernando nos meses pluviosos (ver Figuras 5.12 e 5.13).

Observando as Figuras 6.10 e 6.11 verifica-se que o leito da Capinha esteve, em alguns meses, sujeito a condições de carga orgânica, em especial em termos de CBO₅, superiores às previstas em projecto para o ano HP (ver Tabela 4.). No entanto, reagiu bem a esta situação, mantendo uma estabilidade funcional que lhe permitiu lidar bem com a variação de carga afluente sem perder a capacidade de tratamento, apresentado uma ER estável ao longo do tempo. Este comportamento, de acordo com Cooper e Findlater (1990) e Vymazal (2003), só é possível de manter com um bom desenvolvimento das plantas e estabilização do biofilme. O desenvolvimento homogéneo das plantas no leito, com instalação de raízes e rizomas em toda a sua área permite, por um lado, o desenvolvimento de biofilme no exterior daquelas estruturas, favorecendo a remoção de matéria orgânica e azoto (Kadlec e Knight (1996)), e, por outro lado, uma maior absorção de azoto e fósforo pelas plantas (Vymazal (2003)).

O leito de Vila Fernando, apesar de estar mais relaxado do ponto de vista de cargas orgânicas admitidas em projecto, mostrou maior instabilidade, quer em termos de coeficientes de remoção, quer de ER.

A estabilidade de LM-ESSH depende de vários factores, desde logo porque são maioritariamente anaeróbios e o oxigénio desempenha um papel importante na remoção de matéria orgânica e amónio por via aeróbia. A contribuição das plantas para oxigenar o meio através de raízes e plantas pode, de acordo com Randerson *et al.* (2005), desempenhar um papel importante na estabilidade do leito, quer do ponto de vista de remoção de poluentes, quer da hidrodinâmica. Assim, é assumido por vários especialistas (Brix *et al.* (1996), Kadlec e Knight (1996), IWA (2000) e Vymazal (2003)), que a boa estabilidade em termos de desenvolvimento de biofilme (quer agarrado ao meio de suporte, quer a raízes e rizomas) e de plantas ocorra entre o primeiro e o segundo ano após o arranque.

O leito de Vila Fernando, apesar de apresentar um material que, do ponto de vista das suas propriedades, parece ser mais indicado para garantir ER mais elevadas que a brita em menores volumes e áreas de tratamento, já comprovado nos estudos de Machado (2007) e Oliveira (2008), não mostrou, no período de monitorização realizado, ser mais competitivo

do que a brita. Esta circunstância estará associada, quer à entrada de caudais pluviais em excesso nos meses pluviosos, que não permitiam a estabilização do biofilme, quer ao fraco crescimento das plantas observado (ver Figura 6.12a). O leito de Capinha, apesar de apresentar um material com menor superfície específica que a Filtralite, demonstrou maior estabilidade no tratamento e boa resposta a cargas transientes, não pelo material em si, mas porque o leito se encontrava bem colonizado do ponto de vista das plantas (ver Figura 6.12b) e com biofilme estável.

Após a realização de uma análise de regressão entre as cargas aplicadas e as cargas removidas (Figuras 6.13 a 6.17), constatou-se existir uma relação linear com significância estatística ($p < 0.05$) para a generalidade dos resultados com brita, com coeficientes de correlação mais elevados que os obtidos para a Filtralite, tendo as correlações mais forte sido observadas para a CBO_5 e CQO. Os resultados obtidos com brita na remoção de N Total e $N-NH_4$ ultrapassam os observados por Kadlec e Knight (1996) and Vymazal e Kropfelova, (2008), que apontam para um decréscimo na ER e baixos coeficientes de correlação (inferiores a 0.5) entre cargas aplicadas e removidas para cargas de N inferiores a $3 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. As ER são também superiores aos valores normalmente apontados para LM-ESSH (cerca de 50%, de acordo com IWA (2003), Vymazal (2003), e Vymazal e Kropfelova, (2008)). Contudo, os resultados estão de acordo com as relações lineares encontradas por Ayas & Akca (2001) para cargas de azoto entre 4 e $8 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

No que respeita aos resultados com Filtralite, existe significância estatística para não rejeitar a hipótese de correlação linear para a CBO_5 , CQO, P Total e SST ($p < 0.05$), i.e., a carga orgânica, de fósforo e de sólidos, dentro do intervalo de cargas considerado, influencia as respectivas taxas de remoção, sem ter sido detectada uma estabilização dos respectivos coeficientes de remoção (i.e. o leito não esgotou a sua capacidade de remoção). Não existe, no entanto, significância estatística para correlações lineares entre as cargas de azoto aplicadas e removidas.

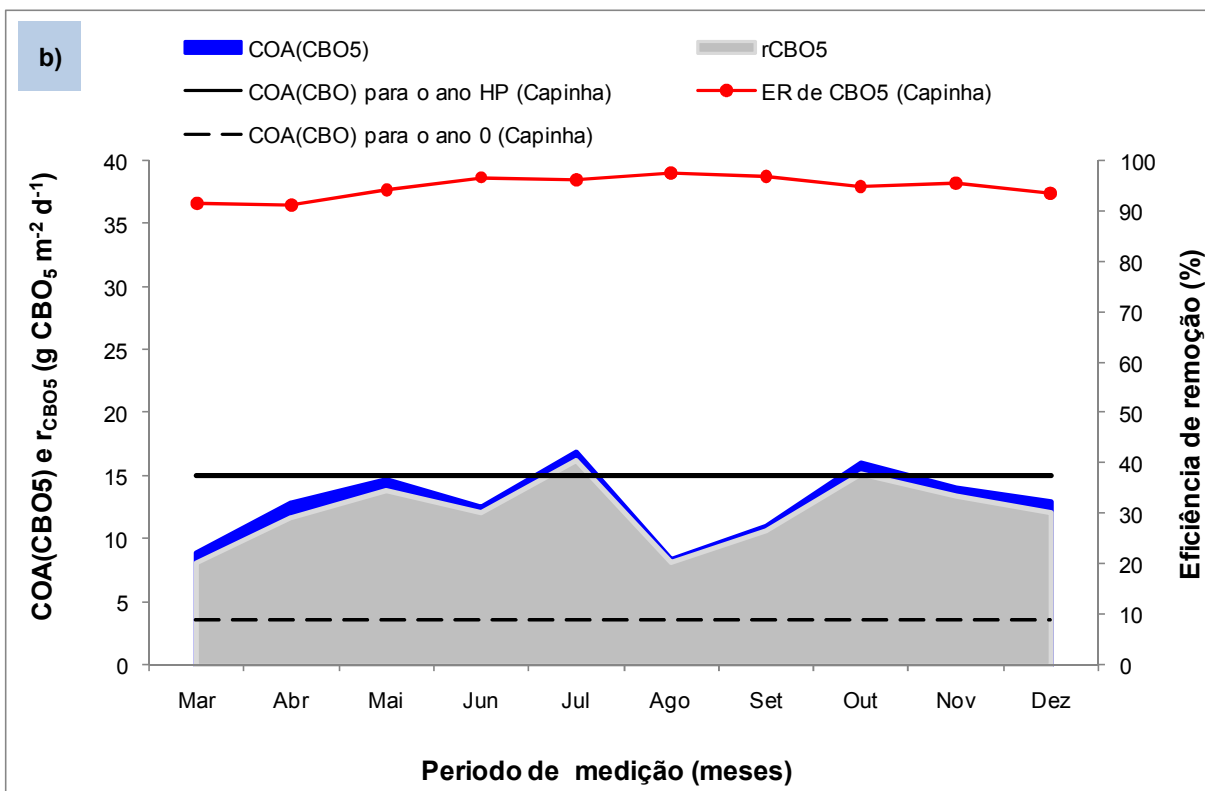
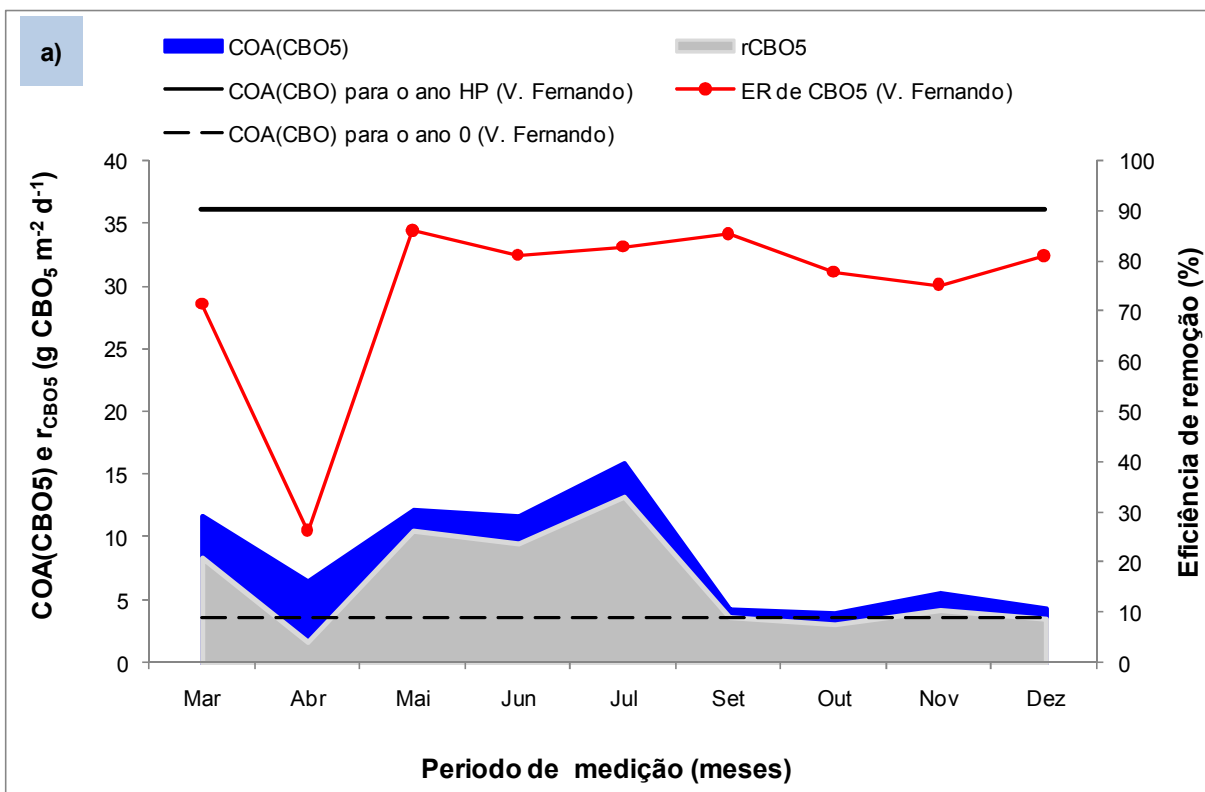


Figura 6.10 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CBO₅ no LM-ESSH ao longo do tempo (Fase II): a) Vila Fernando, b) Capinha

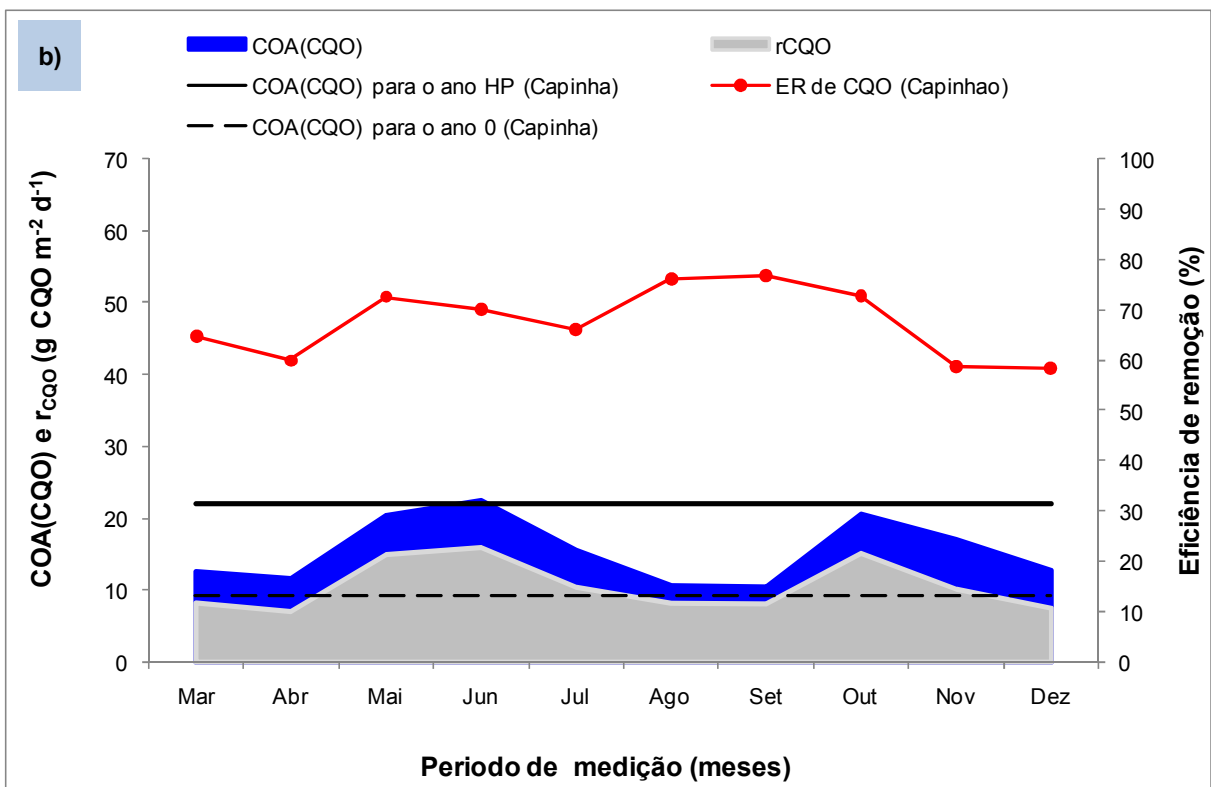
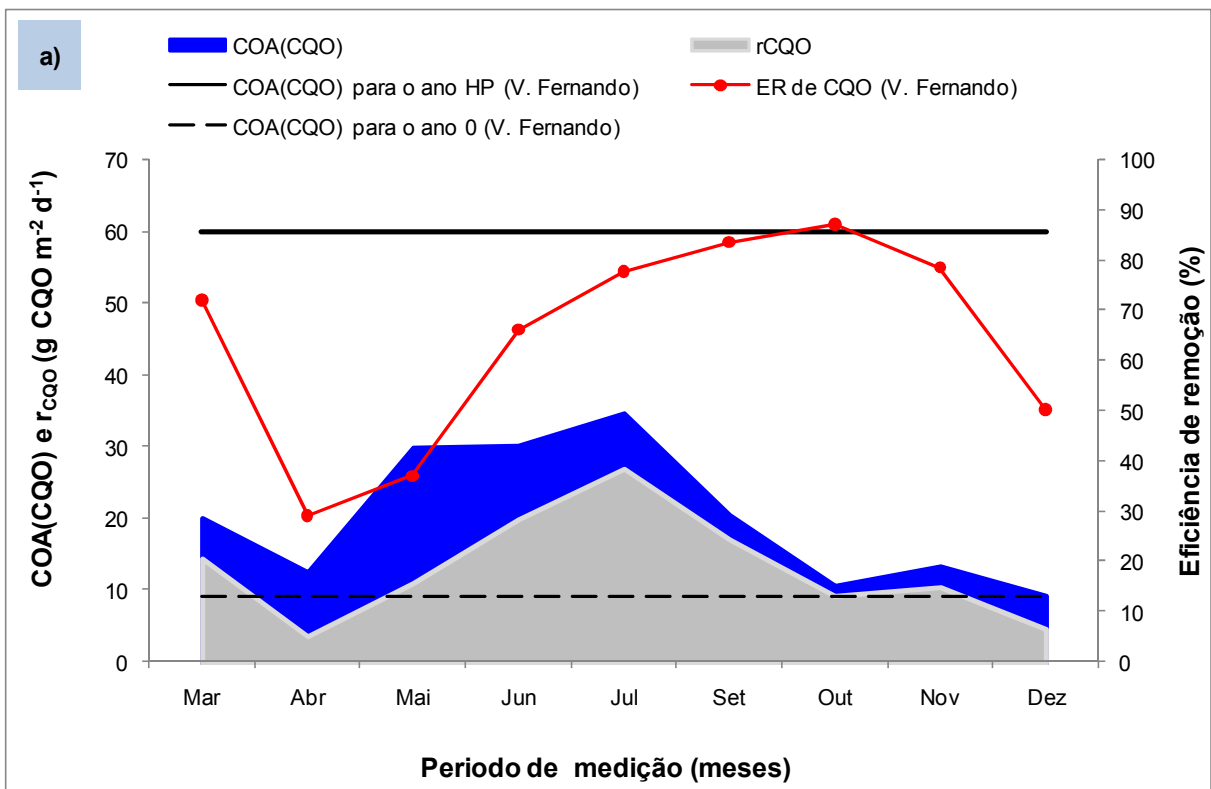


Figura 6.11 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CQO no LM-ESSH ao longo do tempo (Fase II): a) Vila Fernando, b) Capinha

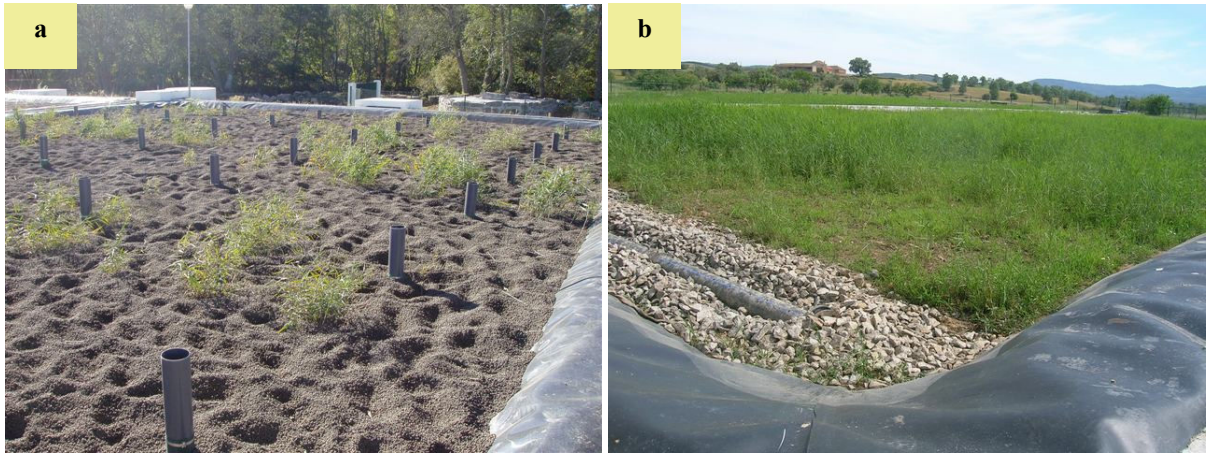


Figura 6.12 – Aspecto do desenvolvimento da *Phragmites australis* (Fase II): a) Vila Fernando, b) Capinha

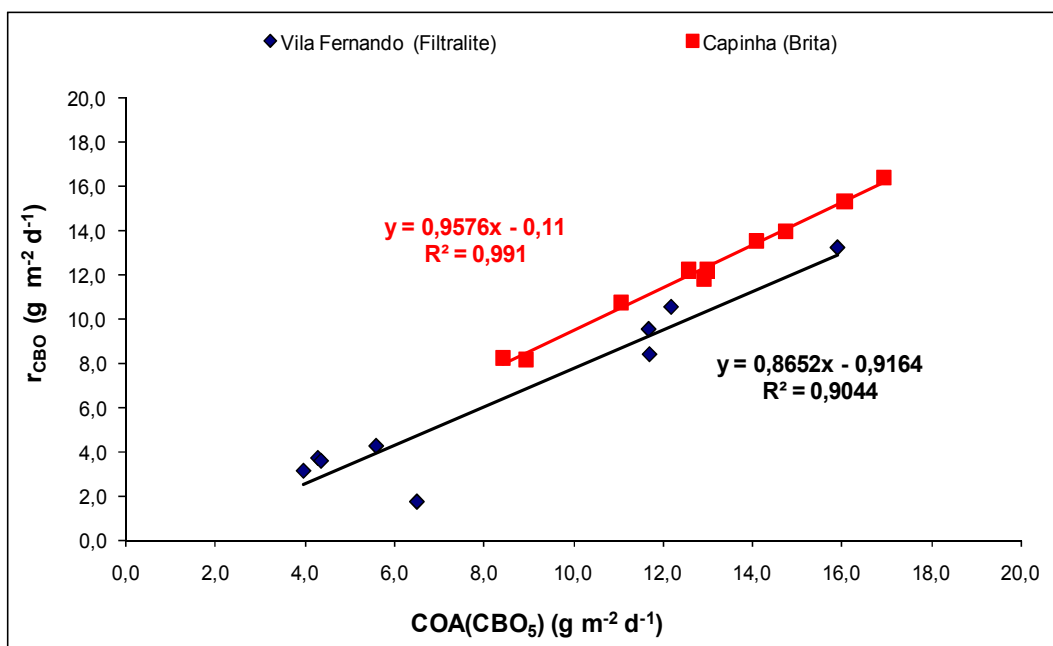


Figura 6.13 – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida, em termos de CBO₅, para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

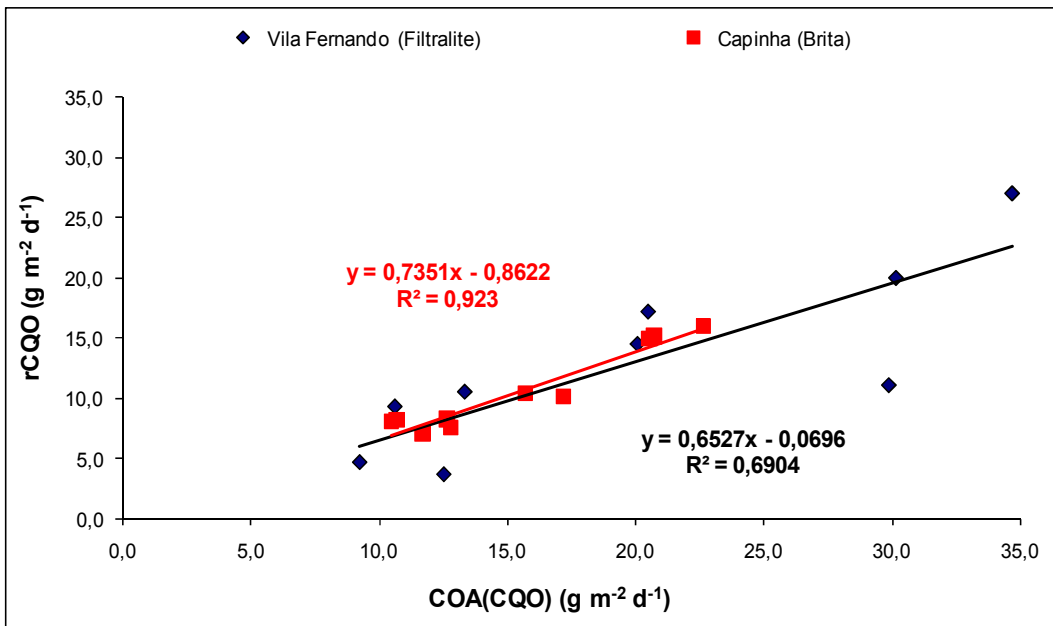


Figura 6.14 – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida, em termos de CQO, para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

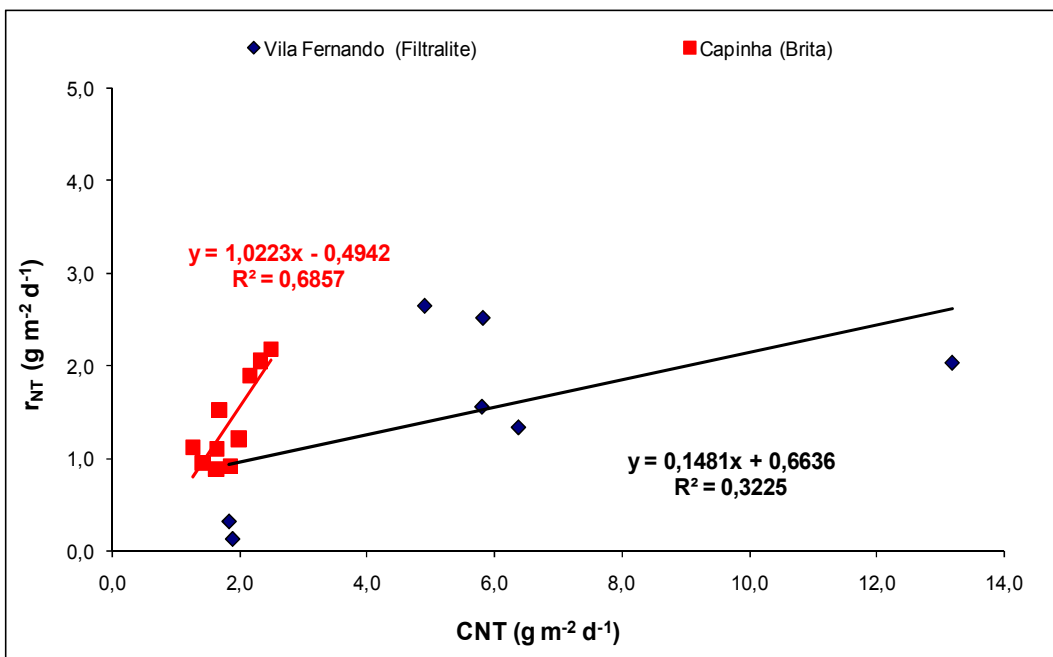


Figura 6.15 – Relação entre a carga de N Total aplicada e a carga de N Total removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

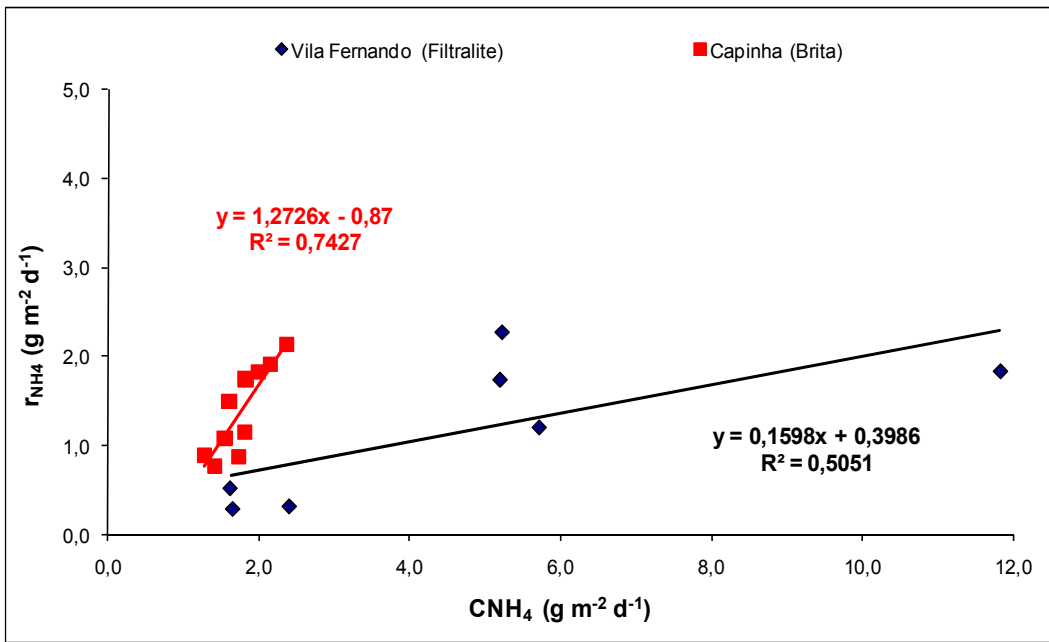


Figura 6.16 – Relação entre a carga de N-NH₄ aplicada e a carga de N-NH₄ removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

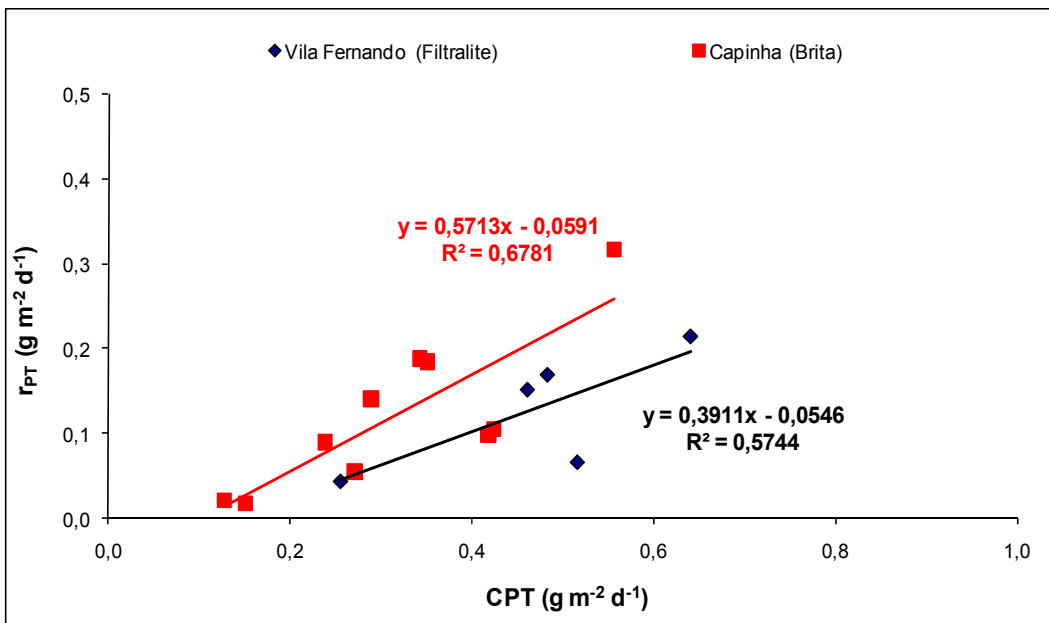


Figura 6.17 – Relação entre a carga de P Total aplicada e a carga de P Total removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

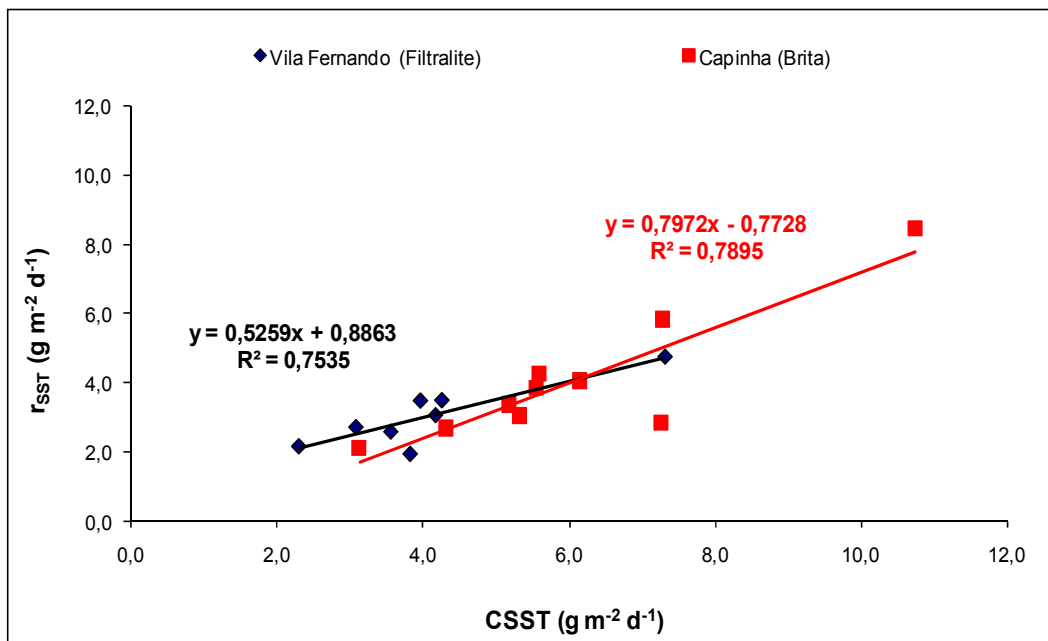


Figura 6.18 – Relação entre a carga de SST aplicada e a carga de SST removida para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

Os valores de r_{CQO} obtidos com Filtralite são até mais elevados que os reportados por Vilpas *et al.* (2005) em LM-ESSH em operação na Finlândia (3 a 10 g CQO m⁻² d⁻¹) enquanto que as ER se encontram dentro do intervalo encontrado por aqueles autores (entre 60 to 80%), embora tenham sido obtidos em climas mais frios e a temperatura pode afectar a cinética de remoção de matéria orgânica, azoto e fósforo (Grady Jr. *et al.* (1999)). Calheiros *et al.* (2007) observaram ER mais baixas (58%) em leitos com Filtralite e para TRH médios mais elevados (6.8 dias), mas para o tratamento de efluentes de curtumes.

Quanto ao r_{NH_4} , apesar das limitações já referidas, o valor médio obtido com a Filtralite (1,2 g N-NH₄ m⁻² d⁻¹) até se encontra dentro do intervalo de valores observado por Vilpas *et al.* (2005) em dois LM-ESSH (1 to 6 g N-NH₄ m⁻² d⁻¹), embora tenham observado ER mais elevadas (90 a 94%). Calheiros *et al.* (2007) observaram uma ER inferior (18%) á detectada em Vila Fernando, para TRH superiores (6.8 dias), mas para o tratamento de efluentes de curtumes, que são de mais difícil biodegradabilidade.

Quanto às formas oxidadas de azoto (N-NO₂ e N-NO₃), não se obtiveram resultados que possam discutidos neste trabalho, uma vez que as concentrações detectadas à entrada e saída dos leitos foram muito baixas. Sendo os LM-ESSH maioritariamente anaeróbios/anóxicos, a formação de nitritos e nitratos por oxidação do amónio (via nitrificação) ocorre nas zonas onde o OD está acima do 1 mg L⁻¹ (Metcalf e Edyy (2003),

Randerson *et al.* (2005)), sendo aquelas duas formas automaticamente reduzidas a azoto molecular por processos de desnitrificação (IWA (2000)).

O pH manteve-se, na generalidade do período de monitorização, dentro de valores considerados apropriados para a remoção carbonada, nitrificação, desnitrificação, oxidação anaeróbia autotrófica de amónio e desnitrificação autotrófica (entre 6,5 e 8,5, de acordo com Grady *et al.* (1999), Metcalf e Eddy (2003), Ahn (2006) e Paredes *et al.* (2007)).

A temperatura teve uma variação significativa ao longo do período de monitorização, com um valor médio mais elevado na Capinha e picos mais baixos em Vila Fernando (ver Tabela 5.3 e Figura 5.11). Afim de melhor avaliar o efeito da temperatura na remoção de matéria orgânica, azoto e fósforo traçaram-se as respectivas curvas de variação, mas apenas se obtiveram correlações lineares estatisticamente significativas ($p < 0,05$) para a CBO₅ e CQO (Figuras 6.19 e 6.20), embora para o leito com brita se tenha observado maiores coeficientes de remoção nos meses mais quentes (Junho a Outubro).

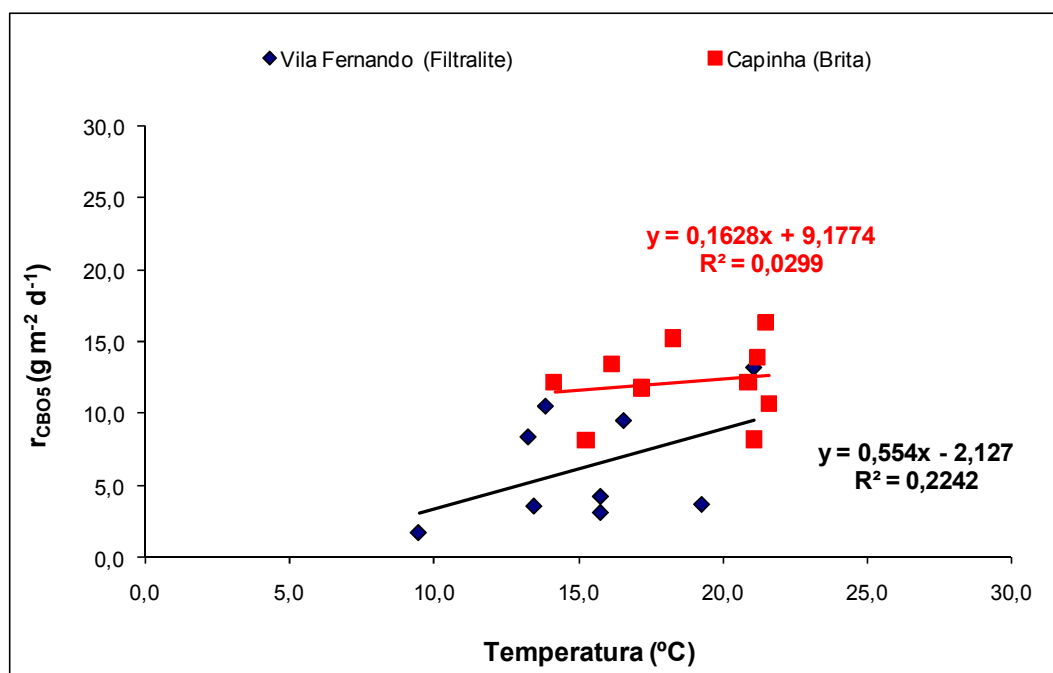


Figura 6.19 – Relação entre a CBO₅ removida e a temperatura para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

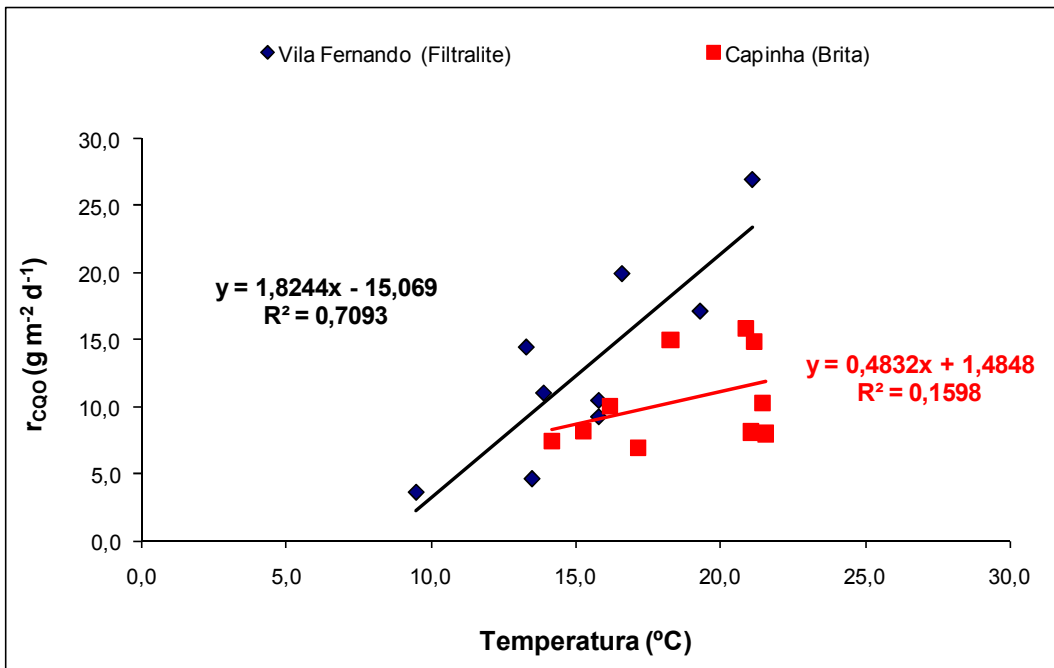


Figura 6.20 – Relação entre a CQO removida e a temperatura para os leitos de Vila Fernando (Filtralite) e Capinha (Brita)

7. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO

7.1. Conclusões

Os leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial e horizontal utilizados neste estudo, independentemente do tipo de material utilizado, ou do período de monitorização avaliado, permitiram a remoção simultânea de matéria orgânica, azoto, fósforo e matéria sólida de aglomerados urbanos de pequena dimensão, com contribuições pluviais, agro-industriais e agro-pecuárias, em alguns casos, com ER e coeficientes de remoção que superaram os observados em estudos internacionais.

A primeira fase do estudo permitiu concluir que a entrada de caudais pluviais acima dos valores utilizados para o dimensionamento do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando teve influência negativa na remoção de matéria orgânica, na remoção de azoto e na retenção de matéria sólida, mas não parece ter afectado a remoção de fósforo que terá ocorrido por adsorção e a valores que se podem considerar altos. A ocorrência de CH acima do valor previsto para o horizonte de projecto originou TRH inferiores ao valor mínimo necessário para garantir a remoção de cargas poluentes e a retenção de matéria sólida.

A entrada de cargas transientes poderá também ter contribuído para a variação significativa de nível detectada no interior do leito, contudo, são necessário ensaios de traçagem adicionais e medições de nível em condições de operação diferentes, a fim de melhor se avaliarem as razões daquela variação.

Ambos os leitos receberam afluências mais elevadas que as expectáveis, contudo, no leito com Filtralite, registaram-se caudais médios que chegaram a superar o valor considerado no projecto para o ano HP (e utilizado para dimensionar os leitos). Nos meses menos pluviosos, pelo contrário, os caudais chegaram a ser inferiores ao médio previsto no projecto para o ano de arranque. Esta variabilidade foi responsável pela instabilidade do tratamento registada neste leito e pelas mais baixas ER observadas para a CBO₅ e formas de azoto, uma vez que a adesão e desenvolvimento de biofilme, e o desenvolvimento e enraizamento de plantas, é mais difícil de assegurar com variações acentuadas de CH e de TRH, bem como da entrada de efluente diluído.

Contudo, a remoção de fósforo e a capacidade de filtração não foram significativamente afectadas em relação ao observado no leito com brita. Por outro lado, os coeficientes de remoção de CQO obtidos indicam que a Filtralite tem um bom potencial para a remoção de

compostos orgânicos de difícil biodegradabilidade, inclusive nas condições adversas referidas.

O leito com brita apresentou maior estabilidade durante o período analisado, quer em termos de cargas aplicadas, quer em termos de cargas removidas, apresentando ainda um mais robusto desenvolvimento de plantas, que lhe permitiu apresentar ER e coeficientes de remoção de matéria orgânica e formas de azoto que superam as observadas em estudos internacionais. Quando a carga orgânica aplicada superou o valor máximo admitido em projecto, o leito reagiu satisfatoriamente aumentando proporcionalmente o coeficiente de remoção, o que demonstra o dinamismo deste tipo de sistema perante situações adversas.

Observou-se uma relação linear com relevância estatística entre cargas aplicadas e removidas para todos os parâmetros para o leito com brita, mas no leito com Filtralite apenas a remoção de matéria orgânica, fósforo e matéria sólida parece ser proporcional à carga aplicada.

No que respeita aos limites de emissão, apenas se detectaram concentrações efluentes de N-NH₄ e N Total mais elevadas do que os valores estabelecidos no Decreto-Lei n.º 236/98 no leito com Filtralite, com valores mais elevados nos meses pluviosos, que estão relacionados com o fraco crescimento e desenvolvimento da *Phragmites australis* e o baixo TRH que não é favorável ao desenvolvimento de espécies nitrificantes.

Nestes termos, contrariamente ao esperado, a Filtralite, apesar de apresentar uma maior superfície específica do que a brita, o que poderá favorecer o desenvolvimento de biofilme estável com capacidade para remover matéria orgânica, azoto e fósforo, não teve um bom desempenho na remoção de azoto em Vila Fernando, não pelo material em si, mas pelo deficiente desenvolvimento de biofilme e enraizamento da *Phragmites australis* que, ano e meio após o arranque, não conseguiu atingir os níveis observados no leito com brita da Capinha. Contudo, os resultados obtidos na remoção de matéria orgânica, fósforo e matéria sólida, tendo em atenção o menor volume utilizado para tratamento (menos 50% do utilizado no leito com brita), fazem admitir que, uma vez controlados os caudais anormais nos meses pluviosos e aumentada a colonização com a *Phragmites australis*, as ER e as taxas de remoção poderão ser mais elevadas do que as observadas com a brita.

Ou seja, a utilização de material com maior superfície específica com o objectivo de aumentar o rendimento de sistemas de tratamento por LM só terá sucesso se outros parâmetros, como as características do afluente, as cargas hidráulica, orgânicas e de sólidos, o TRH e o crescimento e desenvolvimento de plantas forem adequadamente controlados.

7.2. Perspectivas de trabalho futuro

Seguidamente resume-se os trabalhos complementares que poderiam dar continuidade a este estudo:

- Avaliação antecipada das contribuições pluviais afluentes à ETAR de Vila Fernando, a fim de serem tomadas medidas de protecção aos leitos ou de serem redefinidos procedimentos de operação.
- Realização de ensaios de traçagem a fim de localizar e avaliar a extensão de zonas de volume morto.
- Realização de uma campanha de medição de níveis mais alargada, com provocação intencional de mudança de nível e acompanhada da monitorização de parâmetros de qualidade, a fim de melhor avaliar o seu efeito na remoção de poluentes.
- Realização de uma campanha de monitorização mais longa, utilizando leitos com Filtralite e com brita, colonizados e não colonizados com plantas, a fim de avaliar a influencia das plantas na remoção de poluentes.
- Modelação matemática da remoção de substratos utilizando modelos como o Aquasim ou o GPS-X.
- Estudo da remoção de microrganismos patogénicos.

8. BIBLIOGRAFIA

- Ádám, T. Krogstad, L. Vråle, A.K. Søvik and P.D. Jenssen (2007), Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite Pbatch and column experiments with synthetic P solution and secondary wastewater, *Ecol. Eng.*, V. 29, 200–208
- Ahn Y. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, V. 41, 1709–1721
- Albuquerque A. e Bandejas R. (2007). Analysis of hydrodynamic characteristics of a horizontal subsurface flow constructed wetland. In Water Pollution in Natural Porous Media at Different Scales, L. Candela, I. Vadillo, P. Aagaard, E. Bedbur, M. Trevisan, M. Vanclooster, P. Viotti & J. Lopez-Geta (Eds.), Instituto Geologico Y Minero de Espana, Serie nº 22: Hidrogeologia Y Aguas Subterraneas, Madrid, Espanha, pp. 329-338.
- Albuquerque, A. (2003a): Contribuição para o estudo da remoção de residuais de carbono em filtros biológicos de leito imerso e fluxo descendente. Tese de doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 441 pp
- Albuquerque A. (2003b). Tratamento de águas residuais, 2ª versão, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 167 pp.
- Albuquerque A., Arendacz A., Obarska–Pempkowiak H., Borges M. e Correia M. (2008). Simultaneous removal of organic and solid matter and nitrogen in a SSHF constructed wetland in temperate Mediterranean climate. 12th International Conference on *Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008)*; Universidade de Khon Khaen, Tailândia, 12 pp.
- Amado L. (2007). Sistemas de tratamento de águas residuais por zonas húmias artificiais em Portugal continental. Tese de mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, 196 p.
- APHA (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19ª Edição, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC, EUA, 1 220 pp.

-
-
- Araújo A., Sousa, E. e Albuquerque A. (2008). Longitudinal dispersion in a horizontal subsurface flow constructed wetland: a numerical solution. *ANZIAM Journal*, Vol 50, 339-353.
 - Arendacz C. (2007). Evaluation of the design and performance of the Capinha constructed wetlands. PhD report, LSA, DECA, UBI, Covilhã, Portugal, Setembro de 2007, 49 pp.
 - Armstrong, J. e Armstrong, W. (1990). Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In The use of constructed wetlands in water pollution control. Cooper PF and Findlater BC (Eds.). Oxford Pergamon Press, Londres, Reino Unido, pp. 529–533.
 - Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003b). ETAR da Capinha - Empreitada de Saneamento 9. Memória descritiva. Projecto de execução. Subsistema do Concelho do Fundão. Vol. I, Tomo 4, Maio de 2003, Consórcio Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas, Lisboa.
 - Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003a). ETAR do Albardo / Vila Fernando - Empreitada de Saneamento 11. Memória descritiva. Projecto de execução. Subsistema do Alto Zêzere. Vol. I, Tomo 4, Abril de 2003, Consórcio Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas, Lisboa.
 - Bastian, R.K. e Hammer, D.A. (1993). The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. In Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, CRC Press, Florida, EUA.
 - Brix H., Sorrell B. e Schierup H. (1996). Gas fluxes achieved by in-situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 54, 151-163.
 - Cabral, U. (2004). Caracterização e optimização de sistemas de tratamento de águas residuais por leitos de macrófitas, no Distrito de Castelo Branco. Relatório do trabalho fim de curso, Escola Superior Agrária, Castelo Branco, Portugal.
 - Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2008). The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *Phragmites australis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* V. 55, 3, 404-414.
 - Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, V. 41, 8, 1790-1798.

-
-
- Caselles-Osorio A. e García J. (2006). Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter. *Water Res.* V. 40, 19, 3603–3611.
 - Chazarenc F., Merlin G. and Gonthier Y. (2003). Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, V. 21, 165-173.
 - Cooper, P.F. e Findlater, B.C. (1990). Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon Press, Nova Iorque, EUA, 605 pp.
 - Cortés J., Herrera A., Méndez V., Hernández G., Robles J. e Rivera E. (2006). Uso de arcilla natural en el tratamiento del agua residual de la industria de celulosa. XV *Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*, 24 a 26 de Maio de 2006, EXPO Guadalajara, Espanha.
 - Crumpton (2000). Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds. The importance of a watershed scale approach. *7th International IWA Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Lake Buena Vista, Florida, EUA.
 - Davies, T.H., Watson, J.T. e Jenkins D.B. (1990). Treat ability assessment of industrial wastes by a portable wetland unit. In Constructed Wetlands In Water Pollution Control. WRc Swindon, Wiltshire, Reino Unido.
 - DGA (1989). Manual de tecnologias de saneamento básico apropriado para pequenos aglomerado. DGA/MA, Lisboa, Portugal.
 - Dias, S. (1998). Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leitos de macrófitas. *Boletim de Biotecnologia*, nº 60. IST, Lisboa, Portugal
 - Dias, V., Inácio, M., Pacheco, P., Lopes, J., Correia, P. e Soutinho, E. (2000). Fito-ETAR's: Pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. *Águas e Resíduos*, nº 12.
 - El Hamouri, B., Nazih, J. e Lahjouj, J. (2007). Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. In *MEDAWATER International Conference on Sustainable Water Management, Rational Water Use, Wastewater Treatment and Reuse*, 8 a 10 de Junho de 2006, Marraqueche, Marrocos
 - Esteves F. (1998). Fundamentos de Limnologia, 2ª Edição Interciência, FINEP, Rio de Janeiro, Brasil. 575 pp.

-
-
- EPA (1999). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Ref. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, EUA, 166 pp.
 - Gajewska M. & Obarska-Pempkowiak H. (2007). Nitrogen pathways during sewage treatment in constructed wetlands: seasonal effects. In Environmental Engineering, Pawloski, Dudziriska & Pawloski (Edts.), Taylor Francis, Londres, Reino Unido, 1-78.
 - Geary, P. M. e Moore, J. A. (1999). Suitability of a treatment wetland for dairy wastewaters. *Water Science and Technology*, V. 40, 3, 179-185.
 - Grady Jr W., Daigger G. e Lim H. (1999). Biological wastewater treatment. 2ª Edição, Marcel Decker, Basel, Suíça, 1 076 pp.
 - Haberl, R. (1999). Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. *Water Science and Technology*, V. 40, 3, 11-17.
 - Galvão A. e Matos J. (2006). Leitões de macrófitas: uma alternativa sustentável para o tratamento de efluentes de pequenos aglomerados. *I Encontros Técnicos em Gestão e Tratamento de Água*, BIOTEMPO Consultoria, Braga.
 - Ghada G. El Refaie e Ahmed Rash (2004). Microcosm constructed wetland for improving mixed irrigation water of El Salam Canal, Egypt. In *INTECOL 7th International Wetlands*, Utrecht 2004, Holanda.
 - Husband, J.D., Martin C.D. e Johnson, K.D. (2000). A Review of Constructed Wetland Treatment Technology for Industrial Wastewater Treatment. In: *Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lake Buena Vista, Florida, EUA.
 - INAG (2001a). Programa nacional para o uso eficiente da água. ISA/LNEC, Instituto da Água, MAOT, Lisboa, 210 pp.
 - INE (2007). Anuário estatístico de Portugal. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 624 pp.
 - INE (2001). Censos 2001 – Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 648 pp.
 - IWA (2000). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. Scientific and Technical Report No. 8, International Water Association, Londres, Reino Unido.

-
-
- Iweme, A., Raby, D. e Lesavre, J. (2005). Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantes de macrophytes - Guide pour la conception et la réalisation. Versão nº1. Agence de l'eau, França.
 - Jenssen, P.D., Krogstad, T. (2003). Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. Mander, U., Jenssen, P.D. (Eds.), International Series on Advances in Ecological Sciences. WIT Press, Londres, Reino Unido.
 - Kadlec, R.H. e Knight, R.L., (1996). Treatment wetlands, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EUA.
 - Kowalik P., Mierzejewski M., Obarska – Pempkowiak H. e Toczyłowska I. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment from small communities, Technology University of Gdansk, Gdansk, Polónia.
 - Korkusuz E. (2005). Manual of practice on constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in Mediterranean countries. Technical report AVKR 5, MED-REUNET, Creta, Grécia, 300 pp.
 - Langergraber G. (2004). The role plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands – A simulation study. In *9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 26 Setembro a 1 de Outubro, Avignon, França.
 - Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A. e Gersberg, R. (2001). Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 18, 2, 157-171.
 - Machado C. (2007). Estudo da remoção de azoto em leitos de macrófitas de alimentação subsuperficial e fluxo horizontal. Estágio de Final de Curso, ESA, IPCB, Castelo Branco, Portugal, 92 pp.
 - MAOT (2000). PEAASAR I - Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2000 – 2006), Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa, 143 pp.
 - MAOT (2007). PEAASAR II - Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2007 – 2013), Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa, 2007, 172 pp.

-
-
- Marecos do Monte H. e Albuquerque (2009). Reutilização de águas residuais. Guia Técnico 11, IRAR, Lisboa, 363 pp.
 - Martinez C. e Wise W. (2003). Analysis of constructed treatment wetland hydraulics with the transient storage model OTIS. *Ecological Engineering*, V. 20, 3, 211-222.
 - Masi F., Martinuzzi N., Bresciani R., Giovannelli L., e Conte G. (2007). Tolerance to hydraulic and organic load fluctuations in constructed wetlands. *Wat. Sc. Techn.*, V. 56, 3, 39-48.
 - Maxit (2004). ETAR do Albardo/Vila Fernando - Empreitada de Saneamento 11. Memória descritiva. Projecto de execução. Subsistema de Vale do Mondego e Alto Zêzere. Maxit, Avelar.
 - Metcalf e Eddy. (2003). Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. Fourth edition. McGraw-Hill, Nova Iorque, EUA.
 - Namorado, A., Figueiredo, A., Cunha, S., Mateus, D., Pinho, H., 2004. Utilização de zonas húmidas artificiais para a remoção de azoto de efluentes urbanos. *Tecnologia da Água*, Edição I, pp. 30–35.
 - Nuttall, P.M., Boon, A.G. e Rowell, M.R. (1997). Review of the design and management of constructed wetlands. Report 180, Construction Industry Research and Information Association, Londres, Reino Unido.
 - Oliveira J. (2008). Estudo da influência do material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos em leitos de macrófitas do tipo ESSH. Tese de Mestrado de Engenharia Sanitária, Universidade Nova de Lisboa, Monte de Caparica, Portugal, 125 pp.
 - Paredes D., Kusch P., Mbwette T., Stange F., Müller R. e Köser H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. *Eng. Life Sci.*, V. 7, 1, 13–25.
 - Randerson P., Jordan, G. e Williams H. (2005). The role of willow roots in sub-surface oxygenation of vegetation filter beds – mass spectrometer investigations. *Wastewater Treatment in Wetlands*, 10 – 17 Setembro, Starbienino, Polónia, 159-165.
 - Relvão, A. (1999). Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitos de macrófitas emergentes. Comissão Coordenação Desenvolvimento Regional do Centro, Coimbra, Portugal.

-
-
- Renker M. e Albuquerque A. (2007). Evaluation of the influence of loading conditions on the simultaneous removal of organic matter and nitrogen in SSHF constructed wetlands. *World Environmental & Water Resources Congress*, 15 a 19 de Maio de 2007, Tampa, Florida, EUA, 12 pp.
 - Renker M. (2006). Evaluation of the organic carbon, nitrogen and solid matter removal in constructed wetlands. BSc Thesis, University Duisburg – Essen, Alemanha, 65 pp.
 - Rodrigues, J., Galvão, A., Matos, J. e Heath, P. (2004). Sustainable Sewage Solutions for Small Agglomerations. *Water Sci Technol.* V. 52, 12, 25-32.
 - Romero, J.A., Comin, F.A. e Garcia, C. (1999). Restored wetlands as filters to remove nitrogen. *Chemosphere*, V. 39, 2, 323-332.
 - Sakadevan, K., Huang Zheng e Bavor, H. J. (1999). Impact of heavy metals on denitrification in surface wetland sediments receiving wastewater. *Water Science and Technology*, V. 40, 3, 349-355.
 - Seidel, K (1955). Die Flechtbinse *Scirpus lacustris*, Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Volkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung, *Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung*, pp. 37–52.
 - Shutes, R.B.E, Rewitt, D.M., Scholes, L.N.L., Forshaw, M. e Winter, B. (2000). An experimental constructed wetland system for the treatment of highway runoff in the UK. *Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lake Buena Vista, Florida, EUA.
 - Thorén, A.-K., Legrand, C. e Herrmann, J. (2003). Transport and transformation of de-icing urea from airport runways in a constructed wetland system. *Water Science and Technology*, V. 48, 5, 283-290.
 - Tjihuis, L., van Loosdrecht, M. e Heijnen, J. (1994). Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnology Bioengineering*, V. 44, 595-608.
 - Vaccaa G., Wandb H., Nikolausza M., Kuschka P. e Kästner M. (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Res.*, V. 39, 7, 1361-1373.
 - van Deun, R., van Dyck, M. (2008). Expanded clay and lava rock as potential filter media for nutrient removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *SWS*

Society of Wetland Scientists European Chapter Meeting, 29th June – 3rd July 2008, Kuressaare, Saaremaa, Estonia, 23 pp.

- Vilpas, R., Valve, M., Raty, S. (2005). Report from the pilot plants in Finland. Technical report, Syke, MAXIT-Norden, Filandia, 48 pp.
- Vandevivere P., Bianchi R. e Verstraete W. (1999). Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 72, 4, 289 – 302.
- Vymazal, J. (2003). Types of constructed wetlands. *Proceedings International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, Lisboa, Portugal, 8 e10 de Maio, 35-79.
- Vymazal, J. (2005). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, V. 25, 5, 475-477.
- Vymazal, J., Kropfelova, I. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Series of Env. Pollution 14, Springer, Alemanha, 566 p.
- Wehrle-Werk (2003). BIOMEMBRAT-plus. Commercial information material. Wehrle-Werk AG, Emmendingen, Alemanha.
- Werner, T. e Kadlec, R. (2000). Wetland residence time distribution modelling. *Ecol. Eng.*, V. 15, 77–90.

ANEXOS

ANEXO I

Resultados da monitorização do LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando
(Setembro de 2008 a Abril de 2009, Fase I)

Tabela I.1 – Variação de caudal e parâmetros de qualidade no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Setembro de 2008 a Abril de 2009, Fase I)

Mês	Caudal (m ³ d ⁻¹)	Pontos de amostragem	pH	Temp. (°C)	CQO (mg L ⁻¹)	CBO ₅ (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	N total (mg L ⁻¹)	NH ₄ (mg L ⁻¹)	NO ₂ (mg L ⁻¹)	NO ₃ (mg L ⁻¹)	P total (mg L ⁻¹)
Set-08	15,56	Afluente da LM	7,0	19,3	548,00	115,00	82,80	66,80	131,00	64,30	0,10	0,10	12,90
		Efluente da LM	7,5	19,9	90,00	16,90	10,00	4,40	60,30	55,70	0,10	0,10	8,36
Out-08	9,20	Afluente da LM	7,1	15,8	481,00	180,00	104,80	86,00	85,00	73,40	0,10	0,10	11,50
		Efluente da LM	7,3	16,0	62,00	40,00	6,40	5,20	79,00	49,70	0,10	15,30	9,51
Nov-08	11,48	Afluente da LM	7,3	15,8	484,00	203,00	139,00	121,00	66,20	60,00	0,10	0,10	—
		Efluente da LM	7,3	17,0	104,00	50,40	68,00	44,00	54,54	49,40	0,10	0,10	—
Dez-08	20,44	Afluente da LM	7,3	13,5	188,60	89,00	—	—	66,97	60,70	0,10	0,10	—
		Efluente da LM	7,2	13,8	94,00	16,90	—	—	70,60	64,00	0,10	0,10	—
Jan-09	51,88	Afluente da LM	7,2	13,3	331,00	116,00	63,71	52,86	69,70	53,00	0,10	0,30	7,58
		Efluente da LM	7,1	13,6	129,00	46,00	11,48	10,93	76,50	58,00	0,10	0,10	6,01
Fev-09	184,00	Afluente da LM	7,1	13,9	98,00	35,00	8,60	2,40	87,00	54,00	1,31	3,92	7,50
		Efluente da LM	6,9	13,7	75,00	22,00	8,40	2,40	68,00	52,00	0,10	0,29	6,30
Mar-09	233,79	Afluente da LM	6,8	9,5	122,00	49,00	23,60	18,80	39,10	54,20	0,10	0,10	4,50
		Efluente da LM	6,9	11,6	74,00	17,50	9,00	8,40	29,80	47,80	0,10	0,10	2,30
Abr-09	92,43	Afluente da LM	6,9	12,6	185,00	13,10	43,60	36,20	61,90	55,00	1,30	0,10	12,80
		Efluente da LM	6,8	12,9	91,00	23,00	22,60	20,80	69,40	62,00	0,70	0,50	9,30

ANEXO II

Resultados da medição de nível de água no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Novembro a Dezembro de 2008, Fase I)

Tabela II.1 – Variação do nível de água em cada piezômetro no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Novembro a Dezembro de 2008, Fase I)

Nível de água nos piezômetros (cm)						
Data da Medição	Linhas Transversais	Linhas Longitudinais				
		A	B	C	D	E
22 de Novembro	1	68,0	56,5	54,5	51,0	60,0
	2	56,3	50,2	49,5	51,5	55,3
	3	61,5	50,1	44,5	48,5	50,5
	4	58,5	51,6	52,0	51,1	51,0
	5	60,1	55,0	50,5	49,3	51,0
	6	65,1	60,5	59,5	59,0	56,0
	7	68,6	67,5	67,3	66,5	56,0
30 de Novembro	1	42,5	38,5	36,0	34,0	37,0
	2	41,0	34,5	34,0	33,6	39,0
	3	46,5	35,0	31,0	33,0	36,0
	4	46,0	39,0	39,0	37,0	38,5
	5	51,0	43,0	39,0	37,5	40,0
	6	54,5	50,5	50,5	49,2	45,2
	7	59,5	58,0	58,7	57,1	46,4
06 de Dezembro	1	60,0	42,5	39,6	37,3	44,1
	2	44,0	37,0	36,7	37,1	41,5
	3	49,9	38,5	33,5	35,9	39,1
	4	48,7	41,7	41,1	40,0	41,2
	5	52,2	45,9	41,5	39,5	42,0
	6	57,1	53,5	51,9	51,1	47,5
	7	62,0	60,5	59,6	58,6	48,2
10 de Dezembro	1	64,7	42,2	38,3	35,0	49,2
	2	39,8	36,3	35,3	33,7	41,2
	3	47,0	37,3	32,0	34,2	37,4
	4	46,1	39,3	38,6	37,4	40,0
	5	50,0	43,9	39,9	37,5	39,5
	6	54,3	51,6	49,5	49,4	46,0
	7	59,8	58,7	59,5	58,1	47,0
14 de Dezembro	1	73,0	56,3	49,0	43,4	61,4
	2	47,0	39,5	38,7	40,5	44,8
	3	51,5	39,6	35,5	37,6	41,0
	4	50,1	43,0	43,1	41,6	43,0
	5	53,4	47,0	42,5	41,0	43,3
	6	57,7	53,5	52,5	52,0	48,5
	7	62,0	60,9	60,5	59,0	49,6

ANEXO III

Dados de monitorização efectuada no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Março a Julho de 2008, Fase II)

Tabela III.1 – Variação de caudal e parâmetros de qualidade no LM-ESSH da ETAR de Vila Fernando (Março a Julho de 2008, Fase II)

Mês	Caudal (m ³ d ⁻¹)	Pontos de amostragem	pH	Temp. (°C)	CQO (mg L ⁻¹)	CBO ₅ (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	N total (mg L ⁻¹)	NH ₄ (mg L ⁻¹)	NO ₂ (mg L ⁻¹)	NO ₃ (mg L ⁻¹)	P total (mg L ⁻¹)
Mar-08	44,67	Afluente da LM	7,3	13,3	187,00	109,00	39,75	31,75	54,00	48,40	0,10	0,10	4,80
		Efluente da LM	7,4	13,6	52,40	31,20	7,25	6,50	39,50	32,25	1,50	1,80	4,18
Abr-08	24,85	Afluente da LM	7,0	9,5	210,00	109,00	59,80	46,40	45,90	41,11	0,10	0,10	4,46
		Efluente da LM	7,3	8,5	149,00	80,50	16,40	14,60	71,10	63,79	0,10	0,10	7,06
Mai-08	99,41	Afluente da LM	7,2	13,9	125,00	51,00	30,60	26,20	55,20	49,48	0,10	0,10	3,95
		Efluente da LM	7,3	14,1	78,80	7,10	10,80	9,40	46,70	41,83	0,10	0,10	3,98
Jun-08	40,85	Afluente da LM	7,2	16,6	307,00	119,00	42,60	37,00	64,90	58,21	0,10	0,10	6,52
		Efluente da LM	7,2	16,4	104,00	22,40	11,40	11,40	51,30	45,97	0,10	0,10	4,33
Jul-08	19,23	Afluente da LM	6,7	21,1	750,00	344,00	86,00	74,80	125,80	113,02	0,10	0,10	9,96
		Efluente da LM	7,3	21,3	167,00	59,10	10,80	10,80	71,40	64,06	0,10	0,10	6,67

ANEXO IV

Dados de monitorização efectuada no LM-ESSH da ETAR da Capinha (Março a Dezembro de 2007, Fase II)

Tabela IV.1 – Variação de caudal e parâmetros de qualidade no LM-ESSH da ETAR da Capinha (Março a Dezembro de 2007, Fase II)

Mês	Caudal	Pontos de	pH	Temp. (°C)	CQO (mg L ⁻¹)	CBO ₅ (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	N total (mg L ⁻¹)	NH ₄ (mg L ⁻¹)	NO ₂ (mg L ⁻¹)	NO ₃ (mg L ⁻¹)	P total (mg L ⁻¹)
	(m ³ d ⁻¹)	amostragem											
Mar-08	53,60	Afluente da LM	-	15,3	365,00	258,00	125,00	84,00	47,10	44,50	0,10	0,56	4,33
		Efluente da LM	-	16,2	128,00	22,00	47,00	22,00	15,10	13,20	0,00	0,68	3,81
Abr-08	62,80	Afluente da LM	7,2	17,2	288,00	318,00	138,00	95,00	34,60	31,50	0,10	2,36	5,86
		Efluente da LM	6,7	18,8	115,00	28,00	33,00	20,00	11,20	9,60	0,00	0,47	3,65
Mai-08	80,30	Afluente da LM	7,0	21,2	395,00	284,00	140,00	90,00	31,20	27,20	0,10	1,36	8,15
		Efluente da LM	6,8	20,8	108,00	16,00	85,00	45,00	14,10	12,30	0,10	0,63	6,12
Jun-08	70,20	Afluente da LM	7,3	20,9	498,00	277,00	117,50	80,00	54,80	52,10	0,10	0,70	6,35
		Efluente da LM	7,0	21,5	148,00	9,00	50,00	35,00	6,80	5,20	0,10	0,98	3,25
Jul-08	80,30	Afluente da LM	7,2	21,5	302,00	326,00	100,00	65,00	41,40	38,30	0,00	1,25	6,75
		Efluente da LM	6,8	22,3	102,00	12,00	35,00	20,00	5,00	3,30	0,00	0,66	3,20
Set-08	57,80	Afluente da LM	7,2	21,6	281,00	296,00	195,00	115,00	33,60	48,80	0,10	3,12	9,16
		Efluente da LM	6,6	22,8	65,00	9,00	39,00	15,00	3,60	2,10	0,00	0,85	4,12
Out-08	79,60	Afluente da LM	7,3	18,3	402,00	312,00	108,00	85,00	45,30	41,80	0,00	2,40	8,12
		Efluente da LM	6,4	20,1	109,00	16,00	33,00	15,00	5,40	4,80	0,00	0,36	6,22
Nov-08	85,10	Afluente da LM	7,3	16,2	312,00	256,00	195,00	110,00	33,60	31,60	0,00	1,26	10,10
		Efluente da LM	6,6	17,1	128,00	11,00	42,00	10,00	16,80	15,80	0,00	0,55	4,35
Dez-08	71,50	Afluente da LM	7,2	14,2	277,00	281,00	133,00	80,00	42,80	39,20	0,10	0,34	5,85
		Efluente da LM	6,8	15,0	115,00	18,00	45,00	15,00	16,50	14,30	0,10	0,65	4,66

