



UNIVERSIDADE DA BEIRA INTERIOR

Faculdade de Engenharia

Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura

**ESTUDO DA INFLUÊNCIA DE CAUDAIS PLUVIAIS NA CAPACIDADE
DE TRATAMENTO DO LEITO DE MACRÓFITAS DA ETAR DE VILA
FERNANDO**

NUNO FILIPE SILVA SANTOS

Dissertação apresentada para obtenção
do Grau de Mestre em Engenharia Civil

Covilhã

Junho de 2010

AGRADECIMENTOS

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

À Prof. 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, por todo o apoio e dados fornecidos relativos à ETAR de Vila Fernando, em especial ao Dr. Renato Craveiro que foi incansável no apoio prestado durante o período de estudo.

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

A todos os professores da Universidade da Beira Interior que me ajudaram a aprofundar os meus conhecimentos durante a minha licenciatura e mestrado.

À minha família e colegas que sempre me prestaram apoio e pela amizade, companheirismo e compreensão.

Resumo

A entrada de caudais pluviais em redes de drenagem de águas residuais é comum e difícil de estimar. A sua variação e dimensão dependem de factores como o estado de conservação da rede de drenagem, alterações físicas na bacia drenante (e.g. alteração do coberto vegetal ou da área impermeável), o nível freático e o volume de água pluvial escoado, podendo afectar negativamente o tratamento a jusante e aumentar os encargos para operação e manutenção dos sistemas de águas residuais

A partir de dados de precipitação recolhidos em três estações udométricas e da delimitação da bacia drenante de Vila Fernando e Vila Fernando Gare (concelho da Guarda), estimou-se o escoamento superficial para o período entre Janeiro de 2008 e Janeiro de 2009. A medição de caudal efectuada à entrada de ETAR de Vila Fernando, para o mesmo período, permitiu observar que existiu uma proporcionalidade entre o aumento do escoamento pluvial superficial e o caudal infiltrado que atingiu a ETAR, tendo este último sido, em média, cerca de 50% do caudal total detectado à entrada daquela infra-estrutura.

Verificou-se, ainda, que o caudal médio de origem doméstica (caudal médio de tempo seco) foi cerca de 32% inferior ao valor mínimo previsto no projecto da ETAR, o que pode ser explicado pela falta de ligação de parte da rede de drenagem afecta à ETAR.

A entrada de aflúências indevidas na ETAR de Vila Fernando afectou o seu desempenho, tendo contribuído para o aumento da carga hidráulica e a diminuição do tempo de retenção hidráulico para valores fora dos intervalos admitidos em projecto, que afectaram a remoção de todos os parâmetros analisados. A remoção de CQO, CBO₅ e SST, apesar de baixa, duplicou nos meses com menor pluviosidade, o que significa que o biofilme heterotrófico reagiu melhor à instabilidade causada pela variação de carga hidráulica.

A remoção de azoto e fósforo foi sempre baixa (inferior a 25%), independentemente da presença de caudal de infiltração, tendo o fósforo sido removido associalmente por adsorção. A remoção de azoto (maioritariamente na forma de azoto amoniacal), além de baixa, oscilou muito ao longo do tempo, tendo sido consequência do fraco desenvolvimento de biofilme nitrificante e das plantas.

Estas situações, além de poderem provocar impactes ambientais negativos e significativos no meio receptor, associado à descarga de cargas poluentes não tratadas, podem constituir um encargo de exploração não esperado para a entidade gestora, quer para a reabilitação da rede de drenagem, quer da ETAR.

Palavras-chave: carga hidráulica, caudal de infiltração, eficiência de remoção, leito de macrófitas, remoção de carga

ABSTRACT

The entry of stormwater flow into sewer systems is common and difficult to estimate. Its variation and dimension depend on factors such as the conservation status of the sewer network, physical changes in the drainage catchment (e.g. change in land cover or the impermeable area), the groundwater level and the volume of rainwater runoff, which may adversely affect the downstream wastewater treatment and increase the costs of operation and maintenance of wastewater systems. From precipitation data collected at three rainwater measurement points and the drainage catchment of Fernando Vila Fernando Vila Gare (district of Guarda), it was estimated the runoff for the period between January 2008 and January 2009. The flow measurement made at the entrance of the wastewater treatment plant of Vila Fernando, for the same period, allow observing that there was a proportionality between the increase in surface rainwater runoff and the infiltration flow that reached the treatment plant. The latter was, on average, about 50 % of the total flow detected at the entrance of that infrastructure.

It was observed that the average flow-rate of domestic wastewater (average dry weather flow) was 32% less than the minimum admitted in project of the wastewater treatment plant, which can be explained by the lack of connection of part of the sewer network in Vila Fernando.

The infiltration of rainwater into the sewer network of Vila Fernando affected the performance of the treatment plant, increasing the hydraulic load and decreasing the hydraulic retention time for values outside the ranges allowed in the project, which affected the removal of all parameters. The removal of COD, BOD₅ and TSS, although low, has doubled in the months with less rainfall, which means that the heterotrophic biofilm had a better response to the instability caused by the variation of the hydraulic load.

The removal of nitrogen and phosphorus were always low (less than 25%), regardless of the presence of infiltration flow, and the phosphorus was removed mainly by adsorption. The removal of nitrogen (mostly in the form of ammonia) fluctuated widely over time, and the low removal rates were associated with the weak development of both nitrifying biofilm and plants.

These situations may cause significant negative environmental impacts on the receiving waters, due to the discharge of untreated effluents and may increase unexpected costs for the operation and maintenance of both the sewer network and wastewater treatment plant.

Key-words: hydraulic loading rate, infiltration, removal efficiency, constructed wetlands, mass removal rate

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	i
Resumo	ii
ABSTRACT	iii
ÍNDICE GERAL	iv
ÍNDICE DE TABELAS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
NOMENCLATURA	ix
Símbolos.....	ix
Abreviaturas	x
1.- INTRODUÇÃO	12
1.1 - Enquadramento e justificação	12
1.2 - Objectivos	14
1.3 - Estrutura da tese	15
2.- ÁGUAS RESIDUAIS	16
2.1 - Tipos e características.....	16
2.2 - Transporte	17
2.3 - Tratamento	19
2.4 - Estimativa de caudal	21
2.4.1 – Caudal de águas residuais domésticas	21
2.4.2 – Caudal de águas pluviais	21
2.4.3 – Afluências indevidas	24
3.- LEITOS MACRÓFITAS	27
3.1 - Descrição	27
3.2 - Tipos de sistemas.....	29
3.2.1 - Sistemas de escoamento superficial	30
3.2.2 - Sistemas de escoamento subsuperficial	31
3.3 – Componentes do sistema	32
3.3.1 – Meio de enchimento.....	32
3.3.2 – Plantas	34
3.3.3 – Dispositivos de operação.....	36
3.4 - Parâmetros de dimensionamento e controlo.....	37
3.4.1 - Critérios hidráulico-sanitários.....	37
3.4.2 - Parâmetros climatológicos.....	39
3.4.3 – Eficiência do tratamento	40
4.- Plano experimental	41

4.1 – Estimativa do caudal de águas pluviais escoado na bacia drenante (Fase I)	42
4.2 - Estimativa do caudal de águas residuais teórico gerado na zona de estudo (Fase II).....	42
4.3 - Avaliação da influência do caudal pluvial no desempenho do leito macrófitas da ETAR de Vila Fernando (Fases III e IV)	42
5.- Material e métodos.....	44
5.1 – Delimitação e descrição da bacia drenante (Fase I)	44
5.2 – Estimativa do escoamento na bacia urbana de Vila Fernando (Fase I)	45
5.3 – Estimativa de caudal de águas residuais teoricamente rejeitado na zona de estudo (Fase II).....	46
5.4 - Descrição da ETAR de Vila Fernando (Fases III e IV)	47
5.5 – Recolha de dados de medição de caudal e de campanhas de amostragem (Fases III e IV)	50
5.6 – Métodos analíticos.....	50
6.- Resultados	52
6.1 – Caudais estimados (Fases I e II) e medidos (Fase III).....	52
6.2 – Condições de operação da ETAR (Fases III e IV)	54
7.- Discussão.....	58
7.1 – Caudal de infiltração de águas pluviais que atingiu a ETAR.....	58
7.2 – Influência do caudal de infiltração no desempenho da ETAR.....	61
8.- Conclusões e Perspectivas de Trabalho Futuro	77
8.1 - Conclusões.....	77
8.2 Perspectivas de trabalho futuro	78
BIBLIOGRAFIA.....	79
Anexos.....	84
Anexo I.....	85
Anexo II.....	97
Anexo III.....	100

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1– Evolução percentual dos níveis de cobertura (MAOT (2007)).....	13
Tabela 1.2 - Valores limite de emissão de acordo com legislação vigente	14
Tabela 2.1– Algumas características das águas residuais (Metcalf & Eddy (2002)).....	18
Tabela 2.2 - Variação de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf e Eddy (2002), Albuquerque (2003)).....	20
Tabela 2.3 - Eficiências de remoção de parâmetros que caracterizam as águas residuais em algumas operações e processos de tratamento (adaptado de Kadlec et al. (2000), Albuquerque (2003), Metcalf e Eddy (2003), Vymazal e Kropfelova (2008))	20
Tabela 2.4 - Valores de C em função do tipo de ocupação (Decreto Regulamentar nº 23/95).....	23
Tabela 3.1 - Características de alguns tipos de material de enchimento utilizados em leitos de macrófitas (EPA (1999), Kadlec et al. (2000), Maxit (2004), Vymazal e Kropfelova (2008))	33
Tabela 3.2 – Critérios hidráulico-sanitários para LM-ESSH e LM-ESSV (EPA (1999), Kadlec et al. (2000), Korkusuz (2005))	37
Tabela 4.1 – Cronograma de trabalhos	41
Tabela 5.1 - Características dos leitos de macrófitas da ETAR de Vila Fernando.....	49
Tabela 5.2 - Condições de operação previstas em projecto (Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003), Maxit (2004))	49
Tabela 6.1 – Intensidade de precipitação e escoamento médio na bacia urbana de Vila Fernando (Fase I)	52
Tabela 6.2 – Estimativa do caudal médio mensal teórico produzido na bacia urbana de Vila Fernando (Fase II).....	53
Tabela 6.3 – Caudal médio mensal medido à entrada da ETAR de Vila Fernando (Fase III)	53
Tabela 6.4 – Condições de operação do leito de macrófitas da ETAR de Vila Fernando (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	55
Tabela 7.1 – Caudal médio pluvial infiltrado que atingiu a ETAR de Vila Fernando	59
Tabela 7.2 – Caudal médio pluvial infiltrado que atingiu a ETAR de Vila Fernando (extrapolação para o período de tempo entre Janeiro de 2008 e Dezembro de 2009).....	64
Tabela 7.3 – Eficiências de remoção obtidas em LM-ESSH com enchimento à base de Filtralite .	69
Tabela 7.4 – Variação de cargas aplicadas e cargas removidas do leito de macrófitas da ETAR de Vila Fernando (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Curvas de intensidade - duração - frequência aplicáveis a Portugal Continental (Decreto Regulamentar nº 23/95)	23
Figura 3.1 - Representação esquemática em planta e corte de um LM (DGA (1989))	28
Figura 3.2 – Vista geral de um LM com escoamento subsuperficial integrado numa ETAR para 800 e.p., na fase de arranque (Simões (2009))	28
Figura 3.3 – Representação esquemática dos vários tipos de LM	29
Figura 3.4 - Leito de macrófitas superficial com plantas emergentes (Dias et al. (2000)).....	31
Figura 3.5 – Representação esquemática de um LM-ESSH (Iweme et al. (2005)).....	32
Figura 3.6 – Representação esquemática de um LM-ESSV (Iweme et al. (2005)).....	32
Figura 3.7 – Materiais utilizados em LM: a) brita com rizomas e raízes; b) Filtralite com plantas ..	33
Figura 3.8 - Tipos de macrófitas.....	35
Figura 3.9 – Macrófitas utilizadas em LM (Simões (2009)): a) <i>Phragmites australis</i> , b) <i>Typha latifolia</i>	36
Figura 3.10 – Dispositivos de alimentação (a)), em LM com brita, e de recolha do efluente tratado (b)), em LM com Filtralite, com tubagem horizontal em “T” (Simões (2009)	36
Figura 5.1 - Localização de Vila Fernando (extracto do Google Maps, 2010)	44
Figura 5.2 -- Bacia hidrográfica contributiva de Vila Fernando	45
Figura 5.3 - Disposição de Vila Fernando: 1 - Vila Fernando Gare, 2 - Vila Fernando	46
Figura 5.4 - Representação esquemática da ETAR de Vila Fernando.....	47
Figura 5.5 – Filtralite MR 8-10: a) grão com rizomas; b) aspecto no interior do leito	48
Figura 5.6 – Leitões de macrófitas da ETAR de Vila Fernando.....	48
Figura 5.7 – Medidor de caudal à entrada da ETAR de Vila Fernando	50
Figura 6.1 - Variação de caudal médio diário no tempo para as Fases I, II e III (Janeiro de 2008 a Janeiro de 2009).....	54
Figura 6.2 - Variação da temperatura e pH (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)	55
Figura 6.3 - Variação de CBO5 e CQO (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)	56
Figura 6.4 – Variação de NT e N-NH4 (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	56
Figura 6.5 – Variação de SST e PT (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)	57
Figura 7.1 – Correlação entre o caudal escoado na bacia drenante de Vila Fernando o caudal infiltrado que chegou à ETAR	60
Figura 7.2 – Variação da CH e do TRH no tempo (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	62
Figura 7.3 – Correlação entre o caudal escoado na bacia drenante de Vila Fernando e a carga hidráulica aplicada no leito de macrófita	65
Figura 7.4 – Estado de desenvolvimento de plantas no leito de macrófitas: a) Janeiro de 2008; b) Dezembro de 2009.....	67
Figura 7.5 – Efeito da variação de carga hidráulica na remoção de CQO, CBO5 e SST (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	68
Figura 7.6 – Efeito da variação de carga hidráulica na remoção de NT, N-NH4 e PT (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	68
Figura 7.7 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CBO5 (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	74

Figura 7.8 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CQO (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	74
Figura 7.9 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de SST (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009).....	75
Figura 7.10 – Influência do caudal de infiltração nas taxas de remoção de CBO5, CQO e SST (Janeiro de 2008 a Janeiro de 2009)	75
Figura 7.11 – Influência do caudal de infiltração nas taxas de remoção de N-NH4 e PT (Janeiro de 2008 a Janeiro de 2009)	76

NOMENCLATURA

Símbolos

A - Área drenante	L^2
An – Área de influência de cada posto	L^2
A _S - Área superficial	L^2
A _T – Área transversal	L^2
At – Somatório das áreas contributivas	L^2
Au – Área útil	L^2
C – Coeficiente do método racional	
C _a – CBO ₅ do afluente	(M/L^3)
C _e – CBO ₅ do efluente	(M/L^3)
Cap _i – Capitação no período i	$L^3/(\text{hab T})$
CAR – Coeficiente de afluência	
CBO ₅ - Carência bioquímica de oxigênio a cinco dias	M/L^3
CH – Carga hidráulica	L/T
CL – Comprimento do leito	L
COA – Carga orgânica aplicada	$M/(L^2 T)$
COA(CBO ₅) – Carga orgânica aplicada (em termos de CBO ₅)	$M/(L^2 T)$
COA(CQO) – Carga orgânica aplicada (em termos de CQO)	$M/(L^2 T)$
CNH ₄ A – Carga de azoto amoniacal aplicada	$M/(L^2 T)$
CNTA – Carga de azoto total aplicada	$M/(L^2 T)$
CPTA – Carga de fósforo total aplicada	$M/(L^2 T)$
CQO - Carência química de oxigênio	M/L^3
CSSA – Carga de sólidos suspensos totais aplicada	L/L
dH/dC - Gradiente hidráulico	$M/(L^2 T)$
ET - Evapotranspiração	(L^{29})
h _s – Nível de água ou altura submersa	$/T)$
H – Desnível total do curso de água	L
I - Intensidade da precipitação	L
L – Comprimento do curso de água	L/T
Kt – Constante de biodegradação	L
K ₂₀ – constante de biodegradação a 20°C	T^1
N-NH ₄ – Azoto amoniacal	T^1
NH ₄ ⁺ - Ião amónio	M/L^3
N-NO ₃ – Azoto nítrico	M/L^3
N-NO ₂ – Azoto nitroso	M/L^3
NO ₂ ⁻ : Ião nitrito	M/L^3
NO ₃ ⁻ : Ião nitrato	M/L^3

NT. Azoto total	M/L ³
n – Índice de vazios	M/L ³
OD – Oxigénio dissolvido	
P – Precipitação	M/L ³
Pn – Precipitações médias	L
Pop _i – População no período i	L
PT – Fósforo total	hab
Q _{inf} – Caudal de infiltração	M/L ³
Q _{in} – Caudal à entrada do leito	L ³ /T
Q _{out} – Caudal à saída do leito	L ³ /T
Q _m – Caudal médio	L ³ /T
Q _{m_i} – Caudal médio no período i	L ³ /T
Q _p - caudal pluvial	L ³ /T
r _{CBO5} – Coeficiente de remoção de matéria orgânica (em termos de CBO ₅)	L ³ /T
r _{CQO} - Coeficiente de remoção de matéria orgânica (em termos de CQO)	M/(L ² T)
r _{NH4} - Coeficiente de remoção de azoto amoniacal	M/(L ² T)
r _{NT} - Coeficiente de remoção de azoto total	M/(L ² T)
r _{PT} – Coeficiente de remoção de fósforo total	M/(L ² T)
r _{SST} - Coeficiente de remoção de sólidos suspensos totais	M/(L ² T)
SST – Sólidos suspensos totais	M/(L ² T)
SSV – Sólidos suspensos voláteis	M/L ³
T _c - Tempo de concentração	M/L ³
t – Temperatura média do leito	T
TRH – Tempo de retenção hidráulico	T
V _u – Volume útil molhado	T
	L ³

Abreviaturas

AdZC – Águas do Zêzere e Côa

AES – Área Específica Superficial

CAR - Coeficiente de Afluência à Rede

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

EG – Entidade Gestora

ER – Eficiência de Remoção

ESSH: Escoamento SubSuperficial e Horizontal

ESSV: Escoamento SubSuperficial e Vertical

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

e.p. - equivalentes-populacionais

FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia

HP – Horizonte de Projecto

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

As consequências de ligações ou descargas indevidas de águas pluviais em redes separativas de drenagem de águas residuais é já bem conhecida pelas entidades gestoras (EG) dos sistemas e reconhecida como um dos principais factores responsáveis pelo fraco desempenho, quer das redes, quer do tratamento a jusante, com aumento de custos de exploração, difíceis de quantificar.

As redes de drenagem de águas residuais mais vulneráveis são as que incluem menores diâmetros que as equivalentes pluviais, sendo sujeitas a sobrecarga hidráulica provocada por aflúências pluviais de ligações indevidas de sumidouros ou ramais pluviais. Como referem Cardoso *et al.* (2002), David (2005) e Amorim (2007), em muitos casos estas ocorrências têm, como principais consequências, a degradação estrutural de colectores, inundações e aumento do caudal afluyente a Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), com diluição da água residual que pode ser prejudicial ao tratamento (Metcalf e Eddy (2002)) e a descarga de excedentes sem tratamento adequado.

Apesar de se conhecerem os potenciais efeitos que os caudais indevidos provocam nos sistemas de saneamento, é desconhecida a dimensão do problema e de difícil localização e quantificação. Podem ser realizadas estimativas com base no escoamento superficial, mas só creíveis se a bacia drenante que contribui para o sistema de drenagem estiver bem definida. Além da infiltração superficial e sub-superficial associado ao escoamento, existe também a infiltração de águas subterrâneas, bem como o risco de extrafiltração para o exterior, que pode levar à contaminação de origens de água.

O impacto das aflúências indevidas em zonas com pequenos aglomerados populacionais é menos conhecido, mas constitui já uma preocupação das EG. 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 drenagem separativos e de tratamento de águas residuais convencionais. De acordo com o último recenseamento nacional de 2001, cerca de 42% da população portuguesa vivia em aglomerados com menos de 2 000 habitantes (INE (2001)). As EG que são responsáveis por sistemas de saneamento em muitos aglomerados com estas características não têm, muitas vezes, recursos humanos e financeiros para assegurar um adequado desempenho dos sistemas de drenagem e tratamento.

Esta rede complexa 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 ou degradação das infra-estruturas, em muitos casos sem operação adequada, ou, também, a adopção de soluções de tratamento desajustadas, é vulnerável a infiltrações ou ligações clandestinas. De acordo Galvão e Matos (2006), estas são as principais causas para os baixos índices da qualidade do serviço prestado pelos sistemas de saneamento.

No que respeita a níveis de atendimento em águas residuais, o nosso País dispunha, nos finais da década de 90, de apenas 55% de infra-estruturas de redes de drenagem e instalações de tratamento de águas residuais que serviam cerca de 75% da população (INAG (2001)). O desenvolvimento do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR I - 2000-2006, MAOT (2007)), permitiu aumentar os níveis de atendimento e cobertura (Tabela 1.1.). Com a entrada do PEAASAR II (2007-2013), pretende-se beneficiar a vertente em “baixa” dos sistemas de águas e saneamento, nomeadamente com investimentos na reabilitação de redes de drenagem e redução de caudais de infiltração.

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

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

O tratamento de águas residuais é normalmente concebido para a remoção de carga poluentes associadas a efluentes domésticos ou industriais. Inclui operações e processos para a remoção de, essencialmente, matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes, sendo a sua eficácia avaliada com base na redução de parâmetros como a carência bioquímica de oxigénio a cinco dias (CBO₅), carência química de oxigénio (CQO), azoto total (NT), amónio (NH₄⁺) ou azoto amoniacal (N-NH₄), nitrito (NO₂⁻) ou azoto nitroso (N-NO₂), nitrato (NO₃⁻) ou azoto nítrico (N-NO₃), fósforo total (PT) e sólidos suspensos totais (SST).

O efluente final deve respeitar os limites de emissão definidos no Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho (Tratamento de águas residuais urbanas) e no Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto (Normas, critérios e objectivos de qualidade da água para diferentes usos), tal como apresentado na Tabela 1.2, bem como eventuais objectivos de qualidade definidos para o meio receptor. 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 existência de ligações pluviais significativas na rede de drenagem pode ser detectada através da análise da variação de caudal á entrada de ETAR, que podem evidenciar a existência de picos de caudal associados a eventos pluviométricos, bem como a definição do caudal médio de tempo seco.

Tabela 1.2 - Valores limite de emissão de acordo com legislação vigente

Parâmetro	Decreto-Lei nº 152/97	Decreto-Lei nº 236/98
CQO (mg/L)	125	150
CBO ₅ (mg/L)	25	40
SST (mg/L)	35	60
NT (mg/L)	10; 15 ¹⁾	15
NO ₃ ⁻ (mg/L)	-	50
NH ₄ ⁺ (mg/L)	-	10
PT (mg/L)	1; 2 ²⁾	0,5; 3; 10 ³⁾

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

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

³⁾ 10 mg/L (geral); 3 mg/L (aguas que alimentam lagoas ou albufeiras); 0,5 mg/L (lagoas ou albufeiras)

Este estudo surgiu no seguimento dos resultados obtidos por Simões (2009), que tinha detectado variações anormais de caudal à entrada do leito de macrófitas (LM) da ETAR de Vila Fernando (Guarda). Assim, entendeu-se ser oportuno estimar o caudal de infiltração afluyente À ETAR e enquadrar esta tese no âmbito do projecto EVAWET (Avaliação do funcionamento hidrodinâmico e ambiental de leitos de macrófitas para tratamento e reutilização de águas residuais, PTDC/AMB/73081/2006), financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), 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 na avaliação do caudal de infiltração que atingiu a ETAR de Vila Fernando e o seu efeito na capacidade de tratamento de um LM de escoamento subsuperficial e horizontal com enchimento à base de Filtralite (agregado de argila leve expandida), em particular na remoção de matéria orgânica, matéria sólida, azoto e fósforo.

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

- 1) Estimativa do escoamento superficial na bacia de drenagem de Vila Fernando que poderá infiltrar-se na rede de drenagem de água residuais;
- 2) Estimativa do caudal de infiltração que chegou à ETAR, através do cruzamento de dados de escoamento, medição de caudal à entrada da ETAR e consumos de água nas populações servidas pela ETAR;
- 3) Avaliação do efeito da variação do caudal de infiltração no desempenho de um LM da ETAR de Vila Fernando, após um período de monitorização de 24 meses (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009), nomeadamente o efeito da variação de carga hidráulica e do tempo de retenção hidráulica na remoção de cargas poluentes.

1.3- Estrutura da tese

A tese encontra-se estruturada em oito capítulos.

No capítulo um apresenta-se o enquadramento do tema, incluindo a problemática das afluências indevidas nos sistemas de águas residuais, uma análise dos níveis de atendimento e das melhorias que se vão introduzir nos próximos anos e a importância de quantificar o caudal de infiltração, e corrigir a sua origem, a fim de preservar o bom desempenho de sistemas de saneamento, em particular em zonas com aglomerados de pequena dimensão. Finaliza-se com a descrição dos objectivos gerais e específicos da dissertação e com a sua estrutura.

O capítulo dois apresenta uma breve revisão bibliográfica sobre as características quantitativas e qualitativas de águas residuais, sendo apresentada a forma de quantificar o escoamento em bacias urbanas, enquanto o capítulo três descreve os processos de tratamento por leitos de macrófitas, nomeadamente os tipos de sistemas, sua classificação, constituição, aplicabilidade, mecanismos responsáveis pela transformação de poluentes, parâmetros de controlo e critérios de dimensionamento.

O capítulo quatro inclui a descrição do plano de trabalhos. No capítulo cinco apresentam-se os materiais e métodos utilizados, incluindo os procedimentos adoptados para a definição da área de estudo e estimativa do caudal de infiltração e a descrição do LM da ETAR de Vila Fernando, metodologia seguida para a sua monitorização, técnicas de amostragem e conservação de amostras e métodos analíticos.

No capítulo seis são apresentados, de forma resumida, os resultados das quatro fases de trabalhos, que são incluídos na totalidade nos Anexos I e III. O capítulo sete compreende a análise e discussão de 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 oito.

2.- ÁGUAS RESIDUAIS

2.1- Tipos e características

A água potável utilizada diariamente em necessidades específicas, como o uso doméstico, comercial, industrial e agrícola, sofre alterações de natureza física, química e biológica, sendo, normalmente, rejeitada com uma qualidade inadequada para outros usos.

A nível nacional, a protecção das águas superficiais e o controlo de descargas de águas residuais urbanas é regulamentada pelo Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho e pelo Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto. De acordo com estes dois diplomas, podem destacar-se os seguintes tipos de água residuais:

- *Águas residuais domésticas* - as águas residuais de serviço e de instalações residenciais, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas;
- *Águas residuais industriais* - as águas residuais provenientes de qualquer tipo de actividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas, nem sejam águas pluviais;
- *Águas residuais urbanas* - as águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais e ou com águas pluviais.

As águas residuais domésticas que provêm de instalações sanitárias, cozinhas e zonas de lavagem de roupa, denominada por águas residuais domésticas, sendo caracterizadas pela presença de entre 60 a 80% de matéria orgânica de fácil biodegradabilidade (Metcalf & Eddy (2002)), cujos principais componentes são hidratos de carbono, 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. Contêm, ainda, bactérias, vírus, fungos e protozoários, alguns dos quais são responsáveis por doenças como a cólera, a hepatite A ou gastroenterites.

Existem outros tipos de água residuais afluentes aos sistemas de drenagem, cuja proveniência está relacionada a infiltração de águas pluviais, que podem transportar poluentes de origem agrícola, do solo e de vias (Metcalf e Eddy (2002)). Nas águas residuais urbanas podem ainda surgir contribuições de hospitais, centro comerciais, estações de serviço e indústrias, cujos poluentes podem exigir tratamento específico.

As águas pluviais provêm da precipitação atmosférica caída no local ou bacias de drenagem contributivas e apresentam, geralmente, baixa carga orgânica e elevada carga sólida (inertes e SST). Equiparam-se, também, a águas pluviais, as águas de regas quer sejam as de jardins e espaços verdes, quer as provenientes de lavagem de arruamentos, passeios, pátios e parques de estacionamento que se infiltram na rede colectora.

O escoamento superficial em zonas com agricultura intensiva, onde são utilizados fertilizantes em excesso, pode introduzir elevadas concentrações de azoto e fósforo nos afluentes de ETAR. As escorrências de vias podem contribuir com elevada concentração de hidrocarbonetos, óleos e gorduras e metais pesados, para além de quantidades significativas

de inertes (Albuquerque *et al.* (2005)). Água pluvial infiltrada no solo (em escoamento subsuperficial) pode também introduzir-se nas redes de drenagem de águas residuais e arrastar poluentes acumulados no solo, em especial se o nível freático estiver acima do extradorso dos colectores.

O caudal de infiltração de águas pluviais do solo é, assim, influenciado pela variação do nível freático, precipitação e evapotranspiração, características do solo e suas utilizações, coberto vegetal e do estado de funcionamento e conservação da rede de colectores.

As características dos efluentes industriais podem variar significativamente, quer em termos de caudal, quer de compostos físicos, químicos e microbiológicos. Normalmente contêm matéria orgânica difícil de biodegradar, óleos e gorduras, matéria sólida em suspensão e matéria inorgânica. As de origem agro-alimentar e agro-pecuária contêm matéria orgânica biodegradável, contudo, dada a sua elevada carga, causam sobrecarga nos tratamentos biológicos a jusante. A sua ligação à rede de drenagem de águas residuais, sem um pré-tratamento adequado, pode, portanto, pôr em causa o tratamento a jusante, em especial se a ETAR não estiver dimensionada para os receber.

O conhecimento das características das águas residuais é essencial para o seu tratamento e selecção do destino final. Tendo em consideração que as águas residuais possuem características físicas, químicas e biológicas que podem variar no tempo, a selecção de processos de tratamento deve ter em atenção as características apresentadas na tabela 2.1.

2.2- Transporte

O transporte de águas residuais, desde o local da produção até ao de tratamento, é executado através de colectores de drenagem, emissários e acessórios que constituem a rede de drenagem. De acordo com o tipo de águas residuais que transportam, estas podem ser classificadas como (Decreto Regulamentar 23/95 de 23 de Agosto):

- *Separativas*: constituídas por duas redes de colectores distintas, uma destinada às águas residuais domésticas e industriais e outra à drenagem de águas pluviais ou similares;
- *Unitárias*: constituídas por uma única rede de colectores onde são admitidas conjuntamente as águas residuais domésticas, industriais e pluviais;
- *Mistas*: constituídas pela conjugação dos dois tipos anteriores, em que parte da rede de colectores funciona como sistema unitário e a restante como sistema separativo;
- *Separativas parciais ou pseudo-separativas*: em que se admite, em condições excepcionais, a ligação de águas pluviais, por exemplo, de pátios interiores, aos colectores de águas residuais domésticas.

Tabela 2.1– Algumas características das águas residuais (Metcalf & Eddy (2002))

Designação	Origem	Efeito
Físicas		
Cor	Decomposição de matéria orgânica; efluentes industriais; efluentes domésticos.	Alteração da cor da água, principalmente devido à presença de sólidos dissolvidos; restringe o uso; causa impacto visual; e pode apresentar toxicidade.
Turvação	Material sólido; efluentes domésticos e industriais.	Dificulta a entrada de luz na água, podendo afectar a actividade de fauna e flora aquática; restringe o uso.
Sabor e odor	Matéria orgânica em decomposição; algas; gases dissolvidos; efluentes domésticos e industriais	Restringe o uso.
Químicas		
Compostos orgânicos biodegradáveis	Efluentes domésticos, industriais e pluviais.	Diminuição de oxigénio dissolvido em massas de água; libertação de odores; libertação de gases com efeito de estufa; restringe o uso.
Compostos orgânicos difíceis de biodegradar (e.g. pesticidas e HAP)	Efluentes industriais.	Toxicidade para a fauna e flora; bio-acumulação, diminuição de oxigénio dissolvido em massas de água; restringe o uso.
Nutrientes (fósforo e azoto)	Efluentes domésticos, agrícolas e industriais; fertilizantes.	Eutrofização de massas de água; diminuição de oxigénio dissolvido em massas de água; toxicidade para a fauna e flora; restringe o uso.
Biológicas		
Bactérias e vírus	Efluentes domésticos, industriais e hospitalares	Risco de propagação de doenças por via hídrica.
Algas	Presença de excesso de nutrientes	Diminuição de oxigénio dissolvido em massas de água; toxicidade para a fauna; aparecimento de odores; restringe o uso.

De acordo com David (2005) mais de 50% dos sistemas de drenagem são unitários ou funcionam de forma pseudo-separativa. Durante os períodos de chuva, transportam águas residuais domésticas e pluviais conjuntamente, sendo responsáveis por descargas residuais não tratadas para os meios receptores. Sistemas unitários, mistos ou pseudo-separativos estão normalmente associados a descargas de tempestade ou de excedentes, podendo descarregar concentrações elevadas de substâncias poluentes, que estavam previamente depositadas nos colectores e nos pavimentos das bacias de drenagem.

Assim, as ligações indevidas entre redes de águas pluviais e das águas residuais domésticas podem afectar gravemente o desempenho dos sistemas de drenagem e das ETAR, com consequências ambientais negativas e económicas onerosas.

2.3- Tratamento

O tratamento das águas residuais tem a finalidade de remover a sua carga poluente e produzir um efluente final com características que respeitem a legislação vigente (Decretos-Lei nº 152/97 e 236/98) e que produzam menor impacto ambiental para os meios receptores e seus usos ou permitam a sua reutilização. O dimensionamento de órgãos de tratamento tem em atenção aspectos como as características quantitativas e qualitativas das águas residuais afluentes, a tipologia da rede de drenagem, o caudal de infiltração de origem pluvial, os limites de emissão estabelecidos por lei, a localização e características do meio receptor, a topografia, a área disponível para implantação e a dimensão e capacidade financeira da EG.

Os sistemas de tratamento para a fase líquida incluem operações e processos de tratamento, distribuídos por vários níveis de tratamento: preliminar (essencialmente operações físicas para a remoção de sólidos grosseiros), primário (essencialmente operações físicas para a remoção de sólidos sedimentáveis e alguma matéria orgânica), secundário (essencialmente processos biológicos para a remoção de matéria orgânica coloidal e solúvel), terciário (para a remoção de azoto e fósforo) e de afinação (para a remoção de residuais e desinfecção). Nos três últimos níveis podem ser utilizados processos físicos (e.g. membranas, osmose inversa e desinfecção com UV) ou químicos (e.g. coagulação-floculação e desinfecção com cloro), especialmente úteis quando afluem águas residuais de origem industrial e de difícil biodegradação, mas que tornam onerosa a exploração da ETAR.

Na Tabela 2.2 apresenta-se a variação de valores de alguns parâmetros após diferentes níveis de tratamento. As eficiências de remoção normalmente observadas em algumas operações e processos de tratamento são apresentadas na Tabela 2.3.

O tratamento preliminar, também conhecido como obra-de-entrada, normalmente incorpora as operações como a gradagem, desarenação e medição de caudais. O tratamento primário é composto, normalmente, pela decantação primária, enquanto que tratamento secundário inclui processos biológicos de biomassa fixa (e.g. leitos percoladores e leitos de macrófitas) ou biomassa em suspensão (e.g. lamas activadas e digestão anaeróbia), aeróbios ou anaeróbios.

O tratamento terciário incide fundamentalmente na remoção de nutrientes (azoto e fósforo), através da incorporação de órgãos de tratamento (biológicos ou químicos) que complementam o tratamento biológico ou da alteração de procedimentos de operação em órgãos já existentes. O tratamento de afinação ou avançado é especialmente útil quando se pretende remover matéria orgânica ou inorgânica residual e patogénicos.

Tabela 2.2 - Variação de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf e Eddy (2002), Albuquerque (2003))

Tipo de água residual	Parâmetros						
	CBO ₅ (mg/L)	CQO (mg/L)	NT (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	PT (mg/L)	SST (mg/L)	C/N ¹
Não tratada	140-400	350-1000	20-80	10-50	5-12	100-350	3-3,4
Após tratamento primário	80-250	200-500	20-60	10-40	5-10	80-140	3,5-4
Após tratamento secundário	20-40	80-150	5-10	5-10	1-3	10-50	3,5-4,8

¹ razão entre o carbono orgânico total e o azoto total

Ou seja, os dois últimos níveis de tratamento são particularmente úteis quando o meio receptor é sensível à descarga de nutrientes, quando existe riscos para a saúde pública imediatamente a jusante da descarga (e.g. captação de água para produção de água para consumo humano ou existência de actividades de contacto directo com a água) ou se quer introduzir a opção de reutilização. Existe ainda o tratamento dos subprodutos do tratamento (tratamento de lamas), que incluem operações e processos para a sua estabilização e desidratação.

Tabela 2.3 - Eficiências de remoção de parâmetros que caracterizam as águas residuais em algumas operações e processos de tratamento (adaptado de Kadlec *et al.* (2000), Albuquerque (2003), Metcalf e Eddy (2003), Vymazal e Kropfelova (2008))

Operação ou processo de tratamento	Eficiência de remoção (%)						
	CBO ₅	CQO	SST	PT	NT	N-NH ₄	
Gradagem e desarenamento	0-0,5	0-0,5	0-1	0	0	0	
Decantação Primária	20-40	30-40	50-60	10-20	10-20	0	
Lamas activadas (sistema convencional)	80-95	80-90	85-90	10-30	15-50	10-15	
Leitos percoladores (alta carga, enchimento de brita)	60-90	60-80	60-90	10-15	15-20	8-15	
Leitos percoladores (alta carga, enchimento sintético)	65-85	65-85	65-85	10-15	-	-	
Discos biológicos	80-90	80-85	80-85	10-25	15-50	8-15	
Leitos de macrófitas	ESSH	50-95	60-90	60-90	10-35	50-90	40-70
	ESSV	25-99	50-90	30-85	30-90	30-90	45-95

2.4- Estimativa de caudal

2.4.1- Caudal de águas residuais domésticas

Os elementos de base, quer para o dimensionamento da rede de colectores e ETAR quer para estudos de funcionamento durante a exploração têm de ter em atenção a evolução da população, capitações (doméstico, comercial e indústria) e do coeficiente de afluência à rede, que no fundo, indica a percentagem de caudal rejeitado, após a sua utilização. Deste modo o caudal médio de água residual é determinado pela expressão (2.1).

$$Q_{mi} = Pop_i \times Cap_i \times CAR \quad (2.1)$$

Onde Q_{mi} é o caudal médio (L^3/T), Pop_i a população (hab), Cap_i a capitação ($L^3/(hab \cdot T)$), CAR o coeficiente de afluência (adimensional)) a rede e i o período de tempo.

O CAR pode ser discriminado por zonas de características idênticas, que são função da extensão de zonas verdes ajardinadas ou agrícolas e dos hábitos de vida da população, variando geralmente entre 0,7 e 0,9.

A evolução da população ao longo do tempo e na zona servida pela rede de drenagem deve ser estudada com rigor pois o aumento repentino, ainda que sazonal, pode por em causa o bom funcionamento da rede e ETAR. A diminuição da população servida ou de contribuições para a rede pode, também, por em risco o bom funcionamento dos sistemas, por ficarem sobredimensionamento.

Na concepção e estudo da rede de drenagem e ETAR é indispensável conhecer a situação demográfica actualizada da zona a servir, em termos de população residente e flutuante, e avaliar a sua evolução previsível. Como primeira análise, devem ser consultados os registos disponíveis, nomeadamente os recenseamentos populacionais, os recenseamentos eleitorais, a ocupação turística e os planos de desenvolvimentos urbanísticos, confirmados com inquéritos locais.

A situação mais favorável é obter dados de caudal através de medição directa na rede de colectores ou à entrada da ETAR, cujos valores podem ser cruzados com os estimados a partir da Eq. (2.1).

2.4.2- Caudal de águas pluviais

O caudal pluvial é normalmente estimado considerando a bacia de drenagem urbana que contribui para a rede de drenagem pluvial.

O primeiro passo é determinar a intensidade de precipitação (I) na bacia de drenagem, que, normalmente, inclui uma análise de dados de precipitação de, pelo menos, três postos udométricos. Pode utilizar-se o método dos polígonos de Thiessen para o cálculo de I (Lencastre e Franco (1984)). Este método consiste, essencialmente, em unir os postos udométricos por traçados rectilíneos e traçar mediatrizes para delimitar a área de influência de cada posto, formado, desta forma, um polígono em torno de cada estação. Admitindo-se que a precipitação é constante em toda a área do polígono, e impondo-se um peso para cada posto

que é proporcional á sua área de influência, determina-se a intensidade da precipitação I (L/T) pela Eq. (2.2).

$$I = \frac{(P1 \cdot A1/\sum At + P2 A2/\sum At + \dots + Pn \cdot An/\sum At)}{Tc} \quad (2.2)$$

Sendo P1, P2 e Pn as precipitações médias (L) registadas nos postos udométricos 1, 2 e n, A1, A2 e An (L²) as áreas de influência de cada posto udométrico, At o somatório de todas as áreas contributivas (L²) e Tc o tempo de concentração (T), calculado através da Eq. (2.3.), designada como fórmula de Kirpich, que foi modificada para poder ser utilizada em bacias superior a 100 ha (Franco, 2004). Tc é, assim, o tempo dispendido no percurso de água precipitada, desde o ponto mais afastado da bacia até à secção em estudo.

$$Tc = 85,2 \times \left(\frac{L^3}{H}\right)^{0,385} \quad (2.3)$$

Onde Tc é o tempo de concentração (T), L o comprimento do curso de água (L) e H o desnível total do curso de água (L).

O caudal pluvial (escoamento superficial) pode ser obtido através do método racional (Eq. (2.4)), aplicável a bacias urbanas com área de drenagem inferior a 1 300 ha (Sousa e Matos (2006)), que se considera função do Tc, assim como de I, cuja duração é assumida igual a Tc. O caudal de ponta ocorre quando toda a área de drenagem, a montante do local de estudo, passa a contribuir para o escoamento. As simplificações deste método estão relacionadas com a precipitação, que é admitida como invariável no espaço e no tempo, e a representação conceptual da transformação precipitação – escoamento, que é considerada como uma relação linear e representada por um coeficiente de escoamento constante (C).

$$Q_p = C \times I \times A \quad (2.4)$$

Onde Q_p é o caudal de ponta de águas pluviais (L³/T), C o coeficiente do método racional (adimensional), I a intensidade de precipitação (L/T) e A a área da bacia de drenagem (L²)

O coeficiente C depende das características físicas e de ocupação da bacia, do estado de humidade do solo e da duração e distribuição da precipitação e varia de acordo com o tipo de ocupação apresentado na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 - Valores de C em função do tipo de ocupação (Decreto Regulamentar nº 23/95)

Tipo de ocupação	C
Comercial	
no centro urbano	0,70 - 0,95
nos arredores	0,50 - 0,70
Residencial	
habitações unifamiliares	0,30 - 0,50
prédios isolados	0,40 - 0,60
prédios geminados	0,60 - 0,70
suburbano	0,25 - 0,40
Industrial	
pouco denso	0,50 - 0,80
muito denso	0,60 - 0,90
Parques e cemitérios	0,10 - 0,25
Campos de jogos	0,20 - 0,40
Tipo de superfície	C
Pavimento	
asfáltico	0,70 - 0,95
betão	0,80 - 0,95
Passeios para peões	0,85
Coberturas (telhados)	0,75 - 0,95
Relvado sobre solo permeável	
plano < 2%	0,05 - 0,10
médio, 2% a 7%	0,10 - 0,15
inclinado > 7%	0,15 - 0,20
Relvado sobre solo impermeável	
plano < 2%	0,13 - 0,17
médio, 2% a 7%	0,18 - 0,22
inclinado > 7%	0,25 - 0,35

A intensidade média da precipitação também pode ser obtida a partir de uma curva de intensidade-duração-frequência (curva I-D-F), como apresentado na Figura 2.1 para as várias regiões de Portugal, em função do período de retorno.

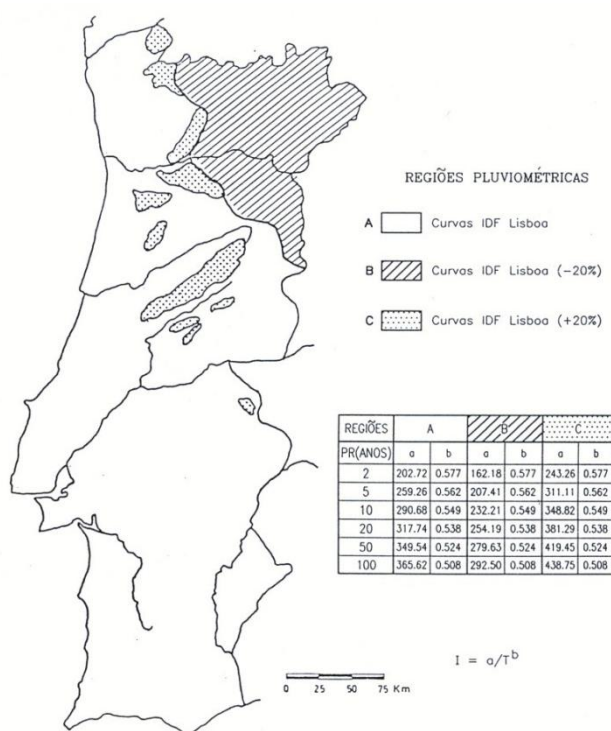


Figura 2.1 - Curvas de intensidade - duração - frequência aplicáveis a Portugal Continental (Decreto Regulamentar nº 23/95)

2.4.3– Afluências indevidas

As características das águas residuais são frequentemente influenciadas por afluências indevidas à rede, quer de águas residuais domésticas (ligações clandestinas), quer de águas pluviais (infiltração de águas subterrâneas ou de águas pluviais infiltradas e ligações de redes pluviais às redes de drenagem de águas residuais), particularmente nos períodos posteriores a chuvadas de elevada intensidade ou duração.

Estas situações condicionam o sistema de drenagem e levam a inúmeros problemas de operação, como a entrada da rede em carga, possível derramamento para as ruas, diminuição da capacidade de bombagem de estações elevatórias, danos nas infra-estruturas de drenagem devido a velocidades de escoamento excessivas e do arrastamento e deposição de sedimentos e diminuição da eficiência de tratamento de ETAR (Gamboa *et al.* (2000), Cardoso *et al.* (2002), David (2005), Amorim (2007)). No último caso, as entradas indevidas podem provocar descargas de emergência (i.e. entrada em funcionamento do by-pass) por longos períodos de tempo (superiores às durações das chuvadas), que podem ter consequências negativas para o meio receptor.

As consequências destas afluências são agravadas pelo estado de conservação da rede, em particular se existirem materiais envelhecidos, juntas que não são estanques e fissuração das tubagens e acessórios da rede (Cardoso *et al.* (2005), Amorim (2007)). Assim, os colectores mais recentes da rede apresentam normalmente menor afluência indevida (normalmente o caudal de infiltração é considerado nulo nos primeiros anos de exploração).

Ao nível do projecto de redes de drenagem, adopta-se um caudal de infiltração que varia entre o nulo (ano 0) e um valor máximo de acordo com as seguintes condições (Decreto Regulamentar nº 23/95): igual ao caudal médio (em pequenos aglomerados populacionais com colectores a jusante até 300 mm), $0,5 \text{ m}^3/(\text{d}\cdot\text{cm D}\cdot\text{km})$ (em médios e grandes aglomerados populacionais, sendo D o diâmetro do colector); e $1 \text{ L/s}\cdot\text{km}$ (em médios aglomerados populacionais, desde que fique garantida a eficaz estanquidade da rede no que respeita aos colectores, juntas e câmaras se visita).

Amorim (2009) elaborou um estudo de afluências indevidas, que consistiu na monitorização de uma rede com o cadastro actualizado e com o consumo de água conhecido, dividida em duas sub-redes. Nesse trabalho experimental, foi realizada a medição de caudal na rede de drenagem e de precipitação na bacia de drenagem, o que permitiu avaliar a relação entre a precipitação, o escoamento superficial e os caudais registados em várias sub-redes, bem como o caudal de infiltração de águas pluviais. Na análise de resultados, verificou que existia um mau funcionamento de algumas sub-redes, resultante da entrada em carga de colectores durante os períodos de precipitação. Após simulação da rede com o software Storm Water Management Model (SWMM), criando cenários com ausência de precipitação, verificou que todos os troços de colectores funcionavam de acordo com os critérios definidos em projecto para as velocidades de escoamento, tensão de arrastamento e alturas de água.

Gambôa *et al.* (2000) observaram resultados similares em colectores do sistema de saneamento da Costa do Estoril, sem, contudo, terem simulado a rede, tendo concluído que as

entradas indevidas eram as principais responsáveis pelo mau funcionamento de colectores e o extravasamento de algumas caixas de visitas.

Como revelam os estudos de Gamboa *et al.* (2000), Cardoso *et al.* (2002), David (2005) e Amorim (2007), a nível nacional, e Wade (2000), Kesik e Seymour (2003), Vipulanandan e Ozgurel (2004) e Cardoso *et al.* (2005), a nível internacional, a quantificação de entrada de caudal pluvial em rede de drenagem é difícil de quantificar, dada a existência das variáveis envolvidas. O efeito que este caudal pode ter em processos de tratamento a jusante é ainda mais complexas analisar. A utilização de modelos matemáticos de drenagem/tratamento podem ser uma alternativa para melhor se compreender as relações causa/efeito, mas só possível de empreender quando se tem dados experimentais obtidos em trabalho de campo de duração elevada (superior a um ano).

A forma que mais se tem utilizado nos últimos anos para controlar as afluências indevidas e as suas consequências consiste na instalação de equipamento para a medição e controlo das condições de escoamento em “tempo real” (medição de precipitação e das condições de escoamento em colectores) associada à utilização de modelos de simulação hidráulica. Desta forma, pretende-se prever os acontecimentos em tempo real (e.g. colectores a entrar em carga, extravasamento de caixas de visitas e assoreamento das infra-estruturas) e determinar medidas de prevenção ou de operação para minimizar impactes ambientais, sociais e económicos (e.g. risco de inundação, descargas directas de excedentes e contaminação de meios receptores).

De acordo com Amorim *et al.* (2009), a modelação de sistema de drenagem constitui uma ferramenta importante para avaliar o desempenho do sistema face a diferentes solicitações, sendo, contudo, necessários dados de campo para calibrar e os modelos. Além da componente hidráulica (simulação de velocidades de escoamento, tensão de arrastamento e alturas de água), alguns modelos incluem já módulos de simulação de qualidade, especialmente úteis para estimar a variação da qualidade das águas residuais afluentes a ETAR (Matos e Ferreira (2005), Bertrand-Krajewski *et al.* (2005), Schulz *et al.* (2005)).

Os principais modelos de simulação mais utilizados são (Matos e Ferreira (2005), Bertrand-Krajewski (2006)):

- FLUPOL: desenvolvido em 1988 pela Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN), Syndicat des Eaux d'Ile-de-France (SEDIL) e Compagnie des Eaux (CGE), em França. Permite estimar o impacto das descargas de águas residuais nas linhas de água em tempo de chuva, bem como a simulação do transporte (sem dispersão) e sedimentação de poluentes, erosão provocada pelos sedimentos nos colectores, produzindo hidrogramas e polutogramas para diferentes secções do sistema.

- MOSQUITO: desenvolvido pela Wallingford Software (Reino Unido). Permite simular o escoamento superficial, transporte (sem dispersão) e sedimentação de poluentes. Posteriormente, o software foi melhorado dando origem ao HYDROWORKS, que permite a simulação do escoamento e o transporte de poluentes em tempo seco e em tempo de chuva. Mais tarde, foram introduzidos módulos para simulação de qualidade associados a bases de

dados, dando origem ao INFOWORKS. Esta última versão, permite simular processos físicos de acumulação de poluentes à superfície, sumidouros e colectores e respectivo transporte, bem como o armazenamento dos caudais no interior do sistema de drenagem.

- MOUSE (Modelling of Urban Sewers): desenvolvido pelo Danish Hydraulic Institute (DHI). Permite simular eventos de precipitação e hidrodinâmica em sistemas de drenagem urbana (*i.e.* propagação do escoamento em colectores com base nas características da rede e em hidrogramas), sendo aplicável aos escoamentos superficial, de superfície livre e sob pressão, bem como a qualidade da água e do transporte de sedimentos. Apresenta módulos que permitem a integração de bases de dados, georreferenciação com ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), controlo das condições do escoamento em descarregadores e estações elevatórias. Posteriormente, foi desenvolvido o software SAMBA que permite estimar rapidamente o comportamento de sistemas de drenagem face a longas séries de eventos pluviométricos e para diferentes cenários, possibilitando a análise de descargas de excedentes de sistemas unitários e seu impacte em meios receptores.

- SWMM (Storm Water Management Model): desenvolvido pela EPA (EUA). Trata-se de um modelo dinâmico 1D para a simulação do escoamento superficial e transporte de poluentes à superfície das bacias de drenagem e no interior dos colectores. Inclui módulos para a simulação da propagação do escoamento superficial, incluindo retenção superficial e infiltração, e na rede de colectores e acumulação e transporte de poluentes na rede de drenagem.

3.- LEITOS MACRÓFITAS

3.1- Descrição

Os LM são processos utilizados, em geral, para o tratamento de efluentes domésticos de pequenos aglomerados (até 5 000 equivalentes-populacionais (e.p.)), embora possam ser aplicados ao tratamento de outro tipo de efluentes (e.g. escorrências de vias, efluentes de aterros sanitários e de indústrias agro-pecuárias), como referido por Kadlec e Wallace (2008) e Vymazal e Kropfelova (2008). A maior aplicação é ao nível do tratamento secundário, embora haja resultados que confirmam que a sua utilização, em zonas rurais, pode ser uma boa opção para a afinação do efluente com vista à sua reutilização agrícola (Marecos do Monte e Albuquerque (2010a)).

O tratamento por LM utiliza plantas características de zonas húmidas (macrófitas), sendo também designados por “*lagos de macrófitas*”, “*fito-ETAR*”, “*fito-lagunagem*”, “*ecossistemas húmidos artificiais*” e “*zonas húmidas construídas*” (Dias (1998), Relvão (1999), Dias *et al.* (2000), Galvão e Matos (2006), Oliveira (2008), Simões (2009)). Nos EUA, Canadá, Austrália e África do Sul designam-nos por “*constructed wetlands*” ou “*treatment wetlands*”, enquanto na Grã-Bretanha é utilizada a designação de “*reed bed treatment systems*” (EPA (1999), Kadlect *et al.* (2000), Kadlec e Wallace (2008)).

Os LM têm vindo a ser alvo de investigação desde a década de 50, com os trabalhos desenvolvidos por Seidel na remoção de fenóis através da *Scirpus lacustris*. Reinhold Kickuth continuou a estudar este processo e popularizou a tecnologia uma década mais tarde, com a construção de cerca de 200 ETAR por LM para efluentes domésticos e industriais. Nos anos 70, nos EUA, foram desenvolvidos sistemas alternativos (híbridos), que permitiram a expansão e aplicabilidade desta tecnologia (EPA (1999), Kadlect *et al.* (2000), Kadlec e Wallace (2008), Vymazal e Kropfelova (2008)).

As EG dos serviços de saneamento viram nesta tecnologia uma forma de resolver o tratamento de efluentes de pequenos aglomerados, com baixos custos de exploração e sem necessitarem de recursos humanos muito especializados. Na década de 90, na região da Cova da Beira, começaram a ser instalados os primeiros sistemas, prevendo-se que, no ano 2015, estejam em funcionamento cerca de 300 instalações, sendo a região do país com maior número deste tipo de tecnologia.

Do ponto de vista construtivo, são sistemas normalmente escavados em terra, com toda a superfície basal e de taludes internos impermeabilizados com geotela, de pequena profundidade (1 a 1,5 m), podendo conter um meio de enchimento natural (areão grosso, areia ou brita) ou sintético (agregados artificiais), colonizados com espécies de macrófitas características de terrenos encharcados (Figuras 3.1 e 3.2).

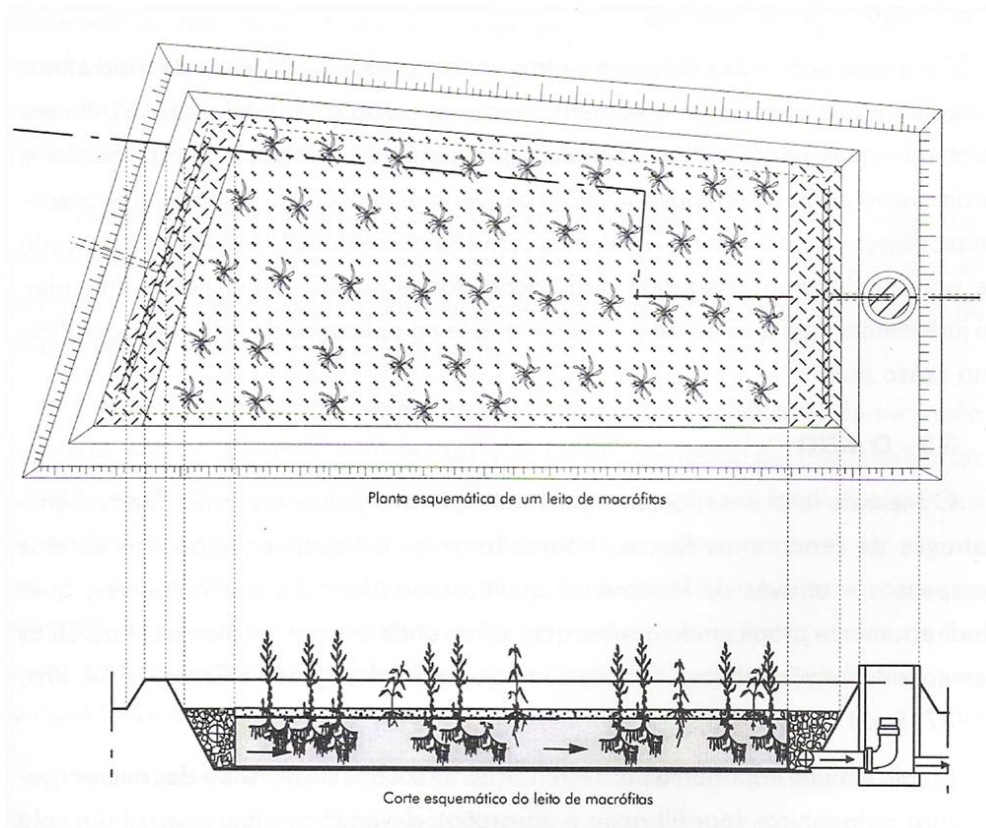


Figura 3.1 - Representação esquemática em planta e corte de um LM (DGA (1989))

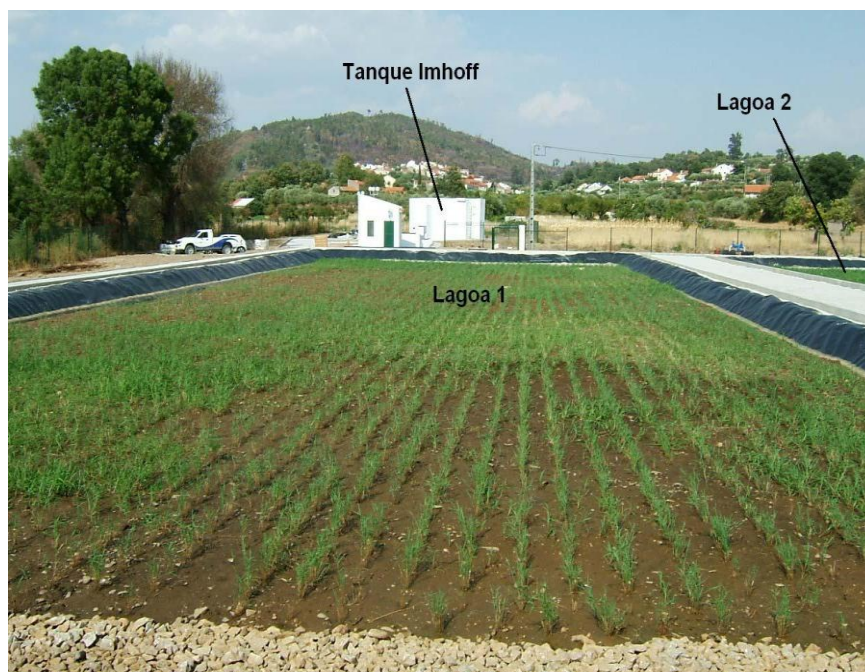


Figura 3.2 – Vista geral de um LM com escoamento subsuperficial integrado numa ETAR para 800 e.p., na fase de arranque (Simões (2009))

O sentido do escoamento 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 na remoção de matéria orgânica, matéria sólida e nutrientes (essencialmente de azoto e fósforo), bem como de microrganismos patogénicos e metais pesados (EPA (1999), Relvão (1999), Kadlec *et al.* (2000), Kadlec e Wallace (2008)).

3.2- Tipos de sistemas

Os LM podem assumir diferentes configurações (Figura 3.3) e classificam-se de acordo com as seguintes características (EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Vymazal (2003), Vymazal e Kropfelova (2008)):

- **Tipo de macrófitas aquáticas dominantes:** submersa, emergente ou flutuantes;
- **Funcionamento dos leitos:** escoamento superficial, subsuperficial (horizontal ou vertical) e híbridos;
- **Nível de tratamento:** secundário, terciário ou de afinação;
- **Meio de enchimento:** enchimento natural (brita, areia, areão grosso ou seixo rolado), ou artificial (agregados de argila leve expandida, agregados geopoliméricos ou poliestireno);
- **Alimentação:** contínua ou descontínua.

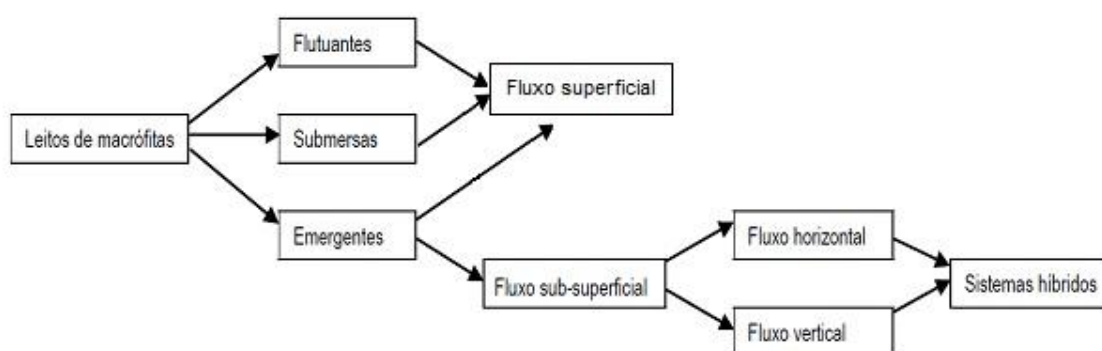


Figura 3.3 – Representação esquemática dos vários tipos de LM

Com as diversas opções disponíveis, existem várias possibilidades de esquemas de tratamentos dentro desta tecnologia. Os sistemas mais frequentemente adoptados em Portugal são os de escoamento subsuperficial e horizontal (ESSH), que, normalmente, incluem dois leitos em paralelo que têm a opção de trabalhar em série. Ultimamente, algumas instalações alteraram um dos leitos pondo-o a funcionar com escoamento subsuperficial e vertical (ESSV), com o objectivo de aumentar o oxigénio dissolvido (OD) e de aumentar a remoção de matéria orgânica e azoto amoniacal.

A configuração do leito, o nível do líquido, o modo de operação e o tipo de planta a instalar são equacionados em função das variáveis climatológicas, das características do afluente e do espaço disponível para a instalação das infra-estruturas. Assim, os LM apresentam-se como

uma tecnologia de fácil exploração e que apresenta uma flexibilidade de operação que a torna vantajosa para vários cenários de tratamento.

As principais vantagens desta tecnologia são (EPA (1999), Relvão (1999), Kadlect *et al.* (2000), Vymazal (2003), Vymazal e Kropfelova (2008)):

- Baixo custo de construção comparativamente com os sistemas convencionais de lagunagem, lamas activadas e leitos percoladores, para a mesma dimensão de população servida;
- Baixo custo de exploração comparativamente com os sistemas de lamas activadas e leitos percoladores, devido à ausência de equipamento electromecânicos e ao baixo consumo energético, bem como à utilização de poucos produtos químicos;
- Manutenção relativamente simples, não necessitando de mão-de-obra qualificada e dispensando o supervisionamento a tempo inteiro, contrariamente aos sistemas convencionais de lamas activadas e leitos percoladores, que requerem um acompanhamento técnico permanente;
- Boa integração ecológica e aceitação pública, devido à presença das plantas que lhes confere um bom enquadramento paisagístico e de não serem perceptíveis odores, além de permitirem o desenvolvimento de habitats para inúmeras espécies da fauna local, estabelecendo ecossistemas próprios.

O tratamento a montante 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.

3.2.1- Sistemas de escoamento superficial

Os sistemas com escoamento superficial apresentam uma superfície líquida acima do meio de enchimento e estão colonizados com macrófitas submersas ou flutuantes (Figura 3.4). Normalmente têm uma profundidade entre 0,6 a 1,2 m e declives de fundo entre 0,5% a 1,5% (EPA (1999)) e um corpo de água geralmente pouco profundo (0,5 a 1 m). Relvão (1999) refere que, por vezes, é incluída uma camada que suporta a vegetação emergente, de espessura reduzida (cerca de 0,10 m), à base de brita e/ou areão. As espécies de macrófitas mais utilizadas são a *Typha latifolia* e *Phragmites australis* (emergentes), a *Eichhornia crassipes* e *Lemna* spp. (flutuantes) e a *Potamogeton pectinatus* e *Elodea canadensis* (submersas).

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

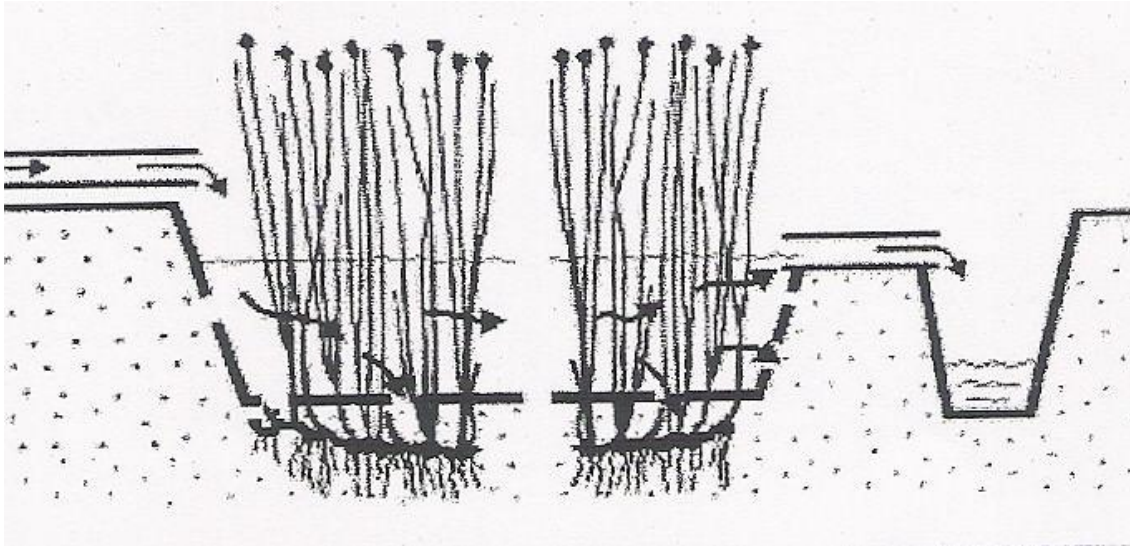


Figura 3.4 - Leito de macrófitas superficial com plantas emergentes (Dias *et al.* (2000))

3.2.2- Sistemas de escoamento subsuperficial

O sistema de escoamento subsuperficial caracteriza-se por apresentar uma profundidade total entre 0,6 e 1,2 m, estando o nível do líquido localizado entre 0,3 e 0,5 m do topo de enchimento. A altura média do líquido é de 0,6 m (Relvão, (1999), Dias *et al.* (2000)). O escoamento subsuperficial visa reduzir a ocorrência de odores e de insectos e também reduzir o risco de contacto das pessoas com a água residual. A alimentação do leito pode ser efectuada de modo horizontal ou de modo vertical, criando os sistemas LM-ESSH e LM-ESSV. Qualquer um destes tipos inclui macrófitas emergentes como a *Scirpus lacustris*, *Typha latifolia* e *Phragmites australis* (a mais comum na Europa).

O sistema LM-ESSH é o mais vulgar em Portugal e na maioria dos países europeus e mediterrânicos (Figura 3.5). A alimentação do leito é efectuada ao longo do topo da sua secção transversal, movendo-se o líquido horizontalmente através do meio poroso e da rizosfera (região onde o solo e as raízes das plantas entram em contacto), não existindo escoamento superficial. A recolha do efluente tratado é realizada no extremo oposto à entrada, para ser descarregado, normalmente, numa linha de água.

O LM-ESSV pode apresentar escoamento vertical ascendente ou descendente. Nos sistemas ascendentes o escoamento ocorre por contra-corrente e por capilaridade, normalmente com a utilização de sistemas mecânicos. Nos sistemas descendentes (Figura 3.6), a água residual entra verticalmente pela superfície do leito, infiltrando-se rapidamente até ser recolhida inferiormente junto à base do leito, ocorrendo, então, um escoamento horizontal até à saída. A eficiência de remoção de poluentes nestes sistemas depende das propriedades do material de enchimento.

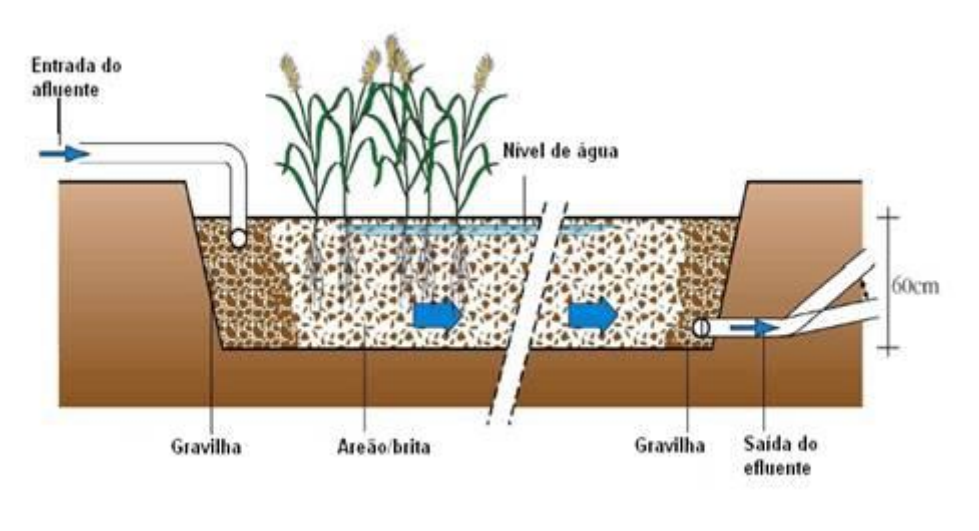


Figura 3.5 – Representação esquemática de um LM-ESSH (Iweme *et al.* (2005))

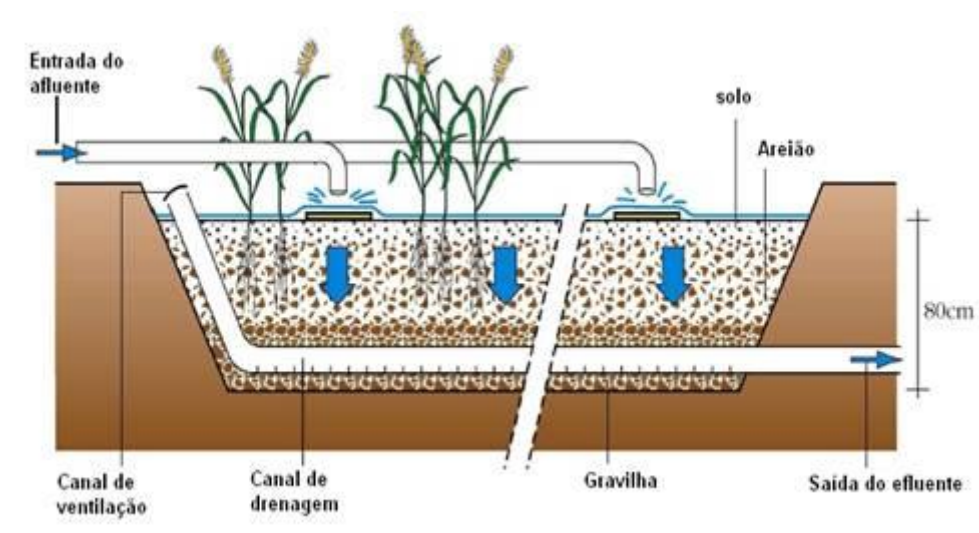


Figura 3.6 – Representação esquemática de um LM-ESSV (Iweme *et al.* (2005))

3.3– Componentes do sistema

3.3.1– Meio de enchimento

O meio de enchimento, essencial para o desenvolvimento de biofilme e fixação de plantas, é, normalmente, constituído por material natural (normalmente brita, podendo ser também utilizado solo arenoso, areia ou areão grosso e seixo rolado), e material sintético (agregados geopoliméricos, de poliestireno ou de argila leve expandida, vulgarmente chamada de LECA), como se exemplifica na Figura 3.7 para dois tipos de materiais.

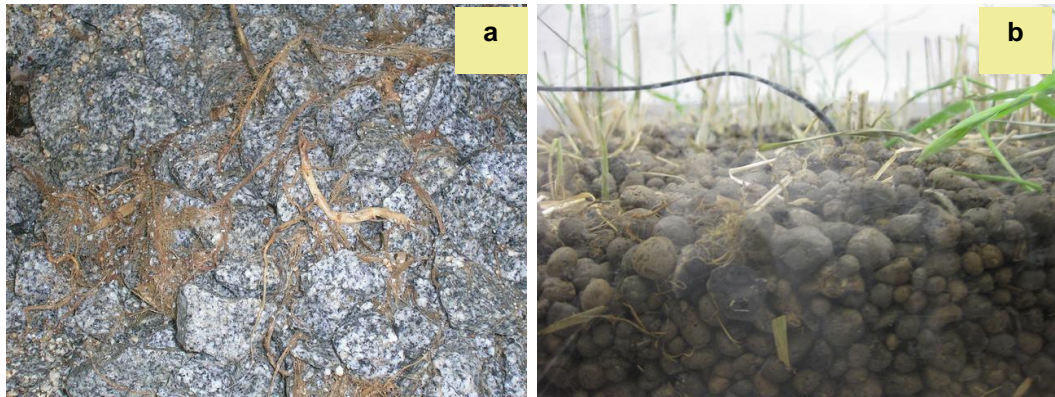


Figura 3.7 – Materiais utilizados em LM: a) brita com rizomas e raízes; b) Filtralite com plantas

Podem ser colocadas camadas de granulometria crescente, normalmente no sentido ascendente, ou camadas homogêneas do mesmo tipo de material. A granulometria do material, o diâmetro efectivo, a porosidade, a densidade, a superfície específica e o índice de vazios são propriedades importantes para um bom desenvolvimento do biofilme e de plantas e para permitir uma adequada condutividade hidráulica, essencial para o escoamento regular no leito e a minimização da colmatação (EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Vymazal e Kropfelova (2008)). Na Tabela 3.1. apresentam-se as propriedades típicas de alguns materiais utilizados em LM.

Tabela 3.1 - Características de alguns tipos de material de enchimento utilizados em leitos de macrófitas (EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Maxit (2004), Vymazal e Kropfelova (2008))

Material	Diâmetro da partícula (mm)	Índice de vazios (n)	Superfície específica (m²/m³)
Areia	2-3	0,35–0,50	200-500
Filtralite MR	3-10	0,40-0,50	2500-3000
Filtralite NR	3-10	0,40-0,50	300-1500
Esferas poliestireno	3-6	0,30-0,35	1200
Brita	10-100	0,38-0,45	300-700

O material aconselhável para o leito deve ter baixa granulometria, para favorecer a remoção de sólidos em suspensão e de microrganismos patogénicos. Uma granulometria mais fina permite uma remoção superior de microrganismos e uma melhor adsorção dos nutrientes, todavia implicam uma maior área para tratamento (Relvão (1999)). Pelo contrário, os leitos mais permeáveis, com maior granulometria, a 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 (CH) mais elevadas e a colmatação desenvolve-se mais devagar, aspecto importante nos dois primeiros anos de funcionamento (EPA (1999), Relvão (1999)).

A colmatação do leito é um problema comum e dos que mais preocupa as EG, e que está relacionada com as características de material de enchimento, crescimento excessivo de biomassa, excesso de SST e de matéria orgânica particulada de difícil biodegradação, formação de precipitados e desenvolvimento de rizomas e de raízes. A utilização de material sintético com maior índice de vazios tem-se mostrado mais eficaz para combater este problema, prolongando a vida útil do enchimento. Contudo, a principal forma de minimizar a colmatação é introduzir um tratamento primário eficaz a montante que reduza os SST a valores inferiores a 100 mg/l ou evite que as cargas à entrada dos leitos sejam superiores a 6 g SST/(m².d) e 16 g CQO/(m².d), tal como recomendado na norma alemã ATV A-262 (1998).

Associada à colmatação aparece o curto-circuito hidráulico, que conduz ao escoamento por caminhos preferenciais, e que é bem notado no leito. Normalmente, as zonas com volume morto não apresentam plantas, enquanto as zonas com caminhos preferências apresentam desenvolvimento de plantas (ou seja, é possível, à superfície, perceber-se o que se passa no meio de enchimento. A detecção mais pormenorizada destes mecanismos e a avaliação da sua extensão, bem como do volume útil disponível para reacção, pode ser determinada através de ensaios de traçagem e da utilização de modelos que explicam o escoamento em meio poroso, como a equação de advecção-dispersão-reacção e o modelo de N tanques em série (Kadlec e Wallace (2008)).

Neste meio complexo de agregados, raízes e rizomas coabitam com uma grande variedade de microrganismos (bactérias, fungos, algas e protozoários), que utilizam os compostos poluentes para obterem carbono, nutrientes e energia para as suas actividades de crescimento e manutenção.

3.3.2– Plantas

As macrófitas são plantas hidrófitas, que necessitam de água para a sua manutenção e crescimento, características de ambientes húmidos ou encharcados (e.g. pântanos e galerias ripícolas) que toleram a submersão em períodos longos, e incluem macro-algas, líquenes, briófitos, pteridófitos e plantas superiores.

As mais utilizadas nos LM são os caniços (*Phragmites australis*), os juncos (*Scirpus lacustris*) e as espadanas (*Typha latifolia*). Normalmente são divididas em quatro grupos (EPA (1999), Kadlect *et al.* (2000), Vymazal (2003), Vymazal e Kropfelova (2008)), como apresentado na Figuras 3.8 e 3.9:

- 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*.

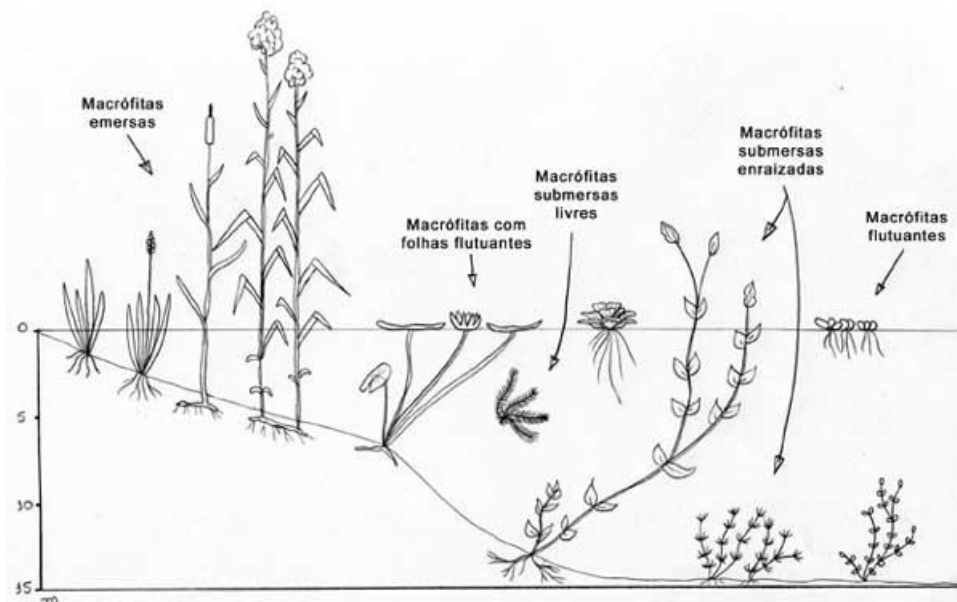


Figura 3.8 - Tipos de macrófitas

O metabolismo destas plantas permite a criação de um meio rico em oxigênio, que permite uma boa adesão e desenvolvimento de biofilme aeróbio (heterotrófico e autotrófico nitrificante), responsável pela decomposição aeróbia da matéria orgânica e a oxidação do amônio. A existência de aerênquima (membrana aberta), permite a acumulação de bolhas de ar junto às raízes e rizomas, facultando a circulação de água, e a liberação de oxigênio na rizosfera, que é utilizado para a remoção de carbono e azoto amoniacal.

Assim, o ambiente subsuperficial apresenta uma complexa matriz de ambientes bioquímicos (aeróbios, anaeróbios e anóxicos), que permitem a ocorrência de diversas reações de oxidação-redução responsáveis pela remoção de carbono, de azoto e fósforo, catalisadas por enzimas segregadas por microrganismos de natureza diversificada (autotróficos nitrificantes e desnitrificantes e heterotróficos nitrificantes e desnitrificantes).

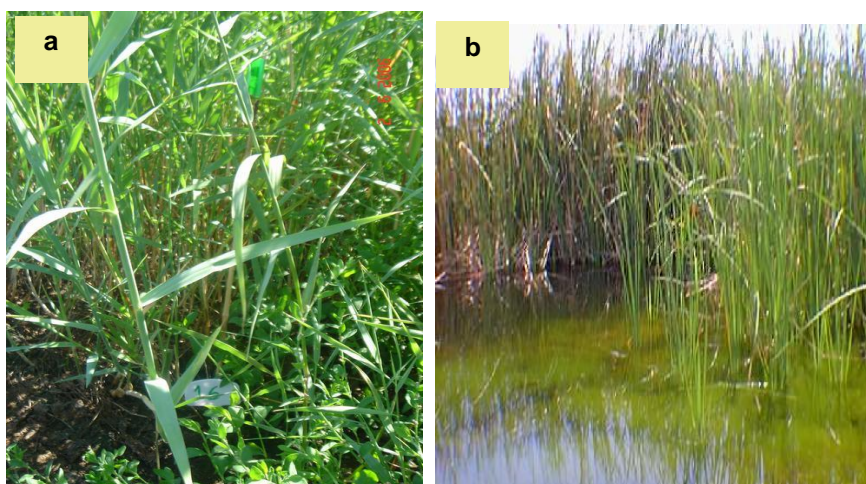


Figura 3.9 – Macrófitas utilizadas em LM (Simões (2009)): a) *Phragmites australis*, b) *Typha latifolia*

3.3.3– Dispositivos de operação

A alimentação do leito de macrófitas é, por norma, feita através de uma tubagem horizontal em “T” (Figura 3.10), perfurada a meia cana e instalada perpendicularmente ao sentido do escoamento, distribuindo o afluente de forma homogénea por toda a secção transversal do leito, a fim de evitar o aparecimento de zonas mortas e de caminhos preferenciais (curto-circuito hidráulico). Em regra, a tubagem de saída é semelhante à da entrada (Figura 3.10), porém inclui um sifão para controlo do nível do leito e uma caixa de recepção do efluente final para posterior encaminhamento para o meio receptor.

A recirculação é uma operação de recurso para estabilizar a carga hidráulica (quando esta é baixa relativamente ao admitido em projecto) ou para aumentar a remoção de carga orgânica e de azoto, embora incrementa os custos de exploração. É utilizada em 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 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 dos leitos.

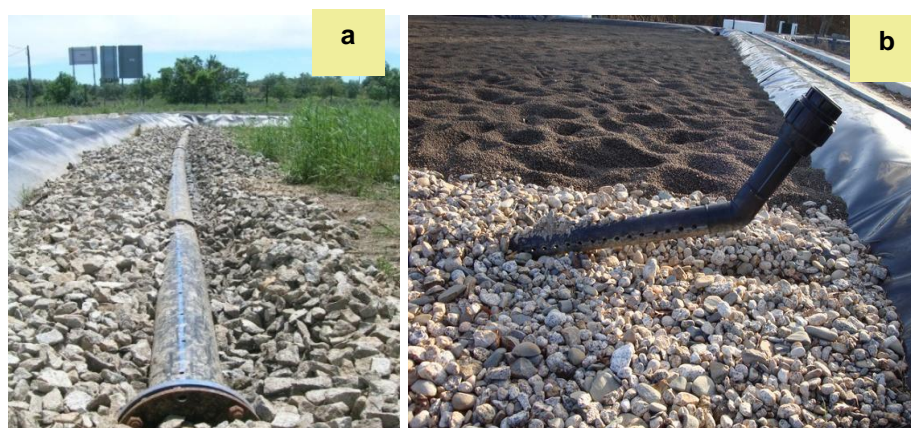


Figura 3.10 – Dispositivos de alimentação (a)), em LM com brita, e de recolha do efluente tratado (b)), em LM com Filtralite, com tubagem horizontal em “T” (Simões (2009))

O aumento da carga hidráulica (CH) 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 (Simões (2009)).

3.4- Parâmetros de dimensionamento e controlo

O dimensionamento mais comum deste tipo de infra-estruturas é realizado tendo em atenção a concentração de CBO_5 afluente e o limite imposto na descarga, a área necessária para tratamento e a profundidade do líquido, que pode ser determinada em função do tipo de plantas utilizadas.

O escoamento em LM-ESSH e LM-ESSV é do tipo fluxo-pistão, sendo a remoção de matéria orgânica descrita por uma cinética de decaimento de primeira ordem. O tempo de retenção hidráulico (TRH), a par da CH, que o condiciona, são parâmetros utilizados mais para o controlo de funcionalmente do que para o dimensionamento dos leitos.

O dimensionamento segue, em geral, um método empírico, que tem sido modificado por alguns autores com base no tipo de cinética assumida (primeira ou segunda ordem) e na introdução de um coeficiente que se relaciona com a temperatura.

3.4.1- Critérios hidráulico-sanitários

Os principais critérios hidráulico-sanitários utilizados para o dimensionamento de LM-ESSH e LM-ESSV, bem como para a sua operação são a CH, TRH, carga orgânica (COA), em termos de CBO_5 ($COA(CBO_5)$ ou de CQO ($COA(CQO)$)), carga de sólidos (CSSA) e área específica superficial por e.p. (AES), como apresentado na Tabela 3.2. As cargas de azoto, em termos de NH_4 (CNH_4A), NO_3 (CNO_3A) ou TN (CNT) e de fósforo (CTPA) são critérios para avaliara o funcionamento dos leitos durante a sua exploração.

Tabela 3.2 – Critérios hidráulico-sanitários para LM-ESSH e LM-ESSV (EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Korkusuz (2005))

TRH (d)	CH (cm/d)	COA (g CBO_5 /(m ² .d))	COA (g CQO/(m ² .d))	CSSA (g SST/(m ² .d))	AES (m ² /hab)
5 – 15	2 – 20	2 – 15	5 – 20	5 - 10	3 – 6

Os parâmetros de carga (hidráulica e orgânica) fornecem os elementos para o cálculo ou verificação da área superficial, volume e TRH, enquanto o nível do líquido é determinado em função do volume efectivo e da profundidade de enraizamento das plantas. A CH identifica o caudal escoado por unidade de área, sendo, no caso dos sistemas por filtração, numericamente igual à velocidade média aparente de escoamento. A carga mássica é definida,

normalmente, pela carga aplicada (e.g. CBO₅, CQO, SST e TN) por unidade de área superficial e por unidade de tempo.

Seguidamente apresentam-se as expressões que normalmente são utilizadas para o dimensionamento de LM-ESSH e LM-ESSV. Tal como em qualquer sistema de escoamento do tipo fluxo-pistão, a remoção de CBO₅ desenvolve-se de acordo com uma cinética traduzida pela Eq. (3.1) (EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Kadçec e Wallace (2008)):

$$\frac{C_a}{C_e} = e^{-K_t \cdot TRH} \quad (3.1)$$

onde C_a é a CBO₅ do afluente (M/L³), C_e é a CBO₅ do efluente (M/L³) e K_t é a constante de biodegradação dependente da variação da temperatura (T⁻¹).

A área superficial (A_S) pode ser estimada de acordo com a Eq. (3.2) (EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Kadçec e Wallace (2008)).

$$A_S \geq \frac{Q_m \cdot \ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right)}{K_t \cdot n \cdot h_s} \quad (3.2)$$

onde n é o índice de vazios do leito, h_s o nível no interior do leito (L) e Q_m é o caudal médio diário (L³/T).

O valor de K_t pode ser calculado através da Eq. (3.3) (EPA (1999)):

$$K_t = K_{20} \cdot \theta^{(t-20)} \quad (3.3)$$

sendo K₂₀ a constante de biodegradação a 20°C (T⁻¹), θ 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).

Para o cálculo da secção transversal (A_T) do leito utiliza-se, normalmente, a Eq. (3.4) (EPA (1999), Kadlec e Wallace (2008)):

$$A_T = \frac{Q_m}{K_s \cdot \frac{dH}{dCL}} \quad (3.4)$$

onde K_s é a condutividade hidráulica do leito saturado (L/T), dH/dC é o gradiente hidráulico (L/L) e CL o comprimento do leito (L).

O valor de K_s é função do tipo de enchimento, variando entre valores de 41 m/d para a areia e 4 100 m/d para a gravilha grossa, recomendando-se valores entre 100 e 400 m/d (Kadlec *et al.* (2000)). A utilização de CH abaixo de 8 cm/d 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 fundo do leito (entre 0,5 e 2%).

O OD pode ser limitante, em especial em LM-ESSH, podendo afectar a remoção de poluentes (nomeadamente matéria orgânica e amónio). O oxigénio actua como agente regulador da nitrificação/desnitrificação. De acordo com Vymazal e Kropfelova (2008), quando o seu valor é inferior a 0,5 mg/L, 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, Kadlec *et al.* (2000) e Korkusuz (2005) observaram valores de 2 a 12 g/(m².d).

3.4.2 - Parâmetros climatológicos

A temperatura, a pluviosidade e a evapotranspiração são factores que influenciam o funcionamento de LM. As taxas de remoção de matéria orgânica e azoto são superiores nos meses com mais elevada temperatura e na época vegetativa (Fevereiro a Setembro). Temperaturas mais altas favorecem a cinética de remoção, enquanto o crescimento da biomassa vegetal leva a maior consumo de azoto e fósforo.

O caudal efluente (Q_{out}) ao LM pode ser entre um terço e metade do observado à entrada (Q_{in}), com maior agravamento nos meses quentes, devido à evapotranspiração, como observado por Albuquerque *et al.* (2009b). Como referem Kadlec *et al.* (2000) e Vymazal e Kropfelova (2008), esta variação está associada à precipitação, infiltração e evapotranspiração.

Deste modo, considerando que não existe retenção no interior do leito, a equação de balanço hidrológico é traduzida pela Eq. (3.5) (Kadlec e Wallace (2008)):

$$Q_{out} = Q_{in} + P - ET - I \quad (3.5)$$

Onde Q_{out} é o caudal à saída do leito (L³/T), Q_{in} o caudal à entrada do leito (L³/T), P a precipitação (L³/T), I a infiltração (L³/T) e ET a evapotranspiração (L³/T)

A ET é a perda de água através da evaporação directa e a transpiração das plantas. Este processo ocorre diariamente e depende da temperatura do ar e da radiação e exposição solar. A ET tem um aumento gradual ao longo do dia, atingindo o pico ao início da tarde, diminuindo posteriormente até ao início do dia seguinte. Em situações de elevada ET, durante períodos mais secos, é possível o caudal efluente ser nulo.

Esta situação pode ser prejudicial para as eficiências de remoção do sistema, uma vez que as concentrações aumentam com a diminuição do volume de água no leito. Nestas circunstâncias, a entrada em funcionamento da recirculação pode ajudar a minimizar o problema.

3.4.3 – Eficiência do tratamento

A eficiência do tratamento na remoção de poluentes em LM é influenciada por factores intrínsecos ao processo, com as características das águas residuais (e.g. concentrações afluentes de CBO₅ e CQO, SST, TN e TP), a alteração das propriedades do meio enchimento (e.g. alteração do índice de vazios), e outros como a ET, colmatação do leito ou entrada de efluentes industriais ou de águas pluviais.

As condições ambientais, tais como a precipitação, intensidade do vento, exposição solar ou formação de gelo, são factores que influenciam as eficiências de tratamento. A precipitação pode introduzir águas pluviais no sistema de drenagem que, ao diluir o efluente, pode prejudicar o desempenho do biofilme nos LM. A manutenção do biofilme exige uma relação equilibrada entre carbono, azoto e fósforo (em geral 100/5/1), e de outros micronutrientes, que é afectada pela diluição do afluente. Por outro lado o aumento da CH pode contribuir para a lavagem excessiva do biofilme e para a diminuição do TRH para valores que não adequados ao tratamento.

O aumento da intensidade do vento, da temperatura e da exposição solar levam a um aumento da ET e, conseqüentemente, á diminuição do volume no leito, contribuindo para o agravamento da concentração dos poluentes no leito.

A eficiência de tratamento é também condicionada pela flutuação de cargas (orgânicas, de sólidos ou de nutrientes). As variações de carga orgânica estão, normalmente, associadas a descargas de efluentes industriais, em zonas rurais são mais de origem agro-pecuária, com elevada concentração de matéria orgânica particulada. A concentração elevada de SST e inertes está, muitas vezes, associada à entrada de caudais de infiltração que transportam matéria sólida dos pavimentos e taludes, enquanto que a entrada de cargas elevadas de azoto e fósforo está, normalmente, associada a efluentes agro-pecuários e a escorrências de campos agrícolas que entram para a rede de drenagem.

Os LM têm mostrado boa capacidade para lidar com a variação de carga, sendo mais sensível ás variações de CH.

4.- Plano experimental

O Plano Experimental incluiu quatro Fases de trabalho principais (Figura 4.1):

Fase I - Definição da área de drenagem que pode contribuir com águas pluviais para a rede de drenagem de águas residuais afluente à ETAR de Vila Fernando (nomeadamente as povoações de Vila Fernando e Vila Fernando Gare) e estimativa do respectivo escoamento.

Fase II - Estimativa do caudal médio (diário e mensal) de águas residuais teoricamente rejeitado na rede de drenagem de águas residuais afluente à ETAR de Vila Fernando, a partir de dados de consumos de água de abastecimento público fornecidos pelo SMAS da Guarda.

Fase III - Levantamento de medições de caudal efectuadas à entrada da ETAR de Vila Fernando (i.e. do caudal efectivo que entrou na ETAR).

Fase IV – Estimativa do caudal médio de águas pluviais que se infiltrou na rede de drenagem de águas residuais (aflúncias indevidas) e que chegou à ETAR de Vila Fernando e avaliação do seu efeito no desempenho do tratamento secundário (leitos de macrófitas). Avaliação do efeito da variação da CH e do TRH no desempenho do leito para um período de estudo mais alargado. Nesta fase, houve necessidade de fazer o levantamento de dados de caudal junto da entidade gestora (Águas do Zêzere e Côa) e de análises de qualidade, e de recolha de algumas amostras para análises, junto do DEC-IPG.

Para estudo do caudal infiltrado que chegou à ETAR e sua influência na capacidade de tratamento do leito de macrófitas, utilizaram-se dados entre Janeiro de 2008 e Janeiro de 2009 (13 meses), a fim de se poderem analisar períodos pluviosos e secos. Para melhor perceber o efeito da variação da CH afluente ao leito na remoção de matéria orgânica, matéria sólida, azoto e fósforo, optou-se por um período de estudo mais alargado (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009, 24 meses), uma vez que se dispunha de dados de medição de caudal e de análises físico-químicas à entrada e saída do leito, realizados pelo DEC-IPG no âmbito do projecto EVAWET.

Tabela 4.1 – Cronograma de trabalhos

Tempo ►	Set/Out 2009	Nov/Dez 2009	Jan/Fev 2010	Mar/Abr 2010	Mai/Jun 2010
Tarefa ▼					
Fase I					
Fase II					
Fase III					
Fase IV					

4.1– Estimativa do caudal de águas pluviais escoado na bacia drenante (Fase I)

O primeiro passo consistiu na definição da bacia drenante com eventual contribuição para a rede de drenagem de água residuais afluentes à ETAR. De acordo com informações do SMAS da Guarda e da empresa Águas do Zêzere e Côa, a rede de drenagem afluente à ETAR de Vila Fernando é do tipo separativo e recebe as contribuições domésticas dos aglomerados de Vila Fernando e Vila Fernando Gare. Contudo, não são de excluir a entrada de aflúncias pluviais indevidas através de acessórios da rede (em especial de ligações prediais e câmaras de visita), em especial durante eventos de precipitação de elevada intensidade, bem como a infiltração de água subterrâneas através dos mesmos elementos ou de troços de rede fissurados ou fracturados.

A bacia drenante foi delimitada a partir de extractos de 9 cartas militares (Esc. 1:25000), bem como de uma planta cotada (Esc. 1:1000) fornecida pelo SMAS da Guarda, tendo sido feito o reconhecimento local da área através de várias visitas. A estimativa do caudal mensal escoado na bacia foi efectuada a partir dos dados de precipitação recolhidos em três estações udométricas (Almeidinha, Codeceiro e Ramela), tendo sido utilizado o método de Thiessen, e da fórmula racional (Lencastre e Franco (1984)).

4.2- Estimativa do caudal de águas residuais teórico gerado na zona de estudo (Fase II)

Para o cálculo do caudal de águas residuais teoricamente gerado na zona de estudo (contribuições das povoações de Vila Fernando e Vila Fernando Gare), foi necessário estimar a capitação de águas de consumo actual, a partir de dados de consumos (registos de volumes consumidos em contadores), e avaliar a população actual (fixa e flutuante). Estes dados foram analisados com o SMAS da Guarda.

A partir dos consumos de água e da população das povoações de Vila Fernando, Vila Fernando Gare, Quinta do Meio e Quinta de Cima, foi possível estimar uma capitação média de águas de consumo para a zona de estudo, que permitiu a estimativa do caudal médio diário teórico de águas residuais para as populações ligadas à rede de drenagem afectada à ETAR (Vila Fernando, Vila Fernando Gare e Albardo).

4.3- Avaliação da influência do caudal pluvial no desempenho do leito macrófitas da ETAR de Vila Fernando (Fases III e IV)

Para a estimativa da fracção de caudal de águas pluviais que atingiu a ETAR de Vila Fernando, foi necessário cruzar a informação do volume mensal de águas pluviais estimado na Fase I com os registos de caudal mensal detectados à entrada da ETAR (dados fornecido pela Águas

do Zêzere e Côa, Fase III) e com os caudais de águas residuais teoricamente rejeitados para a rede de drenagem (estimados na Fase II).

A avaliação da influência da variação de caudal no desempenho do leito de macrófitas da ETAR de Vila Fernando incluiu uma análise à variação da CH e do TRH no tempo, bem como uma comparação com os valores definidos em projecto, bem como o efeito que provocaram na variação da eficiência de remoção (ER) e das cargas removidas para os parâmetros CBO_5 , CQO, NT, $N-NH_4$, $N-NO_2$, $N-NO_3$, PT, SSV e SST. Para o período entre Janeiro de 2008 e Janeiro de 2009 analisou-se o efeito do caudal de infiltração no desempenho do leito.

5.- Material e métodos

5.1– Delimitação e descrição da bacia drenante (Fase I)

Vila Fernando é uma freguesia do concelho da Guarda (Figura 5.1), com uma área total de 15,97 km², composta por Vila Fernando e Vila Fernando Gare separadas pelo rio Noeme, um afluente do rio Côa, que por sua vez é ele também um afluente do Rio Douro.

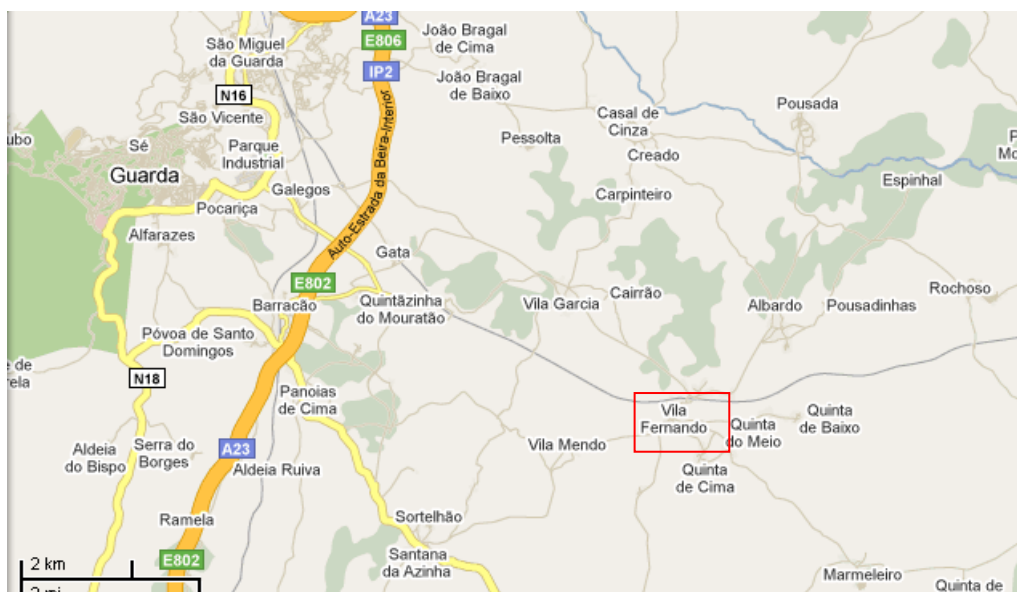


Figura 5.1 - Localização de Vila Fernando (extracto do Google Maps, 2010)

A bacia hidrográfica contributiva para Vila Fernando foi definida a partir de extractos das cartas militares nº 192, 193, 194, 203, 204, 214, 215, 225 e 226 (Esc. 1:25000), tendo sido delimitada unindo as linhas de cumeeira que circundam a linha de água que recebe o efluente final da ETAR de Vila Fernando (Figura 5.2). A bacia é dominada predominantemente por zonas de vegetação, que incluem floresta, pomares e formações arbustivas, áreas com maciços rochosos sem cobertura vegetal ou sem qualquer tipo de solo e aldeias com moradias dispersas. A sua forma é arredondada o que, de acordo com Lencastre e Franco (1984), e de acordo com o tipo de coberto vegetal observado, pode favorecer escoamentos relativamente lentos nas encostas.

A área da bacia é de cerca de 9 068 ha e o seu perímetro ocupa 55 285 m. O curso de água principal (rio Noeme) tem um comprimento de 17 902 m e a altitude na bacia varia entre 755 e 1018 m.

A zona urbana de Vila Fernando Gare apresenta uma área de cerca de 35,3 ha, enquanto a de Vila Fernando estende-se por cerca de 75 ha. São ambas compostas, essencialmente, por habitações unifamiliares com áreas impermeabilizadas nos pátios circundantes das casas, pequenas quintas e jardins e ruas alcatroadas.

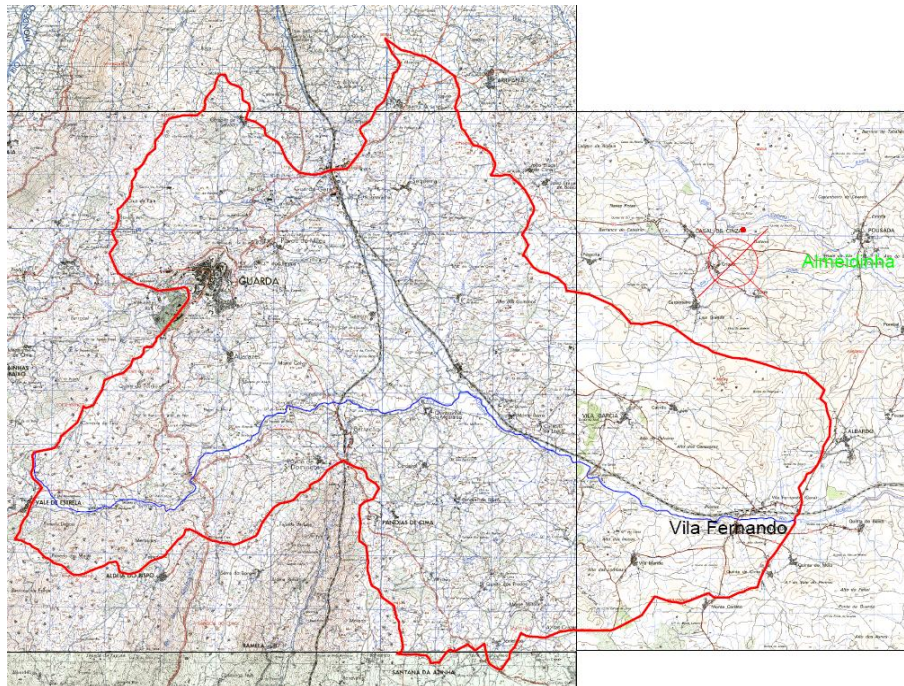


Figura 5.2 -- Bacia hidrográfica contributiva de Vila Fernando

5.2– Estimativa do escoamento na bacia urbana de Vila Fernando (Fase I)

Após a delimitação da bacia foram identificados 3 postos udométricos (Almeidinha, Codeceiro e Ramela) com igual período de registo de precipitação, a fim de ser determinada a precipitação média na bacia através do método dos polígonos de Thiessen (Lencastre e Franco (1984)). Recolheram-se dados de precipitação diária (Anexo I) do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), para o período entre 1 de Janeiro de 2008 a 28 de Fevereiro de 2009, que permitiram estimar a precipitação média mensal. Não se utilizaram valores de precipitação posteriores a Fevereiro de 2009 porque as estações de Ramela e Codeceiro não se encontravam actualizadas até ao final de Maio de 2010 (data definida para a conclusão da parte experimental da dissertação).

A intensidade de precipitação média mensal (I) e o caudal de ponta médio mensal de águas pluviais (Q_p) foram calculados através das Eq. (2.2) e (2.4). Para cálculo do I considerou-se uma área contributiva dos 3 postos udométricos de $90,68 \text{ Km}^2$ e um T_c de $3,11 \text{ h}$, calculado através da Eq. (2.3).

Para o cálculo de Q_p considerou-se uma área de drenagem urbana afectada a Vila Fernando e Vila Fernando Gare de $0,42 \text{ Km}^2$, ($0,35 \text{ Km}^2 + 0,07 \text{ Km}^2$) figura 5.3, tal como traçado no desenho do Anexo II, e um coeficiente C igual a $0,5$ (ver Tabela 2.5 e Figura 2.1).



Figura 5.3 - Disposição de Vila Fernando: 1 - Vila Fernando Gare, 2 - Vila Fernando

5.3– Estimativa de caudal de águas residuais teoricamente rejeitado na zona de estudo (Fase II)

A partir de dados mensais de consumos de água (medidos em contadores à entrada das habitações e alguns fontanários) e de população (fixa e flutuante) das povoações Vila Fernando, Vila Fernando Gare, Quinta de Cima e Quinta do Meio, fornecidos pelos SMAS da Guarda, foi estimada uma capitação média mensal que se considerou representativa da zona que contribuía para a rede de drenagem de águas residuais da ETAR de Vila Fernando. As povoações de Quinta de Cima e Quinta do Meio não têm a sua rede de drenagem de águas residuais ligadas à ETAR de Vila Fernando, mas localizam-se a cerca de 10 km desta povoação.

Os SMAS apenas disponibilizaram dados de consumos conjuntos daquelas quatro povoações, não tendo registos separados de consumos de Vila Fernando, Vila Fernando Gare e Albardo (uma povoação que só em Outubro de 2008 foi ligada à rede de drenagem afluente à ETAR de Vila Fernando). Considerou-se que, estando estas três povoações localizadas na mesma área de influência da ETAR, os hábitos de consumos seriam os mesmos de Quinta de Cima e Quinta do Meio.

A partir das capitações médias mensais e da população de Vila Fernando, Vila Fernando Gare e Albardo (a partir de Outubro de 2008), estimaram-se os caudais médios teoricamente rejeitados em cada mês do período de estudo para a rede de drenagem afluente à ETAR, através da Eq. (2.1), considerando um CAR de 0,8. Entre Janeiro de 2008 e Setembro de 2008 foi utilizada a população residente e flutuante de Vila Fernando e Vila Fernando Gare, entre

Outubro de 2008 e Janeiro de 2009 foi utilizada a população residente e flutuante de Vila Fernando, Vila Fernando Gare e Albardo.

5.4- Descrição da ETAR de Vila Fernando (Fases III e IV)

A ETAR de Vila Fernando está incluída no sistema Multimunicipal de saneamento do Alto Zêzere e Côa e localiza-se nas proximidades de Vila Fernando. Foi dimensionada para um horizonte de 40 anos e entrou em funcionamento em Abril de 2007. Contudo, o consórcio projectista assumiu que as condições de operação (em termos de caudal e cargas afluentes) não variariam entre o ano 20 e o ano 40 (i.e. a população equivalente seria a mesma), como apresentado em Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003).

É constituída pelos níveis de tratamento preliminar (um canal de grades com desarenador gravítico de secção rectangular e um medidor de caudal do tipo Venturi), primário (um tanque Imhoff de secção circular) e secundário (dois leitos macrófitas em paralelo), como se apresenta esquematicamente na Figura 5.3. A descarga do efluente tratado é realizada num afluente do rio Noeme. As lamas, depois de digeridas do tanque Imhoff, são descarregadas por pressão hidrostática em leitos de secagem para a sua desidratação final.

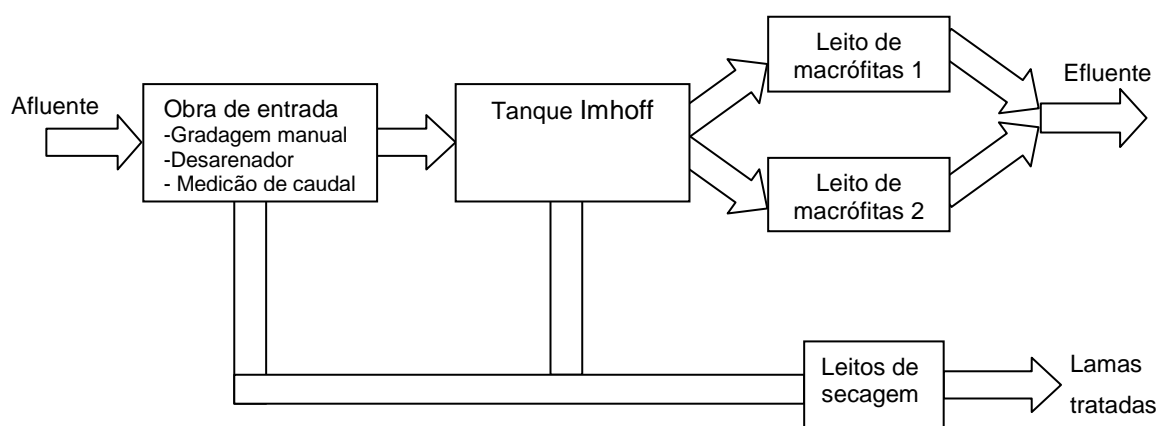


Figura 5.4 - Representação esquemática da ETAR de Vila Fernando

Os leitos de macrófitas são do tipo LM-ESSH e funcionam em paralelo, com o meio de enchimento constituídos por uma camada homogénea de argila expandida (nome comercial Filtralite MR 8-10, cujo aspecto é apresentado na Figura 5.4) com 0,8 m de altura e colonizada com *Phragmites australis*. A saída é constituída por uma tubagem de fácil ajuste, tipo sifão invertido, que permitia controlar o nível de líquido no interior dos leitos.

O aspecto dos leitos no início da monitorização (Janeiro de 2008), aproximadamente 6 meses após o arranque, é apresentado na Figura 5.5. As suas características e as condições de operação previstas em projecto são apresentadas nas Tabelas 5.2 e 5.3, respectivamente.

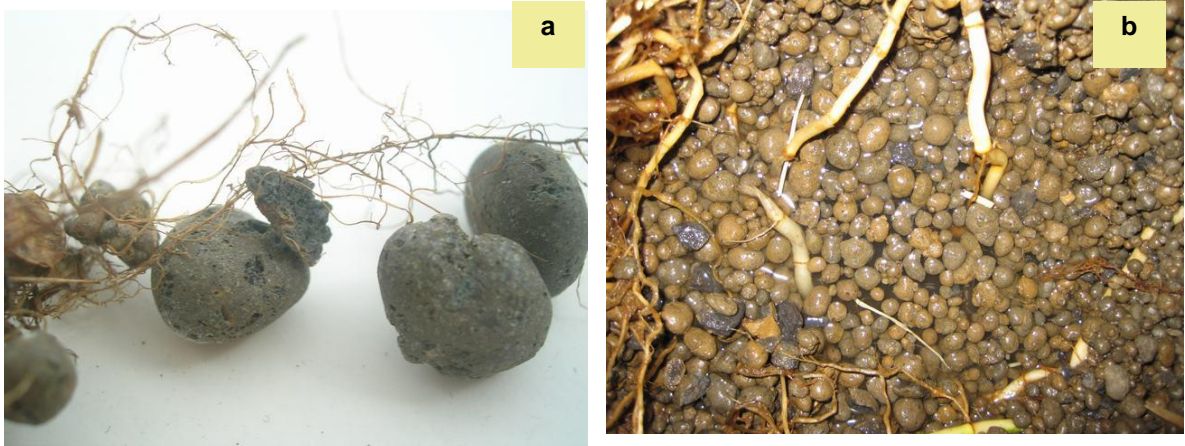


Figura 5.5 – Filtralite MR 8-10: a) grão com rizomas; b) aspecto no interior do leito



Figura 5.6 – Leitos de macrófitas da ETAR de Vila Fernando

Tabela 5.1 - Características dos leitos de macrófitas da ETAR de Vila Fernando

Características de cada leito	Valores
Comprimento (m)	23
Largura (m)	18
Altura do meio de enchimento (m)	0,8
Altura da camada submersa (m)	0,5
Diâmetro médio do grão (mm)	4-8
Densidade seca (kg/m ³)	600
Superfície específica do grão (m ² /m ³)	1 250
Índice de vazios da camada submersa	0,45
Área total (m ²)	414
Área útil (m ²)	186,3
Volume útil molhado (m ³)	93,2
Declive (%)	1

Tabela 5.2 - Condições de operação previstas em projecto (Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (2003), Maxit (2004))

Parâmetros	Intervalo de valores Ano 2007 - Ano 2027
Caudal médio (m ³ /d)	26.5 – 49
Carga hidráulica (cm/d)	6,4 – 11,8 (14,2 – 26,3) ¹⁾
Tempo de retenção hidráulico (d)	7,8 – 4,2 (3,5 – 1,9) ¹⁾
CBO ₅ (mg/L)	200 – 400
CQO (mg/L)	500 – 700
SST (mg/L)	320 – 500
Carga orgânica aplicada (g CBO ₅ /(m ² d))	13 – 47
Carga orgânica aplicada (g CQO/(m ² d))	32 - 83
Carga de sólidos aplicada (g SST/(m ² d))	21 - 59

¹⁾ Entre parêntesis apresentam-se os valores considerando a área útil ou o volume útil molhado

5.5– Recolha de dados de medição de caudal e de campanhas de amostragem (Fases III e IV)

Só um dos leitos esteve em operação durante o período de estudo, uma vez que a população com ligação à ETAR era inferior à prevista para o ano 0. Assim, a EG optou por colonizar e alimentar o segundo leito, apenas quando se verificar que o primeiro já atingiu a carga máxima prevista para a sua operação.

O caudal mensal de águas residuais afluente ao leito foi determinado a partir de leituras mensais de volume registadas num caudalímetro do tipo Venturi, instalado na tubagem de entrada no tanque Imhoff (Figura 5.6), com ligação a um transdutor de caudal tipo ICI, modelo digital, preparado para o registo de caudal instantâneo. Os respectivos valores médios diários foram estimados tendo em atenção a diferença de volume medida mensalmente e o número de dias correspondentes a suas medições sucessivas (Fase III).

Recolheram-se amostras mensais do afluente e efluente do leito de macrófitas, para análise dos seguintes: pH, temperatura, CBO₅, CQO, SST, SSV, NT, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ e PT (Fase IV). As análises foram realizadas no DEC-IPG.

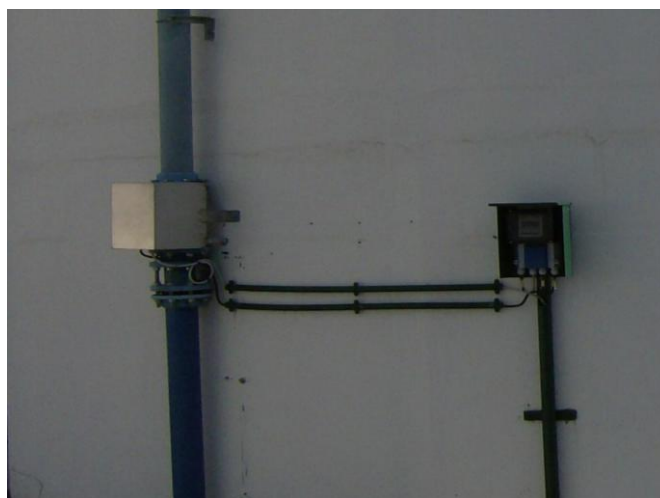


Figura 5.7 – Medidor de caudal à entrada da ETAR de Vila Fernando

5.6– Métodos analíticos

A temperatura e o pH foram determinados directamente no local 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 DEC-IPG, onde se realizaram as análises aos restantes parâmetros físico-químicos.

Para determinação da CQO, TN, N-NH₄ e TP foram utilizados cuvetes-teste e um espectrofotómetro de visível (340 nm a 900 nm) Cadas 50, com tecnologia de raio de referência (RBT), da HACH LANGE. Para a CQO utilizaram-se os testes LCK 314 (15-150

mg/L) e LCK 514 (100-2000 mg/L), que incluiu uma oxidação com dicromato de potássio, de acordo com a norma DIN 38409-4. O N-NH₄ foi determinado através do teste LCK 303 (2-47 mg/L), de acordo com o procedimento da norma DIN 38406-E 5-1, enquanto o TN foi determinado com os testes LCK 138 (1-16 mg/L) e LCK 238 (5-40 mg/L), de acordo com o método de 2.6-dimethylphenol (APHA-AWWA-WEF (1999)). O PT foi determinado com o teste LCK 350 (2-20 mg/L), seguindo a norma DIN 38405-D11-4.

A CBO₅, SST e SSV foram determinados de acordo com as normas 5210B, 2540D e 2540E, respectivamente, do Standard Methods (APHA-AWWA-WEF (1999)).

6.- Resultados

6.1– Caudais estimados (Fases I e II) e medidos (Fase III)

A intensidade de precipitação média mensal (I) e o caudal médio mensal de águas pluviais estimado para a bacia drenante de Vila Fernando (Fase I) são apresentados na Tabela 6.1. Na Tabela 6.2 apresentam-se os valores de população, capitação média diária e caudal médio mensal teórico estimados a partir dos consumos de água (Fase II), enquanto na Tabela 6.3 apresentam-se os valores de caudal médio mensal medidos à entrada da ETAR de Vila Fernando (Fase III). Na Figura 6.1 apresenta-se a variação de caudal médio diário no tempo para as Fases I a III.

Tabela 6.1 – Intensidade de precipitação e escoamento médio na bacia urbana de Vila Fernando (Fase I)

Mês	I (mm/h)	Qp	
		(m ³ /mês)	(m ³ /d)
Janeiro de 2008	0,651	107 167	3 457
Fevereiro de 2008	0,550	84 555	2 916
Março de 2008	0,297	48 914	1 578
Abril de 2008	1,361	216 687	7 223
Mai de 2008	0,728	119 704	3 861
Junho de 2008	0,140	22 281	743
Julho de 2008	0,022	3 620	117
Agosto de 2008	0,039	6 370	206
Setembro de 2008	0,315	50 221	1 674
Outubro de 2008	0,393	64 752	2 089
Novembro de 2008	0,394	62 777	2 093
Dezembro de 2008	0,610	97 092	3 236
Janeiro de 2009	1,192	196 047	6 324

Tabela 6.2 – Estimativa do caudal médio mensal teórico produzido na bacia urbana de Vila Fernando (Fase II)

Mês	População (habitantes) ¹⁾	Consumo (m³/mês) ¹⁾	Capitação (L/(hab.d) ¹⁾	População (habitantes) ²⁾	Qm (m³/mês) ²⁾
Janeiro 2008	316	1 132	145	202	1 471
Fevereiro 2008	316	799	109	202	1 376
Março 2008	316	814	104	202	1 471
Abril 2008	316	906	120	202	1 423
Mai 2008	316	717	92	202	1 471
Junho 2008	577	1 773	128	369	2 599
Julho 2008	577	2 603	182	369	2 686
Agosto 2008	577	2 527	177	369	2 686
Setembro 2008	577	1 628	118	369	2 599
Outubro 2008	316	1 067	136	202	1 471
Novembro 2008	316	1 063	140	372	1 423
Dezembro 2008	316	1 316	168	372	1 423
Janeiro 2009	316	1 401	179	202	1 471

¹⁾ Vila Fernando, Vila Fernando Gare, Quinta do Meio e Quinta de Cima

²⁾ Vila Fernando, Vila Fernando Gare e Albardo

Tabela 6.3 – Caudal médio mensal medido à entrada da ETAR de Vila Fernando (Fase III)

Mês	Qm (m³/mês)	Mês	Qm (m³/mês)
Janeiro 2008	1 359	Janeiro 2009	4 968
Fevereiro 2008	1 251	Fevereiro 2009	6 780
Março 2008	696	Março 2009	2 588
Abril 2008	3 380	Abril 2009	1 464
Mai 2008	1 144	Mai 2009	1 003
Junho 2008	654	Junho 2009	736
Julho 2008	505	Julho 2009	761
Agosto 2008	467	Agosto 2009	607
Setembro 2008	313	Setembro 2009	334
Outubro 2008	333	Outubro 2009	1 457
Novembro 2008	593	Novembro 2009	3 366
Dezembro 2008	1 764	Dezembro 2009	8 118

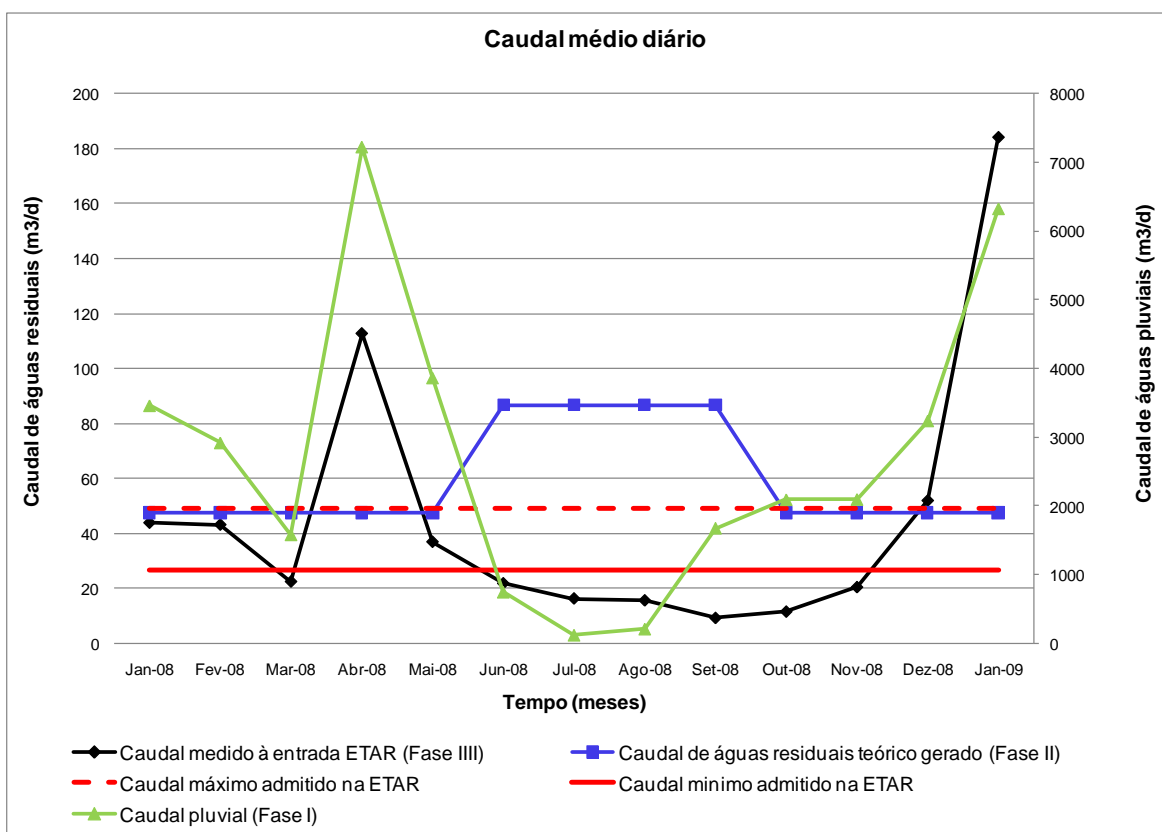


Figura 6.1 - Variação de caudal médio diário no tempo para as Fases I, II e III (Janeiro de 2008 a Janeiro de 2009)

6.2- Condições de operação da ETAR (Fases III e IV)

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 $N-NH_4$, $N-NO_2$ (azoto nitroso) e $N-NO_3$ (azoto nítrico) respectivamente, que aparecem também mais amplamente referidos na bibliografia consultada (Relvão (1999), EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Vymazal e Kropfelova (2008), Oliveira (2008), Simões (2009)). A referência à matéria orgânica estará associada aos parâmetros CBO_5 e CQO e a matéria sólida ao parâmetro SST.

As condições de operação registadas à entrada do leito são apresentadas na Tabela 6.4., enquanto nas Figuras 6.2 a 6.5. apresentam-se as variações dos parâmetros monitorizados ao longo do tempo (afluente e efluente do leito de macrófitas). Não são apresentados gráficos para as variações das concentrações de nitratos e nitritos por terem sido muito baixas (em alguns meses foram abaixo do limite de detecção). A variação do caudal medido à entrada da ETAR é apresentada na Figura 6.1. Os resultados globais são apresentados no Anexo III.

Tabela 6.4 – Condições de operação do leito de macrófitas da ETAR de Vila Fernando (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

Parâmetro	Afluente ¹⁾	Efluente ¹⁾	ER ¹⁾ (%)
Caudal (m ³ /d)	61,6 ± 28,5 (10,4 - 261,9)	-	-
Temperatura (°C)	15,4 ± 1,3 (11,0 - 24,5)	15,2 ± 1,4 (10,0 - 24,5)	-
pH	- (6,2 - 7,3)	- (6,1 - 7,7)	-
CBO ₅ (mg/L)	103,3 ± 30,8 (15,0 - 229,0)	27,1 ± 7,0 (3,2 - 56,9)	64,7 ± 9,9
CQO (mg/L)	261,1 ± 76,0 (36,0 - 590,0)	80,3 ± 11,1 (20,0 - 135,0)	56,6 ± 9,8
SST (mg/L)	66,2 ± 20,4 (8,0 - 179,1)	23,3 ± 13,0 (5,8 - 139,0)	60,5 ± 11,0
SSV (mg/L)	52,8 ± 18,4 (2,4 - 152,7)	17,0 ± 11,4 (2,4 - 121,0)	60,6 ± 13,4
NT (mg/L)	75,0 ± 15,5 (29,5 - 130,0)	57,7 ± 12,4 (29,5 - 113,0)	23,2 ± 3,9
N-NH ₄ (mg/L)	57,7 ± 8,8 (27,4 - 76,1)	46,4 ± 7,7 (21,3 - 67,1)	19,3 ± 6,2
N-NO ₂ (mg/L)	0,6 ± 0,6 (0,1 - 6,4)	0,3 ± 0,2 (0,1 - 2,7)	-
N-NO ₃ (mg/L)	2,8 ± 3,3 (0,1 - 28,5)	1,0 ± 1,4 (0,1 - 15,3)	-
PT (mg/L)	9,8 ± 2,1 (2,0 - 17,0)	7,1 ± 1,3 (2,0 - 11,2)	25,7 ± 5,4

¹⁾ Valor médio ± intervalo de confiança (valor mínimo e máximo), calculados para um nível de significância de 95%, considerando os seguintes tamanhos de amostra: 24 (caudal), 21 (temperatura, pH, CBO₅, CQO, N-NO₃ e N-NO₂), 20 (SST e SSV), 17 (NT e PT) e 12 (N-NH₄). ER: eficiência de remoção.

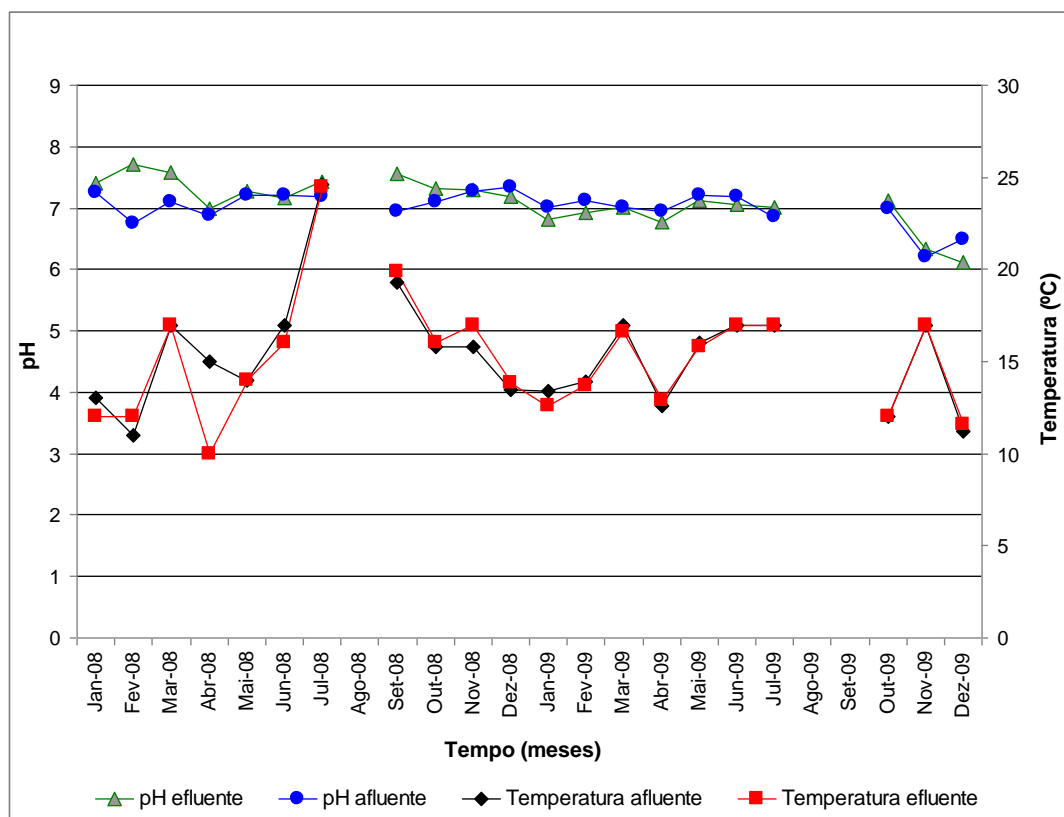


Figura 6.2 - Variação da temperatura e pH (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

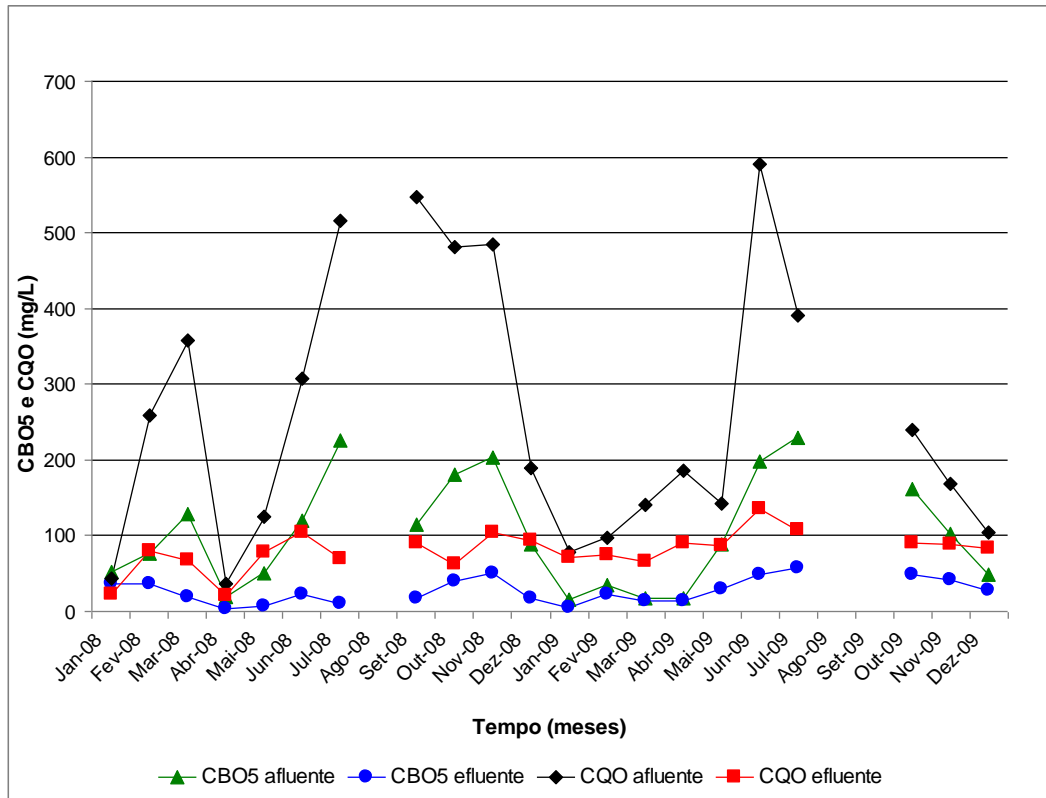


Figura 6.3 - Variação de CBO₅ e CQO (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

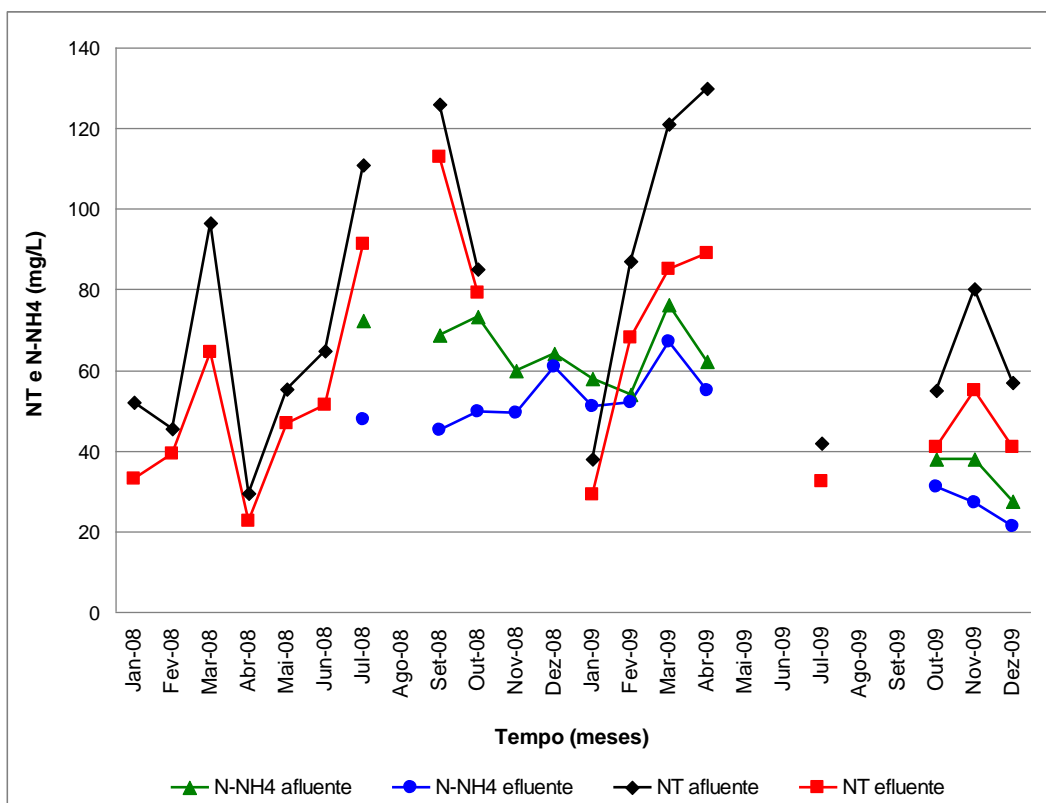


Figura 6.4 - Variação de NT e N-NH₄ (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

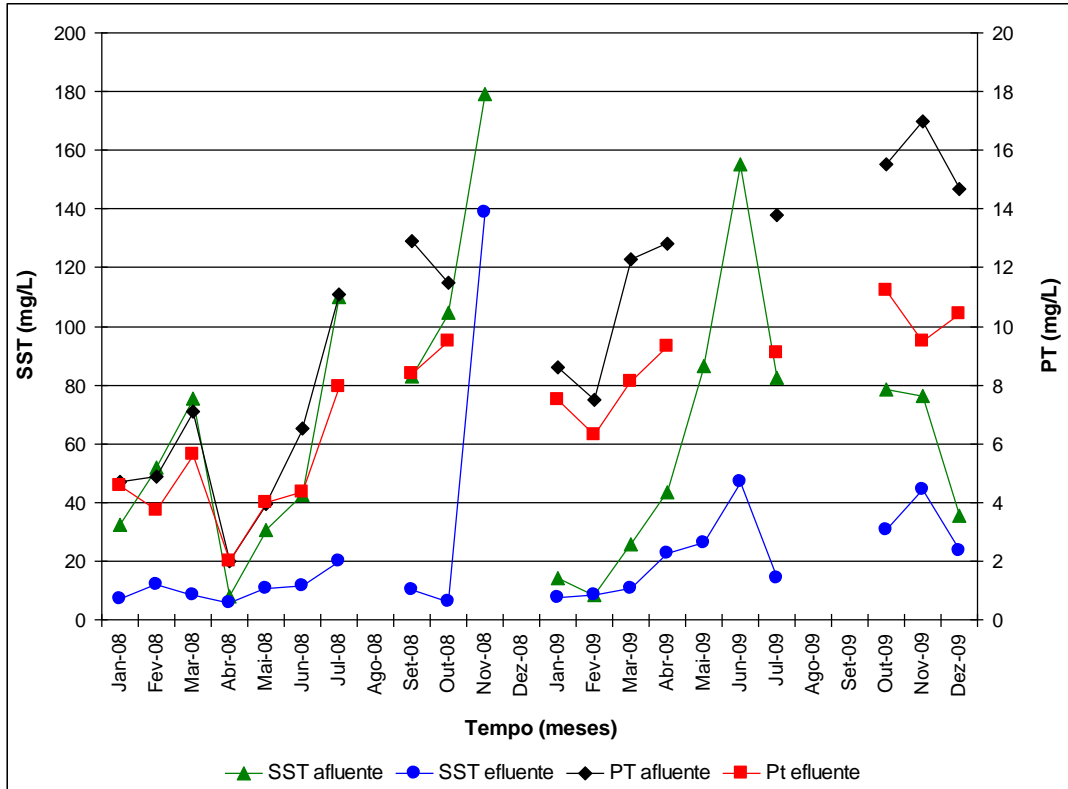


Figura 6.5 – Variação de SST e PT (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

7.- Discussão

7.1– Caudal de infiltração de águas pluviais que atingiu a ETAR

Analisando as Tabelas 6.1 e 6.3 e a Figura 6.1, verifica-se que o caudal registado à entrada da ETAR, em Março de 2008 e entre Junho e Novembro de 2008, poderá ser considerado essencialmente caudal de tempo seco de águas residuais domésticas (18,8 m³/d, em média), apesar de ter sido detectado escoamento pluvial para a bacia drenante de Vila Fernando entre Setembro e Novembro de 2008 (1 952 m³/d, em média). Contudo, aquele escoamento pluvial parece não ter atingido a rede de drenagem de águas residuais (à entrada da ETAR, não houve registo de caudais superiores ao médio de tempo seco durante aqueles meses), ao contrário do que aconteceu nos meses mais pluviosos (Janeiro, Fevereiro, Abril, Maio e Dezembro de 2008 e Janeiro de 2009), onde foram estimados escoamentos superiores a 2 900 m³/d.

O caudal médio de tempo seco registado à entrada da ETAR foi, assim, cerca de 71% do valor mínimo admitido no projecto da ETAR (26,5 m³/d). Estes resultados são compreensíveis, pois a ETAR só entrou em funcionamento em Abril de 2007 e parte da rede de drenagem ainda não estava ligada (de acordo com a EG, a população ligada actualmente ainda é inferior ao valor previsto para o ano 0 no projecto da infra-estrutura).

Nos meses em que foi registado um escoamento médio entre 2 900 e 3 900 m³/d (Janeiro, Fevereiro, Maio e Dezembro de 2008), o caudal de águas residuais afluente à ETAR foi, em média, de 43,9 m³/d, ou seja, cerca de 89,6% do valor máximo admitido no dimensionamento dos leitos (49 m³/d), que só seria previsível atingir em 2027. Para escoamentos entre 6 300 e 7 200 m³/d (Abril de 2008 e Janeiro de 2009), o caudal médio de águas residuais foi de 148,3 m³/d, três vezes superior ao valor máximo de projecto, situação que obrigou à descarga do excedente no meio receptor. Assim, parece ter existido uma proporção entre o caudal pluvial infiltrado que chegou à ETAR e o escoado superficialmente, tendo o primeiro sido, em média, de 25,1 m³/d (para escoamentos entre 2 900 e 3 900 m³/d) e de 129,5 m³/d (para escoamentos entre 6 300 e 7 200 m³/d), assumindo que o caudal médio de águas residuais de tempo seco foi de 18,8 m³/d.

Na Tabela 7.1 apresenta-se a estimativa de caudal médio pluvial infiltrado na rede de drenagem e que atingiu a ETAR de Vila Fernando que foi, em média, de cerca de 39 m³/d (*i.e* em média, cerca de 50% do caudal registado à entrada da ETAR era de origem pluvial), o que pode ter resultado em sobrecarga e extravasamento do sistema de drenagem e tido um efeito negativo no desempenho da ETAR.

Estes valores são semelhantes aos detectados por Stevens (1998) e Gamboa *et al.* (2000), que registaram valores de caudal de infiltração em diversas bacias de drenagem até 50% do caudal de tempo seco. No entanto, Amorim (2007) detectou, numa rede de drenagem de Viana do Castelo, infiltrações de águas pluviais que totalizavam entre 0.9 e 1,5 vezes o caudal médio de águas residuais de tempo seco. De acordo com Cardoso *et al.* (2002) entre 30 a 40% da

infiltração na rede tem origem em deficiências ou vulnerabilidades das ligações domiciliárias. A estes pontos, acrescenta-se a entrada através de tampas e do corpo de câmaras de visita e ligações clandestinas.

Tabela 7.1 – Caudal médio pluvial infiltrado que atingiu a ETAR de Vila Fernando

Mês	Qinf	
	(m ³ /dia)	(%)
Janeiro 2008	25,1	57,3
Fevereiro 2008	24,4	56,6
Março 2008	3,7	16,6
Abril 2008	93,9	83,4
Mai 2008	18,2	49,3
Junho 2008	3,1	14,2
Julho 2008	0	0,0
Agosto 2008	0	0,0
Setembro 2008	0	0,0
Outubro 2008	0	0,0
Novembro 2008	1,1	5,3
Dezembro 2008	40,1	68,2
Janeiro 2009	141,5	88,3

Nota: o valor percentual diz respeito à percentagem de caudal pluvial em relação ao total que atingiu a ETAR

A norma alemã DWA-A 118E (2006) considera, para o dimensionamento de sistemas de drenagem urbana, um caudal de infiltração igual a 100% do caudal doméstico podendo, em casos justificados, assumir outra magnitude ou ser calculado em função da área drenada. O Decreto Regulamentar N^o 23/95 também considera uma regra análoga, mas apenas para o ano horizonte de projecto. Normalmente, iguala o caudal de infiltração ao médio diário de águas residuais (para aglomerados populacionais com colectores a jusante inferiores a 300 mm), a 0,5 m³/(d·cm D·km) (em médios e grandes aglomerados populacionais) ou a 1 L/s·km (em médios aglomerados populacionais, desde que fique garantida a eficaz estanquidade da rede no que respeita aos colectores, juntas e câmaras de visita).

Observa-se, assim, uma proporcionalidade entre o caudal escoado na bacia de drenagem de Vila Fernando e o que se infiltrou e atingiu a ETAR, em especial nos meses de Janeiro, Fevereiro, Abril, Maio, Novembro e Dezembro de 2008 (Figura 6.1). Uma análise de correlação entre as duas variáveis (Figura 7.1) parece indicar que existe evidência estatística que o aumento do caudal escoado provoca um aumento do caudal infiltrado que atinge a ETAR (coeficiente de correlação de 0,77), que pode começar a ser significativo para Q_p superior a 1 200 m^3/d (valor do eixo das abcissas que é interceptado pela recta de regressão).

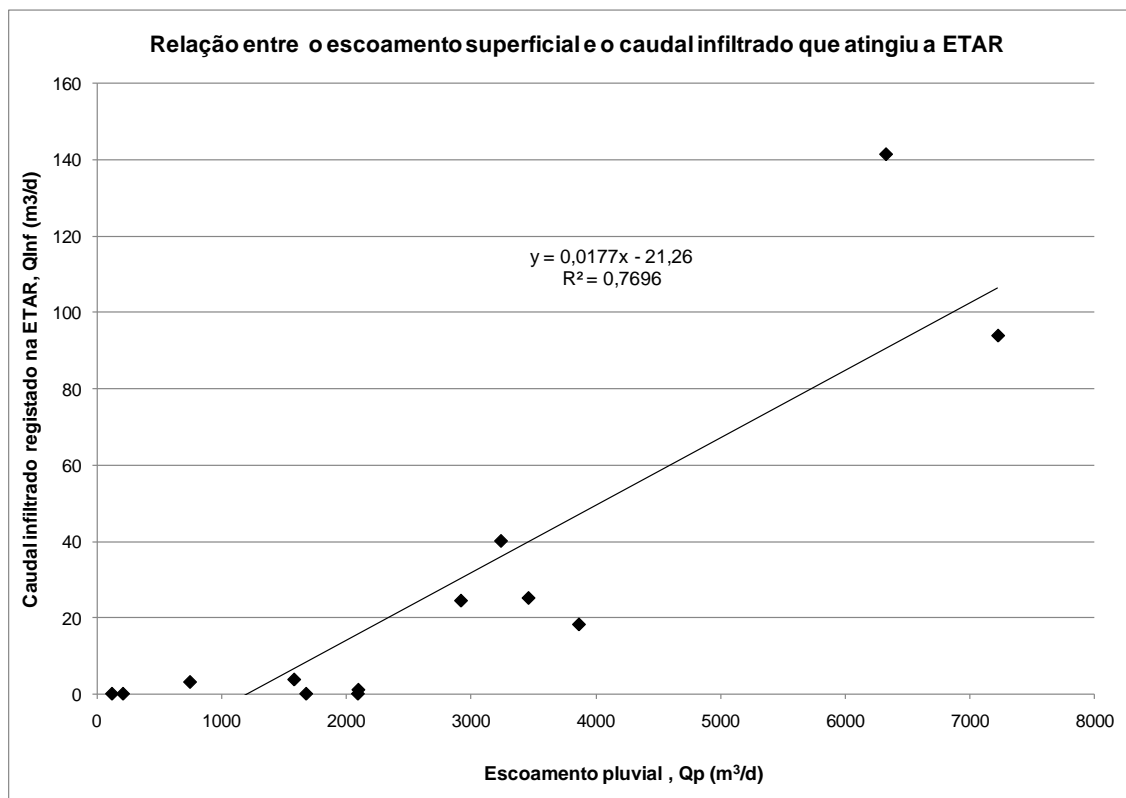


Figura 7.1 – Correlação entre o caudal escoado na bacia drenante de Vila Fernando o caudal infiltrado que chegou à ETAR

Com a estimativa do caudal de águas residuais teoricamente gerado nas habitações que estão ligadas à rede de drenagem afluente à ETAR de Vila Fernando (Fase II), pretendia-se perceber melhor a quantidade de caudal infiltrado na rede de drenagem. Contudo, os resultados das estimativas efectuadas com base nos consumos e no CAR revelaram uma tendência inversa à esperada (Figura 6.1). Nos meses pluviosos, o caudal teórico de águas residuais aproximou-se do valor máximo tomado no projecto da ETAR (49 m^3/d), o que parece indicar que existem consumos de água potável (cerca de 35,8 m^3/d) para fins não domiciliários (provavelmente para lavagem de viaturas e de pavimentos). Nos meses secos, o caudal teórico de águas residuais excedeu em 76,3 m^3/d o valor máximo de projecto. Ou seja, em média, nos meses de Verão, cerca de 85 m^3/d de água potável foram utilizados pelas populações de Vila Fernando,

Vila Fernando Gare e Albardo para consumo não doméstico, provavelmente para rega agrícola, lavagem de viaturas, lavagem de pavimentos e alimentação de piscinas.

Estes resultados acabam por ser interessantes no que respeita ao padrão de consumo de água em zonas rurais, uma vez que realçam a necessidade de se empreenderem, a este nível, projectos para a reutilização de efluentes das ETAR locais, a fim de se reduzirem consumos de água para fins não domiciliários, tal como sugerido por AQUAREC (2006) e Marecos do Monte e Albuquerque (2010b).

7.2– Influência do caudal de infiltração no desempenho da ETAR

A CH variou entre um valor mínimo de 2,5 cm/d (Setembro de 2008) e um máximo de 63,3 cm/d (Dezembro de 2009), com um valor médio de 15 cm/d, o que provocou TRH entre 0,8 e 20 d, com um valor médio de 7,7 d nos 24 meses. Nos meses em que se registou um caudal médio inferior ao mínimo de projecto (Março de 2008 e Junho a Novembro de 2008; Junho a Setembro de 2009), a CH aplicada no leito foi, em média, de 4,3 cm/d, cerca de 33% inferior ao valor mínimo admitido em projecto para o ano de arranque (6,4 cm/d), tendo, no mesmo período, o TRH atingido os mais altos valores, ultrapassando inclusive o valor máximo definido em projecto para o ano 2027 (7,8 d). Nos meses de Setembro e Outubro de 2008 e Setembro de 2009 o TRH foi mais do dobro do valor máximo previsto em projecto (Figura 7.2).

Estes resultados, por um lado, confirmam que o caudal de tempo seco (que inclui quase exclusivamente águas residuais domésticas), durante os 24 meses do estudo, foi inferior ao mínimo no projecto da ETAR e situa-se próximo do valor estimado no ponto 7.1 para os primeiros 13 meses do período de estudo (cerca de 18 m³/d). Por outro lado, o elevado consumo de água registado nos mesmos meses foi para utilizações não domésticas.

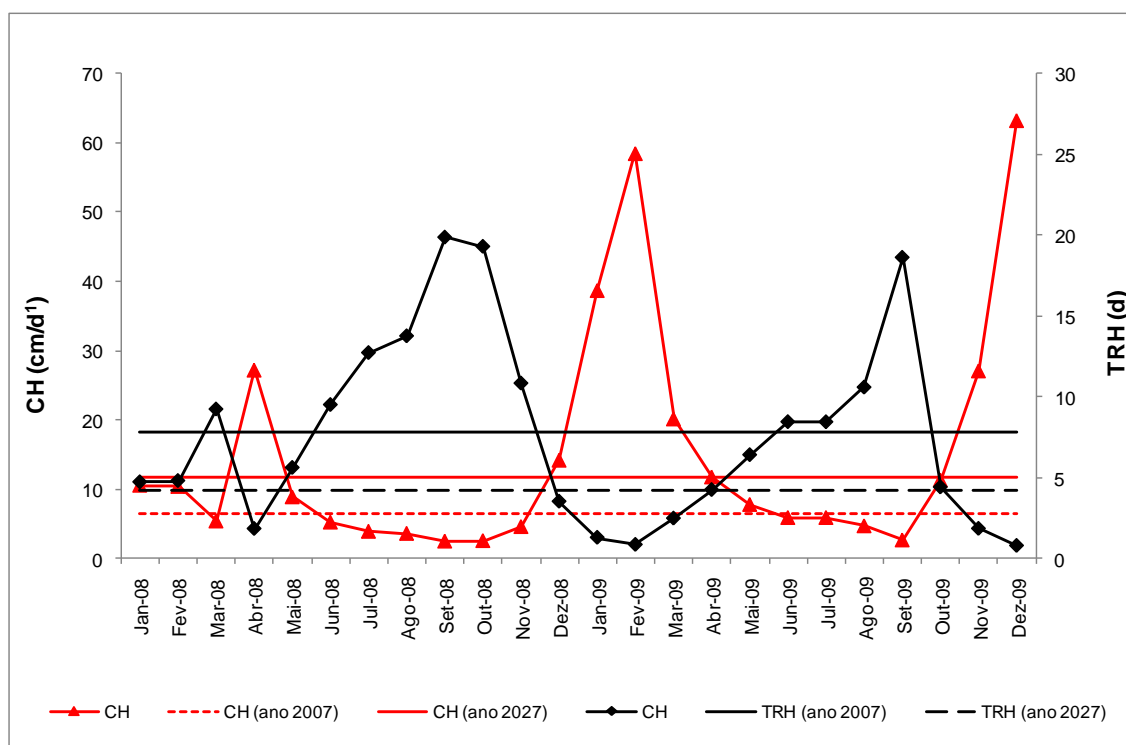


Figura 7.2 – Variação da CH e do TRH no tempo (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

Nos meses a que corresponderá mais elevada pluviosidade observou-se o oposto, tendo, em Abril de 2008, Janeiro a Março e Novembro a Dezembro de 2009, a CH foi, em média, mais do triplo (39,2 cm/d) do valor máximo admitido em projecto (11,8 cm/d para o ano 2027). O TRH médio, no mesmo período, foi de apenas 1,5 d (cerca de três vezes inferior ao mínimo estipulado em projecto - 4,2 d). Estes valores estão fora do intervalo de valores considerados adequados para o bom funcionamento de LM-ESSH (Tabela 3.2), bem como dos valores encontrados por Albuquerque *et al.* (2009b) no LM-ESHH da Capinha (TRH entre 5 e 9 d; CH entre 8,5 e 14 cm/d), onde não se verificava infiltração significativa na rede de drenagem, o que evidencia a influência que o estado da rede pode ter nas condições de operação de LM-ESSH.

Admitindo que o caudal médio de águas residuais de tempo seco foi de 18 m³/d, deduzindo este valor ao caudal médio registado à entrada da ETAR (Tabela 6.3), foi possível estimar o caudal médio de infiltração que chegou à ETAR em cada um dos 24 meses (Tabela 7.2 que actualiza os valores da Tabela 7.1). A partir da equação de regressão da Figura 7.1 (admitido que esta é representativa da relação entre Qp e Qinf), estimou-se o caudal escoado na bacia de drenagem de Vila Fernando para os 24 meses de estudo, sendo a variação em relação à CH aplicada apresentada na Figura 7.3.

Aquela relação terá de ser obviamente validada a partir da estimativa do escoamento real na bacia de drenagem, com base na intensidade de precipitação para os 24 meses e em medições *in situ*. Contudo, na ausência de dados de precipitação, parece obvio que existiu uma

relação entre o escoamento na bacia, o caudal de infiltração que chegou à ETAR e a CH aplicada no leito.

O pH e a temperatura média do leito (Tabela 6.4) mantiveram-se dentro de valores que são considerados favoráveis (EPA (1999), Kadlec *et al.* (2000), Vymazal e Kropfelova (2008)) para a remoção de matéria orgânica (remoção biológica), amónio (assimilação e nitrificação), nitrato (assimilação e desnitrificação) e fósforo (assimilação, adsorção, precipitação e remoção biológica) em LM-ESSH.

Durante os meses em que se verificaram CH inferiores ao mínimo de projecto e TRH superiores ao máximo admitido em projecto (Março de 2008, Junho a Novembro de 2008 e Junho a Setembro de 2009), a ER média de CQO, CBO₅, SST e N-NH₄ (79%, 81,3%, 75% e 29,6%, respectivamente) foi superior (mais do dobro para a maioria dos parâmetros) à observada nos meses com CH superiores ao máximo de projecto e TRH inferiores ao mínimo de projecto (Abril e Dezembro de 2008, Janeiro a Março de 2009 e Novembro a Dezembro de 2009, com ER médias de 35,4%, 56%, 35,1% e 14% para CQO, CBO₅, SST e N-NH₄, respectivamente). CH baixos promovem mais tempo de contacto entre os poluentes e os microrganismos que os degradam, favorecendo, assim, as reacções de biodegradação. Contudo, podem também contribuir para a colmatção do leito, devido à retenção excessiva de sólidos por filtração, sedimentação e precipitação (Kadlec *et al.* (2000), Vymazal (2005)), e para a diminuição da sua condutividade hidráulica (Relvão (1999)).

Tabela 7.2 – Caudal médio pluvial infiltrado que atingiu a ETAR de Vila Fernando (extrapolação para o período de tempo entre Janeiro de 2008 e Dezembro de 2009)

Mês	Qinf	
	(m ³ /dia)	(%)
Janeiro 2008	25,8	58,9
Fevereiro 2008	25,1	58,3
Março 2008	4,5	19,8
Abril 2008	94,7	84,0
Mai 2008	18,9	51,2
Junho 2008	3,8	17,4
Julho 2008	0,0	0,0
Agosto 2008	0,0	0,0
Setembro 2008	0,0	0,0
Outubro 2008	0,0	0,0
Novembro 2008	1,1	5,9
Dezembro 2008	40,8	69,4
Janeiro 2009	142,3	88,8
Fevereiro 2009	224,1	92,6
Março 2009	65,5	78,4
Abril 2009	30,8	63,1
Mai 2009	14,4	44,4
Junho 2009	6,5	26,6
Julho 2009	6,5	26,7
Agosto 2009	1,6	8,1
Setembro 2009	0,0	0,0
Outubro 2009	29,0	61,7
Novembro 2009	94,2	84,0
Dezembro 2009	243,9	93,1

Nota: o valor percentual diz respeito à percentagem de caudal pluvial em relação ao total que atingiu a ETAR

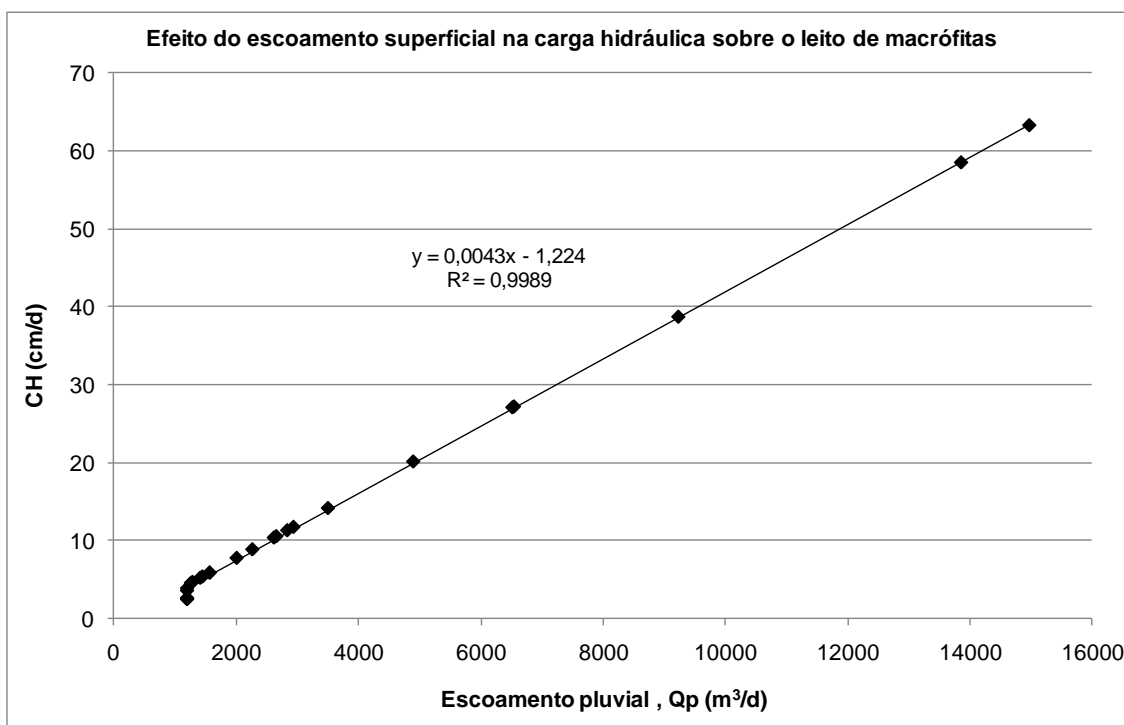


Figura 7.3 – Correlação entre o caudal escoado na bacia drenante de Vila Fernando e a carga hidráulica aplicada no leito de macrófita

As ER médias de CBO₅, CQO e SST no período de estudo (Tabela 6.4) estão dentro dos intervalos observados a nível internacional (Tabela 2.3), mas podem considerar-se baixas, não só por se encontrarem perto dos limites mínimos, como por serem inferiores aos encontrados noutros estudos realizados com LM-ESHH e Filtralite (Tabela 7.3). Os valores melhoraram nos meses em que a CH foi inferior aos valores de projecto, sem contudo terem atingido os valores máximos encontrados a nível internacional. Nos meses em que a CH foi superior ao máximo admitido em projecto, as ER foram inferiores aos valores mínimos apresentados na Tabela 2.3. Estes resultados reflectem o efeito negativo que a entrada de pluviais teve na remoção de matéria orgânica e na capacidade de filtração do leito, quer durante os meses de elevada pluviosidade, quer nos meses de pouca pluviosidade.

As remoções de azoto (NT e N-NH₄) e fósforo (NP) foram baixas (ER médias de 23,2%, 19,3% e 25,7%, respectivamente) em relação aos valores apresentados pela experiência internacional (Tabela 2.3) e observados em estudos com utilização de Filtralite (Tabela 7.3), não tendo sido observada melhoria significativa nos meses em que a CH esteve abaixo do máximo previsto em projecto e o TRH foi favorável para a remoção daqueles compostos (ER médias de 18,8%, 29,6% e 28,2%, respectivamente). Estes resultados são contrários ao sugerido por Kadlec *et al.* (2000), Korkusuz (2005), Vymazal (2005) e Vymazal e Kropfelova (2008), que apontam para o aumento da ER de nutrientes com o aumento do TRH, desde que a temperatura média seja superior a 8°C e o pH se mantenha na faixa 6-8, como observado no leito de Vila Fernando

(Tabela 6.4 e Figura 6.2). Sakadevan K. e Bavor (1999) referem que a ER de remoção de nutrientes aumenta significativamente a partir de 4 d de TRH, enquanto Ghosh e Gopal (2010) observaram um aumento entre duas e três vezes da ER de PT e NP, respectivamente, quando o TRH foi duplicado de 2 para 4 d.

A entrada de afluentes muito diluídos na ETAR de Vila Fernando durante os meses mais chuvosos terá contribuído para o efeito de lavagem do biofilme (Vymazal e Kropfelova (2008)), não permitindo o desenvolvimento de nitrificantes com capacidade para remover amónio, inclusivé nos meses com menor pluviosidade, quando o TRH variou entre 8,4 e 20 d. De acordo com Kadlec e Wallace (2008) e Ghosh e Gopal (2010), o valor mínimo para o desenvolvimento de nitrificação em LM-ESSH é de 4d, que foi amplamente ultrapassado no leito de macrófitas nos meses de Março de 2008, Junho a Novembro de 2008 e Junho a Setembro de 2009. O desenvolvimento de biofilme heterotrófico também terá sido afectado, mas parece ter tido uma recuperação mais rápida nos meses com maior TRH, pois as ER duplicaram naquele período.

A remoção de N-NO₂ e N-NO₃ foi sempre elevada, mas as concentrações médias detectadas no afluente ao leito também foram baixas (0,6 mg/L e 2,8 mg/L, respectivamente). A elevada remoção de formas oxidadas de azoto é comum em leitos anaeróbios como os LM-ESSH (Korkusuz (2005), Vymazal e Kropfelova (2008)).

Assim, a variação de CH e TRH ao longo dos 24 meses parece ter afectado o desenvolvimento de biofilme nitrificante e plantas, que são essenciais para a remoção de NT e N-NH₄. A remoção de azoto, em especial a forma mais abundante no afluente (N-NH₄), é influenciada pela adesão e desenvolvimento de biofilme nitrificante nos grãos de Filtralite e raízes de plantas, bem como pelo crescimento de plantas, uma vez que os mecanismos de nitrificação/desnitrificação e a absorção pelas plantas são os principais mecanismos de remoção (Kadlec *et al.* (2000), Vymazal (2005), Kadlec e Wallace (2008)). 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 da remoção.

A remoção de PT ocorre, normalmente, por adsorção na Filtralite (Adam *et al.* (2007)), cujos mecanismos também são afectados por variações excessivas da CH (Vymazal e Kropfelova (2008)). A presença de plantas pode contribuir para a remoção de até 15% do NT e 10 a 20% do PT removidos (Kadlec *et al.* (2000), Jing *et al.* (2002), Vymazal (2003), Vymazal (2005)), se o leito estiver homogeneamente colonizado, o que não ocorreu em Vila Fernando (Figura 7.4) muito devido à variação brusca da CH. Jing *et al.* (2002) reportam que a absorção de PT pelas plantas pode variar entre 0,01 e 0,03 g/(m².d).

Assim, o aumento da CH para valores acima do máximo admitido contribuiu significativamente para a diminuição da ER da maioria dos parâmetros monitorizados, como se pode observar nas Figuras 7.5 e 7.6.



Figura 7.4 – Estado de desenvolvimento de plantas no leito de macrófitas: a) Janeiro de 2008; b) Dezembro de 2009

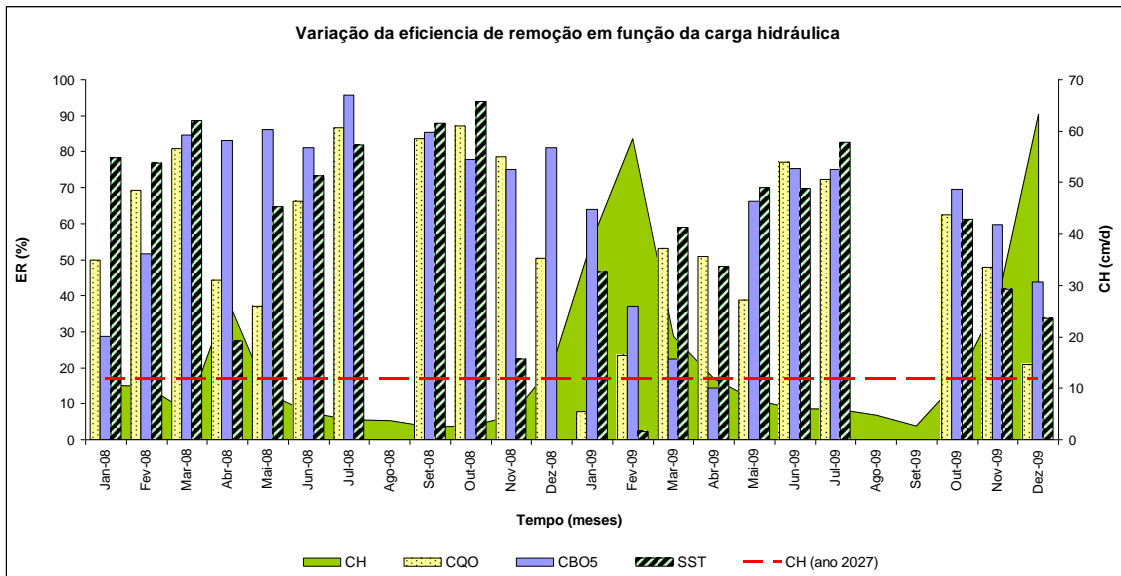


Figura 7.5 – Efeito da variação de carga hidráulica na remoção de CQO, CBO₅ e SST (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

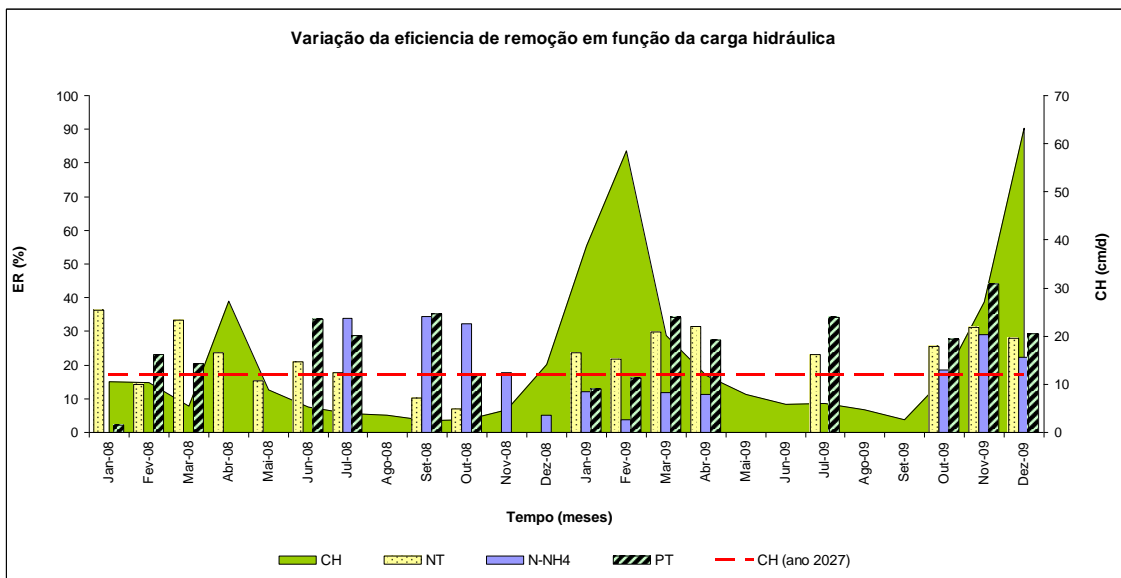


Figura 7.6 – Efeito da variação de carga hidráulica na remoção de NT, N-NH₄ e PT (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

Tabela 7.3 – Eficiências de remoção obtidas em LM-ESSH com enchimento à base de Filtralite

Referência	ER (%)						CH (cm/d)	TRH (d)
	CBO ₅	CQO	NT	N-NH ₄	PT	SST		
Simões (2009)	74,1	64,6	26,4	25,2	26,4	76,6	17	4,8
Oliveira (2008)	—	97	—	99,3	—	78,3	3,5	5,7
Calheiros <i>et al.</i> (2007) ²⁾	50	63	23	18	—	70	6	6,8
Vilpas <i>et al.</i> (2005)	94	91	46	70	95	90	5	6
Namorado <i>et al.</i> , (2004)	95	—	58	75	—	—	8,2	5,7
<i>Presente estudo</i> (Vila Fernando)	64,7	56,6	23,2	19,3	25,7	60,5	15	7,7
Experiência mundial (Tabela 2.3)	50 - 95	60 - 90	50 - 90	40 - 70	10 - 35	60 - 90	2 - 20	5 - 15

¹⁾ Utilização de efluente de curtumes

As concentrações médias efluentes de NT e N-NH₄ excederam os limites de emissão estabelecidos nos Decretos-Lei n.º 152/97 e 236/98 (Tabela 1.2), com valores médios mais elevados nos meses menos pluviosos (72 mg/L e 48 mg/L, respectivamente). A entrada de pluviais promoveu a diluição da concentração afluente (as concentrações médias nos meses mais pluviosos baixaram para cerca de 60 mg N/L), mas as ER médias foram de apenas 26,4% e 14% para NT e N-NH₄, respectivamente. Os restantes parâmetros, apesar das baixas ER, estiveram de acordo com os limites de emissão daqueles diplomas.

A remoção média de PT foi superior ao mínimo desejável (10%), tendo, nos meses mais pluviosos e menos pluviosos, variado entre 27,3% e 28,2%, respectivamente. Ou seja, como referido por Jensen e Krogstad (2003) e Adam *et al.* (2007), a sua remoção terá estado associada fundamentalmente a fenómenos de adsorção., uma vez que a remoção biológica através do biofilme que envolvia a Filtralite (absorção microbiológica) e a absorção através das plantas, mecanismos que são bem fundamentados em Kadelc e Wallace (2008) e Vymazal e Kropfelova (2008), não deverão ter tido grande expressão dadas as limitações já apontadas (fraco desenvolvimento de biofilme e fraco enraizamento e desenvolvimento da *Phragmites australis* devido à entrada de águas pluviais).

A remoção de fósforo por adsorção em Filtralite e precipitação quando combinado com alguns cátions (Ca, Al e Fe) é favorecida para valores de pH entre 6 e 9 (Adam *et al.* (2007)), embora existam estudos que atestem que a remoção pode ser mais elevada caso a alcalinidade e as concentrações daqueles cátions sejam altas (Gustafsson *et al.* (2008)). A Filtralite apresenta, normalmente, valores de pH próximos de 9, derivado da sua produção com activantes alcalinos como o hidróxido de cálcico (Johansson and Gustafsson, (2000)). Em solução aquosa e pH elevado, o ião cálcio combina-se com o ião fosfato formando hydroxipaptite (HAp) que precipita facilmente. Assim, tendo em atenção o intervalo de valores de pH durante o período de estudo (6,1 a 7,7) é de admitir que a remoção de fósforo terá ocorrido maioritariamente por adsorção, daí ter apenas atingido os 28% nos meses com CH mais baixa.

As características do efluente final são, à semelhança do encontrado nos leitos de Capinha, adequadas para utilização em irrigação agrícola (Marecos do Monte e Albuquerque (2010a)), tendo em atenção as normas nacionais e internacionais apresentadas em Marecos do Monte e Albuquerque (2010b), sendo necessário apenas a remoção da carga bacteriológica que está sempre associada a efluentes domésticos de tratamento secundário.

As ER poderiam ser melhoradas com alterações de procedimentos de operação ou a construção de estruturas de apoio, de que se destacam:

- Substituição de plantas;
- Elevação do nível no interior do leito nos meses pluviosos, para restituir o adequado TRH;
- Colocação de alimentação intermitente;
- Utilização do segundo leito em série, ainda que funcionasse só como leito filtrante não colonizado com plantas;
- Retenção do afluente por um maior período de tempo na elevatória (*i.e.* alteração do ciclo de bombagem/paragem);
- Desvio dos caudais excedentes para uma lagoa de retenção nos meses pluviosos;

A reabilitação da rede de drenagem pluvial e de águas residuais seria a solução mais indicada, mas entende-se que é bastante onerosa para a EG.

Na Tabela 7.4 apresentam-se os valores médios das cargas aplicadas e das cargas removidas (calculadas em função da carga afluente ou removida por unidade de área total do leito) para os vários parâmetros, sendo r_x o coeficiente de remoção ($g/(m^2.d)$) do parâmetro X (CBO₅, CQO, SST, NT, N-NH₄ ou PT).

Tendo atenção os valores da Tabela 7.4 e a variação temporal de cargas aplicadas e removidas apresentada nas Figuras 7.7 a 7.9 verifica-se que, em relação às cargas mássicas afluentes de CBO₅, CQO e SST, os valores estiveram sempre abaixo dos valores máximos admitidos em projecto (ver Tabela 5.3)., e, nos meses mais pluviosos, até abaixo dos valores

mínimos de projecto, o que se deverá, quer ao efeito de diluição, quer a menor contribuição por falta de ligação de parte da rede de drenagem.

Tabela 7.4 – Variação de cargas aplicadas e cargas removidas do leito de macrófitas da ETAR de Vila Fernando (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

Parâmetro		Valor médio (intervalo de confiança ¹⁾)
Carga orgânica (g CBO ₅ /(m ² .d))	Aplicada (COA(CBO ₅))	10,2 ± 3,4
	Removida (r _{CBO₅})	6,4 ± 1,8
Carga orgânica (g CQO/(m ² .d))	Aplicada (COA(CQO))	25,2 ± 6,6
	Removida (r _{CQO})	12,9 ± 2,8
Carga de sólidos (g SST/(m ² .d))	Aplicada (CSSA)	6,6 ± 2,4
	Removida (r _{SST})	3,5 ± 1,0
Carga de azoto total (g NT/(m ² .d))	Aplicada (CNTA)	12,6 ± 6,5
	Removida (r _{NT})	3,2 ± 1,7
Carga de azoto amoniacal (g N-NH ₄ /(m ² .d))	Aplicada (CNH ₄ A)	10,6 ± 5,3
	Removida (r _{NH₄})	1,4 ± 0,6
Carga de fósforo total (g PT/(m ² .d))	Aplicada (CPTA)	1,9 ± 1,1
	Removida (r _{PT})	0,6 ± 0,4

¹⁾ Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95%, para os seguintes tamanhos de amostra: 21 (CBO₅ e CQO), 20 (SST), 17 (NT e PT) e 12 (N-NH₄).

Na generalidade dos meses menos pluviosos, as cargas removidas aproximaram-se mais das aplicadas, o que demonstra que, apesar das baixas ER daqueles três parâmetros, o leito respondeu melhor em tempo seco à remoção carbonada e de SST, do que à remoção de azoto. Ou seja, apesar do leito ter tido um fraco desenvolvimento de biofilme e plantas, mostrou, em situações desfavoráveis, melhor capacidade para lidar com cargas orgânicas e de sólidos em suspensão.

Os LM-ESSH, sendo considerados globalmente anaeróbios, apresentam limitação de OD, essencial para a 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. De acordo com vários especialistas (Kadlec *et al.* (2000), Korkusuz (2005), Kadlec e Wallace (2008), Vymazal e Kropfelova (2008)), a boa

estabilidade em termos de desenvolvimento de biofilme (quer agarrado ao meio de suporte, quer a raízes e rizomas) e de plantas ocorre entre o primeiro e o segundo ano após o arranque, mas pode ser influenciada pela variação excessiva de cargas hidráulicas, orgânicas, de sólidos e de nutrientes ou de alterações na temperatura e pH.

O leito de Vila Fernando, apesar de apresentar um material com elevada superfície específica ($1\ 250\ \text{m}^2/\text{m}^3$), que poderia garantir ER mais elevadas que as observadas com materiais convencionais como a brita, necessitando de menores volumes e áreas de tratamento, e já comprovado nos estudos de Oliveira (2008) e Albuquerque *et al.* (2009a), não mostrou, no período de monitorização realizado, um bom desempenho. Esta circunstância esteve associada à entrada de caudais pluviais em excesso, que não permitiram a estabilização do biofilme e o bom desenvolvimento das plantas. Assim, as condições de operação podem condicionar o rendimento deste tipo de processo de tratamento, independentemente das vantagens que possa ter o material de enchimento.

O valor médio de r_{CQO} obtido neste estudo é até mais elevado que os encontrados por Vilpas *et al.* (2005) em LM-ESSH em operação na Finlândia (3 a 10 g CQO/($\text{m}^2\cdot\text{d}$)) enquanto que as ER estão abaixo do intervalo reportado por aqueles autores (entre 60 to 80%), embora tenham sido obtidos em climas mais frios e a temperatura pode afectar a cinética de remoção da matéria orgânica (Kadlec *et al.* (2000), Vymazal e Kropfelova (2008)). No entanto, Ghosh e Goal (2010) observaram, num clima mais temperado (India), valores de r_{CQO} e r_{CBO_5} entre 7,5 e 11,6 g CQO/($\text{m}^2\cdot\text{d}$) e 4,3 e 6,8 g CBO₅/($\text{m}^2\cdot\text{d}$), que estão próximos dos valores médios observados em Vila Fernando. As ER para ambos os compostos foram, no entanto, muito superiores às observadas em Vila Fernando (94% e 97% para a CBO₅ e CQO, respectivamente). Calheiros *et al.* (2007) observaram ER mais baixas (58%) em leitos com Filtralite e para TRH médios mais elevados (6.8 d), mas para o tratamento de efluentes de curtumes.

O valor médio de r_{NH_4} obtido neste estudo (1,4 g N-NH₄/($\text{m}^2\cdot\text{d}$)) encontra-se próximo do mínimo observado por Vilpas *et al.* (2005) em dois LM-ESSH (1 a 6 g N-NH₄/($\text{m}^2\cdot\text{d}$)), tendo, contudo, estes autores observado ER mais elevadas (90 a 94%). O mesmo se verifica em relação aos estudos de Ghosh e Goal (2010), que apresentam taxas de remoção entre 3,2 e 7,1 g N-NH₄/($\text{m}^2\cdot\text{d}$), superiores às observadas no leito de Vila Fernando, e ER muito superiores (entre 81 e 99%) para TRH entre 1 e 4 d (i.e. valores de TRH que são cerca de metade do valor médio encontrado em Vila Fernando – 7,7 d). Calheiros *et al.* (2007) relatam uma ER média inferior (18%), para TRH superiores (6.8 d), mas para o tratamento de efluentes de curtumes, que são de mais difícil biodegradabilidade.

No que respeita á capacidade de filtração, o leito de Vila Fernando apresentou um r_{SST} médio (3,2 g SST/($\text{m}^2\cdot\text{d}$)) cerca de cinco vezes superior ao registado por Ghosh e Goal (2010), entre 0.2 e 0,7 g/($\text{m}^2\ \text{d}$), mas dentro dos valores aconselhados por Kadlec *et al.* (2000), Korkusuz (2005), Vymazal (2005) e Kadlec e Wallace (2008), 4 a 10 g SST/($\text{m}^2\ \text{d}$). A capacidade de filtração pode, no entanto, ser afectada já que as cargas aplicadas, quer de SST (6,6 g/($\text{m}^2\cdot\text{d}$)), quer de CQO (25,2 g/($\text{m}^2\cdot\text{d}$)) são superiores em 10% e 58%, respectivamente, aos valores

máximos apontados na norma ATV A-262 (1998) como limites para minimizar o risco de colmatação (6 g SST/(m².d) e 16 g CQO/(m².d)).

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 (Metcalf e Eddy (2002)), sendo aquelas duas formas automaticamente reduzidas a azoto molecular por processos de desnitrificação (Kadlec *et al.* (2000)).

A taxa de remoção de PT está no intervalo apresentado por Jing *et al.* (2002), entre 0,5 e 0,7 g/(m².d), considerando estes autores que entre 0,01 e 0,03 g/(m².d) estão associados à adsorção pelas plantas, até 0,3 g/(m².d) à adsorção e o restante será removido por assimilação no biofilme, precipitação química e bioadsorção.

Considerando que apenas um leito esteve em funcionamento, a respectiva AES (1,2 m²/p.e.) é cerca de um terço inferior ao valor mínimo aconselhado na bibliografia especializada (Tabela 3.2), mas não parece que seja esta a razão do baixo rendimento do leito, uma vez que os valores estabelecidos na bibliografia internacional estão relacionados com resultados obtidos com enchimento à base de brita e areão grosso, materiais que têm menos de metade da superfície específica da Filtralite.

Nas Figuras 7.10 e 7.11 apresenta-se a variação do caudal de infiltração (Tabela 7.1) com as taxas de remoção de alguns parâmetros analisados, sendo visível, apesar dos coeficientes de correlação terem sido baixos (inferiores a 0,25), que as taxas de remoção diminuem com o aumento do caudal de infiltração, podendo, portanto, considerar-se que esta variável tem influência no desempenho de leitos de macrófitas.

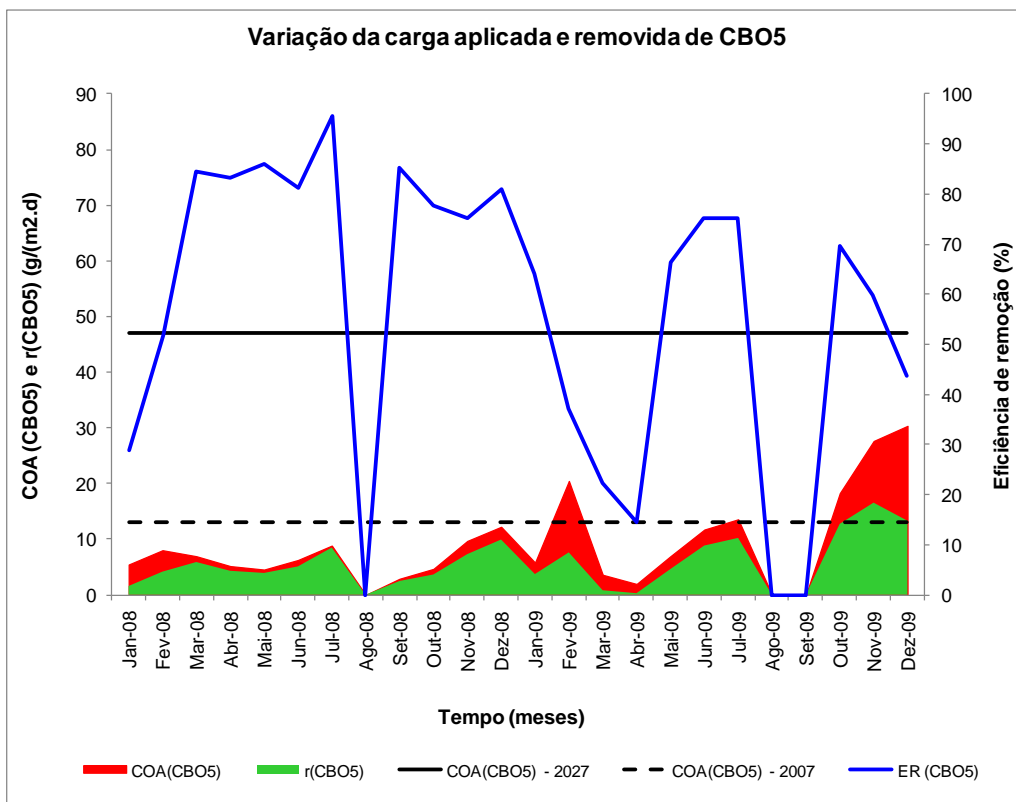


Figura 7.7 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CBO₅ (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

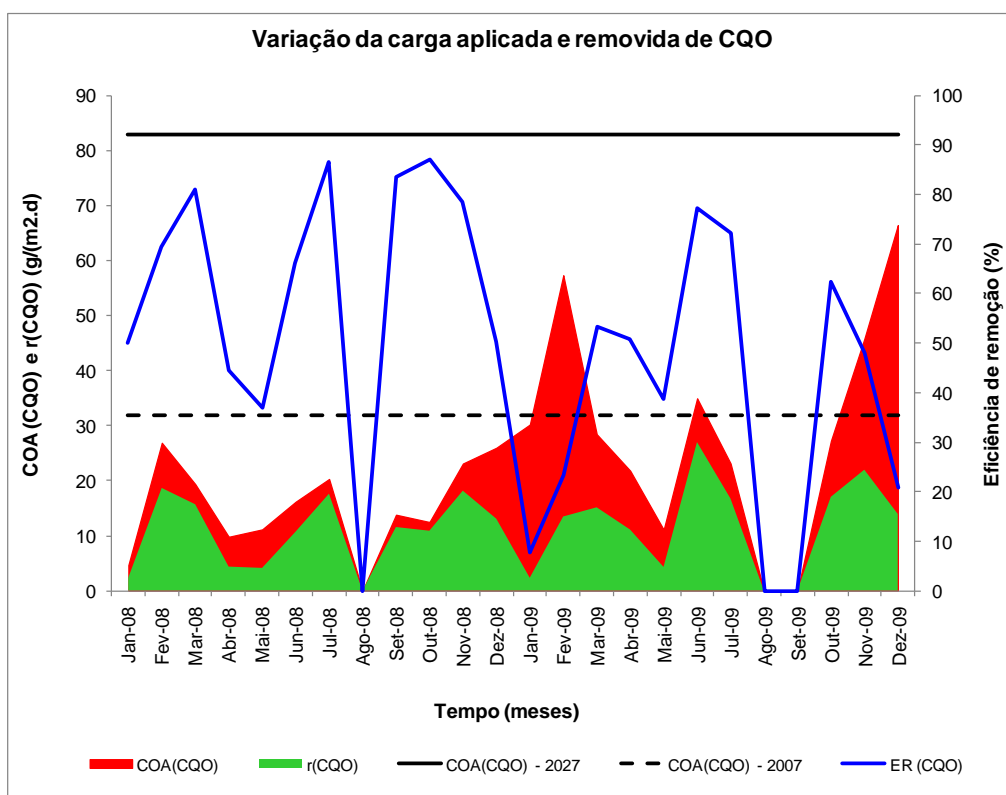


Figura 7.8 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de CQO (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

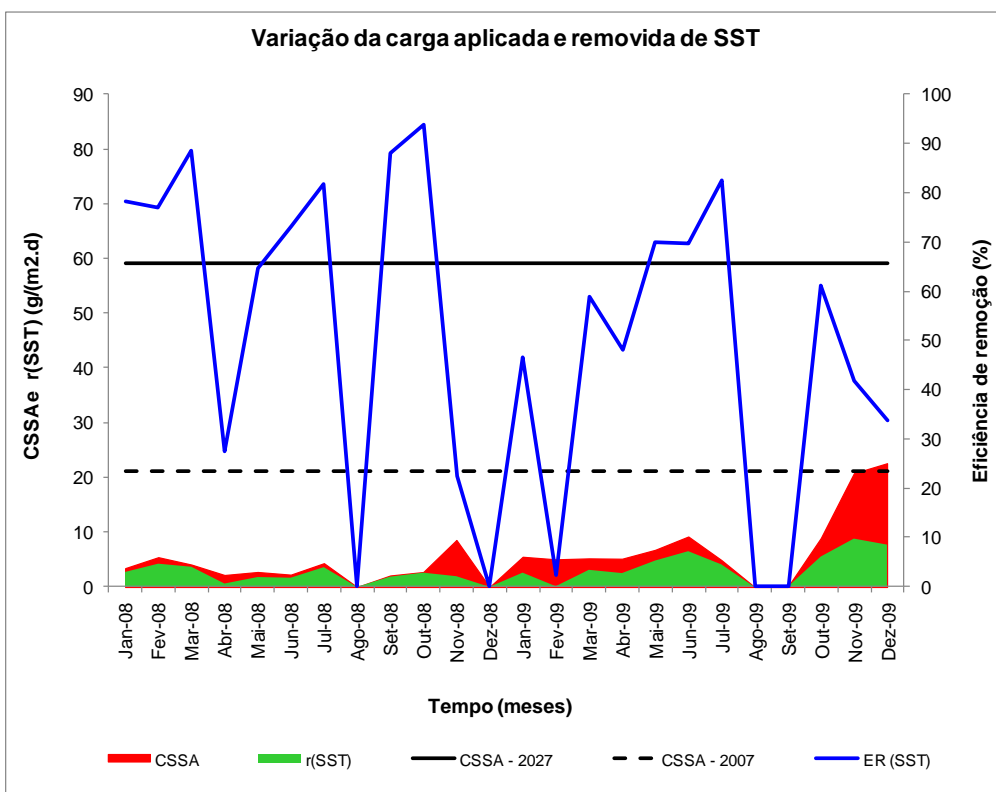


Figura 7.9 – Variação das cargas aplicadas e removidas e ER de SST (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2009)

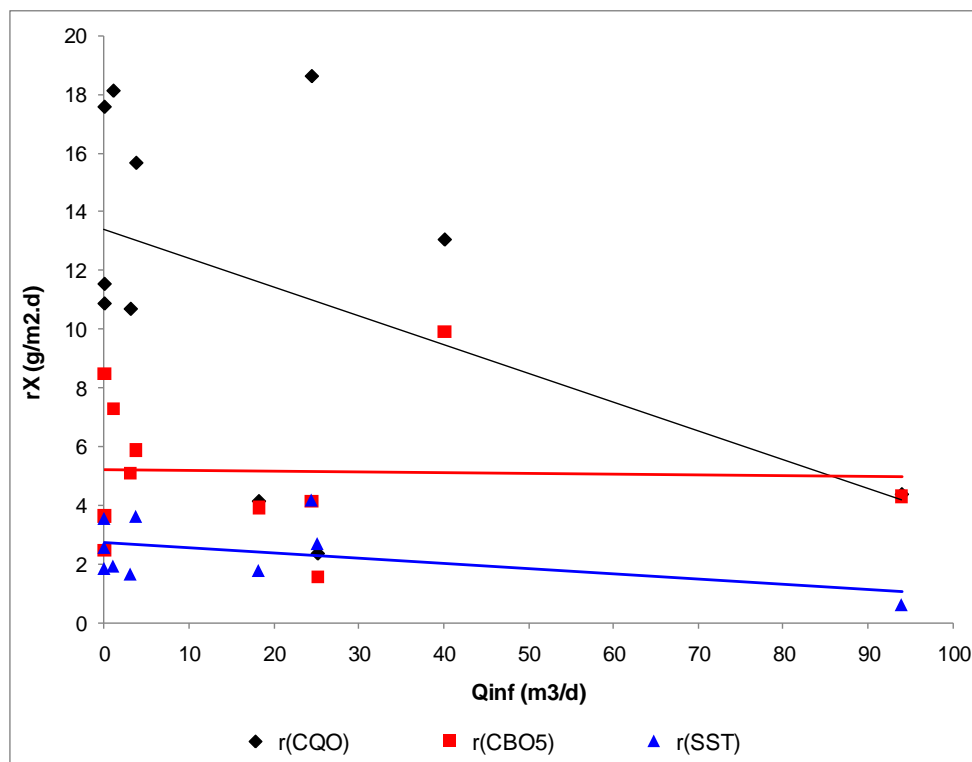


Figura 7.10 – Influência do caudal de infiltração nas taxas de remoção de CBO₅, CQO e SST (Janeiro de 2008 a Janeiro de 2009)

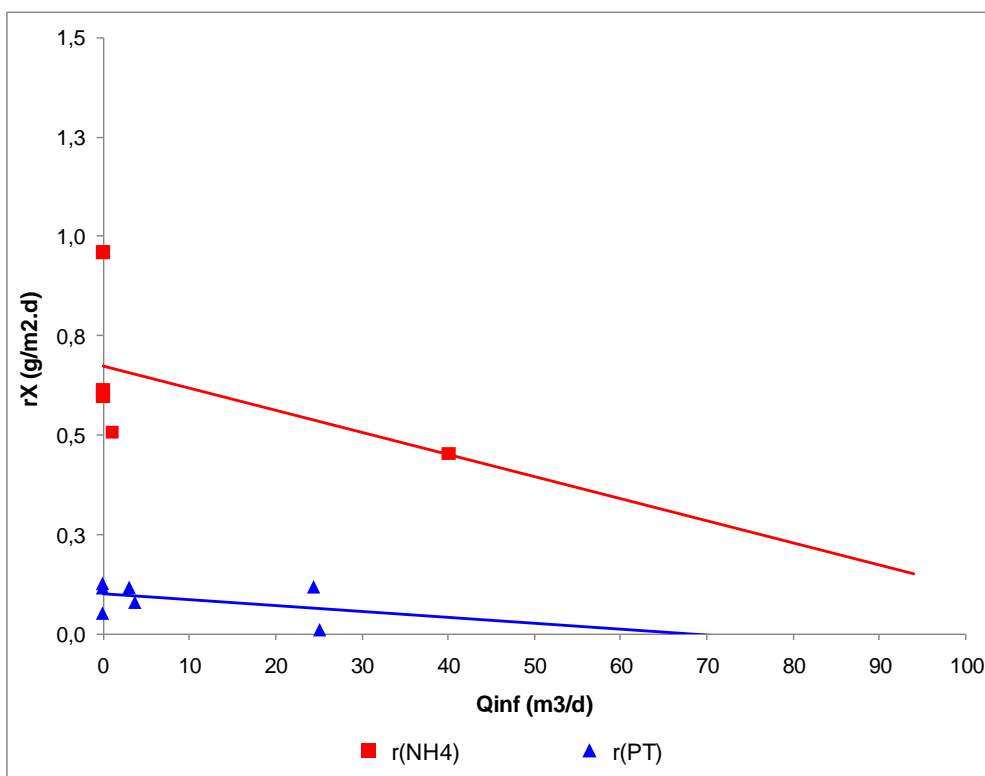


Figura 7.11 – Influência do caudal de infiltração nas taxas de remoção de N-NH₄ e PT (Janeiro de 2008 a Janeiro de 2009)

8.- Conclusões e Perspectivas de Trabalho Futuro

8.1 - Conclusões

Os resultados obtidos para o escoamento superficial na bacia drenante de Vila Fernando e de caudal de águas residuais medido à entrada da ETAR de Vila Fernando parecem indicar que a infiltração de águas pluviais foi mais relevante para escoamentos médios superiores a 2 900 m³/d (meses de Janeiro, Fevereiro, Abril, Maio e Dezembro de 2008 e Janeiro de 2009). O caudal médio afluente à ETAR atingiu cerca de 89,6% do valor máximo admitido no projecto da instalação, quando o escoamento superficial se situou entre 2 900 e 3 900 m³/d, e foi cerca de três vezes superior ao valor máximo para escoamentos superiores a 6 300 m³/d.

Verificou-se uma proporcionalidade entre o aumento de caudal pluvial escoado e o caudal infiltrado que atingiu a ETAR, com relevância estatística, tendo o valor médio deste último sido de 39 m³/d (em média, cerca de 50% do caudal registado à entrada da ETAR era de origem pluvial).

O caudal médio de águas residuais de tempo seco (quase exclusivamente de origem doméstica) foi de 18 m³/d, cerca de 68% do valor mínimo previsto no projecto da ETAR, que resultou da falta de ligação de parte da rede drenagem.

A análise de dados de consumo de água permitiu verificar que há uma utilização considerável de água da rede para fins não domiciliários, alguns dos quais poderiam ser colmatados com a reutilização de águas residuais tratadas, o que traria vantagens económicas (redução de custo da factura de água) e ambientais (redução de captação de água potável para tratamento e redução de descargas de efluentes tratados no rio Noeme).

A variação da CH e do TRH no leito de macrófitas foi influenciada pela variação do volume de águas pluviais escoado superficialmente, tendo a CH, nos meses mais pluviosos, atingido valores acima de 11,8 cm/d (valor máximo previsto para o ano 2027), e, nos meses com registo de caudal abaixo do mínimo previsto para o ano de arranque, chegado a valores abaixo de 6,4 cm/d (valor mínimo previsto para o ano 2007). O TRH apresentou variação contrária, com valores duas vezes superiores ao máximo previsto em projecto nos meses com pouca pluviosidade, e cerca de três vezes mais baixo que o mínimo sugerido em projecto nos meses mais pluviosos.

Esta situação repercutiu-se na diminuição da remoção de matéria orgânica (CQO e CBO₅), matéria sólida em suspensão (SST), azoto (NT e N-NH₄) e fósforo (TP), que, em termos médios, foi inferior á observada na bibliografia internacional e em estudos nacionais. Até nos meses com menor pluviosidade se observaram ER e coeficientes de remoção inferiores ou próximos dos limites mínimos encontrados em referências internacionais.

A remoção de TN (maioritariamente na forma amoniacal) e TN foi sempre inferior a 25%, tendo sido mais variável no caso do azoto, consequência do fraco desenvolvimento de biofilme nitrificante e das plantas que foram afectados pela variação excessiva de CH (meses com valores superiores ao máximo estipulado em projecto alternaram com meses de valores abaixo do mínimo previsto em projecto).

A remoção de fósforo, apesar de baixa, foi estável, variando entre os 23 e 27%, independente da CH aplicada, e terá estado associada essencialmente a mecanismos de adsorção.

As eficiências de remoção de CQO, CBO₅ e SST foram inferiores a 35% nos meses mais pluviosos, tendo duplicado nos meses de menor contribuição pluvial, o que significa que o biofilme heterotrófico responsável pela remoção de matéria orgânica recuperou melhor de situações instáveis.

As concentrações médias finais de CQO, CBO₅, SST e PT foram inferiores aos valores limite de emissão estipulados nos Decretos-Lei Nº 152/97 e 236/98, inclusive nos meses com pior rendimento que beneficiaram da diluição da carga afluente ao leito. O mesmo já não se verificou para o azoto, sendo, no entanto, as concentrações finais daquele nutriente adequadas para a reutilização do efluente para fins agrícolas.

8.2 Perspectivas de trabalho futuro

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

- Medição da pluviosidade na bacia drenante de Vila Fernando e do caudal pluvial infiltrado na rede de colectores com ligação à ETAR de Vila Fernando.
- Estabelecimento de relações entre o escoamento na bacia de drenagem de Vila Fernando, o caudal de infiltração que chega à ETAR e a CH aplicada nos leitos, a partir de dados experimentais.
- Realização de ensaios de traçagem no leito de macrófitas a fim de localizar e avaliar a extensão de zonas de volume morto e do curto-circuito hidráulico.
- Realização de uma campanha de monitorização mais longa, incluindo a avaliação da capacidade de tratamento do leito não colonizado, 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.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Adam K., Krogstad T., Vrale L., Sovik A. e Jenssen P. (2007). Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P® - batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecol. Eng.*, 29, 200–208.
- 2) Albuquerque A., Arendacz A., Obarska–Pempkowiak H., Randerson P. e Kowalik P. (2009b). Removal of organic matter and nitrogen in a HSSF constructed wetland under transient loads. *Water Science and Technology*, V. 60, 7, 1677–1682.
- 3) Albuquerque A., Oliveira J., Semitela S. e Amaral L. (2009a). Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 100, 6269-6277
- 4) Albuquerque M., Albuquerque A. e Barbosa A. (2005). Avaliação do funcionamento de sistemas de tratamento da A23 - ligação Covilhã (Norte). Actas do 12º Encontro Nacional de Saneamento Básico (12 ENaSB), 24 a 27 de Outubro de 2006, Cascais, Portugal, 15 pp (editado em CD-Rom).
- 5) -Albuquerque A. (2003). Tratamento de águas residuais. 2ª versão, UBI, Covilhã, 167 pp.
- 6) Amorim, J. Z., Ferreira, F., Matias, N., Marquês, R., Póvoa, P., & Matos, J. (2009). Simulação dinâmica de sistemas de saneamento: Caso de estudo em Lisboa. *Águas e Resíduos*, Série III, Nº 10, 17-25.
- 7) Amorim H. (2007). Afluências indevidas aos sistemas de drenagem de águas residuais. Tese de Mestrado, DEC, FEUP, Porto, 117pp.
- 8) APHA-AWWA-WEF (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 Edição, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, EUA.
- 9) AQUAREC (2006). Handbook on feasibility studies for water reuse systems. Bruxelas, Belgica.
- 10) Atkins-Coba-Hidra-ProSistemas (200G3a). 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.
- 11) ATV-A 262E (1998). Principles for the dimensioning, construction and operation of plant beds for communal wastewater with capacities up to 1000 total number of inhabitants and population equivalents. Norma DWA, Hennef, Alemanha.
- 12) Bertrand-Krajewski J. (2006). Modelling of sediment transport and processes. Manual do Curso em *Hydrologie Urbaine*, Parte 9, INSA, Lyon, França, 40 pp.
- 13) Bertrand-Krajewski J., Cardoso M., Ellis B., Frehmann T., Giulianelli M., Gujer W., Krebs P., Pliska Z., Pollert J. e Pryn K. (2005). Towards a better knowledge and management

- of infiltration and exfiltration in sewer systems: the APUSS project. *Actas da 10th ICUD Conference*, 21 a 26 de Agosto, Copenhaga, Dinamarca, 8 p.
- 14) Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, 41, 8, 1790-1798.
 - 15) Cardoso A., Prigiobbe V., Giulianelli M., Baer E., De Bénédittis J., Coelho S.T. (2005). Assessing the impact of infiltration and exfiltration in sewer systems using performance indicators: case studies of the APUSS project. *Actas da 10th ICUD Conference*, 21 a 26 de Agosto, Copenhaga, Dinamarca, 8 p.
 - 16) Cardoso M. A., Almeida M. C. e Coelho S. (2002). Avaliação do impacto da infiltração no desempenho de sistemas de drenagem urbana. *Actas do 10º ENASB/SILUBESA*, Braga, 16-19 de Setembro de 2002, 17 p.
 - 17) David L. M. (2005). Controlo da poluição da descargas de águas residuais em tempo de chuva. *Actas do Seminário sobre Aplicação em Portugal e na União Europeia das Directivas Incidentes no Ciclo Urbano da Água*. 19 a 21 de Setembro de 2005, UBI, Covilhã.
 - 18) Decreto Regulamentar nº23/95. Regulamento geral dos sistemas públicos e prediais de distribuição de água e de drenagem de águas residuais. DR I Série B, 23 de Agosto de 1995, 5284-5319.
 - 19) Decreto-Lei 236/98. Normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. DR-I Série A, 1 de Agosto de 1998, 3676-3722.
 - 20) Decreto-Lei 152/97. Tratamento de águas residuais urbanas. DR-I Série A, 19 de Junho de 1997, 2959-2966.
 - 21) Dias, S. (1998). Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leitos de macrófitas. *Boletim de Biotecnologia*, nº 60. IST, Lisboa.
 - 22) 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.
 - 23) DGQA (1989). Manual de tecnologias de saneamento básico apropriadas a pequenos aglomerados. Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente, Lisboa.
 - 24) DWA-A 118E (2006). Hydraulic dimensioning and verification of drain and sewer systems. Norma DWA, Hennef, Alemanha, 35 pp.
 - 25) EPA (1999). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Ref. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, EUA, 166 pp.
 - 26) Franco E. J. (2004). Dimensionamento de bacias de retenção de água pluviais com base no método racional, Tese de mestrado, UFPR, Curitiba, Brasil.

- 27) Galvão A. e Matos J. (2006). Leitões de macrófitas: uma alternativa sustentável para o tratamento de efluentes de pequenos aglomerados. *Actas do I Encontro Técnico em Gestão e Tratamento de Água*, BIOTEMPO Consultoria, Braga.
- 28) Gamboa M., Almeida M. C., Matos M. R., Matos J. S. (2000). Controlo da descarga de excedentes no sistema de saneamento da Costa do Estoril – Diagnóstico e formulação de recomendações estratégicas. 1º Relatório de Progresso - Caracterização e diagnóstico da situação actual. LNEC 324/00-NES, Lisboa.
- 29) Ghosh D. e Gopal B. (2010). Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 36, 8, 1044-1051.
- 30) Gustafsson J., Renman A., Renman G. e Poll K. (2008). Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment *Water Research*, 42, 189– 197.
- 31) INAG (2001). Programa nacional para o uso eficiente da água. ISA/LNEC, Instituto da Água, MAOT, Lisboa, 210 pp.
- 32) INE (2001). Censos 2001 – Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 648 pp.
- 33) Jenssen P. e Krogstad T. (2003). Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). In Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates. Mander U. e Jenssen P. (Eds.), International Series on Advances in Ecological Sciences. WIT Press, Londres, Reino Unido.
- 34) Jing S., Lin Y., Wang T. e Lee D. (2002). Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. *J. Environ. Quality*, 31, 2, 690–696.
- 35) Johansson L. e Gustafsson J. (2000): Phosphate removal from wastewaters using blast furnace slags and opoka - Mechanisms. *Water Research*, 34, 259-265.
- 36) Kesik T. and Kathryn Seymour K. (2003). Practical measures for the prevention of basement flooding due to municipal sewer surcharge. Relatório final, Canada Mortgage and Housing Corporation, Toronto, Canada, 91 pp.
- 37) Kadlec R. and Wallace S. (2008). Treatment wetlands. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, EUA, 1016 pp.
- 38) Kadlec R., Knight R., Vymazal J., Brix H., Cooper P. e Haberl R. (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Relatório Nº. 8, IWA Publishing, Londres, Inglaterra.
- 39) 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.

- 40) Lencastre A. e Franco F. (1984). Lições de Hidrologia. Universidade Nova de Lisboa. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Lisboa.
- 41) Matos J. S. e Ferreira F. (2005). Modelação integrada de sistemas de águas residuais. Actas do Seminário sobre *Aplicação em Portugal e na União Europeia das Directivas Incidentes no Ciclo Urbano da Água*. 19 a 21 de Setembro de 2005, UBI, Covilhã.
- 42) Marecos do Monte H. e Albuquerque A. (2010b). Reutilização de águas residuais. Guia Técnico 14, ERSAR, Lisboa, 319 pp.
- 43) Marecos do Monte H. e Albuquerque A. (2010a). Analysis of constructed wetland performance for irrigation reuse. *Water Science and Technology*, 61, 7, 1699-1705.
- 44) Maxit (2004). ETAR do Albarde/Vila Fernando - Empreitada de Saneamento 11. Memória descritiva. Projecto de execução. Subsistema de Vale do Mondego e Alto Zêzere. Maxit, Avelar.
- 45) 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.
- 46) 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.
- 47) Metcalf & Eddy. (2002). Wastewater engineering : treatment, disposal and reuse. 4ª Edição, McGraw-Hill Science/Engineering/Math, Nova York, EUA, 1848 pp.
- 48) 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, 30–35.
- 49) 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, 125 pp.
- 50) Randerson P., Jordan, G. e Williams H. (2005). The role of willow roots in sub-surface oxygenation of vegetation filter beds – mass spectrometer investigations. Actas da Conferencia em *Wastewater Treatment in Wetlands*, 10 a 17 de Setembro, Starbienino, Polónia, 159-165.
- 51) Relvão, A. (1999). Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitos de macrófitas emergentes. Comissão Coordenação Desenvolvimento Regional do Centro, Coimbra.
- 52) Sakadevan K. e Bavor H. (1999). Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. *Water Science & Technology*, 40, 121–128.

- 53) Schulz N, Baur R. e Krebs P. (2005). Integrated modelling for the evaluation of infiltration effects. *Water Science & Technology*, 52, 5, 215-23.
- 54) Simões M. (2009). Avaliação da influência do tipo de enchimento no rendimento de leitos com escoamento subsuperficial e horizontal. Tese de Mestrado de Engenharia Civil, Universidade da Beira Interior, Covilhã, 125 pp.
- 55) Sousa E. e Matos J. S. (2006). Projecto de sistemas de drenagem de águas pluviais. Sebenta, IST, Lisboa, 38 pp.
- 56) 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. *Actas do SWS Society of Wetland Scientists European Chapter Meeting*, 29 de Junho a 3 de Julho de 2008, Kuressaare, Saaremaa, Estonia, 23 pp.
- 57) Vilpas R., Valve M. e Raty, S. (2005). Report from the pilot plants in Finland. Technical report, Syke, MAXIT-Norden, Filandia, 48 pp.
- 58) Vipulanandan C. e Ozgurel G. (2004). Methods to control leaks in sewer collection systems. Livro Branco, CIGMAT, Universidade do Texas, Houston, Texas, EUA, pp. 18.
- 59) Vymazal J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 5, 478-490.
- 60) Vymazal J. (2003). Types of constructed wetlands. In *International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, Dias V. (Edt.), 8 e 10 de Maio INAG, Lisboa, 35-79.
- 61) Vymazal J., Kropfelova I. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Series of Env. Pollution 14, Springer, Alemanha, 566 p.
- 62) Wade M. (2000). Controlling inflow and infiltration in wastewater collection systems. *Actas da ASCE National Conference on Environmental and Pipeline Engineering*, 23 a 26 de Julho de 2000, Kansas City, Missouri, EUA.
- 63) Wehrle-Werk (2003). BIOMEMBRAT-plus. Commercial information material. Wehrle-Werk AG, Emmendingen, Alemanha.

Anexos

Anexo I

Registos de precipitações nas estações udométricas de Almeidinha, Codeceiro e Ramela (01.01.2008 a 28.02.2009)

Tabela I.1 – Registos de precipitações nas estações udométricas de Almeidinha, Codeceiro e Ramela (01.01.2008 a 28.02.2009)

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
01-01-2008	0,3	1,98	0,3	1,83	0,1	2,72	0,65	40,01
02-01-2008	8,4		3,7		18,3			
03-01-2008	24,6		12		26,4			
04-01-2008	8,1		-		11,7			
05-01-2008	0		0,1		0			
06-01-2008	1,3		1,7		1,8			
07-01-2008	0		0,3		0			
08-01-2008	0,4		0,5		0,7			
09-01-2008	1,4		3,4		2,4			
10-01-2008	2,3		5,6		2,2			
11-01-2008	3,3		5,1		4			
12-01-2008	3,2		1,7		1,5			
13-01-2008	0		0,1		0,1			
14-01-2008	3,7		7,9		10,2			
15-01-2008	1		0,8		1,3			
16-01-2008	2,2		9,2		1,7			
17-01-2008	0,1		0,3		1			
18-01-2008	0		0,4		0,1			
19-01-2008	0,2		0,3		0,2			
20-01-2008	0,1		0,3		0,1			
21-01-2008	0,3		0,2		0,1			
22-01-2008	0,3		0,4		0,1			
23-01-2008	0,1		0		0			
24-01-2008	0		0,1		0			
25-01-2008	0		0		0			
26-01-2008	0		0,1		0			
27-01-2008	0		0,2		0,2			
28-01-2008	0,2		0,2		0			
29-01-2008	0		0		0			
30-01-2008	0		0		0			
31-01-2008	0		0		0			
01-02-2008	0,2	1,64	0,1	1,56	0	2,42	0,55	33,75
02-02-2008	1,8		1,5		1			
03-02-2008	0,5		0,2		3			
04-02-2008	14,9		12,7		15,2			
05-02-2008	0,3		0,2		0			
06-02-2008	0,1		0,1		0,1			
07-02-2008	0,1		0,2		0,1			
08-02-2008	0,1		0		0,1			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
09-02-2008	0	1,64	0	1,56	0	2,42	0,55	33,75
10-02-2008	0		0,1		0			
11-02-2008	0		0		0			
12-02-2008	0		0		0			
13-02-2008	0		0		0			
14-02-2008	0		0		0,2			
15-02-2008	0,1		0		0,1			
16-02-2008	0		0		0			
17-02-2008	0		0		0			
18-02-2008	11		8,7		25,8			
19-02-2008	11,1		10,6		14,5			
20-02-2008	0,2		6		2,2			
21-02-2008	0,4		0,1		0,1			
22-02-2008	1,1		0,7		0,3			
23-02-2008	0		0,1		0			
24-02-2008	3,6		2,3		5,1			
25-02-2008	0,2		0,2		0,6			
26-02-2008	0		0		0			
27-02-2008	0,1		0,1		0,1			
28-02-2008	1,5		1,1		1,5			
29-02-2008	0,2	0,3	0,1					
01-03-2008	0,2	0,97	0	0,97	0	0,60	0,30	18,26
02-03-2008	0,1		0,2		0			
03-03-2008	0,2		0,3		0			
04-03-2008	0		0,1		0			
05-03-2008	0		0		0			
06-03-2008	0		0		0			
07-03-2008	0		0		0			
08-03-2008	0		0		0			
09-03-2008	0,1		0,3		0,4			
10-03-2008	0,4		1,4		0,4			
11-03-2008	2,4		7,1		2,3			
12-03-2008	0,3		0,5		0,1			
13-03-2008	0		0,1		0			
14-03-2008	0		0		0			
15-03-2008	0		0,1		0			
16-03-2008	0,5		0,5		0,3			
17-03-2008	0		0		0			
18-03-2008	7,2		8,5		3,6			
19-03-2008	0,5		0,3		1,7			
20-03-2008	0		0		0			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
21-03-2008	0	0,97	0	0,97	0	0,60	0,30	18,26
22-03-2008	0,2		0,6		0			
23-03-2008	8,6		4,1		6,8			
24-03-2008	0,1		0		0			
25-03-2008	0		0,1		0			
26-03-2008	0		0,1		0			
27-03-2008	2,2		2,2		0,9			
28-03-2008	0,6		0,2		0			
29-03-2008	0		0,2		0			
30-03-2008	3,2		2,4		1			
31-03-2008	3,3		0,8		1			
01-04-2008	0	3,78	0,1	4,94	0	4,77	1,36	83,60
02-04-2008	0		0		0			
03-04-2008	0		0		0			
04-04-2008	0		0		0			
05-04-2008	0		0		0			
06-04-2008	0		0		0			
07-04-2008	0		0		0			
08-04-2008	21		23,1		23,1			
09-04-2008	10,8		6,9		28,8			
10-04-2008	14,6		27,9		20,6			
11-04-2008	5,9		12,5		8,1			
12-04-2008	0,1		0,1		0			
13-04-2008	0,6		1,4		0,5			
14-04-2008	3,3		5,4		1,6			
15-04-2008	0		0		0			
16-04-2008	0		0,4		0			
17-04-2008	4,5		8,4		5,2			
18-04-2008	15,4		22,6		20,5			
19-04-2008	14,8		13,1		15,7			
20-04-2008	12,6		14,9		12,5			
21-04-2008	4,8		5,1		4			
22-04-2008	2,1		0,4		0,7			
23-04-2008	0,7		2,3		1,2			
24-04-2008	0		0,1		0			
25-04-2008	0		0,1		0			
26-04-2008	0		0		0			
27-04-2008	0		0		0			
28-04-2008	0		0		0			
29-04-2008	0		0		0			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensi- dade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipita- ção diária (mm)	Precipita- ção média mensal (mm)	Precipita- ção diária (mm)	Precipita- ção média mensal (mm)	Precipita- ção diária (mm)	Precipita- ção média mensal (mm)		
30-04-2008	2,2	3,78	3,4	4,94	0,5	4,77	1,36	83,60
01-05-2008	0	2,12	0	2,58	0	2,24	0,73	44,69
02-05-2008	0		0		0			
03-05-2008	0		0		0			
04-05-2008	0		0		0			
05-05-2008	0		0,1		0			
06-05-2008	0		0		0			
07-05-2008	0		0		0			
08-05-2008	3,8		3,6		5,1			
09-05-2008	0,9		0,1		1,5			
10-05-2008	0,8		0,3		0			
11-05-2008	0,7		0,8		0,5			
12-05-2008	0		0		0			
13-05-2008	9,5		0,1		3,7			
14-05-2008	6,1		1,6		5,9			
15-05-2008	0,7		13,7		2,3			
16-05-2008	8,4		10,6		17,8			
17-05-2008	0,1		0		0			
18-05-2008	0		0		0			
19-05-2008	1		1,6		0,8			
20-05-2008	0,3		1,9		0			
21-05-2008	0,8		0,1		0,9			
22-05-2008	0		0,1		0			
23-05-2008	3		2,9		7,9			
24-05-2008	4,8		1		1,1			
25-05-2008	11,6		5,8		2,3			
26-05-2008	5,7		2,9		6,3			
27-05-2008	2,2		9,4		3,1			
28-05-2008	2,5		4,6		1,8			
29-05-2008	1		2,8		4,2			
30-05-2008	0	0,1	0,1					
31-05-2008	1,7	15,8	4,1					
01-06-2008	2	0,29	4,3	0,80	1,8	0,26	0,14	8,60
02-06-2008	0		0		0			
03-06-2008	0		0		0			
04-06-2008	0		0,1		0			
05-06-2008	0		0,1		0			
06-06-2008	0		0,1		0			
07-06-2008	0		0		0			
08-06-2008	0		0		0			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
09-06-2008	0	0,29	0	0,80	0	0,26	0,14	8,60
10-06-2008	0		0		2			
11-06-2008	0		0		0			
12-06-2008	0		0		0			
13-06-2008	0		0		0			
14-06-2008	0		0		0			
15-06-2008	0		0		0			
16-06-2008	2,1		6,9		1,2			
17-06-2008	4,7		8,4		2,8			
18-06-2008	0		0		0			
19-06-2008	0		0		0			
20-06-2008	0		0		0			
21-06-2008	0		0		0			
22-06-2008	0		3,8		0			
23-06-2008	0		0		0			
24-06-2008	0		0		0			
25-06-2008	0		0		0			
26-06-2008	0		0		0			
27-06-2008	0		0,2		0			
28-06-2008	0		0		0			
29-06-2008	0	0	0					
30-06-2008	0	0	0					
01-07-2008	0	0,00	0	0,23	0	0,00	0,02	1,35
02-07-2008	0,1		0,1		0			
03-07-2008	0		0		0			
04-07-2008	0		0		0			
05-07-2008	0		0,2		0			
06-07-2008	0		0,1		0			
07-07-2008	0		0		0			
08-07-2008	0		0		0			
09-07-2008	0		4,7		0			
10-07-2008	0		0,1		0			
11-07-2008	0		0,2		0			
12-07-2008	0		0		0			
13-07-2008	0		0		0			
14-07-2008	0		0		0			
15-07-2008	0		0		0			
16-07-2008	0		0		0			
17-07-2008	0		0		0			
18-07-2008	0		0		0			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
19-07-2008	0	0,00	0	0,23	0	0,00	0,02	1,35
20-07-2008	0		0					
21-07-2008	0		0					
22-07-2008	0		0					
23-07-2008	0		0					
24-07-2008	0		0					
25-07-2008	0		0,2					
26-07-2008	0		1,3					
27-07-2008	0		0,2					
28-07-2008	0		0					
29-07-2008	0		0					
30-07-2008	0		0					
31-07-2008	0		0					
01-08-2008	0		0,10		0			
02-08-2008	0	0						
03-08-2008	0	0						
04-08-2008	0	0						
05-08-2008	0	0						
06-08-2008	0	0						
07-08-2008	0	0						
08-08-2008	0	0						
09-08-2008	0	0						
10-08-2008	0	0						
11-08-2008	0	0						
12-08-2008	1,7	1,6						
13-08-2008	0	0						
14-08-2008	0	0						
15-08-2008	0	0						
16-08-2008	0	0,1						
17-08-2008	1,3	3						
18-08-2008	0	0,1						
19-08-2008	0	0,2						
20-08-2008	0	0						
21-08-2008	0	0						
22-08-2008	0	0						
23-08-2008	0	0						
24-08-2008	0	0						
25-08-2008	0,1	0,2						
26-08-2008	0	0						
27-08-2008	0	0						

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
28-08-2008	0	0,10	0	0,17	0	0,09	0,04	2,38
29-08-2008	0		0		0			
30-08-2008	0		0		0			
31-08-2008	0,1		0		0			
01-09-2008	0	0,84	0	1,10	0	1,36	0,32	19,38
02-09-2008	0		0		0			
03-09-2008	0		0		0			
04-09-2008	1,1		1,8		1,1			
05-09-2008	0,1		0,4		0,5			
06-09-2008	7,1		14,1		8,6			
07-09-2008	0,1		0		0			
08-09-2008	0		0		0			
09-09-2008	0		0		0			
10-09-2008	0		0		0			
11-09-2008	0		0		0			
12-09-2008	0		0,6		0			
13-09-2008	0		0		0			
14-09-2008	0		0		0			
15-09-2008	0		0		0			
16-09-2008	0		0		0			
17-09-2008	0,1		0,1		0,1			
18-09-2008	0		0		0			
19-09-2008	0		0		0			
20-09-2008	0		0		0			
21-09-2008	2,4	5,8	9,7					
22-09-2008	9,4	5,6	20,5					
23-09-2008	5	4,6	0,4					
24-09-2008	0	0,1	0					
25-09-2008	0	0	0					
26-09-2008	0	0	0					
27-09-2008	0	0	0					
28-09-2008	0	0	0					
29-09-2008	0	0	0					
30-09-2008	0	0	0					
01-10-2008	0	1,25	0	1,08	0	1,43	0,39	24,18
02-10-2008	0		0,1		0			
03-10-2008	0		0,1		0			
04-10-2008	0		0		0			
05-10-2008	0		0		0			
06-10-2008	0		0		0			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)					
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)							
07-10-2008	0,2	1,25	0,7	1,08	0,2	1,43	0,39	24,18					
08-10-2008	8,9		12,5		9,6								
09-10-2008	0,1		0		0								
10-10-2008	0		0		0								
11-10-2008	0		0		0								
12-10-2008	1,1		1,5		3,8								
13-10-2008	2,7		2,9		9,2								
14-10-2008	1,8		0,1		5,7								
15-10-2008	0		0		0,1								
16-10-2008	0		0		0								
17-10-2008	0		0		0								
18-10-2008	3,6		2,7		3,6								
19-10-2008	6,1		0,3		0,5								
20-10-2008	0		0,1		0,1								
21-10-2008	0		0		0								
22-10-2008	5		3,9		1,7								
23-10-2008	0,2		0		0,1								
24-10-2008	0		0		0								
25-10-2008	0		0		0								
26-10-2008	0		0		0								
27-10-2008	0		0		0								
28-10-2008	4,1		3,6		1,8								
29-10-2008	0		0,1		0								
30-10-2008	0,5		0,8		0,3								
31-10-2008	4,6		4,1		7,6								
01-11-2008	6,1		0,96		7,1				1,78	8,2	1,18	0,39	24,22
02-11-2008	0,1				0,2					0			
03-11-2008	0,1				0					0			
04-11-2008	3,8				6,2					1,8			
05-11-2008	2,2				2,6					0,5			
06-11-2008	0,2				0,4					0,2			
07-11-2008	0,5	2,8		0,9									
08-11-2008	0,2	1,8		0,5									
09-11-2008	0,1	0		0,1									
10-11-2008	0	0		0,1									
11-11-2008	0	0		0									
12-11-2008	1,1	2,4		1									
13-11-2008	0,1	0,2		0									
14-11-2008	0	0,1		0,1									
15-11-2008	0,1	0		0									

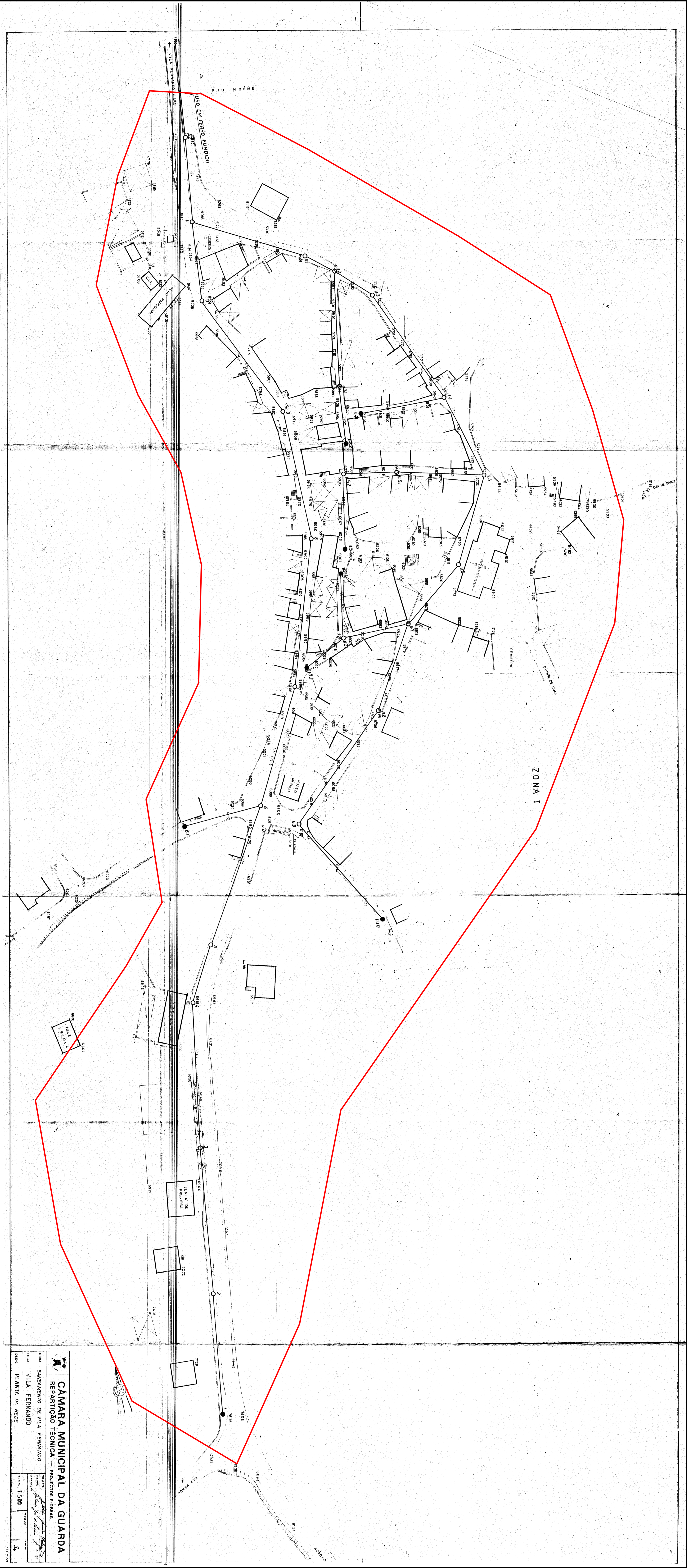
Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
16-11-2008	0	0,96	0,1	1,78	0	1,18	0,39	24,22
17-11-2008	0,2		0,2		0			
18-11-2008	0,3		0,4		0			
19-11-2008	0,2		0,3		0,1			
20-11-2008	0		0		0			
21-11-2008	0,2		0,2		0			
22-11-2008	0,1		0,1		0			
23-11-2008	0,1		0		0			
24-11-2008	0		0		0			
25-11-2008	1,3		0,6		1,2			
26-11-2008	0		0,1		0			
27-11-2008	0		0		0			
28-11-2008	0,2		0		0			
29-11-2008	7		21,3		15,5			
30-11-2008	4,7		6,3		5,3			
01-12-2008	0,6	1,56	1,4	2,15	0,5	2,94	0,61	37,46
02-12-2008	0,2		0,2		0,1			
03-12-2008	1,1		0,9		0,5			
04-12-2008	3,3		5,1		5,1			
05-12-2008	1,3		4,3		3,2			
06-12-2008	0,4		0,8		0,9			
07-12-2008	5		12		7,4			
08-12-2008	9,1		9,3		24,7			
09-12-2008	3,2		0,4		0,5			
10-12-2008	1		0,1		0,1			
11-12-2008	0		0,1		0			
12-12-2008	4,1		3,3		6,3			
13-12-2008	0,7		1,5		1,6			
14-12-2008	9,5		10,8		12,6			
15-12-2008	1,4		0,8		0,1			
16-12-2008	0		0,1		0			
17-12-2008	0,4		0,2		0			
18-12-2008	0,1		0,2		0			
19-12-2008	0,2		0,2		0			
20-12-2008	0,2		0,6		0			
21-12-2008	0,3		0,3		0			
22-12-2008	0,1		0,1		0			
23-12-2008	0,2		0		0			
24-12-2008	0,2		0		0			
25-12-2008	0,1		0		0			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal		
26-12-2008	0,1	1,56	0	2,15	0	2,94	0,61	37,46
27-12-2008	0,1		0		0			
28-12-2008	4,7		13,2		14,7			
29-12-2008	0,4		0,3		5,3			
30-12-2008	0,3		0,5		7			
31-12-2008	0		0		0,6			
01-01-2009	0,4	3,18	1,1	4,53	5,5	4,33	1,19	73,20
02-01-2009	2,6		5,1		6,8			
03-01-2009	2,9		4		6,7			
04-01-2009	3,5		0,4		0,2			
05-01-2009	0,6		0		0			
06-01-2009	0,2		0,2		0			
07-01-2009	0		0		0			
08-01-2009	0		0		0			
09-01-2009	0		0		0			
10-01-2009	0		0		0			
11-01-2009	0,6		0,6		0,8			
12-01-2009	1,5		2		0			
13-01-2009	9		11,3		8,3			
14-01-2009	1,5		1,9		0,8			
15-01-2009	0,7		0,5		4			
16-01-2009	6,4		4,9		10			
17-01-2009	0		0,1		0			
18-01-2009	0,2		0		0			
19-01-2009	3,7		8,7		9,3			
20-01-2009	12,8		12,4		9,5			
21-01-2009	1,7		0,3		1,4			
22-01-2009	3,7		2,8		4,7			
23-01-2009	5,6		11,8		11,7			
24-01-2009	6,6		14,5		5,1			
25-01-2009	5,7		8		7,9			
26-01-2009	11,1		11,9		8,4			
27-01-2009	3		0,7		0			
28-01-2009	2,9		3,4		4,1			
29-01-2009	5,8		21,2		11,1			
30-01-2009	4,1		4,6		3			
31-01-2009	1,7		8		14,8			
01-02-2009	1,3	1,50	8,7	1,60	19,2	2,08	0,51	31,62
02-02-2009	1		3,5		10,1			
03-02-2009	0,8		0,3		0,1			

Data	ALMEIDINHA (10O/02UG)		CODECEIRO (10N/01UG)		RAMELA (11N/01UG)		Intensidade (mm/h)	Qp (l/s)
	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensa (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação diária (mm)	Precipitação média mensal (mm)		
04-02-2009	0,8	1,50	0,3	1,60	12,8	2,08	0,51	31,62
05-02-2009	0,7		0,2		5,7			
06-02-2009	0,6		0,2		5,3			
07-02-2009	0,5		0		0			
08-02-2009	32,1		0,1		0,1			
09-02-2009	0,1		0,1		0			
10-02-2009	0,6		0,1		4,9			
11-02-2009	0,5		0,1		0			
12-02-2009	0,8		0,1		0			
13-02-2009	1,1		0		0			
14-02-2009	1		0,1		0			
15-02-2009	0		0		0			
16-02-2009	0,1		0		0			
17-02-2009	0		5,7		0			
18-02-2009	0		16,8		0			
19-02-2009	0		8,6		0			
20-02-2009	0		0		0			
21-02-2009	0		0		0			
22-02-2009	0		0		0			
23-02-2009	0,1		0		0			
24-02-2009	0		0		0			
25-02-2009	0		0		0			
26-02-2009	0		0		0			
27-02-2009	0		0		0			
28-02-2009	0		0		0			

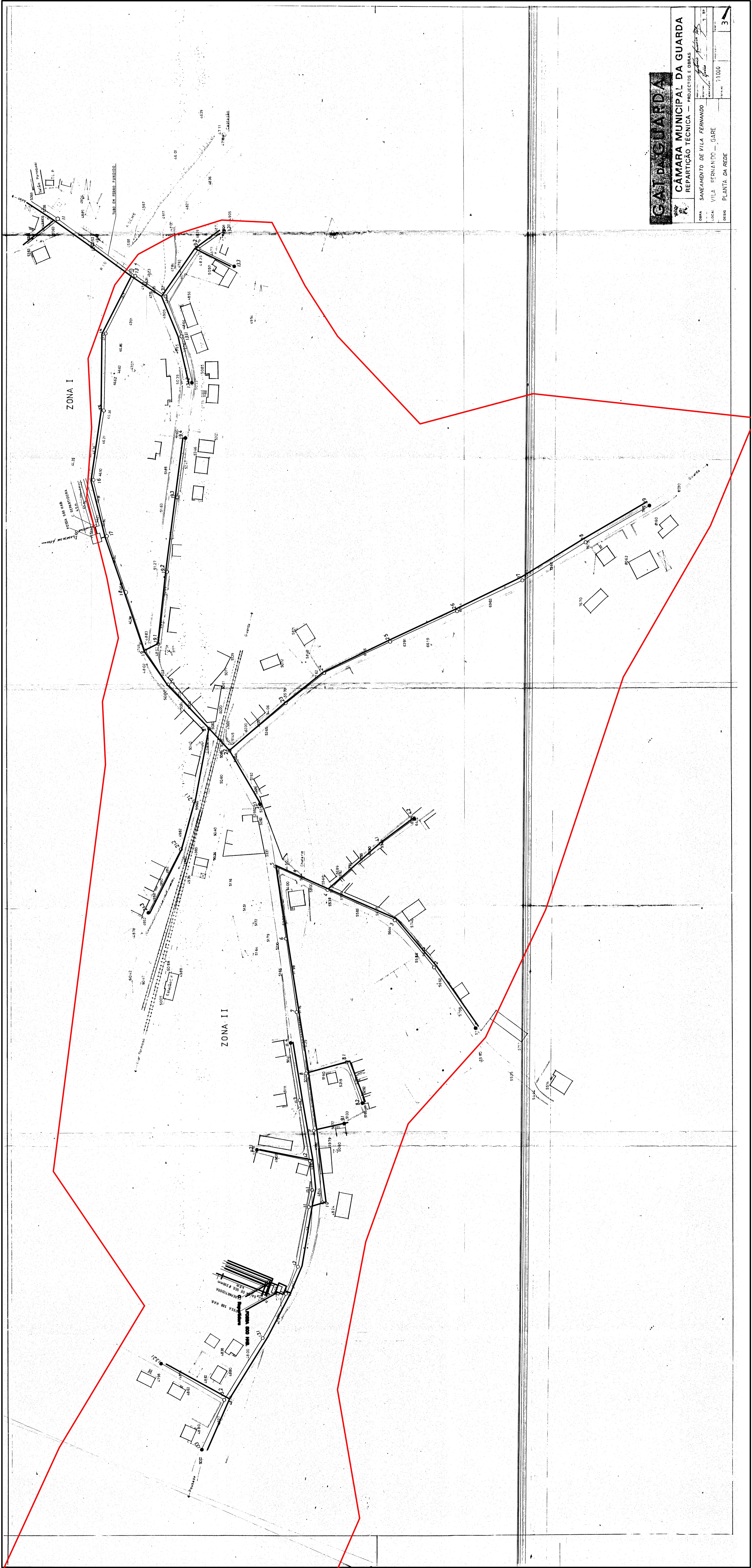
Anexo II

Plantas da rede de Saneamento de Vila Fernando 1:1000



CÂMARA MUNICIPAL DA GUARDA
 REPARTIÇÃO TÉCNICA — PRODUÇÃO E OBRAS
 SERVIÇO DE ENGENHARIA DE OBRAS
 VILA FERNAANDO
 PLANTA DA ZONA I

ESCALA: 1:500
 DATA: 1978



CAMARA MUNICIPAL DA GUARDA

CÂMARA MUNICIPAL DA GUARDA
REPARTIÇÃO TÉCNICA - INDÚSTRIAS E OBRAS

OPERA: SANEAMENTO DE VILA FERNANDO
LOCA: VILA FERNANDO - GARE
DESCR: PLANTA DA REDE

11000

3

Anexo III

Resultados das campanhas de amostragem (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2010)

Tabela III.1 – Resultados das campanhas de amostragem (Janeiro de 2008 a Dezembro de 2010)

Meses	Caudal (m ³ d ⁻¹)	Temperatura (°C)		pH (mg L ⁻¹)		CQO (mg L ⁻¹)		CBO ₅ (mg L ⁻¹)		SST (mg L ⁻¹)		N Total (mg L ⁻¹)	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Jan-08	43,84	13,0	12,0	7,26	7,40	44,00	22,00	51,50	36,70	32,33	7,00	52,00	33,15
Fev-08	43,14	11,0	12,0	6,74	7,71	258,00	79,10	77,00	37,20	52,00	12,00	45,60	39,10
Mar-08	22,45	17,0	17,0	7,11	7,59	357,00	67,90	128,00	19,70	75,20	8,60	96,60	64,30
Abr-08	112,67	15,0	10,0	6,88	6,99	36,00	20,00	19,00	3,20	8,00	5,80	29,50	22,55
Mai-08	36,90	14,0	14,0	7,20	7,28	125,00	78,80	51,00	7,10	30,60	10,80	55,20	46,70
Jun-08	21,80	17,0	16,0	7,22	7,17	307,00	104,00	119,00	22,40	42,60	11,40	64,90	51,30
Jul-08	16,29	24,6	24,5	7,18	7,44	516,00	68,90	225,00	9,80	110,00	20,00	111,00	91,20
Ago-08													
Set-08	10,43	19,3	19,9	6,96	7,55	548,00	90,00	115,00	16,90	82,80	10,00	126,00	113,00
Out-08	10,74	15,8	16,0	7,10	7,33	481,00	62,00	180,00	40,00	104,80	6,40	85,00	79,00
Nov-08	19,77	15,8	17,0	7,27	7,30	484,00	104,00	203,00	50,40	179,10	139,00		
Dez-08	56,90	13,5	13,8	7,33	7,19	189,00	94,00	89,00	16,90				
Jan-09	160,26	13,4	12,6	7,02	6,81	78,00	72,00	15,00	5,40	14,20	7,60	38,00	29,00
Fev-09	242,14	13,9	13,7	7,12	6,92	98,00	75,00	35,00	22,00	8,60	8,40	87,00	68,00
Mar-09	83,48	17,0	16,6	7,02	7,02	141,00	66,00	17,90	13,90	25,80	10,60	121,00	85,00
Abr-09	48,80	12,6	12,9	6,95	6,77	185,00	91,00	16,60	14,20	43,60	22,60	130,00	89,00
Mai-09	32,35	16,0	15,8	7,20	7,12	142,00	87,00	89,00	30,00	86,50	26,00		
Jun-09	24,53	17,0	17,0	7,19	7,05	590,00	135,00	198,00	49,00	155,00	46,80		
Jul-09	24,55	17,0	17,0	6,87	7,02	390,00	108,00	229,00	56,90	82,50	14,40	42,00	32,30
Ago-09													
Set-09													
Out-09	47,00	12,0	12,0	6,99	7,12	240,00	90,00	161,00	49,00	78,40	30,40	55,00	41,00
Nov-09	112,20	17,0	17,0	6,21	6,34	169,00	88,00	102,00	41,00	76,40	44,40	80,00	55,00
Dez-09	261,87	11,2	11,6	6,48	6,12	105,00	83,00	48,00	27,00	35,60	23,60	57,00	41,00

Meses	Caudal (m ³ d ⁻¹)	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)		N-NO ₃ (mg L ⁻¹)		N-NO ₂ (mg L ⁻¹)		P (mg L ⁻¹)		SSV (mg L ⁻¹)	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Jan-08	43,84			0,10	0,28	0,10	0,27	4,68	4,58	28,67	6,67
Fev-08	43,14			0,10	0,06	0,10	0,10	4,86	3,74	43,00	10,00
Mar-08	22,45			0,70	0,30	0,10	0,10	7,08	5,63	62,00	7,80
Abr-08	112,67			23,00	1,10	2,50	0,50	2,00	2,00	7,40	4,40
Mai-08	36,90			0,10	0,10	0,10	0,10	3,95	3,98	26,20	9,40
Jun-08	21,80			0,10	0,10	0,10	0,10	6,52	4,33	37,00	11,40
Jul-08	16,29	72,20	47,80	0,10	0,10	0,10	0,10	11,10	7,92	96,67	10,00
Ago-08											
Set-08	10,43	68,70	45,00	0,10	0,10	0,10	0,10	12,90	8,36	66,80	4,40
Out-08	10,74	73,40	49,70	0,10	15,30	0,10	0,10	11,50	9,51	86,00	5,20
Nov-08	19,77	60,00	49,40	0,10	0,10	0,10	0,10			152,70	121,00
Dez-08	56,90	64,00	60,70	0,10	0,10	0,10	0,10				
Jan-09	160,26	58,00	51,00	28,50	0,30	6,40	2,70	8,60	7,50	13,00	6,20
Fev-09	242,14	54,00	52,00	3,90	0,30	1,30	0,10	7,50	6,30	2,40	2,40
Mar-09	83,48	76,10	67,10	0,10	0,10	0,10	0,10	12,30	8,10	20,80	8,40
Abr-09	48,80	62,00	55,00	0,10	0,50	1,30	0,70	12,80	9,30	36,20	20,80
Mai-09	32,35			0,10	0,10	0,10	0,10			54,00	16,40
Jun-09	24,53			0,10	1,10	0,10	0,10			144,00	34,80
Jul-09	24,55			0,10	0,10	0,10	0,10	13,80	9,10	73,00	8,00
Ago-09											
Set-09											
Out-09	47,00	38,00	31,00	0,10	0,10	0,10	0,10	15,50	11,20	12,80	5,60
Nov-09	112,20	38,00	27,00	0,10	0,10	0,10	0,10	17,00	9,50	62,00	34,00
Dez-09	261,87	27,40	21,30	0,10	0,10	0,10	0,10	14,70	10,40	30,40	13,60

