



**Redução bacteriológica de efluentes de ETAR  
através de leitos de macrófitas**

**Mariana Miguel Martins Gonçalves**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em

**Engenharia Civil**

Orientador

Prof.<sup>a</sup> Doutora Ana Fonseca Galvão

**Júri**

Presidente: Prof. Doutor António Alexandre Trigo Teixeira

Orientador: Prof.<sup>a</sup> Doutora Ana Fonseca Galvão

Vogal: Eng. Paulo Jorge Inocêncio

**Novembro 2014**



## **AGRADECIMENTOS**

A elaboração da presente dissertação contou com a colaboração de diversas pessoas e entidades, às quais gostaria de agradecer.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à Professora Ana Galvão pela oportunidade de tema. O desenvolvimento de uma dissertação de mestrado num tema de interesse, por mais trabalhosa que seja faz-se com gosto. Agradeço-lhe ainda a orientação, ideias e confiança ao longo destes meses. E acima de tudo a oportunidade que me ofereceu através do intercâmbio em Barcelona, que resultou na introdução perfeita à realização deste trabalho.

À SIMTEJO, S.A., e em particular ao Eng.º Paulo Inocêncio, pela disponibilização do espaço e informação complementar na elaboração desta dissertação.

Agradeço também ao João Pedro, técnico do Laboratório Experimental de Hidráulica e Recursos Hídricos e Ambientais do IST, que embora por motivos de força maior não lhe tenha sido possível acompanhar-me ao longo de todo o tempo, foi uma ajuda indispensável.

Queria agradecer ao meu pai, o maior impulsionador no arranque da instalação experimental, que me ajudou na sua concepção em termos práticos. É também em grande parte o responsável pela minha autonomia e à vontade em superar qualquer dificuldade pelo seu exemplo de vida.

Queria fazer um agradecimento especial à minha mãe, pela sua paciência e conselhos num momento tão importante como este. Também sei que o meu gosto pelo tema advém do sentido de responsabilidade ambiental que ela sempre me inculuiu.

Finalmente gostaria de agradecer à Eng.ª Joana Piseiro, que me orientou na primeira campanha, e esteve sempre disponível para qualquer troca de ideias.



## RESUMO

O tratamento de água residual é imperativo para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos. A libertação de elevadas concentrações em matéria orgânica e nutrientes, como o azoto e o fósforo, sobrecarrega o meio envolvente devido à intensa actividade originada pela sua decomposição. A capacidade de decomposição de um meio é excedida quando a introdução de oxigénio no mesmo não é suficiente para comportar a respectiva actividade biológica. A introdução de elevadas concentrações de elementos patogénicos no meio representa um perigo para a saúde pública, uma vez que o contacto com efluente contaminado é responsável por milhares de mortes em todo o mundo.

As soluções de tratamento convencionais aplicam um tratamento eficiente. No entanto, o seu elevado custo de construção, operação e manutenção torna-as inviáveis para diversos contextos, onde o tratamento de água residual não pode ser ignorado. Surgem assim as zonas húmidas construídas (ZHC), que oferecem uma solução barata e de fácil operação e manutenção.

Na presente dissertação avaliou-se a capacidade destas estruturas de tratamento alternativas em remover elementos patogénicos. Para o efeito monitorizou-se uma instalação experimental na ETAR de Frielas composta por quatro ZHC, uma sem plantas (de controlo), e as restantes plantadas com *Carex pendula*, *Typha latifolia* e *Phragmites australis*, a receber efluente a montante da desinfecção, e analisou-se a concentração afluente e efluente em Coliformes totais, Enterococos e E.coli.

De entre as unidades analisadas a plantada com *Carex pendula* registou as maiores reduções logarítmicas. Tendo em conta os requisitos impostos pela legislação em vigor, a referida unidade e a plantada com *Typha latifolia* produziram um efluente passível de ser descarregado em águas balneares.

A unidade de controlo apresentou um desempenho inferior, o que corrobora a influência positiva da presença de plantas. E o leito plantado com *Phragmites australis* não verificou o mesmo desempenho devido à adaptação mais conturbada desta espécie.

**Palavras-chave:** eficiência de remoção patogénica, zonas húmidas construídas.



## ABSTRACT

Wastewater treatment (WWT) is mandatory in order to maintain the quality of water resources. The input of high loads of organic matter and nutrients, such as nitrogen and phosphorus, overloads the surrounding environment due to the intense activity triggered by its break down. The break down capacity of an aquatic environment is exceeded once its oxygen input is not enough to sustain its biological activity. The input of high concentrations of pathogens is a hazard for public health, as the contact with these highly infectious microorganisms are responsible for thousands of deaths worldwide.

Conventional WWT systems apply an efficient treatment. However, its high construction, operation and maintenance costs turn this solution unsuitable for many contexts, where WWT cannot be ignored. Constructed wetlands (CW) have then appeared as a low cost, and easy to operate and maintain solution.

In the presente work, the pathogen removal by CW was studied. In order to do so 4 microcosms were monitored at the WWT plant (WWTP) of Frielas. There was an unplanted unit (control), and the remaining units were planted with *Carex pendula*, *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. The units were supplied with effluent from the WWTP before disinfection, having been analyzed the influent and effluent concentration of Total coliforms, Enterococci and E.coli.

From the units tested, the planted with *Carex pendula* registered the highest logarithmic reductions. Considering the standards imposed by the current legislation the discharge of the effluents from the referred unit and the one planted with *Typha latifolia* was suitable in bathing water.

The control unit performed worse than the planted ones, which supports the positive influence of the presence of plants. The performance of the unit planted with *Phragmites australis* was worse than the remaining planted units, due to its troubled adaptation.

**Key-words:** removal efficiency of pathogens, constructed wetlands.





## ÍNDICE DO TEXTO

Índice do texto .....	vii
Índice de tabelas .....	ix
Índice de figuras .....	x
1 Introdução .....	1
1.1 Motivação do tema e objectivos .....	1
1.2 Estrutura da dissertação .....	2
2 Zonas húmidas construídas .....	3
2.1 Caracterização geral .....	3
2.2 Tipos de zonas húmidas construídas .....	4
2.2.1 Escoamento Superficial .....	5
2.2.2 Escoamento Sub-superficial .....	7
2.2.3 Sistemas Híbridos .....	8
2.3 Vantagens face aos sistemas de tratamento convencionais .....	9
2.4 Aplicabilidade actual .....	10
3 Remoção de patogénicos em zonas húmidas construídas .....	15
3.1 Vantagens face aos sistemas de tratamento convencionais .....	15
3.2 Indicadores patogénicos .....	16
3.3 Parâmetros que influenciam a remoção de microrganismos patogénicos .....	17
3.3.1 Parâmetros físico-químicos .....	17
3.3.2 Carga hidráulica .....	18
3.3.3 Presença de plantas .....	19
3.3.4 Substrato .....	21
3.3.5 Concentração afluyente .....	22
4 Análise da remoção de elementos patogénicos através de zonas húmidas construídas numa instalação experimental em Frielas .....	27
4.1 Descrição da instalação experimental .....	27
4.2 Definição dos parâmetros de funcionamento .....	29
4.2.1 Espécies plantadas .....	29
4.2.2 Carga hidráulica .....	30
4.3 Operação da instalação experimental .....	32
4.3.1 Indicadores patogénicos .....	32
4.3.2 Alimentação dos leitos .....	34
4.3.3 Regulação do caudal .....	36

4.4	Monitorização da instalação experimental.....	39
5	Análise e discussão dos resultados .....	43
5.1	Evolução dos parâmetros físico-químicos.....	43
5.2	Evolução da eficiência de tratamento.....	50
5.2.1	Influência dos parâmetros físico-químicos .....	51
5.2.2	Comparação entre leitos .....	52
5.3	Comparação com outros estudos .....	58
5.4	Qualidade da água – viabilidade da tecnologia.....	66
6	Síntese, conclusões e sugestões para o prosseguimento da investigação .....	69
	Referências Bibliográficas .....	73

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Países afectos a escassez de água em 1955, 1990 e 2025 (projecção), com base na disponibilidade de menos de 1000 m <sup>3</sup> de água por pessoa e por ano [adaptado de Stikker (1998)].....	14
Tabela 3.1 – Redução patogénica expressa em percentagem e unidades log. por Vymazal (2005) .....	23
Tabela 4.1 - Síntese das condições de funcionamento e eficiência de remoção.....	31
Tabela 5.1 – Eficiência de remoção de CQO média .....	49
Tabela 5.2 – Tempo de retenção hidráulica nos leitos ao longo do período ensaiado .....	53
Tabela 5.3 – Remoção logarítmica média dos indicadores patogénicos analisados pelos leitos de Frielas .....	58
Tabela 5.4 – Características e reduções logarítmicas de Enterococos dos leitos ensaiados por Morató <i>et al.</i> (2014).....	59
Tabela 5.5 – Reduções logarítmicas nos anos 1 e 2 dos leitos ensaiados por Hench <i>et al.</i> (2003) .....	60
Tabela 5.7 – Reduções logarítmicas verificadas em leitos a desempenhar tratamento secundário ou terciário .....	61
Tabela 5.8 - Reduções logarítmicas de E.coli dos leitos ensaiados por Morató <i>et al.</i> (2014).....	62
Tabela 5.9 – Pesquisa de Kadlec e Wallace (2008) na redução logarítmica de E.coli em leitos com escoamento sub-superficial horizontal .....	63
Tabela 5.10 - Reduções logarítmicas de Coliformes totais dos leitos ensaiados por Morató <i>et al.</i> (2014) .....	64
Tabela 5.11 – Requisitos patogénicos para as descargas em águas balneares provenientes de estações de tratamento de águas residuais em vigor (DL n.º. 113/2012) .....	66

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1– Tipos de zonas húmidas construídas [adaptado de Vymazal (2007)] .....	4
Figura 2.2 - Leito de macrófitas emergentes com escoamento superficial [adaptada de Vymazal (2007)].....	5
Figura 2.3 – Raízes estabelecidas no substrato [adaptada de Vymazal (2007)] .....	6
Figura 2.4 - Raízes flutuantes [adaptada de Vymazal (2007)].....	6
Figura 2.5 - Leito de macrófitas flutuantes com escoamento superficial [adaptada de Vymazal (2007)].....	6
Figura 2.6 - Leito de macrófitas submersas com escoamento superficial [adaptada de Vymazal (2007)].....	6
Figura 2.7 - Zona húmida construída de escoamento horizontal sub-superficial. 1, zona de distribuição; 2, membrana impermeável; 3, meio filtrante/substrato; 4, Vegetação; 5, nível do efluente no leito; 6, zona de colecção; 7, dreno colector; 8, estrutura de saída/nível [adaptada de Vymazal (2007)].....	7
Figura 2.8 - Zona húmida construída de escoamento vertical sub-superficial [adaptada de Vymazal (2007)].....	8
Figura 2.9 - Sistema híbrido. 1, zona húmida construída de escoamento horizontal sub-superficial; 2, zona húmida construída de escoamento vertical sub-superficial [adaptada de Vymazal (2007)].....	9
Figura 2.10 - Estação de tratamento natural em Washington, Indiana (adaptado de Bernardin Lochmueller & Associates, 2013) .....	12
Figura 3.1 – Remoção logarítmica de CF em função da respectiva concentração afluente, estudada por Ghermandi <i>et al.</i> (2007).....	24
Figura 4.1 - Localização da instalação experimental (imagem retirada de <i>Google maps</i> 2014). 28	
Figura 4.2 - Instalação experimental em Frielas .....	29
Figura 4.3 - Tubo com cotovelo.....	29
Figura 4.4 – Remoção logarítmica de CT e função do TRH .....	32
Figura 4.5 - Remoção logarítmica de CF e função do TRH .....	32
Figura 4.6 - Tanque intermédio.....	34
Figura 4.7 - Níveis no interior do tanque intermédio .....	34
Figura 4.8 – Desenvolvimento de microalgas e metazoários no efluente do tanque intermédio .....	35
Figura 4.9 - Solução adoptada para vaziar o volume total do tanque intermédio .....	35
Figura 4.10 - Tanque intermédio com cobertura (1).....	36

Figura 4.11 - Tanque intermédio com cobertura (2).....	36
Figura 4.12 - Válvulas iniciais.....	36
Figura 4.13 - Solução de regularização de caudal .....	37
Figura 4.14 - Calibração do caudal .....	37
Figura 4.15 – Phragmites australis a 26 de Maio .....	40
Figura 4.16 – Phragmites australis a 3 de Junho .....	40
Figura 4.17 – Calendarização e descrição das deslocações a Frielas no período monitorizado .	41
Figura 5.1 – Evolução da temperatura ao longo do período ensaiado .....	43
Figura 5.2 – Evolução da concentração em oxigénio dissolvido ao longo do período ensaiado	44
Figura 5.3 – Evolução do pH ao longo do período ensaiado.....	45
Figura 5.4 – Evolução da condutividade eléctrica ao longo do período ensaiado.....	46
Figura 5.5 – Evolução do potencial redox ao longo do período ensaiado .....	47
Figura 5.6 – Evolução da carência química de oxigénio ao longo do período ensaiado.....	48
Figura 5.7 – Evolução da eficiência de remoção de CQO em % nos leitos.....	49
Figura 5.8 – Evolução da concentração em Enterococos no tanque intermédio .....	50
Figura 5.9 – Representação da remoção logarítmica em função da temperatura no LM 1 .....	51
Figura 5.10 – Evolução da remoção logarítmica e da concentração afluyente de Enterococos ao longo do período ensaiado .....	54
Figura 5.11 - Evolução da remoção logarítmica e da concentração afluyente de E.coli ao longo do período ensaiado .....	55
Figura 5.12 - Evolução da remoção logarítmica e da concentração afluyente de Coliformes totais e ao longo do período ensaiado.....	56
Figura 5.13 – Comparação da remoção logarítmica de E.coli em Frielas em função do TRH com os restantes casos de estudo .....	63
Figura 5.14 - Comparação da remoção logarítmica de Coliformes totais em Frielas em função do TRH com os restantes casos de estudo.....	65
Figura 5.15 – Comparação da concentração em Enterococos do efluente tratado com os requisitos do DL nº. 113/2012 .....	67
Figura 5.16 - Comparação da concentração em E.coli do efluente tratado com os requisitos do DL nº. 113/2012 .....	67



# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 MOTIVAÇÃO DO TEMA E OBJECTIVOS

Vivemos num mundo onde os recursos hídricos se afiguram cada vez mais escassos. A escassez que até à data se verifica tanto é devida a uma diminuição física dos recursos em si, assim como a comportamentos que degradam a sua qualidade tornando-os inviáveis para consumo, e para a preservação dos ecossistemas que lhe estão associados. Sendo a água um elemento essencial para a sobrevivência e manutenção do equilíbrio na Terra, a sua escassez tem sido analisada, estabelecendo-se medidas para a combater, e para preservar a qualidade dos recursos hídricos existentes.

A principal fonte renovável de água doce são os eventos pluviométricos continentais, inevitavelmente condicionados pelas alterações climáticas. Esta fonte de água, supostamente constante, deveria suportar as necessidades da população mundial, que aumentam anualmente devido ao seu crescimento. Torna-se assim evidente que a escassez de água que actualmente já se faz sentir em algumas partes do globo se irá acentuar no futuro.

A motivação para o desenvolvimento de uma dissertação que foca o desempenho de zonas húmidas construídas prende-se com o acima exposto, uma vez que estas estruturas oferecem uma solução de tratamento sustentável e com custos competitivos, passível de ser aplicada em diversos contextos.

A presente dissertação visa analisar a eficiência desta tecnologia, na vertente de escoamento sub-superficial horizontal, para a desinfecção de água residual. Pretende-se aferir da sua viabilidade em fazer parte integrante do processo de desinfecção numa ETAR convencional, ou até mesmo verificar a possibilidade da sua aplicação em detrimento do tratamento com radiação UV, actual prática corrente de desinfecção, que incorre em maiores gastos energéticos.

É também objetivo desta dissertação avaliar a contribuição de zonas húmidas construídas na desinfecção tendo em conta a presença ou ausência de plantas, e diferentes espécies plantadas.

Da análise dos resultados obtidos ao longo do período ensaiado também se pretende relacionar os factores externos que influenciam a eficiência da desinfecção nas zonas húmidas construídas de escoamento sub-superficial horizontal, assim como compreender os processos internos responsáveis por este tipo de tratamento.

Para o efeito estabeleceu-se uma instalação experimental na ETAR de Frielas, em Lisboa, constituída por 4 leitos que recebem o efluente exactamente a montante da desinfecção. Um dos leitos encontra-se por plantar, o leito de controlo, e os restantes estão plantados com diferentes espécies.

Com a recolha de amostras do efluente a montante dos leitos, a jusante de cada leito, e posterior análise das concentrações em matéria orgânica e indicadores patogénicos específicos, espera-se conseguir cumprir com os objectivos propostos e contribuir para o conhecimento da capacidade de zonas húmidas construídas em remover elementos patogénicos.

## 1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação é constituída por 6 capítulos.

No capítulo 1 apresenta-se o tema da dissertação, especificando os objectivos principais e a estrutura do trabalho desenvolvido.

No capítulo 2 descreve-se a tecnologia de tratamento em análise, abordando os diferentes tipos existentes e as vantagens que apresentam face a soluções convencionais de tratamento. Foca-se a sua viabilidade de aplicação em diversos contextos, e apresenta-se um projecto que visa a aplicação e divulgação de zonas húmidas construídas como unidade de tratamento de água residual, e de outras práticas sustentáveis.

O capítulo 3 incide sobre a capacidade de zonas húmidas construídas com escoamento sub-superficial horizontal em remover elementos patogénicos. Começa-se por apresentar as suas vantagens face a sistemas convencionais de desinfecção, e que parâmetros permitem aferir a respeito da sua capacidade de tratamento. Analisa-se com mais detalhe as características destas estruturas que contribuem para o seu melhor desempenho.

No capítulo 4 apresenta-se a instalação experimental localizada na ETAR de Frielas. Descrevem-se os componentes que a constituem, e definem-se os parâmetros de funcionamento passíveis de ser controlados. Aborda-se a operação da instalação e as dificuldades encontradas ao longo do período monitorizado.

No capítulo 5 apresenta-se a evolução dos parâmetros físico-químicos e do desempenho dos leitos ao longo do período ensaiado, tentando sempre que possível justificar a sua tendência.

Encontra-se também englobado neste capítulo a apresentação e discussão dos resultados obtidos, tendo-se estabelecido comparações entre os leitos ensaiados e com outros estudos. Analisou-se por fim a viabilidade destas estruturas de tratamento tendo em conta os requisitos impostos pela legislação em vigor.

No capítulo 6 volta-se a referir a importância deste estudo, a concepção e operação da instalação experimental em análise, e sintetizam-se as conclusões obtidas. Finaliza-se a estrutura desta dissertação com algumas sugestões para uma futura operação e monitorização da instalação estudada.



## 2 ZONAS HÚMIDAS CONSTRUÍDAS

### 2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL

Uma zona húmida construída é um sistema artificial concebido para simular a sua contribuição natural na melhoria da qualidade da água (Zhang *et al.*, 2012). As zonas húmidas correspondem a superfícies de terreno saturadas de água, permanente ou sazonalmente, dando origem a ecossistemas particulares que servem de habitat a uma grande variedade de plantas e microrganismos.

De acordo com Brix (2003) a constante submersão dos sedimentos reduz as trocas gasosas entre os sedimentos e a atmosfera, tornando-os anóxicos ou anaeróbios. Essas condições reduzem o ritmo de decomposição e mineralização da matéria orgânica, sendo que esta tende a acumular-se na superfície dos sedimentos. As camadas criadas pela matéria orgânica sedimentada sobre o substrato e as superfícies radiculares, na presença de plantas, providenciam uma grande área superficial para o estabelecimento e desenvolvimento microbiano.

Estes ecossistemas têm a capacidade de transformar muitos dos poluentes comuns presentes na água residual convencional em subprodutos inofensivos, ou nutrientes que podem vir a ser aproveitados pelo ecossistema.

A principal vantagem de uma zona húmida construída consiste na sua capacidade em reproduzir as funções de uma zona húmida natural, apresentando em simultâneo flexibilidade de instalação física (Kadlec e Knight, 1996).

A circulação de água residual nestes sistemas artificiais em contextos devidamente dimensionados assegura a sua sobrevivência e desenvolvimento, visto fornecer três recursos essenciais: água, nutrientes e matéria orgânica. Porém, uma vez que estes sistemas são biológicos, sensíveis à composição da água residual, podem ver a sua integridade comprometida na ocorrência de alguns compostos químicos, como por exemplo os pesticidas.

Dentro das zonas húmidas construídas distinguem-se diferentes tipos, classificados de acordo com o tipo de escoamento, plantas, e combinações. Na Figura 2.1 encontram-se esquematizados os referidos tipos, abordados com mais detalhe no subcapítulo 2.2.

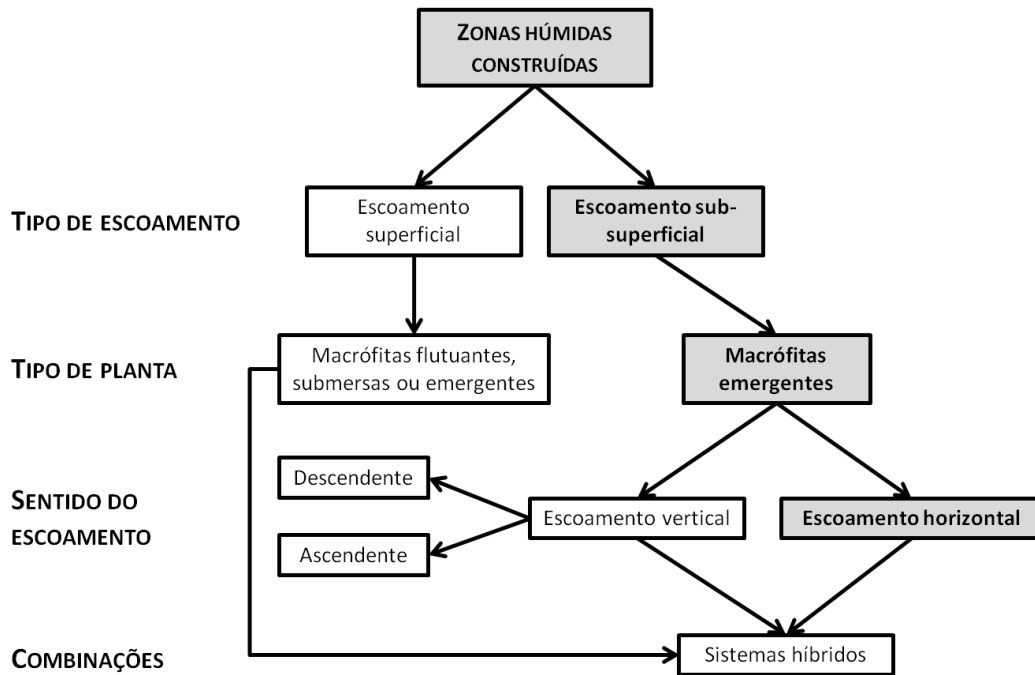


Figura 2.1– Tipos de zonas húmidas construídas [adaptado de Vymazal (2007)]

## 2.2 TIPOS DE ZONAS HÚMIDAS CONSTRUÍDAS

As zonas húmidas construídas são geralmente classificadas de acordo com o tipo de escoamento: superficial ou sub-superficial. Nos primeiros, a água circula horizontalmente sobre os sedimentos alojados no fundo, nos segundos, a água circula horizontal ou verticalmente através de um substrato permeável (Ghermandi *et al.*, 2007).

Uma zona húmida construída com escoamento superficial plantada, também denominada de leito de macrófitas (macrófita – planta aquática), classifica-se de acordo com o tipo de macrófita dominante: flutuante, submersa ou emergente (Brix, 1993).

Como as macrófitas aplicadas em leitos com escoamento sub-superficial são sempre emergentes não se aplica a referida diferenciação. No entanto, estes leitos distinguem-se de acordo com o tipo de escoamento, horizontal ou vertical.

Da combinação de diferentes tipos de zona húmida construída resultam os sistemas híbridos.

### 2.2.1 ESCOAMENTO SUPERFICIAL

As zonas húmidas construídas com escoamento superficial são bacias pouco profundas sem limitação inferior, onde a água circula livremente. No que se refere ao seu substrato, não existe nenhuma especificação regulamentada, sendo que o seu principal papel consiste em suportar o crescimento das macrófitas (Vymazal, 2013).

De acordo com Brix e Schierup (1989), os leitos com escoamento superficial podem ser:

- **Emergentes** (Figura 2.2): a macrófita dominante encontra-se adaptada morfológicamente a crescer em meios encharcados ou submersos, devido às grandes câmaras de ar internas que transportam oxigénio para as raízes e rizomas, estabelecidos no substrato. Parte do oxigénio transportado por difusão escapa do sistema radicular para a rizosfera, oxigenando a referida região, anteriormente anóxica. Este fenómeno estimula a decomposição de matéria orgânica e o crescimento de bactérias nitrificadoras. Além disso, a presença de porções submersas, que serve como superfície de aderência microbiana, favorece o tratamento biológico de água residual.

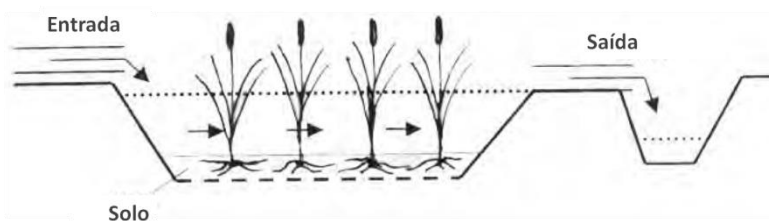


Figura 2.2 - Leito de macrófitas emergentes com escoamento superficial [adaptada de Vymazal (2007)]

- **Flutuantes** (Figura 2.5): a macrófita dominante apresenta folhas aéreas ou flutuantes, e as suas raízes podem encontrar-se estabelecidas no substrato (Figura 2.3), ou ser igualmente flutuantes (Figura 2.4). Apresentam uma grande diversidade, sendo que quanto mais desenvolvido for o seu sistema radicular, maior área de aderência microbiana disponibilizam. O conceito de tratamento de água residual nestes sistemas implica a colheita da biomassa produzida, uma vez que, quando muito densa, impossibilita a difusão de oxigénio para a água, e diminui a penetração de luz, afectando a actividade fotossintética. A biomassa recolhida pode ser posteriormente aproveitada para a produção de biogás, alimento animal, ou fertilizantes.

## Tipos de macrófitas flutuantes

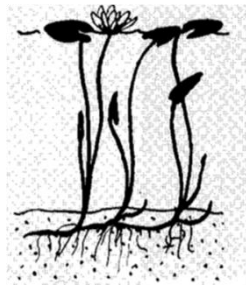


Figura 2.3 – Raízes estabelecidas no substrato [adaptada de Vymazal (2007)]

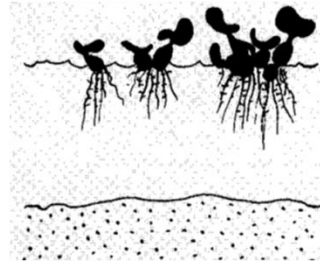


Figura 2.4 - Raízes flutuantes [adaptada de Vymazal (2007)]

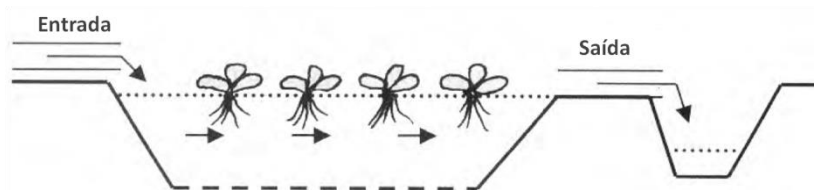


Figura 2.5 - Leito de macrófitas flutuantes com escoamento superficial [adaptada de Vymazal (2007)]

- **Submersas** (Figura 2.6): o tecido fotossintético da macrófita dominante encontra-se totalmente submerso, tornando estes sistemas dependentes da penetração de luz pela água. O seu desenvolvimento adequado também é dependente do oxigénio dissolvido no meio, tornando-se pouco apto a tratar água residual com uma elevada carga orgânica, que obriga a um consumo excessivo de oxigénio na sua decomposição. Apresentam uma grande capacidade em decompor carbono inorgânico e libertar oxigénio nos períodos de elevada actividade fotossintética, contribuindo para o seu potencial como tratamento secundário.

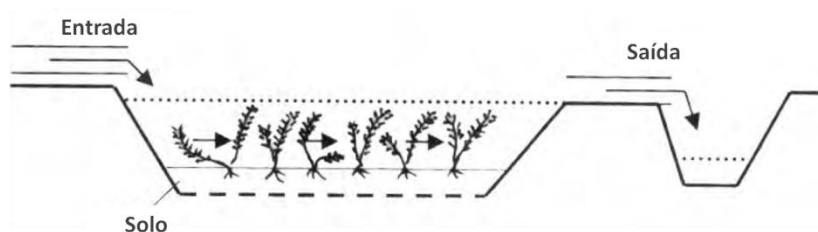


Figura 2.6 - Leito de macrófitas submersas com escoamento superficial [adaptada de Vymazal (2007)]

## 2.2.2 ESCOAMENTO SUB-SUPERFICIAL

As zonas húmidas construídas com escoamento sub-superficial caracterizam-se por leitos plantados, com substrato de granulometria variável. Ao contrário dos leitos com escoamento superficial, o fundo destes encontra-se limitado por uma membrana impermeável.

O efluente infiltra-se no substrato, e circula abaixo da superfície do leito fazendo um caminho predominantemente horizontal ou vertical, conforme o tipo de escoamento, até chegar ao ponto de descarga, regulado por um controlo de nível. Como a água não se encontra exposta durante o tratamento, vê-se diminuído o risco associado à exposição patogénica humana ou da vida selvagem.

Uma vez que a água circula através de um meio granular, estes leitos são igualmente alimentados de água residual tratada mecanicamente a montante por forma a evitar a colmatção do substrato.

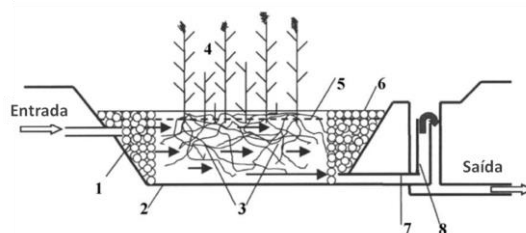
Na sua passagem pela zona húmida construída, a água residual entra em contacto com uma rede de zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias, sendo que estas últimas ocorrem na envoltória das raízes das macrófitas plantadas, que introduzem oxigénio no substrato.

### ***Escoamento horizontal sub-superficial***

As primeiras zonas húmidas construídas com escoamento sub-superficial horizontal foram desenvolvidas por Käthe Seidel, que as dimensionou com um substrato de granulometria grosseira, e portanto elevada condutividade hidráulica. Reinhold Kickuth desenvolveu um sistema semelhante ao de Seidel, diferindo o tipo de substrato (Vymazal, 2005a).

Kickuth recorria a solos coesivos com um elevado teor em argila. O seu sistema não foi bem sucedido devido à reduzida condutividade hidráulica do substrato, que resultava em escoamento superficial e reduzidos tempos de retenção.

Os leitos de macrófitas com escoamento sub-superficial horizontal (Figura 2.7) são os mais utilizados na Europa, e proporcionam uma boa remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos (Vymazal, 2005a). Quanto à remoção de nutrientes não se verifica a mesma eficiência, devido às restrições na disponibilidade de oxigénio, e ao tipo de substrato adoptado.

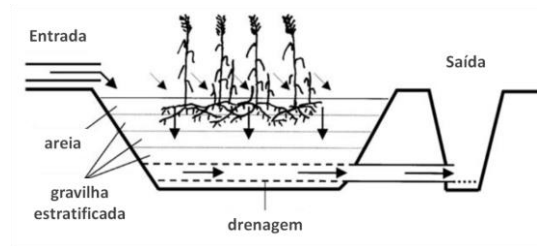


**Figura 2.7 - Zona húmida construída de escoamento horizontal sub-superficial. 1, zona de distribuição; 2, membrana impermeável; 3, meio filtrante/substrato; 4, Vegetação; 5, nível do efluente no leito; 6, zona de colecção; 7, dreno colector; 8, estrutura de saída/nível [adaptada de Vymazal (2007)]**

### ***Escoamento vertical sub-superficial***

As zonas húmidas construídas com escoamento sub-superficial vertical (Figura 2.8) são alimentadas através de toda a superfície do leito, infiltrando-se verticalmente no substrato.

Embora os leitos com escoamento sub-superficial horizontal (Figura 2.7) sejam uma solução mais comum até à data, o escoamento vertical começa a ganhar alguma popularidade (Vymazal, 2005a). Tal deve-se ao facto da sua alimentação de forma intermitente permitir que o escoamento não seja saturado, ocorrendo uma maior transferência de oxigénio para o meio filtrante. Deste modo, o escoamento vertical consegue compensar a menor concentração de oxigénio em substratos que o escoamento horizontal.



**Figura 2.8 - Zona húmida construída de escoamento vertical sub-superficial [adaptada de Vymazal (2007)]**

### **2.2.3 SISTEMAS HÍBRIDOS**

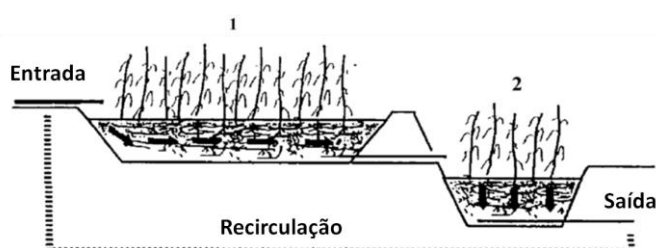
A utilização de zonas húmidas construídas para o tratamento de diferentes tipos de água residual conduziu a situações de difícil tratamento através de apenas um tipo de leito. Assim, surgiram os sistemas híbridos, que consistem na combinação de pelo menos dois tipos de zonas húmidas construídas num só esquema de tratamento.

O conceito deste sistema foi introduzido por Käthe Seidel em 1965. Com o objectivo de ultrapassar as condições anaeróbias dos tanques sépticos, Seidel combinou um leito com escoamento vertical e um leito com escoamento horizontal.

Os sistemas híbridos (Figura 2.9) usufruem das vantagens individuais das zonas húmidas construídas que os compõem, proporcionando zonas aeróbias e anaeróbias num único esquema de tratamento (Zhang *et al.*, 2014). Ambos os tipos de zonas húmidas construídas colaboram para a remoção de compostos orgânicos e sólidos suspensos. As zonas aeróbias dos leitos com escoamento vertical contribuem para a nitrificação, e as zonas anaeróbias dos leitos com escoamento horizontal para a desnitrificação.

Masi *et al.* (2007), em Itália, verificou que os sistemas híbridos obtiveram a melhor eficiência na remoção patogénica. Dois meses após o início do funcionamento da infraestrutura de tratamento registou-se a melhor eficiência de remoção, devido ao maior desenvolvimento radicular. Esse desenvolvimento introduziu maiores variações de oxigénio dissolvido ao longo do substrato, impulsionando a inativação patogénica. A água tratada estava apta a ser reutilizada, uma vez que cumpriu os requisitos exigidos pela entidade reguladora Italiana no que se refere à concentração de patogénicos.

Vymazal (2005) concluiu também na sua análise que os sistemas híbridos normalmente são mais eficientes na inativação patogénica. No entanto, o autor realça que um leito com uma boa eficiência de remoção patogénica não produz obrigatoriamente um efluente que respeite os requisitos mínimos de qualidade. A concentração à saída é um parâmetro essencial para avaliar o desempenho destas estruturas de tratamento e a qualidade da água tratada.



**Figura 2.9 - Sistema híbrido. 1, zona húmida construída de escoamento horizontal sub-superficial; 2, zona húmida construída de escoamento vertical sub-superficial [adaptada de Vymazal (2007)]**

### 2.3 VANTAGENS FACE AOS SISTEMAS DE TRATAMENTO CONVENCIONAIS

Os processos de tratamento naturais, onde se incluem as zonas húmidas construídas, diferem dos convencionais no que se refere à proveniência da energia consumida e aos custos associados.

Nos sistemas de tratamento convencionais, levados a cabo em ETAR (Estações de Tratamento de Água Residual), predomina o consumo de energias não renováveis, as energias fósseis.

Embora o tratamento convencional inclua transformações naturais, a sua ocorrência e rendimento é dependente de mecanismos de arejamento e de mistura mecânica, assim como da adição de uma variedade de compostos químicos. Esta dependência energética e química conduz a uma redução considerável do espaço físico e temporal necessário à ocorrência das ditas transformações, quando comparada com a área mobilizada para a sua ocorrência num ambiente natural.

Os sistemas de tratamento naturais dependem de fontes de energia renováveis que ocorrem naturalmente, como a energia solar e eólica. Tendo em conta o referido, pode-se aferir que a capacidade de tratamento dos processos naturais é limitada pela área mobilizada, enquanto que a relativa aos processos convencionais é limitada pela energia disponibilizada.

O tipo de energia consumida influencia irrevogavelmente o custo operacional do esquema de tratamento. No entanto, este factor não é o único a influenciar economicamente cada tipo de tratamento, como se pode constatar nos parágrafos que se seguem.

O tratamento convencional é uma solução centralizada, isto é, a água residual é transportada para longe do seu local de geração. Os grandes volumes colectados são tratados numa estação de tratamento intensivo, e descarregados o mais longe possível da cidade ou de áreas residenciais (Lima, 2008). Esta solução diminui os riscos que os efluentes poluídos representam para a saúde pública, mas implica a construção de uma rede de colecção de água residual que pode atingir grande extensão e investimento (Williams, 1995). Para regiões densamente urbanizadas, a concepção das referidas redes representa aproximadamente 80-90 % dos custos (Zhang *et al.*, 2014). Além dos custos de construção, estas redes incorrem em futuras despesas de operação e manutenção.

Já as zonas húmidas construídas são soluções de tratamento descentralizadas, ou seja, a água residual é tratada e descarregada próximo do local de geração. Esta solução dispensa o investimento numa rede de colecção que se estende para longe dos aglomerados que geram o efluente a tratar.

Em suma, uma zona húmida construída oferece uma solução económica na sua construção, dispensa o investimento numa rede de colecção de grande extensão, e requer poucos requisitos energéticos e de manutenção. No entanto, exigem vastas áreas em comparação com os esquemas compactos que os sistemas de tratamento convencionais oferecem.

A sua operação apresenta ainda um baixo custo quando comparada com uma solução convencional, porque não depende de energias eléctrica, e de compostos químicos, assemelhando-se a uma zona agrícola.

## 2.4 APLICABILIDADE ACTUAL

A escassez de água é cada vez mais uma realidade, e as descargas inconsequentes que actualmente são prática comum na ausência de infraestruturas adequadas de colecção e/ou tratamento degradam e/ou inutilizam os recursos actuais. Assim, independentemente do contexto, o tratamento de água é indispensável na manutenção da integridade dos recursos hídricos, que tendem a escassear e a ver a sua qualidade reduzida num futuro perigosamente próximo.

De uma forma geral, a implementação de zonas húmidas construídas afigura-se mais adequada a contextos sem restrições à ocupação de vastas áreas (Greenway e Wooley, 1999), e/ou onde a complexidade operacional e elevado investimento associados a uma estação de tratamento compacta se afigura incomportável ou injustificada (Ríos *et al.*, 2009). Assim, as zonas húmidas construídas representam soluções viáveis para pequenos aglomerados rurais ou isolados, e países em desenvolvimento.



No que se refere aos pequenos aglomerados rurais ou isolados, a aplicação de soluções de tratamento convencional é muitas vezes problemática e dispendiosa (García *et al.*, 2012; Kadlec e Kinght, 1996).

Segundo Goldmic e Moncel (1998) uma solução convencional de tratamento é descartada principalmente devido ao custo da construção da rede de colecção de água residual. A aplicação local das referidas soluções torna-se inviável devido a incapacidade financeira, e/ou à produção de um volume de água residual que não justifica este tipo de tratamento.

Hench *et al.* (2003) reporta no seu estudo que muitas pequenas comunidades em áreas rurais nos Estados Unidos não dispõem de infraestruturas de tratamento de água residual. A sua colecção e tratamento nestas áreas é problemática devido às características do terreno e à população dispersa. Esta situação verifica-se a uma escala mundial e é transversal a todos os níveis de desenvolvimento.

No contexto de um país em desenvolvimento, a ausência de mão-de-obra e maquinaria especializadas e o difícil acesso aos compostos químicos necessários comprometem a aplicação de sistemas de tratamento convencionais. Além disso, o investimento em infraestruturas de saneamento raramente representa uma prioridade nestes países, por incapacidade financeira, ou desconhecimento.

Em metrópoles em crescimento nos países em desenvolvimento incentiva-se a construção individual, porque mais económica, sem proporcionar um sistema de recolha e tratamento de águas residuais. Assim, é prática comum a descarga directa para pequenos cursos de água, que vão por sua vez alimentar reservatórios e albufeiras com água residual não tratada (Zhang *et al.*, 2014). As cidades de Istambul, Izmir e Antalya na Turquia, são disso exemplo (Ayaz, 2008).

Neste caso a aplicação de zonas húmidas construídas permite o tratamento da água residual sem comprometer a saúde pública, conferindo uma solução esteticamente agradável.

Embora a aplicabilidade de zonas húmidas construídas se afigure mais adequada para pequenos aglomerados rurais e isolados, e países em desenvolvimento, o aumento da sua popularidade devido aos bons resultados, e baixos custos em operação e manutenção, tem vindo a despertar o interesse em áreas densamente urbanizadas de países desenvolvidos (Sim, 2003). Segundo Kadlec e Knight (1996), a popularidade deste tipo de sistema também tem aumentado devido à associação de soluções de tratamento convencionais com a exploração de recursos energéticos não renováveis.

O crescimento demográfico conduz a uma sobrecarga dos sistemas de saneamento existentes devido ao maior volume de poluição gerado, sendo necessário aumentar a sua capacidade para preservar o ambiente. Uma vez que as soluções convencionais se podem afigurar inapropriadas económica e operacionalmente tem-se passado a considerar hipóteses mais adequadas, como as zonas húmidas construídas (Butler *et al.*, 1990).

Assim, como o crescimento demográfico não se restringe exclusivamente a países em desenvolvimento, a necessidade de considerar outras hipóteses de tratamento surge globalmente.

A implementação destes sistemas em contextos desenvolvidos já se verifica nos Estados Unidos, Nova Zelândia e Austrália, onde são concebidos para tratamento terciário em cidades, mais particularmente para a remoção de pequenas concentrações de nutrientes (azoto e fósforo) e sólidos suspensos. Os referidos sistemas ocupam vastas áreas, e normalmente apresentam escoamento superficial. Também na Europa são maioritariamente utilizados para providenciar tratamento secundário de efluentes domésticos em pequenas povoações (Sim, 2003).

Outro exemplo real deste tipo de infraestrutura representar uma solução mais adequada num contexto que à partida se afigurava predisposto à adopção de soluções convencionais encontra-se em Washington, Indiana (Figura 2.10). Segue-se uma breve descrição da infraestrutura, apresentada por Bernardin Lochmueller & Associates (2013).

Na ocorrência de eventos pluviométricos intensos nesta região excedia-se a capacidade da respectiva estação de tratamento, obrigando a descargas directas no meio receptor. Essa prática gerava um problema para a saúde pública e degradava o meio receptor.

Uma vez que o aumento da capacidade da estação de tratamento representava um investimento incomportável para a comunidade, recorreu-se a uma solução natural composta por um leito de 11 hectares, antecedido por um filtro para sedimentação de sólidos, e seguido por uma infraestrutura de desinfecção.

O sistema natural implementado permitiu recuperar a vida selvagem no meio receptor, que se encontrava comprometida há anos, e pratica um tratamento muito superior ao requerido pelo Departamento de Gestão do Ambiente do Indiana.



**Figura 2.10 - Estação de tratamento natural em Washington, Indiana (adaptado de Bernardin Lochmueller & Associates, 2013)**

De uma forma geral, no contexto de um país desenvolvido, as zonas húmidas construídas podem passar a representar uma solução de tratamento quando a capacidade máxima da ETAR que serve uma determinada região é atingida. Em vez de se proceder à construção de uma nova ETAR, recorrer a soluções naturais de tratamento representa uma opção devido às vantagens económicas, eficiência no tratamento e à contribuição para a estética e diversidade biológica local.

Por mais adequada que esta tecnologia se afigure nos mais diversos contextos, a sua aplicabilidade não se encontra totalmente explorada. Merlin *et al.* (2002) faz referência à utilidade destas estruturas para a realidade rural francesa, concluindo que por mais vantajosa que se afigure é uma solução desconhecida. O autor fundamenta esse desconhecimento devido a dois factores:

- Falta de informação no que se refere à capacidade de tratamento destas estruturas entre os peritos técnicos e o conselho consultivo das regiões;
- Preconceito por parte dos organismos eleitos de que sem grandes custos construtivos e energéticos não se atinge um tratamento eficaz da água residual.

Embora estas infraestruturas de tratamento sejam alvo de estudo há várias décadas, e a sua eficácia de tratamento se encontre reportada numa grande variedade de trabalhos, é necessário criar mecanismos que aumentem a sua credibilidade e divulgação.

O projecto SWINGS por exemplo (Safeguarding Water resources in INdia with Green and Sustainable technologies) tem como objectivo reduzir a escassez de água limpa ao implementar esquemas de tratamento de água residual ambiental, económica e tecnicamente aplicáveis em climas tropicais, mais particularmente na Índia.

A equipa que compõe este projecto é composta por um consórcio de parceiros europeus e indianos, pertencentes a departamentos de investigação e desenvolvimento, pequenas e médias empresas, e organizações não governamentais. Pretende-se chegar a um esquema de tratamento sustentável, composto por um digestor anaeróbio, uma zona húmida construída e um processo de desinfecção de baixo custo, aplicável a nível doméstico ou de bairro, ou em áreas isoladas com menos de 10000 habitantes.

O tratamento e desinfecção da água residual permite a sua reutilização sem perigo para a saúde pública em diferentes regiões da Índia, diminuindo a actual sobrecarga dos recursos existentes e conservando a sua qualidade. A produção de biogás nos digestores anaeróbios também minimiza a dependência energética.

A motivação para o desenvolvimento deste projecto prende-se com o facto de, de um ponto de vista global, a ausência de infraestruturas de tratamento conduzir a descargas inconsequentes que degradam a qualidade do meio receptor. Associando a referida evidência ao contínuo crescimento demográfico na Índia, é de esperar que este país enfrente graves problemas de escassez de água limpa num futuro próximo.

Embora a acção deste projecto se desenvolva na Índia, espera-se que o conhecimento e credibilidade adquiridos possam sensibilizar os demais países nas mesmas condições. Já em 1993, Gleick reportou que aproximadamente 80 países e regiões, representando 40% da população mundial, sofriam de escassez de água durante grande parte do ano. E, como se pode concluir pela Tabela 2.1 (Stikker, 1998), esta realidade sentir-se-á de uma forma geral em países em desenvolvimento, o que enfatiza a crescente necessidade de desenvolver e divulgar práticas e esquemas de tratamento sustentáveis nos mesmos.

**Tabela 2.1 - Países afectos a escassez de água em 1955, 1990 e 2025 ( projecção), com base na disponibilidade de menos de 1000 m<sup>3</sup> de água por pessoa e por ano [adaptado de Stikker (1998)]**

<b>Países na categoria "escassez de água"</b>			
<b>Em 1955</b>	<b>Em 1990</b>	<b>Em 2025 tendo por base todas as projecções de crescimento populacional das Nações Unidas</b>	<b>Em 2025 tendo apenas por base as projecções de crescimento populacional das Nações Unidas médias ou altas</b>
	Catar		
Malta	Arábia Saudita	Líbia	Chipre
Djibuti	Somália	Omã	Zimbábue
Barbados	Iémen	Marrocos	Tanzânia
Singapura	Israel	Egipto	Peru
Bahrein	Tunísia	Camarões	
Kuwait	Cabo Verde	África do Sul	
Jordânia	Quénia	Síria	
	Burundi	Irão	
	Argélia	Etiópia	
	Ruanda	Haiti	
	República do Malawi		
	Emirados Árabes Unidos		

### 3 REMOÇÃO DE PATOGÉNICOS EM ZONAS HÚMIDAS CONSTRUÍDAS

#### 3.1 VANTAGENS FACE AOS SISTEMAS DE TRATAMENTO CONVENCIONAIS

A água residual municipal apresenta uma percentagem de microrganismos patogénicos, bactérias, vírus, fungos, protozoários e helmintos, cuja densidade na água residual bruta varia geograficamente (Kadlec e Knight, 1996). A contaminação de recursos hídricos, subterrâneos e superficiais, é proibido por lei em países desenvolvidos devido ao risco de conduzir à proliferação de doenças infecciosas (Pillai *et al.*, 2003).

Em sistemas de tratamento convencional a remoção deste grupo de microrganismos pode ser feita através da adição de cloro, ozonização ou radiação UV. Trata-se de mecanismos que atingem os objectivos de tratamento, mas acarretam consequências ambientais, ou elevados investimentos e custos operacionais.

A adição de cloro é um processo eficiente de baixo custo, tendo sido por muitos anos o adoptado para a eliminação de microrganismos patogénicos no tratamento de água residual. No entanto, os seus efeitos secundários negativos fazem com que seja cada vez menos uma opção de tratamento.

O cloro residual causa um nível agudo e crónico de toxicidade em peixes e em microrganismos aquáticos, e do seu contacto com a água do meio receptor resultam subprodutos de cloração, potencialmente cancerígenos, destacando-se os trihalometanos e compostos organoclorados.

Posto este risco, as técnicas de ozonização e radiação UV, embora sejam mais onerosos, têm sido adoptadas em detrimento da adição de cloro. Tal evidencia uma vez mais os elevados custos associados a processos de tratamento convencionais, inoportáveis por pequenos aglomerados rurais e isolados, e por países em desenvolvimento.

No que se refere à remoção de microrganismos patogénicos em zonas húmidas construídas, esta resulta de um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos.

- **Processos físicos:** filtração mecânica, sedimentação;
- **Processos químicos:** adsorção, oxidação, exposição a toxinas libertadas pelas plantas (na sua presença) e outros microrganismos;
- **Processos biológicos:** predação, actividade lítica de bactérias e vírus, decaimento e morte natural.

As rotíferas juntamente com protozoários flagelados e ciliados são os principais predadores de bactérias em leitos de macrófitas (Kadlec e Knight, 1996).

Presume-se que a contribuição de cada processo supracitado seja função do caudal de água residual, natureza das espécies de plantas intervenientes, e do tipo de zona húmida construída (Mburu *et al.*, 2008). Nestes sistemas a remoção patogénica é influenciada sobretudo pela carga hidráulica aplicada e a presença de vegetação (Vymazal, 2005b).

A inactivação solar também representa um mecanismo de inactivação patogénica, no entanto, uma vez que o escoamento das zonas húmidas construídas em análise é horizontal sub-superficial, esta contribuição é negligenciável (Vymazal, 2005b).

Nos subcapítulos que se seguem aborda-se em primeiro lugar o conceito de indicadores patogénicos, e consolida-se o tema dos processos de remoção de elementos patogénicos através da relação directa que esta tem com as características do leito que atravessa.

## 3.2 INDICADORES PATOGÉNICOS

A concentração de elementos patogénicos na água residual doméstica é baixa, e a sua detecção e enumeração exaustiva é onerosa e tecnicamente complexa. Deste modo, para avaliar a concentração patogénica da água residual, e por sua vez aferir a respeito das eficiências de tratamento, recorre-se a indicadores patogénicos.

Estes indicadores correspondem a organismos facilmente detectáveis, que permitem o estabelecimento de correlações com populações de organismos patogénicos, e têm sido utilizados como indicadores da sua presença e comportamento (Payment and Franco, 1993; Evanson and Ambrose, 2006; Orosz-Coghlan et al., 2006; Vera et al., 2006; Sleytr et al., 2007;).

É habitual considerar a contagem de bactérias coliformes, que incluem os Coliformes totais e fecais, E.coli e Estreptococos fecais, como indicador da presença de microrganismos patogénicos e de águas residuais de origem fecal (Sousa, 2001). Segundo a agência de protecção ambiental dos Estados Unidos (USEPA) as bactérias coliformes não representam um perigo para a saúde pública, no entanto a sua presença indica a presença de outras bactérias, por sua vez causadoras de doenças como a febre tifoide, disenteria, hepatite A e cólera. As referidas bactérias, coliformes e infecciosas, habitam no mesmo meio, sendo que as últimas normalmente não sobrevivem por muito tempo fora dos seus hospedeiros, o que dificulta a sua detecção e torna as bactérias coliformes mais adequadas à definição da qualidade da água.

Além da detecção de indicadores patogénicos ser um processo mais expedito, permite prever situações de contaminação e adoptar atempadamente medidas cautelares, já que, em geral, a detecção de elementos patogénicos, mesmo que em pequenas quantidades, pode conduzir a situações de grave risco epidémico (Monteiro, 2000).

No entanto, segundo Pillai *et al.* (2003), em contextos de extrema sensibilidade da saúde pública, é preferível detectar elementos patogénicos em particular, em detrimento aos indicadores patogénicos comuns.

### 3.3 PARÂMETROS QUE INFLUENCIAM A REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS PATOGENICOS

#### 3.3.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

##### **TEMPERATURA**

Temperaturas mais elevadas favorecem a remoção de Coliformes fecais em particular em leitos com escoamento horizontal sub-superficial (Kadlec e Wallace, 2008). Díaz *et al.* (2010) e Pillai *et al.* (2003) também chegaram a uma conclusão semelhante.

Este último verificou um maior decaimento de Salmonela no Verão que no Inverno. Tal indica que as temperaturas mais frias poderão permitir uma sobrevivência dos microrganismos patogénicos por longos períodos de tempo no leito, provavelmente devido à limitação de fenómenos de predação. Decamp *et al.* (1999) chegou a uma conclusão semelhante, na medida em que para o autor a predação por protozoários ciliados, que como referido no subcapítulo 3.1. são dos principais predadores de bactérias patogénicas nestas infraestruturas, aumenta com o aumento da temperatura.

Molleda *et al.* (2008) defende que existe uma relação positiva entre a temperatura e o número de microrganismos, uma vez que para temperaturas mais elevadas há um aumento de oxigénio na rizosfera, e uma conseqüente acumulação de matéria orgânica, aumentando a taxa de crescimento dos mesmos. Esta teoria é também defendida por Thuston *et al.* (2001) que notou um aumento nas concentrações de Coliformes totais e fecais nos meses de Verão. Este aumento verificado pode ser devido a actividade animal, ou variações sazonais no crescimento das plantas.

Embora se verifique o referido aumento nas concentrações de microrganismos patogénicos nos meses mais quentes, este é compensado pela intensificação da actividade dos respectivos predadores. Contudo, pode ocorrer uma subestimação da eficácia destas estruturas na redução de elementos patogénicos nestas circunstâncias (Thruston *et al.*, 2001).

Os estudos conduzidos por Ayaz (2008), Gerba (1999) e Molleda *et al.* (2008) são exemplos em que, tal como no caso em análise na presente dissertação, não se verificou uma correlação linear entre a temperatura e a eficiência de remoção patogénica.

Como se constata, não há um consenso relativamente à influência da temperatura. Temperaturas frias interferem com os fenómenos de remoção biológica, permitindo uma maior sobrevivência dos elementos patogénicos, e temperaturas mais quentes despoletam o seu crescimento e a sua predação simultaneamente. Deste modo, a influência da temperatura resulta de um balanço entre as comunidades predadoras e os elementos patogénicos.

##### **OXIGÉNIO DISSOLVIDO**

De uma forma geral a bibliografia defende que maiores concentrações de oxigénio dissolvido no meio favorecem a remoção patogénica.

As condições aeróbias destas estruturas de tratamento, devida à translocação de oxigénio pelo sistema de raízes de macrófitas, na sua existência, e por difusão atmosférica, sem dúvida contribuem para o desenvolvimento de biofilme e para uma maior remoção patogénica (Kamel, 2009; Gersberg *et al.*, 1989; El-Khateeb *et al.*, 2009; Leto *et al.*, 2013).

As condições anaeróbicas e anóxicas nos leitos são tidas como potenciadoras da sobrevivência de Coliformes fecais e E.coli (Gray, 1989; Decamp *et al.*, 1999).

### POTENCIAL REDOX

Este parâmetro é influenciado pelas necessidades de oxigénio internas, e pela taxa de entrada de oxigénio no leito. Para elevados potenciais redox pode-se afirmar que o meio dispõe de uma grande disponibilidade de oxigénio. Nesta perspectiva elevados potenciais conduzem a maiores remoções logarítmicas devido à ausência de limitações de oxigénio.

Esta análise foi provada por Faulwetter *et al.* (2009), que concluiu no seu estudo que o maior potencial redox registado, motivado por um tempo de retenção mais longo, verificou uma melhor remoção patogénica.

### 3.3.2 CARGA HIDRÁULICA

A carga hidráulica consiste na altura de água introduzida por unidade de superfície de leito por unidade de tempo. Como se pode constatar pela equação (3.1), a carga hidráulica é inversamente proporcional ao tempo de retenção hidráulica. Este tempo consiste no período que decorre entre a entrada e a saída do efluente no leito. Quanto maior, menor a velocidade de escoamento e mais longo o contacto entre os compostos do efluente e os diversos agentes que intervêm na sua decomposição, tratando-se de um factor crucial na determinação da eficiência de remoção dos contaminantes (Stottmeister *et al.*, 2003).

Analisando a equação (3.1) conclui-se que para um leito com as mesmas características, profundidade e porosidade, quanto maior a carga aplicada, menor o tempo que o efluente fica retido.

$$q = \frac{\varepsilon h}{\tau} \quad (3.1)$$

---

*q* – carga hidráulica (m/dia)

*ε* – porosidade do leito

*h* – profundidade (m)

*τ* – tempo de retenção hidráulica (dias)



Os estudos conduzidos por Perkins *et al.* (2000), Ayaz (2008), Ottova *et al.* (1997), e a análise levada a cabo por Vymazal (2005), são exemplos onde é evidente a relação entre um longo tempo de retenção hidráulica e uma boa eficiência de remoção de elementos patogénicos. O trabalho destes autores foi referido como um exemplo, uma vez que a sua conclusão é comum na bibliografia do tema.

Dos diferentes casos analisados por Vymazal (2005) não se estabeleceu uma relação directa entre a carga hidráulica, ou tempo de retenção hidráulica, e a remoção patogénica, uma vez que esta é afectada por diversos outros factores. No entanto, o autor ressaltou que nos estudos onde a carga hidráulica era o único parâmetro a variar, era evidente a sua influência.

Contudo, García *et al.* (2003) verificou no seu estudo que a inactivação patogénica aumenta com o tempo de retenção até atingir um ponto de saturação, que para o autor foi de 3 dias. Também Gopal e Ghosh (2010), embora confirmem a influência positiva do TRH na eficácia do tratamento, verificaram que estes sistemas atingem remoções estáveis e aceitáveis para TRH de 3 e 4 dias.

Tendo em conta que as zonas húmidas construídas em análise na presente dissertação apresentam escoamento horizontal sub-superficial, a carga hidráulica aplicada deve ser tal que não conduza a escoamento superficial. Na ocorrência de escoamento superficial ver-se-á diminuído o contacto com superfícies de adsorção e condições anaeróbias, reduzindo a eficiência de remoção (Gray, 1989).

Relvão (1990) também defende que o controlo do nível da água no leito é importante, na medida em que condiciona a remoção de microrganismos patogénicos, que é mais eficaz em meios não totalmente encharcados. De ressaltar que uma submersão mínima tem que ser respeitada por forma a manter a integridade das macrófitas (Butler *et al.*, 1990).

### 3.3.3 PRESENÇA DE PLANTAS

Teoricamente a presença de plantas em zonas húmidas construídas participa em todos os processos de remoção (física, química e biológica). No entanto, a sua presença nem sempre contribui para uma remoção patogénica mais eficiente (Vacca *et al.*, 2005; Mburu *et al.*, 2008). Tanner *et al.* (1995) não verificaram uma diferença significativa na inactivação patogénica em leitos plantados e não plantados.

No que se refere aos processos físicos de remoção, as plantas contribuem para a filtração mecânica e sedimentação, uma vez que a sua inclusão numa zona húmida construída diminui a velocidade do escoamento e potencia consequentemente a sedimentação de partículas e a adsorção de solutos (Taylor *et al.*, 2011).

De um ponto de vista químico da remoção de elementos patogénicos, as cargas eléctricas associadas aos pelos radiculares reagem com as cargas eléctricas (opostas) nas partículas coloidais, como sólidos suspensos. Essa reacção resulta na sua aderência às respectivas raízes, onde são removidos do efluente e lentamente digeridos e assimilados pelas plantas e microrganismos.

Assim, além da referida diminuição da velocidade do escoamento, o facto de um substrato com raízes oferecer uma melhor superfície de aderência às comunidades microbianas (biofilme), que processam os elementos patogénicos, favorece as condições à ocorrência de adsorção.

A contribuição das plantas na oxidação de elementos patogénicos é directa uma vez que na sua presença ocorre uma introdução de oxigénio no meio por difusão passiva. Além da oxidação propriamente dita, a introdução de oxigénio no substrato também estimula a decomposição por bactérias heterotróficas. No entanto, Kadlec e Wallace (2008) defendem que existem cada vez mais provas de que as plantas não fornecem oxigénio à água e substrato para além daquele libertado pelo seu metabolismo.

A libertação de toxinas antibióticas pelas plantas também corresponde a um processo de remoção química de elementos patogénicos, que evidentemente apenas ocorre na sua presença. As substâncias excretadas pelas raízes de várias espécies de plantas, responsáveis pela referida capacidade antibiótica são os ácidos gálico e tânico (Gopal e Goel, 1993).

Embora nos processos de remoção biológica não exista uma contribuição directa por parte das plantas, o facto de haver uma introdução de oxigénio e de compostos carbonatados no substrato contribui para uma maior variedade de actividade microbiológica. A presença de raízes estimula o desenvolvimento de populações de bactérias com propriedades antibióticas, como por exemplo as pseudomonas (Ottová *et al.*, 1997).

Esta ideia é também defendida por García *et al.* (2003), na medida em que o autor atesta que um meio mais rico em oxigénio, e com uma melhor condutividade hidráulica, permite um maior desenvolvimento da comunidade de protozoários ciliados, que por sua vez se alimentam de um maior número de bactérias fecais.

Analisando as referidas contribuições torna-se clara a afirmação de Hatano *et al.* (1993) de que a presença de plantas favorece a remoção de elementos patogénicos. A modificação que introduzem no microambiente do substrato e as substâncias que libertam potencia o desenvolvimento de comunidades bacterianas específicas, e evita o crescimento de bactérias infecciosas.

Também Vymazal (2013) afirma que cada vez mais existem provas de que a utilização de zonas húmidas construídas plantadas é mais eficiente na remoção patogénica que zonas húmidas construídas por plantar.

A eficiência do tratamento pode ser influenciada por uma grande variedade de factores. Assim não se pode descredibilizar a importância da presença de vegetação (Gerberg *et al.*, 1989; Soto *et al.*, 1999; Hench *et al.*, 2003; Decamp e Warren, 2000; Morató *et al.*, 2014), mesmo nos casos em que se verificou uma correlação negativa entre a sua presença e a eficiência de tratamento.

No que se refere ao estudo levado a cabo por Vacca *et al.* (2005), a correlação negativa entre a remoção patogénica e a presença de plantas pode ser atribuível a 3 factores:

- A capacidade de reprodução do indicador patogénico em análise (Enterococos) nestas infraestruturas de tratamento;
- O indicador analisado ser pouco susceptível às substâncias excretadas pela espécie plantada (*Phragmites australis*);
- A actividade de bactérias competidoras não ter causado uma eliminação significativa.

Quanto ao estudo de Mburu *et al.* (2008), alegou-se que o indicador em análise (Coliformes fecais) se encontrava associado aos sólidos suspensos totais (SST), cuja remoção se afigurou mais eficaz nos leitos não plantados.

#### 3.3.4 SUBSTRATO

As características do substrato que influenciam a remoção de elementos patogénicos em zonas húmidas construídas são a porosidade e a granulometria (García *et al.*, 2003).

A porosidade do meio é proporcional ao volume de vazios no interior do leito, e a presença de raízes pode contribuir para a sua diminuição. De uma forma geral, a porosidade do meio influencia o tempo de retenção hidráulica no mesmo e por sua vez a eficiência na inactivação patogénica, na medida em que quanto maior for a porosidade maior o tempo de retenção hidráulica para um mesmo caudal de entrada.

A influência da granulometria do meio na remoção de elementos patogénicos tem dado origem a diversas opiniões. García *et al.* (2003) analisou a remoção de dois indicadores patogénicos em quatro leitos afectos às mesmas condições de funcionamento, e com substratos plantados com diferentes granulometrias.

Concluiu-se no referido estudo que a inactivação bacteriológica mais eficiente se associa a substratos com menores granulometrias. Tal evidência pode dever-se à melhor capacidade que os substratos com estas características apresentam em filtrar o efluente, e está de acordo com a premissa de Ghermandi *et al.* (2007) de que a remoção de indicadores patogénicos é correlacionável com a remoção de SST. Também Ottová *et al.* (1997) e Rivera *et al.* (1995) observaram nos seus estudos que o meio com granulometria mais fina verificou uma maior eficiência de remoção, compensando a prática de TRH mais reduzidos.

No entanto, a retenção dos elementos patogénicos no substrato pode ter um efeito contrário, na medida em que pode corresponder a uma remoção aparente, principalmente na ausência de plantas.

A sobrevivência de *E.coli* em substratos com uma menor granulometria já foi avaliada em diversos estudos (Gersberg *et al.*, 1989; Williams *et al.*, 1995; Decamp e Warren, 2000). Dos resultados registados pode-se concluir que os caminhos preferenciais causados por um substrato com estas características, junto com as menores concentrações em oxigénio dissolvido que verifica, proporcionam condições mais favoráveis à sobrevivência do referido indicador patogénico.

Segundo Karim *et al.* (2004) a retenção de vírus e bactérias no substrato de uma zona húmida construída, quando não adsorvidos, prolonga a sua sobrevivência. Aliando o referido à fraca introdução de oxigénio no meio em sistemas não plantados a sobrevivência de elementos patogénicos também é prolongada devido à sua não oxidação ou a um fraco desenvolvimento dos seus predadores (García *et al.*, 2003).

Wright *et al.* (1995) mostrou que substratos com espaços intersticiais mais reduzidos (<6 µm), ou seja, com uma menor granulometria, abrigam as bactérias dos seus predadores, cujas maiores dimensões impedem o seu acesso a poros mais pequenos.

Rivera *et al.* (1995) verificou que os leitos de gravilha apresentaram um melhor desempenho na remoção de protozoários patogénicos que os constituídos por solo, de menor granulometria. Já para os coliformes fecais o tipo de substrato não influenciou a sua remoção. A razão desta diferença pode estar relacionada com as diferentes dimensões dos referidos microrganismos, ou com os seus processos de remoção.

### 3.3.5 CONCENTRAÇÃO AFLUENTE

Na bibliografia consultada verificou-se que a concentração patogénica e a carga orgânica afluentes interferem na remoção. Contudo convém especificar as suas diferenças, e as conclusões a retirar.

#### **CONCENTRAÇÃO EM ELEMENTOS PATOGENICOS**

Para Vymazal (2005) a eficiência da remoção patogénica em percentagem é função do número de bactérias à entrada dos leitos, verificando-se elevadas remoções em efluentes sem tratamento, ou tratados mecanicamente. No entanto, elevadas percentagens de remoção não coincidem com uma concentração em indicadores patogénicos reduzida do efluente tratado.

Na Tabela 3.1 constam as eficiências de remoção expressas em percentagem e unidades logarítmicas atingidas pelos leitos estudados por Vymazal (2005).

Verifica-se que a maior remoção em percentagem não se encontra associada à menor concentração do indicador patogénico à saída. A mesma situação também se verifica para a remoção expressa em unidades logarítmicas.

É portanto arriscado afirmar que um leito que apresente uma excelente remoção corresponde ao leito que produz o efluente mais tratado. Desta análise chega-se à conclusão de que a eficiência de tratamento não deve ser um parâmetro analisado por si só, devendo sempre ter em atenção a respectiva concentração à saída para aferir a respeito da qualidade do efluente tratado. A concentração à saída chega inclusivamente a ser mais importante que a eficiência de remoção (Vymazal, 2005b).

**Tabela 3.1 – Redução patogénica expressa em percentagem e unidades log. por Vymazal (2005)**

Tipo de leito	Concentração		Remoção	
	Entrada (CFU/100 mL)	Saída	(%)	unid.log.
<b>Coliformes fecais</b>				
ESS	1.22E+07	9.29E+05	91.5	1.12
ES	4.77E+06	4.29E+04	85.6	2.05
Híbrido	2.96E+06	4.58E+04	99.4	1.81
<b>Estreptococos fecais</b>				
ESS	9.66E+05	6.79E+04	92.6	1.15
ES	3.31E+04	1.44E+03	84	1.36
Híbrido	1.01E+05	1.92E+03	97.7	1.72
<b>Coliformes totais</b>				
ESS	2.52E+07	3.47E+06	88.1	0.86
ES	8.13E+05	2.96E+05	65.1	0.44
Híbrido	2.56E+09	3.04E+05	99.1	3.93

ESS - Escoamento sub-superficial

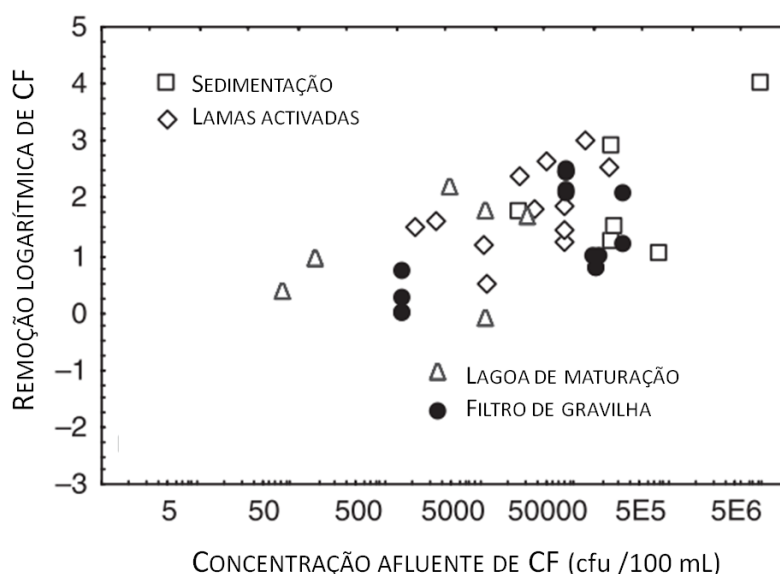
ES - Escoamento superficial

Rivera *et al.* (2005), Arias *et al.* (2002) e Ghermandi *et al.* (2007) também observaram que a remoção patogénica é função do número de bactérias à entrada, sendo que elevadas remoções se atingem para efluente por tratar ou com um pré-tratamento mecânico.

O primeiro concluiu pelos dados recolhidos de instalações em laboratório e em campo que um alto nível de inactivação patogénica se encontra relacionado com uma concentração patogénica afluente elevada.

O segundo estudou a inativação patogénica num esquema de tratamento composto por dois leitos com escoamento vertical. Verificou que o leito a montante, que recebia um efluente com uma maior concentração patogénica, registou remoções logarítmicas superiores ao leito que lhe sucedia. Embora a retenção no segundo leito fosse o dobro da do primeiro, a influência da menor carga patogénica do seu afluente prevaleceu no valor da sua remoção logarítmica.

Por fim, Ghermandi *et al.* (2007) avaliou o desempenho de leitos com escoamento superficial a receber efluentes com diferentes níveis de tratamento. Os pré-tratamentos aplicados seguem-se por ordem crescente de eficiência: sedimentação, lamas activadas, filtro de gravilha, e lagoa de maturação.



**Figura 3.1 – Remoção logarítmica de CF em função da respectiva concentração afluyente, estudada por Ghermandi *et al.* (2007)**

Como se pode observar na Figura 3.1, verifica-se uma maior remoção de Coliformes fecais nos leitos que recebem o efluente menos tratado, corroborando a relação supracitada entre a concentração afluyente e a remoção patogénica.

Uma vez que se verificaram remoções logarítmicas negativas o autor concluiu que leitos a tratar um efluente previamente desinfectado não contribuem para uma futura desinfecção, e funcionam como uma fonte de elementos patogénicos.

Como se pode observar, a correlação estabelecida entre a concentração patogénica afluyente e a sua redução logarítmica assenta em dados empíricos. Contudo, uma vez que se conclui que a concentração patogénica é tanto maior quanto mais pobre o pré-tratamento do afluyente, pode-se estabelecer uma relação com a sua carga orgânica.

## CARGA ORGÂNICA

Segundo Galvão (2009) o nível de tratamento influencia a eficiência da remoção patogénica. Embora esteja de acordo com a afirmação supracitada de Vymazal (2005), Galvão (2009) refere-se a uma abundância de matéria orgânica, e não de elementos patogénicos.

A autora defende que a abundância de microrganismos no efluente condiciona o desenvolvimento e a dinâmica da microfauna que se desenvolve nos leitos. Quanto mais desenvolvida for a comunidade microbiana, maior a sua contribuição na remoção patogénica.

Puigagut *et al.* (2006) também defende a teoria de que a carga orgânica no afluente influencia o desenvolvimento da sua comunidade microbiana. O autor conclui que o tipo de matéria orgânica, solúvel ou particulada, influencia a microfauna predominante no leito. Os resultados obtidos no seu estudo sugerem que não existe diferença significativa entre a eficiência da remoção patogénica e o tipo de matéria orgânica fornecida.

Embora a disponibilidade em matéria orgânica promova um maior desenvolvimento da comunidade microbiana das zonas húmidas construídas, Puigagut *et al.* (2007) verificou que essa relação não é assim tão linear. Na experiência conduzida pelo autor, concluiu-se que para disponibilidades orgânicas superiores se começou a verificar uma diminuição na abundância de ciliados, metazoários e microflagelados. A explicação mais provável para esta diminuição corresponde ao aumento da disponibilidade orgânica conduzir a concentrações em oxigénio dissolvido mais baixas no sistema, interferindo com a sobrevivência da sua microfauna.

Decamp *et al.* (1999) chegou a uma conclusão semelhante ao comparar a disponibilidade de oxigénio entre leitos a praticar tratamento secundário e terciário. Os leitos a praticar tratamento secundário recebem uma carga orgânica maior, e conseqüentemente encontram-se menos oxigenados, limitando as comunidades de protozoários ciliados, e por sua vez a eficiência da remoção patogénica para uma mesma carga hidráulica.

Com base nos estudos analisados não se verifica um consenso face à influência da carga orgânica. Se por um lado promove o desenvolvimento da comunidade de predadores de elementos patogénicos, por outro pode também despoletar uma actividade biológica tão intensa que interfere com a sua sobrevivência.





## 4 ANÁLISE DA REMOÇÃO DE ELEMENTOS PATOGÉNICOS ATRAVÉS DE ZONAS HÚMIDAS CONSTRUÍDAS NUMA INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL EM FRIELAS

A parte experimental da presente dissertação foi levada a cabo na ETAR de Frielas. Avaliou-se a capacidade de remoção patogénica de 4 zonas húmidas construídas a tratar efluente bombeado directamente de uma estrutura da ETAR, e analisou-se o seu desempenho durante aproximadamente 4 meses.

A ETAR de Frielas data de 1999 e serve parte dos concelhos de Lisboa, Loures, Amadora, Mafra, Sintra e Vila Franca de Xira (Pisoeiro, 2013). A linha de tratamento da sua fase líquida é constituída pelas seguintes etapas principais (Amaral, 2011):

- Elevação com parafusos Arquimedes em dois estágios;
- Gradagem (média e fina);
- Desaneração/desengorduramento (com injeção de ar);
- Decantação primária lamelar com tratamento físico-químico;
- Elevação intermédia com parafusos de Arquimedes;
- Homogeneização/equalização;
- Tratamento biológico por lamas activadas em média carga (com difusão de ar em bolha fina);
- Decantação secundária;
- Bio filtração;
- Desinfecção UV.

A possibilidade de levar a cabo esta experiência na ETAR de Frielas permitiu aproximar as condições de funcionamento da instalação experimental a uma situação real, tanto no que se refere a condições climáticas e ambientais, como às características do efluente, bombeado directamente da estrutura da ETAR a montante da última etapa de tratamento da fase líquida, a desinfecção UV.

Desta forma foi possível analisar a resposta de zonas húmidas construídas na remoção de elementos patogénicos, recebendo um efluente secundariamente tratado.

### 4.1 DESCRIÇÃO DA INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

A instalação experimental é constituída por 4 leitos e um tanque, e localiza-se na ETAR de Frielas (Figura 4.1). O efluente é bombeado da secção exactamente a montante do tratamento com lâmpadas UV, a desinfecção. Os leitos encontram-se portanto a tratar um efluente que já passou pelo tratamento secundário. Espera-se que o efluente apresente uma qualidade satisfatória, no que se refere à composição em matéria orgânica e nutrientes, e que tenha elementos patogénicos na sua composição.



Instalação experimental



Limite da ETAR

**Figura 4.1 - Localização da instalação experimental (imagem retirada de *Google maps* 2014)**

Dos quatro leitos instalados três encontram-se plantados e um sem plantas, que serviu de controlo e permitiu avaliar a contribuição das plantas na desinfecção do efluente. As espécies plantadas são *Phragmites australis*, *Carex pendula* e *Typha latifolia*. A primeira espécie é a mais corrente neste tipo de infraestrutura, no entanto outras espécies também se podem revelar eficientes (Butler *et al.*, 1990).

Os leitos são caixas de Policloreto de vinilo (PVC) com as dimensões 555 x 361 x 400 mm (Figura 4.2). O meio de enchimento, que para os leitos plantados serve como meio de suporte vegetal, é gravilha com uma granulometria compreendida entre os 4 e os 8 mm e com uma porosidade de 30%.

O substrato tem uma profundidade de 40 cm, e o escoamento processava-se a 5 cm da superfície. O controlo do nível do escoamento nos leitos era feito por intermédio do órgão de saída regulável, tubo com cotovelo (Figura 4.3). O efluente, bombeado directamente de uma infraestrutura da ETAR, permanecia num tanque intermédio antes de ser distribuído pelos leitos de forma regulada.



Figura 4.2 - Instalação experimental em Frielas



Figura 4.3 - Tubo com cotovelo

## 4.2 DEFINIÇÃO DOS PARÂMETROS DE FUNCIONAMENTO

A eficiência da remoção de elementos patogénicos em zonas húmidas construídas é função do tempo de retenção nos leitos, do tipo de substrato aplicado, da presença de vegetação e por sua vez, da espécie plantada (Vymazal, 2005b). A sua definição neste estudo foi feita com o objectivo de atingir a melhor eficiência de tratamento.

Parâmetros como as condições meteorológicas (temperatura e precipitação) e a concentração à entrada constituíam factores aleatórios nesta instalação.

Nos subcapítulos 4.2.1. e 4.2.2. encontram-se explicados todos os factores que influenciaram a escolha dos parâmetros controláveis no contexto deste trabalho.

### 4.2.1 ESPÉCIES PLANTADAS

Na ocorrência de eventos pluviométricos intensos vê-se excedida a capacidade de tratamento da ETAR de Frielas (Pisoeiro, 2013). Essa excedência obriga a que se proceda à descarga do efluente directamente no meio receptor, descargas de emergência.

No que se refere à composição dos leitos pretendia-se manter um sem plantas, a servir de controlo; um plantado com *Phragmites australis*, que corresponde a uma espécie bastante utilizada neste tipo de estudo; e dois leitos plantados com espécies que ocorrem nas imediações da ETAR de Frielas de forma a avaliar a capacidade auto-depuradora do meio.

A possibilidade de documentar a capacidade de espécies locais na remoção de elementos patogénicos seria uma mais-valia dado permitir ganhar uma noção da capacidade de tratamento do meio na ocorrência das referidas descargas de emergência, e por à partida se tratar de espécies pouco documentadas na bibliografia.

Contudo, a complexidade na sua identificação e impossibilidade de recolher do meio selvagem obrigou a repensar esta escolha.

Na bibliografia há registos de espécies mais aptas à prática de determinado tipo de tratamentos. Contudo, independentemente do tipo de tratamento é determinante que as espécies sejam nativas, e por sua vez adaptadas às condições locais (Cronk, 1996).

Para o efeito optou-se por utilizar *Carex pendula* e *Typha latifolia*. Trata-se de espécies nativas Europeias, que se desenvolvem em pântanos e margens de rios, encontrando-se portanto adaptadas às condições locais e de saturação (Steven Christman, 2000; Washington State Department of Ecology). Outro factor que contribuiu para esta escolha foi a sua disponibilidade em viveiro.

A *Typha latifolia* é inclusivamente das espécies mais comuns neste tipo de estruturas de tratamento, assim como a *Phragmites australis* (Vymazal, 2002). Esta última foi transplantada do laboratório de Ambiente do IST.

#### 4.2.2 CARGA HIDRÁULICA

A carga hidráulica influencia a eficiência do tratamento neste tipo de infraestrutura. Quanto menor for a carga hidráulica maior o tempo de retenção e mais longo é o contacto entre os elementos patogénicos com o substrato e a vegetação, influenciando processos como a predação, filtração e sedimentação (Perkins e Hunter, 2000) e consequentemente contribuindo para uma remoção mais eficaz.

A determinação deste parâmetro teve por base a informação disponível a respeito de experiências anteriormente conduzidas com a mesma finalidade, ou seja, a utilização de zonas húmidas construídas como tratamento terciário. Embora já se tenham desenvolvido vários estudos com o objectivo de avaliar a capacidade de remoção de nutrientes, contaminantes químicos, e microrganismos da água residual, pouco ainda se desenvolveu a respeito da remoção de vírus e parasitas aquáticos (Kadlec e Knight, 1996). Segue-se uma breve descrição da bibliografia consultada, no que se refere ao contexto da experiência e aos resultados obtidos.

##### ARTIGO 1

---

A experiência conduzida por Green *et al.* em 1997 em Leek Wootton, Warwicksire, consistiu na investigação da remoção de *E.coli* e coliformes totais em leitos com substrato de gravilha de granulometria a variar entre 5 a 10 mm plantados com *Phragmites australis*, e a receber um efluente secundariamente tratado. Ensaíram-se diferentes tempos de retenção registando-se claramente melhores remoções para tempos de retenção mais longos.

##### ARTIGO 2

---

Em 1999 foi levado a cabo um estudo por Gerba *et al.* em Tucson, Arizona, onde se avaliou o desempenho de uma zona húmida construída com escoamento sub-superficial horizontal que precedia uma lagoa de maturação. A zona húmida construída encontrava-se plantada com diversas espécies, e a lagoa recebia um efluente secundariamente tratado.

O desempenho foi analisado através da monitorização das concentrações à entrada e à saída de coliformes totais e fecais, e os seguintes parasitas aquáticos: *Giardia*, *Cryptosporidium* e *Coliphage*. O tempo de retenção hidráulica aplicado no leito foi de aproximadamente 4 dias, equivalente a uma carga hidráulica de 2.63 cm/dia para um leito com as características dos leitos em estudo.

#### ARTIGO 3

---

Kaseva estudou em 2004 o desempenho de três zonas húmidas construídas, uma não plantada e as restantes plantadas com *Typha latifolia* e *Phragmites mauritanus*. O efluente passava a montante por um reactor anaeróbio de fluxo ascendente, que de acordo com Rosseau *et al.* (2008) aplica tratamento secundário.

O tempo de retenção hidráulica foi dimensionado para 2.5 dias, resultando na prática em 2 dias, correspondente a uma carga hidráulica de 5.25 cm/dia em leitos com as características dos da instalação em análise. Sendo que das três zonas húmidas construídas ensaiadas, a plantada com *Typha latifolia* registou a melhor remoção de coliformes totais e fecais.

#### ARTIGO 4

---

Ayaz conduziu em 2008 um estudo com o objectivo de determinar a capacidade das zonas húmidas construídas como tratamento de afinação de efluente tratado. A instalação experimental em Istambul recebia efluente tratado directamente da ETAR de Pasaköy. Por forma a avaliar o seu desempenho analisou-se a concentração de coliformes fecais e totais a amostras colectadas à entrada e à saída dos leitos.

Das diferentes configurações ensaiadas destaca-se uma zona húmida construída com escoamento horizontal sub-superficial plantada com *Cyperus*. O tempo de retenção hidráulica praticado neste leito variou entre 1.62 e 5.25 dias, correspondendo a uma carga hidráulica a variar entre 6.48 e 2 cm/dia para um leito com as características dos leitos em estudo.

Na Tabela 4.1 encontram-se sintetizadas as eficiências de remoção, em unidades logarítmicas, para cada um dos artigos referidos, e respectivos tempos de retenção e cargas hidráulicas médias.

**Tabela 4.1 - Síntese das condições de funcionamento e eficiência de remoção**

Artigo	TRH (dias)	Carga hidráulica (cm/dia)	Remoção logarítmica	
			Coliformes totais	Coliformes fecais
Green <i>et al.</i> , 1997	5	2.1	<b>2.81</b>	-
Gerba <i>et al.</i> , 1999	4	2.63	<b>2.10</b>	<b>1.85</b>
Kaseva, 2004	2	5.25	<b>0.39</b>	<b>0.55</b>
Ayaz, 2008	3.44	4.24	<b>1.36</b>	<b>1.32</b>

A observação das Figuras 4.4 e 4.5 vai de encontro à afirmação de Perkins e Hunter (2000) supracitada neste subcapítulo. Relembrando, um maior tempo de retenção permite um contacto entre os elementos patogénicos com o substrato e a vegetação mais longo, influenciando de forma positiva a remoção destes elementos.

Após análise dos dados apresentados fixou-se uma carga hidráulica para os leitos em estudo de 2.5 cm/dia, equivalente a um tempo de retenção hidráulica de 4.2 dias. Uma vez que as caixas de PVC apresentam uma área superficial interior de 2072 cm<sup>2</sup> (37 x 56) o caudal diário que aflui a cada leito é de 5.18 L.

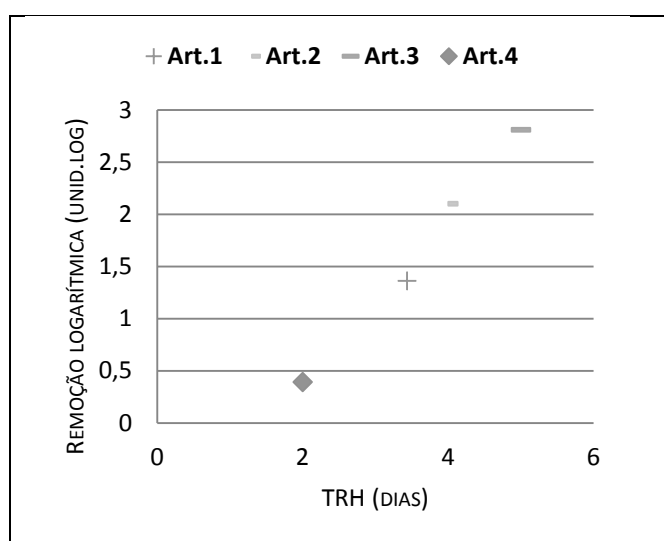


Figura 4.4 – Remoção logarítmica de CT e função do TRH

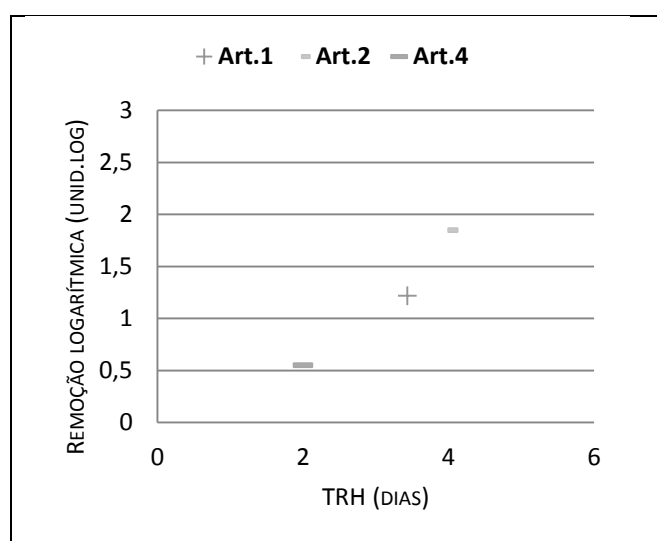


Figura 4.5 - Remoção logarítmica de CF e função do TRH

### 4.3 OPERAÇÃO DA INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

No presente subcapítulo descreve-se a operação da instalação experimental e as adaptações feitas no decorrer deste projecto para garantir o seu correcto funcionamento.

#### 4.3.1 INDICADORES PATOGÉNICOS

O controlo da concentração em elementos patogénicos é de extrema importância quando se procede a descargas em águas balneares, que correspondem a águas do mar e águas estuarinas, onde o banho é permitido e seja habitualmente praticado por um número considerável de banhistas (aproximadamente 100/dia, durante a época balnear). Da ingestão acidental de concentrações de elementos patogénicos advêm consequências para a saúde pública.

Até 2006 a qualidade das águas balneares era definida de acordo com o estipulado no Decreto-Lei nº. 236/98. Este DL ditava a qualidade das águas balneares em função das concentrações de Coliformes totais e fecais, *Streptococos* fecais, *Salmonelas* e *Enterovírus*. Contudo, o estudo de outros indicadores como a *E.coli* e os *Enterococos* verificou que estes traduziam mais fidedignamente a incidência de doenças.

Actualmente a qualidade das águas balneares encontra-se definida no Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de Maio. Os parâmetros que a definem são as concentrações de *E.coli* e *Enterococos*, que variam caso se trate de águas interiores ou costeiras e de transição.

Embora a concentração de Coliformes totais já não seja utilizada para aferir a respeito da qualidade da água, recorreu-se a este indicador para analisar a redução que se consegue obter em Frielas, e poder comparar com outros estudos.

Os Coliformes totais consistem no grupo de bactérias mais amplo analisado. Nos Coliformes totais estão incluídas bactérias que se encontram no tracto intestinal humano e de outros animais de sangue quente, mas também bactérias existentes em solo não poluído e na vegetação (Monteiro, 2000). A sua detecção indica uma potencial contaminação fecal, tratando-se de um indicador pouco específico para o efeito (Vymazal, 2005b). Tal evidência tem levado à sua substituição por outros indicadores mais restritos, como os Coliformes fecais e *E.coli*.

A elevada concentração de *E.coli* no aparelho digestivo humano, aliado ao facto de apenas se encontrar neste meio, faz com que esta bactéria seja considerada como um indicador adequado de contaminação fecal. A sua presença indica contaminação fecal recente e a possibilidade de existência de patogénicos (Moleda *et al.*, 2008).

Os *Enterococos* intestinais correspondem a um subgrupo dos *Streptococos* fecais, frequentemente utilizado para confirmar contaminação fecal (Vymazal, 2005b). Estes elementos habitam no tracto intestinal de animais de sangue quente, e apresentam uma correlação acentuada com a incidência de gastroenterites agudas em utilizadores de águas costeiras. Segundo Cabelli (1989) trata-se do melhor indicador da qualidade da água relativamente ao risco de infecções.

É importante relembrar a citação de Pillai *et al.* (2003) apresentada no subcapítulo 3.2. Em contextos de extrema sensibilidade da saúde pública, é preferível detectar elementos patogénicos em particular, em detrimento aos indicadores patogénicos comuns. De acordo com o autor, embora as bactérias coliformes sejam indicadores fiáveis na indicação da presença de bactérias patogénicas, não se correlacionam com a presença de vírus e protozoários patogénicos. Tal deve-se ao facto de já se terem verificado situações em que havia concentrações positivas de vírus entéricos em água residual municipal, onde a concentração de bactérias coliformes era nula.

Berg (1978) apresenta uma visão semelhante. Para o autor, embora as bactérias patogénicas sejam indicadores úteis na presença de vírus em efluentes onde se encontram, a sua ausência não assegura a ausência de vírus. Rose et al. (1991) e Hijnen et al. (2007) demonstraram que a ocorrência de elementos patogénicos comuns não prevê com uma precisão adequada a presença de parasitas.

Já Sousa (2001) afirma que na existência de bactérias coliformes podem existir microrganismos patogénicos, enquanto que na sua ausência não existem microrganismos patogénicos.

#### 4.3.2 ALIMENTAÇÃO DOS LEITOS

O efluente é bombeado para um tanque intermédio (Figura 4.6) e é posteriormente distribuído pelos 4 leitos. O tanque em questão de dimensões 1.0 x 1.2 x 1.2 m<sup>3</sup> encontra-se munido de dois níveis (Figura 4.7) que ditam o accionamento e paragem automáticos da bomba instalada.

O objectivo da existência deste tanque consiste na garantia de que a alimentação dos leitos é contínua, evitando a sobrecarga dos leitos devida a alimentações periódicas de grandes volumes. Esta sobrecarga afectaria o tempo de retenção nos leitos e consequentemente o nível de tratamento. O enchimento automático do tanque por intermédio dos níveis instalados impede que este fique vazio, o que confere alguma autonomia à instalação.



Figura 4.6 - Tanque intermédio

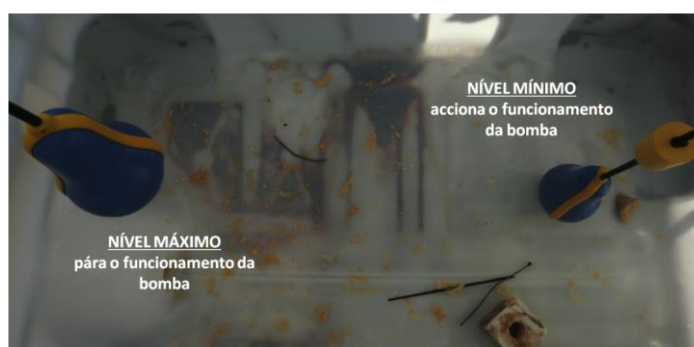


Figura 4.7 - Níveis no interior do tanque intermédio

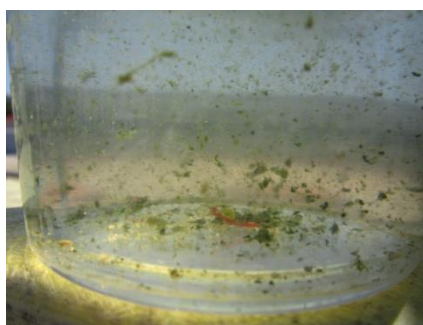
Como decidido no subcapítulo 4.2.2. cada leito receberia 5.18 L por dia, perfazendo um total de 20.72 L diários. Assim, verificou-se que a capacidade do tanque intermédio poderia ser menor. No entanto, numa fase inicial assumiu-se que, embora com este modo de funcionamento o efluente se encontre retido no tanque por um longo período de tempo tal não representava um problema.

Isto é, tratando-se de efluente já tratado, não se esperava que a sua qualidade sofresse uma alteração significativa durante a retenção no tanque. Além disso, para efeitos de estudo, desde que se procedesse à recolha da água do tanque para análise e não directamente do efluente da ETAR, obter-se-ia informação precisa sobre a qualidade da água que estava de facto a servir de alimentação.



Adicionalmente poder-se-ia comparar a qualidade do efluente retido no tanque, com o da ETAR, uma vez que também foram feitas análises periódicas ao mesmo.

Embora o efluente se encontre num nível avançado de tratamento, tal não impede o desenvolvimento de populações de microalgas e metazoários no tanque da ETAR a montante da desinfecção. É desta estrutura que se bombeava o efluente para o tanque intermédio, tendo-se também verificado, por inspecção visual, o desenvolvimento das referidas populações de microalgas e metazoários no mesmo (Figura 4.8).



**Figura 4.8 – Desenvolvimento de microalgas e metazoários no efluente do tanque intermédio**

Na primeira análise à qualidade do efluente no tanque intermédio, levada a cabo no dia 5 de Maio, não se detectou a presença de Coliformes totais e E.coli, e verificou-se uma reduzida concentração de Enterococos, de apenas 7 NPM/100 mL. As concentrações dos indicadores patogénicos no efluente do tanque intermédio eram muito díspares das respectivas concentrações para o efluente no tanque a montante da desinfecção.

Deste modo, o nível de tratamento verificado no tanque intermédio interferia com o objectivo da presente dissertação, aferir a respeito da capacidade de desinfecção de zonas húmidas construídas.

Este tratamento poderia ser devido a três factores, o longo tempo de retenção no tanque intermédio, a actividade biológica das referidas espécies de microalgas e metazoários, e/ou a exposição solar a que este estava exposto.

Para diminuir o tempo de retenção no tanque intermédio procedeu-se à instalação de uma secção em T (Figura 4.9), levada a cabo no dia 15 de Maio, por onde se vazaria o conteúdo do tanque periodicamente. Procedeu-se desta forma, uma vez que a vazão do tanque pelas válvulas de alimentação dos leitos não representava uma solução prática, pois obrigava à desconecção válvula/leito, e à desregulação das mesmas.



**Figura 4.9 - Solução adoptada para vaziar o volume total do tanque intermédio**

Embora seja difícil controlar o desenvolvimento das espécies de microalgas e metazoários no tanque intermédio, a renovação do seu conteúdo e conseqüente diminuição do tempo de retenção resultou na opção mais exequível para atenuar o seu desenvolvimento. Outra medida que também se adoptou foi passar a bombear o efluente mais à superfície, em detrimento do fundo da estrutura da ETAR, onde a bomba assentava. Tomou-se essa opção porque à partida o fundo se encontra mais carregado biologicamente que os níveis mais superficiais devido à inevitável deposição gravítica dos sedimentos. Assim munuiu-se a bomba de uma corda para permitir a sua elevação aquando a bombagem.

Por forma a impedir que a contribuição da exposição solar a que o tanque está sujeito praticasse um potencial tratamento ao efluente, procedeu-se à sua cobertura com uma rede de cobertura anti raios UV, como ilustrado nas Figuras 4.10 e 4.11.



**Figura 4.10 - Tanque intermédio com cobertura (1)    Figura 4.11 - Tanque intermédio com cobertura (2)**

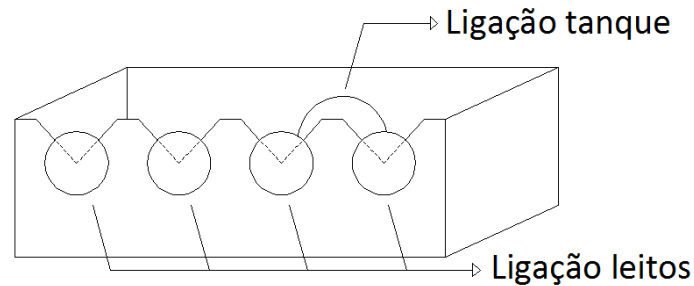
### 4.3.3 REGULAÇÃO DO CAUDAL

No que se refere à distribuição do efluente pelos leitos assumiu-se numa fase inicial que as válvulas ilustradas na Figura 4.12 eram adequadas para o efeito. Porém, quando se procedeu à sua calibração após se definir a carga hidráulica nos leitos, verificou-se que estas válvulas não possuíam a precisão necessária, uma vez que o caudal mínimo regulável por válvula era cinco vezes maior que o pretendido.



**Figura 4.12 - Válvulas iniciais**

Surgiu então a necessidade de repensar a forma de regular os caudais. A instalação de válvulas mais precisas estava fora de questão devido ao seu elevado preço. Chegou-se a considerar a hipótese de regulação ilustrada na Figura 4.13, que consistia num tanque intermédio alimentado pelo caudal mínimo proveniente de uma válvula. As quatro saídas, ao mesmo nível, assegurariam uma alimentação igual para todos os leitos. No entanto, esta opção foi excluída devido ao risco de fenómenos de evaporação e consequente ausência de alimentação dos leitos.



**Figura 4.13 - Solução de regularização de caudal**

Finalmente considerou-se a instalação de torneiras, que, ao contrário das válvulas instaladas, permitem a regulação de menores caudais. Comproou-se uma torneira de exterior que após ensaiada se verificou cumprir com o objectivo pretendido, tendo-se portanto adoptado essa solução para os 4 leitos.

Tendo definida a solução de regulação de caudal procedeu-se à calibração do equipamento a 7 de Abril (Figura 4.14). Uma vez calibrado reuniram-se as condições para se começar a alimentar os leitos, ainda por plantar, com o caudal pretendido. Esperava-se assim estabelecer um nível base de tratamento para cada leito, que se previa concordante entre todos devido às mesmas condições de funcionamento a que estavam afectos.



**Figura 4.14 - Calibração do caudal**

O nível do tanque intermédio foi fixado quando da calibração do caudal, sendo que em visitas subsequentes à instalação se accionaria manualmente a bomba por forma a voltar a encher o desnível criado. Este controlo foi feito uma vez que o nível do tanque influencia a carga hidráulica nas torneiras podendo interferir com o caudal de saída.

Com a descida do nível, menor a carga hidráulica aplicada nas torneiras, e conseqüentemente menor o caudal de saída entre visitas. Vê-se garantido um fluxo contínuo na alimentação, mas o seu valor diminui ligeiramente com a descida, também ligeira, da superfície de água no tanque. No entanto, não se considerou este facto problemático na medida em que, menores caudais conduzem a maiores tempos de retenção e melhores eficiências de tratamento.

Iniciou-se a monitorização da instalação experimental a 5 de Maio, com a convicção de que os leitos estavam a ser alimentados de acordo com a calibração feita. No entanto, após um mês de análises à qualidade do efluente verificou-se que os leitos não estavam a ser devidamente alimentados.

Chegou-se a essa conclusão tendo em conta a reduzida descida do nível do tanque intermédio entre visitas, e principalmente devido ao baixo nível a que a água circulava nos leitos, que se tornou evidente na ausência de chuva. Procedeu-se assim a uma nova calibração das torneiras de alimentação.

Nessa calibração, levada a cabo dia 4 de Junho, constatou-se que a razão mais provável pela qual a alimentação tinha sido interrompida seria pela colmatação da reduzida abertura das torneiras com as microalgas e metazoários presentes no tanque.

Assumiu-se então que se procederia a uma calibração semanal para impedir futuras colmatações. No entanto, aquando a recolha das amostras para análise no dia 9 de Junho, passados apenas 5 dias, constatou-se que as torneiras se encontravam novamente colmatadas. A abertura que garantia a carga hidráulica pretendida apresentou-se impraticável face à composição incontrolável do efluente.

Para aferir a respeito da nova carga hidráulica a aplicar teve-se em conta a sugestão de Kadlec e Knight (1996), de que a carga hidráulica máxima aplicável nestas infraestruturas deve ser de 11.4 cm/dia, de modo a evitar ressuspensão de matéria sedimentada e o arrastamento de biofilme.

Embora a abertura das torneiras associada à referida carga não colmate tão rapidamente como a praticada anteriormente, ocorre igualmente uma acumulação de sedimentos, que vai diminuindo a carga previamente estabelecida. Por forma a não fugir dessa realidade, e relatar as condições de funcionamento mais fidedignamente, antes de uma nova calibração media-se a carga hidráulica em cada leito.

A carga hidráulica aplicada em cada leito entre visitas passou então a ser a média entre a carga hidráulica fixada na calibração anterior, e a carga hidráulica medida exactamente antes da calibração seguinte. Na ocorrência da colmatação total assumia-se um tempo retenção hidráulica médio entre o relativo à carga previamente fixada e o tempo decorrido entre visitas.

A carga hidráulica fixada para cada leito era normalmente de 11.4 cm/dia, à excepção das calibrações feitas a 23 de Julho e 4 de Agosto. Nessas datas fixou-se uma carga de 34.2 cm/dia ( $\Leftrightarrow$  50 mL/min) devido ao intervalo de tempo excepcionalmente longo que a instalação estaria sem acompanhamento. A fixação de uma carga maior permitia obter um TRH médio mais próximo dos praticados habitualmente.

Mesmo tendo praticado um controlo mais preciso da carga hidráulica afluyente a cada leito, não foi possível manter uma constância neste factor. Estas oscilações no tempo de retenção hidráulica são indesejáveis na medida em que promovem variações cinéticas da degradação dos componentes que compõem o efluente (Da Cunha *et al.*, 2003).

As variações no tempo de retenção hidráulica dificultaram a interpretação dos resultados, uma vez que não permitiu controlar uma variável que inicialmente se pretendia constante. No entanto, esta variação aproxima a instalação experimental em análise a uma situação real de funcionamento, uma vez que, num contexto real de tratamento de água residual o volume produzido pela população servida também sofre flutuações.

#### 4.4 MONITORIZAÇÃO DA INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

No decorrer de toda a experiência analisou-se no local o pH, potencial redox, temperatura, oxigénio dissolvido e condutividade. A análise da Carência Química de Oxigénio (CQO), e dos indicadores patogénicos referidos no subcapítulo 4.3.1 efectuou-se em laboratório, pelo que foram recolhidas e transportadas em frio as amostras necessárias para o efeito.

Recolhia-se um total de 6 amostras com uma frequência semanal, sempre que possível.

- **1 a 4** – efluente à saída dos leitos (LM 1, LM 2, LM 3, LM 4);
- **5** - efluente à saída do tanque intermédio;
- **6** - efluente a montante da desinfecção, na estrutura da ETAR, a partir da qual se bombeava água para o tanque intermédio.

A análise ao efluente dos leitos tinha como objectivo avaliar a sua capacidade de tratamento, tendo como padrão de comparação a qualidade do efluente à saída do tanque intermédio. A recolha de amostras do efluente na estrutura da ETAR tinha como fim saber o tratamento ocorrido no tanque intermédio.

A monitorização da instalação experimental decorreu entre 5 de Maio e 1 de Setembro de 2014. A partir do momento em que se constatou que a regulação de caudal pelas torneiras merecia mais atenção devido à sua fácil colmatação, 4 de Junho, procedeu-se à sua calibração duas vezes por semana, sempre que possível: uma vez na deslocação à ETAR para recolha de amostras, e uma segunda vez sem dia definido.

A 14 de Maio adquiriram-se a *Carex pendula* e a *Typha latifolia* no viveiro da Sigmatum, na Tapada das Necessidades, tendo-se plantado em Frielas no próprio dia. A 15 de Maio recolheram-se alguns pés de *Phragmites australis* do laboratório de Ambiente do IST, e também se plantaram em Frielas no próprio dia.

Enquanto que as espécies adquiridas em viveiro se adaptaram desde início, a *Phragmites australis* experimentou um período de stress de aproximadamente três semanas. As Figuras 4.15 e 4.16 ilustram a adaptação mais lenta da referida espécie.



Figura 4.15 – *Phragmites australis* a 26 de Maio



Figura 4.16 – *Phragmites australis* a 3 de Junho

Além da dificuldade de adaptação, o desaparecimento da *Phragmites australis* entre 1 e 4 de Julho também afectou o desempenho do seu leito, e alterou as condições de funcionamento face aos restantes. Para contornar o desaparecimento da referida espécie voltaram-se a transplantar algumas plantas do laboratório do IST, que também viram a sua adaptação dificultada.

Segue-se a calendarização e descrição das deslocações a Frielas durante o período monitorizado (Figura 4.17).


MAIO				
SEG.	TER.	QUA.	QUI.	SEX.
5	6	7	8	9
1ª recolha				
12	13	14	15	16
		Plantação <i>Carex</i> e <i>Typha</i> (LM2 e LM3)	Plantação <i>Phragmites</i> (LM 4) Instalação secção em T Cobertura tanque intermédio	
19	20	21	22	23
2ª recolha				
26	27	28	29	30
3ª recolha				

JUNHO				
SEG.	TER.	QUA.	QUI.	SEX.
2 4ª recolha	3	4 calibração	5	6
9 5ª recolha calibração	10	11	12 calibração	13
16	17	18	19	20
23 6ª recolha	24 calibração	25	26	27
30 7ª recolha				

JULHO				
SEG.	TER.	QUA.	QUI.	SEX.
30	1 calibração	2	3	4 calibração
7 8ª recolha calibração	8	9	10	11
14 9ª recolha calibração	15	16	17 calibração	18
21	22	23 10ª recolha calibração	24	25
28	29	30	31	

AGOSTO				
SEG.	TER.	QUA.	QUI.	SEX.
4 11ª recolha Calibração	5	6	7	8
11	12	13	14	15
18	19 calibração	20	21	22 12ª recolha calibração
25	26	27	28 calibração	29
1 13ª recolha				

**LEGENDA:**

 Calibração 50 mL/min


 Desaparecimento *Phragmites*

Figura 4.17 – Calendarização e descrição das deslocações a Frielas no período monitorizado





## 5 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

### 5.1 EVOLUÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

No presente subcapítulo analisa-se a evolução dos parâmetros físico-químicos. Embora a alimentação dos leitos tenha sido incerta até dia 9 de Junho achou-se relevante avaliar os dados recolhidos desde 5 de Maio, uma vez que testemunham a influência da introdução de plantas nos leitos.

A evolução dos factores analisados foi representada de forma linear, apenas para facilitar a análise dos gráficos, uma vez que não se pode garantir que a sua evolução ao longo do tempo é a representada. Esta observação é transversal a todos os gráficos do capítulo 5.

#### TEMPERATURA

A Figura 5.1 mostra a evolução da temperatura ao longo do período monitorizado para o afluente, correspondente à Entrada, e o efluente dos quatro leitos.

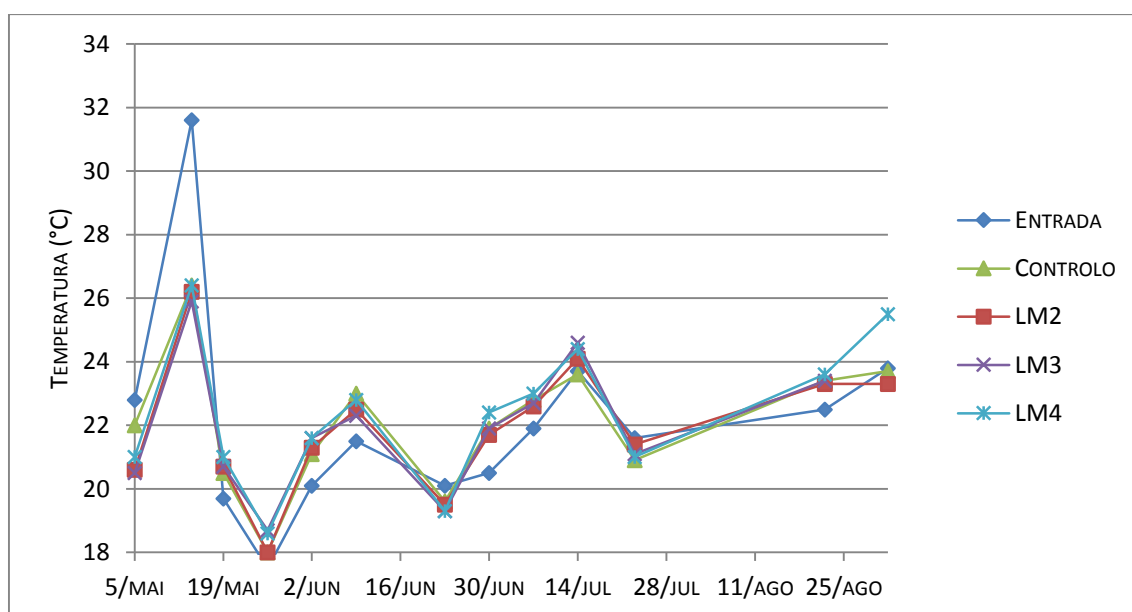


Figura 5.1 – Evolução da temperatura ao longo do período ensaiado

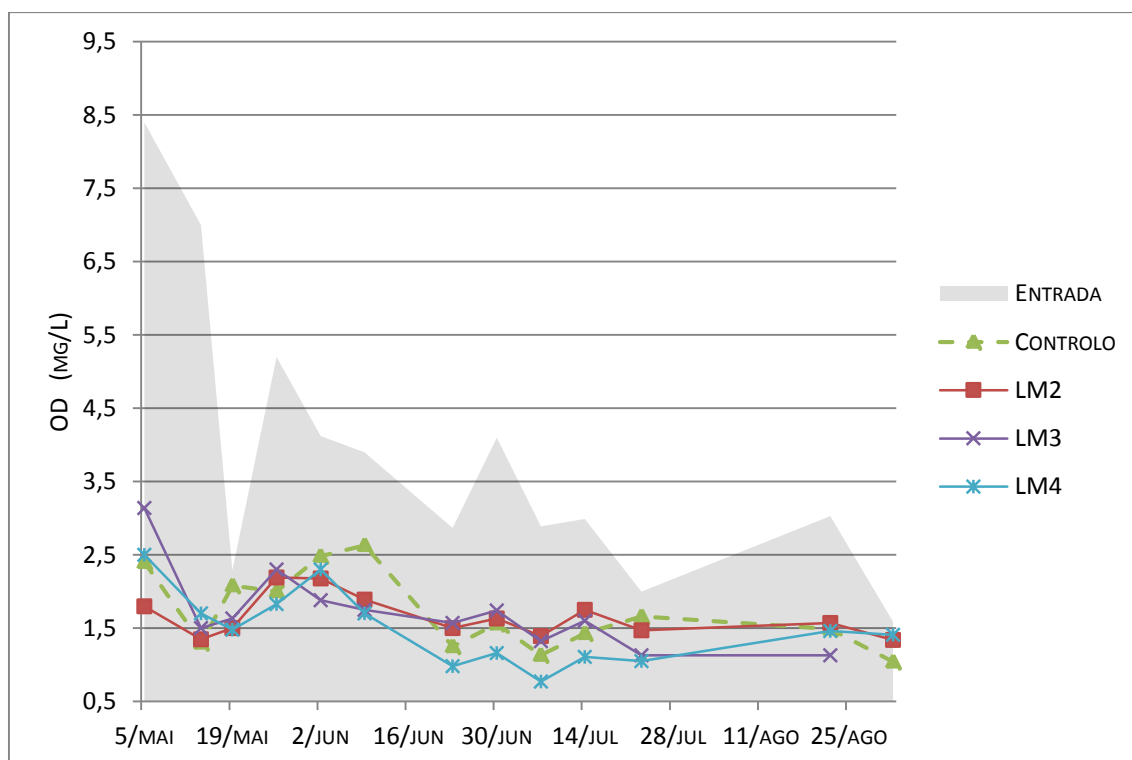
Como se pode constatar pela análise da Figura 5.1, a partir de 14 de Maio a temperatura do afluente é normalmente inferior à temperatura dos efluentes.

Atribui-se a diminuição da temperatura no tanque intermédio à sua cobertura pela rede anti raios UV, a 15 de Maio. O valor inferior que se passa a verificar a partir dessa data pode-se explicar devido à reduzida dimensão dos leitos, e à exposição solar a que se encontravam afectos, que conduziu a um aumento da temperatura no seu interior.

A temperatura apresentou uma tendência crescente ao longo do período ensaiado, salvo as diminuições pontuais entre 14 e 26 de Maio, 9 e 23 de Junho, e 14 e 23 de Julho. As temperaturas mais baixas verificaram-se a 26 de Maio, a variar entre os 17 e os 21 °C, e as mais altas a 14 de Maio, 31.6 °C no tanque intermédio e 26 °C nos leitos.

### OXIGÉNIO DISSOLVIDO

A Figura 5.2 mostra a evolução do oxigénio dissolvido no afluente e nos efluentes ao longo do período monitorizado.



**Figura 5.2 – Evolução da concentração em oxigénio dissolvido ao longo do período ensaiado**

Como se pode observar a água residual retida no tanque intermédio tem uma maior concentração de oxigénio face ao efluente tratado à saída dos leitos. Tal pode ser devido à superfície livre do volume de água armazenado no tanque se encontrar directamente em contacto com a sua atmosfera. Este contacto directo com a atmosfera, que não ocorre nos leitos devido ao seu escoamento sub-superficial, permite uma maior difusão de oxigénio.

No que se refere à quebra na concentração de oxigénio dissolvido a partir de 14 de Maio, esta pode ser devido ao método como se retirou a amostra a analisar. A 5 e a 14 de Maio ainda não se tinha procedido à instalação da secção em T, sendo que se extraiu a amostra da superfície livre do tanque, mais exposta ao oxigénio atmosférico. Justifica-se assim esta grande discrepância face aos restantes valores analisados após a instalação da secção.

As microalgas presentes no tanque intermédio também podem contribuir para concentração em oxigénio dissolvido.

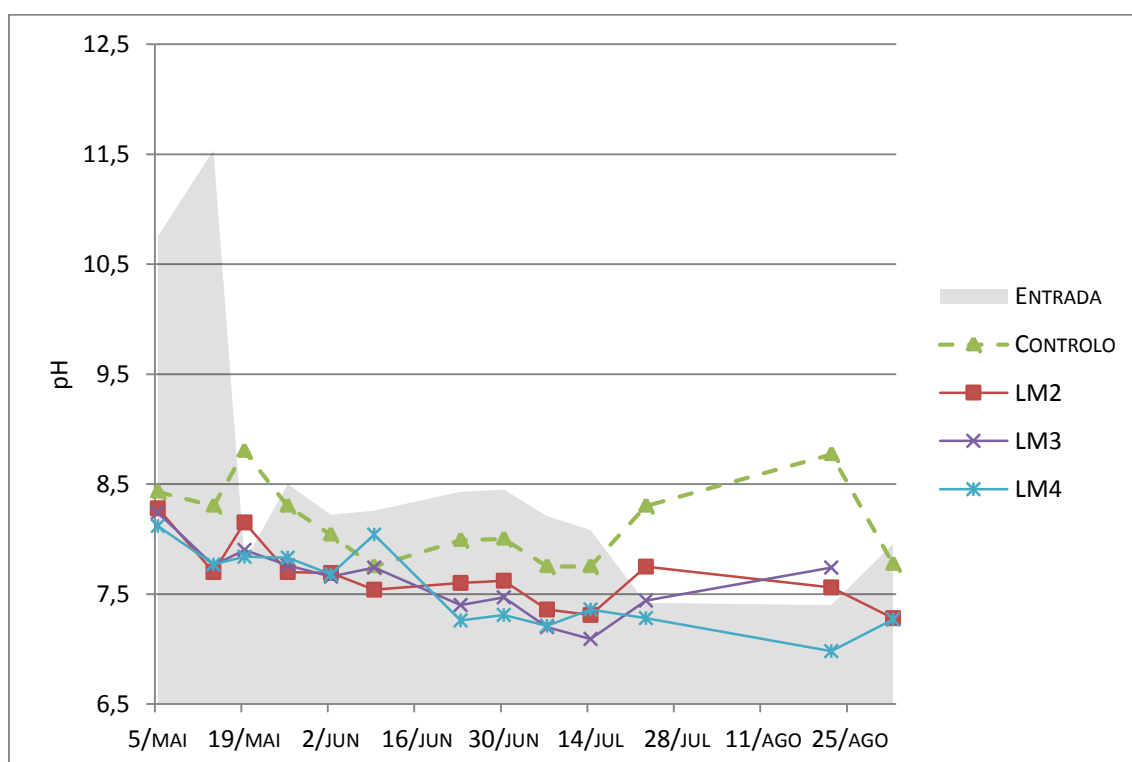
O oxigénio dissolvido do efluente apresenta valores aproximados entre leitos. De ressaltar que a concentração de oxigénio no LM 1, de controlo, chega inclusivamente a ser superior à dos restantes. O leito de controlo é o único que não tem plantas, assim a sua concentração em oxigénio dissolvido tem uma origem exclusivamente atmosférica e do afluente. É portanto curioso verificar que esta contribuição, mais limitada, origina maiores concentrações de oxigénio dissolvido.

Esta observação vai de encontro à de Kadlec e Wallace (2008) de que existem cada vez mais provas de que as plantas não fornecem oxigénio à água e substrato para além daquele resultante do seu metabolismo. E leva à suposição de que a cobertura da superfície do substrato com plantas interfere com a difusão atmosférica de oxigénio.

De referir que o substrato destas estruturas é tipicamente anóxico/anaeróbio (Kadlec *et al.*, 2000), sendo o oxigénio dissolvido um factor à partida limitante.

## **pH**

A Figura 5.3 mostra a evolução do pH do afluente e dos efluentes ao longo do período monitorizado.



**Figura 5.3 – Evolução do pH ao longo do período ensaiado**

Da observação da Figura 5.3 conclui-se que o pH do LM 1 é sempre ligeiramente superior ao dos restantes leitos.

A diferença verificada entre o LM 1 e os restantes pode-se atribuir à presença de plantas, cujas substâncias exsudadas poderão contribuir para a acidificação do meio. Além das substâncias exsudadas pela rizosfera, as substâncias libertadas pelos organismos que coexistem nas suas imediações também podem ter esse efeito.

No que se refere ao valor do pH, nenhum leito plantado apresenta um comportamento semelhante ao controlo. No entanto, por mais que o pH no LM 1 tenha sido superior aos restantes, esta diferença não é muito expressiva, o que pode corroborar a observação de Kadlec e Wallace (2008) de que as alterações no pH das zonas húmidas construídas são mais provavelmente devidas a interações entre o substrato e o biofilme, que à presença de plantas. Os autores fundamentam a sua observação com casos de estudo que verificavam o mesmo pH entre leitos plantados e não plantados.

De ressaltar que esta instalação experimental se encontra no início da sua exploração, não tendo consequentemente sido atingido um estado estacionário no período ensaiado que permita chegar a conclusões definitivas face aos valores verificados, o que deixa a referida ambiguidade em aberto.

#### CONDUTIVIDADE ELÉCTRICA

A Figura 5.4 mostra a evolução da condutividade eléctrica do afluente e dos efluentes ao longo do período monitorizado.

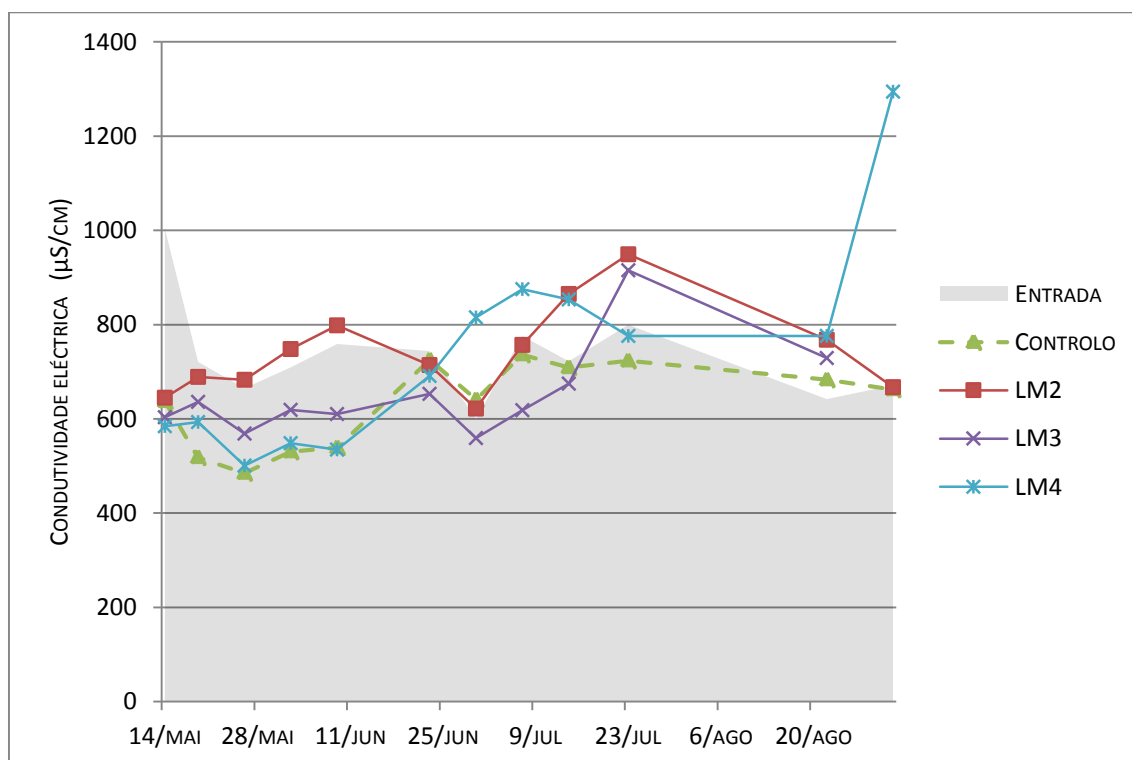


Figura 5.4 – Evolução da condutividade eléctrica ao longo do período ensaiado

A condutividade eléctrica é função da quantidade total de material ionizado em solução, e regra geral os valores afluente e efluente são próximos (Kadlec e Wallace, 2008). Um aumento deste parâmetro pode ser devido à actividade biológica no leito, pela mineralização do material orgânico, e a fenómenos de evaporação, que aumentam a concentração iónica da água.

A diluição do efluente, devida a fenómenos de precipitação por exemplo, contribui para a diminuição da concentração iónica da água e consequentemente diminuição da condutividade eléctrica.

Embora todos os leitos tenham iniciado o seu funcionamento com um valor de condutividade eléctrica inferior ao valor afluente, acabaram por aproximar e superar essa diferença. O LM 1 apresenta uma condutividade eléctrica mais próxima do valor afluente, provavelmente pela menor taxa de evapotranspiração que verifica devido à ausência de plantas.

A grande diferença verificada no valor deste parâmetro entre a entrada e o LM 4 a 1 de Setembro vem corroborar a premissa de que os fenómenos de evapotranspiração contribuem para o aumento do mesmo, visto o nível de água no LM 4 na referida ocasião se encontrar excepcionalmente baixo.

## POTENCIAL REDOX

A Figura 5.5 mostra a evolução do potencial redox afluente e efluente ao longo do período monitorizado.

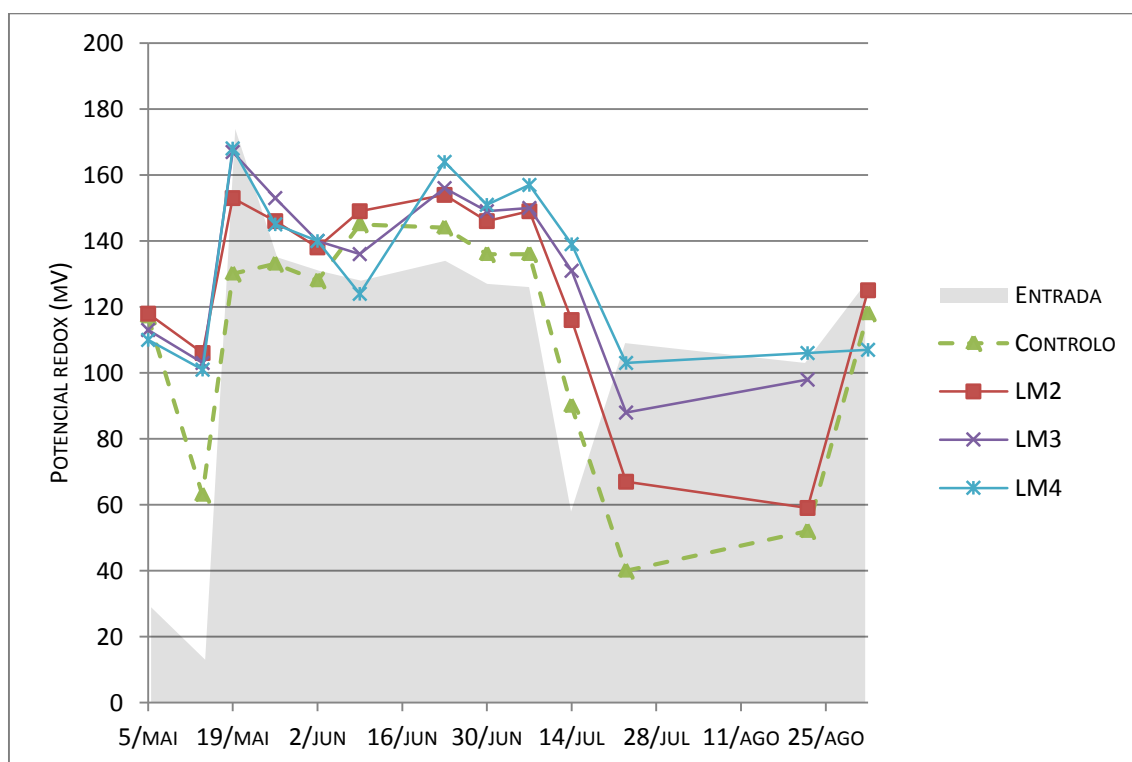


Figura 5.5 – Evolução do potencial redox ao longo do período ensaiado

De acordo com Kadlec e Wallace (2008) em sedimentos e sólidos submersos, o potencial redox varia entre -400 mV (fortemente reduzido) e +700 mV (bem oxidado). Este parâmetro é influenciado pelas necessidades de oxigênio internas no leito, e pela taxa de entrada de oxigênio e de carga orgânica no leito.

A partir de 14 de Maio, altura em que se instalou a secção em T e permitiu a renovação do volume de água contido no tanque intermédio, verificou-se um grande aumento do potencial redox. Este aumento também se verificou nos leitos, provavelmente devido ao potencial redox afluyente.

Como se constatou na evolução de oxigênio dissolvido, a 5 de Maio verificou-se a maior concentração deste parâmetro no tanque intermédio, o que não vai muito de encontro ao verificado na evolução do potencial redox. Esta discrepância pode ser devida à susceptibilidade destas infraestruturas a uma grande diversidade de factores, e ao facto do oxigênio não ser o único agente oxidante. Para esta situação em particular, em que as condições nos leitos são anóxicas, o agente oxidante não há-de ser exclusivamente o oxigênio.

O potencial redox do afluyente sofre uma descontinuidade a 14 de Julho, que será a responsável pela diminuição do potencial redox dos efluentes nessa data.

#### CARÊNCIA QUÍMICA DE OXIGÉNIO

A Figura 5.6 mostra a evolução da carência química de oxigênio (CQO) do afluyente ao tanque intermédio (Tanque da ETAR) e aos leitos (Tanque intermédio), e do efluente de cada leito ao longo do período monitorizado.

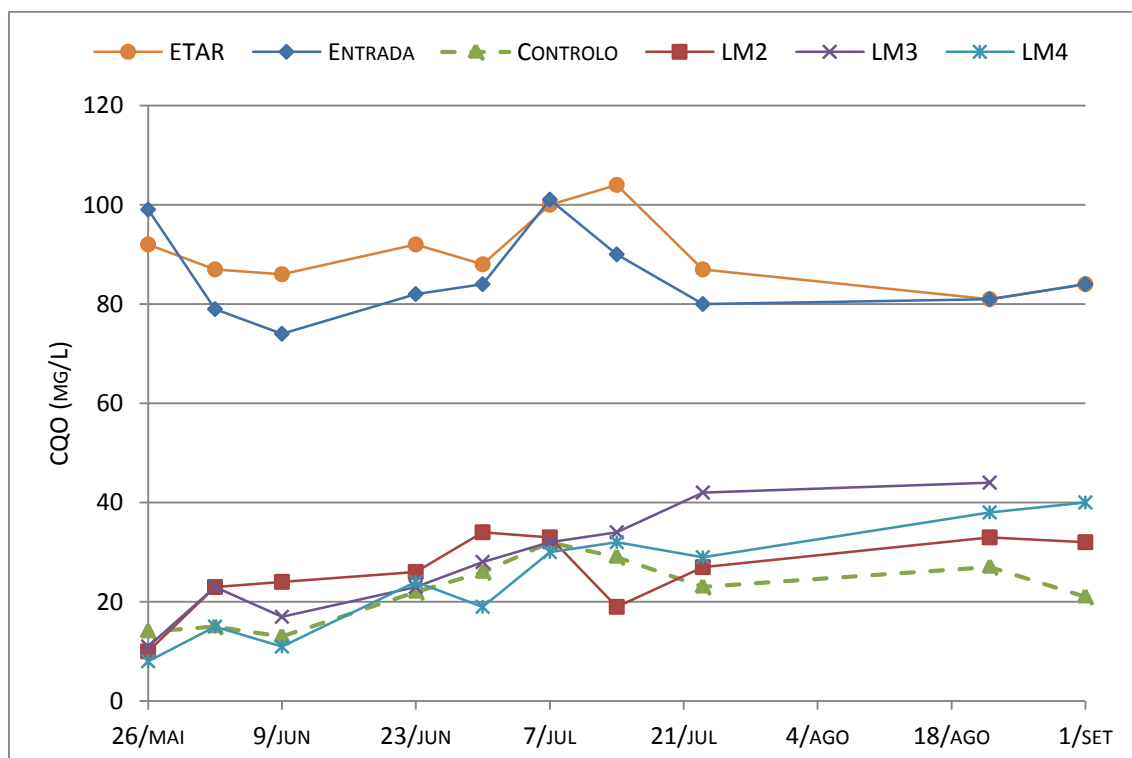


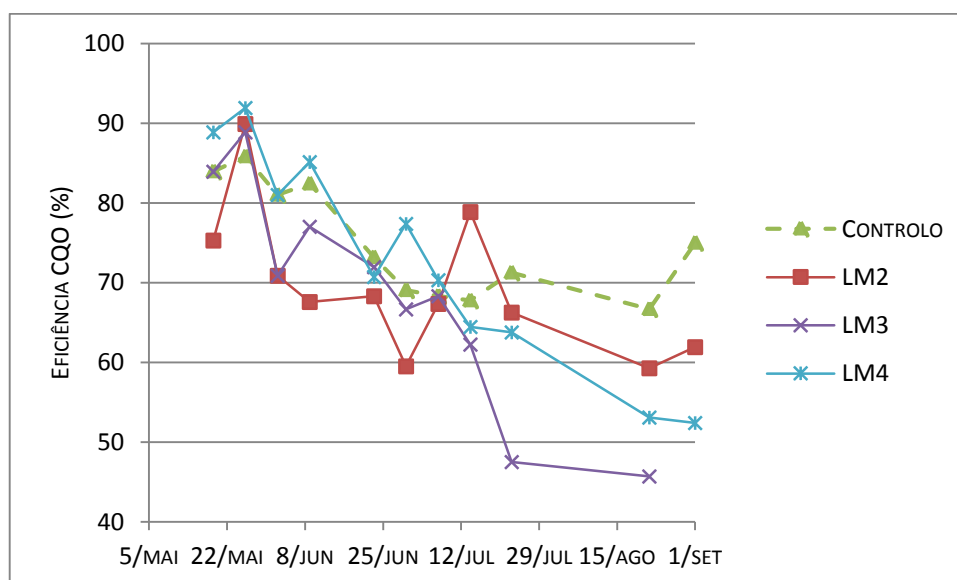
Figura 5.6 – Evolução da carência química de oxigênio ao longo do período ensaiado

A análise da CQO é uma técnica utilizada para medir a quantidade de matéria orgânica na água residual. Este parâmetro em particular mede a quantidade necessária de um oxidante químico, normalmente o dicromato de potássio, para decompor a matéria orgânica em solução.

Verifica-se que a CQO afluente é sempre superior à CQO efluente. Tal evidência prova a capacidade destas infraestruturas de tratamento em decompor matéria orgânica. Na Figura 5.7 consta a evolução das percentagens de remoção conseguidas pelos leitos ao longo do período ensaiado, e na Tabela 5.1 pode-se consultar a eficiência de remoção média conseguida por cada leito.

**Tabela 5.1 – Eficiência de remoção de CQO média**

Eficiência de remoção média (%)			
LM 1	LM 2	LM 3	LM 4
74.95	69.56	68.31	72.64



**Figura 5.7 – Evolução da eficiência de remoção de CQO em % nos leitos**

Como se pode observar na Figura 5.6 a concentração de matéria orgânica nos leitos apresenta uma tendência crescente. Esta tendência pode ser devido a uma instalação deste tipo poder levar até 100 dias a estabilizar o seu biofilme (Ragusa *et al.*, 2004), o que por sua vez influencia a sua carga orgânica.

A diferença na CQO que se verifica entre o LM 1 e os restantes pode ser devida à presença de plantas nestes últimos, que introduzem biomassa no meio devido ao seu crescimento, o que contribui para a concentração de matéria orgânica. Também se verifica pela observação da Tabela 5.1, que o LM 1 apresenta a maior eficiência de remoção média.

No que se refere à CQO afluente aos leitos (Entrada) esta apresenta uma variabilidade semelhante às concentrações no tanque da ETAR (ETAR), o que aproxima esta experiência a condições reais de funcionamento.

## 5.2 EVOLUÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO

Neste subcapítulo avalia-se o desempenho da instalação experimental na remoção de elementos patogénicos, representado em unidades logarítmicas.

Numa fase inicial considerou-se que a eficiência de tratamento seria função da diferença logarítmica entre a concentração à saída do tanque (5), e à saída dos diferentes leitos (1, 2, 3 e 4). No entanto, considerou-se essa abordagem pouco representativa da realidade.

Como referido no subcapítulo 4.3.3 o tanque praticava um tratamento ao volume de água que retinha, sendo que se optou por vaziar periodicamente esse volume para impedir uma extensa inactivação dos microrganismos a montante dos leitos. O conteúdo do tanque era renovado sempre que se procedia à recolha de amostras para análise, e à calibração das torneiras.

Na Figura 5.8 apresenta-se uma aproximação da evolução da qualidade do efluente contido no tanque ao longo do período monitorizado. Trata-se de uma aproximação, uma vez que, o conteúdo do tanque também chegou a ser renovado entre visitas para recolha de amostras em algumas ocasiões.

A Figura 5.8 em particular descreve a evolução da concentração em Enterococos, sendo que para os restantes indicadores a tendência é semelhante.

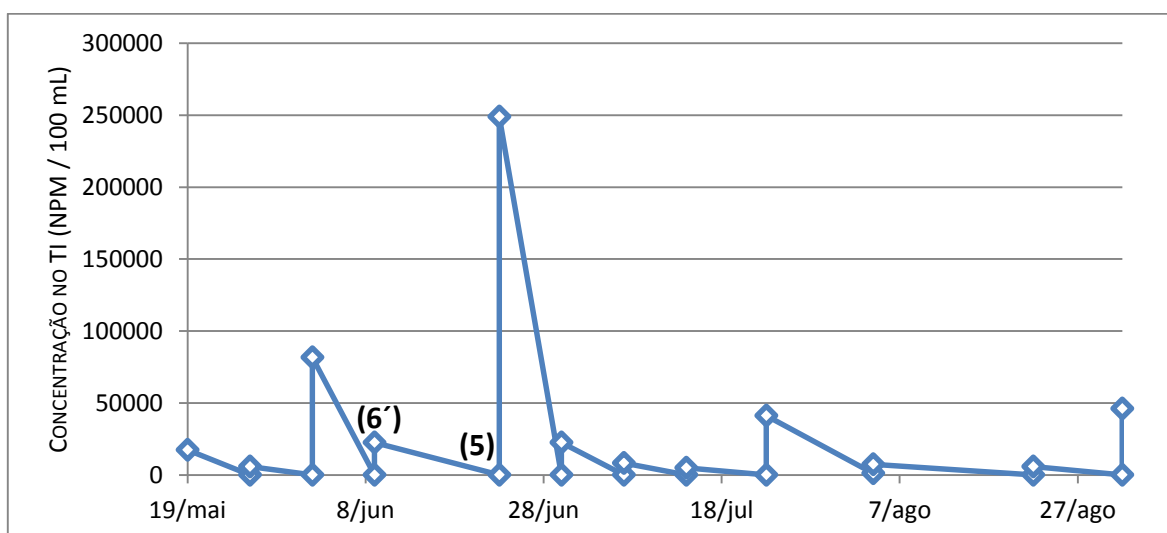


Figura 5.8 – Evolução da concentração em Enterococos no tanque intermédio



A abordagem inicialmente adoptada era pouco representativa da real concentração afluente aos leitos devido a três razões.

- Verificou-se uma grande flutuação da concentração patogénica no tanque intermédio [(6') ≠ (5)];
- Nos momentos em que se procedia à recolha de amostras para análise as torneiras de alimentação aos leitos encontravam-se colmatadas, o que implica que a concentração que lhes afluía era superior à da amostra (5);
- O TRH subentende que o efluente que se recolhe à saída dos leitos deu entrada nos mesmos horas ou dias antes.

Assim, para aferir a respeito da eficiência de tratamento destas infraestruturas optou-se por considerar a concentração afluente aos leitos como uma média entre a concentração inicial (6') e final no tanque intermédio (5).

### 5.2.1 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A localização da instalação experimental na ETAR de Frielas fez com que esta se encontrasse afectada às condições climáticas e ambientais locais, assim como à composição irregular do afluente.

A vantagem desta condição consiste na aproximação do funcionamento da instalação experimental a uma situação real. No entanto, as dificuldades que surgiram na concepção do esquema de tratamento, que impediram a regulação de um caudal constante, e a variabilidade da composição do efluente e das condições ambientais que influenciam indirectamente os parâmetros físico-químicos dos leitos, dificulta a estabilização do seu funcionamento, e consequentemente a aproximação a um estado estacionário.

De modo a atenuar a referida variabilidade na análise dos resultados avaliou-se a influência dos parâmetros físico-químicos na eficiência do tratamento de forma alheia à sua evolução no tempo. Pretendia-se com esta análise tentar analisar a existência de uma correlação entre os indicadores patogénicos monitorizados e outros parâmetros registados durante o período de monitorização. A Figura 5.9 exemplifica esta abordagem.

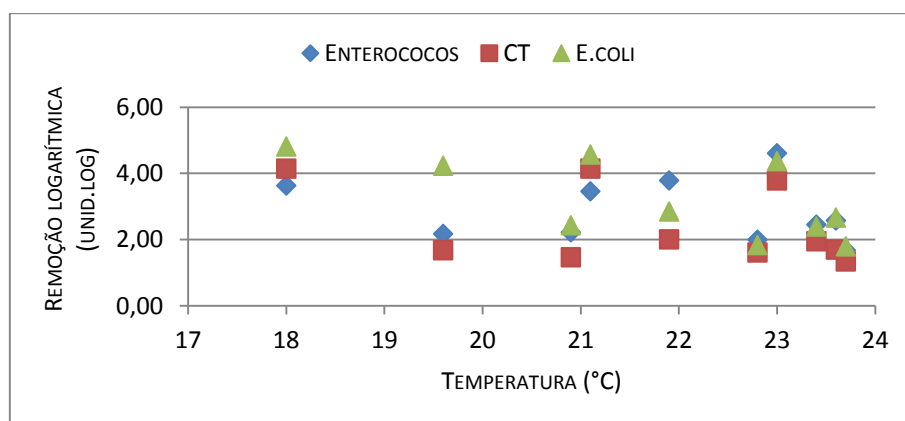


Figura 5.9 – Representação da remoção logarítmica em função da temperatura no LM 1

A ausência de uma relação definida entre a remoção logarítmica e a temperatura para o LM 1 foi verificada para as restantes combinações de leitos e parâmetros físico-químicos. Conclui-se então que a análise individual da contribuição destes parâmetros não justifica a eficiência de remoção por si só, sendo esta dependente de uma grande variedade de factores.

No subcapítulo 3.3.1 expuseram-se as conclusões que se encontraram na pesquisa bibliográfica sobre a influência na remoção patogénica de alguns factores físico-químicos em particular (temperatura, oxigénio dissolvido e potencial redox).

Quanto à temperatura não se chegou a um consenso relativamente à sua influência na remoção patogénica no subcapítulo 3.3.1. Esta conclusão é análoga à de Frielas, uma vez que não se estabeleceu uma correlação entre este parâmetro e a remoção verificada.

Face à concentração em oxigénio dissolvido, nestas estruturas de tratamento predominaram condições anóxicas/anaeróbias (Kadlec *et al.*, 2000). Aliando essa informação à baixa gama de oxigénio dissolvido registada (<2mg/L) não se pode aferir a respeito da sua influência, potencialmente positiva, na remoção patogénica.

Analogamente, a ausência de correlação entre o potencial redox e a remoção patogénica não permite corroborar as conclusões expostas no subcapítulo 3.3.1 face a este parâmetro.

De uma forma geral, este tipo de estrutura de tratamento tipicamente requer alguns meses para adaptação da vegetação e estabelecimento do biofilme (Billore *et al.*, 1999), sendo que o seu desempenho será tanto melhor quanto mais adaptado se encontrar (Butler *et al.*, 1990). Assim, atribuiu-se ainda esta ausência de correlação às condições irregulares a que a instalação se encontrou afectada durante o período monitorizado, e ao facto de se encontrar numa fase inicial de exploração.

## 5.2.2 COMPARAÇÃO ENTRE LEITOS

Neste subcapítulo avalia-se o desempenho dos leitos na remoção patogénica. Para o efeito analisam-se os dados recolhidos desde o início da operação da instalação, a 19 de Maio. Devido à aproximação aplicada à concentração afluente [média entre (6') e (5), Figura 5.8], começaram a registar-se eficiências de remoção a partir de 26 de Maio.

Como referido no subcapítulo 5.1. a análise do período anterior à introdução das plantas nos leitos é pertinente para aferir a respeito da sua influência no tratamento. Contudo não foi possível englobá-lo nesta análise, uma vez que o nível intenso de tratamento que se verificou no tanque intermédio até 14 de Maio conduziu à ausência de detecção dos indicadores em análise no efluente dos leitos.

Achou-se que justificar o desempenho dos leitos com base nos parâmetros físico-químicos registados se apresentava impreciso. Tal deve-se aos valores próximos que estes parâmetros registaram entre leitos, salvo as excepções referidas no subcapítulo 5.1, e à ausência de uma correlação clara entre esses parâmetros e a eficiência de remoção.

Recorreu-se portanto à análise do TRH nos leitos para melhor compreender as eficiências de remoção verificadas. Na Tabela 5.2 encontram-se os TRH aplicados ao longo do período ensaiado, cujo registo apenas se iniciou a 9 de Junho. As linhas a cinzento correspondem aos momentos em que se verificou o mesmo TRH para todos os leitos.

**Tabela 5.2 – Tempo de retenção hidráulica nos leitos ao longo do período ensaiado**

	TRH (dias)			
	LM 1	LM 2	LM 3	LM 4
<b>9/Jun</b>	5	5	5	5
23/Jun	4.23	3.36	8.01	5.95
<b>30/Jun</b>	3.45	3.45	3.45	3.45
7/Jul	1.95	4.61	3.22	1.95
<b>14/Jul</b>	3.95	3.95	3.95	3.95
<b>17/Jul</b>	1.95	1.95	1.95	1.95
<b>23/Jul</b>	3.45	3.45	3.45	3.45
4/Ago	5.65	5.65	0.8	3.93
<b>19/Ago</b>	7.65	7.65	7.65	7.65
<b>22/Ago</b>	1.95	1.95	1.95	1.95
<b>28/Ago</b>	3	3	3	3
1/Set	2	0.57	2	2

Como referido no subcapítulo 4.3.3 o valor assumido para o TRH nos leitos resultou da média entre a carga hidráulica fixada numa ocasião de calibração, e a carga hidráulica medida exactamente antes da calibração seguinte. Na ocorrência da colmatação total assumia-se um TRH médio entre o relativo à carga previamente fixada e o tempo decorrido entre visitas.

Com esta solução fez-se uma aproximação ao real TRH, uma vez que era impossível saber exactamente como tinha diminuído a alimentação dos leitos entre visitas, e na ocorrência de colmatação total, o momento exacto em que se tinha verificado.

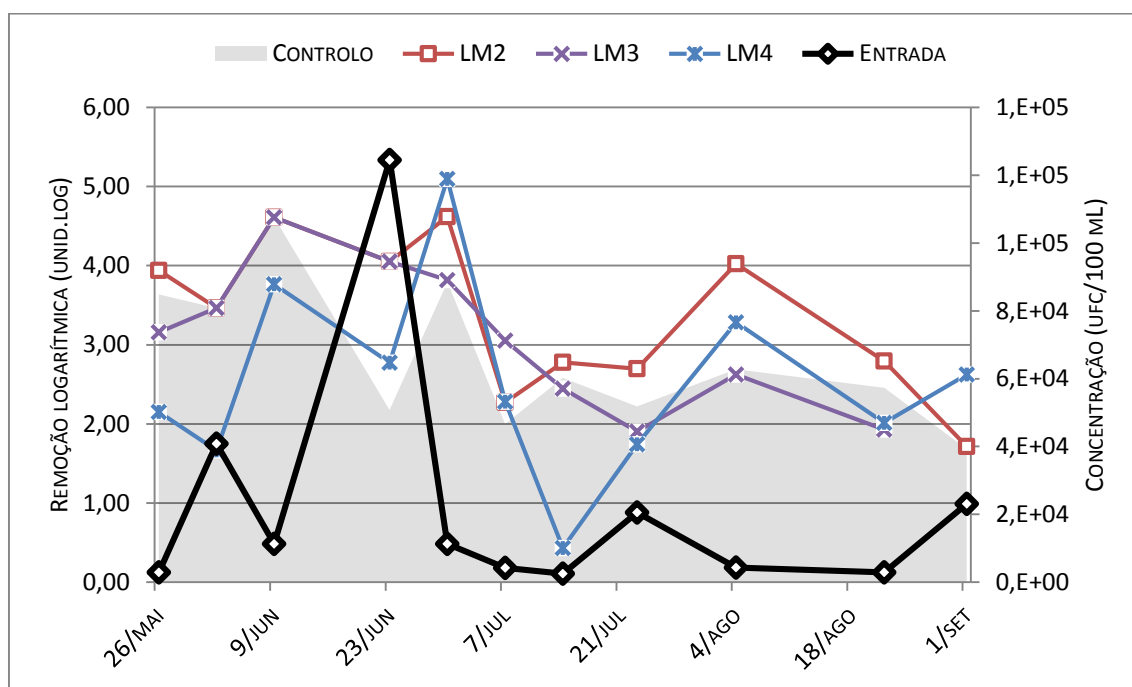
Assim, a variedade de factores que influencia a remoção patogénica, as aproximações feitas na sua determinação, e a sua inconstância ao longo do período ensaiado, confere alguma imprecisão a potenciais conclusões a retirar. No entanto, tentou-se sempre que possível atribuir uma justificação para os comportamentos registados.

Também no sentido de melhor compreender o desempenho dos leitos optou-se por representar a concentração afluyente aos leitos na evolução dos seus desempenhos. Como concluído no subcapítulo 3.3.5, uma elevada concentração afluyente conduz a uma maior remoção. De ressaltar que o efeito da concentração afluyente num determinado instante é verificado no desempenho dos leitos registado na semana que lhe segue, de forma a ter em conta o desfasamento devido ao TRH.

Segue-se a comparação dos desempenhos analisada de forma individual para cada indicador. Os gráficos que descrevem a evolução da remoção logarítmica apresentam os dados do LM 1 a sombreado por se tratar do leito sem plantas, apenas para facilitar a comparação com os restantes.

## ENTEROCOCOS

Na Figura 5.10 encontra-se representada a evolução da remoção logarítmica de Enterococos ao longo do período ensaiado.



**Figura 5.10 – Evolução da remoção logarítmica e da concentração afluyente de Enterococos ao longo do período ensaiado**

Como se pode verificar pela observação da Figura 5.10, a remoção logarítmica em todos os leitos apresenta um andamento variado. Embora em nenhum leito se afigure uma estabilização de desempenho, a remoção logarítmica do LM 4 é aquela que apresenta uma maior flutuação.

A pior prestação deste leito no início do período ensaiado pode ser atribuível à dificuldade de adaptação da *Phragmites australis*, que ao contrário das restantes espécies não foi adquirida em viveiro. A quebra do seu desempenho a 30 de Junho atribui-se à destabilização do seu biofilme, motivada pelo desaparecimento das plantas. O LM 4 aparenta ter recuperado do choque sofrido a partir de 14 de Julho, com uma subida da sua remoção logarítmica.

Os leitos 2 e 3 apresentam um desempenho semelhante até 14 de Julho. A partir dessa data o desempenho LM 3 diminui. Esta diminuição não é atribuível aos TRH estimados uma vez que são bastante próximos entre os dois leitos. O leito que apresenta o melhor desempenho é o LM 2, à excepção de três ocasiões. Nos dias 30 de Junho e 1 de Setembro a sua remoção logarítmica é excedida pelo LM 4, e no dia 7 de Julho pelo LM 3.

Apenas a 1 de Setembro se pode sugerir que a redução na remoção logarítmica verificada possa ser devida ao menor tempo de retenção aplicado no LM 2, 0.57 dias, face ao dos restantes leitos nesse período, 2 dias.

No que se refere à comparação face à unidade de controlo, LM 1, o LM 4 apresenta um desempenho pior em diversos intervalos do período ensaiado, devido provavelmente à difícil adaptação da espécie plantada e à posterior destabilização do seu biofilme.

Pela análise da Figura 5.10 pode-se observar que o pico na concentração de Enterococos a 2 de Junho é acompanhado por um posterior aumento pontual, a 9 de Junho, das remoções logarítmicas deste indicador em todos os leitos, sendo que para o LM 1 correspondeu à máxima redução registada.

Verifica-se um novo aumento pontual da concentração de Enterococos a 23 de Junho que volta a ser acompanhado por um posterior aumento pontual das reduções logarítmicas nos leitos 1, 2 e 4, a 30 de Junho. Para os dois últimos correspondeu à remoção máxima registada ao longo do período ensaiado.

O aumento da concentração afluyente de Enterococos registado a 23 de Julho também foi acompanhado por um aumento pontual a 4 de Agosto da redução logarítmica em todos os leitos.

## E.COLI

Na Figura 5.11 encontra-se representada a evolução da remoção logarítmica de E.coli ao longo do período ensaiado.

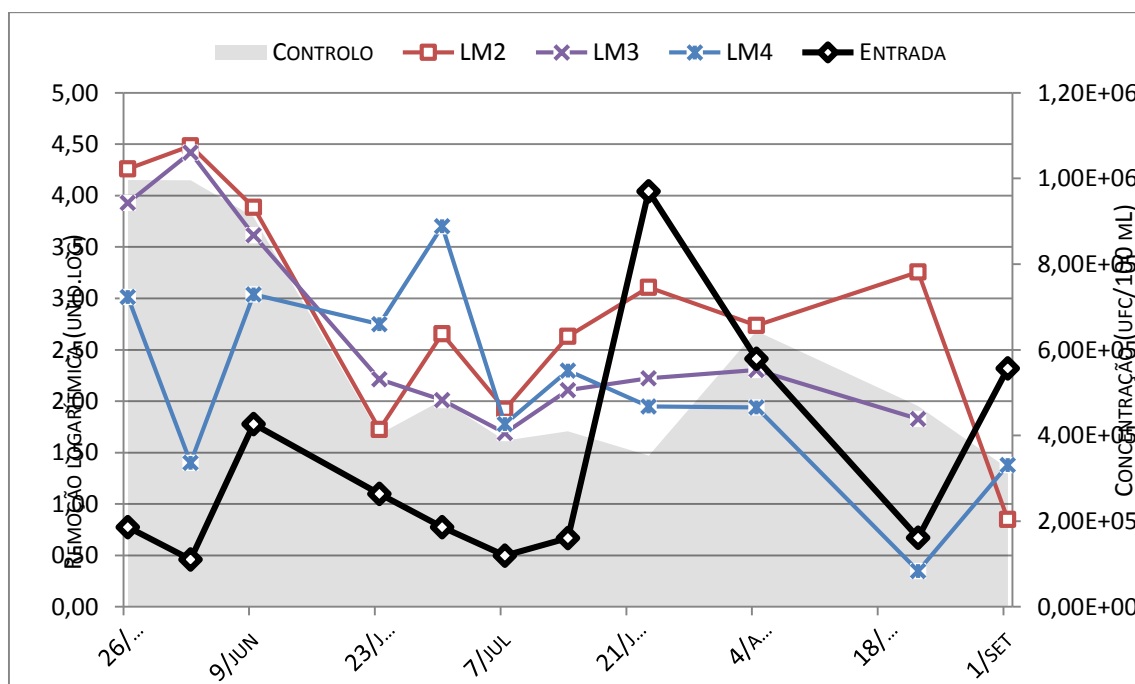


Figura 5.11 - Evolução da remoção logarítmica e da concentração afluyente de E.coli ao longo do período ensaiado

Assim como se verificou para a remoção de Enterococos, o andamento da remoção logarítmica de E.coli não apresenta uma tendência constante para nenhum leito.

O LM 4 volta a apresentar o pior desempenho no início do período monitorizado. Embora aproxime as suas remoções logarítmicas a partir de 30 de Junho, a destabilização do seu biofilme devido ao desaparecimento das plantas piora o seu desempenho até 23 de Julho.

Os leitos 2 e 3 apresentam um desempenho muito aproximado na remoção deste indicador. A partir de 30 de Junho o desempenho do LM 3 supera o do LM 2. Excepcionalmente a 4 de Agosto o desempenho do LM 3 é superado pelo do LM 2, provavelmente devido ao TRH significativamente mais longo do LM 2 ( $TRH_{LM2} = 5.65$  dias /  $TRH_{LM3} = 0.8$  dias).

Os referidos leitos apresentam o melhor desempenho ao longo do período ensaiado, à excepção de 1 de Setembro. O LM 3 encontrava-se sem água nessa ocasião tendo impossibilitado a avaliação do seu desempenho. A pior remoção logarítmica do LM 2 a 1 de Setembro pode-se atribuir uma vez mais ao seu menor TRH.

No que se refere à comparação com a unidade de controlo, os leitos plantados apresentam um melhor desempenho de forma geral.

Relativamente à concentração afluente, o seu efeito é análogo ao verificado na análise da remoção logarítmica de E.coli. O pico na sua concentração, afluente, registado a 23 de Julho, é acompanhado pelo aumento pontual das remoções logarítmicas em todos os leitos.

## COLIFORMES TOTAIS

Na Figura 5.12 encontra-se representada a evolução da remoção logarítmica de Coliformes totais ao longo do período ensaiado.

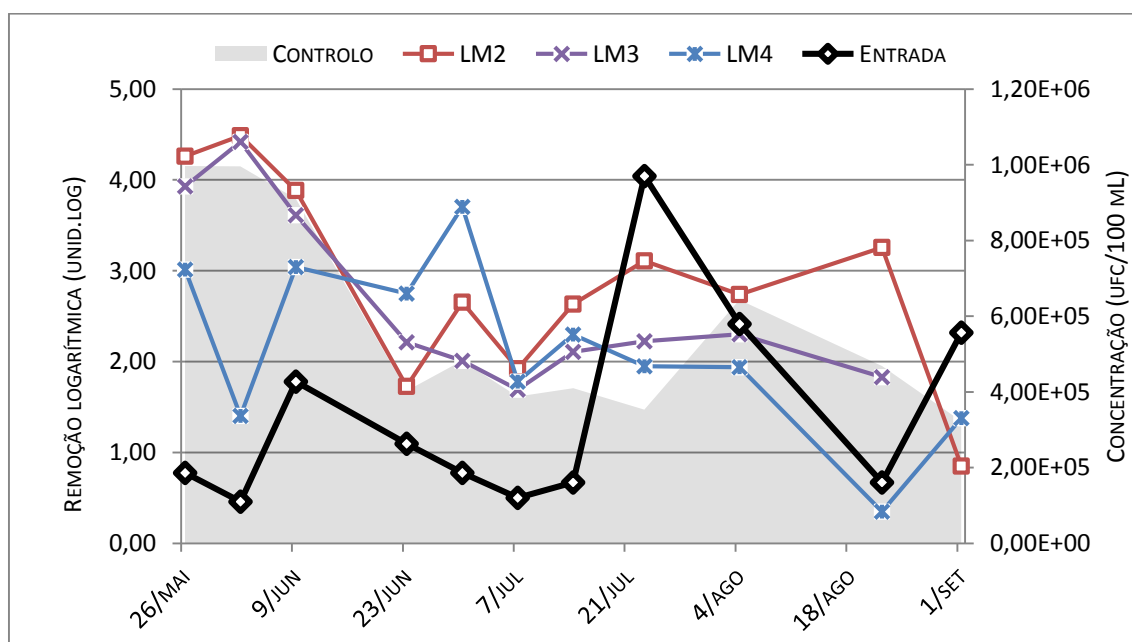


Figura 5.12 - Evolução da remoção logarítmica e da concentração afluente de Coliformes totais e ao longo do período ensaiado

Assim como se verificou para a remoção de Enterococos e E.coli, o andamento da remoção logarítmica de CT não apresenta uma tendência constante para nenhum leito. A remoção logarítmica do LM 4 volta a apresentar uma grande variação ao longo do período ensaiado.

Verifica-se novamente um pior desempenho inicial do LM 4, e a descida do mesmo a partir de 30 de Junho. No entanto, ao contrário dos desempenhos registados para Enterococos e E.coli, a remoção de CT inverte a referida descida mais rapidamente.

Os leitos 2 e 3 apresentam uma vez mais um comportamento semelhante no início do tratamento, sendo o desempenho do LM 3 superado pelo do LM 2 a partir de 7 de Julho.

Na remoção de CT o LM 2 volta a apresentar o melhor desempenho à excepção de 23 e 30 de Junho, ocasiões em que é superado pelo LM 4. Na primeira ocasião pode-se justificar essa diferença devido ao menor TRH no LM 2, enquanto que na segunda os TRH aplicados são iguais.

No que se refere à comparação com o leito de controlo este apresenta um desempenho melhor que o LM 4 a partir de 23 de Julho. Quanto aos restantes leitos, o seu desempenho é inferior ou equivalente.

A concentração afluyente de Coliformes totais também verifica o seu pico a 23 de Julho. No entanto este é apenas acompanhado por um aumento pontual na remoção logarítmica no LM 1.

De ressaltar que o TRH nos leitos entre 23 de Julho e 4 de Agosto não correspondeu ao máximo registado, sendo que para o LM 3 o TRH no referido intervalo foi o mínimo registado no período monitorizado, 0.8 dias.

## SÍNTESE

Como se verificou na análise da remoção dos indicadores monitorizados, todos os leitos apresentam um comportamento estocástico. Esta evidência pode ser devida à inconstância dos parâmetros que influenciam a remoção patogénica e a estabilização do biofilme, como o TRH e a concentração afluyente, ou/e ao estado inicial em que esta instalação se encontra.

De uma forma geral registou-se um melhor desempenho dos leitos plantados, o que corrobora a teoria de que as plantas contribuem para uma melhor remoção de elementos patogénicos. As excepções verificadas, na sua maior parte relativas ao LM 4, são justificadas devido à adaptação comparativamente mais difícil que a *Phragmites* experimentou, e ao facto das plantas terem sido retiradas do leito, interferindo com a estabilização do biofilme formado até à data.

Nos leitos plantados em particular, a espécie que demonstrou um melhor desempenho foi a do LM 2, *Carex pendula*. Embora se trate de uma espécie passível de ser aplicada neste tipo de infraestruturas de tratamento, não se encontrou nenhum caso de estudo que recorresse a esta espécie na bibliografia consultada. As espécies plantadas nos leitos 3 e 4, *Typha latifolia* e *Phragmites australis* respectivamente, são das espécies mais comuns nestes esquemas de tratamento (Gumbrecht, 1992; Seco *et al.*, 2008; Vymazal, 2013).

Na Tabela 5.3 encontram-se representadas as remoções logarítmicas médias conseguidas pelos leitos em análise.

**Tabela 5.3 – Remoção logarítmica média dos indicadores patogénicos analisados pelos leitos de Frielas**

	Remoção logarítmica média (unid log.)		
	Enterococos	E.coli	CT
LM 1	2.85	3.24	2.41
LM 2	3.36	3.79	2.86
LM 3	3.11	4.10	2.63
LM 4	2.53	3.22	2.15

Como se verifica o LM 2 atingiu a maior remoção logarítmica média para Enterococos e CT, o que está de acordo com a conclusão acima exposta, pela observação da evolução do desempenho dos leitos ao longo do período monitorizado.

No que se refere à remoção de E.coli em particular, o LM 3 verificou a maior remoção logarítmica média. Trata-se de um resultado expectável visto este leito apresentar um desempenho próximo e por vezes superior ao do LM 2.

O LM 4 apresentou as menores remoções logarítmicas médias, ligeiramente inferiores às do LM 1, de controlo. Uma vez mais se destaca o desempenho afectado pela vegetação do LM 4.

Relativamente ao efeito da concentração afluenta corroborou-se a premissa previamente abordada no subcapítulo 3.3.5, de que elevadas concentrações patogénicas afluentes contribuem para uma maior remoção logarítmica (Rivera *et al.*, 2005; Ghermandi *et al.*, 2007), e de que a sua influência prevalece face ao tempo de retenção hidráulica aplicado (Arias *et al.*, 2002).

### 5.3 COMPARAÇÃO COM OUTROS ESTUDOS

Como se verificou ao longo da análise feita na presente dissertação, a remoção de elementos patogénicos é influenciada por uma grande diversidade de factores.

A localização da instalação experimental estudada não permitiu uma constância em factores como a concentração afluenta, a carga orgânica, e a temperatura, podendo ter sido responsável pelo comportamento estocástico por parte dos mesmos. As características físicas do afluenta interferiram com a operação da instalação experimental, tendo dificultado a aplicação de um TRH igual entre leitos e constante ao longo do período ensaiado. A diferente origem das espécies plantadas influenciou a sua adaptação ao meio, e consequentemente a sua contribuição no tratamento.



Estas condições dificultaram a elaboração de conclusões, uma vez que ao longo do período ensaiado se verificou a referida variação incontornável de parte dos factores que influenciam o desempenho dos leitos. Esta reflexão estende-se à comparação dos valores obtidos neste estudo com outros, devido à variação das características de funcionamento.

A partir da pesquisa bibliográfica efectuada e do tipo de conclusões retiradas a respeito da instalação experimental em análise concluiu-se que os principais parâmetros que influenciam a remoção patogénica são o TRH, a presença de plantas, e o tipo de substrato. Nos estudos a seguir mencionados especifica-se o valor desses parâmetros, por forma a permitir estabelecer uma comparação entre eles e o caso de estudo desta dissertação.

### REMOÇÃO DE ENTEROCOCOS

Morató *et al.* (2014) avaliou a remoção de Enterococos em leitos de escoamento sub-superficial plantados com *Phragmites australis*, a receber efluente proveniente de um tanque *Imhoff*. Este tanque proporciona um tratamento primário avançado. Assim, os leitos ensaiados pelo autor praticavam um tratamento secundário.

Foram ensaiados um total de quatro leitos, cujas características e reduções logarítmicas se especificam na Tabela 5.4.

**Tabela 5.4 – Características e reduções logarítmicas de Enterococos dos leitos ensaiados por Morató *et al.* (2014)**

Leito	Profundidade escoamento (cm)	Granulometria (mm)	TRH (dias)	Redução logarítmica (unid.log)
<b>C1</b>	50	10	5.6	1.58
<b>C2</b>	50	3.5	5.6	1.89
<b>D1</b>	27	10	3	1.39
<b>D2</b>	27	3.5	3	1.86

O facto do escoamento se processar a uma menor profundidade promove uma maior oxigenação do substrato e reacções bioquímicas mais favoráveis, aumentando a eficácia do sistema (García *et al.*, 2004, 2005). As características do leito D2 permitiram por exemplo contornar o facto de o seu TRH ser inferior ao praticado em C1 e C2, devido à sua redução logarítmica ser muito próxima das registadas pelos leitos mais profundos.

O substrato da instalação de Frielas tem uma granulometria a variar entre os 4 e 8 mm, e o seu escoamento apresenta uma profundidade de 35 cm. Embora se trate de leitos com características um pouco diferentes dos leitos ensaiados por Morató *et al.* (2014) a baixa variação de reduções logarítmicas que este último verificou permite estabelecer uma comparação entre as respectivas estruturas e as de Frielas.

A redução logarítmica de Enterococos em Frielas foi por norma superior a 2 unid.log, independentemente do TRH estimado. Apenas o LM 4 registou eficiências mais baixas, atribuíveis à difícil adaptação da espécie plantada.

Face às eficiências registadas por Morató *et al.* (2014) os leitos de Frielas apresentaram um melhor desempenho, mesmo na ausência de plantas. A concentração patogénica afluente aos leitos não pode justificar esse desempenho uma vez que aos leitos ensaiados por Morató *et al.* (2014) afluí uma concentração patogénica mais elevada. Contudo, os seus leitos recebem um efluente com uma CQO de  $170 \pm 55$  mg/L muito superior ao valor médio registado em Frielas, 85 mg/L.

A menor afluência de matéria orgânica registada em Frielas pode ter conduzido a uma maior oxigenação do substrato, não limitando as comunidades de protozoários ciliados, e por sua vez a eficiência de remoção patogénica (Decamp *et al.*, 1999).

Hench *et al.* (2003) avaliou a capacidade de zonas húmidas construídas a tratar um efluente primário durante dois anos. Os leitos ensaiados consistiam numa unidade plantada com uma mistura de *Typha*, *Scirpus* e *Juncus*, e numa unidade sem plantas, que serviu de controlo, e estavam afectos a um TRH de 6 dias. Este sistema de tratamento secundário tinha como objetivo analisar a viabilidade destas estruturas em tratar efluentes domésticos.

Analisou-se a concentração de diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, estando a concentração em Enterococos incluída nos mesmos. Na Tabela 5.5 constam os resultados obtidos.

**Tabela 5.5 – Reduções logarítmicas nos anos 1 e 2 dos leitos ensaiados por Hench *et al.* (2003)**

Redução logarítmica			
Controlo		Plantado	
Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2
1.6	1.7	2.8	1.7

Embora a unidade plantada apresente um melhor desempenho, o decaimento que verificou entre o ano 1 e 2 aproximou-o do da unidade de controlo. Os autores justificam este decaimento com a redução do vigor das plantas com o tempo verificada nesta instalação. Também supõem que a área superficial efectiva para tratamento tenha sofrido uma redução devido à acumulação de sedimentos nos espaços intersticiais do substrato, potenciando a circulação do efluente por caminhos preferenciais.

O decaimento do leito plantado põe em causa o melhor desempenho a longo prazo destes sistemas, e vai de encontro à afirmação de Drizo *et al.* (2000) de que as plantas afectam o regime hidráulico dos leitos devido ao desenvolvimento de biomassa radicular, que causa caminhos preferenciais e reduz a porosidade. No entanto, espera-se que uma instalação como a de Frielas, a praticar tratamento terciário se encontre menos afectada a esta problemática uma vez que o seu afluente apresenta uma menor concentração de sólidos totais.

Comparando o desempenho da unidade de controlo estudada por Hench *et al.* (2003), a unidade de controlo de Frielas foi superior, mesmo quando verificava TRH menores. A menor redução logarítmica registada no LM 1 foi de 1.69 unid.log para um TRH de 2 dias.

Relativamente à comparação entre os restantes leitos de Frielas e a unidade plantada de Hench *et al.* (2003) verificou-se o mesmo que para a unidade de controlo. Para TRH equivalentes entre ambas as instalações os leitos de Frielas apresentaram um desempenho superior ao verificado pelos autores.

Embora a concentração de oxigénio dissolvido se tenha considerado limitante nos leitos de Frielas, estes praticavam um tratamento terciário, e recebiam conseqüentemente uma menor carga orgânica. Esta diferença pode ter sido a responsável pelas maiores reduções logarítmicas, quando comparada com os restantes estudos (Hench *et al.*, 2003; Morató *et al.*, 2014).

### REMOÇÃO DE E.COLI

O tipo de efluente tratado por estas infraestruturas influencia a remoção de E.coli. Vários estudos reportam que se verifica um melhor desempenho em sistemas a praticar tratamento terciário que tratamento secundário, devido a estes últimos receberem uma carga orgânica maior, que por sua vez origina uma maior carência de oxigénio (Decamp *et al.*, 1999).

Na Tabela 5.6 encontram-se sintetizados os resultados registados por autores que têm em conta o tipo de efluente tratado, e estudaram leitos de gravilha plantados.

No que se refere ao estudo conduzido por Reinoso *et al.* (2008) em particular, o leito de escoamento horizontal sub-superficial encontrava-se no fim de um esquema de tratamento composto por uma lagoa de estabilização e um leito de escoamento superficial. Uma vez que era a última estrutura do referido esquema considerou-se que praticava tratamento terciário. A redução apresentada corresponde a uma média entre a melhor e a pior redução, correspondentes aos dados de Verão e Inverno respectivamente.

**Tabela 5.6 – Reduções logarítmicas verificadas em leitos a desempenhar tratamento secundário ou terciário**

	<b>Tipo de sistema</b>	<b>TRH (dias)</b>	<b>Redução (unid.log)</b>
Green <i>et al.</i> (1997)	Terciário	< 1	2
Williams <i>et al.</i> (2005)	Terciário	1	2
	Secundário	2.5	1
Bavor <i>et al.</i> (1989)	Secundário	2 - 3	1
Reinoso <i>et al.</i> (2008)	Terciário	5.7	5.01

Como se pode verificar os sistemas que efectuem tratamento terciário registam as melhores remoções. Comparando o desempenho desses leitos com os de Frielas, que efectuem um tratamento análogo, verifica-se um pior desempenho por parte destes últimos, atribuível também às baixas concentrações em oxigénio dissolvido.

O estudo conduzido por Decamp *et al.* (1999) avaliou o desempenho de zonas húmidas construídas com escoamento sub-superficial na remoção de E.coli. As zonas húmidas construídas diferiam face ao tipo de substrato e presença de plantas, havendo duas unidades plantadas com *Phragmites australis* com substrato de gravilha ou solo, e duas unidades também de gravilha ou solo sem plantas. Apenas se pode estabelecer uma comparação com a instalação em estudo com os resultados dos leitos de gravilha.

Os autores verificaram uma remoção média de 2.16 unid.log para o leito de gravilha plantado com um TRH de 8h.

O menor TRH registado, 0.8 dias (19 h), verificou-se no LM 2, e registou uma remoção de E.coli de 1.80 unid.log. Embora se trate de um desempenho inferior ao estudado pelo autor, esta diferença pode ser atribuída à limitação de oxigénio dissolvido que os leitos em Frielas verificaram. De facto, de acordo com Decamp *et al.* (1999) o principal mecanismo de remoção deste indicador patogénico é a predação por protozoários ciliados, cujo desenvolvimento é condicionado pela disponibilidade em oxigénio do meio.

O trabalho desenvolvido por Morató *et al.* (2014), abordado na remoção de Enterococos, também analisou a remoção de E.coli. Na Tabela 5.7 encontram-se os resultados obtidos, e na Tabela 5.4 as características dos leitos.

**Tabela 5.7 - Reduções logarítmicas de E.coli dos leitos ensaiados por Morató *et al.* (2014)**

<b>Leito</b>	<b>Redução logarítmica (unid.log)</b>
<b>C1</b>	2.28
<b>C2</b>	2.24
<b>D1</b>	1.51
<b>D2</b>	2.29

Destacou-se o leito D1 pelo seu pior desempenho, provavelmente o seu menor TRH e maior granulometria influenciou negativamente a redução de E.coli.

No que se refere à comparação com os leitos de Frielas, estes verificaram uma remoção superior a 2.5 unid.log na maior parte do período ensaiado. Tal reforça a conclusão retirada na remoção de Enterococos, de que a menor carga orgânica afluyente aos leitos de Frielas favoreceu a sua capacidade de remoção.

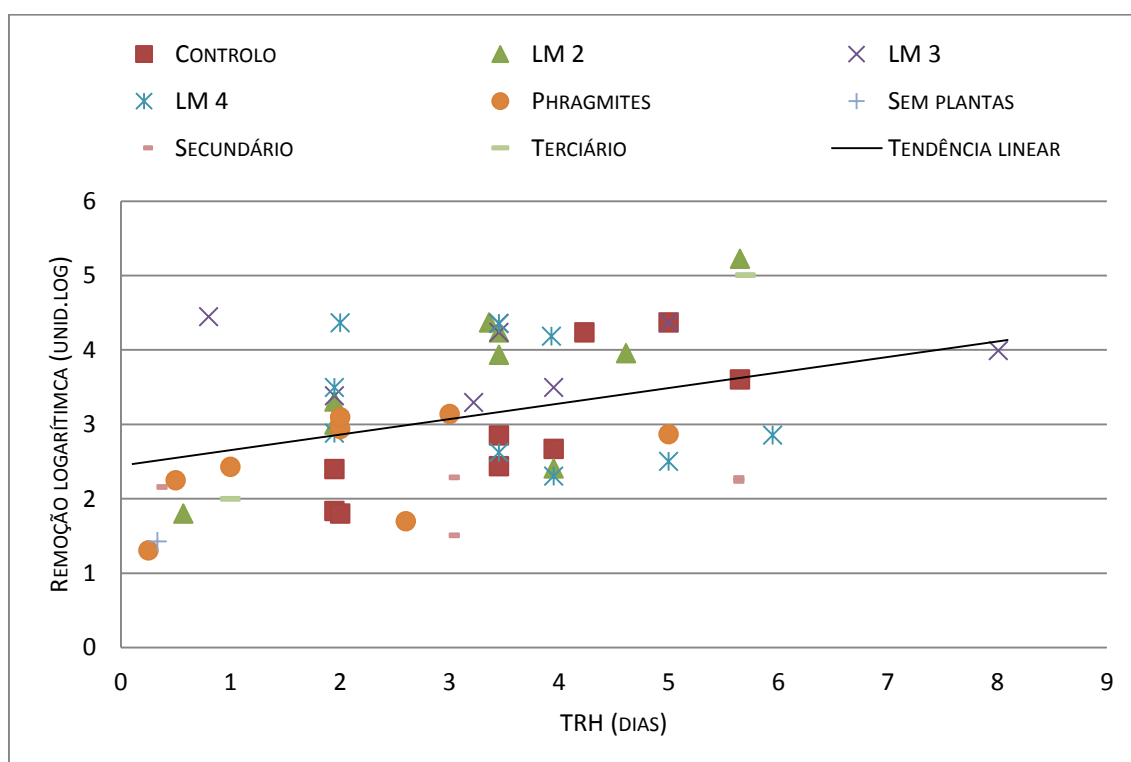
Na Tabela 5.8 encontra-se o resultado da pesquisa conduzida por Kadlec e Wallace (2008) face à remoção de E.coli em leitos de escoamento horizontal sub-superficial.

**Tabela 5.8 – Pesquisa de Kadlec e Wallace (2008) na redução logarítmica de E.coli em leitos com escoamento sub-superficial horizontal**

Nome e localização do sistema	Fonte	Vegetação	TRH estimado (dias)	log <sub>10</sub> Redução
Audlem, Reino Unido	Decamp e Warren (2000)	<i>Phragmites</i>	2	2.94
Finham, Reino Unido	Green <i>et al.</i> (1997)	<i>Phragmites</i>	0.25	1.31
Finham, Reino Unido	Ottová <i>et al.</i> (1997)	<i>Phragmites</i>	0.5	2.25
Finham, Reino Unido	Ottová <i>et al.</i> (1997)	<i>Phragmites</i>	1	2.43
Finham, Reino Unido	Ottová <i>et al.</i> (1997)	<i>Phragmites</i>	2	3.10
Finham, Reino Unido	Ottová <i>et al.</i> (1997)	<i>Phragmites</i>	5	2.87
Florença, Itália	Masi <i>et al.</i> (2004)	<i>Phragmites</i>	3	3.14
San Michele de Ganzaria, Itália	Cirelli <i>et al.</i> (2006)	<i>Phragmites</i>	2.6	1.70

Na Figura 5.13 representa-se a comparação da remoção logarítmica em função do TRH verificada em Frielas com os restantes casos de estudo. A pesquisa levada a cabo por Kadlec e Wallace (2008) está representada pela série *Phragmites*, uma vez que não se dispunha de informação a respeito do tipo de tratamento que cada caso analisado pelos autores praticava.

Juntou-se à série *Phragmites* a eficiência de remoção obtida pelo leito plantado de Decamp *et al.* (1999). No que se refere às séries Secundário e Terciário (Tabela 5.6), estas representam as relações obtidas pelos sistemas cujo tipo de tratamento se encontrava definido.



**Figura 5.13 – Comparação da remoção logarítmica de E.coli em Frielas em função do TRH com os restantes casos de estudo**

Como se pode constatar pela observação da Figura 5.13, os dados obtidos pelos diferentes casos de estudo apresentam alguma dispersão. Mesmo em situações em que o TRH, a espécie plantada, e/ou o tipo de tratamento praticado sejam os mesmos, a existência de outros factores que influenciam a remoção patogénica é evidente.

O registo do LM 3 para o TRH de 0.8 dias resulta numa excepção na bibliografia em geral. Torna-se difícil arranjar uma justificação para este resultado invulgar, uma vez que quando se registou, a 4 de Agosto, o Pavilhão de Civil encontrava-se fechado, não tendo sido possível o acesso às sondas que avaliam os parâmetros físico-químicos.

O LM 2 apresenta melhores remoções que a tendência linear terciária, o que reforça o seu bom desempenho, que também se verificou quando se estabeleceu a comparação com os restantes leitos de Frielas.

### REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS

García *et al.* (2008) avaliou durante dois anos, em León, Espanha, a capacidade de diversas estruturas de tratamento naturais em remover bactérias fecais. Entre essas estruturas naturais avaliou-se o desempenho de duas zonas húmidas construídas com escoamento sub-superficial do tipo horizontal, uma unidade plantada com *Scirpus lacustris* e uma de controlo.

Os leitos eram continuamente alimentados e praticavam tratamento secundário a um efluente doméstico, proveniente da principal ETAR do município. Para um TRH de 3 dias registou-se uma redução logarítmica média de Coliformes totais de 2.70 unid.log para o leito plantado, e de 1.68 unid.log para a unidade de controlo.

A unidade de controlo de Frielas apresentou um desempenho superior à de León. Para um TRH a variar entre 2 e 4 dias, o LM 1 registou reduções logarítmicas a variar entre 1.38 e 3.45 unid.log.

No que se refere às unidades plantadas, dentro da estocasticidade do seu desempenho, apresentou uma resposta semelhante à unidade plantada de León.

O trabalho desenvolvido por Morató *et al.* (2014) também analisou a remoção de Coliformes totais. Na Tabela 5.9 encontram-se os resultados obtidos.

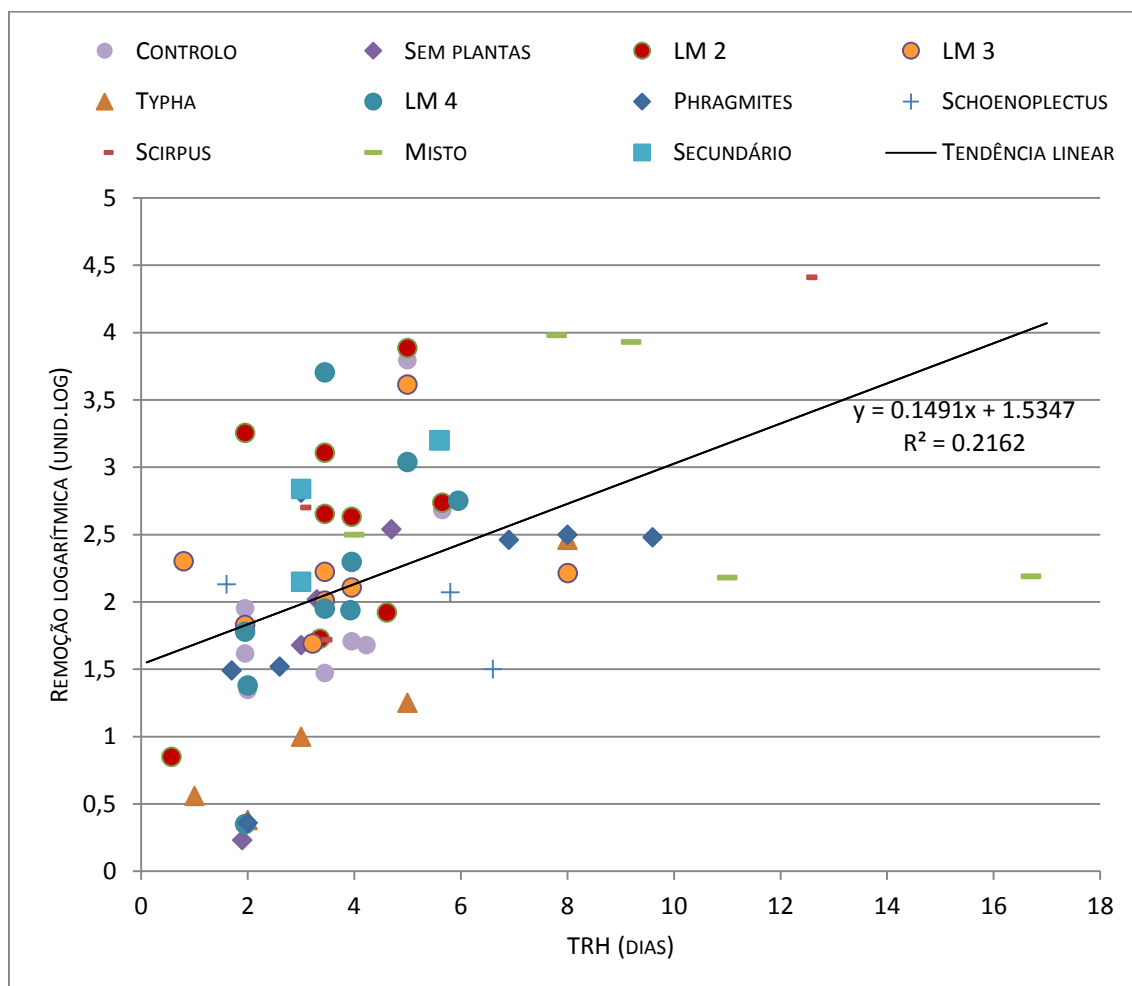
**Tabela 5.9 - Reduções logarítmicas de Coliformes totais dos leitos ensaiados por Morató *et al.* (2014)**

Leito	Redução logarítmica (unid.log)
C1	3.20
C2	3.20
D1	2.15
D2	2.84

Destacou-se novamente o leito D1 pelo seu pior desempenho, provavelmente devido à influência negativa do seu menor TRH e maior granulometria.

No que se refere à comparação com os leitos de Frielas, estes raramente verificaram uma remoção superior a 3.20 unid.log. No entanto, houve ocasiões em que o seu desempenho foi superior, inclusivamente para TRH menores.

Na Figura 5.14 representa-se a pesquisa de Kadlec e Wallace (2008), acrescentada dos resultados obtidos por García *et al.* (2008) e Morató *et al.* (2014) na série Secundário, e os valores registados em Frielas.



**Figura 5.14 - Comparação da remoção logarítmica de Coliformes totais em Frielas em função do TRH com os restantes casos de estudo**

Uma vez mais, a dispersão dos casos registados por Kadlec e Wallace (2008) revelam a interferência de mais factores para além dos definidos nesta análise, espécie plantada e TRH.

Analisando a Figura 5.14 constata-se que as maiores reduções logarítmicas para um mesmo TRH foram registadas nos leitos de Frielas, na sua maioria. Apenas para o TRH de 8 dias um leito misto supera a redução logarítmica do LM 3.

O LM 1 de Frielas, sem plantas, apresentou um melhor desempenho que os analisados por Kadlec e Wallace (2008) para um TRH de 2 dias; para TRH superiores registou-se o contrário. No entanto, a redução logarítmica atingida pelo leito de controlo para um TRH de 2 dias aproxima-se da redução atingida para maiores TRH.

Uma vez que não houve nenhum caso de estudo reportado por Kadlec e Wallace (2008) plantado com *Carex pendula*, não há uma comparação directa a estabelecer com o LM 2. Contudo, as reduções logarítmicas deste leito distinguem-se dos restantes casos de estudo. Tal poderá ser devido à adequabilidade desta espécie para este tipo de tratamento, dado este leito ter demonstrado ser o mais eficiente de Frielas, e/ou aos diferentes factores que em cada caso de estudo também influenciaram a eficiência do tratamento.

#### 5.4 QUALIDADE DA ÁGUA – VIABILIDADE DA TECNOLOGIA

Independentemente da prestação dos leitos em análise com outros estudos ter provado de uma forma geral uma melhor eficiência dos primeiros, há que ter em conta para além da redução logarítmica conseguida, a qualidade do efluente tratado. Apenas com essa informação se pode aferir a respeito da viabilidade destas tecnologias.

Como já foi referido em 4.3.1 a qualidade da água é actualmente definida pelos parâmetros estabelecidos pelo DL nº. 113/2012, em função da sua concentração em Enterococos e E.coli.

Seguem-se os requisitos para descargas em águas balneares impostos pelo DL actualmente em vigor.

**Tabela 5.10 – Requisitos patogénicos para as descargas em águas balneares provenientes de estações de tratamento de águas residuais em vigor (DL nº. 113/2012)**

	Parâmetro	Qualidade (ufc / 100 mL)		
		Excelente	Boa	Aceitável
<b>Águas interiores</b>	Enterococos	200	400	330
	E.coli	500	1000	900
<b>Águas costeiras e de transição</b>	Enterococos	100	200	185
	E.coli	250	500	500

Contrastou-se a informação da Tabela 5.10 com as concentrações efluentes registadas ao longo do período monitorizado de forma a avaliar o desempenho dos leitos de Frielas tendo em conta o imposto pela legislação. Na avaliação da viabilidade desta tecnologia na remoção de Enterococos e E.coli focou-se apenas os requisitos para águas costeiras e de transição, dado ser mais exigente. Nas Figuras 5.15 e 5.16 apresentam-se as referidas comparações.



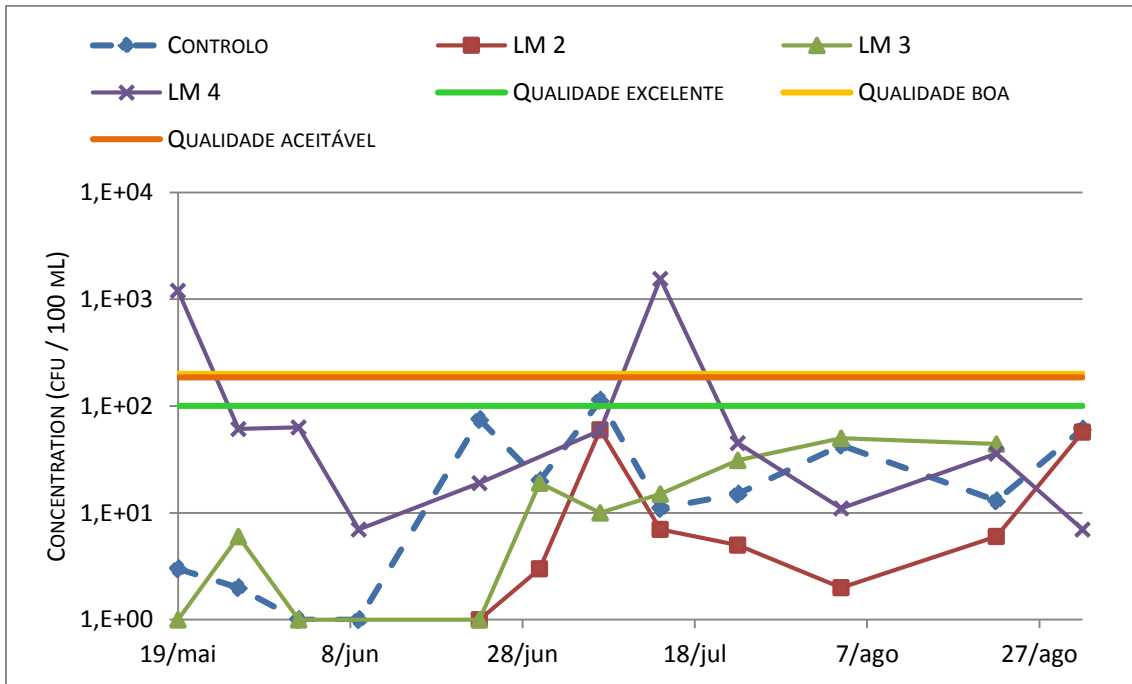


Figura 5.15 – Comparação da concentração em Enterococos do efluente tratado com os requisitos do DL nº. 113/2012

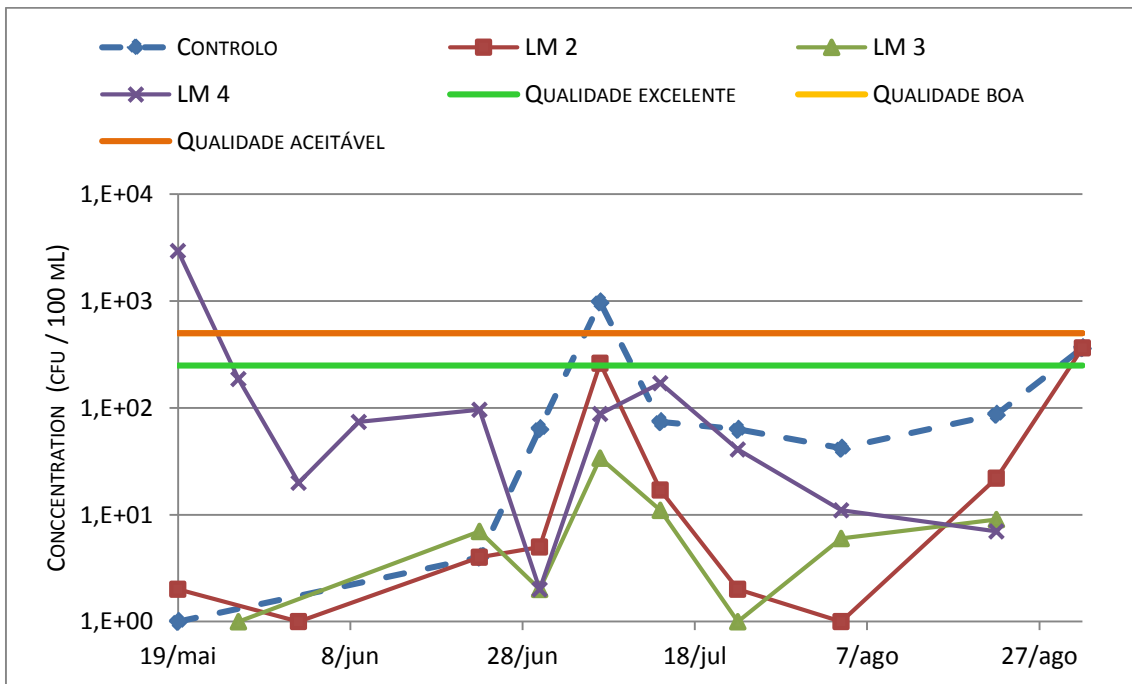


Figura 5.16 - Comparação da concentração em E.coli do efluente tratado com os requisitos do DL nº. 113/2012

Analisando em particular a concentração em Enterococos (Figura 5.15) verifica-se que todos os leitos à exceção do LM 4 produzem um efluente apto a ser descarregado em águas balneares.

No que se refere à concentração em E.coli (Figura 5.16) os leitos 2 e 3 produzem um efluente apto a ser descarregado ao longo do período monitorizado. O LM 1 apenas sai do limiar de um efluente com uma qualidade aceitável a 7 de Julho. E o LM 4 inicia o seu funcionamento com a produção de um efluente de má qualidade, tendo no restante período ensaiado produzido um efluente com qualidade excelente.

Embora o LM 2 tenha apresentado o melhor desempenho no que se refere aos registos de redução logarítmica, verifica-se nesta comparação que o LM 3 respeita os requisitos impostos pela legislação ao longo do período ensaiado. Pela observação das Figuras 5.15 e 5.16 pode-se concluir que os leitos 2 e 3 produzem um efluente passível de ser descarregado em águas balneares tendo em conta a legislação em vigor.

Verifica-se que o efluente tratado por estas estruturas consegue respeitar os requisitos impostos pelo DL nº. 113/2012 na maioria do período ensaiado. Contudo, não se podem ignorar as descontinuidades observadas, que num contexto real são inaceitáveis. Seria conveniente prolongar esta exploração por forma a obter mais dados e aumentar o grau de confiança destas tecnologias.

## 6 SÍNTESE, CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA O PROSSEGUIMENTO DA INVESTIGAÇÃO

A descarga de água residual sem um prévio tratamento pode representar um perigo para a saúde pública devido à sua concentração em elementos patogénicos. Estes microrganismos infecciosos são responsáveis por vários milhares de mortes todos os anos em áreas com um fraco sistema de saneamento (Mburu *et al.*, 2008). Nos trópicos concentram-se os países em que mais se verifica a referida contaminação.

Dadas as circunstâncias, e a necessidade crescente de preservar os recursos hídricos existentes, que vêm o seu futuro comprometido devido a factores para além da contaminação por água residual sem tratamento, é necessário recorrer a soluções baratas, eficazes, e que ofereçam uma alternativa às tecnologias de tratamento actualmente aplicadas. As zonas húmidas construídas têm surgido nesse sentido, e oferecem uma solução adequada tanto aos referidos países tropicais, como a contextos em que a recorrência a ETAR surge inadequada.

Nesta dissertação em particular avalia-se o desempenho destas estruturas na remoção de elementos patogénicos. Para o efeito implementou-se na ETAR de Frielas uma instalação experimental constituída por quatro leitos de escoamento sub-superficial do tipo horizontal. A localização da instalação experimental numa ETAR em operação permitiu alimentar os leitos com o seu efluente, e obter condições experimentais semelhantes à realidade.

Três dos quatro leitos encontravam-se plantados com espécies diferentes, *Carex pendula*, *Typha latifolia* e *Phragmites australis*, e um dos leitos ficou por plantar. Deste modo pode-se avaliar a contribuição da presença de plantas na remoção patogénica, e a influência da sua espécie. Os leitos eram alimentados graviticamente por um tanque intermédio, para o qual se bombeava periodicamente o efluente a montante da estrutura de raios UV da ETAR, ou seja, da desinfecção.

O trabalho desenvolvido incluiu, para além da concepção da instalação experimental, a respectiva operação e monitorização durante um período de aproximadamente quatro meses. Durante o referido período recolheram-se amostras à saída de cada leito, do tanque intermedio e da estrutura da ETAR. De modo a aferir a respeito da eficiência dos leitos na remoção de elementos patogénicos, avaliou-se a concentração de Enterococos, Coliformes totais e E.coli. Por forma a melhor compreender o funcionamento destas estruturas de tratamento também se registaram os parâmetros físico-químicos ao longo da operação das mesmas (oxigénio dissolvido, condutividade eléctrica, pH, temperatura e potencial redox).

A operação da instalação experimental encontrou alguns obstáculos. O desenvolvimento de sólidos no tanque intermédio interferiu com as torneiras de alimentação de cada leito, colmatando-as. Embora se tenha procedido a uma calibração periódica das torneiras, não se manteve uma alimentação constante ao longo do período ensaiado, conferindo alguma variabilidade num parâmetro que à partida não deveria variar.

O inexplicável desaparecimento da *Phragmites australis* entre 1 e 4 de Julho provocou uma descontinuidade no desempenho do respectivo leito (LM 4). Além do seu desaparecimento, a adaptação desta espécie no momento em que foi aplicada, juntamente com as restantes, também se apresentou mais difícil devido à sua diferente origem. Enquanto que as espécies dos leitos 2 e 3 foram obtidas em viveiro, a *Phragmites australis* foi transplantada de um leito no laboratório do IST para o leito em Frielas. Assim embora o LM 4 tenha acabado por apresentar um desempenho satisfatório, é facto que a sua operação foi mais conturbada.

Numa apreciação global aos resultados apresentados, verifica-se que a eficiência de tratamento tem um andamento estocástico ao longo do período monitorizado, e não se estabeleceu nenhuma correlação satisfatória entre a redução logarítmica e os parâmetros físico-químicos e operacionais. Este andamento pode atribuir-se à variabilidade a que instalação experimental esteve afectada, tanto no que refere ao caudal de alimentação, como à concentrações patogénica afluenta. Também, o facto desta instalação se encontrar no início do seu desenvolvimento pode ter sido responsável por este desempenho aleatório, visto que o tratamento que estas estruturas conferem é principalmente biológico, requerendo consequentemente um período de adaptação.

Relativamente ao desempenho dos leitos na remoção patogénica, distinguiu-se claramente a operação mais conturbada do LM 4 (*Phragmites australis*). O andamento da sua eficiência sofreu grandes flutuações, e apresentou uma prestação inferior à de controlo (LM 1) diversas vezes. Já os leitos 2 e 3 apresentaram uma eficiência de remoção aproximada, e quase sempre superior à de controlo. Desta observação é possível concluir que a presença de macrófitas, quando melhor adaptadas ao meio, tem uma influência positiva na remoção dos indicadores patogénicos em análise, uma vez que o desenvolvimento mais instável das espécies plantadas do LM 4 resultou num pior desempenho.

De uma forma geral o LM 2 apresentou um melhor desempenho que o LM 3, o que pode subentender que a *Carex pendula* é mais adequada a este tipo de tratamento. No que se refere à adequabilidade da *Phragmites australis*, pouco se pode aferir devido à inconstância das suas condições de funcionamento, e à má adaptação desta espécie.

Aliando as concentrações efluentes dos leitos com os requisitos de qualidade impostos pela legislação em vigor, conclui-se que estas estruturas são uma tecnologia viável na produção de um efluente com qualidade.

Apenas os leitos 1 e 4 produziram um efluente impróprio para descarga em águas balneares em algumas ocasiões. Essa pior prestação pode atribuir-se ao facto do LM 1 não ser plantado, e do LM 4 ter apresentado um funcionamento irregular.

Embora estas estruturas tenham produzido um efluente de qualidade não se pode ignorar a variabilidade do seu desempenho, num contexto real de funcionamento não se podem admitir descargas que ponham em risco a saúde pública.

Uma das causas possíveis para a resposta irregular dos leitos prende-se com o facto destas estruturas de tratamento requererem alguns meses para adaptação de vegetação e estabelecimento de biofilme (Billore *et al.*, 1999), esperando-se um melhor desempenho quanto mais adaptado se encontrar (Butler *et al.*, 1990). Seria interessante continuar a monitorização da instalação experimental de Frielas, no sentido em que se poderia vir a atingir o regime estacionário nos leitos, ou obter um melhor desempenho por parte dos mesmos.

A concepção de uma instalação experimental é um processo de tentativa e erro. Principalmente, à medida que se inicia a sua operação surgem detalhes que não tinham sido alvo de grande atenção, mas passam a apresentar-se relevantes. No posterior tratamento dos dados recolhidos também surge a reflexão a respeito do que se poderia ter feito para solucionar alguns problemas aparentemente incontornáveis. Uma vez que se passou por todo esse exercício seguem-se algumas sugestões para uma potencial monitorização futura.

Para contornar a colmatação das torneiras devido ao desenvolvimento de sólidos no tanque intermédio procedeu-se à calibração periódica das mesmas, sendo que na ocorrência da sua colmatação total assumia-se um TRH médio entre o correspondente à carga previamente fixada e o tempo decorrido entre visitas. Assim, se o tempo decorrido entre visitas for sempre o mesmo, a probabilidade de obter um TRH igual para os quatro leitos será maior.

Também no sentido de minimizar a interferência dos sólidos na alimentação dos leitos pode proceder-se à aplicação de uma membrana que filtre o efluente bombeado antes de este chegar ao tanque intermédio. A limpeza periódica da bomba também poderá diminuir essa transmitância.

A qualidade da amostra 6 (efluente da ETAR) que se recolhia semanalmente (Figura 4.17), e cujas concentrações influenciavam o cálculo da eficiência dos leitos, reportava frequentemente o volume de água renovado entre recolha de análises. Sugere-se então que numa futura monitorização desta instalação se proceda à recolha da amostra 6 numa circunstância que reporte mais fidedignamente a qualidade do afluente aos leitos. Conforme o TRH pretendido dever-se-á situar o momento de análise da qualidade da amostra 6.

Sugere-se por fim que se proceda à análise dos parâmetros físico-químicos sempre que se vá à ETAR. O maior número de dados consequentemente registado permite uma melhor compreensão do funcionamento destas estruturas, e não representa um encargo adicional, uma vez que a análise dos parâmetros físico-químicos não implica custos para além da viagem até Frielas, que se efectua com regularidade devido à necessidade de calibração do equipamento.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amaral, R.O.M. (2011). "Avaliação de Soluções Naturais para o Tratamento de Excedentes Poluídos de Sistemas de Águas Residuais". IST, Lisboa.
- Arias, C.A.; Cabello, A.; Brix, H. e Johansen, N. (2002). Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. *Water Science and Technology*, 48(3), pp.35–41.
- Ascuntar Ríos, D.; Toro Vélez, A. F.; Peña, M. R. e Madera Parra, C. A. (2009). Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. *Ecological Engineering*, 35(2), pp.274–280.
- Ayaz, S. Ç. (2008). Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater by constructed wetlands. *Desalination*, 226(1-3), pp.249–255.
- Berg, G.; Dahling, D.R.; Brown, G.A. e Berman, D. (1978). Validity of fecal coliforms, total coliforms, and fecal streptococci as indicators of viruses in chlorinated primary sewage effluents. *Applied and Environmental Microbiology*, 36(6), pp.880–4.
- Bernardin Lochmueller & Associates (2013). Constructed wetland system wins National Honor. <http://www.estormwater.com/constructed-wetland-system-wins-national-honor> (consultado em Maio de 2014)
- Billore, S.K.; Singh, N.; Sharma, J.K.; Dass, P. e Nelson R.M. (1990). Horizontal subsurface flow gravel bed constructed wetland with *Phragmites karka* in central India. *Water Science and Technology*, 40(3), pp.163–71.
- Brix H. e Schierup H-H. (1989). The use of macrophytes in water pollution control. *Ambio*, 18:100–7.
- Brix H. (1993). Wastewater treatment in constructed wetlands: System design, removal processes, and treatment performance. *Constructed wetlands for water quality improvement*. CRC Press, Moshiri GA, pp. 9–22.
- Butler, J.E.; Ford, M.G.; Loveridge, R.F. e May, E. (1990). *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, pp. 539–542.
- Cabelli, V.J. (1989). Swimming-associated illness and recreational water quality criteria. *Water Science and Technology*, 2(2), pp.13–21.
- Cronk, J.K. (1996). Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations : a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58, pp.97–114.

Da Cunha, E.; Tavares, J. e Van Haandel, A. (2003). Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no póstratamento de esgoto doméstico. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santa Catarina, Brasil.

Decamp, O.; Warren, A. e Sanchez, R. (1999). The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. *Water Science and Technology*, 40(3), pp.91–98.

Decamp, O. e Warren, A. (2000). Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 14(3), pp.293–299.

Drizo, A.; Frost, C.A.; Grace, J. e Smith, K.A. (2000). Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *Water Research*, 34(9), pp.2483-2490

El-Khateeb, M.A.; Al-Herrawy, A.Z.; Karnel, M.M. e El-Gohary, F.A. (2009). Use of wet- lands as post-treatment of anaerobically treated effluent. *Desalination*, 245, pp.50–59.

Evanson, M. e Ambrose, R. (2006). Source and growth dynamics of faecal indicator bacteria in a coastal wetland system and potential impacts to adjacent waters. *Water Research*, 40, pp.475–486.

Faulwetter, J.L.; Gagnon, V.; Sundberg, C.; Chazarenc, F.; Burr, M.D.; Brisson, J. e Stein, O.R. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 35(6), pp.987–1004.

Galvão, A.F. (2009). “Comportamento Hidráulico e Ambiental de Zonas Húmidas Construídas Para o Tratamento e Águas Residuais”. IST, Lisboa.

García, J.; Vivar, J.; Aromir, M. e Mujeriego, R. (2003). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research*, 37(11), pp.2645–53.

García, J.; Aguirre, P.; Mujeriego, R.; Huang, Y.; Ortiz, L e Bayona, J.M. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flowreed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, 38, pp.1669–78.

García, J.; Aguirre, P.; Barragán, J.; Mujeriego, R.; Matamoros, V. e Bayona, J.M. (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25, pp.405–18.

García, M.; Soto, F.; González, J.M. e Bécares, E. (2008). A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. *Ecological Engineering*, 32(3), pp.238–243.



- Gerba, C. (1999). Optimization of Artificial Wetland Design for Removal of Indicator Microorganisms and Pathogenic Protozoa. *Water Science and Technology*, 40(4-5), pp.363–368.
- Gersberg, R.M.; Gearheart, R.A. e Ives, M. (1989). Pathogen removal in constructed wetlands. *Constructed wetland for wastewater treatments*. Lewis Publishers, Chelsea, pp.431-45.
- Ghermandi, A.; Bixio, D. e Thoeye, C. (2007). The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse. *The Science of the Total Environment*, 380(1-3), pp.247–58.
- 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), pp.1044–1051.
- Gleick, P.H. (1993). *Water Crisis: A Guide to the World's Freshwater Resources*. Oxford University Press, Washington DC, USA.
- Goldminc, M. e Moncel, C. (1998). Une station d'épuration écologique, ça existe. *Vie et Santé*, 1, pp.58–61.
- Gopal, B. e Goel, U. (1993). Competition and allelopathy in aquatic plant communities. *The Botanical Review*, 59, pp.155–210.
- Gray, N.F. (1989). *Biology of Wastewater Treatment*. Oxford University Press, Oxford.
- Green, M.; Griffin, P.; Seabridge, J. e Dhobie, D. (1997). Removal of bacteria in subsurface flow wetlands. *Water Science and Technology*, 35(5), pp.109–116.
- Greenway, M. e Woolley, A. (1999). Constructed wetlands in Queensland: performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecological Engineering*, 12, pp.39–55.
- Gumbrecht, T. (1992). Tertiary wastewater treatment using the root-zone method in temperate climates. *Ecological Engineering*, 1(3), pp.199–212.
- Hatano, K.; Trettin, C.C.; House, C.H. e Wollum, A.G.I. (1993). Microbial populations and decomposition activity in three subsurface flow constructed wetlands. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 541–547.
- Hench, K. R.; Bissonnette, G. K.; Sexstone, A. J.; Coleman, J. G.; Garbutt, K. e Skousen, J. G. (2003). Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, 37(4), pp.921–7.
- Hijnen, W.; Dullemont, Y.; Schijven, J.; Hanzens-Brouwer, A.; Rosielle, M. e Medema, G. (2007). Removal and fate of *Cryptosporidium parvum*, *Clostridium perfringens* and small-size centric diatoms (*Stephanodiscus hantzschii*) in slow sand filters. *Water Research*, 41, pp.20051–22162.

- Kadlec, R. e Knight, R. (1996). *Treatment wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kadlec, R.H. e Wallace, S.D. (2008). *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kamel, M.M. (2009). Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent. *Desalination*, 245(1-3), pp.50–59.
- Kadlec, R.; Knight, R.; Vyzamal, J.; Brix, H.; Cooper, P. e Harbel, R. (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control – Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, Scientific and Technical Report Nº 8. IWA Publishing, London.
- Karim, M.R.; Manshadi, F.D.; Karpiscak, M.M. e Gerba, C.P. (2004). The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. *Water Research*, 38(7), 1831–7.
- Kaseva, M.E. (2004). Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater - a tropical case study. *Water Research*, 38(3), pp.681–7.
- Leto, C.; Tuttolomondo, T.; La Bella, S.; Leone, R. e Licata, M. (2013). Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, 61, pp.282–291.
- Lima, R.G. (2008). “Alternativa a despoluição dos recursos hídricos”. Universidade Federal de Sergipe
- Masi, F. e Martinuzzi, N. (2007). Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, 215(1-3), pp.44–55.
- Mburu, N.; Thumbi, G.M. e Mayabi, A.O. (2008). Removal of bacterial pathogen from domestic wastewater in a tropical subsurface horizontal flow constructed wetland. *Proceedings of Taal 2007: The 12th World lake conference*, pp.1010-1015.
- Merlin, G.; Sedilot, C.; Herbert, N. e Grasselly, D. (2002). Treatment of tomato greenhouses drainage solutions by experimental constructed wetlands. *Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, University of Dar-es-Salaam, Tanzania and IWA*, pp. 526–533.
- Molleda, P.; Blanco, I.; Ansola, G. e Luis, E. (2008). Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological Engineering*, 33(3-4), pp.252–257.
- Monteiro, A.J. (2000). Inactivação bacteriológica. IST, Lisboa.
- Morató, J.; Codony, F.; Sánchez, O.; Pérez, L.M.; García, J. e Mas, J. (2014). Key design factors affecting microbial community composition and pathogenic organism removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 481, pp.81–89.

Orosz-Coghlan, P.; Rusin, P.; Karpiscak, M. e Gerba, Ch. (2006). Microbial source tracking of *Escherichia coli* in a constructed wetland. *Water Environment Research*, 78 (3), pp.227–232.

Ottová, V.; Balcarova, J. e Vymazal, J. (1997). Microbial characteristics of constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35(5), pp.117–123.

Payment, P. e Franco, E. (1993). *Clostridium perfringens* and somatic coliphagos as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and Environmental Microbiology*, 59 (8), pp.2418–2424.

Perkins, J. O.Y. e Hunter, C. (2000). Research note removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetland in Yorkshire. *Water Research*, 34(6), pp.1941–1947.

Pillai, S.D. e Lesikar, B. (2003). Removal and fate of specific microbial pathogens with on-site wastewater treatment systems. *The Agriculture Program Texas A&M University System College Station, Texas*, (Maio).

Pisoeiro, J.M. (2013). “Tratamento de Excedentes de Sistemas de Águas Residuais através de Zonas Húmidas Construídas”. IST, Lisboa.

Puigagut, J.; Salvadó, H. e García, J. (2007). Effect of soluble and particulate organic compounds on microfauna the community in subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(3), pp.280–286.

Reinoso, R.; Torres, L A. e Bécares, E. (2008). Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *The Science of the Total Environment*, 395(2-3), pp.80–6.

Relvão, A. (1999). *Sistemas de Tratamento de Efluentes em Aglomerados Urbanos por Leitões de Macrófitas Emergentes*. CCDR Centro, Coimbra.

Rivera, F.; Warren, A.; Ramirez, E.; Decamp, O.; Bonilla, P.; Gallegos, E.; Calderon, A. e Sanchez J.T. (1995). Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology*, 32(3), pp-211–8.

Rose, J.B.; Gerba, C.P. e, Jakubowski, W. (1991). Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Environment Science and Technology*, 25 (8), pp.1393–1400.

Seco, T.C.; Duarte, A.A.L.S.; Peres, J.A. e Bentes, I. (2008). Avaliação do Desempenho de Sistemas de Leitões de Macrófitas no Tratamento de Águas Residuais Domésticas. *Engenharia civil • Universidade do Minho*, 33.

Sim, C.H. (2003). The use of constructed wetlands for wastewater treatment. *Wetlands International*, 24 pp.

Sleytr, K.; Tietz, A.; Langergraber, G. e Haberl, R. (2007). Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380, pp.173–180

Soto, F.; Garcia, M.; Deluis, E. e Becares, E. (1999). Role of in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Water Science and Technology*, 40(3), pp.241–247.

Sousa, E.R. (2001). Noções sobre a qualidade da água. IST, Lisboa.

Steve Christman (2000). Carex pendula. [http://www.floridata.com/ref/c/care\\_pen.cfm](http://www.floridata.com/ref/c/care_pen.cfm) (consultado em Maio de 2014)

Stikker, A. (1998). Water today and tomorrow. *Futures*, 30, pp.43-62.

Stottmeister, U.; Wiebner, A.; Kusch, P.; Kappelmeyer, U.; Kästner, M.; Bederski, O.; Müller, R.A. e Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22, pp.93-117.

Tanner, C.C.; Clayton, J.S. e Upsdell, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands -I. Removal of oxygen demand, suspended solid and faecal coliforms. *Water Research*, 29(1), pp.17-26.

Taylor, C.R.; Hook, P.B.; Stein, O.R. e Zabinski, C.A. (2011). Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering*, 37(5), pp.703–710.

Thurston, J.; Gerba, C.; Foster, K. e Karpiscak, M. (2001). Fate of indicator microorganisms, Giardia and Cryptosporidium in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 35 (6), pp.1547–1551.

Vacca, G.; Wand, H.; Nikolausz, M.; Kusch, P. e Kästner, M. (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research*, 39(7), pp.1361–73.

Vera, L.; Martel, G.; Gutiérrez, J. e Márquez, M. (2006). Gestión sostenible del agua residual en entornos rurales. Capítulo 3: Evaluación de los sistemas de depuración natural. Proyecto depuración, *Instituto Tecnológico de Canarias. Departamento de agua, Dirección de investigación y desarrollo tecnológico*, pp. 299.

Washington State Department of Ecology. Native Freshwater Plants. <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/native/cattail.html> (consultado em Maio de 2014)

Wright, D.A.; Killham, K.; Glover, L.A. e Prosser, J.I. (1995). Role of pore size location in determining bacterial activity during predation by protozoa in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 61, pp.3537–3543.

- Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 18(5), pp.633–646.
- Vymazal, J. (2005a). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), pp.478–490.
- Vymazal, J. (2005b). Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment Wetlands with Emergent Macrophytes: A Review. *Journal of Environmental Science and Health, Parte A*, 40(6-7), pp.1355–1367.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the Total Environment*, 380(1-3), pp.48–65.
- Vymazal, J. (2013). Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 61, pp.582–592.
- Williams, J. (1995). Mineralisation and pathogen removal in gravel bed hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 32(3), pp.49–58.
- Zhang, T.; Xu, D.; He, F.; Zhang, Y. e Wu, Z. (2012). Application of constructed wetland for water pollution control in China during 1990–2010. *Ecological Engineering*, 47, pp.189–197.
- Zhang, D.Q.; Jinadasa, K.B.S.N.; Gersberg, R.M.; Liu, Y.; Ng, W.J. e Tan, S.K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, 141C, pp.116–131.