UNIVERSIDADE DA BEIRA INTERIOR
Engenharia

Avaliação do efeito da evapotranspiração no rendimento de um leito de macrófitas de escoamento subsuperficial horizontal

Christophe José Cameira Moura

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia Civil – Ramo Geotecnia e Ambiente

(2º ciclo de estudos)

Orientador: Prof. Doutor António João Carvalho de Albuquerque

Covilhã, Outubro de 2013

Aos meus Pais Manuel Moura, Maria Rosa Cameira e Irmã Natália Moura

Agradecimentos

Este espaço é dedicado àqueles que, de forma direta ou indireta, contribuíram para que esta dissertação fosse realizada. Não sendo viável nomeá-los a todos, há no entanto alguns a quem não posso deixar de manifestar o meu apreço e agradecimento sincero.

Ao orientador Professor Doutor António Albuquerque, pela disponibilidade manifestada para orientar este trabalho, pela preciosa ajuda na definição do objeto de estudo, pela exigência de método e rigor, pela incansável orientação científica, pela revisão crítica do texto, pelos úteis comentários, esclarecimentos, opiniões e sugestões, pela cedência e indicação de alguma bibliografia relevante para a temática em análise, pelos oportunos conselhos, pela acessibilidade, cordialidade e simpatia demonstradas e principalmente por toda a dedicação e tempo depositado.

Às Águas do Zêzere e Côa, por terem permitido a monitorização na ETAR de Capinha, sem a qual não teria sido possível este estudo. A todos os professores da UBI pelo conhecimento adquirido durante a minha Licenciatura e Mestrado.

Aos meus amigos, Hélder Abrantes e Nuno Teixeira, agradeço por todos os maus e bons momentos que passamos, pelas muitas aventuras vividas em grupo, pela mútua ajuda sempre presente e pelo espírito de irmandade.

Aos gerentes da empresa MAOSDOBRA – "Empresa de Reabilitação e Remodelação de Imóveis", Pedro Saiote, Jorge Andrade e Francisco Duarte, por me ter possibilitado o ingresso no mundo do trabalho através de estágio profissional na sua empresa, pela forma que me acolheram na empresa, pela paciência e disponibilidade dada para me deslocar quando necessário à UBI, para que a realização desta dissertação fosse possível.

À Telma, pelo apoio e carinho diários, pela transmissão de confiança e de força, em todos os momentos e por toda a compreensão e paciência.

À Minha Família, em especial aos Meus Pais e à Minha Irmã, um Enormíssimo obrigada por acreditarem sempre em mim e naquilo que faço, por todos os ensinamentos de vida e principalmente pelo amor incondicional. Espero que esta etapa, que agora termino, possa, de alguma forma, retribuir e compensar um pouco de todo o carinho, apoio e dedicação que, constantemente, me oferecem. A eles, dedico todo este trabalho...

Aos meus restantes familiares e amigos pelo apoio e amizade dado ao longo da minha vida.

Resumo

A evapotranspiração pode reduzir consideravelmente o volume de água no interior de leitos de macrófitas, o que, por um lado, pode evitar a descarga de águas residuais em cursos de água, em especial em períodos de elevada temperatura, e por outro lado pode afetar a remoção de poluentes. O seu impacto na remoção de compostos poluentes depende de fatores como a temperatura do ar, radiação, tipo e estado de crescimento da vegetação e características da água residual. Muitas vezes, os sistemas de tratamento por leitos de macrófitas recebem grande variação de caudal devido à infiltração na rede de drenagem de águas pluviais ou de águas subterrâneas. Esta situação, pode afetar negativamente o tratamento e aumentar os encargos de exploração, mas a evapotranspiração pode ter um efeito regulador destes volumes.

A partir de dados de monitorização de um leito de macrófitas de escoamento subsuperficial horizontal, efetuada entre Janeiro de 2007 e Julho de 2008 (17 meses), e de dados de precipitação recolhidos numa estação meteorológica local, estimou-se o caudal de infiltração no caudal afluente ao leito, bem como a evapotranspiração, ao longo do tempo. Apesar de, no tempo de chuva, se terem registado afluências superiores ao caudal médio estimado para o ano horizonte projeto, o caudal médio total e o caudal médio de tempo seco (caudal essencialmente de origem doméstica), não ultrapassaram os valores previstos em projeto. Esta variação levou a valores de carga hidráulica superiores e a tempos de retenção hidráulicos inferiores aos previstos em projeto, sem contudo ter havido impacto negativo na remoção de compostos orgânicos, nutrientes e matéria sólida.

Apesar de ter ocorrido uma variação significativa de carga e de caudal à entrada do leito, bem como da evapotranspiração, as concentrações médias à saída estão de acordo com os limites de descarga. A remoção de formas de azoto e fósforo foi elevada o que mostra que a evapotranspiração pode ter ajudado à manutenção de tempos de retenção adequados para a remoção daqueles compostos. As eficiências de remoção de CQO e SST foram inferiores aos valores encontrados em estudos similares, o que poderá ter estado associado à entrada de cargas de origem animal, de mais difícil biodegradabilidade. Contudo, o efeito da evapotranspiração foi benéfico para a obtenção de concentrações finais abaixo dos limites de descarga.

A inclusão da evapotranspiração no cálculo das eficiências de remoção e taxas de remoção leva a valores mais elevados do que os calculados tradicionalmente sem inclusão daquele parâmetro. A primeira abordagem é mais adequada, uma vez que os valores utilizados atualmente pelas entidades gestoras, sem inclusão da evapotranspiração, apresentam uma subvalorização do rendimento de leitos de macrófitas. Esta circunstância pode ser

comprometedora para as entidades gestoras, quer em termos do cumprimento da legislação em vigor, quer na avaliação das empresas em termos de indicadores de desempenho.

Palavras-chave

Caudal de infiltração, eficiência de remoção, leito de macrófitas, remoção de carga, evapotranspiração

Abstract

The evapotranspiration can greatly reduce the volume of water within constructed wetlands, which, on one hand, may prevent the discharge of wastewater residuals on water streams, especially in periods of high temperature, and can also affect the removal of pollutants. The impact on the removal of pollutants depends on factors such as air temperature, radiation, type and state of the vegetation growth and characteristics of wastewater. Often, constructed wetlands receive large variation in flow rate due to the infiltration of storm water and groundwater into the drainage system. This situation may adversely affect the treatment performance and increase operating costs, but the evapotranspiration may have a regulatory effect of these volumes.

A set of data came from a monitoring campaign setup in a constructed wetland of horizontal subsurface flow, carried out between January 2007 and July 2008 (17 months), including flow rate and quality data, were collected for the study. The precipitation data was collected from a local weather station. The rate of infiltration flow and the evapotranspiration were calculated over time and the results were related with the quality data. Although, in wet weather, it was observed inflow flow rates higher than average flow estimated for the final year of the project, the average total flow rate and the average dry weather flow (flow mainly from domestic source) did not exceed the amounts setup at the design project. This occurrence led to higher values of hydraulic loading rate and lower values of hydraulic retention time than the forecasted values, but there has been no negative impact on the removal of organic matter, nutrients and solids.

In spite of the significant variation in the input loads, input flow rate and evapotranspiration, the average effluent concentrations are in accordance with the discharge limits. The removal of nitrogen and phosphorus was high, which indicates that evapotranspiration may have helped to maintain adequate retention time, essential for removing these compounds. The removal efficiencies of COD and TSS were lower than those reported in similar studies, which may have been associated with the input of livestock loads that are hard-to-biodegraded. However, the effect of evapotranspiration was beneficial to obtain final concentrations below discharge limits.

The inclusion of the evapotranspiration in the calculation of the removal efficiencies and the removal rates lead to higher values than the values calculated using the traditional approach (i.e. without the inclusion of the evapotranspiration). The first approach is more appropriate, since the values calculated not including the evapotranspiration presents an undervaluation of the performance of the constructed wetland. This condition can be compromising for the

management authorities, both in terms of compliance with the discharge legislation or for the evaluation of the companies in terms of performance indicators.

Keywords

Flow infiltration, removal efficiency, constructed wetlands, load removal, evapotranspiration

Índice

Agradecimentos v
Resumo vii
Abstract x
Índice xiii
Lista de Figuras xvi
Lista de Quadros xix
Nomenclaturas xxi
Capítulo 1 1
Introdução 1
1.1 – Enquadramento e justificação 1
1.2 - Objetivos 2
1.3 – Estrutura da dissertação 3
Capítulo 2 4
Leitos de Macrófitas 4
2.1 - Tipos e características das águas residuais 4
2.2 - Tratamento de águas residuais 6
2.3 – Processo de tratamento por leito de macrófitas 9
2.3.1 - Descrição 9
2.3.2 - Tipos de sistemas 11
2.3.3 - Critérios de dimensionamento e de operação 17
2.3.4 – Meio de enchimento 19
2.4– Evapotranspiração em leitos de macrófitas 20
2.4.1 – Determinação da evapotranspiração 20
2.4.2 – Influência da evapotranspiração na capacidade de tratamento de leitos de macrófitas 23
Capitulo 3 25
Material e Métodos 25
3.1. Descrição da ETAR de Capinha 25
3.2. Recolha de dados 28
3.3. Métodos analíticos 30
Capitulo 4 31
Resultados e Discussão 31
4.1 – Efeito da variação de caudal e precipitação 31
4.2 – Efeito da evapotranspiração na remoção de cargas 36
Capitulo 5 53
Conclusões e Perspetivas de Trabalho Futuro 53

5.1 - Conclusões 53
5.2. Perspectivas de trabalho futuro 54
Capitulo 6 55
Referências Bibliográficas 55
ANEXOS 60
ANEXO I 61
Resultados da campanha de amostragem (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 61
I.1. Resultado dos parâmetros da campanha de amostragem 62
ANEXO II 66
Cargas aplicadas, removidas e eficiências de remoção. (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 66
II.1. Cargas aplicadas dos diferentes parâmetros. 67
II.2. Eficiências de remoção sem influência da ET. 68
II.3. Eficiências de remoção com influência da ET. 69
II.4. Cargas removidas sem influência da ET. 70
II.5. Cargas removidas com influência da ET. 71

Lista de Figuras

Figura 2. 1 – Classificação dos LM (adaptada de (Santos, 2011) 12
Figura 2. 2– Leito de macrófitas com plantas aquáticas flutuantes de escoamento superficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000) 12
Figura 2. 3– Leito de macrófitas com plantas aquáticas submersas de escoamento superficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000) 13
Figura 2. 4– Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento superficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000) 14
Figura 2. 5– Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento subsuperficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000) 14
Figura 2. 6– Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento subsuperficial e vertical (adaptada de Dias et al., 2000) 15
Figura 2. 7- Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento subsuperficial e vertical ascendente (adaptada de Dias et al., 2000) 16
Figura 2. 8– Representação esquemática de plantas macrófitas (adaptada de Santos, 2011) 17
Figura 2. 9– Lisímetro para medição da ET (adaptada de Moraes, 2009) 21
Figura 2. 10 – Esquema representativo do balanço hídrico num LM (adaptada de Wallace e Knight, 2006) 22
Figura 3. 1- Representação esquemática do sistema de tratamento da ETAR da Capinha 25
Figura 3. 2– Aspeto geral da ETAR da Capinha 26
Figura 3. 3– Obra-de-entrada da ETAR da Capinha 26
Figura 3. 4– LM monitorizado na ETAR da Capinha 27
Figura 3. 5– Medição de caudal à entrada da ETAR da Capinha 29
Figura 3. 6– Equipamentos utilizados para a medição de caudal à saída da ETAR da Capinha 30
Figura 4. 1 - Variação de caudal e precipitação (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 31
Figura 4. 2– Variação do CH e TRH (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 34
Figura 4. 3– Variação da ET e do caudal efluente. (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 35
Figura 4. 4- Variação de pH e temperatura (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 37
Figura 4. 5 - Variação de CQO e SST (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 37
Figura 4. 6 – Variação de $N\text{-}NO_3$ e $N\text{-}NO_2$(janeiro de 2007 a julho de 2008) 38
Figura 4. 7 – Variação de $N\text{-}NH_4$ e NT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 38
Figura 4. 8– Variação de PT e OD (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 39
Figura 4. 9– Variação da ET e da remoção mássica de CQO e SST (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 43
Figura 4. 10– Variação da ET e da remoção mássica de NT e $N\text{-}NH_4$ (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 43

Figura 4. 11– Variação da ET e da remoção mássica de $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$ e PT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 44
Figura 4. 12– Variação da carga aplicada e removida em termos de CQO (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 45
Figura 4. 13– Variação da carga aplicada e removida em termos de SST (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 46
Figura 4. 14 – Variação da carga aplicada e removida em termos de NT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 47
Figura 4. 15– Variação da carga aplicada e removida em termos de $N\text{-}NH_4$ (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 47
Figura 4. 16– Variação da carga aplicada e removida em termos de $N\text{-}NO_3$ (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 48
Figura 4. 17– Variação da carga aplicada e removida em termos de PT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 48
Figura 4. 18– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de CQO 50
Figura 4. 19– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de $N\text{-}NH_4$ 50
Figura 4. 20– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de $N\text{-}NO_3$ 51
Figura 4. 21– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de NT 51
Figura 4. 22– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de PT 52
Figura 4. 23– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de SST 52

Lista de Quadros

Quadro 2. 1– Características das águas residuais de origem doméstica (adaptado de Tchobanoglous et al., 2003; Asano et al., 2007) 6
Quadro 2. 2- Critérios hidráulico-sanitários para LM de escoamento subsuperficial horizontal (EPA, 1999; Vymazal, 2003; Korkusuz, 2005; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008) 18
Quadro 2. 3– Características de alguns materiais utilizados em LM de escoamento subsuperficial (EPA, 1999; Vymazal, 2003; Korkusuz, 2005; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008) 20
Quadro 2. 4- Condições de operação e ER para LM de escoamento subsuperficial horizontal 23
Quadro 3. 1 – Características físicas de um dos leitos de macrófitas da ETAR da Capinha 28
Quadro 3. 2 – Condições de operação à entrada de cada lagoa de macrófitas da ETAR da Capinha 28
Quadro 4. 1- Caudais médios para vários períodos na ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 32
Quadro 4. 2.– Caudal de infiltração e precipitação que atingiu a ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 33
Quadro 4. 3 – Condições de operação do leito de macrófitas da ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 36
Quadro 4. 4– Eficiência de remoção com e sem a influencia da ET na ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 40
Quadro 4. 5 – Eficiências de remoção obtidas em estudos com LM de escoamento subsuperficial horizontal 42
Quadro 4. 6– Carga média aplicada e carga média removida com e sem influencia da ET na ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008) 45
Quadro 4. 7– Cargas removidas por unidade de área obtidas em diferentes estudos para LM de escoamento subsuperficial horizontal 49

Nomenclaturas

Simbologia

Símbolo	Unidades
A_S - Área superficial	L^2
A_T - área da secção transversal	L^2
c - coeficiente de transferência de massa	LT^2/M^{-1}
C – Concentração	M/L^3
C (afluente) – Concentração afluente	M/L^3
C (efluente) – Concentração efluente	M/L^3
Ca – CBO_5 do afluente	M/L^3
CBO_5 - Carência bioquímica de oxigénio a cinco dias	M/L^3
Ce – CBO_5 do efluente	M/L^3
CH – Carga Hidráulica	L/T
CL - Comprimento do leito	L
CNH4A – Carga de Azoto Amoniacal Aplicada	$ML^{-2}T^{-1}$
CNO3A – Carga de Azoto Nítrico Aplicada	$M/L^2/T$
CNTA – Carga de Azoto Total Aplicada	$M/L^2/T$
COA – Carga Orgânica Aplicada	$M/L^2/T$
CPTA – Carga de Fósforo Aplicada	$M/L^2/T$
CQO – Carência ou Demanda Química de Oxigénio	M/L^3
CSA – Carga de Sólidos Aplicada	$M/L^2/T$
dH/dC - Gradiente hidráulico	L/L
e_w e e_a - Pressões de vapor na superfícies da planta e no ar à sua volta.	
f(u) - Velocidade do vento	L/T
K20 – constante de biodegradação a 20ºC	
K_s - Condutividade hidráulica	L/T
K_t – Coeficiente de biodegradação	T^{-1}
$N\text{-}NH_4$ – Azoto ou Nitrogénio Amoniacal	M/L^3

$N\text{-}NO_2$ - Azoto Nitroso	M/L^3
$N\text{-}NO_3$ - Azoto Nítrico	M/L^3
NT – Azoto ou Nitrogénio Total	M/L^3
PT – Fósforo Total	M/L^3
Q – Caudal ou Vazão	L^3/T
Q (afluente) – Caudal afluente	L^3/T
Q (efluente) – Caudal efluente	L^3/T
r_{CQO} – Carga Orgânica Removida	$M/L^2/T$
r_{NH4} – Carga de Azoto Amoniacal Removida	$M/L^2/T$
r_{NT} – Carga de Azoto Total Removida	$M/L^2/T$
r_{PT} – Carga de Fósforo Total Removida	$M/L^2/T$
r_{SST} – Carga de Sólidos Removida	$M/L^2/T$
SST – Sólidos Suspensos Totais	M/L^3
TRH – Tempo de Retenção Hidráulico	T

Abreviaturas

AdZC - Águas do Zêzere e Côa

AES – Área Específica Superficial

DECA - Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura

ER – Eficiência de Remoção

ET – Evapotranspiração

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia

IC – Intervalo de confiança

LM - Leitos de macrófitas

PEAASAR - Planos Estratégicos de Abastecimento de Águas e Saneamento de Águas Residuais

SD - Desvio-Padrão

SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

Capítulo 1

Introdução

1.1 – Enquadramento e justificação

O sector de abastecimento de água e saneamento de águas residuais teve uma evolução assinalável nas últimas duas décadas, muito à custa da implementação dos Planos Estratégicos de Abastecimento de Águas e Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR I e PEAASAR II). As taxas de atendimento atuais são de 97% da população servida com redes de abastecimento de água, 84% da população servida com as redes de drenagem de águas residuais e 74% com Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) (ERSAR, 2012).

Muitas das ETAR construídas para populações com menos de 2000 habitantes utilizam a tecnologia por leitos de macrófitas (LM) com escoamento subsuperficial horizontal. Estes sistemas, pelo volume que ocupam, estão sujeitos a condições adversas de pluviosidade, radiação, temperatura e vento, que podem alterar o volume de água no seu interior, bem como a remoção de poluentes. A infiltração de águas pluviais nas redes de drenagem pode levar a afluências mais elevadas do que as esperadas, que podem igualmente afetar o rendimento dos sistemas de tratamento (Amorim, 2007).

Como a superfície dos leitos está quase totalmente coberta com plantas, a evapotranspiração(ET) é elevada e contribui significativamente para a redução do volume de água no seu interior. Esta situação pode ser benéfica para o controlo da carga poluente a descarregar em meios receptores, porque pode levar à descarga zero (Vymazal e Kropfelova, 2008), bem como para a regularização de caudais associados a infiltração (Kadlec e Wallace, 2008).

O rendimento de LM é normalmente avaliado em função da eficiência de remoção e da carga removida por unidade de área de, essencialmente, matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes, sendo normalmente utilizado o caudal médio de entrada e as concentrações médias de entrada e saída. O caudal de saída raramente é medido, não se considerando a redução de volume de água no leito. A utilização das cargas mássicas aplicadas e removidas parece ser mais adequada porque se aproxima mais do que se passa na realidade. Contudo, a maior parte das entidades gestoras não faz a medição de caudal à saída, não sendo possível incluir o efeito da ET nos cálculos de remoção de carga ou de eficiência de tratamento.

Este estudo surgiu no seguimento dos resultados obtidos por Albuquerque et al. (2009a), na ETAR da Capinha, e de Santos (2010), na ETAR de Vila Fernando, onde foi detetada influência da variação de cargas poluentes e hidráulicas no rendimento de LM, tendo sido levantada a hipótese de influência da ET no controlo da emissão de cargas e na regulação de volumes de água. Em Janeiro de 2007, iniciou-se uma campanha de monitorização nos LM da ETAR da Capinha (Fundão), que durou 17 meses (até Julho de 2008), para, entre outros objetivos, poder ser avaliado o efeito da ET na regularização de caudais com infiltração e no controlo de cargas poluentes.

A recolha de dados foi realizada no âmbito do projeto 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), desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura (DECA) da Universidade da Beira Interior (UBI), com apoio da Águas do Zêzere e Côa (AdZC), mas os resultados não chegaram a ser analisados. Assim, esta dissertação utiliza estes dados e dados de pluviosidade da estação meteorológica da Capinha para avaliar o efeito da ET no rendimento do LM da ETAR de Capinha

1.2 - Objetivos

O objetivo principal do trabalho consistiu na avaliação do efeito da ET no rendimento de um LM de escoamento subsuperficial horizontal, localizado na ETAR da Capinha.

Os objetivos específicos do estudo compreendem os seguintes aspetos:

1) Avaliação do caudal de infiltração que atingiu a ETAR e seu efeito nas condições de funcionamento do leito;

2) Estimativa da ET e estudo da sua influência na regulação de caudal e no rendimento da remoção de poluentes, nomeadamente de matéria orgânica, matéria sólida, azoto e fósforo;

1.3 – Estrutura da dissertação

A tese encontra-se estruturada em seis capítulos e dois Anexos.

No capítulo 1 apresenta-se o enquadramento do tema, incluindo a problemática da infiltração nos sistemas de águas residuais e do papel que a ET pode ter no controlo de caudais e cargas.

O capítulo 2 apresenta uma breve revisão bibliográfica sobre os leitos de macrófitas, incluindo o tipo de sistemas, os critérios de dimensionamento e operação e o cálculo da ET.

O capítulo 3 inclui a descrição do plano de trabalhos e os métodos utilizados. No capítulo 4 apresentam-se os resultados e sua análise e discussão, sendo as conclusões e recomendações para trabalhos futuros incluídas no capítulo 5.

Os Anexos I e II apresentam os resultados da campanha de amostragem e o tratamento de dados, respectivamente

Capítulo 2

Leitos de Macrófitas

2.1 - Tipos e características das águas residuais

As águas residuais resultam da utilização da água em atividades domésticas, industriais, agrícolas e também da manutenção de infraestruturas (p.e. lavagem de pavimentos e rodovias e confinamento de resíduos). Embora não exista uma classificação consensual no que respeita ao tipo de águas residuais, é comum designarem-se as águas residuais em função da sua proveniência, surgindo assim, entre outras (Tchobanoglous et al., 2003; Asano et al., 2007; Albuquerque, 2008):

- Águas residuais domésticas (provenientes de serviços e instalações residenciais, i.e. atividades domésticas);
- Águas residuais urbanas (mistura de efluentes provenientes de habitações, lavagem de pavimentos, pequenas industrias ou atividade industrial doméstica e águas pluviais recolhidas nos arruamentos);
- Águas pluviais (provenientes essencialmente da chuva e do seu escoamento superficial);
- Águas residuais industriais (provenientes de atividade comercial e/ou industrial);
- Águas residuais de infiltração (resultantes de infiltração no solo de água da chuva, de águas subterrâneas ou de outras águas que se infiltram);
- Escorrências de vias (provenientes da lavagem de rodovias, aeroportos e ferrovias);
- Lixiviados de aterros sanitários (provenientes da degradação de resíduos confinados em aterro sanitário).

O termo *esgoto* ainda é utilizado em alguma bibliografia técnica, mas está em desuso face à tipologia de efluentes produzidos, sendo mais frequente a designação de *água residual*. A generalidade da legislação e regulamentação nacional que regula a recolha, transporte, tratamento, reutilização e descarga final de águas residuais utiliza uma terminologia harmonizada que foi adaptada de diplomas e regulamentos Europeus.

A recolha e transporte de águas residuais é regulada pelo Decreto Regulamentar Nº 23/95 de 23 de Agosto (Regulamento geral de sistemas públicos e prediais de distribuição de água e de drenagem de águas residuais), o tratamento de águas residuais domésticas pelo Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho (Tratamento de águas residuais urbanas) e pelo Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto (normas de qualidade da água para diferentes usos), enquanto que para a reutilização de águas residuais apenas existe uma norma para aplicações agrícolas (Norma Portuguesa n.º 4434:2005).

As águas residuais domésticas ou urbanas, devido a hábitos comuns a todas as famílias como são as simples tarefas de cozinhar, realização de lavagens e utilização de instalações sanitárias, podem apresentar variabilidade em termos de quantidade diária (i.e. ao volume consumido por dia), sendo as características qualitativas mais constantes, apesar da presença de detergentes, sabão, matérias fecais, que são facilmente putrescíveis e com germes patogénicos. Estes efluentes são caracterizados por apresentarem material inorgânico e orgânico sob diversas formas, tais como partículas flutuantes e/ou em suspensão, partículas coloidais, produtos em solução e em emulsão, bem como numerosos microrganismos, sendo de salientar as bactérias, os protozoários, os vírus e ainda os ovos de Helmintos (Tchobanoglous et al., 2003). Cerca de 60% a 80% da matéria orgânica é de fácil biodegradabilidade, enquanto 20% a 40% são compostos de difícil biodegradabilidade (p.e.óleos, detergentes, celulose e hidrocarbonetos, matéria inerte, metais pesados e sais) (Asano et al., 2007).

As águas residuais industriais apresentam maior variabilidade no que respeita aos volumes rejeitados (caudal ou vazão) e às características poluentes (quer em termos de carga orgânica, de sólidos, nutrientes e metais pesados, quer no que respeita à biodegradabilidade destes compostos). Algumas indústrias descarregam os seus efluentes de forma descontínua e algumas, estando inseridas na malha urbana, acabam por rejeitar os efluentes na rede de drenagem de águas residuais domésticas, podendo causar problemas no ponto de tratamento (devido à variabilidade de caudal e às características da carga poluente). Assim, como apuraram Albuquerque et al. (2009a) e Amado et al. (2011), as características detestadas à entrada de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) podem ser muito variáveis, por infiltração de águas pluviais ou de efluentes industriais, por vezes com implicação negativa no rendimento dos sistemas de tratamento, cujo impacto é mais considerável em ETAR de pequenos aglomerados.

As águas residuais urbanas por norma têm um odor a querosene e cor cinza. As águas que ficam em repouso por mais tempo são sépticas e pestíferas e apresentam um odor intenso a sulfídrico muito similar a ovos podres com uma cor escura ou negra. O Quadro 2.1 apresenta uma lista de contaminantes que são geralmente encontradas nas águas residuais urbanas, bem como a fonte que os gera e os seus potenciais impactos ambientais.

Quadro 2. 1– Características das águas residuais de origem doméstica (adaptado de Tchobanoglous et al., 2003; Asano et al., 2007)

Contaminantes	Origem	Impacto ambiental
Sólidos suspensos.	Uso doméstico, dejetos industriais e águas infiltrada na rede.	Causa depósitos de lodo e condições anaeróbias em ecossistemas aquáticos.
Compostos orgânicos biodegradáveis.	Dejetos domésticos e industriais.	Causa degradação biológica, que incrementa a procura de oxigénio e ocasiona condições indesejáveis.
Microrganismos patogénicos.	Dejetos domésticos	Causa doenças transmissíveis.
Nutrientes.	Dejetos domésticos e industriais.	Podem causar eutrofização.
Compostos orgânicos refratários.	Dejetos industriais.	Podem causar problemas de sabor e odor, podem ser tóxicos.
Metais pesados.	Dejetos industriais, mineração, etc.	São tóxico e Podem interferir com o tratamento e reuso dos efluentes.
Sólidos inorgânicos dissolvidos.	Devido ao uso doméstico ou industrial.	Podem interferir com o reuso dos efluentes.

2.2 - Tratamento de águas residuais

O tratamento de águas residuais engloba numa série de operações e processos físicos, químicos e biológico que têm como finalidade eliminar os poluentes da água resultante dos diversos usos humanos, a fim de produzir um efluente tratado de acordo com a legislação em vigor e com baixo risco, quer para a saúde pública, quer para o ambiente, podendo ainda ser reutilizada para diferentes usos, de acordo com as exigências de qualidade dos usos.

O tratamento de águas residuais numa ETAR inclui diferentes níveis de tratamento, como o tratamento preliminar, primário, secundaria, terciário e de afinação (ou de polimento ou avançado), bem como o tratamento de lamas (lodos), que seguidamente se descrevem brevemente.

Tratamento preliminar

Esta primeira fase de tratamento tem como principais objetivos medir o caudal afluente à ETAR, a fim de poderem ser apurados os valores médios diários e de ponta horário, bem como o padrão em 24 h. São utilizadas essencialmente operações físicas e mecânicas como a gradagem (que remove sólidos grosseiros através da utilização de canais de grades), a desarenação ou desarenamento (que remove areias) e a tamisação ou tamisagem (que remove sólidos de menores dimensões, normalmente entre 1mm e10mm, de forma a facilitar o tratamento biológico numa fase posterior). Caso haja uma afluência significativa de efluentes industriais, pluviais, agrícolas ou de escorrência, pode ser usada a homogeneização a equalização por forma a homogeneizar a carga poluente e a regularizar o caudal antes dos tratamentos posteriores. Pode ainda ser necessário uma neutralização do pH do efluente, através da utilização de reagentes ácidos ou básicos.

Tratamento primário

Este nível de tratamento tem com objetivo eliminar os sólidos em suspensão (SST) por meio de operações de sedimentação (simples por gravidade ou assistida por coagulantes e floculantes). A sedimentação gravítica ocorre normalmente em decantadores, por imposição de valores de carga hidráulica (CH) e de tempo de retenção hidráulica (TRH) que permitam a sedimentação das partículas sedimentáveis entre 0,3mm e 5mm de dimensão, sem permitir que o efluente entre em biodegradação excessiva para evitar o aparecimento de odores. Sempre que as partículas em suspensão apresentem problemas de sedimentabilidade, podem adicionar-se reagentes químicos como sais de ferro e alumínio ou polieletrolitos floculantes para ajudar á sua precipitação/sedimentação (Tchobanoglous et al., 2003).

Nesta etapa de tratamento pode remover-se entre 50% e 70% dos SST, havendo ainda uma remoção de cerca de 30% de matéria orgânica, quantificada como Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) ou Carência Química de Oxigénio (CQO) (Albuquerque, 2008).

Tratamento secundário

O tratamento secundário tem como objetivo a remoção de matéria coloidal, maioritariamente orgânica, bem como de nutrientes (azoto e fósforo) e de material sólido não removido nos níveis de tratamento antecedentes. O tratamento ocorre em processos de tratamento biológicos por biomassa em suspensão (p.e. lamas ou lodos ativados, lagoas de estabilização e digestão anaeróbia) ou em processos por biofilme onde é utilizado um meio de enchimento (p.e. leito percolador, biodiscos, filtros de areia, biofiltros e leitos de macrófitas), embora também possam ser utilizados processos físicos (p.e. membranas) e químicos (p.e. oxidação química ou eletroquímica).

As infraestruturas de tratamento, por vezes designadas por reatores, apresentam configurações características (p.e. tanques de arejamento de planta quadrangular ou retangular nos processos de lamas ativadas; tanques de planta circular nos leitos

percoladores), podendo necessitar de um decantador final para a remoção de matéria sedimentável (p.e. nos processos de lamas ativadas, leitos percoladores e biodiscos pode ser necessário incluir um decantador final) e de um arejamento artificial (p.e. turbinas ou arejadores nos processos de lamas ativadas; rotor para o veio de discos nos biodiscos) ou de uma estação elevatória de recirculação (de lamas nos processos de lamas ativadas; de efluente nos processos por leitos percoladores ou leitos de macrófitas).

A remoção de poluentes ocorre maioritariamente por ação de microrganismos, em suspensão nos sistemas por biomassa em suspensão, no biofilme nos sistemas que têm um enchimento. Em função do ambiente bioquímico existente (aeróbio, anaeróbio ou anóxico) estabelecem-se mecanismos de remoção da matéria orgânica e de matéria inorgânica (essencialmente compostos de azoto e fósforo) que transformam os poluentes em estado coloidal em matéria orgânica e inorgânica mais simples, gás carbónico e água (Albuquerque, 2003).

O material acumulado nos decantadores (lamas ou lodos) necessita de um tratamento complementar para a oxidação da matéria orgânica e a estabilização da matéria inorgânica, que se realiza normalmente em processos de estabilização biológica ou química (p.e. digestão anaeróbia ou calagem química) e desaguamento ou desidratação final (p.e. espessador, filtro prensa, centrifuga ou leito de secagem), antes de serem enviadas para deposição final.

Tratamento terciário

O tratamento terciário consiste fundamentalmente na remoção e neutralização de nutrientes como o azoto e fósforo, que provêm do uso de detergentes e da matéria fecal. A descarga destes compostos em massa de água favorece o desenvolvimento excessivo da vegetação aquática (eutrofização), em particular de algas, que esgotam o oxigénio dissolvido na água tornando-a imprópria para qualquer uso. A remoção de nutrientes pode ser conseguida através da modificação da operação dos processos de tratamento, criando zonas aeróbias para a oxidação do amónio (nitrificação) e zonas anaeróbias para a redução do nitrato (desnitrificação).

Tratamento de polimento ou avançado

Os efluentes dos tratamentos secundários ou terciários contêm cargas residuais poluentes e microrganismos patogénicos que podem causar impactos ambientais significativos nas massas de águas e seus usos (p.e. zonas balneares). A remoção de poluentes de difícil biodegradabilidade (p.e. metais pesados e pesticidas) pode ser conseguida através de sistemas de filtração (p.e. filtros de areia ou antracite, com eventual adição de carvão ativado) ou membranas (p.e. ultrafiltração, nano filtração ou osmose inversa).

A remoção de patogénicos pode ser feita através de desinfeção do efluente, utilizando cloração, ionização, bromação, radiação UV e ozonização. A cloração é o método mais utilizado, por ser menos dispendiosa, de fácil disponibilidade e bastante efetiva, mas pode

formar compostos organoclorados, devido à reação com os residuais de matéria orgânica, que são compostos cancerígenos.

Tratamento de lamas

Os vários níveis de tratamento geram subprodutos que devem ser submetidos a estabilização antes da sua reutilização ou deposição final. Os resíduos do tratamento preliminar (essencialmente óleos e gorduras, areias e material grosseiro) são encaminhados para aterro sanitário, podendo as areis serem utilizados na construção. O tratamento primário gera lamas primárias, que contêm mais material sólido do que matéria orgânica, enquanto que os tramemos secundário, terciário e de polimento geram lamas que contêm mais matéria orgânica.

As lamas produzidas nos níveis de tratamento primário a tratamento de polimento devem ser sujeitas a um tratamento próprio para estabilização da matéria orgânica e higienização (só nos casos de aplicação em atividades agrícolas que acarretem risco para a saúde pública). A estabilização utiliza normalmente um tratamento biológico (p.e. digestão anaeróbia ou leitos de macrófitas) ou um tratamento químico (p.e. calagem com CaO ou Ca(OH)2), sendo as lamas também sujeitas a tratamentos físicos para reduzirem o volume de água (p.e. espessamento, que normalmente é utilizado antes da estabilização) e a uma desidratação final (p.e. com leitos de secagem, filtros banda, prensas e centrifugas).

O destino final mais utilizado é a aplicação agrícola e em espaços verdes, seguido da compostagem e confinamento em aterro sanitário.

2.3 – Processo de tratamento por leito de macrófitas

2.3.1 - Descrição

No tratamento de águas residuais de pequenos aglomerados populacionais (menos de 2000 habitantes equivalente) são utilizados essencialmente processos de lamas ativadas, leitos percoladores, lagoas de estabilização e leitos de macrófitas (Tchobanoglous et al., 2003). O dois primeiros processos apresentam custos de operação mais elevados que os últimos dois, para a mesma dimensão de população. O processo por lagunagem tem a desvantagem de ocupar uma área elevada, tornando-se desvantajosos relativamente aos leitos de macrófitas (LM), em especial em zonas de topografia acidentada.

Os LM são uma tecnologia de tratamento que se adapta bem a efluentes domésticos de pequenos aglomerados, efluentes industriais, lixiviados de aterro sanitário e escorrências rodoviárias (Korkusuz, 2005). São infra-estruturas com um baixo custo de instalação, operação e manutenção, comparativamente com os processos de lamas ativadas, leitos percoladores e

lagoas de estabilização (EPA, 1999; Kadlec e Wallace, 2008), com boa adaptação a variação de cargas hidráulicas e poluentes (Albuquerque *et al.*, 2009a; Amado *et al.*, 2012), boa integração paisagística e aceitação pela população (Kadlec e Wallace, 2008).

Os LM são zonas húmidas artificias, colonizados por espécies de plantas hidrófitas ou macrófitas aquáticas, com um enchimento à base de material natural (*p.e.* brita), artificial (*p.e.* LECA) ou sintético (*p.e.* esferas de poliestireno), que é adequado para o crescimento e desenvolvimento de biofilme essencial para a remoção de poluentes. Esta tecnologia começou a ser utilizada há mais de 100 anos nos EUA, tendo demonstrado um elevado rendimento no tratamento de efluentes domésticos e industriais (EPA, 1999; Kadlec e Wallace, 2008), sendo também referida a sua vantagem em termos de integração paisagística e baixo consumo energético (Vymazal E Kropfelova, 2008). O meio de enchimento possibilita também a remoção de poluentes pró filtração e precipitação.

Os sistemas de tratamento que incluem LM são considerados uma ETAR. Os LM atuam ao nível do tratamento secundário podendo ser acompanhados pelas seguintes processos/operações de tratamento (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Albuquerque, 2008):

- Tratamento preliminar: normalmente inclui um canal de grades e um canal desarenador de operação manual, seguido de medidor de caudal, podendo, quando a carga de SST é muito elevada, incluir um tamisador;
- Tratamento primário: normalmente inclui um órgão de decantação (decantador, fossa séptica ou tanque Imhoff), para remoção de SST e alguma carga orgânica;
- Tratamento secundário e terciário: normalmente inclui um ou dois LM em paralelo, com possibilidade de funcionarem em série, para a remoção de cargas orgânicas, de azoto e fósforo;
- Tratamento de lamas: as lamas do tratamento primário são secas em leitos de secagem ou num LM construído só para este efeito.

O oxigénio dissolvido (OD) pode ser limitante em LM de escoamento subsuperficial horizontal porque a difusão atmosféricas pode ser lenta e não ser suficiente para fazer chegar oxigénio á zona junto das raízes. Assim, os mecanismos de remoção aeróbia (*p.e.* respiração aeróbia, que oxida matéria orgânica; nitrificação que oxida o amónio), teriam dificuldade em manter-se, sendo necessário prolongar o tamanho dos leitos para conseguir eliminar a carga poluente até valores compatíveis com os limites de descarga. No entanto, alguns estudos apontam para elevadas remoções de matéria orgânica e amónio, o que não seria expectável em leitos que, à partida, seriam anaeróbios (*p.e.* Schmidt *et al.*, 2003; Paredes *et al.*, 2007; Albuquerque *et al.* 2009b). A explicação para estes resultados é baseada na libertação de oxigénio na rizosfera, através do sistema radicular das plantas (BezbaruahandZhang, 2004; Armstrong e Armstrong, 2005), que contribui para a manutenção de bolsas aeróbias, normalmente junto às raízes, onde se mantêm clusters de microrganismos autotróficos e heterotróficos aeróbios.

Armstrong *et al.* (1990), Korkusuz (2005) e Kadlec e Wallace (2008), apontam taxas de produção de oxigénio através das plantas entre 2 g/(m^2.d) e 12 g/(m^2.d).

O metabolismo das plantas permite a criação de um meio rico em oxigénio, 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 amónio. A existência de uma membrana aberta (aerênquima) no sistema radicular das plantas, permite a acumulação de bolhas de ar junto às raízes e rizomas, facultando a circulação de água, e a libertação de oxigénio na rizosfera, que é utilizado para a remoção de carbono e azoto amoniacal.

Outros fatores que podem influenciar o bom funcionamento dos LM são a infiltração de águas, a temperatura e a evapotranspiração (ET), pelo que o rendimento destes sistemas depende da época do ano, registando-se as maiores eficiências na época do verão pois a temperatura é mais elevada e dá-se um maior crescimento das plantas e uma maior atividade dos microrganismos.

2.3.2 - Tipos de sistemas

Os LM podem ter vários tipos de funcionamento, normalmente baseados na orientação do escoamento, no tipo de plantas ou no tipo de enchimento, como apresentado na Figura 2.1.

As plantas podem ser flutuantes, submersas e emergentes, enquanto que o escoamento pode ser superficial ou subsuperficial, vertical e horizontal, ou ainda a combinação dos dois sistemas, os chamados sistemas híbridos (Vymazal, 2003).

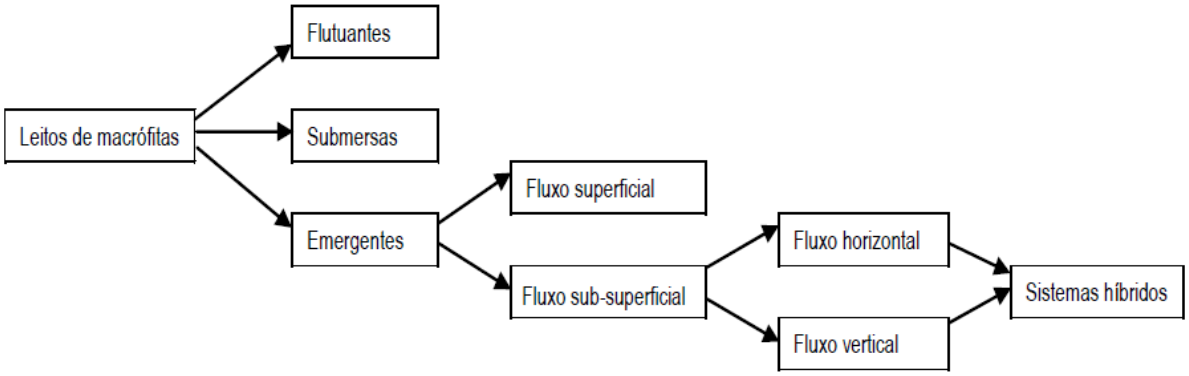

Figura 2. 1 – Classificação dos LM (adaptada de (Santos, 2011)

Leitos de macrófitas com plantas flutuantes

Este sistema (Figura 2.2) utiliza plantas macrófitas flutuantes, estando as suas raízes cobertas com as águas residuais, possibilitando, desta forma, uma maior superfície de contacto entre as raízes e os compostos poluentes. As espécies de plantas mais utilizadas são (Vymazal, 2003; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal E Kropfelova, 2008): a *Nymphaea alba* (Lotus branca), *Eichhorniacrassipes* (Jacintos-de-Água), *Pistiastratiotes* (alface-da-água), *Azollafiliculoides* (azola) e *Victoria regia* (nenúfares), sendo o LM constituído apenas por água.

O escoamento é, normalmente, superficial e horizontal, estando a superfície do líquido em contacto com a atmosfera, possibilitando a dissolução de oxigénio por difusão atmosférica (Kadlec e Wallace, 2008) São mais indicados para zonas de clima quente, uma vez que, em zonas frias, a baixa temperatura da água pode diminuir a dissolução de oxigénio. A altura da lâmina líquida avaria entre 0,4m e 0,6m.

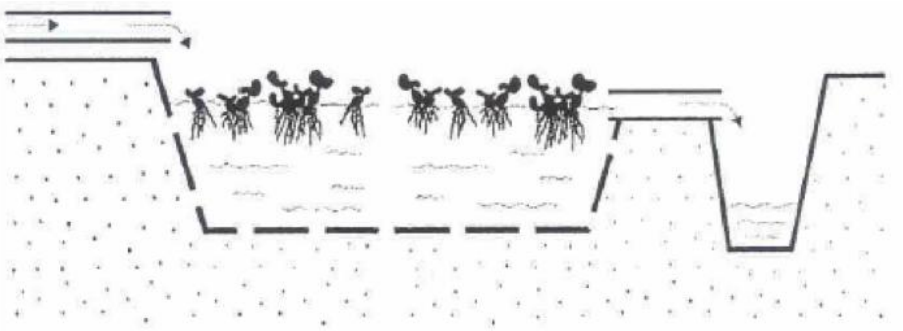

Figura 2. 2– Leito de macrófitas com plantas aquáticas flutuantes de escoamento superficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000)

Leitos de macrófitas com plantas submersas

Este sistema caracteriza-se por apresentar espécies macrófitas submersas no corpo do leito (Figura 2.3), o que pode favorecer a absorção de formas inorgânicas de carbono (*p.e.* CO_2), nutrientes (essencialmente N e P) e metais pesados, bem como a libertação de O_2 através da fotossíntese (Dias *et al*, 2000) e de compostos alelopáticos que inibem o crescimento do fitoplâncton. A libertação de O_2 e a oxidação de carbono orgânico podem levar ao aumento do pH e à criação de condições para a volatilização da amónia e a precipitação química de P (Vymazal, 2003). As espécies de plantas mais utilizadas são (Vymazal, 2003; Vymazal E Kropfelova, 2008): a *Potamogetonpectinatus* (limo) e *Elodeacanadensis* (elódea).

O escoamento é, normalmente, superficial e horizontal, ocorrendo a entrada de oxigénio por difusão atmosférica. Tal como os LM com plantas flutuantes, estes leitos podem apresentar rendimentos mais baixos em climas frios, dada a mais baixa difusão e dissolução de oxigénio para temperaturas baixas (Vymazal E Kropfelova, 2008). A altura da lâmina líquida avaria entre 0,4m e 0,6m.

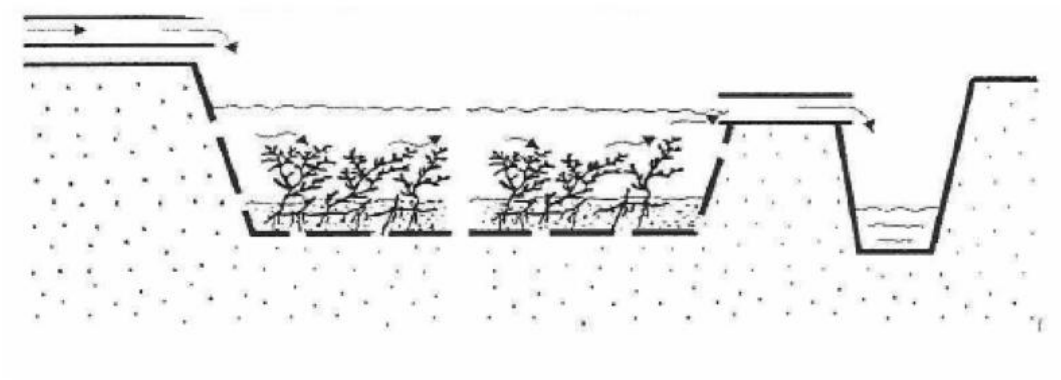

Figura 2. 3– Leito de macrófitas com plantas aquáticas submersas de escoamento superficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000)

Leitos de macrófitas com plantas emergentes

Caracterizam-se por apresentarem plantas macrófitas com o corpo parcialmente submerso, normalmente o caule e as raízes, estando o sistema radicular preso a um meio de enchimento (também designado por substrato). As folhas estão normalmente emersas. São o tipo de sistemas mais utilizados em LM artificiais.

As espécies de macrófitas aquáticas emergentes mais utilizadas são (Vymazal, 2003; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008): *Juncuseffusus* (juncos), *Phragmitesaustralis* (caniços), *Typhalatifolia* (espadanas) e *Schoenoplectuslacustris* (bunho).

O oxigénio libertado pelo sistema radicular para a rizosfera propicia a ocorrência de uma mistura de diferentes ambientes (aeróbio, anaeróbio e anóxico) que permitem o desenvolvimento de diferentes mecanismos de remoção da matéria orgânica (*p.e.* respiração

em ambiente aeróbio; fermentação em ambiente anaeróbio), amónio (*p.e.* nitrificação em ambiente aeróbio; oxidação anaeróbia de amónio) e nitritos/nitratos (*p.e.* desnitrificação em ambiente anóxico e desnitrificação aeróbia).

O escoamento pode ser superficial e horizontal (Figura 2.4), subsuperficial e horizontal (Figura 2.5) ou subsuperficial e vertical (Figura 2.6). Nos últimos dois casos, a lâmina líquida está localizada abaixo do meio de enchimento, sendo a superfície do leito seca. A entrada de oxigénio ocorre por difusão atmosférica e através do sistema radicular das plantas (Armstrong e Armstrong, 2005). Os leitos com escoamento subsuperficial adaptam-se a qualquer clima, uma vez que a massa de líquido onde ocorre a remoção de poluentes está protegida pela parte superior do meio de enchimento.

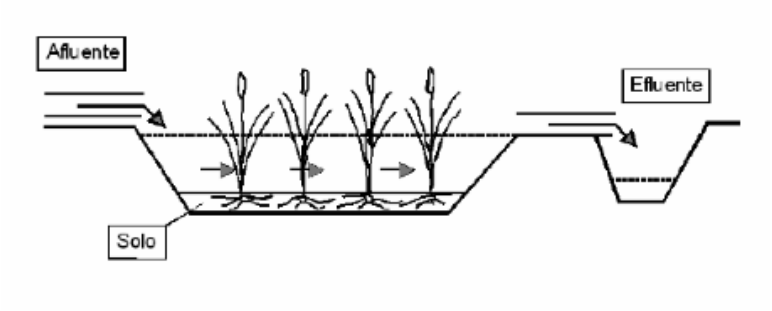

Figura 2. 4– Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento superficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000)

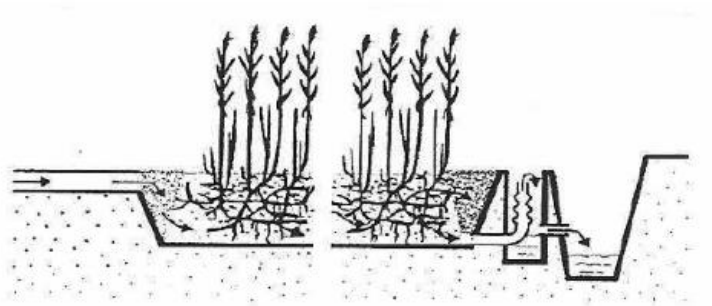

Figura 2. 5– Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento subsuperficial e horizontal (adaptada de Dias et al., 2000)

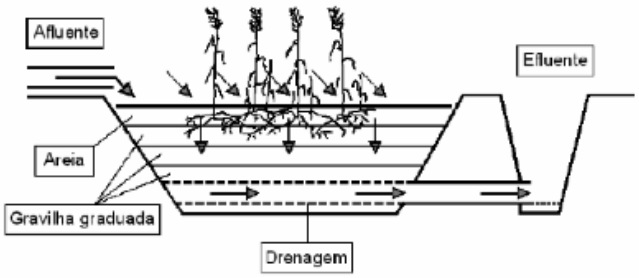

Figura 2. 6– Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento subsuperficial e vertical (adaptada de Dias et al., 2000)

Nos leitos de escoamento superficial e horizontal a tipologia típica inclui um canal com 3m a 5m de largura e entre 50m e 100mde comprimento, permanecendo a lâmina de água entre 0,1m e 0,5m (Vymazal e Kropfelova, 2008). A base do leito deve ser impermeável ou impermeabilizada e conter uma camada de solo arável, para poder suportar as raízes das plantas. Normalmente, mais de 50% da vegetação cobre a área superficial do leito (Vymazal, 2003). Este sistema é adequado para a remoção de matéria orgânica, sólidos, nitrato e fósforo (EPA, 1999).

Os LM de escoamento subsuperficial e horizontal são normalmente artificiais, sendo impermeabilizados com solo argiloso ou geotela. A geometria pode ser quadrangular ou rectangular, sendo as dimensões entre 10m e 20m, para a largura, e entre 30m a 50m para o comprimento. A profundidade pode variar entre 0,6m e 1,2m e a lâmina líquida pode variar entre 0,3 e 1m (EPA, 1999; Vymazal e Kropfelova, 2008). Apresenta bons rendimentos na remoção de matéria orgânica, nutrientes, metais pesados e patogénicos (EPA, 1999).

Os LM de escoamento subsuperficial e vertical são normalmente artificias e com dimensões semelhantes às dos de escoamento subsuperficial e horizontal. O escoamento vertical requer maior condutividade hidráulica do meio (Relvão, 1999; EPA, 1999) e, portanto, a porosidade do meio de enchimento deve ser superior à do LM de escoamento subsuperficial e horizontal. Apresenta elevada remoção de matéria orgânica, nutrientes, sólidos, metais pesados e patogénicos (Vymazal e Kropfelova, 2008).

Recentemente, apareceram LM de escoamento subsuperficial e vertical ascendente (Figura 2.7), que utilizam um sistema de introdução de ar com compressor e difusores na base da lagoa (Dias *et al*, 2000). São adequados para o tratamento de águas residuais com elevada carga orgânica, óleos e gordura e amónia, apresentando elevadas remoção de matéria orgânica e amónia devido à introdução artificial e constate de oxigénio. Contudo, para remover nitrito o nitrato, o sistema de arejamento tem de ser desligado para se criarem

condições anóxicas para a desnitrificação. O meio de enchimento é constituído, da base para o topo, por cascalho médio, gravilha e solo.

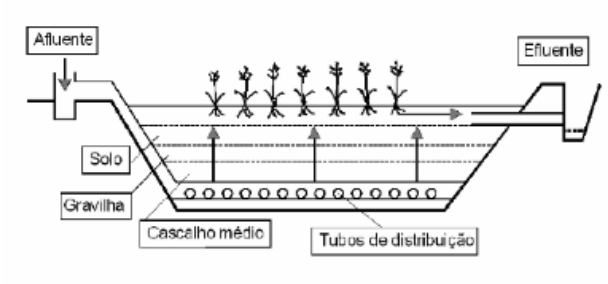

Figura 2. 7– Leito de macrófitas com plantas aquáticas emergentes de escoamento subsuperficial e vertical ascendente (adaptada de Dias et al., 2000)

Existem ainda os sistemas híbridos, que combinam o escoamento horizontal e vertical, normalmente subsuperficial. São adequados para a remoção de elevada carga de azoto (*p.e.* para lixiviados de aterro sanitário). Esta combinação, normalmente é feita com dois LM, ocorrendo num a oxidação de aeróbia do amónio (leito de escoamento vertical) e no outro a redução de nitrito e nitrato por desnitrificação (leito de escoamento horizontal) (Vymazal, 2003; Vymazal e Kropfelova, 2008). A remoção de matéria orgânica e sólidos é elevada.

Na Figura 2.8 apresenta-se uma representação esquemática do tipo de plantas aquáticas que mais são utilizados em LM.

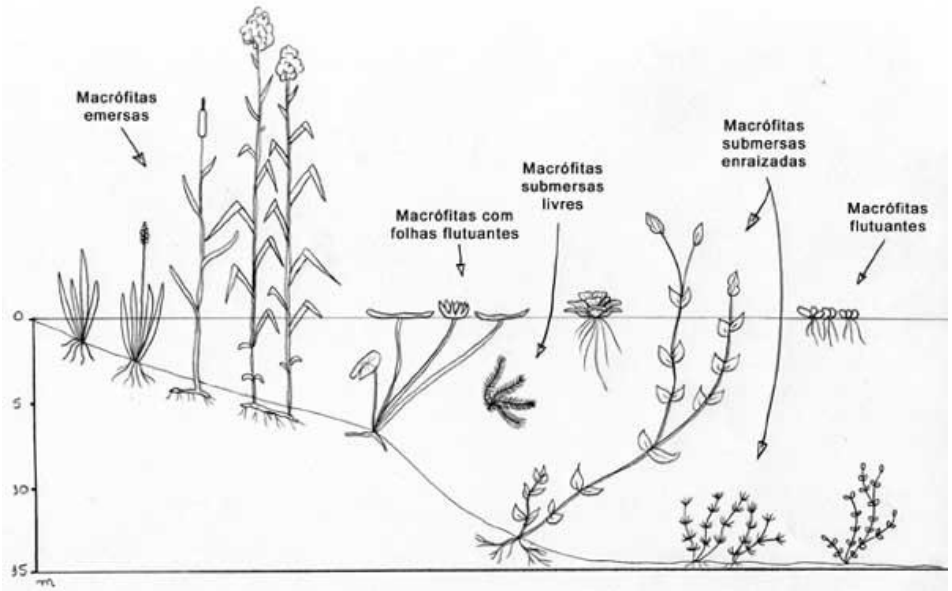

Figura 2. 8– Representação esquemática de plantas macrófitas (adaptada de Santos, 2011)

2.3.3 - Critérios de dimensionamento e de operação

Os critérios de dimensionamento de LM têm em atenção as características da água residual, a temperatura média do local, o caudal médio e cargas de CBO5, CQO, SST e NT (depende das concentrações à entrada e dos objetivos de qualidade e limites impostos no ponto de descarga). Outros parâmetros como a carga hidráulica (CH), tempo de retenção hidráulica (TRH), cargas médias diárias aplicadas por unidade de área e área específica superficial (m^2/habitante) são também utilizados para o dimensionamento e o controlo de funcionamento durante a operação de sistemas. A altura do LM tem de ter em atenção as características das plantas usadas, nomeadamente o tamanho das raízes.

Os principais critérios hidráulico-sanitários utilizados para o dimensionamento de LM de escoamento subsuperficial são: a CH, TRH, carga orgânica (COA), em termos de CBO_5 (COA(CBO_5)) ou de CQO (COA(CQO)), carga de sólidos (CSA) e área específica superficial por e.p. (AES). A operação dos leitos também utiliza os mesmos parâmetros, até para verificar que estão dentro dos valores de projeto. As cargas de NH_4 (CNH4A), NO_3 (CNO3A), NT (CNT) e de PT (CPTA) podem também ser calculados para avaliar o rendimento dos LM durante a sua exploração.

No Quadro 2.2. apresentam-se os intervalos de valores para alguns parâmetros de dimensionamento e operação de LM de escoamento subsuperficial horizontal.

Quadro 2. 2- Critérios hidráulico-sanitários para LM de escoamento subsuperficial horizontal (EPA, 1999; Vymazal, 2003; Korkusuz, 2005; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008)

TRH (d)	CH (cm/d)	COA (g $CBO_5/(m^2.d)$)	COA (g CQO/(m^2.d))	CSA (g SST/(m^2.d))	AES (m^2/hab)
5 – 25	2 – 20	2 – 25	5 – 35	5 - 15	2 – 6

Os parâmetros de carga hidráulica e carga orgânica são utilizados para o cálculo ou verificação da área superficial, volume e TRH, enquanto que a altura da lâmina líquida é determinada a partir do volume e da profundidade mínima necessária para o enraizamento das plantas. A CH tem unidades de velocidade e define o caudal aplicado por área superficial. A carga mássica é definida, normalmente, pela carga aplicada por unidade de área superficial e por unidade de tempo (normalmente em g/m^2.d).

O escoamento em LM de escoamento subsuperficial horizontal é do tipo fluxo-pistão, sendo a remoção de matéria orgânica, amónia e nitrato descritos por uma cinética de decaimento de primeira ordem. No dimensionamento utilizam-se métodos empíricos, que incluem o caudal afluente, as cargas à entrada e á saída e um coeficiente de degradação que se relaciona com a temperatura.

Considerando que remoção de CBO_5 segue uma cinética de decaimento de primeira ordem, a porosidade do meio de enchimento (n), a altura de água no interior do leito (hs) e o caudal afluente (Qm), a área superficial (A_S) pode ser estimada através da Eq. (2.1)(EPA, 1999), Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008):

$$A_S \geq \frac{Qm.\ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right)}{K_t.n.h_s} \qquad (2.1)$$

Onde C_a é a CBO_5 do afluente (M/L^3), C_e é a CBO_5 do efluente (M/L^3) e K_t é o coeficiente de biodegradação dependente da variação da temperatura (T^{-1}).

O valor de K_t pode ser calculado através da Eq. (2.2) (EPA (1999)):

$$K_t = K_{20}.\theta^{(t-20)} \qquad (2.2)$$

Onde K_{20} o coeficiente de biodegradação a 20ºC (T^{-1}), ¤ o coeficiente de correlação entre temperaturas (assume o valor de 1,06 quando se pretende remover essencialmente matéria

orgânica) e t é a temperatura média do leito (°C). Korkusuz (2005) apresenta valores de K_{20} para diferentes tipos de águas residuais.

A área da secção transversal (A_T) do leito é calculada com base na formulação de Darcy, considerando que o meio é homogéneo e que o escoamento é horizontal. A Eq. (2.3) pode ser utilizada para estimar A_T (EPA (1999)).

$$\boldsymbol{A_T = \frac{Qm}{K_s \cdot \frac{dH}{dCL}}} \qquad (2.3)$$

Onde K_s é a condutividade hidráulica do leito saturado (L/T), dH/dC é o gradiente hidráulico (L/L) (normalmente proporcional à inclinação da zona basal, assumindo valores entre 0,005 e 0,02)) e CL o comprimento do leito (L).

O valor de K_s é função do tipo de enchimento, podendo variar entre 41 m/d (p.e. meio em areia) e 4 100 m/d (p.e. meio de gravilha grossa) (Kadlec e Wallace, 2008).

2.3.4 – Meio de enchimento

O meio de enchimento é normalmente constituído por material natural (*p.e.* areão grosso, seixo rolado, areia ou brita), sintético (p.e. esferas de poliestireno ou PEAD) e artificial (*p.e.* LECA) (EPA, 1999; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal E Kropfelova, 2008), e serve para promover o desenvolvimento de biofilme e a fixação das plantas.

O material pode ser colocado por camadas de dimensões granulométricas que normalmente se posicionam no sentido ascendente, ou em camadas homogéneas (Relvão, 1999). A granulometria do material, diâmetro efetivo, porosidade, densidade, superfície específica e índice de vazios são propriedades que devem ser tidas em conta 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), Vymazal e Kropfelova, 2008).

Para que se de uma boa remoção de SST e de microrganismos existentes nas águas residuais a serem tratadas o material constituinte dos leitos deve de ser de baixa granulometria, pois uma granulometria mais fina melhora significativamente a absorção dos nutriente e uma maior remoção dos microrganismos existentes, acabando por se necessitar maiores áreas para tratamento (Relvão (1999)). Com a utilização de granulometrias maiores perde-se a eficácia do sistema ao nível do desenvolvimento das plantas e remoção de microrganismos, mas podem ser aplicadas CH mais elevadas e a colmatação desenvolve-se mais devagar, aspeto importante nos dois primeiros anos de funcionamento (EPA (1999), Relvão (1999)). O Quadro

2.3 mostra as características típicas dos materiais de enchimento mais utilizados em Lm de escoamento subsuperficial.

Quadro 2. 3– Características de alguns materiais utilizados em LM de escoamento subsuperficial (EPA, 1999; Vymazal, 2003; Korkusuz, 2005; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008)

Material	Diâmetro da partícula (mm)	Índice de vazios (n)	Superfície específica (m^2/m^3)
Areia	2-3	0,35-0,50	200-500
Filtralite MR	3-10	0,40-0,50	2500-3000
Filtralite MR	3-10	0,04-0,05	300-1500
Esfera poliestireno	3-6	0,30-0,35	1200
Brita	10-100	0,38-0,45	300-700

As características do material de enchimento, crescimento excessivo de biomassa, excesso de SST de matéria orgânica partículada de difícil biodegradação, formação de precipitados e desenvolvimento de rizomas e de raízes contribuem para a colmatação progressiva do meio de enchimento. Com a utilização de material sintético e o aumento índices de vazios a vida útil do enchimento pode aumentar. Contudo, para manter uma boa eficácia dos leitos é aconselhável a introdução de um tratamento primário a montante por forma a reduzir os SST a valores inferiores a 100 mg/L ou evitar 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).

A colmatação progressiva do meio de enchimento leva ao aparecimento de zonas de volume morto, que são potenciadores de aparecimento de caminhos preferenciais (curto-circuito hidráulico). Estas ocorrências são bem notórias no leito, pois onde não se dá o escoamento acaba por não se desenvolverem as plantas. A detecção mais pormenorizada destes mecanismos e a avaliação da sua extensão, bem como do volume útil disponível para reação, pode ser determinada através de ensaios de tracagem e da utilização de modelos que explicam o escoamento em meio poroso, como a equação de advecção-dispersão-reação e o modelo de N tanques em série (Kadlec e Wallace (2008)).

2.4– Evapotranspiração em leitos de macrófitas

2.4.1 – Determinação da evapotranspiração

A evapotranspiração (ET) é a forma como a água passa para a atmosfera na fase de vapor. Inclui as perdas de água através de dois mecanismos principais: a evaporação (perda de água do solo que se vaporiza) e a transpiração das plantas (transporte de água através do sistema vascular das plantas até à atmosfera onde se vaporiza). A taxa de ET é normalmente

determinada nas mesmas unidades da precipitação (*p.e.* mm/d ou m/d), podendo, no entanto, ser transformada em unidades de caudal (*p.e.* m^3/d) quando a área onde ocorre o fenómeno é conhecida.

Trata-se, portanto, de uma variável que tem ligação direta com a precipitação, radiação, humidade do ar, velocidade do vento e a temperatura (Lencastre e Franco, 1984), sendo normalmente utilizada no balanço hídrico de bacias hidrográficas, áreas agrícolas e áreas de lazer. O mesmo se pode aplicar a LM, assumindo que a taxa de ET é proporcional à diferença de pressões de vapor entre a superfície das folhas e o solo. De acordo com Mitsch e Gosselink (2007) a taxa de ET pode ser dada pela Eq. (2.4).

$$\boldsymbol{ET_r = C.f(u).(e_W - e_a)} \qquad \mathbf{(2.4)}$$

Onde ET_r ($L\ T^{-1}$) é a taxa de ET, c o coeficiente de transferência de massa ($L\ T^2\ M^{-1}$), f(u) a velocidade do vento ($L\ T^{-1}$) e e_w e e_a as pressões de vapor na superfícies da planta e no ar à sua volta.

A ET pode ser medida com lisímetros (Figura 2.9) ou evapotranspirometros. Como a medição experimental da ET é muito onerosa e trabalhosa, o mais comum, e prático, é estimá-la a partir de dados meteorológicos observados em estações udométricas (nomeadamente utilizando a temperatura e a precipitação). Os métodos mais utilizados são o de Thornthwaite, Thornthwaite-Camargo (com temperatura), Hargreaves e Samani, Priestley-Taylor e Penman-Monteith, sendo este último o método padrão internacional (Lencastre e Franco, 1984).

Figura 2. 9– Lisímetro para medição da ET (adaptada de Moraes, 2009)

Para melhor compreender os efeitos da ET no funcionamento de LM é necessário efetuar um balanço hídrico ao sistema, que mais não é do que conjugar os fluxos de entrada e saída de água no leito.

O caudal que entra (Q (afluente)) não corresponde, em caso geral, ao caudal que sai (Q (efluente)), pois podem existir outros fluxos tais como a precipitação (P), a infiltração (I) e a evapotranspiração (ET). A Figura 2.10 esquematiza o balanço hídrico associado a um LM de largura L, comprimento W, altura H e porosidade n (Wallace e Knight, 2006).

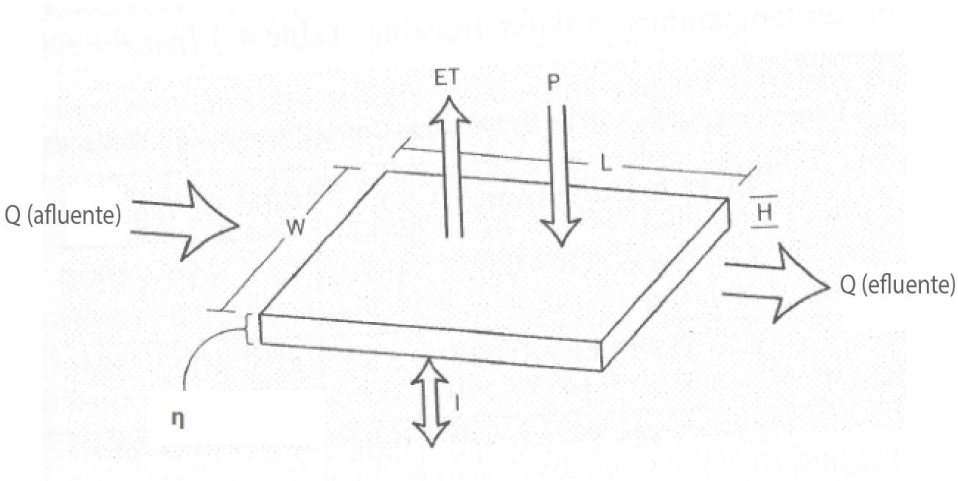

Figura 2. 10 – Esquema representativo do balanço hídrico num LM (adaptada de Wallace e Knight, 2006)

Considerando que os LM artificiais são impermeabilizados, a componente de infiltração é nula. Assim, a ET pode ser calculada apenas com base no caudal afluente, caudal efluente e precipitação, como apresentado na Eq. (2.5) (Kadlec e Wallace, 2008).

$$\mathrm{ET} = Q\ (afluente)\ + P - Q\ (efluente) \qquad (2.5)$$

Perdas de água significativas foram detetadas em LM na Europa Central, como referido por Wieuner *et al*. (1999), cerca de 1500 mm/ano e Nielsen (1993), cerca de 1500 mm/ano (neste ultimo caso, num LM para secar lamas de ETAR).

O caudal efluente ao LM pode ser entre um terço e metade do observado à entrada, com maior agravamento nos meses quentes, como observado por Albuquerque *et al*. (2009a). Como referem Kadlec *et al*. (2000) e Vymazal e Kropfelova (2008), esta variação está associada à precipitação, infiltração e evapotranspiração. Em situações de elevada ET, durante períodos mais secos, é possível o caudal efluente ser nulo. A ET pode, então,

apresentar vantagens para o LM, quer nas situações em que a descarga é nula, quer quando são utilizados como leitos para desidratação de lamas.

2.4.2 – Influência da evapotranspiração na capacidade de tratamento de leitos de macrófitas

A influência da ET no rendimento de LM não tem sido muito estudada porque, normalmente, é necessário instalar equipamento para a medição da precipitação e do caudal efluente. No entanto, tendo em atenção que o rendimento de LM é normalmente analisado em função da ER de vários parâmetros (CBO_5, CQO, NT, $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_3$, PT e SST) ou na carga removida por unidade de área (em $g/m^2.d$) é fácil perceber que o balanço hídrico pode influenciar os cálculos de remoção.

A ER é normalmente apurada com base nas concentrações (C) de parâmetros registadas no afluente e efluente, como apresentado na Eq.(2.6).

$$\mathrm{ER} = \frac{C\ (afluente) - C\ (efluente)}{C\ (afluente)} * 100 \qquad (2.6)$$

Valores acima dos 90% são normalmente obtidos para CBO_5, CQO e SST, enquanto que as formas de N podem ter ER até 70% (Kadlec and Wallace, 2008; Vymazal and Kropfelova, 2008). No Quadro 2.4. apresentam-se os intervalos de valores encontrados em vários estudos para parâmetros de dimensionamento e operação deleitos, bem como ER.

Quadro 2. 4– Condições de operação e ER para LM de escoamento subsuperficial horizontal

Condições de operação				ER (%)				Referencia
COA (g CQO/(m.d)	CH (cm/d)	TRH (d)	AES (m^2/hab)	CQO	NT	$N\text{-}NH_4$	SST	
9.4-22.3	8.5-13.8	4.8-9	2.5	67	76	79	56	Albuquerque et al. (2009a)
26.4-52.7	7.3-14.9	2.5-5	—	64	—	55	90	Avsara*et al.* (2007)
2.2-34.1	14-15.6	3-4.3	1.2	94	60	85	84	MasiandMartinuzzib (2007)
18.4-54.5	18	3	1	43	—	25	73	Osório (2006)
38.1	3.6	5	2.3	78	35	23	78	El-Khateeb and El-Gohary (2002)
5.0 – 20.0	2-20	5-14	3-6	> 85	> 50	> 50	> 80	*Experienciamundial* EPA (1999), Kadlec and Wallace (2008); Korkusuz (2005), Vymazal and Kropfelova (2008)

COA: carga orgânica aplicada; CH: carga hidráulica; TRH: tempo de retenção hidráulico; AES: área específica superficial; ER: eficiência de remoção

Sun*et al.* (2003) observaram reduções de amónia em LM de escoamento vertical que não seguiam um padrão relativamente à carga afluente.

Assim, acredita-se que a inclusão da ET no cálculo da ER e das taxas de remoção de poluentes (r_X), poderá conduzir a valores diferentes dos apurados tradicionalmente (i.e. baseados apenas nas concentrações afluentes e efluentes e no caudal afluente), tal como apresentado na Eq.(2.7) e Eq. (2.8).

$$\mathrm{ER} = \frac{C\ (afluente)\ .\ Q\ (afluente) - C\ (efluente) - Q\ (efluente)}{C\ (afluente)\ .\ Q\ (afluente)} \qquad (2.7)$$

$$r_x = \frac{Ci * \ Q\ (afluente) - Ci * Q\ (efluente)}{At} \qquad (2.8)$$

Onde C(afluente)*Q(afluente) = CM(afluente) (carga mássica afluente, M T^{-1}) e C(efluente)*Q(efluente) = M(efluente) (carga mássica efluente, M T^{-1}).

Capitulo 3

Material e Métodos

3.1. Descrição da ETAR de Capinha

A ETAR da Capinha está inserida no sistema Multimunicipal de Saneamento do Alto Zêzere e Côa e é constituída por uma obra-de-entrada com dois canais em paralelo (cada um com uma grade média, seguida de um desarenador de operação manual), um tratamento primário e de lamas por tanque Imhoff e um tratamento secundário constituído por dois LM de escoamento subsuperficial horizontal, tal como representado esquematicamente na Figura 3.1 e em fotografia nas Figuras 3.2 a 3.4. A medição de caudal é efetuada á entrada dos dois LM antes da caixa de repartição de caudais.

As lamas, depois de digeridas por processos anaeróbios na parte inferior do tanque Imhoff, são descarregadas por pressão hidrostática e lançadas em quatro leitos de secagem para a desidratação final. A área de influência da ETAR resume-se à população da Capinha, com cerca de 800 habitantes.

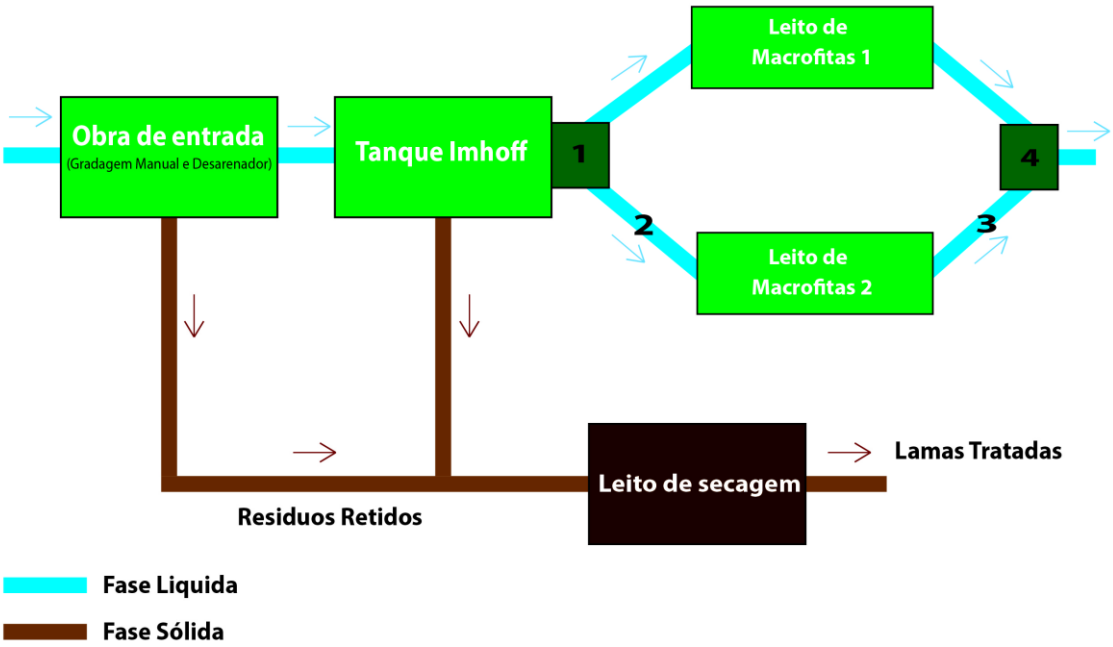

Figura 3. 1– Representação esquemática do sistema de tratamento da ETAR da Capinha

Figura 3. 2– Aspeto geral da ETAR da Capinha

Figura 3. 3– Obra-de-entrada da ETAR da Capinha

Figura 3. 4– LM monitorizado na ETAR da Capinha

As características físicas de cada LM são apresentadas no Quadro 3.1. O meio de enchimento é constituído por três camadas de material homogéneo: gravilha granítica (0,30m), areão (0,30m) e solo (0,10m), onde foram plantadas *Phragmitesaustralis* (caniços).

A tubagem de alimentação está colocada transversalmente ao leito, em PEAD com diâmetro de 200mm, perfurada a meia cana com orifícios de cerca de 1,5cm para distribuição homogénea do afluente, enquanto a tubagem de saída é constituída por uma tubagem transversal semelhante à da entrada que finaliza num cotovelo de 90º amovível, permitindo assim controlar o nível de líquido no interior dos leitos. As condições de operação, de acordo com o projeto da ETAR da Capinha, são apresentadas no Quadro 3.2.

Quadro 3. 1 – Características físicas de um dos leitos de macrófitas da ETAR da Capinha

Características de cada leito	Valor
Comprimento interno (m)	48,2
Largura interna (m)	19,4
Altura do enchimento do leito (m)	0,7
Nível de águas (m)	0,6
Porosidade média do meio enchimento (duas camadas)	0,41
Área superficial (m^2)	935
Volume total (m^3)	561
Declive (%)	1,0

Quadro 3. 2 – Condições de operação à entrada de cada lagoa de macrófitas da ETAR da Capinha

Características	Ano de arranque	Horizonte projeto
	2005	**2045**
Caudal (m^3/d)	22	45
Carga hidráulica média (cm/d)	2,4	4,8
Tempo de retenção hidráulico (d)	12,5	25,5
CQO (mg/L)	712	518
Carga orgánica ($g/m^2 \cdot d$)	7,3	24,9

3.2. Recolha de dados

Para realizar o estudo do efeito da ET na remoção de parâmetro de qualidade, foi necessário recolher dados relativos a medição de caudal (entrada e saída) nos LM, dados de qualidade e dados de precipitação.

Os dados utilizados reportam-se a uma monitorização que foi efectuada entre 12 de Janeiro de 2007 e 30 de Julho de 2008 (dados não publicados em nenhum relatório, artigo ou comunicação), que consistiu na recolha de dados bimensais de medição de caudal e de CQO, N-NH4, N-NO2, N-NO3, NT, PT, SST, OD, pH e temperatura à entrada e à saída dos dois LM (referentes a medições de caudal nos pontos 1 e 4 e recolhas de amostras nos pontos 2 e 3 da Figura 3.1). Os dados de precipitação foram retirados da estação meteorológica da Capinha, que estão acessíveis no portal do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) em http://snirh.pt/index.php?idRef=MTM 4Ng==&findestacao=capinha.

À entrada dos dois LM, numa caixa de distribuição, existia já um medidor de nível ultrassónico sobre um descarregador do tipo Bazin (Figura 3.5), sendo os registos de caudal facultados pela empresa gestora da ETAR, Águas do Zêzere e Côa. À saída da ETAR foi instalado um medidor de nível ultrassónico HydrorangerPlus, do Laboratório de Saneamento Ambiental da UBI, que foi armado sobre um descarregador triangular (e conectado a um computador com um programa de registo e armazenamento de dados Figura 3.6). O caudal foi calculado automaticamente por um programa que incluía a curva de vazão do descarregador triangular.

As amostras foram recolhidas nas caixas de entrada (ponto 2) e saída (ponto 3) de um dos LM. Como não foi possível medir o caudal à entrada e saída deste LM, mas existem dados de qualidade nestes pontos, o trabalho vai considerar que metade do caudal medido, à entrada e saída, corresponde ao caudal afluente e efluente de um LM.

Figura 3. 5– Medição de caudal à entrada da ETAR da Capinha

Figura 3. 6– Equipamentos utilizados para a medição de caudal à saída da ETAR da Capinha

3.3. Métodos analíticos

A temperatura, OD e o pH foram medidos diretamente no local através de sensores Sentix 41 e Oxical 325 e um medidor multiparamétricoMultiline P4 da marca WTW. Os valores de CQO, N-NH4, N-NO2, N-NO3, NT, PT e SST foram determinados no Laboratório de Saneamento Ambiental da UBI utilizando métodos estandardizados (APHA-AWWA-WEF, 1999).

Capitulo 4

Resultados e Discussão

4.1 – Efeito da variação de caudal e precipitação

Na Figura 4.1 são apresentados os valores do caudal afluente e efluente, medidos na ETAR da Capinha no período de monitorização, bem como os valores da precipitação média diária para os dias de amostragem, retirados da base de dados do SNIRH para a estação meteorológica de Capinha. Inclui-se também os valores do caudal médio para o ano de arranque (2005) e do horizonte de projeto (2045). Os valores apresentados para Q (afluente) e Q (efluente) são metade dos registados nos pontos 1 e 4 da Figura 3.1, uma vez que apenas se dispunha de dados de qualidade á entrada e saída de um dos LM (pontos 2 e 3 da Figura 3.1). Este estudo será sobre um dos LM da ETAR da Capinha.

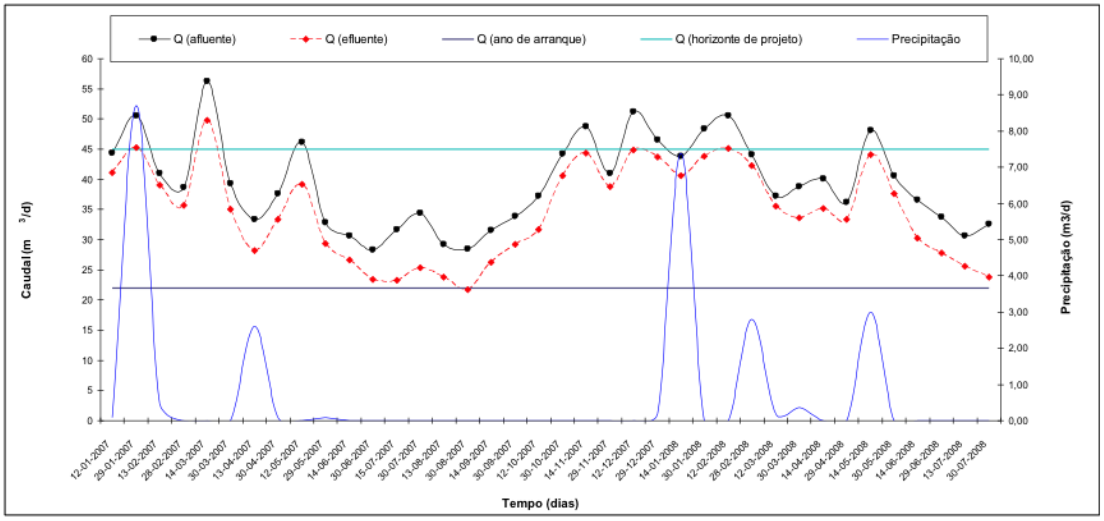

Figura 4. 1 - Variação de caudal e precipitação (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

A Figura 4.1 mostra 6 registos de caudal acima do máximo admissível para um bom funcionamento dos LM (i.e. o caudal médio previsto para 2045), o que só poderá estar associado com a infiltração de águas pluviais ou de águas subterrâneas ou ainda de ligação clandestinas. A segunda hipótese não parece realística, uma vez que seria reproduzida no tempo e não pontualmente, e também não há possibilidade de existir uma rede alternativa na povoação da Capinha. A primeira hipótese é mais viável, uma vez que, olhando para o período sem precipitação (tempo seco entre Junho e Setembro de 2007 e entre Junho e Julho de 2008), verifica-se que o caudal esteve sempre abaixo do valor médio previsto para o ano horizonte projeto. Por outro lado, a curva da precipitação apresenta valores mais elevados

próximos dos picos de caudal mais elevado. Os caudais médios registados para os períodos secos e húmido mostram uma diferença significativa de valores (Quadro 4.1).

Quadro 4. 1– Caudais médios para vários períodos na ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

	Afluente	**Efluente**
Caudal medio total (m^3/d)	39,4	34,7
Caudal médio em tempo seco (m^3/d)	31,8	25,6
Caudal médio em tempo húmido (m^3/d)	43,0	38,9

O caudal médio de tempo seco (31,8 m3/d) é indicativo do caudal só de origem doméstica, uma vez que não houve precipitação significativa naqueles períodos e não se espera que tenha havido um nível freático muito elevado, e está dentro dos valores previstos no projeto (ver Quadro 3.2. O registo de caudais médios afluente ao LM acima do valor do horizonte de projeto justifica-se porque o descarregador de entrada está dimensionado para descarregar valores acima do caudal de ponta (cerca de 3 vezes superiores ao valor médio), mas que se considera possa ocorrer só em períodos de ponta e associado só a descargas domesticas e não com infiltração. Por outro lado, os LM são dimensionados para o caudal médio porque, apresentando uma dimensão considerável e admite que conseguem absorver bem caudais de ponta.

Foi calculado o caudal de infiltração diário que terá atingido a ETAR no período de monitorização, pela diferença entre o caudal médio diário total e o do caudal médio de tempo seco, apresentando-se os resultados no Quadro 4.2.

Estes valores podem alterar a CH e TRH no interior do LM, podendo levar a alteração do seu rendimento. Verifica-se, no entanto, que o caudal medido à saída do LM apenas ultrapassou o valor de horizonte projeto em uma medição. Ou seja, a ET terá tido um papel importante na eliminação de excedentes.

Situações similares foram detestadas por Gamboa et al. (2000), que registaram valores de caudal de infiltração em diversas bacias de drenagem até 50% do caudal de tempo seco. Amorim (2007) testou, 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 de drenagem tem origem em deficiências ou vulnerabilidades das ligações domiciliárias, bem como à entrada de águas através de tampas e do corpo de câmaras de visita e ligações clandestinas.

Quadro 4. 2.- Caudal de infiltração e precipitação que atingiu a ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Tempo	Caudal Infiltração Afluente ($m^{3/}d$)	Precipitação (m^3/d)	Tempo	Caudal Infiltração Afluente (m^3/d)	Precipitação (m^3/d)
12/1/2007	4,86	0,09	30/10/2007	4,76	0,00
29/1/2007	11,16	8,70	14/11/2007	9,36	0,00
13/2/2007	1,61	0,47	29/11/2007	1,61	0,00
28/2/2007	0,00	0,00	12/12/2007	11,71	0,00
14/3/2007	16,76	0,00	29/12/2007	7,16	0,19
30/3/2007	0,00	0,00	14/1/2008	4,36	7,39
13/4/2007	0,00	2,62	30/1/2008	8,91	0,00
30/4/2007	0,00	0,09	12/2/2008	11,11	0,00
12/5/2007	6,66	0,00	28/2/2008	4,66	2,81
29/5/2007	0,00	0,09	12/3/2008	0,00	0,19
14/6/2007	0,00	0,00	30/3/2008	0,00	0,37
30/6/2007	0,00	0,00	14/4/2008	0,66	0,00
15/7/2007	0,00	0,00	29/4/2008	0,00	0,00
30/7/2007	0,00	0,00	14/5/2008	8,71	2,99
13/8/2007	0,00	0,00	30/5/2008	1,16	0,00
30/8/2007	0,00	0,00	14/6/2008	0,00	0,00
14/9/2007	0,00	0,00	29/6/2008	0,00	0,00
30/9/2007	0,00	0,00	13/7/2008	0,00	0,00
12/10/2007	0,00	0,00	30/7/2008	0,00	0,00

Nota: Ao laranja estão assinalados os dias secos

A norma alemã DWA-A 118E (2006) considera que, 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 Nº 23/95 também considera uma regra análoga, mas apenas para o ano horizonte de projeto. Normalmente, iguala o caudal de infiltração ao médio diário de águas residuais (para aglomerados populacionais com coletores a jusante inferiores a 300 mm), a 0,5 m3/(d·cmD·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 coletores, juntas e câmaras de visita).

A partir do quociente entre a média dos caudais afluente e efluente e a área superficial do LM, calculou-se a CH afluente ao LM. Calculou-se igualmente o TRH através do quociente entre o volume do LM e média dos caudais afluente e efluente. As curvas dos valores

calculados, bem como os valores de projeto são apresentados na Figura 4.2. A CH variou entre um valor mínimo de 2,68 cm/d (Agosto de 2007) e um máximo de 5,67 cm/d (Março de 2007), com uma valor médio de 3,96 cm/d, o que provocou TRH entre 10,59 d e 22,40 d, com um valor médio de 15,77 d.

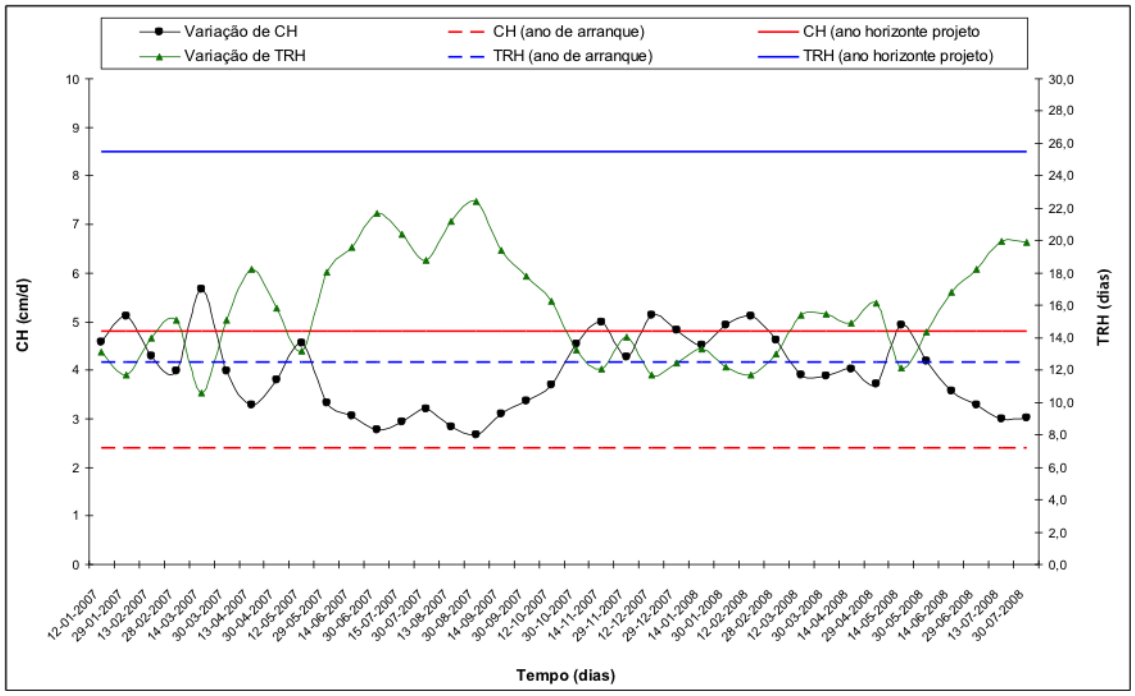

Figura 4. 2- Variação do CH e TRH (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Relativamente ao TRH pode-se visualizar que, nos períodos de tempo húmido, este atinge valores abaixo do mínimo estipulado em projeto (12,5 d). No entanto, o valor mínimo registado ao longo do período de medição (10,6 d) é ainda favorável à manutenção de mecanismos de remoção de matéria orgânica, azoto e fósforo (o tempo mínimo de contato é de 5 d, de acordo com Tchobanoglous et al. (2003), Kadlec e Wallace (2008) e Vymazal e Kropfelova (2008) no que respeita à CH, verificam-se valores acima do máximo admitido em projeto (4,8 cm/d) durante o tempo húmido, como consequência da infiltração no caudal afluente. No entanto, os valores médios de CH e TRH estão dentro dos intervalos previstos em projeto (ver Quadro 3.2) e também dentro do intervalo de valores considerado adequado para um bom funcionamento de LM de escoamento subsuperficial horizontal (ver Quadro 2.2).

Ou seja, a variação de caudal registada à entrada da ETAR, e aos LM, é influenciada, não só pela variação do volume de águas residuais domésticas descarregadas na rede de drenagem, como pelo volume de águas oriundas da precipitação através do escoamento superficial ou sua infiltração no solo. Esta variação associada à variação da temperatura, radiação e estado de desenvolvimento das plantas poderá levar a uma variação da ET, com recuperação no volume de água no LM e na remoção de cargas afluentes.

A partir dos caudais de entrada e saída do LM e da precipitação média diária, calculou-se a ET por aplicação da Eq. (2.5), apresentando-se a sua variação no tempo, bem como a redução de volume de água registada no LM na Figura 4.3.

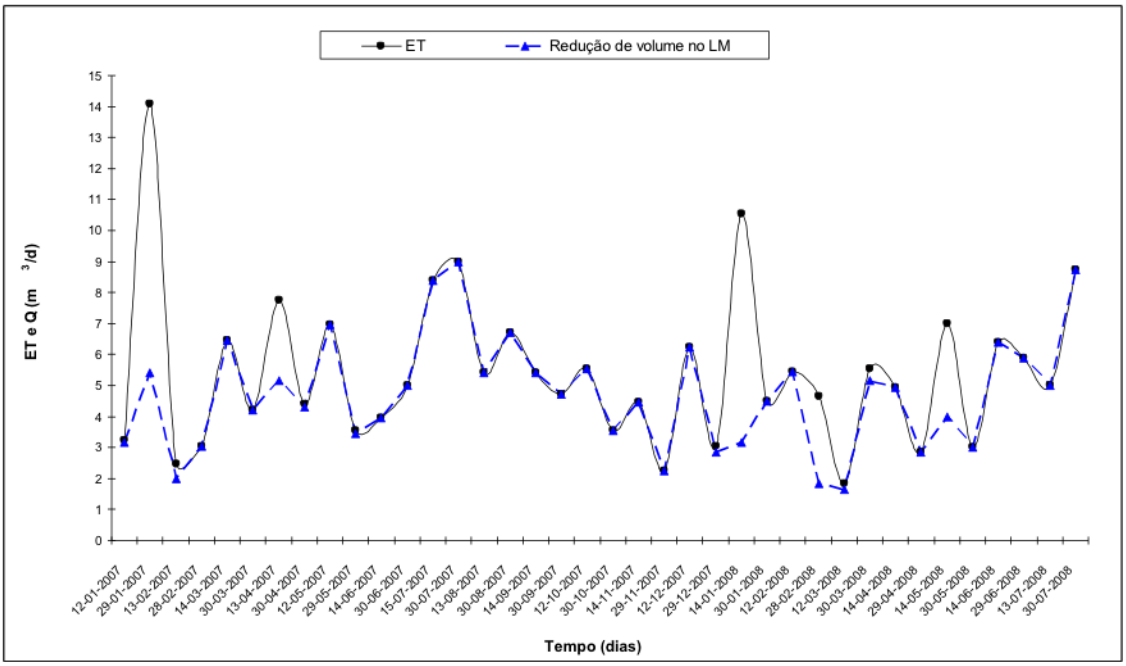

Figura 4. 3– Variação da ET e do caudal efluente. (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Verifica-se, na generalidade, que à variação da ET corresponde uma variação similar de redução de volume de água no LM. Ou seja, a um aumento de ET corresponde um aumento de redução de volume no LM. Assim, a ET teve influência no volume disponível para reacção no LM.

4.2 – Efeito da evapotranspiração na remoção de cargas

Para se ter uma compreensão mais aprofundada da implicação da variação de ET e do caudal no rendimento da ETAR é necessário analisar a variação dos parâmetros físico-químicos analisados.

A fim de harmonizar a utilização de termos dos vários parâmetros analisados, decidiu-se utilizar, sempre que necessário, os termos azoto amoniacal, nitrito e nitrato associados a N-NH4, N-NO2 (azoto nitroso) e N-NO3 (azoto nítrico) respetivamente, que aparecem também mais amplamente referidos na bibliografia consultada (EPA, 1999;Tchobanoglous et al., 2003;Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008). A referência à matéria orgânica estará associada ao parâmetro CQO e a matéria sólida ao parâmetro SST.

O Quadro 4.3 apresenta os valores médios de caudal e dos parâmetros físicos-químicos registados à entrada do LM, enquanto nas Figuras 4.4 a 4.8. apresentam-se as variações dos parâmetros monitorizados ao longo do tempo. Os resultados globais são apresentados no Anexo I.

Quadro 4. 3 – Condições de operação do leito de macrófitas da ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Parâmetro	Afluente	Efluente	ER (%)
Caudal (m^3/d)	39,4±7,3 (28,4-56,2)	34,7 ± 7,9 (21,7 - 49,8)	-
Temperatura (ºC)	17,3±3,5 (12,1-22,8)	18,9±3,0 (14,3-23,7)	-
pH	7±0,2 (6,2-7,3)	6,7±0,1 (6,5-7,0)	-
CQO (mg/L)	379,6±75,4 (281-602)	102,9±20,3 (77-161)	56,6±9,8
SST (mg/L)	134,6±22,3 (95-178,6)	41,1±13,9 (15-67)	60,5±11
NT (mg/L)	29,2±4,5 (20,2-40,3)	9,3±2,2 (5-14,3)	23,2±3,9
$N\text{-}NH_4$ (mg/L)	22,2±5,5 (12,4-36,7)	8,5±2,6 (3,7-14,6)	19,3±6,2
$N\text{-}NO_2$ (mg/L)	0,5±0,3 (0-1,1)	0±0 (0-0)	-
$N\text{-}NO_3$ (mg/L)	2,2±1,4 (0,2-6,4)	0,2±0,4 (0-1,2)	-
PT (mg/L)	5,1±3 (1,1-12,2)	0,2±0,2 (0-0,8)	25,7±5,4

Nota: valores médios± intervalo de confiança, calculados para um nível de significância de 95% e 38 determinações. Valores mínimos e máximos entre parêntesis. ER: eficiência de remoção.

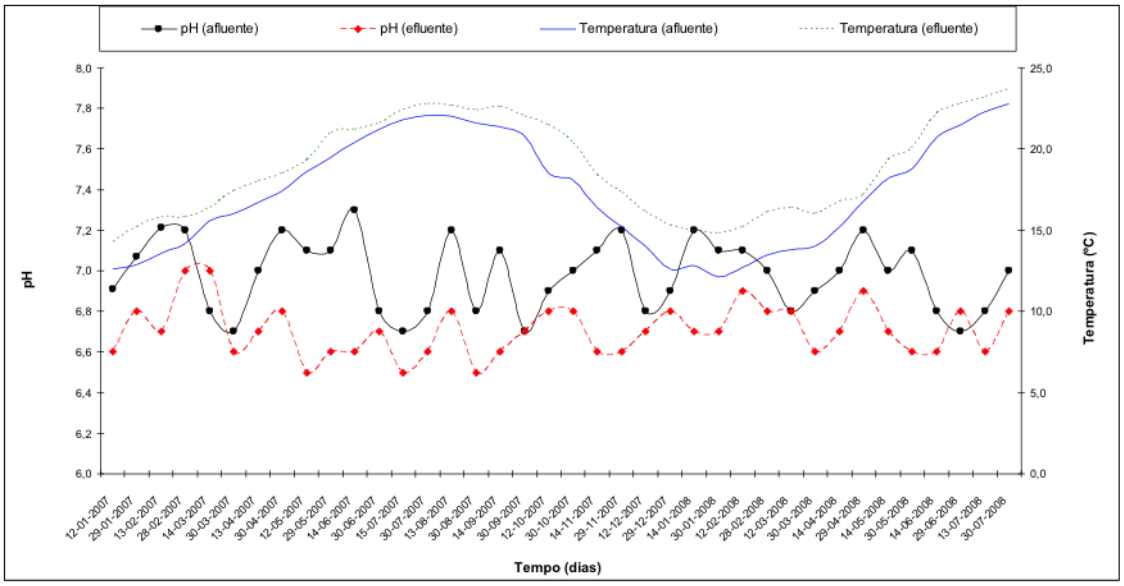

Figura 4. 4- Variação de pH e temperatura (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

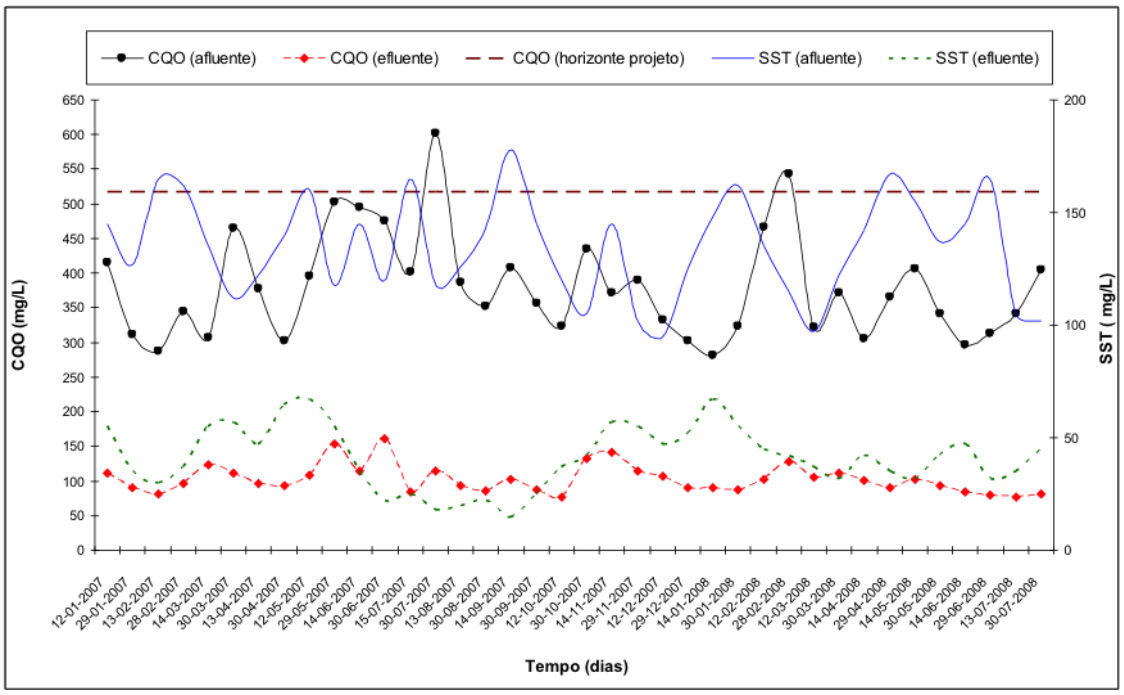

Figura 4. 5 - Variação de CQO e SST (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

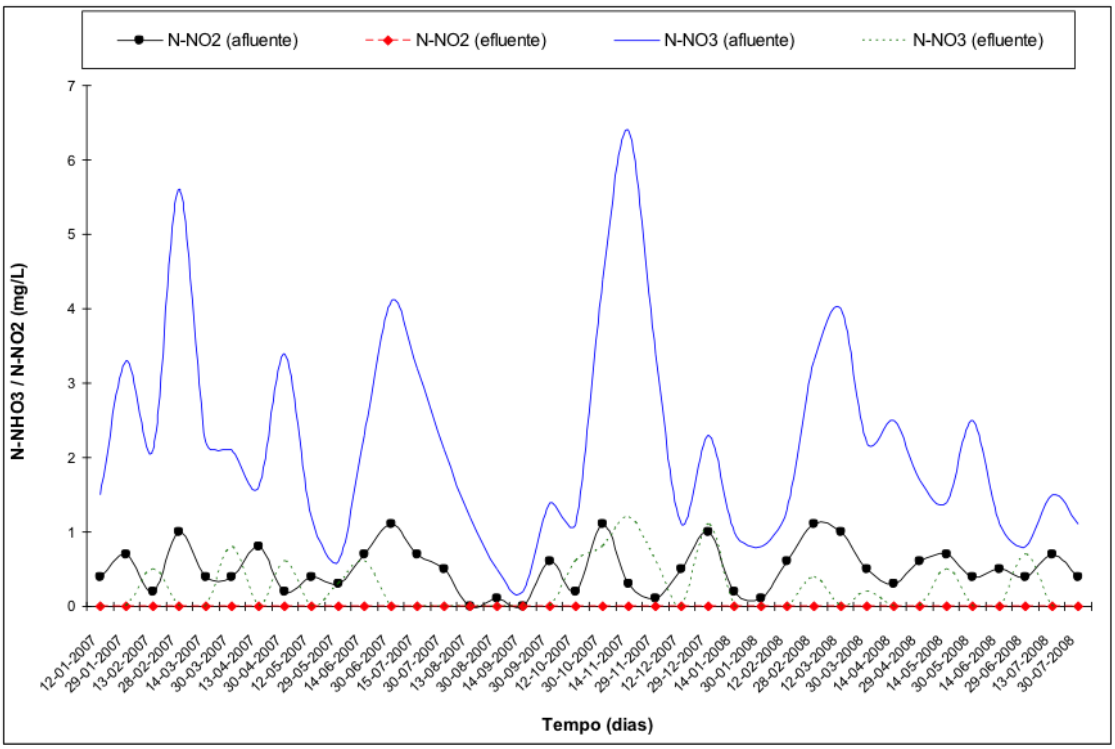

Figura 4. 6 – Variação de $N\text{-}NO_3$ e $N\text{-}NO_2$(Janeiro de 2007 a julho de 2008)

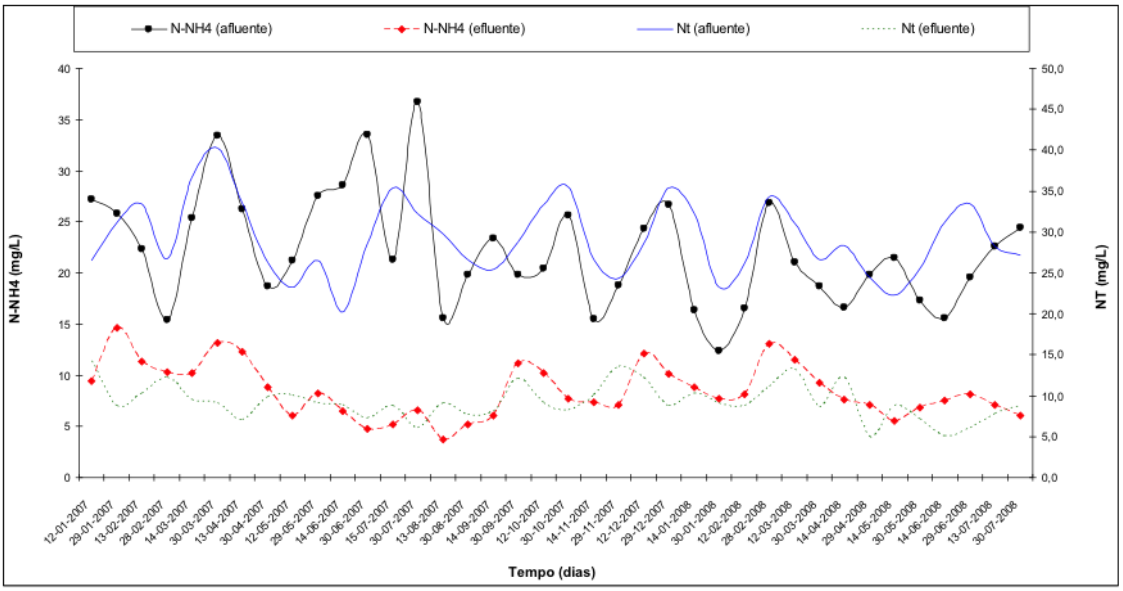

Figura 4. 7 – Variação de $N\text{-}NH_4$ e NT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

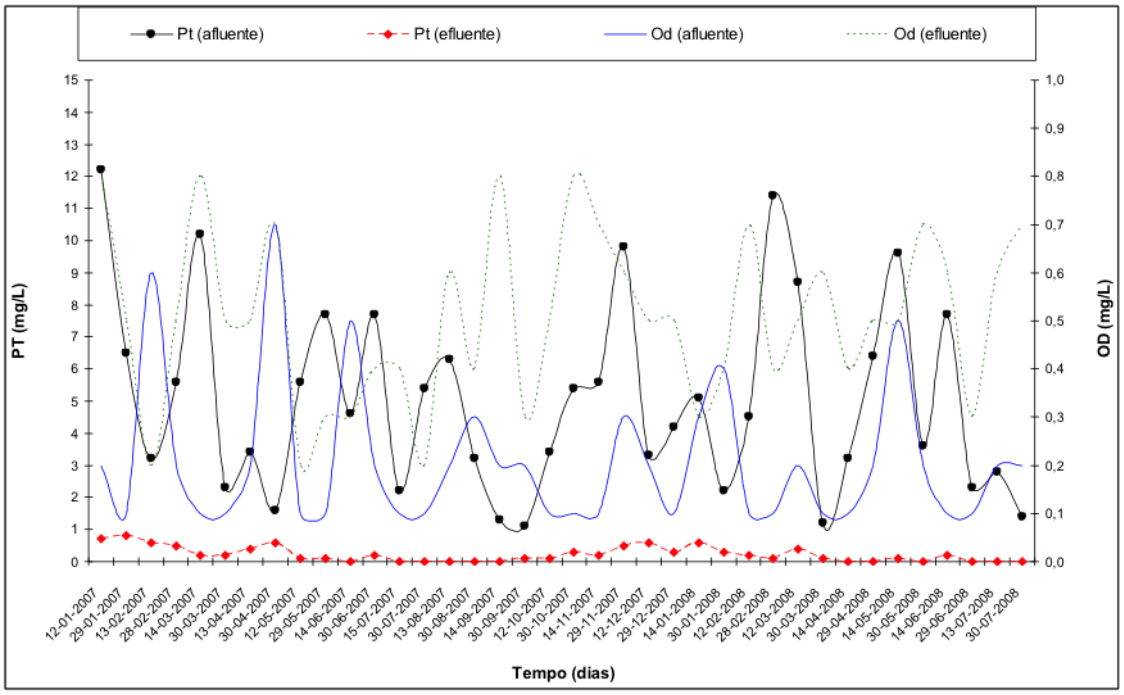

Figura 4. 8– Variação de PT e OD (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

O pH e a temperatura média do leito (Figura 4.4) mantiveram-se dentro de valores que são considerados favoráveis (EPA (1999), Vymazal e Kropfelova (2008)) para a remoção de matéria orgânica (remoção biológica), amónio (assimilação e nitrificação), nitrato (assimilação e desnitrificação) e fósforo (assimilação, absorção, precipitação e remoção biológica) em LM de escoamento subsuperficial horizontal.

O valor médio de CQO obtido (379,6 mg/L) está dentro dos valores previstos em projecto (entre 312 mg/l e 518 mg/L, como apresentado no Quadro 3.2), tendo-se observado, no entanto, dois valores acima do máximo admitido em projeto (518 mg/L) como se pode verificar na Figura 4.5. Esta ocorrência, tendo em atenção que a monitorização foi efetuada 2 a 3 anos após o arranque da ETAR pode indicar, não um aumento de carga relacionado com a existência de mais população do que a prevista no projeto, mas a descarga de efluentes de origem animal que se encontram estabulados na povoação de capinha. Semelhante ocorrência tinha já sido identificada por Albuquerque et al. (2009a) numa avaliação do efeito da variação de carga no funcionamento dos LM de Capinha.

A variação de SST afluente é um pouco contrária á da CQO, aparecendo os picos mais elevados no tempo seco. As variações de TN acompanham genericamente o de N-NH4, e este acompanha os de N-NO3 e de N-NO2, o que pode significar que, por um lado, o NT era quase todo constituído por formas inorgânicas de N, e por outro lado, pode ter existido já condições de nitrificação ao longo dos níveis de tratamento precedentes do LM. O PT também apresenta uma variação cujo padrão acompanha a variação do caudal e da ET, com valores mais

elevados nos meses húmidos. A variação de OD indica que o afluente estava um pouco oxigenado, o que se justifica pela descarga turbulenta na caixa de entrada.

No que respeita aos valores detetados à saída, verifica-se que estes acompanham a variação da ET, podendo esta ter tido influência significativa na remoção de matéria orgânica, N, P e SST. Os valores médios afluentes (Quadro 4.3) indicam que todos os parâmetros apresentam valores de acordo com os limites de descarga apresentados nos Decretos-Lei nº 152/97 e Nº 236/98.

Pode-se constatar um decréscimo bastante significativo relativamente à CQO e SST, reduzindo-se para valores três vezes inferiores no efluente. Analisando o Figura 2.3 pode-se verificar que houve uma remoção quase total de N-NO2 e um padrão pouco uniforme na variação de NO3, registando-se vários picos ao longo do período de monitorização. A variação de NO3 acaba por ser influenciada, quer pela oxidação de azoto amoniacal e nitrito, quer pela variação de caudal e ET.

Nos dias em que se verificaram CH superiores ao valor máximo de projeto (4,8 cm/d) e TRH inferiores ao valor mínimo de projeto (12,5 d), a ER para a generalidade dos parâmetros foi inferior à ER média. CH altos e TRH baixos diminuem o tempo de contacto entre os poluentes e os microrganismos que os degradam, levando a uma menor remoção.

Para melhor avaliar o efeito da ET na ER dos vários parâmetros analisados, calculou-se o valor de ER pelo método tradicional (i.e. sem ter em atenção o efeito da ET, tal como apresentado na Eq. (2.7)) e incluindo o efeito da ET (Eq. (2.8)). Os valores médios são apresentados no Quadro 4.4, enquanto os valores globais são apresentados no Anexo II.

Quadro 4. 4– Eficiência de remoção com e sem a influencia da ET na ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Parâmetro	Eficiências de Remoção (%)	
	Sem ET	Com ET
CQO	72,5 ± 4,7 (59,6 - 80,9)	75,9 ± 5,0 (64,2 - 85,9)
SST	68,4 ± 12,0 (46,1 - 91,6)	72,1 ± 11,2 (49,0 - 93,0)
NT	67,4 ± 9,6 (44,4 - 83,7)	71,3 ± 9,4 (47,5 - 86,5)
$N\text{-}NH_4$	60,1 ± 13,0 (33,1 - 85,7)	64,7 ± 12,5 (38,4 - 88,2)
$N\text{-}NO_2$	100,0 ± 0,0 (100,0 - 100,0)	100,0 ± 0,0 (100,0 - 100,0)
$N\text{-}NO_3$	88,0 ± 20,4 (12,5 - 100,0)	89,3 ± 17,7 (27,8 - 100,0)
PT	94,5 ± 7,5 (62,5 - 100,0)	95,0 ± 6,7 (66,8 - 100,0)

Verifica-se, assim, que o cálculo de ET incluindo o efeito da ET leva a valores mais elevados do que os que estão a ser calculados pelas entidades gestoras. Este aspecto pode ser importante, quer para o cumprimento de limites de descarga (p.e. o Decreto-Lei nº 152/97

exige percentagens mínimas de redução para a CBO5 e CQO), quer para os indicadores de desempenho das entidades gestoras. Kadlec (2010) também constatou que o cálculo de ER baseado apenas nas concentrações, e não nas cargas mássicas, é inadequado e pode levar uma subavaliação do rendimento de LM.

As remoções de azoto (NT, N-NH4 e N-NOX) estão de acordo com o referido pela experiência internacional (> 50% de acordo com a Tabela 2.3), e até são mais elevadas do que os valores encontrados em alguns estudos onde utilizaram o cálculo clássico (Quadro 4.5). Os valores de ER para o PT também são superiores aos encontrados nos estudos referidos no Quadro 4.5.

As elevadas remoções de N e P devem-se ao bom funcionamento hidráulica do LM (apesar da campanha ter sido efetuada em 2007/2008, as anotações disponíveis no Laboratório de Saneamento Ambiental da UBI indicam não ter sido observada a presença de zonas mortas ou acumulação de liquido na caixa de entrada dos LM) e ao elevado TRH (superior a 10,6 d). Sakadevan 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 NT, respetivamente, quando o TRH foi duplicado de 2 para 4 d.

O mesmo já não acontece para a CQO e SST, que apresentam ER médias inferiores aos valores típicos apresentados no Quadro 2.3 (> 85% para a CQO; >80% para SST), mas superiores aos encontrados por Vilpas et al. (2005), Santos et al. (2010) e El Refaie e Rash (2004) (Quadro 4.5). Neste caso, a variação da CH, influenciada pela variação do caudal, que por sua vez foi influenciada pela infiltração de águas pluviais, e a variação de carga afluente (com valores de CQO mais elevados do que o normal para um efluente doméstico) foram os responsáveis pela mais fraca ER de CQO e SST, apesar de não se terem detetado valores na descarga superiores aos limites legais.

Quadro 4. 5 – Eficiências de remoção obtidas em estudos com LM de escoamento subsuperficial horizontal

Referência	ER (%)					CH (cm/d)	TRH (d)
	CQO	NT	$N\text{-}NH_4$	PT	SST		
Simões (2009)	64,6	26,4	25,2	26,4	76,6	17	4,8
Calheiros *et al.* (2007) [1)]	63	23	18	–	70	6	6,8
Vilpas*et al.* (2005)	91	46	70	95	90	5	6
Namorado*et al.*, (2004)	–	58	75	–	–	8,2	5,7
Santos (2010)	56,6	23,2	19,3	25,7	60,5	15	7,7
El Hamouri*et al.* (2007)	78,0	–	10,0	–	80,0	67,9	0,6
Pucci *et al.* (2000)	94,0	–	53,0	–	83,0	6,6	4,3
El Refaie e Rash (2004)	83,0	–	13,0	–	50,0	50,0	1,0

[1)] Utilização de efluente de curtumes

Nas Figuras 4.9 a 4.11 apresenta-se a variação temporal da ET com a carga mássica removida de CQO, SST, N-NH4, NT, N-NO2, N-NO3 e PT (i.e. a diferença entre as concentrações de entrada e saída).

Verifica-se que a remoção mássica de CQO é maior nos períodos onde foi detetado maior ET, que coincide com os períodos de tempo seco (14 de Junho a 30 de Setembro de 2007; 14 de Junho a 30 de Julho de 2008). Estes resultados são significativos, porque com o aumento da ET o volume no leito foi menor e, à partida, as concentrações de matéria orgânica subiram. No entanto, como o TRH e a temperatura também aumentaram (ver Figuras 4.2 e 4.4) a cinética de remoção de compostos orgânicos terá sido maior, tal como referido por Vymazal e Kropfelova (2008). A remoção de SST apresenta uma variação semelhante com a ET, o que evidencia a presença de quantidades significativa de matéria orgânica particulada na forma de SST, já notado num estudo anterior na ETAR de Capinha (Albuquerque et al., 2009a), que terá sido biodegradada pelas razões referidas para a remoção de CQO.

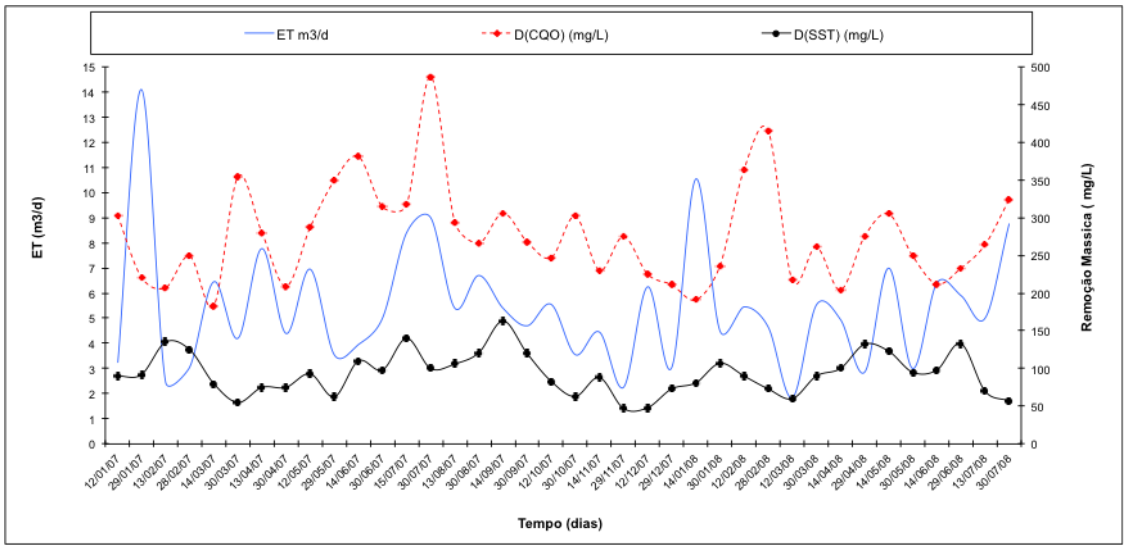

Figura 4. 9– Variação da ET e da remoção mássica de CQO e SST (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

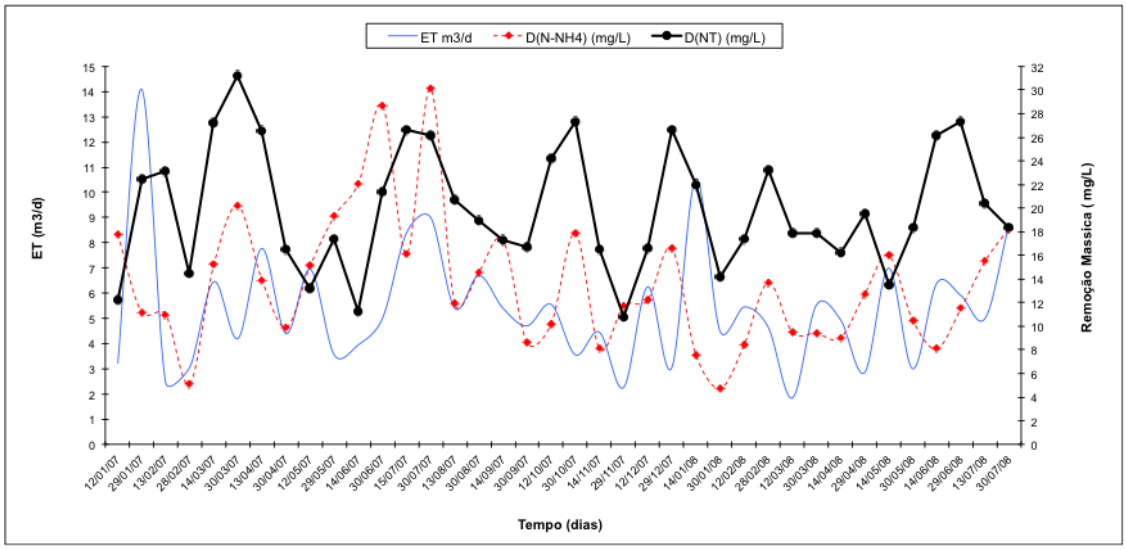

Figura 4. 10– Variação da ET e da remoção mássica de NT e N-NH_4 (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Relativamente à remoção mássica de N-NH4 e NT verifica-se que acompanhou a variação de ET ao longo do tempo. A existência de TRH entre 10,6 d e 22,4 d terá sido importante para o desenvolvimento e atividade dos microrganismos autotróficos nitrificantes, cujas taxas de crescimento são muito superiores para TRH acima de 5 d (Tchobanoglous et al., 2003). Similares variações são observadas para o N-NO3 e PT, que podem ter explicação análoga.

Os LM de escoamento subsuperficial horizontal são considerados anaeróbios (i.e. o OD, essencial para a remoção de matéria orgânica e amónio por via aeróbia, é um parâmetro limitante). As plantas contribuem para alguma oxigenação na rizoesfera que, de acordo com Randerson et al. (2005), pode ser importante para a estabilidade das reações de remoção de carbono orgânico e azoto amoniacal na presença de instabilidade da CH (Korkusuz, 2005; Kadlec e Wallace, 2008).

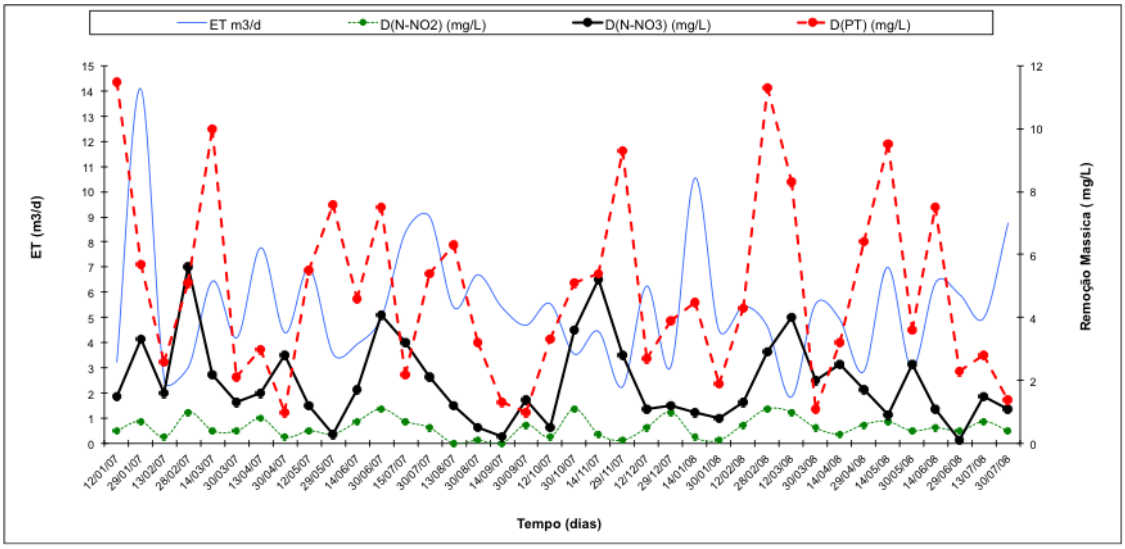

Figura 4. 11– Variação da ET e da remoção mássica de N-NO_2, N-NO_3 e PT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

No Quadro 4.6 apresentam-se os valores médios das cargas aplicadas e das cargas removidas (rX) para os parâmetros CQO, SST, NT, N-NH4, N-NO3 e PT, com e sem inclusão da ET. Para a carga aplicada utilizou-se a média dos caudais afluente e efluente em cada dia, a concentração afluente do parâmetro e a área superficial do LM. Para as cargas removidas sem ET utilizou-se a abordagem clássica, com inclusão da média dos caudais afluente e efluente em cada dia, a diferença entre as concentrações de entrada e saída de cada parâmetro e a área superficial do LM. Para o cálculo da carga removida com inclusão da ET utilizou-se a Eq. (2.8).

A variação da carga aplicada e removida no tempo é apresentada nas Figuras 4.12 a 4.17. É visível, tanto nestas figuras como no Quadro 4.6, que a não utilização do efeito da ET leva à obtenção de menores valores de remoção do que os que existem na realidade, subavaliando-se assim a capacidade de remoção de LM de escoamento subsuperficial e horizontal.

Quadro 4. 6– Carga média aplicada e carga média removida com e sem influencia da ET na ETAR da Capinha (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Carga aplicada (g/(m^2.d))		Carga removida (g/(m^2.d))		
			Sem ET	Com ET
COA (g CQO/(m^2/d))	14 ± 3,7	r_{CQO}	10,8 ± 2,9	12,50 ± 3,0
CNH4A (g N-NH_4/(m^2/d))	0,9 ± 0,3	r_{NH4}	0,50 ± 0,2	0,60 ± 0,2
CNTA (g NT/(m^2/d))	1,2 ± 0,3	r_{NT}	0,80 ± 0,3	0,90 ± 0,3
CNO3A (g N-NO_3/(m^2/d))	0,1 ± 0,1	r_{NO3}	0,10 ± 0,1	0,10 ± 0,1
CPTA (g PT/(m^2/d)	0,2 ± 0,1	r_{PT}	0,20 ± 0,1	0,20 ± 0,1
CSA (g SST/(m^2/d)	5,3 ± 1,4	r_{SST}	3,6 ± 1,1	4,10 ± 1,1

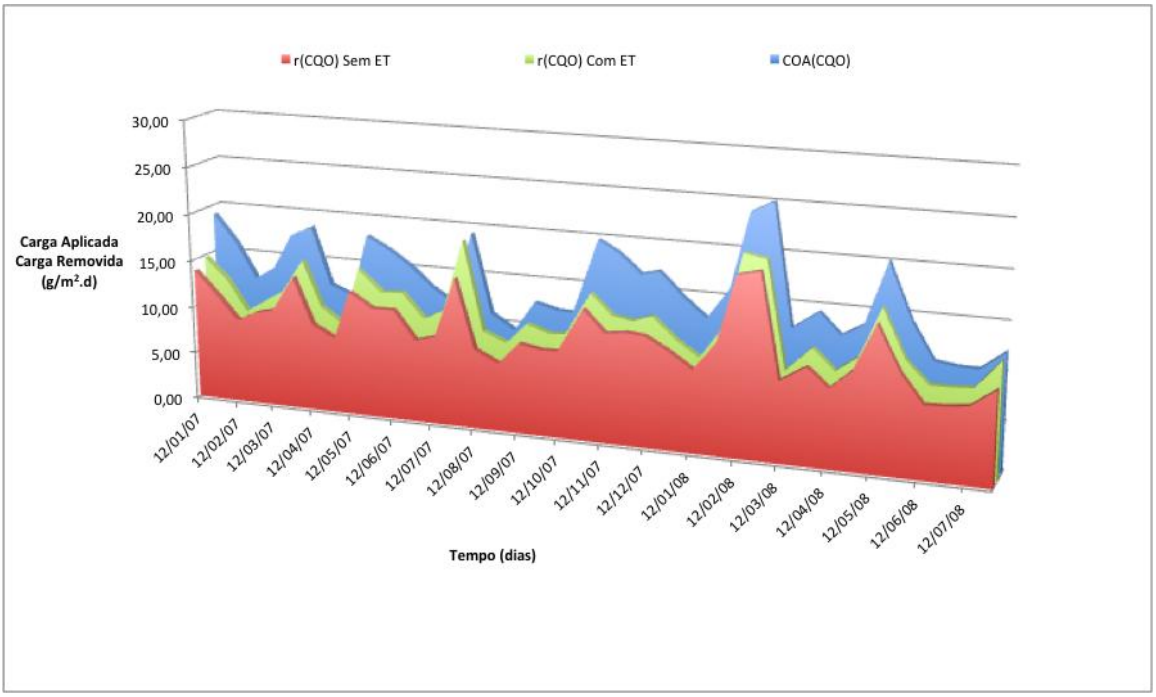

Figura 4. 12– Variação da carga aplicada e removida em termos de CQO (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

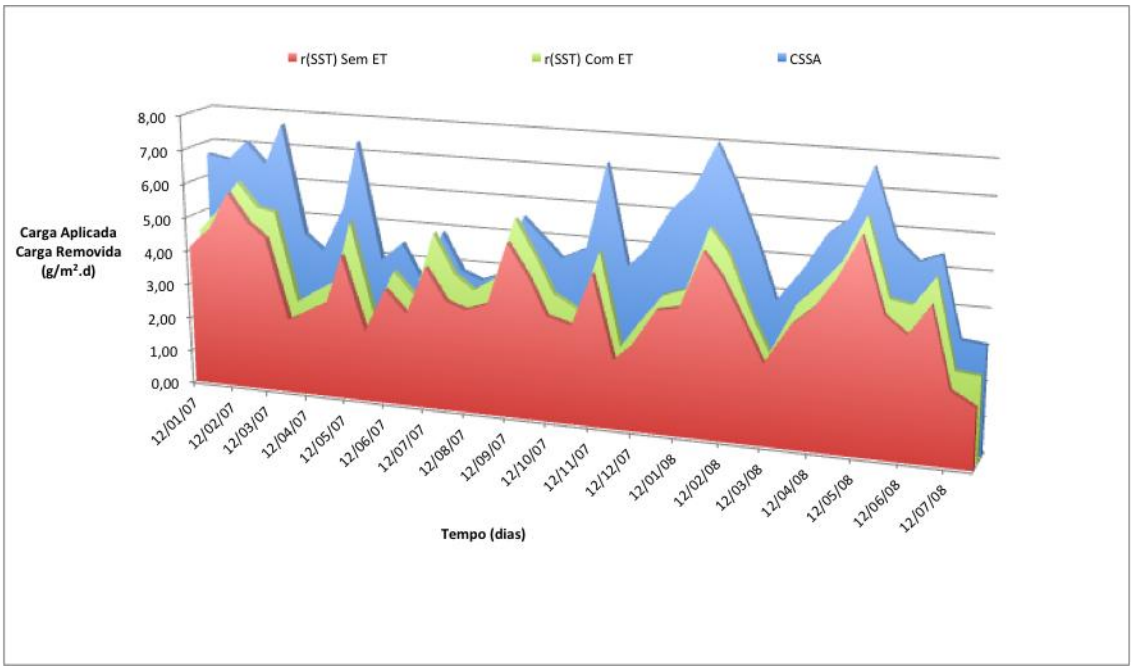

Figura 4. 13– Variação da carga aplicada e removida em termos de SST (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Nos meses menos pluviosos, as cargas removidas de CQO aproximaram-se mais das aplicadas, o que demonstra que o leito respondeu melhor em tempo seco à remoção carbonada. Verificou-se uma ER média de 75,7% em período de caudal seco que é superior ao valor médio do período de amostragem (72,5%). Situação semelhante é observada para os SST, com uma ER média em tempo seco de 82%, contra 72,1% para o período de amostragem.

O valor médio de rCQO obtido neste estudo é superior ao encontrado por El Refaie e Rash (2004) em LM similares, mas inferior aos valores reportados por El Hamouri et al. (2007) para um LM operado num clima mais quente (Marrocos), e por Pucci et al. (200), em LM similares em operação na Itália. Ghosh e Goal (2010) observaram, num clima mais temperado (Índia), valores de rCQO entre 7,5 e 11,6 g CQO/(m2.d), que estão próximos dos valores médios observados na Capinha. No entanto, as taxas de remoção encontram-se dentro dos valores de remoção encontrados em bibliografia da especialidade (ver Quadro 4.7).

No que respeita á capacidade de filtração, o leito apresenta rSST médios de 3,6 g SST/(m^2.d) (sem ET) e 4,1 g SST/(m2.d) (com ET), muito superiores aos registados por Ghosh e Goal (2010), entre 0.2 e 0,7 g/(m2 d), mas dentro dos valores registados a nível internacional (ver Quadro 4.7). A capacidade de filtração não está em risco de ser afectada já que as cargas aplicadas, quer de SST (5,3 g/(m^2.d)), quer de CQO (14 g/(m2.d)), são inferiores 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), respetivamente).

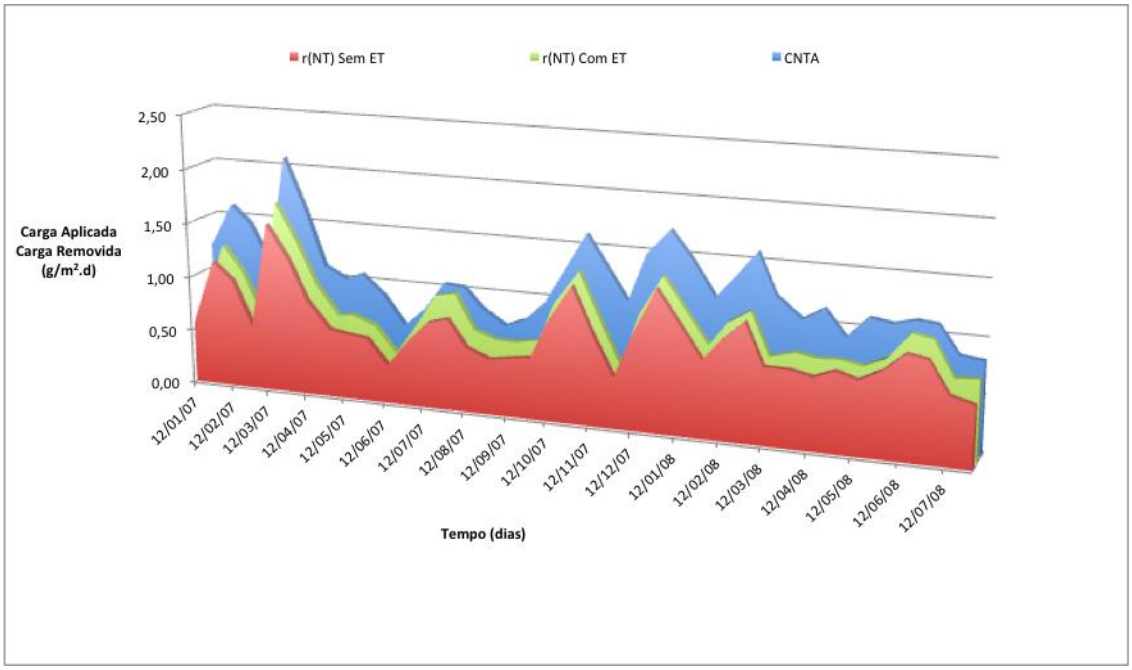

Figura 4. 14 – Variação da carga aplicada e removida em termos de NT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

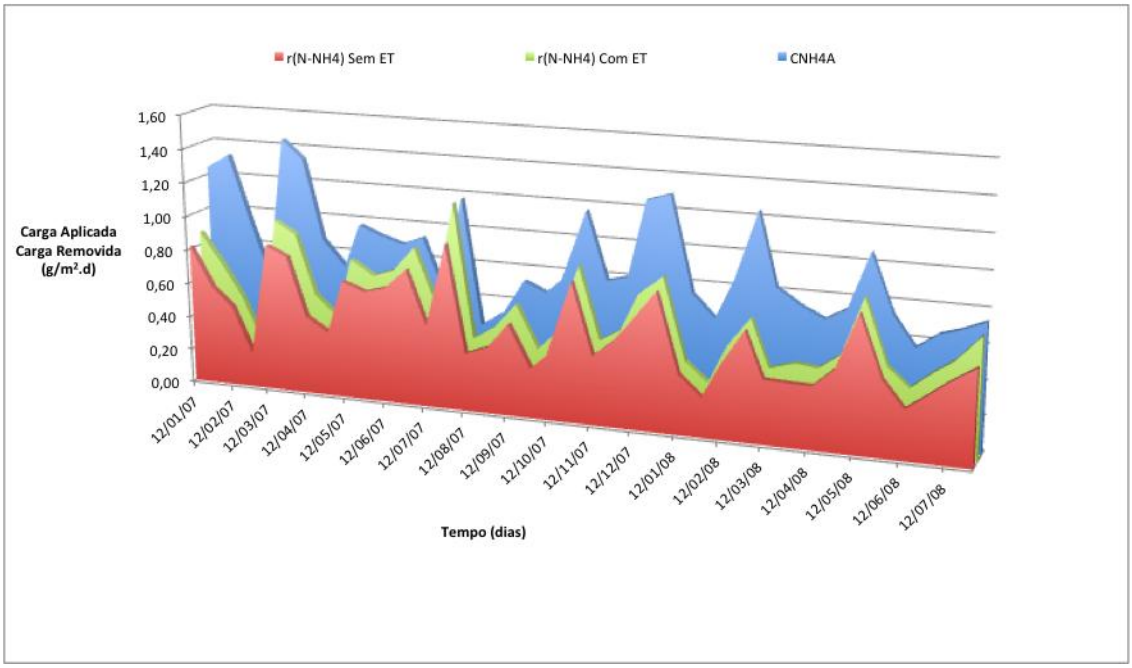

Figura 4. 15– Variação da carga aplicada e removida em termos de $N\text{-}NH_4$ (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

No que respeita ao N-NH4 e NT, verifica-se uma variação da carga removida que acompanha a aplicada (i.e. o leito reagiu positivamente à remoção de carga com valore de remoção mais elevados no tempo seco e de temperatura mais elevada).

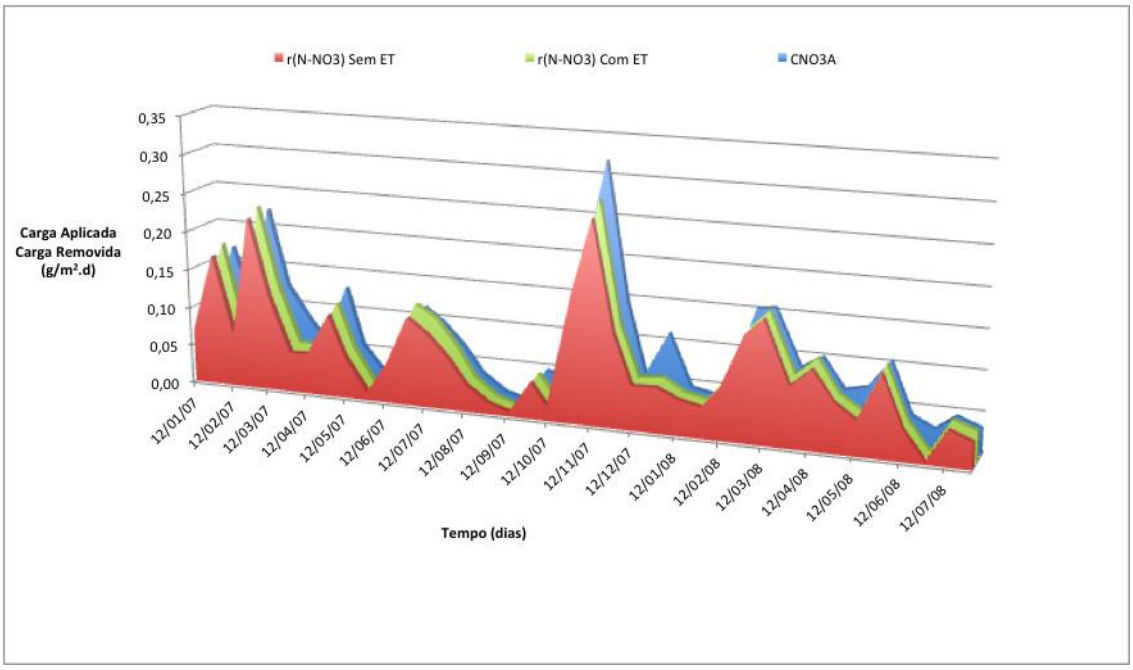

Figura 4. 16– Variação da carga aplicada e removida em termos de N-NO_3 (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

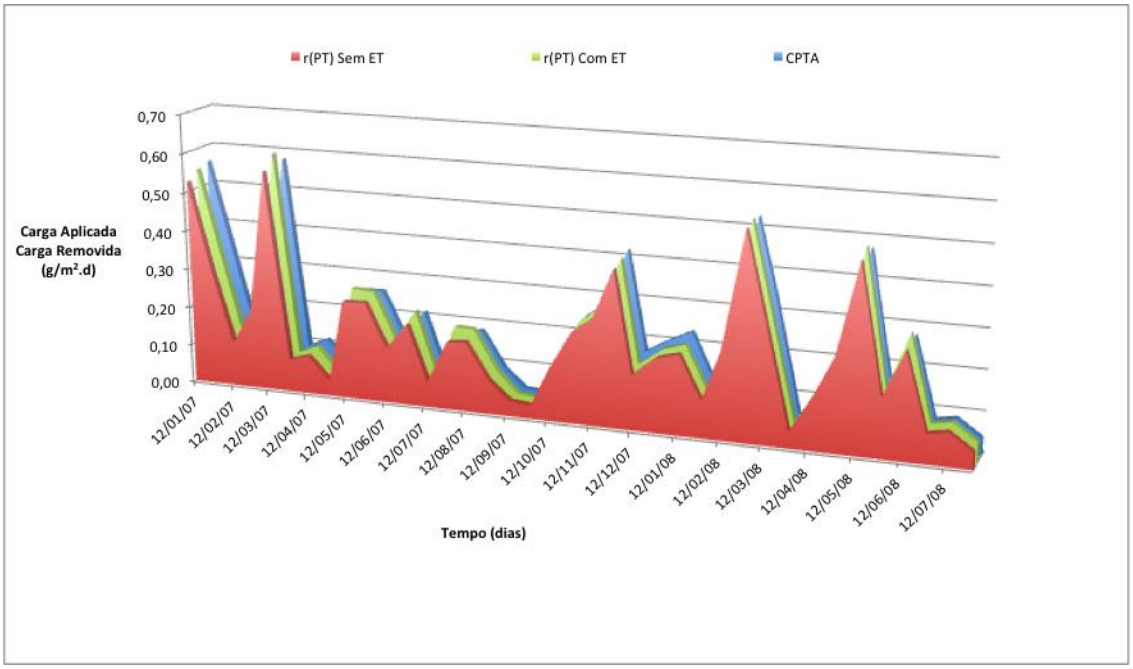

Figura 4. 17– Variação da carga aplicada e removida em termos de PT (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

Os valores médios de rNH4 obtidos neste estudo (0,5 g N-NH4/(m^2.d) sem ET e 0,6 g N-NH4/(m2.d) com ET) encontram-se próximo do mínimo observado por Vilpas et al. (2005) em dois LM de escoamento subsuperficial horizontal mas com enchimento à base de LECA (1 a 6 g N-NH4/(m2.d)), o que demonstra que, no LM da Capinha, com um enchimento com uma superfície específica mais baixa (brita granítica), a atividade das bactéria nitrificantes foi relevante, podendo o TRH mais elevado ter tido um papel importante na elevada remoção de azoto amoniacal. 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/(m^2.d), para TRH entre 1 e 4 d.

Quanto às formas oxidadas de azoto (N-NO2 e N-NO3) e ao PT, verifica-se que as cargas aplicadas foram praticamente removidas, apesar da carga média removida de N-NO3 ser inferior ao intervalo de valores apontados no Quadro 4.7. No entanto, o valor médio é superior aos valores obtidos por Pucci et al. (2000) e El Refaie e Rash (2004). A variabilidade da remoção de N-NO3 é condicionada pela presença simultânea de reações de oxidação do amónio (em ambiente aeróbio, que aumentam a concentração de N-NOX) e de desnitrificação (em ambiente anóxico, que reduzem a presença de N-NOX), que são difíceis de analisar em reatores desta natureza.

A taxa de remoção de PT está no intervalo apresentado por Jing et al. (2002), entre 0,5 e 0,7 g/(m^2.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 a população atual da Capinha é de 494 habitantes (muito inferior aos 800 habitantes previstos no projeto), a respetiva AES é de 3,8 m2/habitante, que se encontra dentro do intervalo aconselhado no Quadro 2.2.

Quadro 4. 7– Cargas removidas por unidade de área obtidas em diferentes estudos para LM de escoamento subsuperficial horizontal

Referência	r_{CQO}	r_{NH4}	r_{NO3}	r_{SST}
Hamouri*et al.* (2007)	106,9	1,7	-	50,6
Pucci *et al.* (2000)	23,6	0,39	0,02	3,4
El Refaie e Rash (2004)	8,3	0,03	0,11	12,3
Experiência mundial (EPA, 1999; Kadlec e Wallace, 2008; Vymazal e Kropfelova, 2008)	8,5 - 25,0	0,1 - 25,0	0,4 - 13,3	0,5 - 20,5

A fim de avaliar o efeito da variação de carga aplicada na remoção de cada parâmetro, elaboraram-se as curvas de correlação linear que se apresentam nas Figuras 4.18 a 4.23. Constata-se existir uma relação linear para todos os parâmetros analisados, sendo os coeficientes de correlação muito elevados (superiores a 0,9) para o CQO, N-NO3 e PT, e mais baixos para o e.

Assim, existe significância estatística para afirmar que não se pode rejeitar a hipótese da influência da variação das cargas orgânica, de azoto, de fósforo e de sólidos na variação taxas de remoção. Ou seja, utilize-se ou não a ET para o cálculo das taxas de remoção, as cargas aplicadas de CQO, N-NH4, NT, N-NO3, PT e SST influenciam as respectivas taxas de remoção.

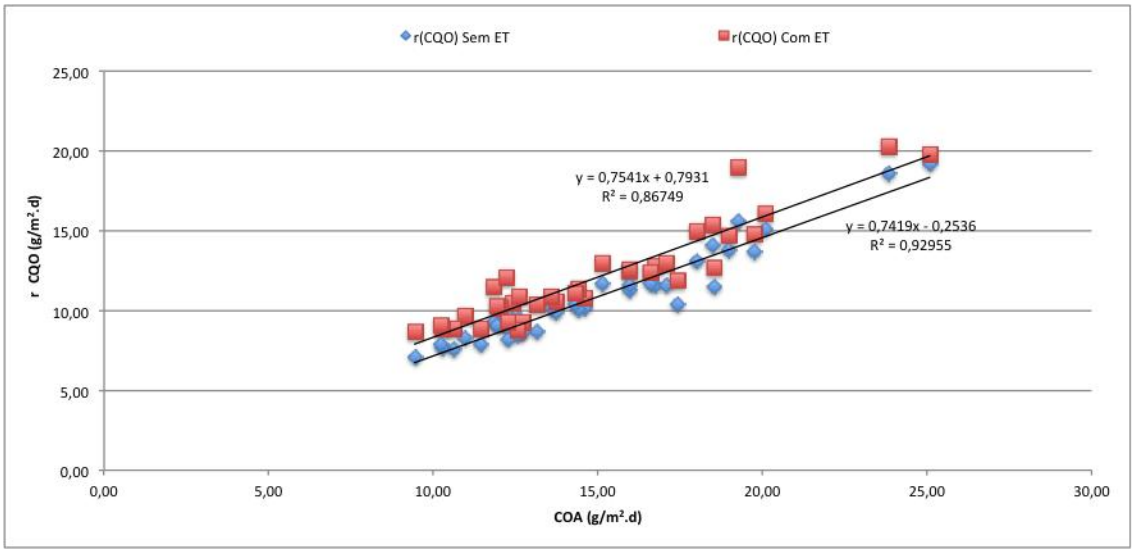

Figura 4. 18– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de CQO

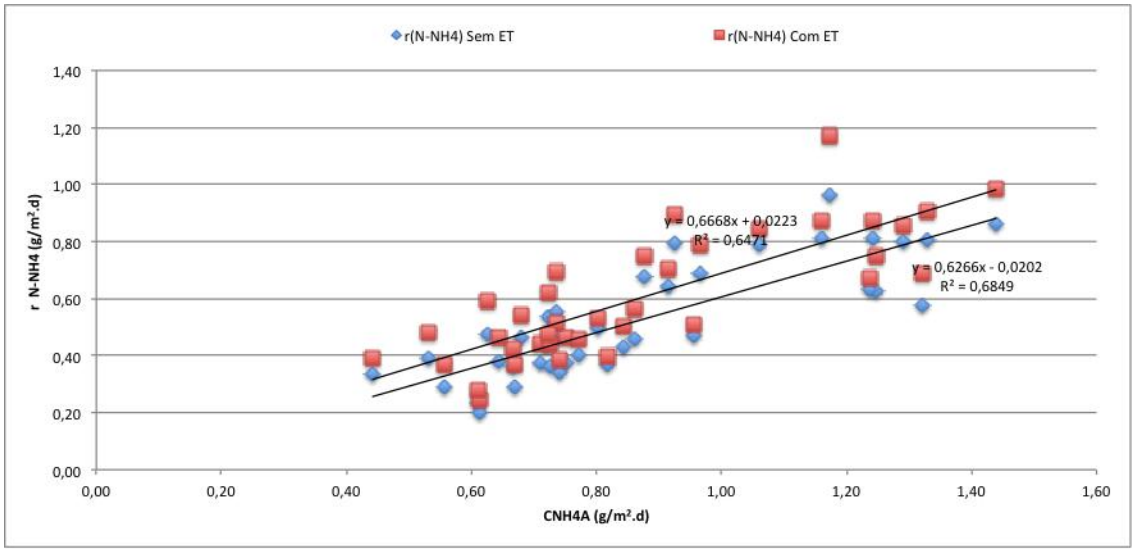

Figura 4. 19– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de $N\text{-}NH_4$

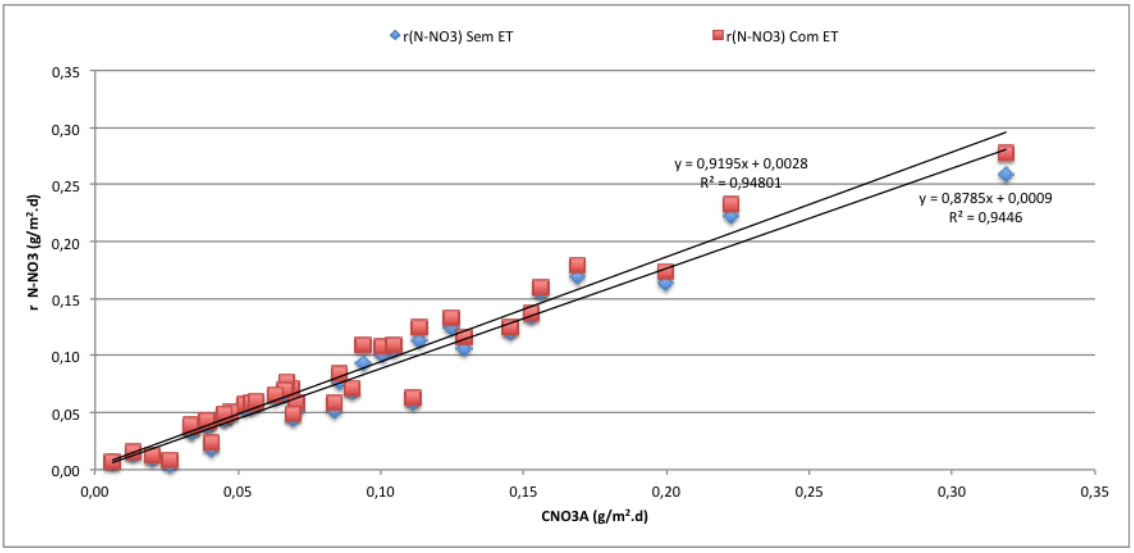

Figura 4. 20– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de $N\text{-}NO_3$

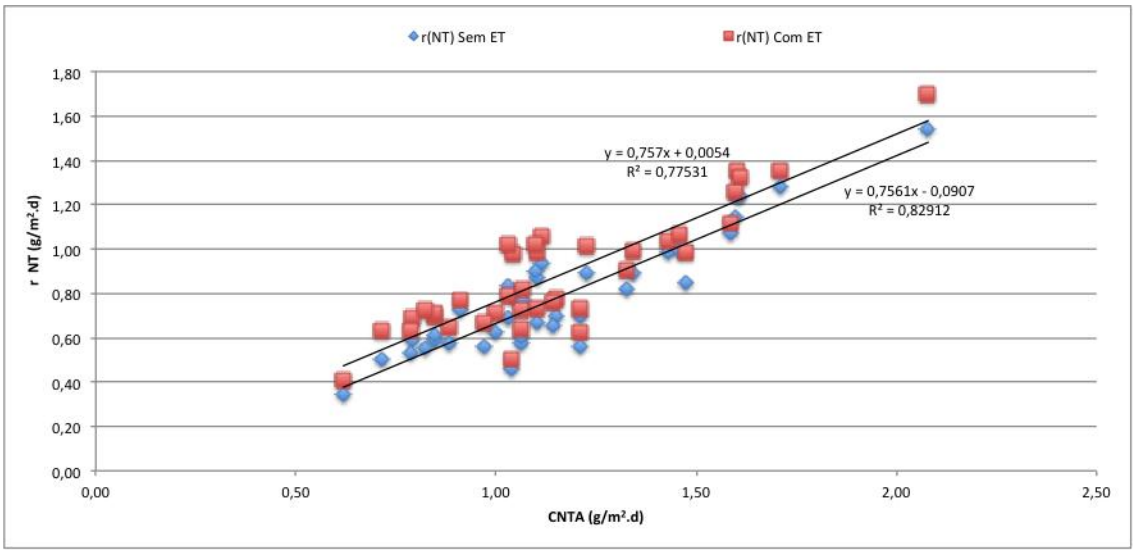

Figura 4. 21– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de NT

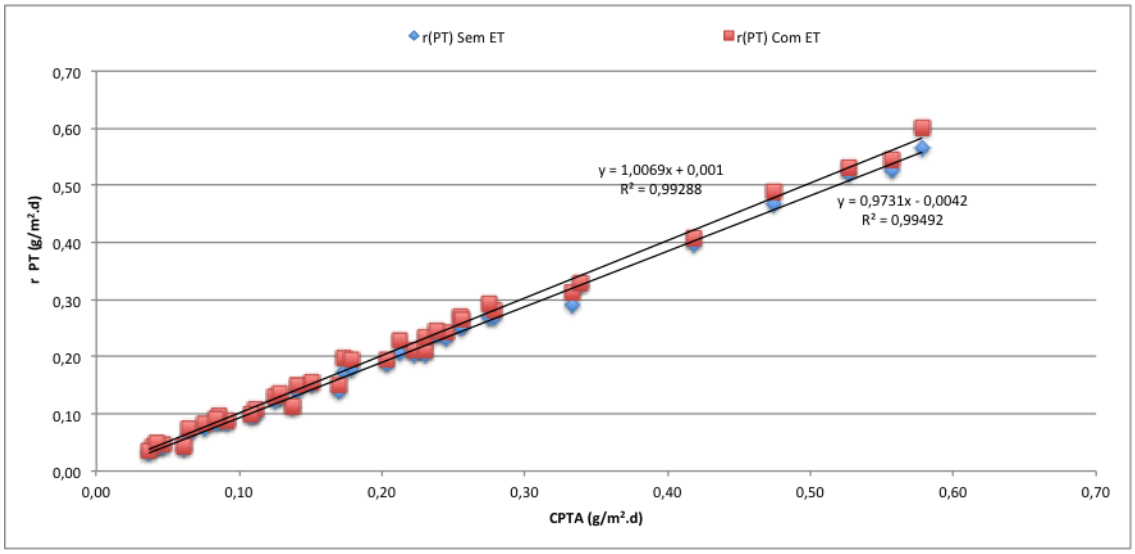

Figura 4. 22– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de PT

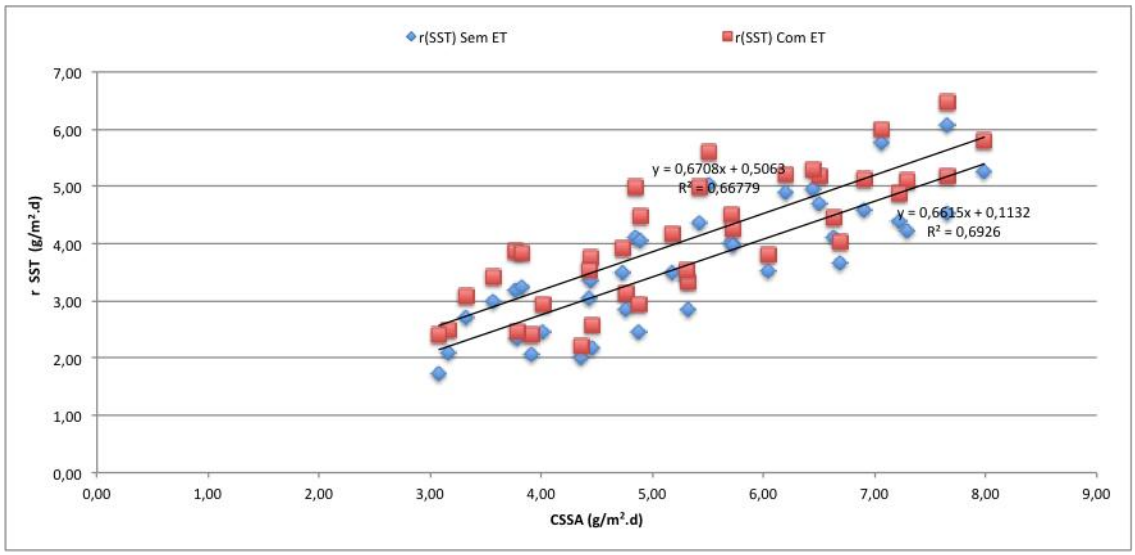

Figura 4. 23– Correlação entre a carga aplicada e a carga removida de SST

Capitulo 5

Conclusões e Perspetivas de Trabalho Futuro

5.1 - Conclusões

Os resultados da monitorização efetuada a uma dos LM da ETAR da Capinha, entre Janeiro de 2007 e Julho de 2008, revelaram que ocorreu infiltração de águas pluviais na rede de drenagem que levou à afluência de caudais médios superiores ao valor previsto para 2045, no período de tempo chuvoso. No período de tempo seco (entre Junho e Setembro de 2007 e entre Junho e Julho de 2008), o caudal afluente foi essencialmente de águas residuais domésticas, com um valor médio (31,8 m^3/d) dentro dos valores previstos no projeto da ETAR. O caudal de infiltração terá variado entre 1,6 m^3/d e 11,7 m^3/d.

A variação de caudal, por influência de caudal infiltrado de origem pluvial, levou a valores de CH acima do máximo admitido em projeto (4,8 cm/d), no tempo húmido, que provocaram TRH inferiores ao mínimo de projeto (12,5 d). A variação de caudal influenciou também a ET, que apresentou uma proporcionalidade com a redução de volume no leito.

Apesar das concentrações detetadas à saída do LM estarem de acordo com os limites de descarga da legislação nacional e europeia, a eficiência de remoção de CQO e SST foi inferior à registada na literatura internacional da especialidade, o que terá estado associado com a variação de carga afluente e não com o rendimento do leito. As eficiências de remoção para as formas de azoto e fósforo apresentaram valores elevados, acima dos encontrados na literatura para leitos de escoamento subsuperficial horizontal com operação similar.

As eficiências de remoção e as taxas de remoção calculadas com base na ET apresentaram valores mais elevados do que os calculados com os métodos tradicionais de cálculo. Assim, este método de cálculo seria mais adequado de implementar, uma vez que os valores calculados atualmente pelas entidades gestoras apresentam uma subvalorização do rendimento de LM, o que pode ser negativo, quer para o cumprimento da legislação em vigor, quer para a avaliação das empresas em termos de indicadores de desempenho.

Observou-se uma relação linear entre cargas aplicadas e as cargas removidas para todos os parâmetros, com coeficientes de correlação entre 0,6 e 0,94. Ou seja, a remoção e matéria orgânica, material sólida, formas de azoto e fósforo foi proporcional à carga aplicada, não tendo o leito atingido a sua capacidade máxima de remoção.

5.2. Perspectivas de trabalho futuro

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

Realização de uma campanha com medição de temperatura e radiação no leito, afim de poder ser calculada a ET através de outros métodos.

Definição de relações entre a precipitação, o escoamento e a infiltração na rede de drenagem afim de melhor perceber o seu efeito na variação de CH.

Avaliação da cinética de remoção de material orgânica, azoto amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo, com efeito da ET.

Modelação matemática da remoção de compostos com influência da ET utilizando modelos como o Aquasim ou o GPS-X.

Estudo do efeito da ET na remoção de microrganismos patogénicos.

Capitulo 6

Referências Bibliográficas

1) Albuquerque, A. (2008). Tratamento e Reutilização de Águas Residuais. UBI, Ref. LSA/PD01/08, Covilhã, Dezembro de 2008, 175 p.

2) Albuquerque, A. (2003). Contribuição para o Estudo da Remoção de Carbono Residual em Filtros Biológicos de Leito Imerso e Fluxo Descendente. Tese de Doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 441 pp.

3) Albuquerque A., Oliveira J., Semitela S. e Amaral L. (2009b). Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *BioresourceTechnology*, 100, 6269-6277

4) Albuquerque A., Arendacz A., Obarska–Pempkowiak H., Randerson P. e Kowalik P. (2009a). Removal of organic matter and nitrogen in a HSSF constructed wetland under transient loads. *Water Science and Technology*, V. 60, 7, 1677–1682.

5) Amado L., Albuquerque A., Espirito Santo A. (2012). Influence of stormwater infiltration on the treatment capacity of a LECA-based horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 39, 16-23.

6) Amorim H. (2007). Afluências indevidas aos sistemas de drenagem de águas residuais. Tese de Mestrado, DEC, FEUP, Porto, 117pp.

7) 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.

8) Armstrong W, Armstrong, J (2005). Stem photosynthesis not pressurized ventilation is responsible for light-enhanced oxygen supply to submerged roots of alder (*Alnusglutinosa*). *Ann. Bot*., 96, 591–612.

9) Armstrong, W., Armstrong, J. e Beckett, P. (1990).Measurement and modelling of oxygen release from roots of Phragmitesaustralis. In: Cooper, P., Findlater, B. (Eds.), Constructed Wetlands in Water Pollution Control. PergamonPress,Oxford, pp. 41–52.

10) Asano T., Burton F., Leverenz H., Tsuchihashi R., Tchobanoglous, G. (2007).Water Reuse: Issues, Technologies and Applications. McGraw-Hill, Nova York, EUA.

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) Avsara, Y., Tarabeahb, H., Kimchiec, S., and Ozturkd, I. 2007 Rehabilitation by constructed wetlands of available wastewater treatment plant in Sakhnin.*Ecol. Eng.*, 29, 27–32.

13) Bezbaruah A.N. & Zhang T.C. (2004) pH, redox, and oxygen microprofiles in rhizosphere of bulrush (Scirpusvalidus) in a constructed wetland treating municipal wastewater. Biotechnology and Bioengineering 88, 60–70.

14) 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.

15) Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *WaterResearch*, 41, 8, 1790-1798

16) Decreto-Lei 152/97 (1997). Tratamento de Águas Residuais Urbanas. Diário da Républica, Série I-B, Nº 139, 19 de Junho de 1997, 2959-2966.

17) Decreto-Lei 236/98 (1998). 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. Diário da Républica, Série I-B, Nº 176, 1 de Agosto de 1998, 3676-3722.

18) Decreto Regulamentar nº 23/95 (1995). Regulamento Geral de Sistemas Públicos e Prediais de Distribuição de Água e de Drenagem de Águas Residuais (RGSPPDADAR). Diário da Républica, Série I-B, Nº 194, 23 de Agosto de 1995, 5284-5319.

19) 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.

20) DWA-A 118E (2006).Hydraulic dimensioning and verification of drain and sewer systems.Norma DWA, Hennef, Alemanha, 35 pp.

21) El Hamouri, B., Nazih, J., Lahjouj, J., 2007. Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*, 215, 153-158.

22) El Refaie G. e Rash A. (2004). Microcosm constructed wetland for improving mixed irrigation water of El Salam Canal, Egypt. In INTECOL 7th International Wetlands, Utrecht 2004, Holanda.

23) EPA (1999).Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Ref. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, EUA, 166 pp.

24) ERSAR (2012). Caraterização Geral do Sector. Vol. 1, RASARP 2012, ERSAR, Lisboa

25) Galvão A. e Matos J. (2006). Leitos 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.

26) 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.

27) 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

28) 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.

29) Kadlec, R. (2010). Nitrate dynamics in event driven wetlands. *Ecological Engineering*, 36, 503-516

30) Kadlec R. e Wallace S. (2008).Treatment wetlands. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, EUA, 1016 pp.

31) Korkusuz E. (2005). Manual of practice on constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in Mediterranean countries. Technicalreport AVKR 5, MED-REUNET, Creta, Grécia, 300 pp.

32) Lencastre A. e Franco F. (1984). Lições de Hidrologia. Universidade Nova de Lisboa. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Lisboa.

33) MAOT (2001). Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA). LNEC/ISA, Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, Instituto da Água, Lisboa.

34) Masi, F., Martinuzzib, N. (2007). Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, 215, 44–55.

35) Marecos do Monte H. e Albuquerque A. (2010a). Analysis of constructed wetland performance for irrigation reuse.*WaterScienceandTechnology*, 61, 7, 1699-1705.

36) Mitsch, W. J. e Gosselink, J. (2007).Wetlands. 4ª Edição, John Wiley and Sons Inc., New York, EUA.

37) Moreas S. (2009). Evapotranspiração e suaMedidapor Lisímetro de Pesagem.Textos de apoio, Universidade de S. Paulo, S. Paulo, Brasil.

38) 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

39) Nielsen, S. (1993). Biological sludge drying in constructed wetlands. In: Moshiri, G. A. (ed.). Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis publishers, Boca Raton, EUA, 549-558

40) NP 4434:2005. (2005). Reutilização de Águas Residuais Urbanas Tratadas na Rega. Norma Portuguesa, IPQ, Monte Caparica.

41) Osorio, A. (2006). Influence of the characteristics of organic matter on the efficiency of HSSF constructed wetlands. *PhD Thesis*, Univ. PolitecnicaCataluna, Barcelona, Espanha.

42) Paredes, D., Kuschk, P., Mbwette, T., Stange, F., Müller, R., Köser, H., 2007. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. Eng. Life Sci. 7 (1), 13–25

43) Pucci B., Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L. e Masi F. (2000). Design and performance of a horizontal flow constructed wetland for treatment of dairy and agricultural wastewater in the "Chianti" countryside". In Conference Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Orlando (USA), 1433-1436, 2000.

44) 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 *WastewaterTreatmentinWetlands*, 10 a 17 de Setembro, Starbienino, Polónia, 159-165.

45) Relvão, A. (1999). Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitos de macrófitas emergentes. Comissão Coordenação Desenvolvimento Regional do Centro, Coimbra.

46) Sakadevan K. e Bavor H. (1999). Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. *Water Science & Technology*, 40, 121–128.

47) Santos, N. (2011). Estudo da Influência de Caudais Pluviais na Capacidade de Tratamento do Leito de Macrófitas da ETAR de Vila Fernando. Dissertação de Mestrado, UBI, Covilhã.

48) Schmidt, I., Sliekers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J., 2003.New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal. FEMS Microbiol. 27, 481–49

49) 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.

50) Sun, G., Gray, K., Biddlestone, A., Allen, S., Cooper, D. (2003). Effect of effluent recirculation on the performance of a reed bed system treating agricultural wastewater.*Proc. Bioch.*, 39, 3, 351-357.

51) Tchobanoglous G., Burton F. &Stensel H.D., (2003). Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse, Metcalf & Eddy, McGraw Hill, Nova York, EUA.

52) Vilpas R., Valve M. e Raty, S. (2005). Report from the pilot plants in Finland. Technicalreport, Syke, MAXIT-Norden, Filandia, 48 pp.

53) Vymazal J. (2003). Types of constructed wetlands. In *International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wasterwater Treatment in Constructed Wetlands*, Dias V. (Edt.), 8 e 10 de Maio INAG, Lisboa, 35-79.

54) Vymazal J., Kropfelova l. (2008). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow.Series of Env.Pollution 14, Springer, Alemanha, 566 p.

55) Wallace S.D. and Knight R.L., (2006); Small-scale constructed wetland wastewater treatment systems: Feasibility, design, and O&M requirements. Relatório final, Project0 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation, Alexandria, Virginia, EUA.

56) Wieuner, A., Stottmeister, K., Struckmann, N., Jank, M. (1999). Treating a lignite pyrolysis wastewater in a constructed wetland subsurface flow wetland. *Water Research*, 33 (5), 1296-1302.

ANEXOS

ANEXO I

Resultados da campanha de amostragem (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

I.1. Resultado dos parâmetros da campanha de amostragem

No Quadro I.1. apresentam-se os resultados verificados para o Caudal, CQO e N-NH4 no período de monitorização.

Quadro I.1.– Resultados para o Caudal, CQO e N-NH_4

Data	Q (afluente) (m^3/d)	Q (efluente) (m^3/d)	CQO (afluente) (mg/L)	CQO (efluente) (mg/L)	N-NH4 (afluente) (mg/L)	N-NH4 (efluente) (mg/L)
12/01/07	44,3	41,15	415	112	27,2	9,4
29/01/07	50,6	45,2	312	91	25,8	14,6
13/02/07	41,1	39,1	288	81	22,3	11,3
28/02/07	38,7	35,65	345	96	15,4	10,3
14/03/07	56,2	49,75	307	124	25,4	10,2
30/03/07	39,3	35,1	465	111	33,4	13,2
13/04/07	33,4	28,2	377	97	26,2	12,3
30/04/07	37,7	33,4	302	93	18,7	8,8
12/05/07	46,1	39,15	395	108	21,2	6,1
29/05/07	32,8	29,35	503	154	27,5	8,2
14/06/07	30,6	26,65	495	114	28,6	6,5
30/06/07	28,4	23,4	475	161	33,5	4,8
15/07/07	31,7	23,3	402	85	21,3	5,2
30/07/07	34,4	25,4	602	115	36,7	6,6
13/08/07	29,2	23,8	387	93	15,6	3,7
30/08/07	28,4	21,7	352	86	19,8	5,2
14/09/07	31,6	26,2	408	102	23,4	6,1
30/09/07	33,9	29,2	356	88	19,8	11,2
12/10/07	37,3	31,7	324	77	20,4	10,2
30/10/07	44,2	40,65	435	133	25,6	7,7
14/11/07	48,8	44,35	372	142	15,5	7,4
29/11/07	41,1	38,8	389	114	18,8	7,1
12/12/07	51,2	44,9	332	107	24,3	12,1
29/12/07	46,6	43,75	302	91	26,7	10,1
14/01/08	43,8	40,65	281	90	16,4	8,8
30/01/08	48,4	43,9	324	88	12,4	7,7
12/02/08	50,6	45,1	466	102	16,5	8,1
28/02/08	44,1	42,25	543	128	26,8	13,1
12/03/08	37,25	35,6	322	105	21,0	11,5
30/03/08	38,8	33,65	372	111	18,7	9,3
14/04/08	40,1	35,15	305	101	16,6	7,6
29/04/08	36,2	33,3	366	91	19,8	7,1
14/05/08	48,2	44,2	407	102	21,5	5,5
30/05/08	40,6	37,6	342	93	17,3	6,8
14/06/08	36,6	30,2	297	85	15,6	7,5
29/06/08	33,7	27,8	313	80	19,6	8,1
13/07/08	30,6	25,6	341	77	22,6	7,1
30/07/08	32,6	23,85	405	81	24,4	6,1
Media	39,4	34,7	379,6	102,9	22,2	8,5
Max	56,2	49,8	602,0	161,0	36,7	14,6
Min	28,4	21,7	281,0	77,0	12,4	3,7
SD	7,3	7,9	75,4	20,3	5,5	2,6
n	38,0	38,0	38,0	38,0	38,0	38,0
IC	2,32	2,50	23,97	6,47	1,75	0,83

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

No Quadro I.2. apresentam-se os resultados verificados para o N-NO2, N-NO3 e NT no período de monitorização.

Quadro I.2.– Resultados para o N-NO_2, N-NO_3 e NT

Data	N-NO2 (afluente) (mg/L)	N-NO2 (efluente) (mg/L)	N-NO3 (afluente) (mg/L)	N-NO3 (efluente) (mg/L)	NT (afluente) (mg/L)	NT (efluente) (mg/L)
12/01/07	0,4	0,0	1,5	0,0	26,5	14,3
29/01/07	0,7	0,0	3,3	0,0	31,2	8,8
13/02/07	0,2	0,0	2,1	0,5	33,4	10,3
28/02/07	1,0	0,0	5,6	0,0	26,7	12,2
14/03/07	0,4	0,0	2,2	0,0	36,7	9,5
30/03/07	0,4	0,0	2,1	0,8	40,3	9,1
13/04/07	0,8	0,0	1,6	0,0	33,5	7,0
30/04/07	0,2	0,0	3,4	0,6	26,3	9,8
12/05/07	0,4	0,0	1,2	0,0	23,3	10,1
29/05/07	0,3	0,0	0,6	0,3	26,5	9,1
14/06/07	0,7	0,0	2,3	0,6	20,2	8,9
30/06/07	1,1	0,0	4,1	0,0	28,6	7,2
15/07/07	0,7	0,0	3,2	0,0	35,4	8,8
30/07/07	0,5	0,0	2,1	0,0	32,2	6,1
13/08/07	0,0	0,0	1,2	0,0	29,8	9,1
30/08/07	0,1	0,0	0,5	0,0	26,6	7,7
14/09/07	0,0	0,0	0,2	0,0	25,4	8,1
30/09/07	0,6	0,0	1,4	0,0	28,8	12,1
12/10/07	0,2	0,0	1,1	0,6	33,3	9,1
30/10/07	1,1	0,0	4,4	0,8	35,5	8,2
14/11/07	0,3	0,0	6,4	1,2	26,6	10,1
29/11/07	0,1	0,0	3,4	0,6	24,3	13,5
12/12/07	0,5	0,0	1,1	0,0	28,7	12,1
29/12/07	1,0	0,0	2,3	1,1	35,4	8,8
14/01/08	0,2	0,0	1,0	0,0	32,3	10,3
30/01/08	0,1	0,0	0,8	0,0	23,3	9,1
12/02/08	0,6	0,0	1,3	0,0	26,2	8,8
28/02/08	1,1	0,0	3,3	0,4	34,3	11,1
12/03/08	1,0	0,0	4,0	0,0	31,1	13,2
30/03/08	0,5	0,0	2,2	0,2	26,6	8,7
14/04/08	0,3	0,0	2,5	0,0	28,4	12,2
29/04/08	0,6	0,0	1,7	0,0	24,5	5,0
14/05/08	0,7	0,0	1,4	0,5	22,3	8,8
30/05/08	0,4	0,0	2,5	0,0	25,5	7,1
14/06/08	0,5	0,0	1,1	0,0	31,2	5,1
29/06/08	0,4	0,0	0,8	0,7	33,4	6,1
13/07/08	0,7	0,0	1,5	0,0	28,2	7,8
30/07/08	0,4	0,0	1,1	0,0	27,2	8,8
Media	0,5	0,0	2,2	0,2	29,2	9,3
Max	1,1	0,0	6,4	1,2	40,3	14,3
Min	0,0	0,0	0,2	0,0	20,2	5,0
SD	0,3	0,0	1,4	0,4	4,5	2,2
n	38,0	38,0	38,0	38,0	38,0	38,0
IC	0,10	0,00	0,45	0,11	1,44	0,70

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

No Quadro I.3. apresentam-se os resultados verificados para o PT, SST e OD no período de monitorização.

Quadro I.3.– Resultados para o PT, SST e OD.

Data	PT (afluente) (mg/L)	PT (efluente) (mg/L)	SST (afluente) (mg/L)	SST (efluente) (mg/L)	OD (afluente) (mg/L)	OD (efluente) (mg/L)
12/01/07	12,2	0,7	145,0	55,0	0,2	0,8
29/01/07	6,5	0,8	127,0	35,0	0,1	0,5
13/02/07	3,2	0,6	165,0	30,0	0,6	0,2
28/02/07	5,6	0,5	162,0	37,0	0,2	0,5
14/03/07	10,2	0,2	135,0	55,0	0,1	0,8
30/03/07	2,3	0,2	112,0	57,0	0,1	0,5
13/04/07	3,4	0,4	122,0	47,0	0,2	0,5
30/04/07	1,6	0,6	140,0	65,0	0,7	0,7
12/05/07	5,6	0,1	160,0	67,0	0,1	0,2
29/05/07	7,7	0,1	117,5	55,0	0,1	0,3
14/06/07	4,6	0,0	145,0	35,0	0,5	0,3
30/06/07	7,7	0,2	120,0	22,0	0,2	0,4
15/07/07	2,2	0,0	165,0	25,0	0,1	0,4
30/07/07	5,4	0,0	118,0	18,0	0,1	0,2
13/08/07	6,3	0,0	126,0	20,0	0,2	0,6
30/08/07	3,2	0,0	143,0	22,0	0,3	0,4
14/09/07	1,3	0,0	178,0	15,0	0,2	0,8
30/09/07	1,1	0,1	145,0	25,0	0,2	0,3
12/10/07	3,4	0,1	120,0	37,0	0,1	0,5
30/10/07	5,4	0,3	105,0	42,0	0,1	0,8
14/11/07	5,6	0,2	145,0	57,0	0,1	0,7
29/11/07	9,8	0,5	102,0	55,0	0,3	0,6
12/12/07	3,3	0,6	95,0	47,0	0,2	0,5
29/12/07	4,2	0,3	125,0	52,0	0,1	0,5
14/01/08	5,1	0,6	148,0	67,0	0,3	0,3
30/01/08	2,2	0,3	162,0	55,0	0,4	0,4
12/02/08	4,5	0,2	135,0	45,0	0,1	0,7
28/02/08	11,4	0,1	115,0	42,0	0,1	0,4
12/03/08	8,7	0,4	97,0	37,0	0,2	0,5
30/03/08	1,2	0,1	122,0	32,0	0,1	0,6
14/04/08	3,2	0,0	142,0	42,0	0,1	0,4
29/04/08	6,4	0,0	167,0	35,0	0,2	0,5
14/05/08	9,6	0,1	155,0	32,0	0,5	0,5
30/05/08	3,6	0,0	137,0	42,0	0,2	0,7
14/06/08	7,7	0,2	145,0	47,0	0,1	0,6
29/06/08	2,3	0,0	165,0	32,0	0,1	0,3
13/07/08	2,8	0,0	105,0	35,0	0,2	0,6
30/07/08	1,4	0,0	102,0	45,0	0,2	0,7
Media	5,1	0,2	134,6	41,1	0,2	0,5
Max	12,2	0,8	178,0	67,0	0,7	0,8
Min	1,1	0,0	95,0	15,0	0,1	0,2
SD	3,0	0,2	22,3	13,9	0,1	0,2
n	38,0	38,0	38,0	38,0	38,0	38,0
IC	0,95	0,08	7,10	4,41	0,05	0,06

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

No Quadro I.4. apresentam-se os resultados verificados para o PH, Temperatura e Precipitação no período de monitorização.

Quadro I.4.– Resultados para o PH, Temperatura e Precipitação.

Data	PH (afluente)	PH (efluente)	Temperatura (afluente) °C	Temperatura (efluente) °C	Precipitação (mm/d)
12/01/07	6,9	6,6	12,6	14,3	0,1
29/01/07	7,1	6,8	12,9	15,2	9,3
13/02/07	7,2	6,7	13,6	15,8	0,5
28/02/07	7,2	7,0	14,2	15,8	0,0
14/03/07	6,8	7,0	15,6	16,4	0,0
30/03/07	6,7	6,6	16,0	17,4	0,0
13/04/07	7,0	6,7	16,7	18,0	2,8
30/04/07	7,2	6,8	17,4	18,5	0,1
12/05/07	7,1	6,5	18,6	19,3	0,0
29/05/07	7,1	6,6	19,5	21,0	0,1
14/06/07	7,3	6,6	20,4	21,2	0,0
30/06/07	6,8	6,7	21,2	21,6	0,0
15/07/07	6,7	6,5	21,8	22,4	0,0
30/07/07	6,8	6,6	22,1	22,8	0,0
13/08/07	7,2	6,8	22,0	22,7	0,0
30/08/07	6,8	6,5	21,6	22,4	0,0
14/09/07	7,1	6,6	21,4	22,6	0,0
30/09/07	6,7	6,7	20,8	22,0	0,0
12/10/07	6,9	6,8	18,5	21,5	0,0
30/10/07	7,0	6,8	18,1	20,4	0,0
14/11/07	7,1	6,6	16,4	18,4	0,0
29/11/07	7,2	6,6	15,2	17,3	0,0
12/12/07	6,8	6,7	14,0	16,1	0,0
29/12/07	6,9	6,8	12,6	15,3	0,2
14/01/08	7,2	6,7	12,8	15,0	7,9
30/01/08	7,1	6,7	12,1	14,8	0,0
12/02/08	7,1	6,9	12,7	15,2	0,0
28/02/08	7,0	6,8	13,5	16,1	3,0
12/03/08	6,8	6,8	13,8	16,4	0,2
30/03/08	6,9	6,6	14,0	16,0	0,4
14/04/08	7,0	6,7	15,2	16,8	0,0
29/04/08	7,2	6,9	16,8	17,2	0,0
14/05/08	7,0	6,7	18,2	19,3	3,2
30/05/08	7,1	6,6	18,8	20,1	0,0
14/06/08	6,8	6,6	20,7	22,2	0,0
29/06/08	6,7	6,8	21,5	22,8	0,0
13/07/08	6,8	6,6	22,3	23,2	0,0
30/07/08	7,0	6,8	22,8	23,7	0,0
Media	7,0	6,7	17,3	18,9	0,7
Max	7,3	7,0	22,8	23,7	9,3
Min	6,7	6,5	12,1	14,3	0,0
SD	0,2	0,1	3,5	3,0	2,1
n	38,0	38,0	38,0	38,0	38,0
IC	0,06	0,04	1,11	0,96	0,65

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

ANEXO II

Cargas aplicadas, removidas e eficiências de remoção. (Janeiro de 2007 a Julho de 2008)

II.1. Cargas aplicadas dos diferentes parâmetros.

No Quadro II.1. apresentam-se as cargas aplicadas no período de monitorização para os diferentes parâmetros.

Quadro II.1. – Cargas aplicadas para CQO, N-NH4, N-NO2, N-NO3, NT, PT E SST.

Data	CQO (afluente) (g/m2.d)	N-NH4 (afluente) (g/m2.d)	N-NO2 (afluente) (g/m2.d)	N-NO3 (afluente) (g/m2.d)	NT (afluente) (g/m2.d)	PT (afluente) (g/m2.d)	SST (afluente) (g/m2.d)
12/01/07	18,96	1,24	0,02	0,07	1,21	0,56	6,63
29/01/07	15,98	1,32	0,04	0,17	1,60	0,33	6,51
13/02/07	12,34	0,96	0,01	0,09	1,43	0,14	7,07
28/02/07	13,72	0,61	0,04	0,22	1,06	0,22	6,44
14/03/07	17,39	1,44	0,02	0,12	2,08	0,58	7,65
30/03/07	18,50	1,33	0,02	0,08	1,60	0,09	4,46
13/04/07	12,41	0,86	0,03	0,05	1,10	0,11	4,02
30/04/07	11,47	0,71	0,01	0,13	1,00	0,06	5,32
12/05/07	18,01	0,97	0,02	0,05	1,06	0,26	7,29
29/05/07	16,72	0,91	0,01	0,02	0,88	0,26	3,90
14/06/07	15,15	0,88	0,02	0,07	0,62	0,14	4,44
30/06/07	13,13	0,93	0,03	0,11	0,79	0,21	3,32
15/07/07	11,82	0,63	0,02	0,09	1,04	0,06	4,85
30/07/07	19,25	1,17	0,02	0,07	1,03	0,17	3,77
13/08/07	10,97	0,44	0,00	0,03	0,84	0,18	3,57
30/08/07	9,43	0,53	0,00	0,01	0,71	0,09	3,83
14/09/07	12,61	0,72	0,00	0,01	0,79	0,04	5,50
30/09/07	12,01	0,67	0,02	0,05	0,97	0,04	4,89
12/10/07	11,95	0,75	0,01	0,04	1,23	0,13	4,42
30/10/07	19,74	1,16	0,05	0,20	1,61	0,25	4,76
14/11/07	18,53	0,77	0,01	0,32	1,32	0,28	7,22
29/11/07	16,61	0,80	0,00	0,15	1,04	0,42	4,36
12/12/07	17,05	1,25	0,03	0,06	1,47	0,17	4,88
29/12/07	14,59	1,29	0,05	0,11	1,71	0,20	6,04
14/01/08	12,69	0,74	0,01	0,05	1,46	0,23	6,68
30/01/08	15,97	0,61	0,00	0,04	1,15	0,11	7,99
12/02/08	23,83	0,84	0,03	0,07	1,34	0,23	6,90
28/02/08	25,07	1,24	0,05	0,15	1,58	0,53	5,31
12/03/08	12,54	0,82	0,04	0,16	1,21	0,34	3,78
30/03/08	14,41	0,72	0,02	0,09	1,03	0,05	4,73
14/04/08	12,27	0,67	0,01	0,10	1,14	0,13	5,71
29/04/08	13,59	0,74	0,02	0,06	0,91	0,24	6,20
14/05/08	20,09	1,06	0,03	0,07	1,10	0,47	7,65
30/05/08	14,30	0,72	0,02	0,10	1,07	0,15	5,73
14/06/08	10,61	0,56	0,02	0,04	1,11	0,28	5,18
29/06/08	10,29	0,64	0,01	0,03	1,10	0,08	5,43
13/07/08	10,25	0,68	0,02	0,05	0,85	0,08	3,16
30/07/08	12,22	0,74	0,01	0,03	0,82	0,04	3,08
Media	14,91	0,87	0,02	0,09	1,16	0,21	5,33
Max	25,07	1,44	0,05	0,32	2,08	0,58	7,99
Min	9,43	0,44	0,00	0,01	0,62	0,04	3,08
SD	3,74	0,26	0,01	0,06	0,31	0,15	1,38
n	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00
IC	1,19	0,08	0,00	0,02	0,10	0,05	0,44

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

II.2. Eficiências de remoção sem influência da ET.

No Quadro II.2. apresentam-se as Eficiências de remoção sem influência da ET no período de monitorização para os diferentes parâmetros.

Quadro II.2.-Eficiências de remoção sem influência da ET para CQO, N-NH_4, N-NO_2, N-NO_3, NT, PT E SST.

Data	ER(CQO) (%)	ER(N-NH4) (%)	ER(N-NO2 (%))	ER(N-NO3) (%)	ER(NT) (%)	ER(PT) (%)	ER(SST) (%)
12/01/07	73,01	65,44	100,00	100,00	46,04	94,26	62,07
29/01/07	70,83	43,41	100,00	100,00	71,79	87,69	72,44
13/02/07	71,88	49,33	100,00	76,19	69,16	81,25	81,82
28/02/07	72,17	33,12	100,00	100,00	54,31	91,07	77,16
14/03/07	59,61	59,84	100,00	100,00	74,11	98,04	59,26
30/03/07	76,13	60,48	100,00	61,90	77,42	91,30	49,11
13/04/07	74,27	53,05	100,00	100,00	79,10	88,24	61,48
30/04/07	69,21	52,94	100,00	82,35	62,74	62,50	53,57
12/05/07	72,66	71,23	100,00	100,00	56,65	98,21	58,13
29/05/07	69,38	70,18	100,00	50,00	65,66	98,70	53,19
14/06/07	76,97	77,27	100,00	73,91	55,94	100,00	75,86
30/06/07	66,11	85,67	100,00	100,00	74,83	97,40	81,67
15/07/07	78,86	75,59	100,00	100,00	75,14	100,00	84,85
30/07/07	80,90	82,02	100,00	100,00	81,06	100,00	84,75
13/08/07	75,97	76,28		100,00	69,46	100,00	84,13
30/08/07	75,57	73,74	100,00	100,00	71,05	100,00	84,62
14/09/07	75,00	73,93		100,00	68,11	100,00	91,57
30/09/07	75,28	43,43	100,00	100,00	57,99	90,91	82,76
12/10/07	76,23	50,00	100,00	45,45	72,67	97,06	69,17
30/10/07	69,43	69,92	100,00	81,82	76,90	94,44	60,00
14/11/07	61,83	52,26	100,00	81,25	62,03	96,43	60,69
29/11/07	70,69	62,23	100,00	82,35	44,44	94,90	46,08
12/12/07	67,77	50,21	100,00	100,00	57,84	81,82	50,53
29/12/07	69,87	62,17	100,00	52,17	75,14	92,86	58,40
14/01/08	67,97	46,34	100,00	100,00	68,11	88,24	54,73
30/01/08	72,84	37,90	100,00	100,00	60,94	86,36	66,05
12/02/08	78,11	50,91	100,00	100,00	66,41	95,56	66,67
28/02/08	76,43	51,12	100,00	87,88	67,64	99,12	63,48
12/03/08	67,39	45,24	100,00	100,00	57,56	95,40	61,86
30/03/08	70,16	50,27	100,00	90,91	67,29	91,67	73,77
14/04/08	66,89	54,22	100,00	100,00	57,04	100,00	70,42
29/04/08	75,14	64,14	100,00	100,00	79,59	100,00	79,04
14/05/08	74,94	74,42	100,00	64,29	60,54	98,96	79,35
30/05/08	72,81	60,69	100,00	100,00	72,16	100,00	69,34
14/06/08	71,38	51,92	100,00	100,00	83,65	97,40	67,59
29/06/08	74,44	58,67	100,00	12,50	81,74	100,00	80,61
13/07/08	77,42	68,58	100,00	100,00	72,34	100,00	66,67
30/07/08	80,00	75,00	100,00	100,00	67,65	100,00	55,88
Media	72,51	60,08	100,00	87,97	67,43	94,47	68,39
Max	80,90	85,67	100,00	100,00	83,65	100,00	91,57
Min	59,61	33,12	100,00	12,50	44,44	62,50	46,08
SD	4,69	12,96	0,00	20,42	9,58	7,49	11,95
n	38,00	38,00	36,00	38,00	38,00	38,00	38,00
IC	1,49	4,12	0,00	6,49	3,05	2,38	3,80

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

II.3. Eficiências de remoção com influência da ET.

No Quadro II.3. apresentam-se as Eficiências de remoção com influência da ET no período de monitorização para os diferentes parâmetros.

Quadro II.3.– Eficiências de remoção com influência da ET para CQO, N-NH_4, N-NO_2, N-NO_3, NT, PT E SST.

Data	ER(CQO) (%)	ER(N-NH4) (%)	ER(N-NO2 (%))	ER(N-NO3) (%)	ER(NT) (%)	ER(PT) (%)	ER(SST) (%)
12/01/07	74,93	67,90	100,00	100,00	49,87	94,67	64,77
29/01/07	73,95	49,45	100,00	100,00	74,80	89,01	75,38
13/02/07	73,25	51,80	100,00	77,35	70,66	82,16	82,70
28/02/07	74,37	38,39	100,00	100,00	57,91	91,78	78,96
14/03/07	64,24	64,45	100,00	100,00	77,09	98,26	63,94
30/03/07	78,68	64,70	100,00	65,98	79,83	92,23	54,55
13/04/07	78,24	60,30	100,00	100,00	82,33	90,05	67,42
30/04/07	72,72	58,32	100,00	84,37	66,99	66,78	58,87
12/05/07	76,78	75,56	100,00	100,00	63,19	98,48	64,44
29/05/07	72,60	73,32	100,00	55,26	69,27	98,84	58,11
14/06/07	79,94	80,21	100,00	77,28	61,63	100,00	78,98
30/06/07	72,08	88,20	100,00	100,00	79,27	97,86	84,90
15/07/07	84,46	82,06	100,00	100,00	81,73	100,00	88,86
30/07/07	85,89	86,72	100,00	100,00	86,01	100,00	88,74
13/08/07	80,41	80,67		100,00	75,11	100,00	87,06
30/08/07	81,33	79,93	100,00	100,00	77,88	100,00	88,24
14/09/07	79,27	78,39		100,00	73,56	100,00	93,01
30/09/07	78,71	51,28	100,00	100,00	63,81	92,17	85,15
12/10/07	79,78	57,45	100,00	53,58	76,74	97,50	73,76
30/10/07	71,88	72,34	100,00	83,28	78,76	94,89	63,21
14/11/07	65,31	56,61	100,00	82,96	65,49	96,75	64,27
29/11/07	72,30	64,30	100,00	83,32	47,49	95,18	49,03
12/12/07	71,71	56,29	100,00	100,00	62,99	84,04	56,57
29/12/07	71,71	64,49	100,00	55,10	76,66	93,29	60,94
14/01/08	70,27	50,20	100,00	100,00	70,40	89,08	57,99
30/01/08	75,37	43,68	100,00	100,00	64,58	87,63	69,21
12/02/08	80,47	56,20	100,00	100,00	70,03	96,03	70,26
28/02/08	77,42	53,17	100,00	88,39	69,00	99,16	65,01
12/03/08	68,84	47,66	100,00	100,00	59,44	95,61	63,55
30/03/08	74,12	56,87	100,00	92,12	71,63	92,77	77,25
14/04/08	70,97	59,87	100,00	100,00	62,35	100,00	74,07
29/04/08	77,10	66,97	100,00	100,00	81,20	100,00	80,69
14/05/08	77,02	76,54	100,00	67,25	63,82	99,04	81,07
30/05/08	74,82	63,60	100,00	100,00	74,21	100,00	71,61
14/06/08	76,38	60,33	100,00	100,00	86,51	97,86	73,25
29/06/08	78,92	65,91	100,00	27,82	84,93	100,00	84,00
13/07/08	81,11	73,72	100,00	100,00	76,86	100,00	72,11
30/07/08	85,37	81,71	100,00	100,00	76,33	100,00	67,72
Media	75,86	64,72	100,00	89,32	71,33	95,03	72,10
Max	85,89	88,20	100,00	100,00	86,51	100,00	93,01
Min	64,24	38,39	100,00	27,82	47,49	66,78	49,03
SD	4,96	12,53	0,00	17,70	9,39	6,70	11,19
n	38,00	38,00	36,00	38,00	38,00	38,00	38,00
IC	1,58	3,98		5,63	2,99	2,13	3,56

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

II.4. Cargas removidas sem influência da ET.

No Quadro II.4. apresentam-se as Cargas Removidas sem influência da ET no período de monitorização para os diferentes parâmetros.

Quadro II.4.– Cargas removidas sem influência da ET para CQO, N-NH_4, N-NO_2, N-NO_3, NT, PT E SST.

Data	r(CQO) (g/m2.d)	r(N-NH4) (g/m2.d)	r(N-NO2) (g/m2.d)	r(N-NO3) (g/m2.d)	r(NT) (g/m2.d)	r(PT) (g/m2.d)	r(SST) (g/m2.d)
12/01/07	13,84	0,81	0,02	0,07	0,56	0,53	4,11
29/01/07	11,32	0,57	0,04	0,17	1,15	0,29	4,71
13/02/07	8,87	0,47	0,01	0,07	0,99	0,11	5,78
28/02/07	9,90	0,20	0,04	0,22	0,58	0,20	4,97
14/03/07	10,37	0,86	0,02	0,12	1,54	0,57	4,53
30/03/07	14,08	0,80	0,02	0,05	1,24	0,08	2,19
13/04/07	9,22	0,46	0,03	0,05	0,87	0,10	2,47
30/04/07	7,93	0,38	0,01	0,11	0,63	0,04	2,85
12/05/07	13,08	0,69	0,02	0,05	0,60	0,25	4,24
29/05/07	11,60	0,64	0,01	0,01	0,58	0,25	2,08
14/06/07	11,66	0,68	0,02	0,05	0,35	0,14	3,37
30/06/07	8,68	0,79	0,03	0,11	0,59	0,21	2,71
15/07/07	9,32	0,47	0,02	0,09	0,78	0,06	4,12
30/07/07	15,57	0,96	0,02	0,07	0,83	0,17	3,20
13/08/07	8,33	0,34	0,00	0,03	0,59	0,18	3,00
30/08/07	7,13	0,39	0,00	0,01	0,51	0,09	3,24
14/09/07	9,46	0,53	0,00	0,01	0,53	0,04	5,04
30/09/07	9,04	0,29	0,02	0,05	0,56	0,03	4,05
12/10/07	9,11	0,38	0,01	0,02	0,89	0,12	3,06
30/10/07	13,70	0,81	0,05	0,16	1,24	0,23	2,86
14/11/07	11,46	0,40	0,01	0,26	0,82	0,27	4,38
29/11/07	11,74	0,50	0,00	0,12	0,46	0,40	2,01
12/12/07	11,56	0,63	0,03	0,06	0,85	0,14	2,47
29/12/07	10,19	0,80	0,05	0,06	1,29	0,19	3,53
14/01/08	8,62	0,34	0,01	0,05	0,99	0,20	3,66
30/01/08	11,63	0,23	0,00	0,04	0,70	0,09	5,28
12/02/08	18,62	0,43	0,03	0,07	0,89	0,22	4,60
28/02/08	19,16	0,63	0,05	0,13	1,07	0,52	3,37
12/03/08	8,45	0,37	0,04	0,16	0,70	0,32	2,34
30/03/08	10,11	0,36	0,02	0,08	0,69	0,04	3,49
14/04/08	8,21	0,36	0,01	0,10	0,65	0,13	4,02
29/04/08	10,21	0,47	0,02	0,06	0,72	0,24	4,90
14/05/08	15,05	0,79	0,03	0,04	0,67	0,47	6,07
30/05/08	10,41	0,44	0,02	0,10	0,77	0,15	3,97
14/06/08	7,57	0,29	0,02	0,04	0,93	0,27	3,50
29/06/08	7,66	0,38	0,01	0,00	0,90	0,08	4,37
13/07/08	7,93	0,47	0,02	0,05	0,61	0,08	2,10
30/07/08	9,78	0,55	0,01	0,03	0,56	0,04	1,72
Media	10,81	0,53	0,02	0,08	0,79	0,20	3,64
Max	19,16	0,96	0,05	0,26	1,54	0,57	6,07
Min	7,13	0,20	0,00	0,00	0,35	0,03	1,72
SD	2,88	0,20	0,01	0,06	0,26	0,14	1,10
n	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00
IC	0,92	0,06	0,00	0,02	0,08	0,05	0,35

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.

II.5. Cargas removidas com influência da ET.

No Quadro II.5. apresentam-se as Cargas Removidas com influência da ET no período de monitorização para os diferentes parâmetros.

Quadro II.5.– Cargas removidas com influência da ET para CQO, N-NH_4, N-NO_2, N-NO_3, NT, PT E SST.

Data	r(CQO) (g/m2.d)	r(N-NH4) (g/m2.d)	r(N-NO2) (g/m2.d)	r(N-NO3) (g/m2.d)	r(NT) (g/m2.d)	r(PT) (g/m2.d)	r(SST) (g/m2.d)
12/01/07	14,73	0,87	0,02	0,07	0,63	0,55	4,45
29/01/07	12,48	0,69	0,04	0,18	1,26	0,31	5,18
13/02/07	9,26	0,51	0,01	0,07	1,04	0,12	5,99
28/02/07	10,62	0,24	0,04	0,23	0,64	0,21	5,29
14/03/07	11,85	0,98	0,02	0,13	1,70	0,60	5,19
30/03/07	15,38	0,91	0,02	0,06	1,35	0,09	2,57
13/04/07	10,52	0,56	0,03	0,06	0,98	0,11	2,93
30/04/07	8,84	0,44	0,01	0,12	0,71	0,04	3,32
12/05/07	14,95	0,79	0,02	0,06	0,73	0,27	5,08
29/05/07	12,81	0,71	0,01	0,01	0,64	0,27	2,40
14/06/07	12,95	0,75	0,02	0,06	0,41	0,15	3,75
30/06/07	10,38	0,90	0,03	0,12	0,69	0,23	3,09
15/07/07	11,51	0,59	0,02	0,11	0,98	0,07	4,97
30/07/07	19,02	1,17	0,02	0,08	1,02	0,20	3,85
13/08/07	9,72	0,39	0,00	0,04	0,70	0,20	3,43
30/08/07	8,70	0,48	0,00	0,02	0,63	0,10	3,83
14/09/07	10,93	0,62	0,00	0,01	0,63	0,04	5,60
30/09/07	10,16	0,37	0,02	0,05	0,67	0,04	4,48
12/10/07	10,30	0,47	0,01	0,02	1,02	0,13	3,53
30/10/07	14,78	0,88	0,05	0,17	1,32	0,24	3,14
14/11/07	12,68	0,46	0,02	0,28	0,91	0,28	4,86
29/11/07	12,35	0,53	0,00	0,12	0,51	0,41	2,20
12/12/07	13,02	0,75	0,03	0,06	0,99	0,15	2,94
29/12/07	10,79	0,86	0,05	0,06	1,35	0,20	3,80
14/01/08	9,25	0,39	0,01	0,05	1,07	0,21	4,02
30/01/08	12,63	0,28	0,01	0,04	0,78	0,10	5,80
12/02/08	20,27	0,50	0,03	0,07	0,99	0,23	5,13
28/02/08	19,83	0,67	0,05	0,14	1,12	0,53	3,53
12/03/08	8,83	0,40	0,04	0,16	0,74	0,33	2,46
30/03/08	11,44	0,44	0,02	0,08	0,79	0,05	3,91
14/04/08	9,28	0,43	0,01	0,11	0,76	0,14	4,51
29/04/08	10,91	0,51	0,02	0,07	0,77	0,25	5,21
14/05/08	16,14	0,85	0,04	0,05	0,73	0,49	6,47
30/05/08	11,11	0,48	0,02	0,11	0,82	0,16	4,26
14/06/08	8,88	0,37	0,02	0,04	1,06	0,29	4,16
29/06/08	8,90	0,47	0,01	0,01	1,02	0,08	5,00
13/07/08	9,05	0,55	0,02	0,05	0,71	0,09	2,48
30/07/08	12,05	0,70	0,01	0,04	0,72	0,05	2,41
Media	12,03	0,60	0,02	0,08	0,88	0,21	4,08
Max	20,27	1,17	0,05	0,28	1,70	0,60	6,47
Min	8,70	0,24	0,00	0,01	0,41	0,04	2,20
SD	3,03	0,22	0,01	0,06	0,27	0,15	1,14
n	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00	38,00
IC	0,96	0,07	0,00	0,02	0,09	0,05	0,36

Nota: Junho a Setembro de 2007 e Junho a Julho de 2008 período de caudal seco.