



INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO  
Universidade Técnica de Lisboa

# **Tratamento de águas residuais através de Leitões de Macrófitas**

A influência da vegetação

**Joana Ferreira Mavioso**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

**Engenharia do Ambiente**

## **Júri**

Presidente: Professor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos

Orientador: Professora Ana Fonseca Galvão

Vogal: Professor António João Carvalho de Albuquerque

**Setembro de 2010**



“Our knowledge can only be finite, while our ignorance must necessarily be infinite”

Karl Popper



## **Agradecimentos**

---

Embora uma tese seja, pela sua finalidade académica, um trabalho individual, há contributos de natureza diversa que não podem e nem devem deixar de ser realçados. Por essa razão, desejo expressar os meus sinceros agradecimentos:

À orientadora, Ana Fonseca Galvão, por toda a dedicação, compreensão e amizade demonstradas, pelos desafios colocados na realização deste trabalho e pelo incentivo e exigência crescente que se foi impondo à medida que caminhávamos para a sua conclusão.

A implementação da instalação experimental e trabalho laboratorial contou também com o apoio da Sara Pinto, Nuno Pimentel e Marta Matos, a quem agradeço a preciosa ajuda.

Este trabalho contou também com o apoio da Fundação para a Ciência e Tecnologia, no decorrer do seu desenvolvimento, através de uma Bolsa de Investigação de Iniciação à investigação Científica, no âmbito do Projecto SPESSA- PPCDT/AMB/60582/2004.

A todos os meus amigos, que contribuíram para o desenvolvimento da presente tese e que tornaram o percurso académico mais animado.

À Marta, pela sua amizade, apoio e carinho incondicionais.

À Paula e Luís, pelo apoio e por permitirem os meus devaneios.

Ao meu pai, por me mostrar que sou uma pessoa forte e pelas lições valiosas. À minha mãe por sempre acreditar em mim e ao meu irmão por estar sempre ao meu lado.

Ao João, pelo apoio, amor e paciência intermináveis, tanto que as palavras não o conseguem descrever e que motivaram a conclusão do curso e da presente tese.



## Resumo

---

A presente dissertação incide sobre o estudo da tecnologia de leitos de macrófitas, nomeadamente sobre a influência da vegetação na remoção de matéria orgânica.

O trabalho desenvolvido incluiu a implementação de uma instalação experimental de nove leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial com fluxo horizontal à escala piloto, com a monitorização de dados físico-químicos (pH, temperatura, potencial redox, oxigénio dissolvido e condutividade eléctrica) e de CQO, recolhidas durante cerca de oito meses. Os leitos de macrófitas foram alimentados diariamente, em descontínuo, com efluente sintético.

O objectivo principal do trabalho centrou-se no estudo do desempenho de duas espécies de macrófitas – *Phragmites australis* e *Scirpus* na remoção de CQO. A análise de significância estatística revelou que não há diferenças significativas de desempenho entre as duas espécies estudadas, no que respeita à remoção de matéria orgânica.

Após a aplicação de picos de afluência, os leitos de macrófitas tendem a apresentar valores semelhantes às condições regulares de operação. Os leitos de macrófitas alimentados com água potável apresentam biofilme desenvolvido que oferece tratamento conforme a carga aplicada.

**Palavras-chave:** vegetação; leitos de macrófitas; remoção de CQO.

## Abstract

---

This thesis aims to study constructed wetlands wastewater treatment technology, particularly the role vegetation plays in organic matter removal.

The work included the implementation of an experimental nine-bed constructed wetlands with subsurface horizontal flow at the pilot scale with monitoring of physico-chemical data (pH, temperature, redox potential, dissolved oxygen and electrical conductivity) and COD, collected for about eight months. The constructed wetlands were fed daily, in batch, with synthetic sewage.

The main objective of the work was to study the performance of two types of macrophytes – *Phragmites australis* and *Scirpus holoschoenus* – in COD removal. The analysis of statistical significance showed that there are no significant performance differences between the two species regarding the removal of organic matter.

After application of the peak inflow, constructed wetlands tend to have COD removal similar to regular operation conditions. The constructed wetlands fed with drinking water have developed a biofilm that provides treatment according to the applied load.

**Keywords:** vegetation, constructed wetlands; COD removal.



# Índice

---

<b>1</b>	<b>Introdução</b> .....	1
1.1	Objectivos.....	1
1.2	Enquadramento do tema.....	1
1.3	Enquadramento legal.....	4
1.4	Estrutura interna da dissertação.....	5
<b>2</b>	<b>Caracterização dos leitos de macrófitas</b> .....	7
2.1	Descrição geral.....	7
2.2	Principais componentes dos leitos de macrófitas.....	8
2.3	Classificação dos leitos de macrófitas.....	8
2.3.1	Leitos de macrófitas de escoamento superficial.....	9
2.3.2	Leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial.....	10
2.3.3	Outras configurações.....	12
2.4	Mecanismos envolvidos no processo de tratamento em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial (LM-ESS).....	13
2.4.1	Considerações gerais.....	13
2.4.2	Oxigénio dissolvido e potencial redox.....	13
2.4.3	Remoção de matéria orgânica.....	16
2.5	Vantagens e desvantagens dos leitos de macrófitas face aos sistemas convencionais.....	18
<b>3</b>	<b>Características da vegetação em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial</b> .....	21
3.1	Considerações gerais.....	21
3.2	Funções e tipos de vegetação.....	21
3.2.1	Funções da vegetação em leitos de macrófitas.....	21
3.2.2	Tipos de plantas utilizadas em leitos de macrófitas.....	23
3.3	Factores condicionantes ao desenvolvimento de macrófitas.....	27
3.3.1	Condições físico-químicas da água.....	27
3.3.2	Condições do substrato.....	27
3.3.3	Nutrientes.....	27
3.4	Adaptações físicas e estruturais das plantas aquáticas.....	28

3.5	Desenvolvimento de plantas macrófitas.....	30
3.5.1	Plantio.....	30
3.5.2	Crescimento .....	31
3.5.3	Decomposição.....	32
3.6	A influência da vegetação na remoção de matéria orgânica .....	32
<b>4</b>	<b>Estudo da influência da vegetação no comportamento de leitos de macrófitas através de uma instalação experimental .....</b>	<b>35</b>
4.1	Nota introdutória.....	35
4.2	Descrição da instalação experimental.....	35
4.2.1	Considerações gerais.....	35
4.2.2	Esquema geral da instalação .....	35
4.2.3	Componentes dos leitos.....	36
4.3	Operação da instalação experimental.....	39
4.3.1	Descrição das diferentes fases de alimentação.....	39
4.3.2	Solução de alimentação e modo de operação .....	40
4.3.3	Período e frequência de monitorização .....	43
4.4	Discussão e análise de resultados.....	43
4.4.1	Nota introdutória.....	43
4.4.2	Parâmetros físico-químicos.....	44
4.4.3	Parâmetros de qualidade .....	51
<b>5</b>	<b>Conclusões e trabalho futuro .....</b>	<b>63</b>
	<b>Bibliografia.....</b>	<b>65</b>

## Índice de quadros

---

Quadro 1.1 - Limites de descarga aplicados no licenciamento de ETAR destinadas a garantir um nível de tratamento secundário (adaptado do Decreto-Lei n.º 152/97).....	5
Quadro 2.1 – Mecanismos envolvidos no processo de tratamento em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial. Processos físicos, químicos e biológicos de remoção de poluentes em zonas húmidas construídas (Wallace e Knight, 2006).....	13
Quadro 2.2 – Caracterização de leitos de macrófitas. Eficiências de remoção da CQO em zonas de escoamento horizontal (Galvão, 2009).....	18

Quadro 4.1 – Descrição da instalação experimental. Espécies de macrófitas colonizadoras em cada leito. ....	36
Quadro 4.2 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Constituintes dos leitos de macrófitas. Espécies de macrófitas. ....	38
Quadro 4.3 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Descrição das fases inerentes à concretização dos objectivos propostos e período associado. Plano experimental. ....	40
Quadro 4.4 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Composição da Solução concentrada 1.1, referente à 1 <sup>a</sup> e 3 <sup>a</sup> Fase. ....	41
Quadro 4.5 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Composição das soluções de alimentação 2.1, 2.2, 2.3, referentes à 2 <sup>a</sup> Fase. ....	42
Quadro 4.6 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Soluções de alimentação. ....	42
Quadro 4.7 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Principais parâmetros estatísticos descritivos dos valores da temperatura, oxigénio dissolvido, potencial redox, condutividade e nível de água, relativas às medições efectuadas no período compreendido entre Novembro de 2009 e Junho de 2010, para o efluente. ....	44
Quadro 4.8 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Principais parâmetros estatísticos descritivos da CQO no efluente descarregado, relativas às medições efectuadas no período compreendido entre 9 de Fevereiro e 13 de Maio de 2010 (Fase 1). ....	52
Quadro 4.9 - Concentrações médias de entrada e de saída dos leitos estudados relativos à CQO. Eficiências de remoção para os diferentes leitos durante a Fase 1 (9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010) ....	52
Quadro 4.10 – Remoção mássica associada a cada leito de macrófitas. Cargas mássicas de entrada e de saída. Fase 1. ....	54
Quadro 4.11 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Resultados de Anova para testar a diferença entre as concentrações da CQO à saída de cada leito. ....	55
Quadro 4.12 - Remoção mássica associada a cada leito de macrófitas. Cargas mássicas de entrada e de saída. Fase 2. ....	59
Quadro 4.13 - Remoção mássica associada a cada leito de macrófitas. Cargas mássicas de entrada e de saída. Fase 3. ....	60
Quadro 4.14 - Equações de regressão da CQO: parâmetros do ajuste e coeficiente de determinação. ....	62

## Índice de figuras

---

Figura 2.1 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento superficial (adaptado de FBDS, 2006). ....	10
Figura 2.2 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento superficial, com plantas fixas submersas (adaptado de FBDS, 2006). ....	10
Figura 2.3 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento superficial, com plantas aquáticas flutuantes (adaptado de FBDS, 2006). ....	10

Figura 2.4 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal. ....	12
Figura 2.5 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento subsuperficial de fluxo vertical. ....	12
Figura 2.6 – Caracterização de leitos de macrófitas. Vias da decomposição de matéria orgânica durante a respiração aeróbia (adaptado de Vymazal e Kröpfelová, 2008). ....	15
Figura 3.1 – Plantas do tipo emergente. <i>Typha angustifolia</i> e <i>Phragmites australis</i> , respectivamente (Price, 2006). ....	22
Figura 3.2 – <i>Phragmites australis</i> ; raízes e rizomas (esquerda), caules (direita). Fotos de Jan Vymazal (Vymazal, et al., 2008). ....	23
Figura 3.3 – Florescência de <i>Scirpus tabernaemontani</i> (esquerda) e <i>Scirpus lacustris</i> (direita). Fotos por Lenka Kropfelová (Vymazal e Kröpfelová, 2008). ....	24
Figura 3.4 – Florescência das espécies <i>Typha latifolia</i> (esquerda) e <i>Typha angustifolia</i> (direita). Fotos por Jan Vymazal (Vymazal e Kröpfelová, 2008). ....	25
Figura 3.5 – <i>Iris pseudacorus</i> em ambiente natural num lago eutrófico na República Checa (esquerda) e detalhe da flor (direita). Fotos por Lenka Kropfelová (Vymazal e Kröpfelová, 2008). ....	26
Figura 3.6 - Florescência da espécie <i>Phalaris arundinacea</i> . À direita, num estado inicial de desenvolvimento e à esquerda após corte. Fotos por Jan Vymazal (Vymazal e Kröpfelová, 2008). ....	26
Figura 3.7 – Relação geral entre a biomassa da vegetação e a concentração de nutrientes disponível para assimilação (adaptado de Kadlec e Wallace, 2009). ....	28
Figura 3.8 - Interações possíveis na zona das raízes, em leitos de macrófitas para tratamento de águas residuais (adaptado de Bederski et al., 2003). ....	33
Figura 4.1 – Planta da instalação experimental. ....	36
Figura 4.2 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Tubagem de alimentação perfurada, localizada a meia altura do enchimento, à esquerda. Tubo perfurado colocado no meio do leito, à direita. ....	37
Figura 4.3 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Aspecto geral de um leito de macrófitas. ....	37
Figura 4.4 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Fotografias da vegetação plantada: <i>Scirpus</i> à direita e <i>Phragmites australis</i> à direita, respectivamente. ....	38
Figura 4.5 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Fotografias da vegetação plantada. Senescência das espécies presentes nos leitos L5 plantado com <i>Scirpus holoschoenus</i> (esquerda) e L3 plantado com <i>Phragmites australis</i> (direita), respectivamente. ....	39
Figura 4.6 – Representação esquemática do modo descontínuo de alimentação dos leitos de macrófitas. ....	40
Figura 4.7 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução temporal da concentração afluente da CQO, ao longo do período compreendido entre 9 de Fevereiro e 24 de Junho de 2010. ....	43

Figura 4.8 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução da temperatura, para o leito 1 (Grupo A), ao longo do período compreendido entre Novembro de 2009 e Junho de 2010. ....	45
Figura 4.9 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução da concentração de oxigénio dissolvido (OD), para o grupo A, B e C, ao longo do período compreendido entre Janeiro de 2009 e Junho de 2010. ....	46
Figura 4.10 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução do pH, para os grupos A, B e C, ao longo do período compreendido entre Janeiro de 2009 e Junho de 2010. ....	48
Figura 4.11 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução potencial redox, para o grupo A, B e C, ao longo do período compreendido entre Janeiro de 2009 e Junho de 2010. ....	49
Figura 4.12 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução da condutividade, para o grupo A, B e C, ao longo do período compreendido entre Novembro de 2009 e Junho de 2010. ....	50
Figura 4.13 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução das concentrações da CQO para os leitos de macrófitas, durante o período compreendido entre 9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010 (Fase 1). ....	51
Figura 4.14 – Cargas mássicas de entrada ( $C_{CQOin A}$ e $C_{CQOout B}$ ) e saída da CQO nos leitos L1, L2 e L3 (Grupo A), nos leitos L4, L5 e L6 (Grupo B) e nos leitos L7, L8 e L9 (Grupo C). Fase 1 (9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010). ....	54
Figura 4.15 – Remoção mássica média de CQO associada a cada espécie de macrófitas e aos microrganismos (leitos sem vegetação) para cada Grupo (Grupo A, Grupo B e Grupo C). Fase 1 (9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010). ....	56
Figura 4.16 - Evolução temporal da concentração da CQO na secção de saída, para os leitos L1-L9. Fase 2 (17 de Maio a 2 de Junho de 2010). ....	58
Figura 4.17 - Evolução temporal da concentração da CQO na secção de saída, para os leitos L1-L9. Fase 3 (7 de Junho a 24 de Junho de 2010). ....	58
Figura 4.18 – Carga mássica efluente em função da carga mássica afluyente, em CQO. Ajuste a rectas de regressão lineares, potenciais e logarítmicas. ....	62

## Índice de equações

---

Equação 2.1 – Reacção química do processo da fotossíntese. ....	16
Equação 2.2 – Reacção química do processo da respiração. ....	16
Equação 4.1 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Expressão da remoção mássica. ....	53

## **Índice de acrónimos**

---

CQO – Carência química de oxigênio;

CBO<sub>5</sub> – Carência bioquímica de oxigênio a cinco dias;

ETAR – Estação de tratamento de águas residuais;

LM-ES – leitos de macrófitas de escoamento superficial;

LM-ESS – leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial;

LM-ESSH – Leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial e fluxo horizontal;

LM-ESSV – leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial e fluxo vertical;

# 1 Introdução

---

## 1.1 Objectivos

A aplicação de zonas húmidas construídas naturais como meio de tratamento e deposição final de águas residuais remonta ao princípio do séc. XX, fruto do reconhecimento das capacidades de tratamento destes sistemas naturais.

O desenvolvimento de uma tecnologia que tirasse partido destas capacidades teve início na década de 70, através dos estudos de Kate Seidel no Instituto Max Planck. Esta investigadora estudou o comportamento de plantas macrófitas (plantas aquáticas que se desenvolvem em zonas húmidas, lazer e cursos de água) na depuração de diferentes tipos de efluente, dando origem à tecnologia que actualmente se designa por leitos de macrófitas, zonas húmidas construídas ou ainda fito-ETAR.

Embora o papel positivo das plantas sobre a eficiência de remoção de leitos de macrófitas esteja estabelecida, as possíveis diferenças de desempenho entre plantas de espécies e tamanhos comparáveis são difíceis de demonstrar. A presente dissertação visa a análise da influência entre o tipo de vegetação utilizado nos leitos de macrófitas e a sua eficiência como sistema de tratamento de águas residuais.

O estudo efectuado pretende também ser um contributo para a compreensão da importância da variabilidade de cargas orgânicas afluentes em leitos de macrófitas, nomeadamente decorrentes de variações rápidas de afluência, na remoção mássica e eficiência de remoção de matéria orgânica, expressa em termos de Carência Química de Oxigénio (CQO).

Os dados utilizados na elaboração da presente dissertação resultaram da implementação de uma instalação de leitos de macrófitas no Instituto Superior Técnico, empregando como vegetação *Phragmites australis* e *Scirpus holoschoenus*.

## 1.2 Enquadramento do tema

O desenvolvimento das sociedades modernas acarreta uma produção crescente de resíduos poluentes, lado a lado com um aprofundamento da noção de finitude dos recursos hídricos. A degradação dos recursos hídricos actuais, sejam superficiais ou subterrâneos, pode agravar-se por efeito das águas residuais, bem como acelerar a escassez dos mesmos. De facto, os sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais, como processo e estrutura necessária à salvaguarda dos ecossistemas aquáticos, apresentam uma importância indubitável na garantia dos parâmetros legais da qualidade do meio receptor aquático. A interdependência dos sectores da água e energia, bem como as suas relações com o crescimento demográfico e as alterações climáticas, entre outras questões ambientais, tornam urgente a optimização sustentável dos sistemas de tratamento de águas, sejam elas para consumo humano ou para outros usos.

As águas residuais produzidas nas habitações, comércio e indústria são geradoras de diferentes tipos de poluição e em função da sua proveniência, estas efluentes acabarão, no seu conjunto, por ter um impacte ambiental negativo se não forem adequadamente recolhidos e tratados.

Com efeito, a descarga não controlada de águas residuais sem tratamento no meio receptor provoca alterações físicas, químicas e biológicas no meio receptor, como seja o aumento da concentração de poluentes. Por outro lado, acarreta riscos acrescidos para a saúde pública.

A recolha de águas residuais efectua-se através de uma rede de colectores que as encaminha, para as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). As águas residuais sofrem vários processos que visam a preparação para a descarga no meio receptor, de acordo com os critérios e normas de qualidade da água legislados, com a finalidade de proteger, preservar e melhorar a água em função dos seus principais usos.

A crescente optimização das infra-estruturas de saneamento básico conduziu ao desenvolvimento de novas tecnologias para responder às necessidades dos pequenos aglomerados populacionais, onde a escassez de recursos humanos e económicos é uma realidade frequente.

No final da década de 90 foi desenvolvido o “Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais (2000-2006) – PEAASAR” (MAOT, 2000) que estabeleceu como um das principais metas a atingir o alcance de níveis de atendimento de drenagem e de tratamento de águas residuais de 90% no ano de 2006. Neste domínio, a tecnologia de leitos de macrófitas foi identificada como adequada para o tratamento de águas residuais, fornecendo uma resposta inovadora aos desafios colocados. Com efeito, entre 155 ETAR adjudicadas por empresas do grupo Águas de Portugal, AdP, entre 2001 e 2004, 64 (41%) corresponderam a sistemas de tratamento com leitos de macrófitas (Galvão, 2009).

Procedeu-se recentemente à revisão do documento e à actualização dos objectivos, dando origem ao PEAASAR II, para o período entre 2007 e 2013. Este plano introduz uma visão integradora ao sector das águas, de forma articulada com as “grandes prioridades nacionais”, de onde se destacam por relevância para a temática das ETAR o desenvolvimento regional, a inovação e o desenvolvimento sustentável. Neste documento, a problemática do saneamento de pequenos aglomerados é referida a diversos níveis, sendo igualmente apontado que as soluções a adoptar devem contemplar soluções adequadas de baixo consumo (MAOTDR, 2007), permitindo servir pequenos aglomerados com tecnologias que apresentem mais-valias não só no que se refere aos custos de manutenção mas também ao cumprimento das opções estratégicas definidas.

A utilização de zonas húmidas para o tratamento de efluentes baseia-se no uso extensivo do espaço físico, sendo uma alternativa viável no que respeita ao saneamento básico de pequenos aglomerados e áreas rurais – alguns autores recomendam a aplicação para populações até 5000 habitantes equivalentes (Berland e Cooper, 2001). Com efeito,



apresentam algumas vantagens relativamente aos sistemas convencionais (como sistemas de lamas activadas e leitos percoladores) nomeadamente a respectiva simplicidade de operação e manutenção. De modo geral, estes sistemas recorrem a processos menos mecanizados e portanto mais económicos, no que concerne a custos de implementação, operação e manutenção.

Os sistemas de tratamento através de leitos de macrófitas apresentam eficiências de tratamento significativas, principalmente no que se refere à elevada capacidade de remoção de carência bioquímica de oxigénio, carência química de oxigénio e sólidos (USEPA, 2000; Jorgensen et al., 2001).

O tratamento consiste, genericamente, na passagem do efluente por um sistema complexo constituído por vegetação, resíduos orgânicos e microrganismos, podendo ou não apresentar um meio de enchimento onde ocorrem fenómenos que resultam na remoção dos poluentes. De facto, uma vez que se baseiam em processos físicos, químicos e biológicos idênticos aos que surgem em habitats naturais, estes sistemas oferecem características vantajosas do ponto de vista de implementação, designadamente a facilidade de integração paisagística, bem como a simplicidade conceptual inerente.

Adicionalmente, uma análise económica aos custos de construção destes sistemas demonstra que estes não diferem muito dos custos de construção dos sistemas convencionais (por exemplo, lamas activadas com arejamento), para o mesmo grau de tratamento. Esta mesma análise denota, por outro lado, uma redução considerável nos custos de operação e manutenção face aos sistemas convencionais (Matos et al., 2007).

Em Portugal, a implementação de leitos de macrófitas para o tratamento de efluentes teve início com a construção de um sistema em Viseu, em meados da década de 70, seguido por outro sistema na região do Algarve, nas instalações do antigo Instituto Politécnico de Faro.

Actualmente, a maioria dos sistemas húmidos construídos em Portugal, são baseados em leitos de macrófitas com escoamento horizontal subsuperficial, tendo como objectivo a obtenção de um tratamento secundário.

A crescente divulgação e aceitação em Portugal de zonas húmidas construídas, sobretudo com a implementação dos objectivos estabelecidos no PEASSAR 2000-2006, aumentaram de forma significativa o número destas instalações para o tratamento de águas residuais de pequenos aglomerados.

A presença da vegetação nos leitos de macrófitas influencia vários parâmetros do funcionamento dos leitos, como seja a temperatura da água, a condutividade hidráulica, pH e o potencial redox. De facto, o ciclo anual das macrófitas introduz no funcionamento do leito uma variabilidade dinâmica inerente à sua presença.

### 1.3 Enquadramento legal

A Directiva 2000/60/CE ou Directiva Quadro da Água (DQA) entrou em vigor em Dezembro de 2000, reflectindo uma mudança de paradigma da política de gestão da água, centrando-se na protecção do ambiente: “a água não é um produto comercial como outro qualquer, mas um património que deve ser protegido, defendido e tratado como tal” (primeiro considerando da DQA). Estabelece um quadro de acção comunitário para o desenvolvimento de políticas integradas de protecção e melhoria do estado das águas. O uso eficiente da água diminui a pressão sobre os recursos hídricos e ambiente, contribuindo para uma diminuição da captação excessiva de águas subterrâneas e a conseqüente restauração da situação ecológica dos cursos de água ou das zonas húmidas adjacentes, o que proporcionará a melhor adequação da infra-estrutura de abastecimento e tratamento de água e a distribuição eficiente dos recursos disponíveis pelos utilizadores.

A legislação portuguesa, nos decretos-lei, diplomas e portarias constituintes regula não só a aplicação de parâmetros de qualidade da água de acordo com os diferentes usos de água, mas também a recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático. Da legislação portuguesa e comunitária em vigor destacam-se os seguintes diplomas:

- a) Decreto-Lei nº152/97, de 19 de Junho, que transpõe a Directiva 91/270/CEE do Conselho, de 21 de Maio de 1991, referente à recolha, tratamento e descarga de águas residuais urbanas no meio aquático;
- b) Decreto-Lei nº236/98, de 1 de Agosto, que estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos, transpondo várias directivas do conselho, entre as quais:
  - i. 76/464/CEE e 80/68/CEE, referentes à poluição proveniente de determinadas substâncias perigosas lançadas no meio aquático, inclusivamente no sentido de reduzir ou eliminar a poluição causada pela vazão de águas residuais no meio aquático;
  - ii. 78/659/CEE, referente à qualidade das águas doces que têm a necessidade de ser protegidas ou melhoradas para permitir a existência de ictiofauna;
  - iii. 76/160/CEE, referente à qualidade das águas balneares;
  - iv. 80/778/CEE, respeitante à qualidade das águas destinadas ao consumo humano;

O tratamento de águas residuais tem como objectivo principal a remoção da sua carga poluente, manifestada pelas suas características físicas, químicas e biológicas, de forma a produzir um efluente final de qualidade conforme as normas de descarga impostas pela legislação vigente, nomeadamente o Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de Junho (relativo à protecção das águas superficiais em relação à poluição de origem urbana) e o Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto (relativo às normas de qualidade da água aplicáveis à água destinada aos diferentes usos), e pelos objectivos de qualidade definidos para o meio receptor.

Os limites de descarga impostos para o dimensionamento de ETAR de pequenos aglomerados para um nível de tratamento secundário resultam em regra, da aplicação do disposto no Anexo I do Decreto-Lei n.º 152/97, estabelecido para ETAR com um equivalente populacional superior a 2000 habitantes (Galvão, 2009). O Quadro 1.1 apresenta os limites de descarga aplicados no licenciamento de ETAR destinadas a garantir um nível de tratamento secundário.

**Quadro 1.1 - Limites de descarga aplicados no licenciamento de ETAR destinadas a garantir um nível de tratamento secundário (adaptado do Decreto-Lei n.º 152/97).**

Parâmetro	Limite [mg/l]	Percentagem de remoção [%]
CBO	25	70-90
CQO	125	75

## 1.4 Estrutura interna da dissertação

A presente dissertação é constituída por cinco capítulos.

O Capítulo 1 é dedicado ao enquadramento do tema e definição de objectivos da investigação desenvolvida.

O Capítulo 2 constitui uma revisão da literatura científica existente sobre as características dos leitos de macrófitas enquanto sistemas construídos que permitem a melhoria da qualidade da água. Este capítulo inicia-se com a descrição e classificação dos leitos de macrófitas, nomeadamente no que respeita aos tipos de sistemas existentes de acordo com o tipo de escoamento e de vegetação, entre outros, seguido pela apresentação das principais vantagens e desvantagens na implementação e utilização deste tipo de sistemas. Adicionalmente, evidenciam-se as semelhanças entre os sistemas húmidos construídos e naturais, bem como os parâmetros de controlo normalmente associados a eles.

O Capítulo 3 visa apresentar o estado do desenvolvimento actual relativamente à importância da vegetação como parte integrante e essencial dos leitos de macrófitas. Neste item é feita uma breve descrição do tipo de vegetação mais comumente utilizado na construção dos leitos de macrófitas, bem como dos parâmetros físicos, químicos e biológicos associados ao funcionamento deste tipo de sistema.

O Capítulo 4 ocupa-se da instalação experimental piloto montada no Instituto Superior Técnico, nomeadamente da descrição das suas particularidades físicas, químicas e biológicas. Este item pretende ser um complemento experimental aos capítulos anteriores, nomeadamente com a contribuição de dados e parâmetros medidos durante nove meses.

Por fim, no Capítulo 5 são resumidas as principais conclusões desta dissertação, sobretudo no que respeita à influência e importância da vegetação em leitos de macrófitas construídos, nomeadamente no que respeita a variações bruscas de cargas afluentes. São ainda propostos e justificados elementos de desenvolvimento de trabalho futuro, complementando a presente dissertação na sequência imediata do trabalho aqui produzido.



## 2 Caracterização dos leitos de macrófitas

---

### 2.1 Descrição geral

Segundo a USEPA (2000), as zonas húmidas correspondem a áreas alagadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas tempo suficiente para manter as condições saturadas. As zonas húmidas naturais apresentam condições propícias ao crescimento de microrganismos que, pelas suas características, são capazes de utilizar os constituintes da água poluída para o seu crescimento e reprodução. Assim, os leitos de macrófitas de origem natural, ou seja, as zonas húmidas colonizadas por espécies de plantas hidrófitas (ou macrófitas aquáticas) são áreas cujo solo está saturado, permanentemente ou conforme a estação do ano. Estas áreas podem estar parcialmente ou totalmente cobertas com camadas superficiais de água. Podem ser dissociadas em zonas húmidas naturais ou zonas húmidas artificiais, conforme se trate de zonas que existem naturalmente no ecossistema ou zonas construídas.

Apontada frequentemente como solução sustentável, tem vindo a ganhar relevância na última década a tecnologia dos leitos de macrófitas (também designadas por “zonas húmidas construídas”, “lagoas de macrófitas” ou “fito-ETAR”) para o tratamento biológico de efluentes. No que concerne a este estudo, a designação adoptada

As zonas húmidas são *habitats* propícios ao desenvolvimento de comunidades de microrganismos, pela diversidade de nichos físicos e biológicos aí existentes. De facto, grande parte das zonas húmidas naturais é dominada por comunidades diversificadas de microrganismos, especialmente bactérias, fungos e espécies de plantas típicas de leitos de macrófitas (Kadlec e Knight, 1996). As comunidades biológicas presentes nas zonas húmidas são responsáveis pela maioria da remoção da matéria orgânica solúvel (Baptista, 2003).

A construção de leitos de macrófitas visa reproduzir os mecanismos de degradação de poluentes que ocorrem em naturalmente zonas húmidas, tirando partido dos benefícios que estes ecossistemas apresentam particularmente a sua óptima integração paisagística e elevados níveis de sustentabilidade no que se refere ao reduzido consumo de energia e de reagentes químicos (Bastian e Hammer, 1993).

De acordo com Haberl et al. (1995), os leitos de macrófitas construídos são sistemas projectados e desenhados para garantir o tratamento de águas residuais num ambiente controlado, usando a envolvente natural e os vectores vegetação, solo e microrganismos a eles associados.

Por outro lado, estes sistemas apresentam um custo financeiro mais reduzido e são sistemas de baixa manutenção, pelo que são comumente usados para casas unifamiliares ou pequenos aglomerados populacionais.

## 2.2 Principais componentes dos leitos de macrófitas

O dimensionamento e implementação de leitos de macrófitas para o tratamento de águas residuais exigem o estudo prévio de elementos que contribuam para a eficiência do tratamento.

De forma geral, os principais componentes estruturais dos leitos de macrófitas são os seguintes (Kadlec et al., 2000):

- i. *Solo subjacente* – Camada de solo inalterada situada abaixo do leito de macrófitas que pode ser orgânica, mineral ou lítica. Está saturada de água ou é impenetrável pela mesma e encontra-se abaixo da zona activa das raízes das macrófitas;
- ii. *Solo hídrico* – Camada de solo orgânica, pertencente ao leito de macrófitas, que se encontra frequentemente saturado com água e é onde normalmente se encontram raízes, rizomas, tubérculos, túneis, covas e outras ligações com a superfície. Promove a existência de espaços vazios que servem de canais de escoamento, facilitando o escoamento das águas residuais, de acordo com sua permeabilidade. Constitui, aliado às raízes das macrófitas aquáticas, o local ideal para a remoção de nutrientes e para a formação de biofilme microbiano;
- iii. *Detritos* – Acumulação de matéria orgânica viva e morta no leito que consiste em material morto de plantas emergentes, algas mortas, animais (normalmente invertebrados) vivos ou mortos e micróbios (bactérias e fungos);
- iv. *Coluna de água* – Água imóvel que proporciona habitat para organismos aquáticos como peixes, algas, micróbios ou plantas flutuantes;
- v. *Vegetação* – Plantas hidrófilas com raízes e vasculares que podem conter estruturas emergentes para além da superfície da água, incluindo herbáceas e plantas lenhosas. As suas raízes captam nutrientes e outras substâncias da água que alimentam o sistema de tratamento.

O enchimento deve ser constituído por várias camadas com granulometria e altura diferentes, de modo a minimizar o risco de colmatção (Relvão, 1999). Normalmente o leito é impermeabilizado no fundo e nos taludes com uma tela de polietileno para impedir a contaminação das águas subterrâneas.

## 2.3 Classificação dos leitos de macrófitas

De acordo com Vymazal et al (2001) os leitos de macrófitas artificiais podem ser organizados com base no tipo de vegetação implantada, bem como no regime de escoamento da água. Vários tipos de leitos de macrófitas podem ser associados entre eles ou mesmo com um sistema de tratamento convencional, originando possibilidades que permitam explorar as vantagens dos diferentes sistemas.

Com efeito, conforme Kadlec et al. (2000), o tratamento de efluentes através de leitos de macrófitas é geralmente classificado em dois grandes grupos, conforme o processo de escoamento:

- i. escoamento superficial, em que o efluente escoar através de um leito preenchido com água e plantas aquáticas;
- ii. escoamento subsuperficial, em que o efluente escoar através de um leito preenchido com um meio poroso (geralmente gravilha), que apresenta na superfície plantas macrófitas.

Actualmente, alguns sistemas são designados híbridos, integrando leitos de ambos os tipos, sendo comum a composição de um ou vários leitos do tipo subsuperficial, juntamente com uma lagoa com escoamento superficial, em série.

Nos capítulos subsequentes efectua-se uma descrição das principais características de cada uma destas tecnologias, sendo os sistemas com escoamento subsuperficial horizontal apresentados com maior detalhe, em virtude de serem os usados na instalação experimental utilizada neste estudo.

### 2.3.1 LEITOS DE MACRÓFITAS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Os leitos de macrófitas de escoamento superficial (LM-ES) apresentam a superfície livre de água exposta ao ar e permitem boas condições para a formação de biofilmes. De acordo com a configuração do leito, a altura no nível do líquido, as características do efluente e da planta usada, a temperatura e outras condições ambientais, podem predominar mecanismos de remoção aeróbios, anaeróbios e anóxicos.

A exposição da lâmina de água, bem como a similaridade com sistemas húmidos naturais torna a área envolvente susceptível à presença de uma grande variedade de microrganismos, como sejam insectos, moluscos, peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (Kadlec e Knight, 1996). No entanto, pode, apresentar riscos para a saúde humana, devido à exposição a organismos patogénicos, pelo que os LM-ES não são usados para tratamento secundário, em geral.

Os LM-ES são mais indicados para climas quentes, já que a taxa de degradação biológica diminui com a diminuição da temperatura da água. Por outro lado, em climas frios onde há formação de gelo, aquando da queda do gelo na camada da água, a transferência de oxigénio é reduzida, diminuindo ainda mais os processos de tratamento dependentes de oxigénio.

Neste tipo de instalação, a profundidade da coluna de água é relativamente reduzida, embora não exista consenso entre os diversos autores: Wallace e Knight (2006) sugerem um valor máximo de profundidade de 0,6 m, enquanto Kadlec et al. (2000) apresentam 0,4 m para a profundidade máxima de leitos de macrófitas de escoamento superficial.

Os leitos de macrófitas com escoamento superficial são geralmente classificados em função do tipo de plantas existentes no leito, emergentes, flutuantes ou submersas.

A Figura 2.1 apresenta uma representação esquemática de um leito de macrófitas emergentes de escoamento superficial. Na Figura 2.2 e Figura 2.3 constam uma representação esquemática de leitos de macrófitas com escoamento superficial, com plantas fixas submersas e com plantas flutuantes, respectivamente.

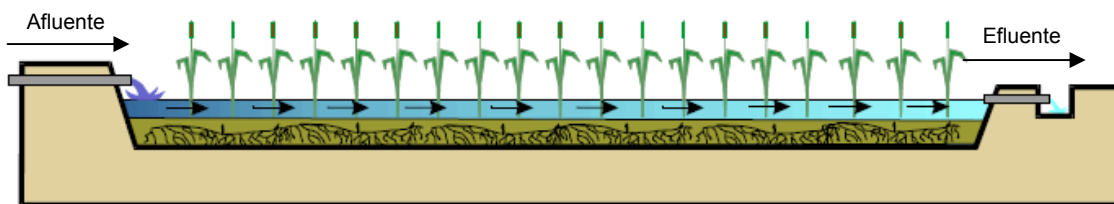


Figura 2.1 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento superficial (adaptado de FBDS, 2006).

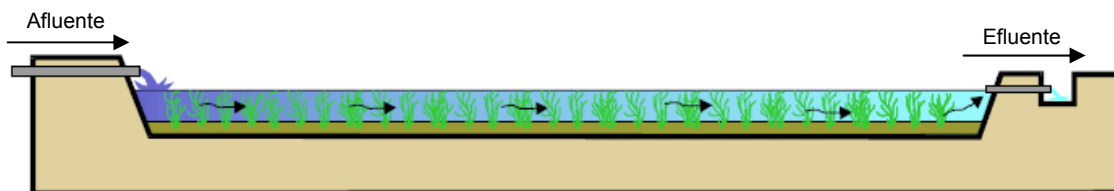


Figura 2.2 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento superficial, com plantas fixas submersas (adaptado de FBDS, 2006).

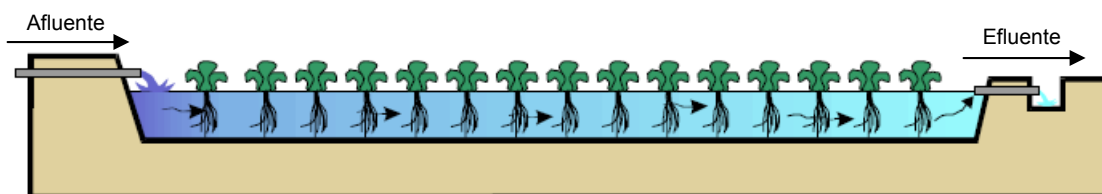


Figura 2.3 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento superficial, com plantas aquáticas flutuantes (adaptado de FBDS, 2006).

Os leitos de macrófitas representados apresentam escoamento superficial e fluxo horizontal, diferindo no modo de fixação e desenvolvimento das plantas que constituem os leitos. A Figura 2.1 apresenta plantas do tipo emergente ou seja, plantas enraizadas no solo com a maior parte dos caules e folhas fora de água como por exemplo o caniço (*Phragmites australis*) e as espadanas (*Typha latifolia*). A Figura 2.2 caracteriza um leito de macrófitas colonizado com plantas fixas submersas, que têm as partes vegetativas abaixo da superfície da água embora, muitas vezes, os órgãos reprodutores estejam à superfície ou acima dela, como por exemplo o limo (*Potamogeton pectinatus*) e *Elodea canadensis*. A Figura 2.3 representa um exemplo esquemático de leitos de macrófitas de fluxo superficial com plantas flutuantes que se caracterizam por boiarem à superfície da água, sem estarem ligadas ao fundo do leito, como por exemplo, o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*), as lentilhas-de-água (*Lemna* spp.) e a azola (*Azolla filiculoides*).

### 2.3.2 LEITOS DE MACRÓFITAS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL

Os leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial (LM-ESS) são caracterizados por apresentarem um meio de enchimento poroso no interior do leito, através do qual flui o efluente. O enchimento pode ser constituído por gravilha de granulometria diversa, ou solo, que serve de suporte para a fixação das plantas macrófitas.



No sistema de escoamento subsuperficial, o efluente permanece abaixo da superfície do leito e flui para dentro e ao redor das raízes e rizomas das plantas, podendo a sua profundidade variar de 0,3 a 1,0 m, sendo 0,6 m a mais vulgar (Dias et al., 2000). A água distribui-se à entrada do leito, atravessando-o ao longo da zona das raízes e rizomas durante um tempo mais ou menos prolongado, variável em função da perda de carga total no leito de macrófitas e ajustável em função dos níveis à entrada e à saída do leito (Reed et al., 1995).

Os leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial são geralmente classificados em função da direcção predominante do escoamento, designadamente:

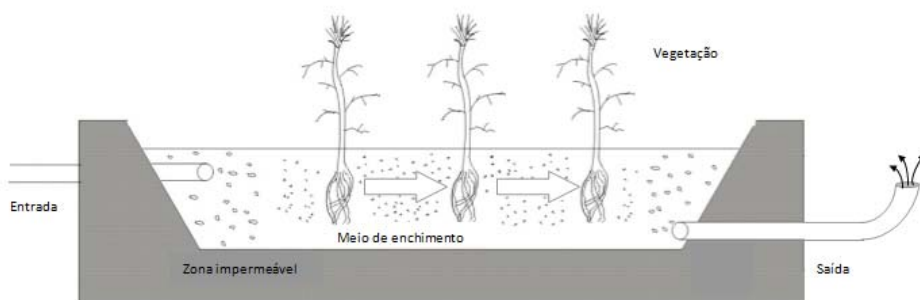
- i. Escoamento vertical (LM-ESSV) - o afluente é distribuído pela superfície do leito num escoamento preferencialmente vertical, através do meio poroso. A base do leito, de geometria plana, dispõe de um sistema de drenagem, geralmente tubagens perfuradas, destinadas a recolher o efluente tratado e conduzir para uma caixa de saída.
- ii. Escoamento horizontal (LM-ESSH) - o afluente é descarregado numa das extremidades do leito, deslocando-se horizontalmente, penetrando através do meio poroso e da rizosfera, que apresenta geralmente uma pequena inclinação, num movimento predominantemente horizontal.

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

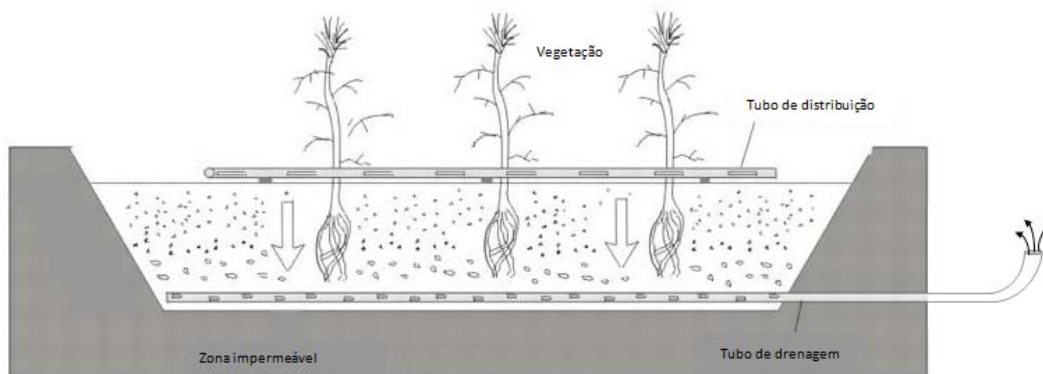
O sistema LM-ESSH é o mais usual em Portugal e na maioria dos países europeus e mediterrânicos. As principais vantagens face a sistemas de escoamento superficial advêm principalmente, da minimização de condições propícias à formação de mosquitos e outros organismos vectores da propagação de doenças, em virtude de a água residual ser mantida abaixo da superfície do leito.

Devido às baixas taxas de transferência de oxigénio em sistemas de leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial horizontal, são os processos anaeróbios que predominantemente degradam a matéria orgânica, a menos que o sistema seja pouco carregado: compostos orgânicos estão presentes tanto em forma solúvel como em partículas de matéria orgânica, a remoção de sólidos suspensos e redução de carência bioquímica de oxigénio são processos interligados neste tipo de sistemas.

Na Figura 2.4 e Figura 2.5 constam uma representação esquemática de leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial, com fluxo horizontal e vertical, respectivamente.



**Figura 2.4 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.**



**Figura 2.5 – Caracterização dos leitos de macrófitas. Esquema de um leito com macrófitas emergentes de escoamento subsuperficial de fluxo vertical.**

Os leitos de macrófitas representados evidenciam as principais diferenças entre escoamento horizontal e vertical. Enquanto em leitos de macrófitas de escoamento horizontal, a distribuição do efluente é feita de ao longo do leito longitudinal e horizontalmente, em leitos de macrófitas de escoamento vertical, a distribuição de efluente é efectuada transversalmente em vários pontos do leito.

### 2.3.3 OUTRAS CONFIGURAÇÕES

#### *Sistemas híbridos*

A associação de sistemas do tipo LM-ESSV e LM-ESSH, denominados sistemas mistos ou híbridos, pretende otimizar e facilitar a exploração do sistema.

Diversos estudos demonstram que sistemas híbridos compostos por combinações de leitos de fluxo vertical e horizontal apresentam eficiências de remoção superiores às obtidas com apenas uma etapa (Barret et al., 2001; Hagendorf, 2005; Keffala e Ghrabi, 2005), sendo uma das vantagens apontadas a capacidade de remoção de nutrientes mais elevada (Vymazal, 2007).

Podem existir leitos de escoamento vertical seguido de escoamento horizontal ou leitos de escoamento horizontal como primeira etapa, seguido de um leito de escoamento vertical.

Pretende-se assim facilitar e potenciar a nitrificação e a desnitrificação em diferentes etapas, aumentando a remoção do azoto em leitos de macrófitas.

Para além do desenvolvimento de sistemas híbridos, têm vindo a ser ensaiadas diversas configurações de leitos de macrófitas, com o objectivo de melhorar o desempenho dos sistemas, nomeadamente alimentação do tipo “fluxo de maré”, leitos com arejamento artificial, entre outros (Vymazal, 2005; Galvão, 2009).

## 2.4 Mecanismos envolvidos no processo de tratamento em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial (LM-ESS)

### 2.4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A remoção de poluentes em sistemas do tipo LM-ESS efectua-se por vários processos, designadamente por acção do meio de enchimento e pela vegetação presente.

As partículas do solo servem de suporte à formação de biofilme e permitem a sedimentação dos sólidos suspensos, e nos seus interstícios ocorrem fenómenos químicos de absorção dos nutrientes (Ribeiro, 2007). Com efeito, a passagem do efluente através do meio poroso e nos interstícios das raízes e rizomas das macrófitas, induz processos físicos (filtração, adsorção) e químicos (oxidação-redução, precipitação), levando à remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Os principais mecanismos de remoção de poluentes em leitos de macrófitas englobam processos físicos, químicos e biológicos, designadamente os dispostos no Quadro 2.1.

**Quadro 2.1 – Mecanismos envolvidos no processo de tratamento em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial. Processos físicos, químicos e biológicos de remoção de poluentes em zonas húmidas construídas (Wallace e Knight, 2006).**

Processos	Mecanismo de remoção
Físicos	Sedimentação Volatilização
Químicos	Radiação ultra-violeta Adsorção Trocas iónicas
Biológicos	Decomposição microbiológica Assimilação microbiológica Assimilação pelas plantas Decaimento natural Predação microbiológica

### 2.4.2 OXIGÉNIO DISSOLVIDO E POTENCIAL REDOX

A taxa de oxigénio contribui para a degradação da matéria orgânica no interior de leitos de macrófitas, nomeadamente sistemas do tipo LM-ESSH.

O transporte de oxigénio para o interior do leito ocorre por difusão atmosférica e por libertação na rizosfera, pelas raízes das plantas. No entanto, a importância do oxigénio libertado na rizosfera na remoção de carbono orgânico não é consensual (Oliveira, 2008; Galvão, 2009;). Com efeito, alguns estudos referem a importância das quantidades de oxigénio libertadas pelas raízes das plantas, enquanto outros estudos desvalorizam esta parcela.

O oxigénio proveniente das raízes depende da concentração de oxigénio interna, a concentração de oxigénio na área envolvente e a permeabilidade das paredes das raízes (Sorrell e Armstrong, 1994). As plantas conservam oxigénio no seu interior devido às paredes lenhificadas na camada hipodérmica e córtex exterior (Armstrong e Armstrong, 1988), permitindo que maiores quantidades de oxigénio cheguem ao meristema apical (tecido embrionário, indiferenciado, caracterizado pela divisão activa de seus elementos, responsável pela produção das novas células necessárias ao crescimento da planta encontrado principalmente na ponta da raiz, das folhas e no início do caule). Porém, as plantas perdem oxigénio pelas raízes para o meio envolvente. As maiores perdas de oxigénio são normalmente superiores nas zonas sub-apicais das raízes e decrescem com a distância ao ápice radicular. As plantas que apresentam um sistema de vazios bem desenvolvido, como a *Phragmites australis* libertam mais oxigénio na rizosfera, face a plantas que dependem apenas da difusão (Armstrong e Armstrong, 1988).

Nos solos bem drenados, a maior parte dos poros à volta de partículas individuais de solo e agregados estão preenchidos com gás e interconectados com a atmosfera. Assim, permite-se a relativamente rápida difusão do oxigénio através das raízes e rizomas (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Embora possa haver uma redução no teor de oxigénio gasoso com a profundidade em alguns solos, o transporte de oxigénio molecular suficiente através da interface gás-líquido da solução do solo mantém o oxigénio dissolvido nesta solução. Como resultado, o solo é mantido numa condição oxidada. A taxa de reabastecimento potencial de oxigénio pelo processo é geralmente para atender as necessidades de oxigénio do solo e da raiz (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Como resultado da inundação prolongada e necessidades constantes de oxigénio para a raiz e respiração microbiana, o conteúdo de oxidação química da solução do solo declina imediatamente, podendo esgotar-se em algumas horas a alguns dias.

A taxa de consumo do oxigénio depende de vários factores, nomeadamente a temperatura ambiente e a disponibilidade de substratos orgânicos para a respiração microbiana. A diminuição da concentração de oxigénio pode impedir as plantas de realizar a respiração aeróbia nas raízes, afectando a disponibilidade de nutrientes no solo. No entanto, as plantas que crescem nos solos de leitos de macrófitas apresentam adaptações físicas e estruturais a estas condições (Vymazal e Kröpfelová, 2008), conforme será apresentado com maior detalhe no Capítulo 3.

Durante a respiração aeróbia, o oxigénio é o aceitador de electrões terminal, sendo reduzido enquanto os electrões dadores são oxidados, como representado na Figura 2.6. A redução de  $O_2$  a  $H_2O$  é levada a cabo por microrganismos aeróbios e o  $CO_2$  é um produto rejeitado. Para a respiração aeróbia ser levada a cabo, são necessárias quantidades de substâncias orgânicas oxidáveis, bem como concentrações de oxigénio (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

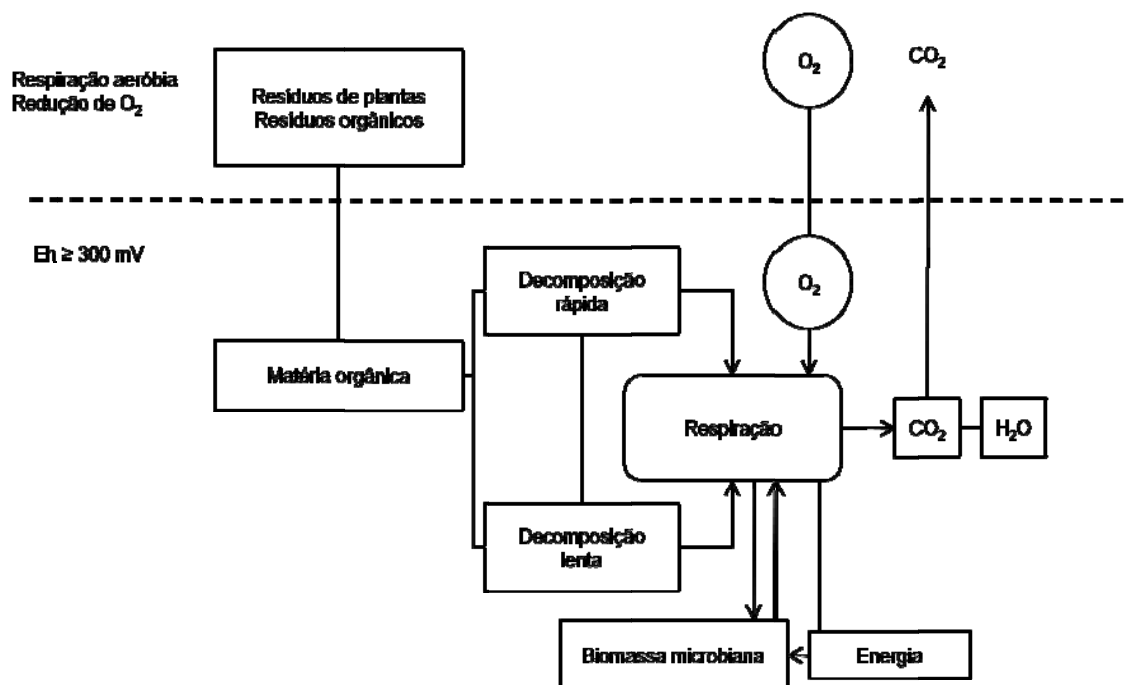


Figura 2.6 – Caracterização de leitos de macrófitas. Vias da decomposição de matéria orgânica durante a respiração aeróbia (adaptado de Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Quando as concentrações de oxigénio dissolvido baixam verifica-se uma mudança da comunidade microbiana, com a morte dos microrganismos aeróbios obrigatórios e o desenvolvimento de microrganismos aeróbios facultativos e anaeróbios. Assim podem verificar-se outras vias de degradação da matéria orgânica, nomeadamente respiração anaeróbia ou respiração facultativa anaeróbia conforme a concentração de oxigénio presente. Com efeito, se a concentração de oxigénio presente for baixa, pode verificar-se respiração anaeróbia facultativa; por outro lado, se a concentração de oxigénio for aproximadamente nula, verifica-se respiração anaeróbia (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Para além da concentração de oxigénio dissolvido no interior do leito, o potencial redox constitui igualmente um parâmetro que permite avaliar o modo de degradação da matéria orgânica. O potencial redox é uma medida de potencial electroquímico ou disponibilidade de electrões em sistemas químicos ou biológicos. Os electrões são comuns a todas as reacções químicas – espécies químicas que perdem electrões tornam-se oxidadas, e inversamente, a redução ocorre quando uma espécie química ganha electrões. Assim, uma medida de potencial redox (disponibilidade de electrões) indica a intensidade de oxidação ou redução de um sistema químico ou biológico (Gambrell e Patrick, 1978). A diminuição de oxigénio na maioria dos solos saturados reduz o potencial redox associado.

O potencial redox apresenta-se como o indicador mais importante do estado de oxidação ou redução destes solos, reflectindo a posição de equilíbrio dinâmico ("steady state") existente entre os vários sistemas redox (oxigénio, ferro, manganésio, azoto, enxofre e carbono) e determinando a direcção das reacções destes sistemas quando fora do equilíbrio. Com efeito, o conhecimento do potencial redox permite avaliar as vias de degradação da matéria orgânica preferencial, anaeróbia facultativa, anaeróbia ou aeróbia.

Os solos aeróbios ou seja, com concentrações positivas de oxigénio, apresentam, normalmente valores de potencial redox entre +400 mV e +700 mV (Vymazal e Kröpfelová, 2008). Embora o potencial redox seja útil para conhecer o equilíbrio das reacções químicas e biológicas no interior dos solos, a reduzida gama e baixa reprodução em ambientes oxidados torna a concentração de oxigénio e a taxa de difusão de oxigénio melhores indicadores da intensidade de oxidação destes sistemas.

Associados às alterações do potencial redox, verificam-se aumentos no pH de solos ácidos devido à sua redução, enquanto em solos alcalinos, observa-se o decréscimo do pH devido à acumulação mais intensa de CO<sub>2</sub>, fazendo com que a maioria dos solos inundados se encontre em valores de acidez próximos à neutralidade (Camargo et al., 1993a).

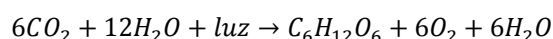
#### 2.4.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

A degradação da matéria orgânica pode ser efectuada por diversas vias, classificadas de aeróbias ou anaeróbias consoante, respectivamente, o oxigénio livre seja ou não o agente oxidante (Galvão, 2009).

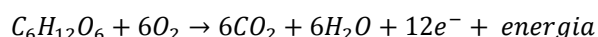
As zonas húmidas são grandes sumidouros de carbono e, como tal, são tipicamente caracterizadas pelo desenvolvimento de matéria orgânica. A acumulação líquida de carbono orgânico é baseada no balanço entre a produção primária e a respiração heterotrófica (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

Os principais processos de transformação do carbono sob condições aeróbicas são a fotossíntese e respiração que dominam os horizontes aeróbicos (água e solo aéreo e aeróbico) com H<sub>2</sub>O como o principal dador de electrões na fotossíntese e oxigénio como o aceitador terminal de electrões na respiração. A Equação 2.1 e Equação 2.2 apresentam, respectivamente a reacção química associada à fotossíntese e à respiração nas plantas.

**Equação 2.1 – Reacção química do processo da fotossíntese.**



**Equação 2.2 – Reacção química do processo da respiração.**



A matéria orgânica nas águas residuais é medida, normalmente de modo indirecto, com recurso a diferentes técnicas, nomeadamente através da carência bioquímica de oxigénio (CBO) e a carência química de oxigénio (CQO).

A carência bioquímica de oxigênio é uma medida de consumo de oxigênio pelos microrganismos na oxidação da matéria orgânica. Como a oxidação completa da matéria orgânica ocorre durante um longo período de tempo, considera-se normalmente que a quantidade de matéria orgânica oxidada que ocorre ao fim de 5 dias, à temperatura de 20°C é representativa da matéria orgânica nas águas residuais correspondendo a cerca de 60 a 70 % da matéria orgânica oxidada (Metcalf e Eddy, 2003), designando-se neste caso por CBO<sub>5</sub>.

A carência química de oxigênio (CQO) mede a quantidade de oxigênio necessária para oxidação química de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida. Este parâmetro é correntemente aplicado em estudos de modelação de sistemas de tratamento de águas residuais.

O balanço de matéria orgânica nos leitos de macrófitas é afectado pela taxa de transferência de oxigênio, que determina a aerobiose do leito. Se a taxa de transferência de oxigênio é suficientemente alta para mais do que satisfazer a carência de oxigênio exercida pela carga de matéria orgânica, as condições aeróbias irão prevalecer. O oxigênio necessário para a degradação aeróbia nos leitos de macrófitas construídos é fornecido directamente por difusão atmosférica ou, em quantidades mais reduzidas, pelas perdas de oxigênio das raízes das plantas para a rizosfera (Wallace e Knight, 2006).

A avaliação das eficiências de remoção de matéria orgânica em termos da CBO<sub>5</sub> e CQO em leitos de macrófitas tem sido amplamente estudada, em virtude das principais aplicações da tecnologia visarem o tratamento biológico de efluentes. São apontados diversos factores que influenciam a capacidade de remoção da matéria orgânica, designadamente a carga hidráulica (Kadlec e Knight, 1996), a carga mássica (USEPA, 2000) e a porosidade do material utilizado no meio de enchimento.

O Quadro 2.2 apresenta um resumo da eficiência de remoção da matéria orgânica obtida para vários estudos publicados, conforme o tipo de tratamento, carga hidráulica aplicada e área utilizada.

**Quadro 2.2 – Caracterização de leitos de macrófitas. Eficiências de remoção da CQO em zonas de escoamento horizontal (Galvão, 2009).**

Publicação	Tratamento	Carga hidráulica [m/dia]	Área [m <sup>2</sup> ]	Eficiência de remoção da CQO [%]
El Hamouri et al., 2007	Terciário	0,3	28	78-82
Karathanasis et al., 2003	Secundário		34-60	
Hench et al., 2003	Secundário	0,016	1,2	
Akratos e Tshrintzis, 2007	Efluente sintético		2,25	85-90
Solano et al., 2004	Secundário	0,075-0,15	40	48-88
Headley et al., 2005	Secundário		8,8	
García et al., 2005	Secundário	0,02-0,045	54-56	53-83
Vymazal, 2001	Secundário			76%
Vymazal et al., 2001	Secundário			78%
Caselles-Osorio e García, 2007a)	Terciário	0,018-0,055	0,55	76-86
	Secundário	0,018-0,055	0,55	87-91
Caselles-Osorio e García, 2007b)	Secundário	0,026**	0,77	71-85
		0,026***	0,77	70-84
		0,039**	0,77	81
Gomez Cerezo et al., 2001				87
Ansola et al., 2003				60

\* média de vários estudos; \*\* alimentação intermitente; \*\*\* alimentação contínua

## 2.5 Vantagens e desvantagens dos leitos de macrófitas face aos sistemas convencionais

No âmbito do presente estudo, entende-se por sistemas convencionais sistemas biológicos de tratamento, do tipo intensivo, como sendo como lamas activadas, leitos percoladores ou discos biológicos.

Os sistemas convencionais, enquanto sistemas onde intervêm equipamentos electromecânicos, dependem de energia proveniente de fontes não renováveis, como sejam os combustíveis fósseis, sendo frequentemente utilizados no saneamento básico dos grandes aglomerados populacionais. De facto, os sistemas convencionais são um método compacto de controlo de poluição que responde às necessidades dos grandes aglomerados populacionais. Por outro lado, este tipo de solução requer um controlo a tempo inteiro do funcionamento do sistema e a presença de pessoal especializado que garanta a operação das infra-estruturas e processos associados ao funcionamento dos processos e equipamentos utilizados.

Por oposição, os sistemas naturais de tratamento de águas residuais como os leitos de macrófitas, por serem sistemas de baixo nível tecnológico, requerem menos processos de manutenção e operação, podendo ser mantidos por pessoal não qualificado e dispensando o supervisionamento a tempo integral, contrariamente aos restantes sistemas, que requerem um acompanhamento técnico persistente. Adicionalmente, os sistemas naturais baseiam-se no uso



extensivo do espaço físico, sendo por isso uma alternativa viável para pequenas comunidades e áreas rurais, por apresentarem não só simplicidade conceptual e operacional, mas também grande capacidade de tamponamento, baixa produção de lamas como subprodutos e custos reduzidos de manutenção e operação (Haberl et al., 1995).

De facto, para aglomerados de pequenas dimensões, com menor densidade populacional e muito distanciados dos principais sistemas de tratamento (ETAR), a construção de leitos de macrófitas apresenta-se atractiva, nomeadamente menores custos financeiros e técnicos, de manutenção simples e consumos energéticos desprezáveis.

Os sistemas convencionais baseiam-se, em grande parte, nas transformações biológicas naturais de poluentes, ocorridas em ambientes fechados, isto é em reactores de cimento, aço ou plástico; estas transformações são potencializadas por arejamento forçado, mistura mecânica e/ou adição de uma variedade de produtos químicos (Kadlec e Knight, 1996).

Alternativamente, os sistemas naturais de tratamento de águas residuais, como os leitos de macrófitas, dependem de fontes renováveis de energia como a energia solar, a energia eólica, energia química da precipitação, da água superficial e subterrânea e a energia potencial armazenada na biomassa e no solo (Kadlec e Knight, 1996). Por comparação aos sistemas convencionais, os custos de exploração associados aos sistemas naturais de tratamento de águas residuais são mais baixos devido à não utilização de reagentes químicos em qualquer fase do tratamento, bem como a ausência de equipamentos electromecânicos que consomem energia eléctrica. No entanto, se estiverem associados a fossas sépticas, a produção de odores desagradáveis pode verificar-se, especialmente nos dias mais quentes e para efluentes com elevada carga orgânica.

Para além das vantagens apresentadas, os leitos de macrófitas, pelas suas características conceptuais, nomeadamente no que se refere à semelhança com sistemas húmidos naturais, possibilitam a formação de habitats para inúmeras espécies da fauna local que contribui para dinâmica dos ecossistemas, mas permite também um enquadramento paisagístico local face aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuais.

De modo geral, as principais vantagens dos leitos de macrófitas face ao sistemas convencionais, incluem reduzidos custos de construção e de exploração, manutenção relativamente simples e boa integração paisagística e ecológica.

As espécies de macrófitas aquáticas emergentes mais utilizadas são os caniços (*Phragmites australis*), os juncos (*Scirpus lacustris*) e as espadanas (*Typha latifolia*). Em Portugal, as espadanas são comumente usadas para a construção de leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial, dada a relativa abundância nos meios húmidos naturais.

### *Problemas operacionais associados a leitos de macrófitas*

O dimensionamento de leitos de macrófitas origina por vezes problemas operacionais que podem prejudicar as eficiências de tratamento pretendidas, nomeadamente a existência de caminhos preferenciais e a colmatação do meio de enchimento.

A existência de caminhos preferenciais de escoamento, ou seja, a formação de zonas do leito onde se verifica um aumento do caudal escoado face ao restante leito, pode originar regiões onde a passagem de efluente é minimizada. O desenvolvimento acentuado de plantas em zonas preferenciais do leito pode indicar a existência de caminhos preferenciais de escoamento, por oposição a um abrandamento no crescimento da vegetação em diferentes zonas. Este problema pode dever-se à heterogeneidade do meio, quer na sua constituição, quer na sua distribuição espacial no leito.

Por outro lado, a colmatação é um fenómeno relevante no que respeita ao desempenho de leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial, em especial nos sistemas de fluxo horizontal.

Ao longo da vida útil dos leitos de macrófitas, os sedimentos e as raízes das plantas tendem a preencher os interstícios do meio de enchimento, diminuindo a porosidade do mesmo. A ocorrência de uma situação de colmatação acentuada pode conduzir ao afloramento de água à superfície do leito, com a consequente redução do tempo de retenção da massa líquida em contacto com o meio de enchimento, diminuindo a eficiência de remoção (Galvão, 2009).

### **3 Características da vegetação em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial**

---

#### **3.1 Considerações gerais**

O presente capítulo pretende caracterizar globalmente a vegetação utilizada em leitos de macrófitas, bem como as adaptações morfológicas e físicas à variabilidade ambiental e discutir as possibilidades das plantas de afectarem o ecossistema e transformarem águas residuais, em sistemas do tipo LM-ESS.

A vegetação presente em zonas húmidas constitui um elemento indispensável para a caracterização de das mesmas, sendo essencial para o equilíbrio do ecossistema. É a base da cadeia alimentar do ecossistema e, conseqüentemente, a principal fonte de energia para o sistema.

As plantas das zonas húmidas estão adaptadas morfológicamente a crescer num solo saturado devido aos espaços disponíveis no seu interior, essenciais para o transporte de ar até às raízes e rizomas. O sistema extensivo de vazios, que mantém a integridade física da planta, pode ocupar até 60% do volume total da planta, dependendo das espécies (Brix, 1994).

A circulação de oxigénio no interior das plantas permite não só satisfazer as necessidades no que concerne a respiração, mas também a transferência de oxigénio para a rizosfera, pelas raízes conforme referido anteriormente a transferência de oxigénio para o solo possibilita condições de oxidação, estimulando a decomposição aeróbia da matéria orgânica e crescimento das bactérias nitrificantes (Brix, 1994).

#### **3.2 Funções e tipos de vegetação**

##### **3.2.1 FUNÇÕES DA VEGETAÇÃO EM LEITOS DE MACRÓFITAS**

A vegetação presente em zonas húmidas naturais desempenha diversas funções e apresenta várias características que influenciam os regimes hidráulicos e hidrológicos da coluna de água associada, designadamente as seguintes (Wallace e Knight, 2006):

- i. Reduzir os processos de mistura da coluna líquida e fenómenos de resuspensão, através da estabilização/retenção dos sedimentos nas linhas de costa ou modificando correntes e dessincronizando picos de cheia, aumentando a sedimentação;
- ii. Aumentar a degradação dos poluentes orgânicos, disponibilizando áreas no interior da coluna de água para a desenvolvimento de biofilme e libertando oxigénio para a coluna de água e sedimentos.
- iii. Minimizar o crescimento do fitoplâncton, através da diminuição da radiação solar que penetra na massa de água pelo efeito de sombra;

- iv. Provocar a floculação de pequenas partículas coloidais, promovendo a formação de partículas de maiores dimensões, sedimentáveis.

O recurso a leitos de macrófitas para o tratamento de efluentes apresenta ainda outra função adicional que se prende com a boa integração paisagística dos leitos de macrófitas. O plantio de vegetação ornamental nos leitos de macrófitas permite tirar partido da boa aparência dos leitos e apresenta potenciais vantagens do ponto de vista económico, dado que podem ser vendidas, conforme Konnerup et al. (2008).

O processo da fotossíntese nas plantas permite a ligação entre o ambiente inorgânico e o ambiente biótico, permitindo a introdução de carbono. Comparativamente a outros tipos de ecossistemas terrestres, existe uma grande quantidade da matéria orgânica disponível que não é consumida pelos organismos herbívoros, mas integrada na cadeia de sedimentos do sistema (Cronk e Fennessy, 2001). As plantas emergentes são as plantas mais comumente encontradas em zonas húmidas, sendo também as mais utilizadas em leitos de macrófitas, principalmente nos sistemas de escoamento subsuperficial. Apresentam as suas estruturas radiculares no solo, sendo que os tecidos basais crescem normalmente abaixo da superfície da água, enquanto as folhas, caules e órgãos reprodutivos são aéreos, conforme consta na Figura 3.1 para as espécies *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*.



Figura 3.1 – Plantas do tipo emergente. *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*, respectivamente (Price, 2006).

A maior parte deste tipo de macrófitas são herbáceas, mas também se incluem plantas lenhosas. O crescimento de macrófitas emergentes varia entre 50 cm abaixo da superfície do solo a uma profundidade de água de 150 cm (Brix e Schierup, 1989). As macrófitas emergentes são as mais semelhantes às plantas terrestres do conjunto de plantas que habitam as zonas húmidas. De facto, as macrófitas emergentes dependem dos órgãos radiculares para a obtenção de nutrientes e dos órgãos aéreos para a reprodução.

A variação de biomassa em macrófitas aquáticas emergentes obedece a certas sequências relacionadas com os seus padrões genéticos e com factores climáticos apesar de possuírem, como principal via de multiplicação, a reprodução vegetativa através de rizomas.

A espécie emergente *Phragmites australis*, vulgarmente utilizada nos leitos de macrófitas para tratamento de efluentes, apresenta uma distribuição mundial (Ailstock, 2010), sendo endémica da América do Norte (Ailstock, 2010). Ao longo da costa atlântica dos Estados Unidos é frequente nas zonas húmidas independentemente da presença da maré, em planaltos abertos

com um índice de humidade elevado e zonas húmidas adjacentes ao sistema dunar das ilhas barreira (Ailstock, 2010).

### 3.2.2 TIPOS DE PLANTAS UTILIZADAS EM LEITOS DE MACRÓFITAS

Seguidamente apresentam-se as principais características de algumas das espécies mais utilizadas em leitos de macrófitas.

#### *Phragmites australis* (caniço)

*Phragmites australis* é a espécie mais comumente usada em leitos de macrófitas de fluxo horizontal, sendo uma espécie perene e possui um extenso sistema de rizomas, como disposto na Figura 3.2.



Figura 3.2 – *Phragmites australis*; raízes e rizomas (esquerda), caules (direita). Fotos de Jan Vymazal (Vymazal, et al., 2008).

Os caniços (*Phragmites australis*) são gramíneas altas anuais com um extenso rizoma perene habitualmente usadas em zonas húmidas construídas. Apresentam um ciclo vegetativo que principia durante os meses de Abril/Maio, altura em que se pode observar o desenvolvimento de rebentos que apresentam uma elevada taxa de crescimento. Entre Junho e Agosto as plantas atingem o pico de crescimento, podendo atingir alturas superiores a 2 m. Os primeiros sinais de senescência surgem geralmente entre finais do mês de Agosto e o mês de Setembro, observando-se, durante os meses seguintes, a progressiva secagem da folhas e parte aérea das plantas, que assim permanecem até ao início do ciclo seguinte.

#### *Scirpus* spp. (bunho)

O bunho (*Scirpus*) é uma espécie de macrófitas emergentes comumente utilizada em zonas húmidas construídas situadas em Portugal.

Espécie pertencente ao género *Scirpus* (Cyperaceae), são anuais ou ervas perenes que crescem em ramalhete ou em grandes colónias em diversos tipos de águas interiores, costeiras, pântanos e zonas húmidas, sendo as sementes e os rizomas fonte alimentar para diversos animais (Reed et al., 1995). Os caules tomam a forma triangular ou redonda, e podem chegar a 3 metros de altura em algumas espécies.

A florescência ocorre de Março a Novembro apresentando flores castanho-avermelhadas em forma de espiga. Crescem no topo do caule e são normalmente ultrapassadas por uma única bráctea que se assemelha à continuação do caule; as flores adquirem uma penugem quando se transformam em fruto (Seco, 2008).



Figura 3.3 – Florescência de *Scirpus tabernaemontani* (esquerda) e *Scirpus lacustris* (direita). Fotos por Lenka Kropfelová (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

As raízes penetram até 70 a 80 cm de profundidade e desenvolvem-se em meios com pH entre 4 e 9, podendo estar permanentemente inundados, mas também resistem bem às secas, resultando em zonas em redor das raízes arejadas e consequente nitrificação microbiana. No entanto, em zonas húmidas construídas as raízes de *S. validus* penetram, por vezes apenas a 10-30 cm de profundidade (Tanner, 1996; Kadlec e Wallace, 2009).

#### *Typha* spp. (tábua)

Planta herbácea, aquática ou palustre, com caules mais ou menos erectos com 1,5 a 3 metros altura, 0,9 a 2 cm de diâmetro no centro e 0,3 a 0,6 cm perto das flores, folhas basais rectas, dísticas (que estão dispostas ao longo de um eixo comum, no mesmo plano, mas em duas séries de posições opostas) e lineares, que podem atingir, nalguns casos, 15 mm de largura.

De cada rebento saem 12 a 16 folhas de cor verde pálida, de estrutura comparável a uma fita, com secção esponjosa contendo canais de ar. Tipicamente as folhas não se prolongam para além da espiga. Apresentam rizomas robustos com cerca de 0,6 a 3,2 cm de diâmetro e até 70 cm de comprimento, estendendo-se a uma profundidade de 7,5 a 10 cm abaixo do nível do solo. Possui flores estruturadas numa espiga densa e castanha escura no topo do caule.

Os habitats mais comuns desta espécie incluem prados com solos húmidos, pântanos, paus e margens de lagos, lagoas, estuários e linhas de água. Apresentam uma elevada tolerância a inundações frequentes, mas geralmente restringe-se a áreas onde a profundidade da água não excede os 80 cm. Cresce sobretudo em águas doces, mas é também tolerante a águas salobras.

Esta espécie tende a desenvolver-se em solos com grandes quantidades de matéria orgânica, podendo igualmente crescer em solos minerais de textura fina, ácidos ou calcários, que tenham

matéria orgânica nas camadas superficiais, com pH compreendido entre 4 e 10. Apresenta os rizomas enterrados no solo e muitas vezes submersos, com 0,3 m de profundidade (Reed et al, 1995).

São plantas que podem ser semeadas ou transplantadas na forma de rebentos, sendo a altura ideal para o fazer o Verão. Propagam-se com rapidez, podendo tornar-se invasoras se não forem controladas.

A Figura 3.4 apresenta uma fotografia da espécie *Typha latifolia* e *Typha angustifolia*.



Figura 3.4 – Florescência das espécies *Typha latifolia* (esquerda) e *Typha angustifolia* (direita). Fotos por Jan Vymazal (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

#### *Iris* spp. (lírio amarelo dos pântanos)

Planta herbácea, com rizomas ou bolbos subterrâneos, folhas estreitas e lineares, textura rija, de nervação paralela.

Conhecida como “Lírio amarelo dos pântanos”, é uma planta perene, de rizoma robusto com 1 a 4 cm de diâmetro, raízes com 10 a 30 cm de comprimento, flores no topo de pedúnculos erectos, hermafroditas, cor amarela viva ou pálida (Seco, 2008).

O lírio-dos-pântanos está bem adaptado a climas temperados. Cresce em água com profundidade até 25 cm ou muito perto da água, predominantemente em zonas húmidas de água doce. Toler a solos ácidos (pH entre 3,6 e 7,7) e grandes períodos de anoxicidade. Esta espécie cresce a partir de sementes ou divisões vegetativas após a floração, que se dá entre Maio e Junho, podendo ser idealmente transplantada nesta altura (Seco, 2008). Encontra-se em rios, pântanos arrozais, por todo o País, sendo menos utilizada que as *Phragmites* ou a *Typha*, por exemplo, mas demonstrando remoções semelhantes ou superiores às *Phragmites* (Seco, 2008).





Figura 3.5 – *Iris pseudacorus* em ambiente natural num lago eutrófico na República Checa (esquerda) e detalhe da flor (direita). Fotos por Lenka Kröpfelová (Vymazal e Kröpfelová, 2008).

### *Phalaris arundinacea*

*Phalaris arundinacea* é uma planta perene que cresce até 1.5 m de altura e 0.5 m de largura. As folhas são compridas, achatadas, com 2 cm de largura. As flores são verde pálido ou roxas, ocorrem em terminais paniculares e aparecem no Verão.

Original da Europa e da América do Norte, esta espécie prefere solos húmidos tais como pântanos ou as margens de pequenos lagos e rios e é resistente à geada mas sensível à aridez. A sua propagação processa-se por semente ou divisão.



Figura 3.6 - Florescência da espécie *Phalaris arundinacea*. À direita, num estado inicial de desenvolvimento e à esquerda após corte. Fotos por Jan Vymazal (Vymazal e Kröpfelová, 2008).



### 3.3 Factores condicionantes ao desenvolvimento de macrófitas

#### 3.3.1 CONDIÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA

As condições físico-químicas da água, nomeadamente o pH, a temperatura e a condutividade da água influenciam o desenvolvimento e propagação de plantas macrófitas aquáticas.

Pearcy, Berry e Bartholomew (1974) constataram que a temperatura óptima para o processo da fotossíntese de *Phragmites australis* varia conforme a localização geográfica. Em solos de alta humidade no Death Valley, California, *P. australis* apresentou maiores actividades fotossintéticas, a temperaturas de cerca de 30°C.

Madsen e Brix (1997), num estudo sobre a influência da temperatura no crescimento de *Elodea canadensis* e *Ranunculus aquatilis*, observaram que ambas as espécies alcançaram uma produção primária superior quando aclimatadas a 15 °C face a temperaturas compreendidas 10 °C e 5 °C.

#### 3.3.2 CONDIÇÕES DO SUBSTRATO

As condições do substrato, especificamente a textura e estrutura podem condicionar o desenvolvimento da vegetação em leitos de macrófitas.

Por outro lado, as condições de saturação dos leitos de macrófitas configuram-se determinantes nos processos e mecanismos de transferência de oxigénio entre as plantas e o substrato, condicionando o seu desenvolvimento e o desempenho dos leitos.

As condições de inundação do solo influenciam a transferência de oxigénio da atmosfera para o solo. A difusão ocorre 10.000 vezes mais lentamente em solos saturados, face a solos arejados (Greenwood, 1961). Em circunstâncias de inundação, as bactérias aeróbias e outros organismos consomem o oxigénio num período de tempo compreendido de horas a dias (Pezeshki, 1994). As quantidades deficitárias de oxigénio no solo impedem a satisfação das necessidades das plantas e afectam funções essenciais como a abertura dos estomas, fotossíntese, balanço hidrológico e assimilação de nutrientes.

#### 3.3.3 NUTRIENTES

O desenvolvimento das plantas só é possível quando as quantidades essenciais de nutrientes se encontram presentes. Os nutrientes essenciais apresentam várias características, designadamente (Arnon e Stout, 1939):

- i. A presença é indispensável para que se processe o ciclo vegetativo;
- ii. Não pode ser substituído por outro elemento;
- iii. Está intrinsecamente relacionado com o metabolismo da planta.

Os nutrientes para as plantas podem ser divididos em macronutrientes e micronutrientes. Os macronutrientes são, de um modo geral, absorvidos em maior quantidade pelas plantas e,

desde que esteja estabelecido um equilíbrio com os outros nutrientes e/ou formas de absorção, não são fitotóxicos. Dentro desta norma, o azoto (N), o fósforo (P), o enxofre (S), o cálcio (Ca), o Magnésio (Mg) e o potássio (K), são macronutrientes.

Os micronutrientes são, aqueles que são consumidos em menor quantidade. O ferro (Fe), o manganésio (Mn), o zinco (Zn), o molibdénio (Mo), o boro (B) e o cloro (Cl), são considerados micronutrientes e podem, acima de determinada quantidade ser fitotóxicos.

A assimilação de azoto pela vegetação relaciona-se com a eficiência de remoção de azoto. A vegetação actua simultaneamente como fonte e sumidouro de nutrientes. Por um lado, incorporam nutrientes para as funções metabólicas, sendo que as raízes e rizomas actuam predominantemente como poços, nomeadamente de azoto e fósforo. Como Huett et al., 2005 demonstraram, as plantas incorporaram pelas raízes e rizomas 76% de azoto e 86% de fósforo do efluente de entrada ( $10,1 \text{ mgL}^{-1}$  e  $0,58 \text{ mgL}^{-1}$ , respectivamente). Por outro lado, os leitos sem vegetação apresentaram eficiências de remoção mais baixas, inferiores a 16% para a remoção do azoto e inferiores a 45% para remoção do fósforo da coluna líquida.

As plantas assimilam nutrientes até à quantidade óptima (máxima); quando a disponibilidade de nutrientes suplanta as necessidades metabólicas de nutrientes das plantas, atinge-se a fitotoxicidade, tal como demonstrado na Figura 3.7.

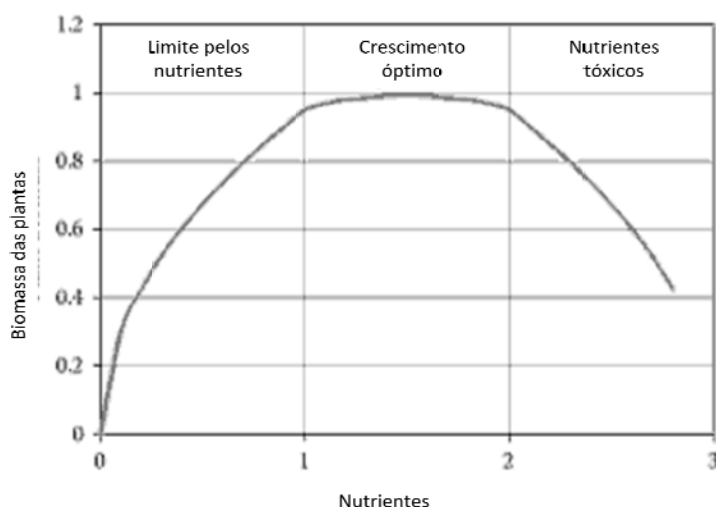


Figura 3.7 – Relação geral entre a biomassa da vegetação e a concentração de nutrientes disponível para assimilação (adaptado de Kadlec e Wallace, 2009).

### 3.4 Adaptações físicas e estruturais das plantas aquáticas

As plantas presentes nas zonas húmidas estão sujeitas a condições ambientais específicas, nomeadamente a saturação dos solos, levando ao desenvolvimento de estruturas físicas e mecanismos que permitam a adaptação ao ecossistema.

Estas características incluem a diminuição do potencial redox do solo (Eh), que se traduz no incremento das necessidades de oxigénio no solo e, portanto, num esforço adicional sobre as raízes.

Os mecanismos e estruturas adaptativas das espécies de plantas em ambientes saturados dependem do regime hidrológico presente em zonas húmidas construídas e inclui duas componentes essenciais, designadamente (Kadlec e Wallace, 2009):

- Duração das condições de solo saturado ou inundado (hidroperíodo como percentagem de tempo de solo inundado);
- Profundidade de solo inundado.

A espécie *Phragmites australis* desenvolveu mecanismos vantajosos que permitem a sua rápida proliferação em ambientes húmidos, em comparação com outras espécies emergentes presentes em zonas húmidas. O sistema de vazios mais desenvolvido permite a satisfação das necessidades de oxigénio das estruturas subterrâneas mais rapidamente face a outras espécies.

Por exemplo, o volume de aerênquima do caule e rizomas da espécie *Phragmites australis*, é 49,67% e 32,77%, respectivamente para o volume de caule transversal, enquanto *Iterniflora Spartina*, uma planta frequentemente suplantada por *Phragmites australis*, apresenta volumes de 45,96% e 21,33% de aerênquima e rizoma face ao caule transversal. O diâmetro do caule e rizomas da *Phragmites australis* são, igualmente 2-5 vezes maiores face aos mesmos diâmetros de *S. alterniflora*.

Uma segunda característica que contribui para melhorar a troca gasosa é o tamanho, distribuição e densidade dos estomas em ambas as superfícies superior e inferior da folha. Para a *Phragmites australis* a densidade de estomas é extremamente elevada, face a outras espécies de plantas. *Phragmites australis* tem uma média de 406 estomas/mm<sup>2</sup> sobre a sua superfície foliar superior e 633 estomas/mm<sup>2</sup> na superfície inferior. Em comparação, *S. alterniflora* não tem nenhum na superfície foliar superior e 18,3 estomas/mm<sup>2</sup> na superfície inferior (Ailstock et al., 2001). *Typha latifolia*, planta aquática também considerada invasiva, tem estomas em ambas as faces da folha em densidades comparáveis, embora seja significativamente menor que aqueles de *Phragmites australis*.

A distribuição eficaz de estomas favorece as trocas gasosas entre a planta e o ar, nomeadamente a disponibilidade de oxigénio. Em zonas húmidas, os estomas permanecem abertos à troca de gases, devido à presença de água na sua envolvente. Uma vez que o transporte de nutrientes do solo para o interior da planta segue o mesmo trajecto que a água, os nutrientes são eficientemente transportados por fluxo de massa. Além disso, a remoção da água do solo por transpiração favorece o aumento da concentração de oxigénio no solo em todos os habitats colonizados por *Phragmites australis* não saturados com água (Ailstock, 2010).

O desenvolvimento de um sistema de vazios eficientes (aerênquima), bem como de padrões de distribuição e dimensão de estomas nas superfícies foliares, tornam *Phragmites australis* extremamente eficiente em vários processos, designadamente (Ailstock, 2010):

- i. Fornecimento de oxigénio para a respiração aeróbia em todas as estruturas da planta;
- ii. Captação de dióxido de carbono para o processo fotossintético;
- iii. Transporte de nutrientes minerais para as necessidades metabólicas da planta.

As especificidades adaptativas de *Phragmites australis* suplantam as necessidades metabólicas essenciais. De facto, *Phragmites australis* também possui três adaptações que inibem o crescimento de outras espécies de vegetação de zonas húmidas.

A quantidade e disposição dos tecidos mecânicos permitem o desenvolvimento da espécie a alturas superiores às herbáceas típicas das zonas húmidas. O efeito sombra provocada pelos tecidos aéreos elevados diminui a exposição solar directa às plantas inferiores, desacelerando o seu desenvolvimento.

Por outro lado, os rizomas secundários produzem entre-nós (meritalos) menores face aos produzidos nos rizomas primários para colonizar novas áreas. À medida que os caules surgem a partir dos rizomas secundários, a densidade de caules (vivos ou inertes) nas zonas húmidas colonizadas excedem 160 caules/m<sup>2</sup> (Ailstock, 2010).

A *Phragmites australis* apresenta ainda uma terceira adaptação estratégica que usufrui dos caules percíveis. Embora os ramos inertes tendam a persistir, quando fragmentam, geralmente, é no primeiro ou no segundo nó acima da superfície do solo. Como consequência, as colónias *Phragmites australis* tendem a formar uma estrutura densa que se eleva acima do solo.

A camada orgânica de resíduos orgânicos (caules e raízes) que se desenvolve, entre a zona de vegetação e da superfície do solo, contribui para a diminuição do gradiente térmico ao longo do ano, situação especialmente relevante em zonas onde a temperatura do ar atinge valores negativos, evitando o congelamento da água no subsolo, permitindo assim a continuação do tratamento de águas residuais nos leitos de macrófitas afectados.

### 3.5 Desenvolvimento de plantas macrófitas

#### 3.5.1 PLANTIO

As espécies de plantas seleccionadas para colonização dos leitos de macrófitas devem apresentar a capacidade de suportar uma combinação de fluxo contínuo de efluente e exposição contínua a elevadas e variáveis concentrações de poluentes. Por outro lado, a escolha dos exemplares recai normalmente em plantas nativas, bem adaptadas ao clima local, bem como o solo e as plantas que as rodeiam.

A aplicação de vegetação em leitos de macrófitas experimenta dificuldades inerentes ao uso de elementos dos ecossistemas naturais. A manutenção e implementação de uma área coberta de plantas suficientes e necessárias ao processo de tratamento de águas residuais apresentam-se como um obstáculo para o maior uso deste tipo de sistemas.

Vários tipos de propágulos de plantas são usados para o estabelecimento de plantações maduras de macrófitas, designadamente (Kadlec et al., 2000): sementes, plantas jovens, plantas adultas podadas e plantas cultivadas em potes.

### *Sementes*

A irradiação solar, humidade do solo e temperaturas adequadas adequam-se à boa adaptação de sementes e saudável desenvolvimento até atingir a maturidade. A plantação através de sementes efectua-se essencialmente por duas vias: utilização de sementes provenientes da espécie florística ou de sementes de uma comunidade florística bem adaptada numa zona húmida envolvente.

### *Plantas jovens*

As plantas jovens, normalmente cultivadas em cativeiro, apresentam semelhanças à plantação por sementes, propagando-se de forma semelhante. O sucesso de desenvolvimento das plantas jovens é superior face à utilização de sementes, uma vez que a germinação foi efectuada em ambiente controlado. Por outro lado, a implantação de plantas jovens depende das espécies utilizadas, e conseqüentemente das suas diferenças fenotípicas e competição inerente.

### *Plantas adultas podadas*

A recolocação de plantas de um leito de macrófitas implementado para um leito de macrófitas recente é possível sem perdas significativas para o leito de macrófitas existente. De facto, áreas húmidas com uma grande densidade de plantas e elevados níveis freáticos apresentam estabilidade hidráulica para a colheita de exemplares, nomeadamente a espécie *Phragmites australis*.

### *Plantas cultivadas em potes*

As principais vantagens associadas às plantas cultivadas em potes face às plantas em habitat natural advêm da estabilidade e da robustez associadas aos substratos utilizados. Como as plantas cultivadas em habitat natural, estas plantas apresentam benefícios face à utilização de sementes, por apresentarem uma estrutura de desenvolvimento inicial já estabelecida. Por outro lado, apresentam custos iniciais adicionais de cultivo que desfavorecem a sua utilização para leitões de macrófitas de elevada área.

## 3.5.2 CRESCIMENTO

O ciclo vegetativo das plantas é afectado pelos factores climáticos que influem no crescimento e maturação das espécies florísticas presentes em leitões de macrófitas. As plantas possuem normalmente uma estação de crescimento, adquirindo estabilidade de crescimento durante o restante ano, para climas frios ou temperados (Kadlec et al., 2000).

A maior parte das plantas utilizadas em leitos de macrófitas são perenes, de folha caduca. Estas plantas caracterizam-se pela perda dos tecidos aéreos durante a estação fria, para o armazenamento de reservas metabólicas para o seu desenvolvimento na estação do ano de crescimento.

A produção de biomassa durante a fase de crescimento pode variar de forma significativa de espécie para espécie assim como entre diferentes ciclos vegetativos. Como exemplo, Vymazal et al. (2005) reportam um máximo de produção de biomassa na segunda estação de crescimento da espécie *Phalaris arundinacea* atingiu, enquanto *Phragmites australis* usualmente atinge o máximo após três a quatro estações de crescimento. Os valores máximos de biomassa medidos foram 5070 g m<sup>-2</sup> para a espécie *Phragmites* e 1900 g m<sup>-2</sup> para *Phalaris*.

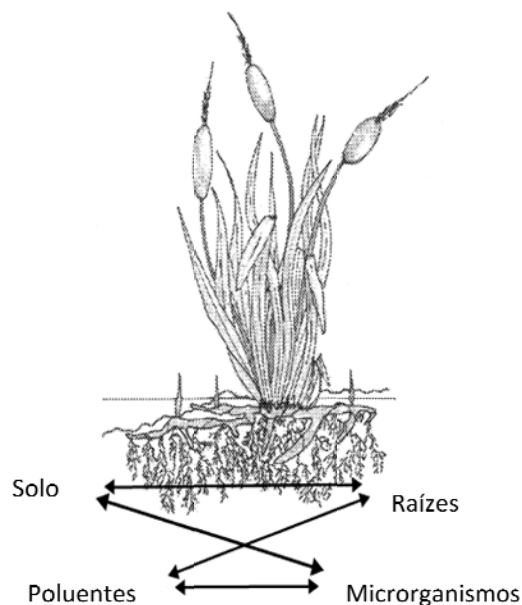
### 3.5.3 DECOMPOSIÇÃO

O decaimento e perecimento dos tecidos aéreos das plantas presentes nos leitos de macrófitas provocam o aparecimento de detritos na superfície dos leitos e providenciam uma fonte adicional de matéria orgânica disponível. Por outro lado, os tecidos situados abaixo da superfície do solo, raízes e rizomas, apresentam um ciclo de senescência menos evidente. De facto, as medições de biomassa nos tecidos situados abaixo da superfície do solo não permitem claras evidências de padrões associados às estações anuais.

O conteúdo e a composição das estruturas refractárias definem o tempo de meia-vida dos detritos das macrófitas. Quanto menor o tamanho da partícula, maior a superfície específica exposta aos processos de decaimento (Thomaz e Bini, 2003).

## 3.6 A influência da vegetação na remoção de matéria orgânica

As características das plantas constituintes determinam as relações hidráulicas e hidrológicas dos leitos de macrófitas, sendo indispensável garantir a quantidade e a diversificação de plantas necessárias para o bom desempenho do leito dimensionado. De facto, existe uma relação dinâmica entre as raízes, o solo, os contaminantes e os microrganismos presentes na rizosfera como esquematizada na Figura 3.8, que influi nos processos e mecanismos associados ao tratamento de águas residuais, nomeadamente na eficiência de remoção de poluentes. Os mecanismos mais relevantes para as eficiências de remoção das zonas húmidas construídas prendem-se como transformações associadas aos microrganismos e processos físico-químicos incluindo sedimentação, precipitação e adsorção. Embora a presença da vegetação em zonas húmidas seja uma condição necessária, não se afigura como suficiente para o tratamento de águas residuais afluentes.



**Figura 3.8 - Interações possíveis na zona das raízes, em leitos de macrófitas para tratamento de águas residuais (adaptado de Bederski et al., 2003).**

O dimensionamento de leitos de macrófitas pode ser modelado em função de vários parâmetros, que se configuram fundamentais no desempenho deste tipo de sistemas, designadamente:

- i. Presença da vegetação;
- ii. Diversidade de espécies presentes;
- iii. Volume de vegetação presente face à diversidade de espécies.

Com efeito, o presente subcapítulo visa explicitar a influência das plantas, qualitativa e quantitativamente face ao desempenho dos leitos de macrófitas, nomeadamente no que concerne a eficiência de remoção de poluentes.

A interferência e significância da vegetação nos processos de remoção de poluentes não se configuram inequívocas, como demonstra a divergência de conclusões publicadas em vários estudos.

Embora a presença de vegetação nas zonas húmidas construídas seja habitual e numerosos estudos demonstrem incrementos no desempenho dos leitos, aquando da presença de vegetação (Tanner, 1995; Lee e Sholtz, 2007), alguns sistemas apresentam eficiências significativas de remoção de poluente na ausência de plantas (Huett et al., 2005).

De acordo com Camacho et al. (2007), os leitos plantados são mais eficientes que os leitos não plantados, referindo eficiências de remoção de CQO de 80-90%, 35-55% para a remoção de azoto total, 15-40% para a remoção de fósforo total e 45-60% para a remoção de sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ). No entanto, alguns estudos referem que a utilização de vegetação em leitos de macrófitas não é significativa na remoção de matéria orgânica (Akratos e Tsihrintzis, 2007; Camacho et al., 2007, Solano et al, 2004).

De igual modo, a escolha da espécie mais adequada em leitos plantados não é consensual. De acordo com Calheiros et al. (2007), a influência da escolha das plantas parece não ser relevante para o tratamento de efluentes de indústrias de laticínios, nomeadamente no que respeita aos principais poluentes constituintes (CBO<sub>5</sub>, CQO, SST, Cr, Azoto Total e Fósforo Total). Por outro lado, outros estudos apresentam diferenças entre as várias espécies utilizadas, em termos de remoção de matéria orgânica, como é o caso de Taylor et al., 2010.

Calheiros et al. (2007) salientam também a importância da maturação das plantas presentes em leitos de macrófitas para o eficaz desempenho na remoção de poluentes. A adaptação das plantas ao substrato decorre, normalmente no primeiro ano de operação dos leitos.

Esta situação pode ser observada quando se compara leitos com plantas num estado maduro face a leitos sem vegetação. Lee e Scholz (2007) apresentam eficiências de remoção de CBO<sub>5</sub> durante o primeiro ano de uma instalação de leitos de macrófitas que variaram entre valores médios da ordem dos 80% face a valores médios de 90% para o segundo ano de funcionamento.



## 4 Estudo da influência da vegetação no comportamento de leitos de macrófitas através de uma instalação experimental

---

### 4.1 Nota introdutória

A divergência de conclusões publicadas em vários estudos referentes a leitos de macrófitas à “escala real” (“full scale” na terminologia anglo-saxónica) evidencia uma variabilidade de resultados que dificulta a percepção dos fenómenos envolvidos e a previsão do comportamento desta tecnologia de tratamento. Neste contexto, a construção de instalações piloto pretende minimizar o carácter estocástico dos sistemas naturais, limitando a variabilidade de alguns parâmetros, nomeadamente a influência climática e variabilidade de caudais e cargas afluentes.

A implantação de uma instalação experimental visou a obtenção de resultados que permitam analisar a influência da vegetação em leitos de macrófitas do tipo ESSH para uma melhor compreensão dos mecanismos e fenómenos associados à depuração de águas residuais por sistemas naturais.

O presente capítulo aborda o estudo da capacidade de tratamento de uma instalação experimental de leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial horizontal, disposto no Instituto Superior Técnico, em Lisboa. Nos subcapítulos subsequentes apresenta-se uma descrição da instalação, em termos de montagem, operação e monitorização, seguindo-se a exposição e análise de resultados.

### 4.2 Descrição da instalação experimental

#### 4.2.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A instalação experimental de leitos de macrófitas está localizada no Instituto Superior Técnico, em Lisboa, e inclui nove leitos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.

A implementação da instalação iniciou-se em Outubro de 2009, sendo a alimentação diária com água potável, em descontinuo, para alimentação das plantas. Em Fevereiro de 2010, iniciou-se a inoculação com efluente bruto da ETAR de Beirolos na instalação experimental, tendo sido considerada bem sucedida, após três semanas do seu início. Após a inoculação iniciou-se a alimentação com efluente sintético.

Semanalmente, efectuou-se a colecta de amostras do efluente na descarga. Adicionalmente, foram efectuadas medições bisemanais de pH, potencial redox, condutividade hidráulica e temperatura.

#### 4.2.2 ESQUEMA GERAL DA INSTALAÇÃO

A instalação experimental encontra-se dividida em três grupos, A, B e C sendo cada grupo composto por três leitos: um sem vegetação, outro colonizado com *Phragmites australis*, e o

terceiro colonizado com *Scirpus*, conforme sumariado no Quadro 4.1. A descrição detalhada de cada leito encontra-se exposta nos capítulos subsequentes.

A configuração da instalação experimental foi elaborada de forma a conceber um leito de controlo, sem vegetação, em cada grupo, que permite analisar a influência da vegetação no processo de tratamento das cargas efluentes administradas.

Quadro 4.1 – Descrição da instalação experimental. Espécies de macrófitas colonizadoras em cada leito.

Grupo	Leito
A	1
	2
	3
B	4
	5
	6
C	7
	8
	9

A Figura 4.1 apresenta uma representação esquemática da planta da instalação experimental.

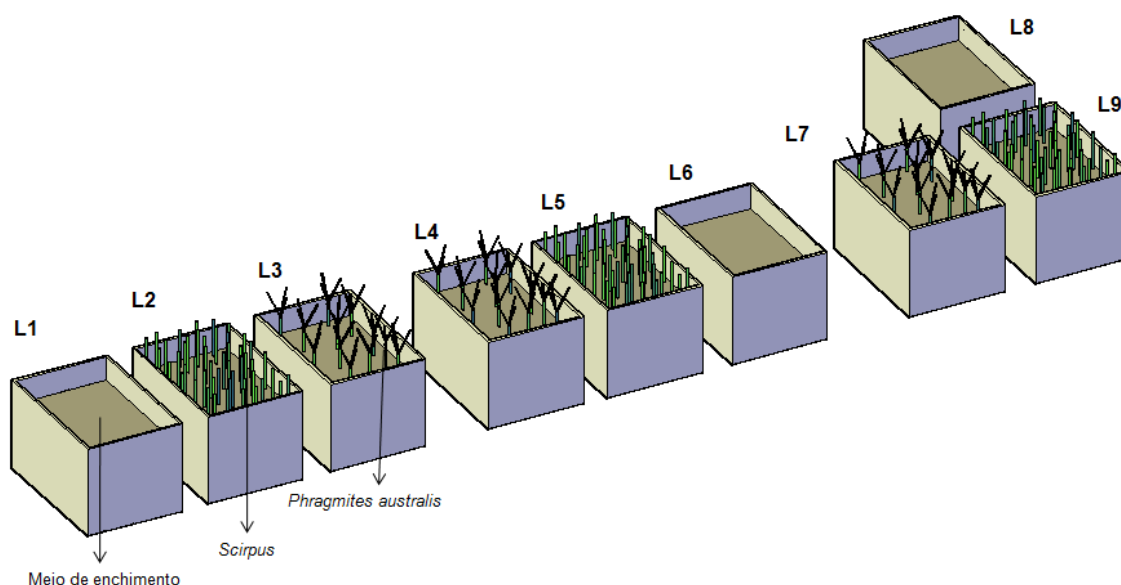


Figura 4.1 – Planta da instalação experimental.

#### 4.2.3 COMPONENTES DOS LEITOS

##### 4.2.3.1 Dispositivos de operação

Os leitos de macrófitas construídos apresentam características gerais típicas da generalidade dos leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial e fluxo horizontal, entre as quais tubagem de alimentação, vegetação e meio de enchimento, que seguidamente se descrevem.

Os leitos de macrófitas são constituídos por órgãos ou componentes que visam a alimentação do efluente subsuperficial e horizontalmente. A distribuição do efluente é efectuada por meio de

uma tubagem perfurada existente no interior do leito junto a um dos topos, localizada a meia altura do enchimento, uma válvula de descarga e um tubo de diâmetro superior igualmente perfurado, conforme disposto na Figura 4.2.

A tubagem de diâmetro superior localiza-se aproximadamente a meio do leito (no sentido do escoamento), destinando-se a permitir o contacto com o efluente numa secção intermédia. Considera-se que o arejamento introduzido por esta via é desprezável, dada a fracção reduzida que ocupa na totalidade do leito.



**Figura 4.2 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Tubagem de alimentação perfurada, localizada a meia altura do enchimento, à esquerda. Tubo perfurado colocado no meio do leito, à direita.**

A montagem dos dispositivos de operação, quer a válvula de descarga, quer a tubagem de alimentação, foram configuradas de forma a minimizar os caminhos preferenciais do efluente aquando da descarga. Com efeito, a secção de descarga dispõe ainda de uma tubagem perfurada na meia cana superior, colocado no fundo, para recolha de efluente final, com ligação à válvula de descarga.

Cada leito apresenta as dimensões exteriores de  $1200 \times 800 \times 760 \text{ mm}$ , sendo o material constituinte Policloreto de Vinilo (PVC), ilustrado pela Figura 4.3.



**Figura 4.3 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Aspecto geral de um leito de macrófitas.**

O meio de enchimento é constituído por gravilha de granulometria 4-8 mm, apresentando cerca de 30 cm de profundidade. A porosidade deste material é de cerca de 30%.

#### 4.2.3.2 Vegetação

Os leitos de macrófitas horizontais de escoamento subsuperficial utilizados na instalação experimental foram colonizados com as espécies *Scirpus* e *Phragmites australis*, conforme referido anteriormente.

Os leitos 1 (grupo A), 6 (grupo B) e 8 (grupo C) são desprovidos de vegetação. Os restantes leitos são colonizadas por duas espécies de macrófitas emergentes, *Scirpus* e *Phragmites australis*, em leitos distintos. Os leitos 2, 5 e 9 são cultivados exclusivamente pela espécie *Scirpus*, sendo os leitos 3, 4 e 7 colonizados pela espécie *Phragmites australis*, conforme disposto Quadro 4.2.

**Quadro 4.2 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Constituintes dos leitos de macrófitas. Espécies de macrófitas.**

Grupo	Leito	Espécie de macrófitas
A	L1	Sem vegetação
A	L2	<i>Scirpus</i>
A	L3	<i>Phragmites australis</i>
B	L4	<i>Phragmites australis</i>
B	L5	<i>Scirpus</i>
B	L6	Sem vegetação
C	L7	<i>Phragmites australis</i>
C	L8	Sem vegetação
C	L9	<i>Scirpus</i>

A Figura 4.4 apresenta fotografias ilustrativas das espécies de macrófitas plantadas na instalação experimental, *Phragmites australis* e *Scirpus*.



**Figura 4.4 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Fotografias da vegetação plantada: *Scirpus* à direita e *Phragmites australis* à esquerda, respectivamente.**

#### *Desenvolvimento da vegetação*

A plantação das macrófitas foi realizada em Outubro de 2009, sob a forma de plantas jovens, previamente cultivadas em cativeiro. Dado que a plantação ocorreu no final do ciclo vegetativo anual, a adaptação e crescimento foram lentas, com a predominância de folhas secas na espécie *Phragmites australis* até ao início do ciclo seguinte (Fevereiro, Março).

Na Figura 4.5, apresenta-se um exemplo de senescência das espécies presentes nos leitos de macrófitas na instalação experimental apresentada. Foram plantadas 5×5 propágulos em cada

leito, embora nem todos tenham sobrevivido até à conclusão do presente estudo. Com efeito, foram plantados novos propágulos no mês de Maio em alguns leitos, nomeadamente, no L5 e no L2 (leitos plantados com *Scirpus holoschoenus*).



Figura 4.5 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Fotografias da vegetação plantada. Senescência das espécies presentes nos leitos L5 plantado com *Scirpus holoschoenus* (esquerda) e L3 plantado com *Phragmites australis* (direita), respectivamente.

### 4.3 Operação da instalação experimental

#### 4.3.1 DESCRIÇÃO DAS DIFERENTES FASES DE ALIMENTAÇÃO

A prossecução dos objectivos propostos efectuou-se através de três fases (Fase 1, Fase 2 e Fase 3), que apresentaram objectivos diferenciados. Com efeito, o efluente sintético afluente associado a cada leito diferiu, conforme disposto em itens subsequentes.

A Fase 1 teve como principal objectivo o estudo da influência das plantas na remoção de matéria orgânica em leitos de macrófitas do tipo ESSH, durante o período compreendido entre 9 de Fevereiro a 18 de Maio de 2010.

Durante a Fase 2, pretendeu-se analisar o efeito da variabilidade de cargas orgânicas afluentes a leitos de macrófitas do tipo ESSH, nomeadamente os efeitos na remoção global de matéria orgânica e a influência das plantas nessa remoção.

A Fase 3 pretendeu dar seguimento à Fase 2 ou seja, analisar a resposta dos leitos de macrófitas findo o período extraordinário de cargas orgânicas afluentes.

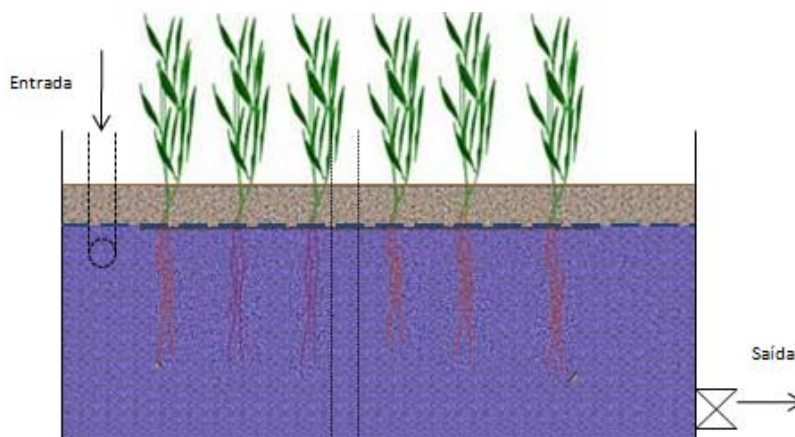
O Quadro 4.3 apresenta um resumo dos principais objectivos de cada fase (Fase 1, Fase 2 e Fase 3).

**Quadro 4.3 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Descrição das fases inerentes à concretização dos objectivos propostos e período associado. Plano experimental.**

Fase	Período compreendido	Objectivos
1	9 de Fevereiro a 18 de Maio	Influência da vegetação no processo de remoção de poluentes
2	18 de Maio a 2 de Junho	Influência da variabilidade de cargas orgânicas afluentes
3	2 de Junho a 24 de Junho	Estudo da perturbação do sistema após aplicação de picos de afluência

#### 4.3.2 SOLUÇÃO DE ALIMENTAÇÃO E MODO DE OPERAÇÃO

O sistema foi alimentado de forma descontínua, com a alimentação média de cada leito de 10 L/dia, correspondendo a um tempo de detenção de aproximadamente 7 dias, para um nível de água médio de 0,25 m. A lâmina de água está localizada cerca de 0,05 m abaixo da superfície do material suporte, prevenindo a proliferação de mosquitos e o contacto com a coluna de água. A Figura 4.6 apresenta de forma esquemática o modo descontínuo de alimentação dos leitos. Com efeito, diariamente procedeu-se à preparação do efluente para alimentação dos leitos, com recurso à tubagem de alimentação descrita no subcapítulo 4.2.3. A descarga foi realizada antes de cada alimentação de forma a minimizar a afloração de água à superfície.



**Figura 4.6 – Representação esquemática do modo descontínuo de alimentação dos leitos de macrófitas.**

O período associado à Fase 1 teve a duração aproximada de seis meses, face às restantes fases (Fase 2 e Fase 3). A Fase 2 teve a duração aproximada de três semanas, enquanto a Fase 3 representou cerca de duas semanas do estudo, como disposto no Quadro 4.3. Durante o estudo procedeu-se à recolha de amostras semanalmente em todos os leitos para analisar a qualidade do efluente. Procedeu-se igualmente a medições de parâmetros físico-químicos *in situ*, complementando a análise efectuada.

Após a plantação das espécies vegetais em Outubro de 2009, todos os leitos foram alimentados com água potável até ao final de Janeiro de 2010. Nesta data deu-se início à alimentação com efluente sintético preparado no laboratório, para os leitos dos grupos A e B. Os leitos do grupo C mantiveram a alimentação com água potável.



A composição do efluente sintético foi definida de forma a apresentar uma composição semelhante a águas residuais típicas, em termos de conteúdo de matéria orgânica e nutrientes, assegurando-se igualmente a presença de oligoelementos. Os constituintes e respectiva dosagem foram fixados com base nos efluentes sintéticos descritos em Nopens et al. (2001) e Akratos e Tsihrintzis (2007) e incluem as seguintes substâncias:

- i. Amido, como fonte de carbono;
- ii. Leite em pó, como fonte de carbono;
- iii. Ureia, como fonte de azoto;
- iv. Acetato de sódio, como fonte de carbono, rapidamente biodegradável;
- v. Óleo de soja, como fonte de óleos e gorduras;
- vi. Peptona, como fonte de aminoácidos;
- vii. Fertilizante, como fonte de azoto, fósforo e oligoelementos (ferro, zinco, entre outros).

Nas três semanas que antecederam a Fase 1, o efluente sintético foi inoculado com águas residuais provenientes da ETAR de Beirolas, numa proporção de 1:9, com o objectivo de promover o desenvolvimento de microrganismos nos leitos. As águas residuais da ETAR de Beirolas foram recolhidas a jusante dos tamisadores existentes na obra de entrada.

A composição do efluente variou entre as fases de estudo, de forma a permitir a análise pretendida em cada fase. Na Fase 1, o grupo A foi alimentado com efluente sintético com cerca de 900 mg CQO/l, sendo o grupo B alimentado com uma concentração de cerca de 450 mg CQO/l. O grupo C constitui um grupo de controlo, sendo alimentado com água potável. O efluente sintético foi preparado diariamente a partir de uma solução concentrada cuja composição se apresenta no Quadro 4.6, tendo-se efectuado diferentes diluições para os grupos A e B, de forma a obter as concentrações de CQO desejadas.

**Quadro 4.4 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Composição da Solução concentrada 1.1, referente à 1ª e 3ª Fase.**

<b>Substância</b>	<b>C [g/l]</b>
<b>Amido</b>	15,00
<b>Acetato de sódio</b>	15,00
<b>Ureia</b>	13,20
<b>Peptona pancreática</b>	6,00
<b>Leite em pó</b>	1,80
<b>Óleo de soja</b>	3,00
<b>Fertilizante</b>	0,05 [ml/l]

Durante a Fase 2, o sistema recebeu cargas orgânicas extraordinárias visando o estudo da influência da variabilidade de cargas orgânicas afluentes. O Quadro 2.5 apresenta a composição das soluções concentradas 2.1, 2.2 e 2.3, referentes aos grupos A, B e C, respectivamente.

**Quadro 4.5 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Composição das soluções de alimentação 2.1, 2.2, 2.3, referentes à 2ª Fase.**

Substância	Solução		
	Solução 2.1	Solução 2.2	Solução 2.3
		C [g/l]	
Amido	50,00	20,00	10,00
Leite em pó	50,00	20,00	10,00
Na-acetato.3H <sub>2</sub> O	40,00	10,00	0,00
Ureia	10,00	10,00	0,00
Peptona pancreática	0,00	0,00	0,00
Óleo de soja	0,00	0,00	0,00
Fertilizante [ml]	250,00	150,00	75,00

A preparação das soluções de alimentação por diluição foi efectuada de forma a garantir uma concentração em CQO cerca de 1,5 vezes superior à Fase 1 no caso dos grupos A e B, e para obter uma concentração em CQO de cerca de 150 mg/L para o grupo C (alimentado com água potável desde o início do estudo).

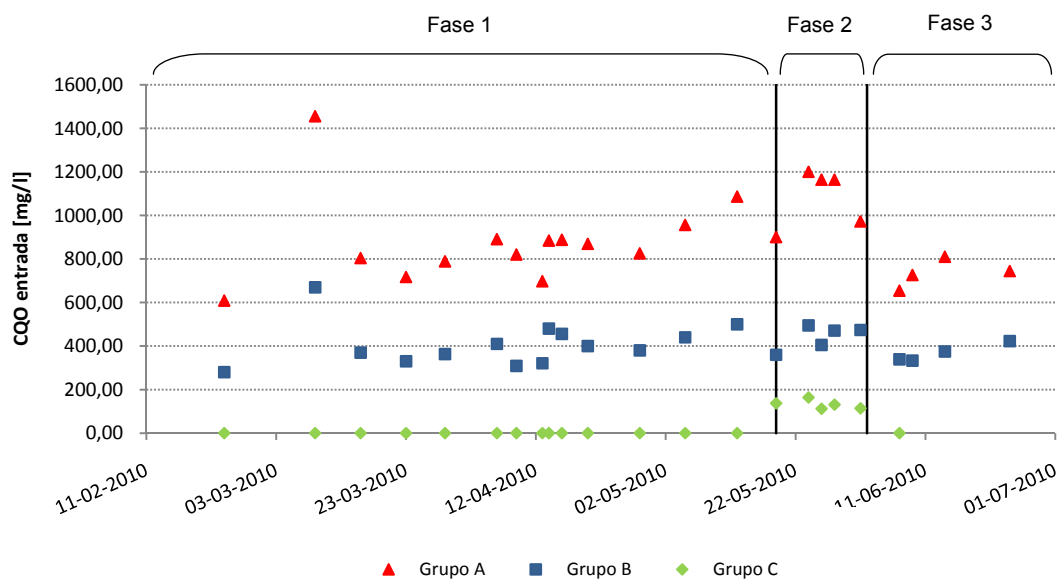
Na Fase 3 foram retomadas as concentrações aplicadas na Fase 1, sendo o grupo C alimentado novamente com água potável. A água potável utilizada na preparação das soluções de alimentação diluídas foi obtida na rede pública da EPAL da cidade de Lisboa. De acordo com os resultados das análises periódicas efectuadas por aquela entidade gestora (EPAL, 2010), a oxidabilidade da água fornecida foi inferior a 5 mg/L durante o período em que decorreu o estudo, pelo que a respectiva CQO pode ser considerada nula.

A título de resumo apresenta-se no Quadro 4.6 e na Figura 4.7 a evolução temporal da concentração afluyente de CQO referente aos leitos de macrófitas durante o período de estudo.

**Quadro 4.6 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Soluções de alimentação.**

Fase	Grupo	Efluente sintético
1	A	Solução 1.1 a 1:50
	B	Solução 1.1 a 1:25
	C	Água potável
2	A	Solução 2.1 a 1:100
	B	Solução 2.2 a 1:100
	C	Solução 2.3 a 1:100
3	A	Solução 1.1 a 1:50
	B	Solução 1.1 a 1:25
	C	Água potável





**Figura 4.7 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução temporal da concentração afluenta da CQO, ao longo do período compreendido entre 9 de Fevereiro e 24 de Junho de 2010.**

A análise da Figura 4.7 denota-se o aumento dos valores da CQO de alimentação, durante a Fase 2 no Grupo A e no Grupo C. Por outro lado, para o grupo B a variabilidade inerente à preparação do efluente sintético utilizado na alimentação conduziu a valores médios de CQO inferiores aos esperados e bastantes próximos dos obtidos na Fase 1 (aumento de apenas 7%).

#### 4.3.3 PERÍODO E FREQUÊNCIA DE MONITORIZAÇÃO

O sistema foi monitorizado a partir do início da alimentação com efluente sintético no período compreendido entre Janeiro e Junho de 2010, por meio de alimentação diária e análises físicas, químicas e bacteriológicas, recolhidas de forma pontual.

Semanalmente, efectuou-se a colheita de amostras do efluente na descarga. Cada amostra foi analisada relativamente à Carência Química de Oxigênio (CQO). Adicionalmente, foram efectuadas medições de pH, potencial redox, condutividade e temperatura, bissemanalmente.

### 4.4 Discussão e análise de resultados

#### 4.4.1 NOTA INTRODUTÓRIA

A configuração de implantação dos leitos de macrófitas permite a análise de resultados inter-grupos e intra-grupos para discussão sobre o efeito das cargas mássicas afluentes no desempenho dos leitos, bem como sobre a interferência das plantas na remoção dos poluentes.

Com efeito, na análise de resultados obtidos considerou-se que os leitos de macrófitas pertencentes a cada grupo são análogos, no que concerne à capacidade de formação de biofilme.

O tratamento estatístico foi efectuado através do programa PASW18 (SPSS). Os resultados obtidos foram analisados através da metodologia de Análise de Variância ANOVA para comparar o desempenho de cada leito, relativo à remoção mássica da CQO.

#### 4.4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A análise do desempenho dos leitos foi auxiliada pela medição dos seguintes parâmetros físico-químicos *in situ*, medidos através de equipamento portátil:

- i. Concentração de oxigénio dissolvido;
- ii. Temperatura;
- iii. pH;
- iv. Potencial redox;
- v. Condutividade.

##### 4.4.2.1 Registos obtidos

No Quadro 4.7 apresentam-se os principais parâmetros estatísticos descritivos relativos às medições efectuadas de temperatura, oxigénio dissolvido, potencial redox, condutividade e nível de água, efectuadas no período de estudo para o efluente.

As medidas de localização incluem a média, mediana, 1º e 3º quartis, enquanto as medidas de dispersão incluem o desvio-padrão, a amplitude, o coeficiente de variação e os valores máximo e mínimo.

**Quadro 4.7 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Principais parâmetros estatísticos descritivos dos valores da temperatura, oxigénio dissolvido, potencial redox, condutividade e nível de água, relativas às medições efectuadas no período compreendido entre Novembro de 2009 e Junho de 2010, para o efluente.**

Grandeza/Parâmetro	Temp. [°C]	O.D. [mgO <sub>2</sub> /l]	pH	ORP [mV]	Cond. [µS/cm]	Nível de água [cm]
Média	17,03	1,87	7,06	-16,78	6,68E+02	22,86
Mediana ou 2º quartil	16,50	0,84	7,00	-15,00	6,81E+02	23,00
1º quartil	14,50	0,42	6,79	-28,00	2,60E+02	22,00
3º quartil	20,25	2,23	7,26	-3,75	1,07E+03	24,00
Desvio padrão	3,72	2,17	0,36	15,37	3,61E+02	1,88
Coeficiente de variação	21,87%	116,34%	5,09%	91,57%	54,09%	8,22%
Variância	13,86	4,72	0,13	2,36E+02	1,31E+05	3,53
Mínimo	10,10	0,00	6,13	-61,00	1,73E+02	15,00
Máximo	24,00	7,46	8,05	12,00	1,29E+03	27,50
Nº de elementos da amostra	315,00	306,00	315,00	296,00	315,00	315,00

A temperatura está dependente da sazonalidade, sendo superior nos meses mais quentes face aos meses mais frios, para a qual se apresenta inferior. A título exemplificativo apresenta-se na Figura 4.8 a evolução da temperatura no leito 1, sendo semelhante nos restantes.

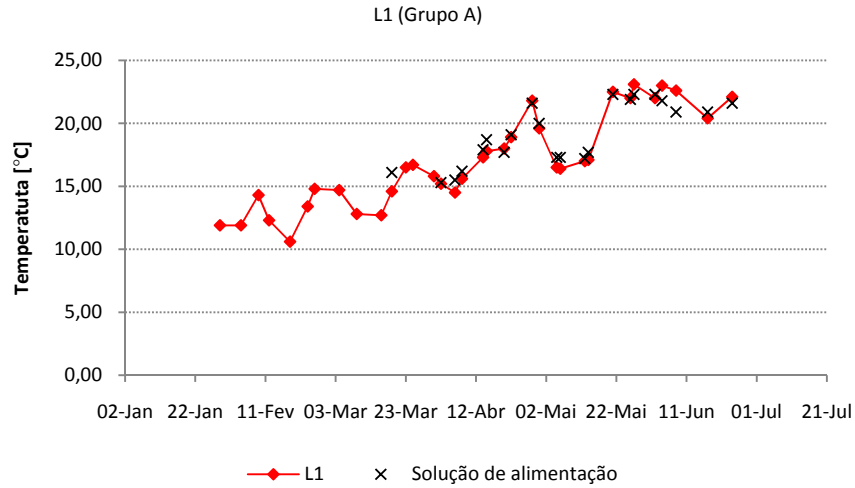
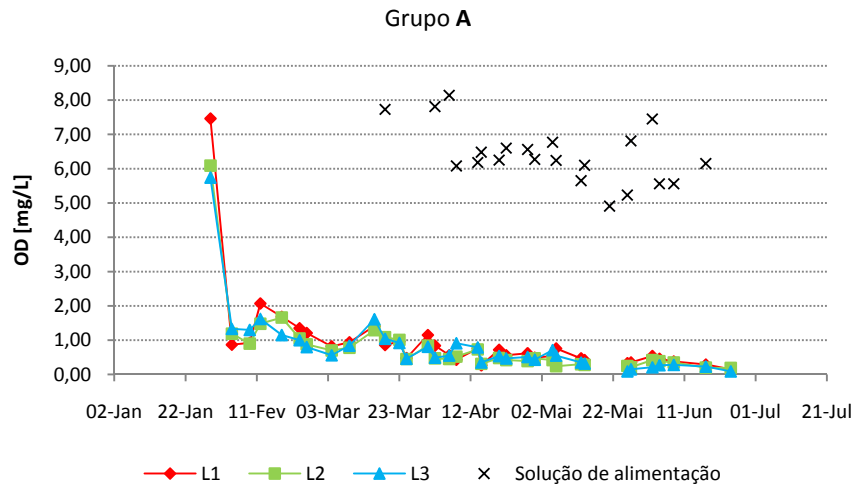
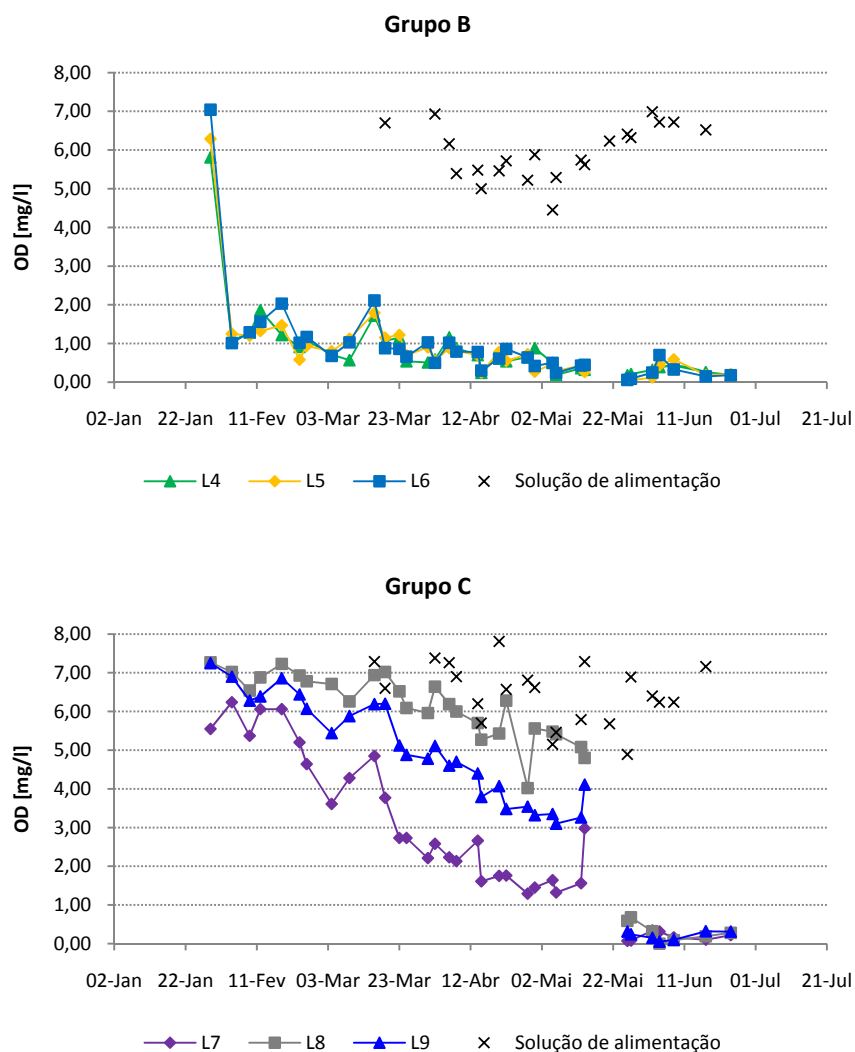


Figura 4.8 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução da temperatura, para o leito 1 (Grupo A), ao longo do período compreendido entre Novembro de 2009 e Junho de 2010.

### Oxigénio dissolvido

A Figura 4.9 apresenta a evolução temporal da concentração de oxigénio dissolvido para os diferentes grupos de leitos (Grupo A, Grupo B e Grupo C), medido no efluente de saída. Apresenta-se igualmente a concentração de oxigénio dissolvido na solução de alimentação de cada leito. A falha verificada no dia 21 de Maio na medição do oxigénio dissolvido deveu-se a avaria no equipamento medidor.





**Figura 4.9 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução da concentração de oxigénio dissolvido (OD), para o grupo A, B e C, ao longo do período compreendido entre Janeiro de 2009 e Junho de 2010.**

A análise global da Figura 4.9 demonstra os efeitos da variabilidade do oxigénio dissolvido na coluna de água a jusante, para os leitos medidos. Com efeito, pode constatar-se o decréscimo da concentração de oxigénio dissolvido ao longo do tempo.

Nos leitos sem vegetação, L1, L6 e L8, a diminuição de oxigénio, ao longo do tempo, também se verifica, o que poderá sugerir a existência de biofilme instalado.

No Grupo C, para o qual a carga mássica de CQO afluyente foi praticamente nula durante a fase 1, a concentração de oxigénio dissolvido decresce menos rapidamente por oposição aos restantes grupos. Com efeito, para o Grupo A e Grupo B, a concentração de oxigénio dissolvido decresce mais rapidamente no mesmo período de tempo. No grupo C registou-se um decréscimo da concentração de OD para valores quase nulos a partir de meados de Maio de 2010, como resultado da alimentação com efluente sintético.

pH

A Figura 4.10 apresenta a evolução temporal de pH para os diferentes grupos de leitos (Grupo A, Grupo B e Grupo C).

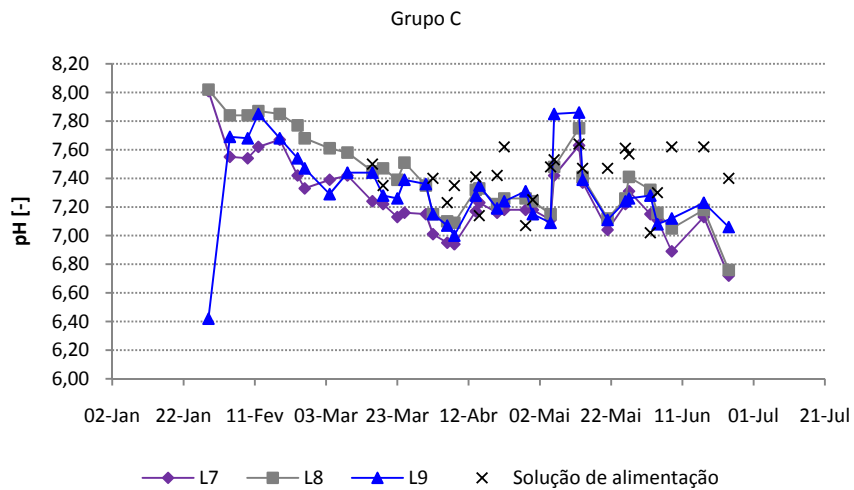
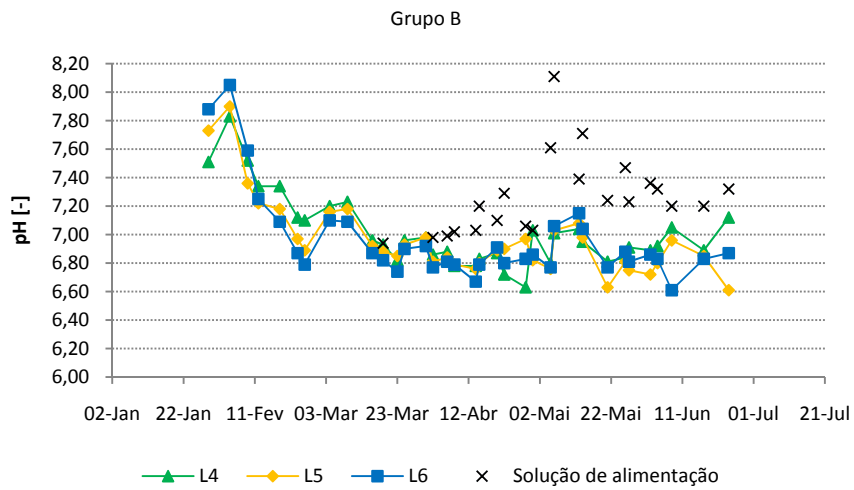
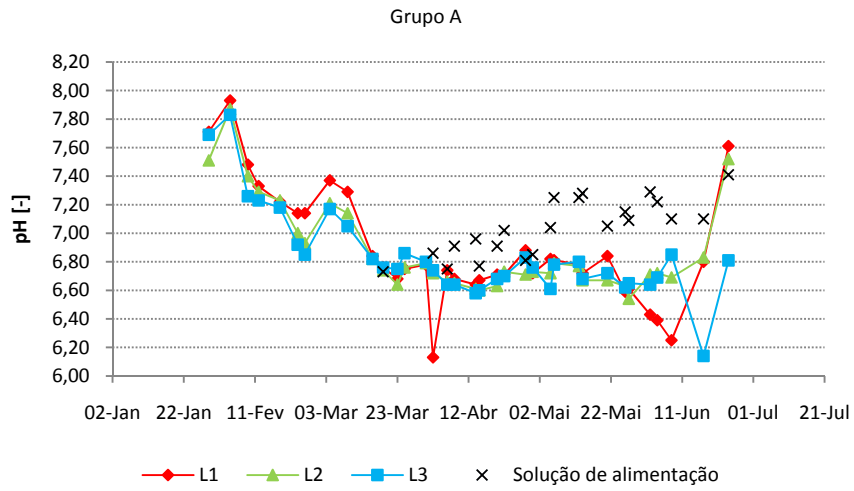
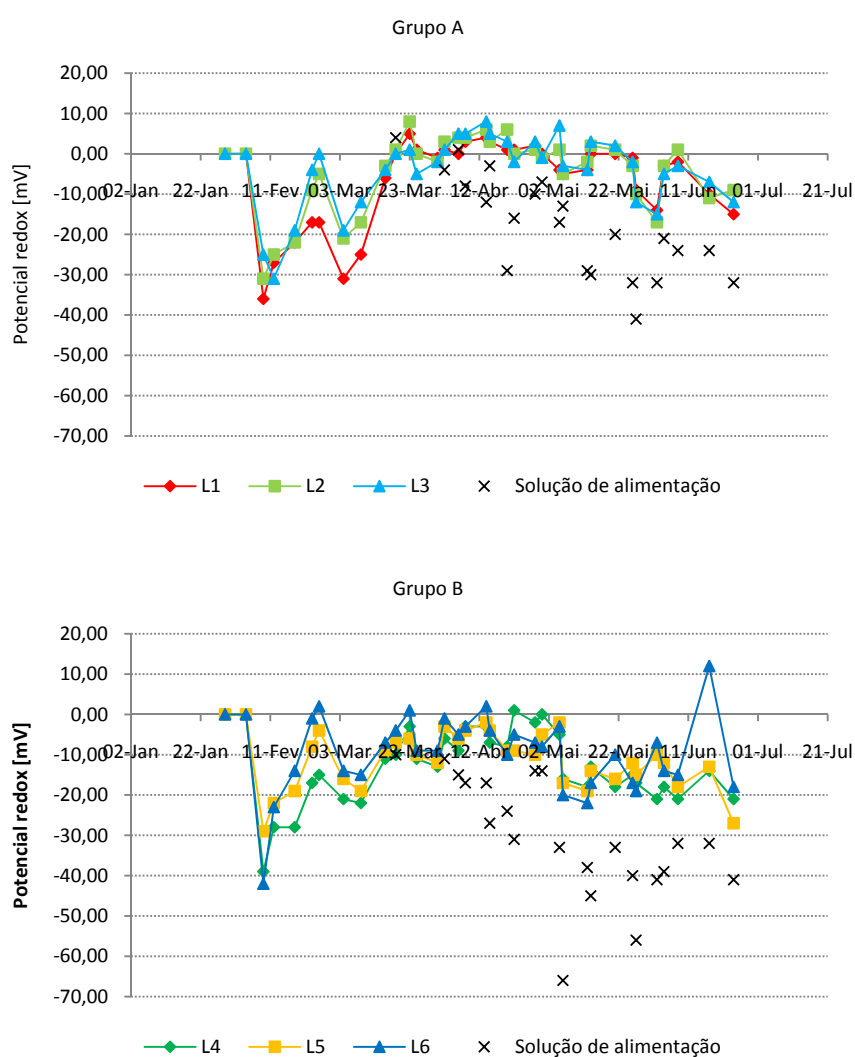


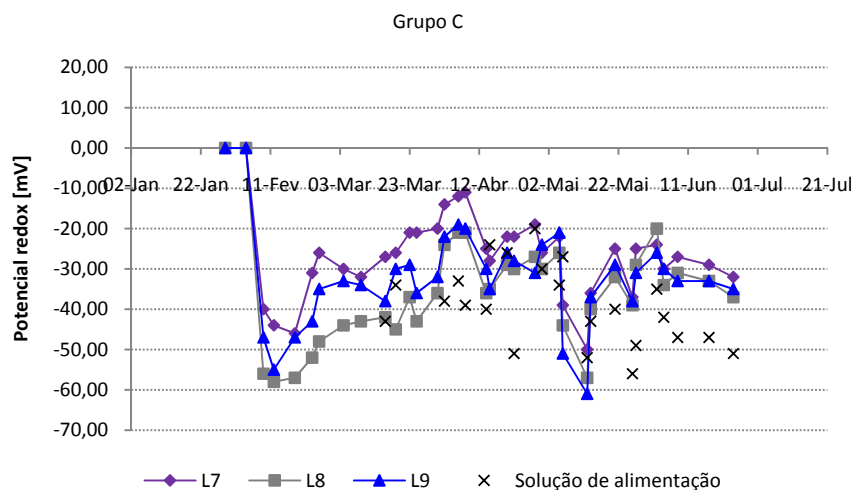
Figura 4.10 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução do pH, para os grupos A, B e C, ao longo do período compreendido entre Janeiro de 2009 e Junho de 2010.

A análise conjunta da Figura 4.10 e do Quadro 4.7 demonstra a reduzida variabilidade do pH, com um coeficiente de variação de 5,09%. Com efeito, os valores de pH variam entre 6,13 e 8,05, característicos de LSSH (Kadlec e Wallace, 2009). Por outro lado, o pH tende a estabilizar com o tempo decorrido, que traduz a jovem idade dos leitos e o facto de os leitos se encontrarem ainda no primeiro ciclo vegetativo.

### Potencial redox

A Figura 4.11 apresenta a evolução temporal de potencial redox para os diferentes grupos de leitos (Grupo A, Grupo B e Grupo C).





**Figura 4.11 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução potencial redox, para o grupo A, B e C, ao longo do período compreendido entre Janeiro de 2009 e Junho de 2010.**

A análise da Figura 4.11 denota a variabilidade das condições de oxidação-redução no interior dos leitos, decorrentes das cargas orgânicas afluentes. Por outro lado, a análise do Quadro 4.7, demonstra a variabilidade associada aos valores do potencial redox no interior dos leitos, com um coeficiente de variação de 91,57%.

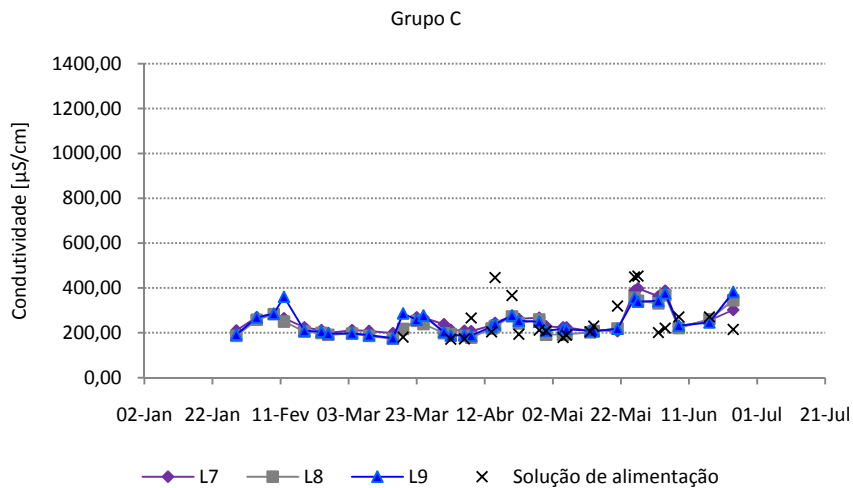
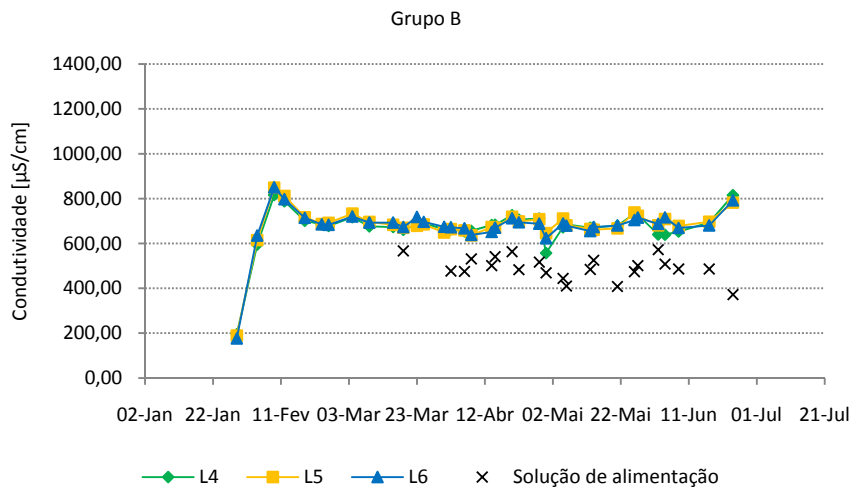
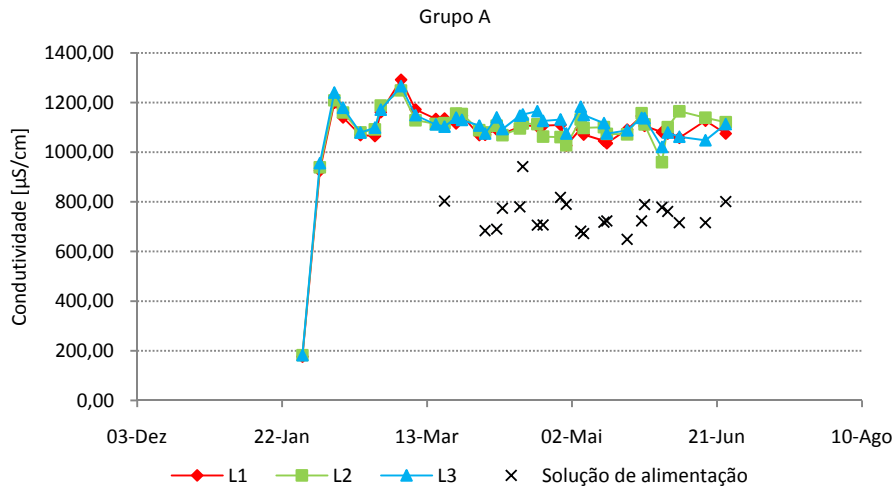
Globalmente, verifica-se que o Grupo C, constituído por L7, L8 e L9, apresenta valores de redox mais reduzidos face aos outros grupos, com valores médios da ordem dos -30 mV.

Em sedimentos e solos submersos, o potencial redox variam entre -400mV (muito reduzido) a + 700mV (bem oxidado). O potencial redox é fortemente influenciado pelas cargas influentes de CQO, as necessidades internas de oxigénio e a taxa de transferência de oxigénio no interior dos leitos de macrófitas (Kadlec e Wallace, 2009).

Os leitos de macrófitas subsuperficiais com escoamento horizontal são tendencialmente anóxicos ou anaeróbicos. Por outro lado, os leitos de macrófitas resultam de uma instalação experimental recente, podendo a maturação da vegetação ter uma influência significativa.

### Condutividade

A Figura 4.12 apresenta a evolução temporal de condutividade para os diferentes grupos de leitos (Grupo A, Grupo B e Grupo C).



**Figura 4.12 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução da condutividade, para o grupo A, B e C, ao longo do período compreendido entre Novembro de 2009 e Junho de 2010.**

A análise da Figura 4.12 demonstra a estabilidade inerente à condutividade, com um coeficiente de variação de 54,09%. Por outro lado, à medida que a carga orgânica afluente



aumenta, a condutividade também aumenta, ou seja, para o Grupo A, a condutividade média é superior face à condutividade média medida para o Grupo C.

#### 4.4.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE

A apreciação do desempenho dos leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial e de fluxo horizontal no que concerne à qualidade do efluente e eficiência de remoção de poluentes realizou-se através da recolha de amostras de água residual a jusante de cada leito, posteriormente analisadas em laboratório relativamente à Carência Química de Oxigénio (CQO).

##### 4.4.3.1 Influência da vegetação na remoção da CQO (Fase 1)

###### Concentrações da CQO de saída

A Fase 1, compreendida entre 9 de Fevereiro e 13 de Maio de 2010 visou a análise da influência da vegetação na remoção de poluentes. Na Figura 4.13 apresentam-se os resultados obtidos relativos à CQO, durante esse período. Os valores relativos a L7, L8 e L9 (Grupo C) apresentam valores abaixo do limite de detecção para CQO (10 mg/l), tendo sido o valor representado na figura para efeitos de compreensão global.

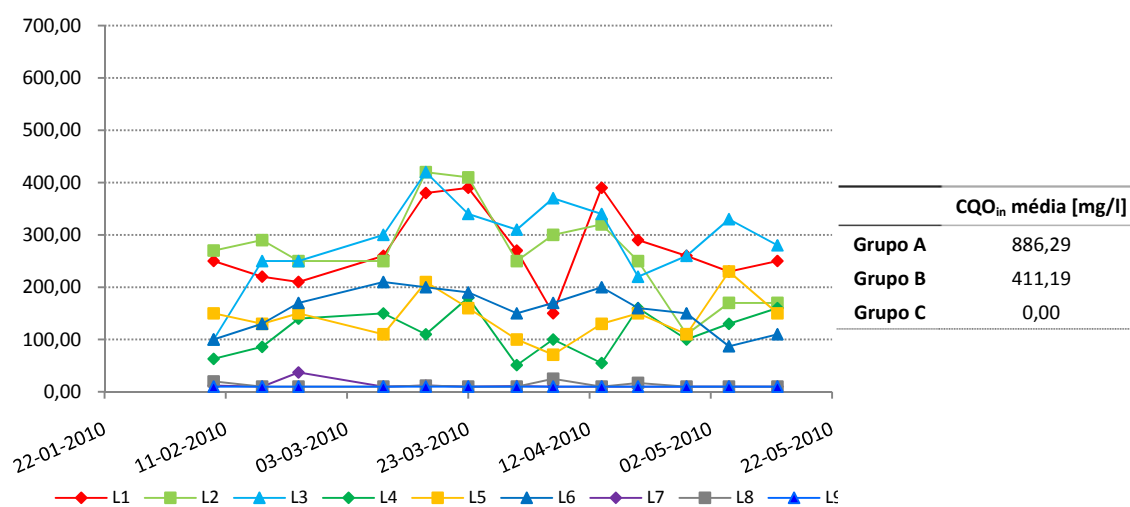


Figura 4.13 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Evolução das concentrações da CQO para os leitos de macrófitas, durante o período compreendido entre 9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010 (Fase 1).

A análise da Figura 4.13 denota a degradação da matéria orgânica no interior dos leitos, denunciada pelo decréscimo da concentração de CQO no efluente face às cargas afluentes, provocando a diminuição do oxigénio dissolvido, patente na Figura 4.9.

A análise da Figura 4.13 evidencia o efeito da aplicação das cargas afluentes. De facto, as concentrações de CQO do Grupo A (L1, L2 e L3) apresentam-se, de forma geral, superiores aos valores equivalentes para os restantes leitos; assim, quanto maior a concentração de CQO afluente, maior é a concentração de CQO na descarga do leito.

No Quadro 4.8 apresentam-se os valores das principais estatísticas do parâmetro CQO, relativos às medições efectuadas na Fase 1, para os leitos estudados.

As medidas de localização incluem a média, mediana, 1º e 3º quartis, enquanto as medidas de dispersão incluem o desvio-padrão, a amplitude, o coeficiente de variação e os valores máximo e mínimo.

**Quadro 4.8 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Principais parâmetros estatísticos descritivos da CQO no efluente descarregado, relativas às medições efectuadas no período compreendido entre 9 de Fevereiro e 13 de Maio de 2010 (Fase 1).**

Leito	Média	Mediana	1º Quartil	3º Quartil	Desvio padrão	Coeficiente de variação	Mínimo	Máximo	Nº de elementos amostra
L1	273,08	260,00	230,00	290,00	73,19	26,80%	150,00	390,00	13,00
L2	266,15	250,00	250,00	300,00	87,99	33,06%	110,00	420,00	13,00
L3	290,00	300,00	250,00	340,00	79,37	27,37%	100,00	420,00	13,00
L4	114,23	110,00	86,00	150,00	42,87	37,53%	51,00	180,00	13,00
L5	142,38	150,00	110,00	150,00	42,90	30,13%	71,00	230,00	13,00
L6	155,92	160,00	130,00	190,00	39,91	25,60%	87,00	210,00	13,00
L7	18,00	12,00	11,75	18,25	12,68	70,42%	11,00	37,00	4,00
L8	12,62	10,00	10,00	12,00	4,91	38,91%	10,00	25,00	13,00
L9	10,00 <sup>1</sup>	10,00 <sup>1</sup>	10,00 <sup>1</sup>	10,00 <sup>1</sup>	0,00	0,00	10,00 <sup>1</sup>	10,00 <sup>1</sup>	13,00

<sup>1</sup>Limite de detecção da CQO.

A variabilidade da CQO à saída de todos os leitos confirma-se através da análise do Quadro 4.8 observando-se coeficientes de variação entre 25,60% e 70,42%. O L7 apresenta variabilidade mais acentuada, face ao L6 para o qual a instabilidade é menos significativa.

#### *Eficiência de remoção*

No Quadro 4.9 apresentam-se as médias obtidas para cada parâmetro e em cada leito, assim como as eficiências de remoção correspondentes.

**Quadro 4.9 - Concentrações médias de entrada e de saída dos leitos estudados relativos à CQO. Eficiências de remoção para os diferentes leitos durante a Fase 1 (9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010)**

Leito	Grupo	Espécie	CQOin [mg/l]	CQOout [mg/l]	Eficiência [%]
L1	A	s.p.	886,29	273,08	69,2
L2	A	<i>Scirpus h.</i>	886,29	266,15	70,
L3	A	<i>Phragmites a.</i>	886,29	302,31	65,9
L4	B	<i>Phragmites a.</i>	411,19	112,92	72,6
L5	B	<i>Scirpus h.</i>	411,19	142,38	65,4
L6	B	s.p.	411,19	155,92	62,1
L7	C	<i>Phragmites a.</i>	0	18	-
L8	C	s.p.	0	12,62	-
L9	C	<i>Scirpus h.</i>	0	0	-

s.p. – sem plantas

Globalmente, o Quadro 4.9 demonstra a existência de eficiências de remoção inferiores às apresentadas no Capítulo 2 (Quadro 2.2), associadas a cada leito para leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial horizontal.

Denota-se o acréscimo ligeiro de remoção da CQO em todos os leitos plantados em comparação com os leitos desprovidos de plantas (L1, L6 e L8). É geralmente aceite que os leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial com fluxo horizontal plantadas melhoram a remoção de CQO devido a uma combinação de mecanismos favorecidos pelas plantas (Soto et al., 1999; Stottmeister et al., 2003), nomeadamente devido a factores como o crescimento de biofilmes na superfície da raiz, absorção de certos orgânicos poluentes ou o potencial de arejamento das plantas.

A análise inter-grupos permite inferir que, de uma maneira geral, os valores médios da eficiência de remoção da CQO são superiores no Grupo A (L1, L2 e L3) face aos valores médios apresentados pelo Grupo B (L4, L5 e L6). No entanto, não nos permite qualificar os efeitos absolutos no desempenho do sistema.

De acordo com o Quadro 4.2, os leitos de macrófitas L1 e L6 não apresentam vegetação constituinte e diferem na concentração da CQO afluente. O L1 pertence ao Grupo A, pelo que apresenta uma carga afluente superior ao L6 (pertencente ao Grupo B).

Aparentemente, um aumento da concentração de CQO afluente em LM-ESSH desprovidos de vegetação e em leitos constituídos pela espécie de macrófitas emergentes *Scirpus* provoca um aumento da eficiência de remoção da CQO. No entanto, em leitos constituídos pela espécie *Phragmites australis* a eficiência de remoção da CQO parece aumentar com a diminuição da concentração da CQO afluente. Tais resultados permitem inferir acerca do melhor desempenho, aqui no sentido de maior remoção da CQO, da espécie de macrófitas emergentes *Phragmites australis* a concentrações inferiores (300 a 500 mg/l) face à espécie *Scirpus* que parece mais adequada a concentrações superiores (700 a 1000 mg/l).

Por outro lado, a vantagem da utilização da espécie *Scirpus* face à não utilização de vegetação constituinte em leitos subsuperficiais com fluxo horizontal aparenta não ser significativa, com base nas eficiências de remoção apresentadas.

No entanto, a reduzida diferença entre estas duas condições pode dever-se ao lento desenvolvimento observado nas plantas.

### *Remoção mássica*

A remoção mássica representa uma medida de desempenho absoluto em leitos de macrófitas, ou seja, representa o valor efectivo de massa de CQO retida pelos leitos, por unidade de área.

**Equação 4.1 – Instalação experimental de leitos de macrófitas. Expressão da remoção mássica.**

$$\text{Remoção mássica [g/(dia} \cdot \text{m}^2\text{)]} = C_{CQOin} - C_{CQOout}$$

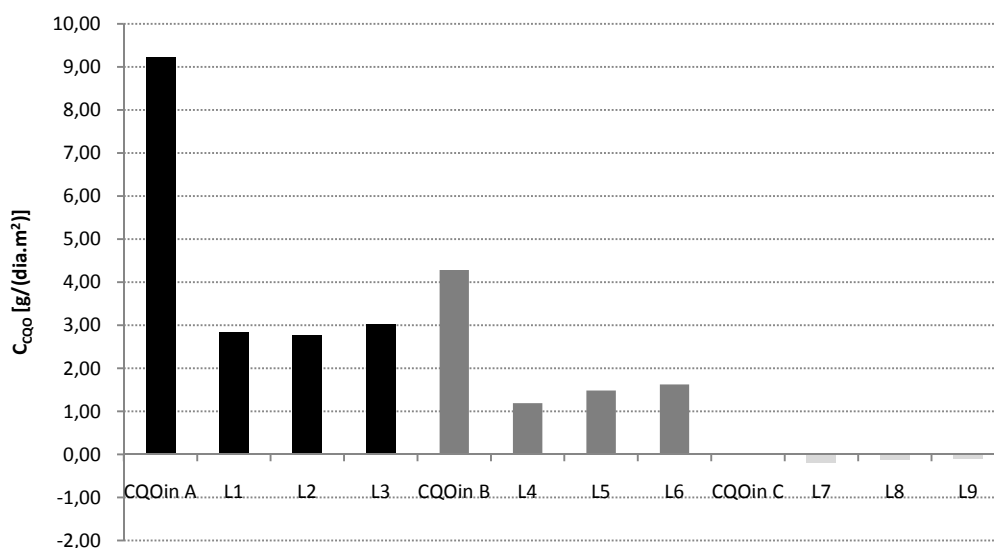
Onde  $C_{CQOin}$  representa a carga mássica aplicada aos leitos e  $C_{CQOout}$  a carga mássica efluente ( $\text{g/(dia} \cdot \text{m}^2\text{)}$ ).

Conforme a Equação 4.1, determinou-se a remoção mássica média associada a cada leito relativamente à Fase 1. Os valores de remoção mássica associados a cada leito de macrófitas encontram-se dispostos no Quadro 4.10.

A Figura 4.14 apresenta uma representação gráfica das cargas mássicas, para os leitos de macrófitas da instalação experimental, incluindo os valores à entrada de cada leito (alimentação).

**Quadro 4.10 – Remoção mássica associada a cada leito de macrófitas. Cargas mássicas de entrada e de saída. Fase 1.**

Leito	$C_{CQOin}$ [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]	$C_{CQOout}$ [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]	Remoção mássica [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]
L1	9,23	2,84	6,39
L2	9,23	2,77	6,46
L3	9,23	3,02	6,21
L4	4,28	1,19	3,09
L5	4,28	1,48	2,80
L6	4,28	1,62	2,66
L7	0,00	0,19	-0,19
L8	0,00	0,13	-0,13
L9	0,00	0,10	-0,10



**Figura 4.14 – Cargas mássicas de entrada ( $C_{CQOin A}$  e  $C_{CQOin B}$ ) e saída da CQO nos leitos L1, L2 e L3 (Grupo A), nos leitos L4, L5 e L6 (Grupo B) e nos leitos L7, L8 e L9 (Grupo C). Fase 1 (9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010).**

A análise do Quadro 4.10 demonstra a variação induzida pelas cargas orgânicas afluentes, na remoção mássica global dos leitos. Com efeito, a diferença entre a remoção mássica associada a cada grupo de leitos é expressiva, com valores entre -0,19 e 6,46 g/ (dia.m<sup>2</sup>).

A análise da Figura 4.14 e do Quadro 4.10 demonstra os efeitos da variabilidade da carga mássica de entrada de CQO na carga mássica na secção de saída. Com efeito, a redução efectiva da carga mássica de saída a par com a diminuição de carga mássica de entrada de CQO está patente nos valores apresentados.

O Grupo C apresenta valores de CQO à saída abaixo do limite de quantificação, o que juntamente com a carga nula afluyente pode indicar uma contribuição positiva de biomassa no interior do leito.

#### *Análise de significância estatística*

Tendo-se observado que dentro de cada grupo as diferenças de remoção mássica são apenas ligeiras, considerou-se adequada proceder a uma análise estatística mais detalhada, de forma a analisar a significância estatística respectiva.

Assim, e para cada grupo, procedeu-se à comparação das médias da concentração de saída de cada leito através do método ANOVA associado a testes Post-Hoc de comparações múltiplas. A selecção dos testes indicados foi efectuada após se ter verificado a normalidade e homogeneidade das variâncias. A probabilidade de significância admitida, designada correntemente por *p – value*, foi de 5% para todos os testes, pelo que as diferenças entre médias só são consideradas significativas se *p – value* < 0,05.

No Quadro 4.11 apresenta-se os resultados de p-value para cada grupo.

**Quadro 4.11 - Instalação experimental de leitos de macrófitas. Resultados de Anova para testar a diferença entre as concentrações da CQO à saída de cada leito.**

Factor	Sem plantas	<i>Phragmites australis</i>	<i>Scirpus holoschoenus</i>
Grupo A			
Sem plantas		0,844	1,000
<i>Phragmites australis</i>			0,629
<i>Scirpus holoschoenus</i>			
Grupo B			
Sem plantas		0,434	0,999
<i>Phragmites australis</i>			0,870
<i>Scirpus holoschoenus</i>			
Grupo C			
Sem plantas		1,000	1,000
<i>Phragmites australis</i>			1,000
<i>Scirpus holoschoenus</i>			

Da análise do Quadro 4.11, pode-se concluir que a remoção mássica associada aos leitos do Grupo A (L1, L2 e L3) não apresenta diferenças significativas entre os leitos (*valor p* > 0,05). Assim, para a carga mássica de CQO da secção de entrada 9,23 g/ (dia.m<sup>2</sup>) (*C<sub>CQOin A</sub>*), a presença de vegetação não é significativa.

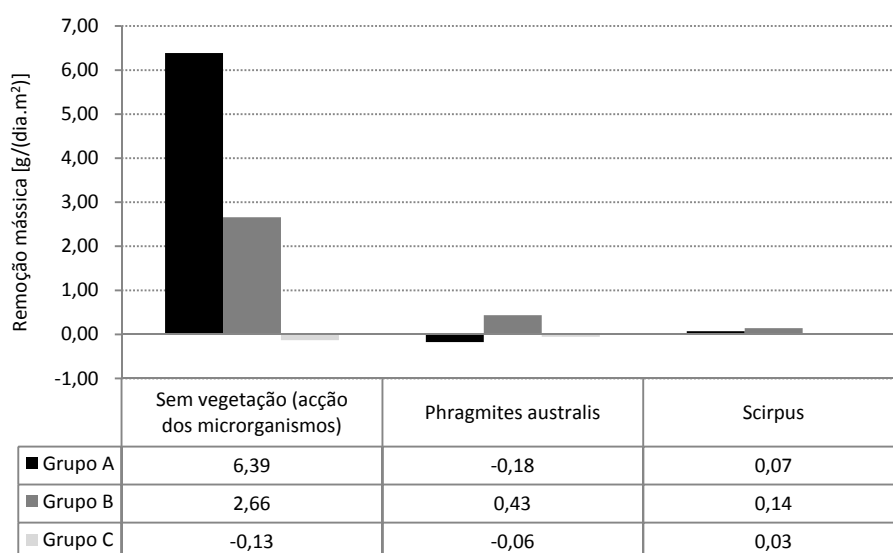
Por outro lado, a remoção mássica é decrescente na série L4-L6. O leito desprovido de vegetação, L6, apresenta a maior carga mássica de saída de CQO face aos leitos L4 e L5, embora não significativamente superior (*valor p* > 0,05).

No Grupo C as diferenças não foram igualmente significativas.

## A contribuição da vegetação

Tendo-se verificado, da análise anteriormente apresentada, que a influência da vegetação não seria significativa, procedeu-se a uma análise adicional da contribuição da vegetação para o processo de remoção da CQO. O procedimento adoptado parte do pressuposto que a remoção de carga mássica nos leitos desprovidos de vegetação é devida à formação de biofilme e portanto à presença de microrganismos. Assim, toma-se esse valor como padrão para a remoção de carga orgânica devida a microrganismos nos leitos constituídos por vegetação, tendo por base o método usado por Camacho et al. (2007). Aplicando a metodologia desenvolvida por estes autores, a diferença entre a carga mássica removida nos leitos plantados e a carga mássica removida nos leitos sem plantas pode ser considerado um indicador do efeito da vegetação na decomposição da matéria orgânica. Pretende-se assim aferir a contribuição das plantas na remoção da CQO em LM-ESSH.

A Figura 4.15 representa a remoção mássica associada aos microrganismos e a cada espécie de macrófitas presentes em cada grupo, A, B e C, de acordo com esta metodologia.



**Figura 4.15 – Remoção mássica média de CQO associada a cada espécie de macrófitas e aos microrganismos (leitos sem vegetação) para cada Grupo (Grupo A, Grupo B e Grupo C). Fase 1 (9 de Fevereiro a 13 de Maio de 2010).**

A análise da Figura 4.15 permite observar uma redução da remoção mássica conforme a diminuição da carga mássica afluente ao sistema quando na ausência de vegetação, evidenciada na série sem vegetação que representa a acção dos microrganismos (a carga mássica afluente diminui do Grupo A para o Grupo C). Com efeito, o aumento de cargas afluentes potencia o crescimento dos microrganismos, elevando a carga mássica efectiva removida (Ragusa et. al., 2004). Por outro lado, existe um limite máximo de biomassa removida para um dado leito, correspondente ao máximo de microrganismos activos que o leito pode dispor (Galvão, 2009).

Na análise da contribuição da vegetação, para leitos colonizados com *Phragmites australis*, verifica-se uma maior remoção mássica para o Grupo B (cargas intermédias), face ao Grupo A

e Grupo C. De facto, tanto nos grupos A como C a influência da vegetação foi, aparentemente, negativa. No entanto, dado que os valores obtidos foram muito próximos de zero, será mais seguro concluir que a presença de *Phragmites australis* não exerceu efeito significativo no tratamento, apoiando as conclusões anteriormente apresentadas. Esta situação, pode dever-se ao fraco desenvolvimento da vegetação durante o período de monitorização.

Para os leitos colonizados com *Scirpus holoschoenus*, verifica-se uma remoção mássica superior no Grupo B. No entanto, os reduzidos valores registados para a contribuição da vegetação conduzem a uma situação semelhante à registada para *Phragmites australis* (influência pouco significativa), mantendo-se as considerações anteriormente apresentadas.

#### **4.4.3.2 Variabilidade das cargas afluentes (Fase 2 e Fase 3)**

A Fase 2, compreendida entre 17 de Maio e 24 de Junho de 2010 visou o estudo dos efeitos da variabilidade de cargas afluentes na remoção de poluentes. A Fase 3 dá seguimento à Fase 2, correspondendo ao estabelecimento de condições “normais” de operação. Durante a Fase 2 e início da Fase 3, a recolha de amostras em cada leito para análise de CQO foi efectuada com frequência bissemanal, de forma a melhor detectar variações no comportamento dos leitos.

Na Figura 4.16 e Figura 4.16 apresentam-se os resultados obtidos relativos à CQO, durante o período correspondente à Fase 2 e Fase 3, respectivamente.

No grupo B não foi possível um estudo efectivo do efeito do aumento de concentrações, uma vez que a variabilidade inerente à preparação do efluente sintético utilizado na alimentação conduziu a valores médios de CQO inferiores aos esperados e bastantes próximos dos obtidos na Fase 1 (aumento de apenas 7%).

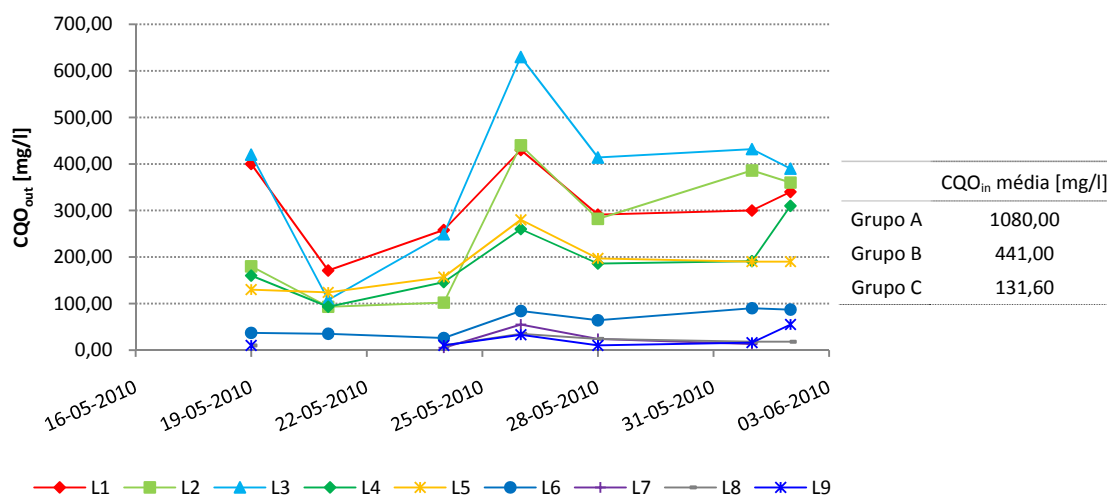


Figura 4.16 - Evolução temporal da concentração da CQO na secção de saída, para os leitos L1-L9. Fase 2 (17 de Maio a 2 de Junho de 2010).

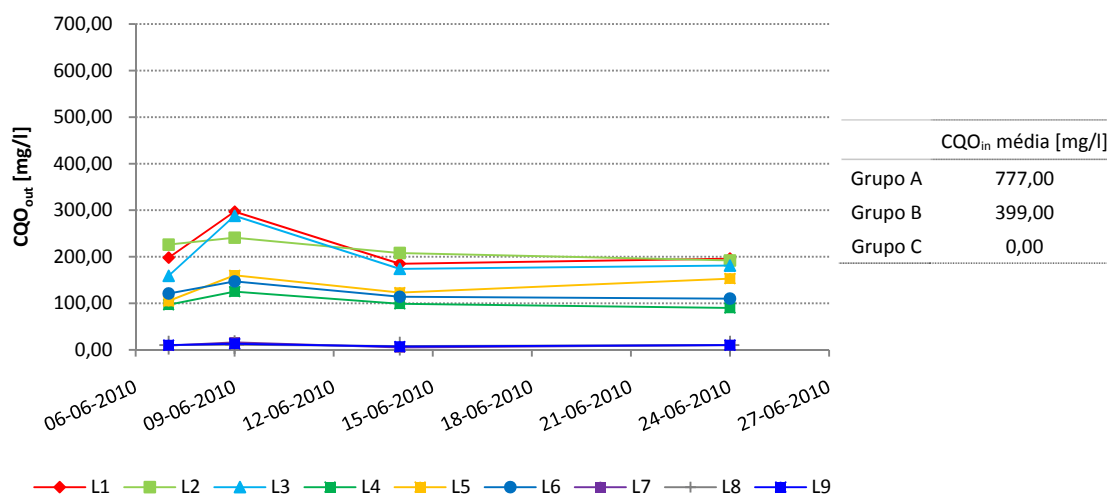


Figura 4.17 - Evolução temporal da concentração da CQO na secção de saída, para os leitos L1-L9. Fase 3 (7 de Junho a 24 de Junho de 2010).

A análise da Figura 4.16 permite verificar a variabilidade da concentração de CQO à saída dos leitos de macrófitas ao longo da Fase 2 e o seu aumento face à Fase 1.

Embora a carga orgânica afluenta tenha sido constante durante a totalidade do ensaio, o ajustamento do leito a cargas orgânicas afluentes superiores ocorre durante a primeira semana, razão pela qual as eficiências de remoção de CQO dos leitos não aumentam logo. Com efeito, no final do mês de Maio verificou-se um aumento de concentração da CQO à saída da generalidade dos leitos.

Por outro lado, a análise da Figura 4.17 denota influência da Fase 2, sendo a variabilidade inicial devida ao tempo de retenção hidráulico, de aproximadamente de sete dias. Com efeito, a partir de meados de Junho, as concentrações de CQO aparentam estabilizar para valores



semelhantes àqueles verificados durante a Fase 1. Ainda assim, seria necessário um período de monitorização mais prolongado para corroborar tais inferências.

A remoção mássica representa uma medida de desempenho absoluto em leitos de macrófitas, sendo a seu estudo útil para analisar o comportamento dos leitos de macrófitas.

**Quadro 4.12 - Remoção mássica associada a cada leito de macrófitas. Cargas mássicas de entrada e de saída. Fase 2.**

Leito	$C_{CQOin}$ [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]	$C_{CQOout}$ [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]	Remoção mássica [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]
L1	11,25	3,26	7,99
L2	11,25	2,74	8,51
L3	11,25	3,93	7,32
L4	4,59	2,00	2,59
L5	4,59	1,89	2,71
L6	4,59	0,63	3,96
L7	1,37	0,25	1,12
L8	1,37	0,25	1,12
L9	1,37	0,36	1,01

Para a carga afluyente de CQO de 11,25 g/(dia.m<sup>2</sup>) no Grupo A, a vegetação não se afigura essencial, bem como para a carga afluyente de 4,59 g/(dia.m<sup>2</sup>) (Grupo B).

O Grupo C apresentou remoções mássicas positivas durante a Fase 2, apesar da alimentação durante a Fase 1 ter sido exclusivamente com água potável. A resposta rápida dos leitos L7, L8 e L9 ao aumento das cargas orgânicas afluentes poderá indicar a presença de uma comunidade microbiana estabelecida durante a alimentação apenas com água. De facto, este fenómeno assemelha-se ao verificado em filtros de areia utilizados na produção de água potável, tal como descrito em Urfer e Huck (2001). Devido ao menor número de resultados obtidos e apesar de não se verificar diferença entre os leitos com vegetação e sem vegetação, não será unívoco afirmar a indiferença da presença das macrófitas nos leitos.

A remoção mássica da CQO, durante a Fase 3 foi calculada com base nos valores referentes ao fim do período, os quais não apresentam influência da Fase 2. O Quadro 4.13 apresenta a remoção mássica associada a cada leito de macrófitas, para a Fase 3.

**Quadro 4.13 - Remoção mássica associada a cada leito de macrófitas. Cargas mássicas de entrada e de saída. Fase 3.**

Leito	$C_{CQOin}$ [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]	$C_{CQOout}$ [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]	Remoção mássica [g/ (dia.m <sup>2</sup> )]
L1	8,09	1,98	6,11
L2	8,09	2,08	6,01
L3	8,09	1,85	6,24
L4	4,16	1,07	3,09
L5	4,16	1,41	2,75
L6	4,16	1,28	2,88
L7	0,00	0,10	-0,10
L8	0,00	0,10	-0,10
L9	0,00	0,10	-0,10

De acordo com o Quadro 4.13 e o Quadro 4.10 verifica-se que os valores de remoção mássica apresentam-se semelhantes à Fase 1, embora com cargas afluentes mais baixas.

A análise global dos resultados de monitorização dos leitos de macrófitas à escala piloto, em termos temporais e de resposta às descargas adicionais na Fase 2, pretendeu demonstrar a influência das cargas afluentes no aumento das concentrações de CQO à saída dos leitos.

De modo geral, a preponderância dos microrganismos na remoção mássica da CQO face à vegetação é evidenciada. Com efeito, em todas as fases do presente estudo, para cargas afluentes superiores os microrganismos apresentam um ligeiro aumento da remoção mássica da CQO. Assim, poderá influir-se que a ausência de vegetação não diminui o desempenho dos leitos em termos de remoção mássica.

#### **4.4.3.3 Expressões simplificadas para estimativa de cargas orgânicas no efluente**

A realização de ensaios controlados em ambiente laboratorial permite frequentemente o estabelecimento de equações que relacionam as condições de entrada e saída, por recurso à regressão linear dos resultados obtidos.

As expressões correntemente descritas na literatura consideram ajustamentos em termos de parâmetros mais frequentemente monitorizados, nomeadamente CBO<sub>5</sub>, CQO e SST.

No presente estudo, a análise global dos resultados da Fase 1 permitiu identificar a influência da carga mássica afluente sobre a carga mássica removida. Neste contexto, procedeu-se ao cálculo de equações de regressão entre estas duas variáveis, de forma a analisar a correlação existente.

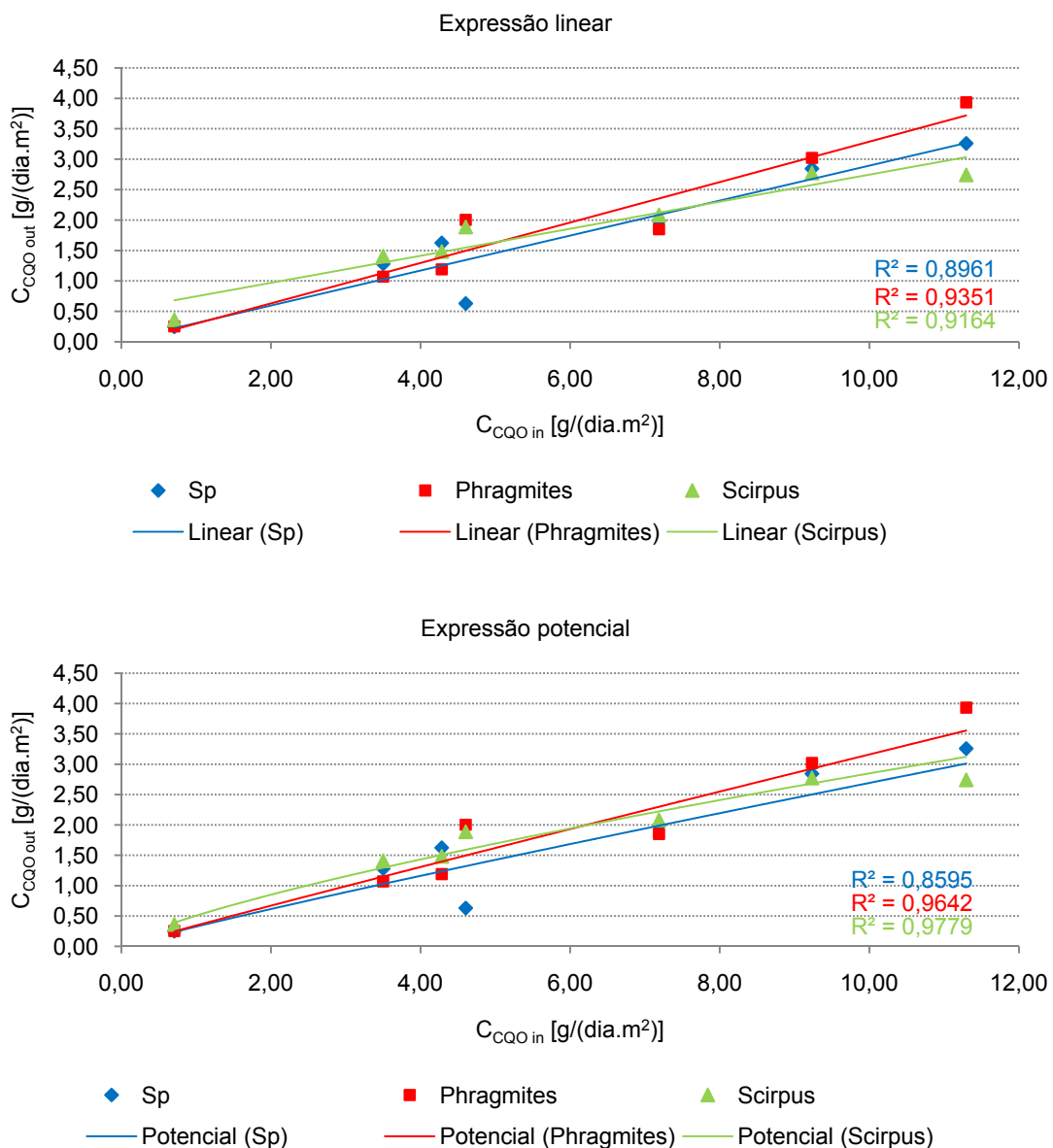
O ajuste foi efectuado para três expressões distintas, designadamente as seguintes:

- Linear, sob a forma geral  $C_{CQOout} = a_1 C_{CQOin} + b_1$ ;
- Potencial, sob a forma geral  $C_{CQOout} = a_2 C_{CQOin}^{b_2}$ ;
- Exponencial, sob a forma geral  $C_{CQOout} = a_3 \ln C_{CQOin} + b_3$ .

sendo  $a_i$  e  $b_i$  com  $i \in [1, 2 \text{ e } 3]$ , os parâmetros associados a cada expressão.

O ajuste a cada uma das expressões apresentadas foi efectuado para os leitos sem vegetação (Sp), leitos plantados com *Phragmites australis* (*Phragmites*) e leitos plantados com *Scirpus holoschoenus* (*Scirpus*).

Os resultados obtidos encontram-se apresentados na Figura 4.18, juntamente com o coeficiente de determinação, que constitui uma medida do ajuste. As expressões obtidas são apresentadas no Quadro 4.14. Foram igualmente considerados os valores calculados para Fase 3, dado que correspondem a condições de operação equivalentes à Fase 1.



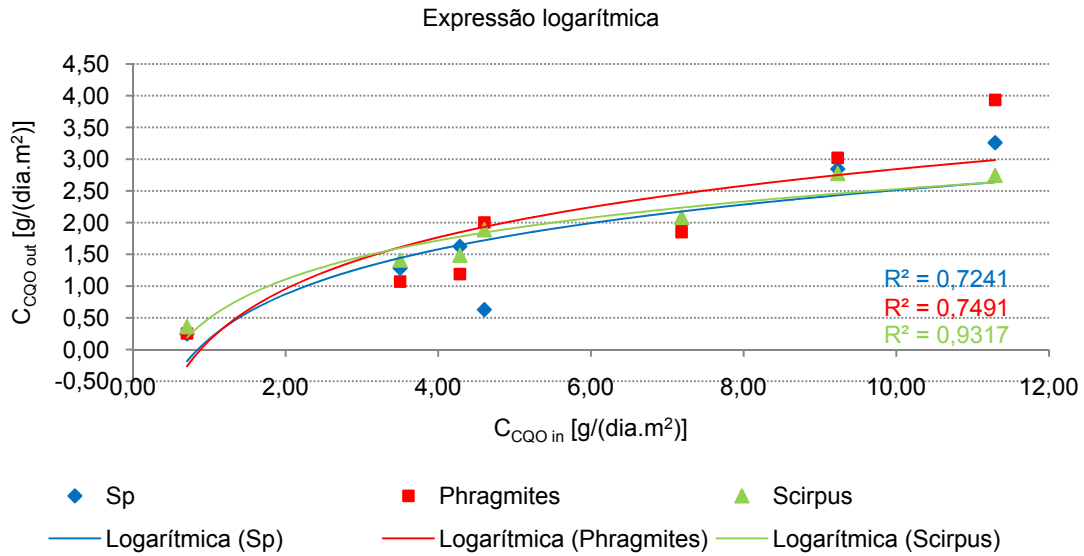


Figura 4.18 – Carga mássica efluente em função da carga mássica afluente, em CQO. Ajuste a rectas de regressão lineares, potenciais e logarítmicas.

Quadro 4.14 - Equações de regressão da CQO: parâmetros do ajuste e coeficiente de determinação.

Expressão	R <sup>2</sup>	a <sub>i</sub>	b <sub>i</sub>
Sem plantas			
$C_{CQOout} = a_1 C_{CQOin} + b_1$	0,8961	0,2872	0,0212
$C_{CQOout} = a_2 C_{CQOin}^{b_2}$	0,8595	0,3254	0,9177
$C_{CQOout} = a_3 \ln C_{CQOin} + b_3$	0,7241	1,0184	0,1668
Leitos plantados com <i>Phragmites australis</i>			
$C_{CQOout} = a_1 C_{CQOin} + b_1$	0,9351	0,3323	-0,0346
$C_{CQOout} = a_2 C_{CQOin}^{b_2}$	0,9642	0,3435	0,9639
$C_{CQOout} = a_3 \ln C_{CQOin} + b_3$	0,7491	1,1731	0,1415
Leitos plantados com <i>Scirpus holoschoenus</i>			
$C_{CQOout} = a_1 C_{CQOin} + b_1$	0,9351	0,2221	0,5250
$C_{CQOout} = a_2 C_{CQOin}^{b_2}$	0,9779	0,5054	0,7511
$C_{CQOout} = a_3 \ln C_{CQOin} + b_3$	0,9164	0,2221	0,5250

A observação das equações de regressão obtidas permite identificar expressões do tipo potencial como mais adequadas para a estimação dos resultados obtidos, nomeadamente em leitos colonizados com vegetação. Por outro lado, em leitos desprovidos de vegetação, a expressão linear parece traduzir com mais rigor os resultados obtidos.

## 5 Conclusões e trabalho futuro

---

A presente dissertação apresentou como objectivo fundamental o estudo das possíveis diferenças de desempenho de leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial horizontal (LM-ESSH) com plantas de espécies distinta na remoção de Carência Química de Oxigénio (CQO). Foi igualmente analisado o efeito da variabilidade de cargas orgânicas afluentes.

As espécies de macrófitas utilizadas foram a *Phragmites australis* e *Scirpus holoschoenus* tendo o estudo sido efectuado numa instalação piloto pretendendo ser um contributo para o conhecimento daquelas espécies enquanto componentes de sistemas do tipo LM-ESSH para a remoção da CQO.

Durante a Fase 1 do presente estudo, pretendeu-se avaliar a influência das plantas na remoção de matéria orgânica em leitos de macrófitas do tipo ESSH. A análise estatística revelou que não há diferenças significativas de desempenho entre a espécie *Phragmites australis* e *Scirpus holoschoenus*, no que respeita à remoção da CQO. As eficiências médias de remoção variaram entre 62% (leito sem vegetação) e 70% (leito com *Scirpus holoschoenus*). Os valores obtidos são, de forma geral, inferiores às eficiências de remoção de CQO para outros estudos (Solano et al., 2004; García et al., 2005; El Hamouri et al., 2007), o que pode dever-se ao facto de a instalação piloto utilizada se apresentar ainda no primeiro ciclo vegetativo.

Para picos de afluência de cargas orgânicas, durante a Fase 2 do estudo, os leitos de macrófitas apresentaram valores superiores de CQO à saída, face à Fase 1.

Durante a Fase 3 onde foram restabelecidas as condições da Fase 1, verificou-se influência dos picos de afluência nas primeiras duas semanas, sendo que após a estabilização, as remoções mássicas obtidas apresentam-se semelhantes àquelas obtidas na Fase 1. Os efeitos subjacentes foram detectados até 2 semanas depois (Fase 3), embora os picos de afluência tenham durado apenas cerca de 2 semanas (Fase 2). Com efeito, para condições singulares de afluência, a vegetação não se afigurou essencial para a remoção mássica de CQO.

O Grupo C foi alimentado durante a Fase 1 exclusivamente com água potável, tendo sido administradas cargas orgânicas a estes leitos durante a Fase 2, que demonstraram remoções mássicas efectivas de CQO. Com efeito, poderá afirmar-se a presença de uma comunidade microbiana formada durante a Fase 1 que oferece tratamento em função da carga aplicada.

O estudo das cargas mássicas permitiu ilações acerca do efeito absoluto da presença da vegetação em LM-ESSH na remoção de CQO. Para avaliar a remoção mássica efectiva de CQO efectuada por *Phragmites australis* e *Scirpus holoschoenus* e tendo por base o método usado por Camacho et al. (2007), foram calculadas as cargas mássicas removidas, tendo-se verificado que a contribuição da vegetação não foi significativa. Esta situação pode resultar também do facto as plantas utilizadas não terem completado ainda um ciclo vegetativo, durante a realização do estudo.

Face às diversas considerações apresentadas, sugerem-se diversas acções ou estudos futuros neste domínio, dando continuidade ao estudo de sistemas do tipo LM-ESSH. De acordo com o estudo efectuado, será imperativo aumentar o período de monitorização da Fase 3 para mais dois meses para avaliar a tendência geral dos leitos de macrófitas, uma vez que se tratam de sistemas naturais, apresentando uma variabilidade inerente. O período de monitorização deve ter em conta o ciclo vegetativo das espécies de macrófitas utilizadas de forma a avaliar os efeitos da maturação no desempenho dos leitos em termos da remoção da CQO.

Por outro lado, a realização de estudos em leitos de macrófitas à escala piloto, que contemplam condições de funcionamento distintas das analisadas, designadamente outras espécies de macrófitas, tempos de retenção diferentes ou outro tipo de efluentes. A medição da biomassa sobre e sob a superfície do leito nas raízes, rizomas e partes aéreas das plantas afigura-se uma investigação igualmente relevante, permitindo analisar a influência de diferentes espécies de macrófitas e a seus efeitos na remoção de matéria orgânica em sistemas do tipo LM-ESSH.

## Bibliografia

---

**Ailstock, M. S., Norman, C. M. e Bushmann, P.J. 2001.** Common reed *Phragmites australis* control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology*. 2001.

**Ailstock, M. Stephen. 2010.** Adaptive Strategies of Common Reed *Phragmites australis*. *Anne Arundel Community College*. [Online] 2010. [Cited: Maio 5, 2010.] <http://www.aacc.edu/envcenter/file/adaptivestrategiesphragmitesaustralis.pdf>.

**Akratos, C. e Tsihrintzis, V. 2007.** Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 2007, Vol. 29, pp. 173-191.

**Ansola, G.; González, J.; Cortijo, R.; Luis, E. 2003.** Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. *Ecological Engineering*. 2003, Vol. 21, pp. 43–52.

**Armstrong, J. e Armstrong, W. 1988.** *Phragmites australis*-A Preliminary Study of Soil-Oxidizing Sites and Internal Gas Transport Pathways. *New Phytologist Trust 108*. 1988, pp. 373-382.

**Arnon, D. I. e Stout, P. R. 1939.** The essentiality of certain elements in minute quantities for plants with special reference to copper. *Plant Physiology*. 1939, Vol. 14, pp. 371-375.

**Baptista, J. C. 2003.** *Microbial Communities in subsurface flow wetlands*. Maio 8-10, Lisboa : Fundação Calouste Gulbenkian, 2003. pp. 265-272.

**Barrett, E., Sobsey, M.; House, C. e White, K. 2001.** Microbial indicator removal in onsite constructed wetlands for wastewater treatment in the southeastern U.S. *Water Science and Technology*. 2001, Vols. 44 (11-12), pp. 177–182.

**Bastian, R. K. e Hammer, D. A. 1993.** The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. [book auth.] G. A. Moshiri. *Constructed wetlands for water quality improvement*. United States of America : CRC Press, Inc., 1993, pp. 59-110.

**Bederski, O.; Kusch, P.; Kappelmeyer, U.; Kastner, M.; Muller, R.A.; Moormann, H.; Stottmeister, U.; Wießner, A. 2003.** *Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment*. Leipzig, Germany : Elsevier Inc., 2003. Artigo Científico.

**Berland, J. e Cooper, P. 2001.** *Guia de Processos Extensivos de Tratamento de Águas Residuais Adaptados a Pequenas e Médias Aglomerações (500-5000 hab.)*. Luxemburgo : Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, 2001.

**Brix, H. e Schierup, H.-H. 1989.** The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*. 1989, Vol. 18 (2), pp. 100-107.

- Brix, H. 1994.** Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science Technology*. 1994, Vol. 29, pp. 71-78.
- Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S. e Castro, P. M. L. 2007.** Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*. 2007, Vol. 41, pp. 1790 – 1798.
- Camacho, J. V.; Martinez, A.; Gómez, R. G.; Sanz, J. M. 2007.** A Comparative Study of Five Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands using Different Plant Species for Domestic Wastewater Treatment. *Environmental Technology*. 2007, Vol. 28 (12), pp. 1333 - 1343.
- Camargo, F.A.O., Santos, G.A., Rossiello, R.O.P. 1993.** Produção de ácidos orgânicos voláteis pela planta de arroz sob condições anaeróbias. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 1993, Vol. 17 (3), pp. 337-342.
- Caselles-Osorio, A. e García, J. 2007a.** Effect of physico-chemical pre-treatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution*. 2007a, Vol. 146 (1), pp. 55-63.
- Caselles-Osorio, A. e Garcia, J. 2007b.** Impact of different feeding strategies and plant presence of shallow horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment*. 2007b, Vol. 378 (3), pp. 253-262.
- Cronk, J. K. e Fennessy, M. S. 2001.** *Wetlands plants. Biology and Ecology*. BocaRaton, Florida : Lewis Publishers, 2001.
- Dias, V.; Inácio, M.; Pacheco, P.; Lopes, J.; Correia, P.; Soutinho, E. 2000.** Fito-ETAR's: Pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. *Águas e Resíduos*. 2000, Vol. 12.
- El Hamouri, B.; Nazih, N. e Lahjouj, J. 2007.** Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*. 2007, Vol. 215, pp. 153-158.
- EPAL.** (s.d.). EPAL. Obtido em Setembro de 2010, de EPAL-Resultados das análises: <http://www.epal.pt/epal/Analises.aspx?area=281&sub=409&loc=L&niv=412&menu=413>
- FBDS. 2006.** *Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos*. Rio de Janeiro, Brasil : FBDS - Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 2006.
- Galvão, A. 2009.** Comportamento Hidráulico e Ambiental de Zonas Húmidas Construídas para o Tratamento de Águas Residuais. *Tese de Doutorado*. IST, Lisboa : s.n., 2009.
- Gambrell, R.P. e Patrick, W.H. 1978.** Chemical and microbiological characteristics of wetland soils and sediments. [book auth.] D. D. Hook and R. M. Crawford. *Plant Life in Anaerobic Environments*. Ann Arbor, MI : Ann Arbor Science Publishers, 1978.
- García, J.; Aguirre, P.; Barragán, J.; Mujeriego, R.; Matamoros, V. e Bayona, J. 2005.** Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 2005, Vol. 25 (4), pp. 405-418.



- Gómez Cerezo, R., Suárez, M. L. e Vidal-Abarca, M. R. 2001.** The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering*. 2001, Vol. 16, pp. 501–517.
- Greenwood, D.J. 1961.** *The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soil.* s.l. : Plant Soil, 1961. pp. 360-376. Vol. 14.
- Haberl, R., Mayer, H. e Perfler, R. 1995.** Construted Wetlands in Europe. *Water Science and Technology*. 1995, Vol. 32 (3), pp. 305–315.
- Hagendorf; U.; Diehl, K.; Feuerpfeil, I.; Hummel, A.; Lopez-Pila, J.; Szewzyk, R. 2005.** Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Water Research*. 2005, Vol. 39, pp. 4849-4858.
- Hench, K.; Bissonnette, G.; Sexstone, A.; Coleman, J.; Garbutt, K. e Skousen, J. 2003.** Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*. 2003, Vol. 37, pp. 921-927.
- Huett, D.O.; Morris, S.G.; Smith, G.; Hunt, N. 2005.** Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water Research, Volume 39, Issue 14.* September 2005, Vol. 39 (14), pp. 3259-3272.
- Jorgensen, S. E., Mbwette, T. S. A. e Katima, J. H. Y. 2001.** *Application of wetland systems and waste stabilization ponds in water pollution control.* s.l. : Dar es Salaam: Institute of Kiswahili Research, 2001.
- Kadlec, R. e Knight, R. 1996.** *Treatment Wetlands.* Chelsea, MI, U.S.A. : Lewis Publishers, 1996.
- Kadlec, R. H. e Wallace, S. D. 2009.** *Treatment Wetlands .* U.S.A. : CRC Press, 2009.
- Kadlec, Robert H.; Knight, Robert L.; Vymazal, Jan; Brix, Hans; Cooper, Paul; Haberl, Raimund. 2000.** *Constructed Wetlands for Pollution Control - Processes, performance, design and operation.* London : IWA Publishing, 2000. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, Scientific and Technical Report N°8.
- Karathanasis, A., Potter, C. e Coyne, M. 2003.** Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*. 2003, Vol. 20, pp. 157-169.
- Keffala, C. e Ghrabi, A. 2005.** Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. *Desalination*. 2005, Vols. 185 (1-3), pp. 383-389.
- Konnerup, D., Koottatep, T. e Brix, H. 2008.** Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. *Ecological Engineering*. Abril 17, 2008, Vol. 35 (2), pp. 248-257.
- Langergraber, G. 2008.** Modeling of Processes in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Review. *Vadose Zone Journal*. 2008, Vol. Volume 7 (2).

- Lee, B.-H. e Scholz, M. 2007.** What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecological Engineering*. 2007, Vol. 29, pp. 87–95.
- Madsen, T. V. e Brix, H. 1997.** Growth, photosynthesis and acclimation by two submerged macrophytes in relation to temperature. *Oecologia*. 1997, Vol. 110 (3), pp. 320-327.
- Metcalf e Eddy. 2002.** Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th Edition, McGraw Hill, 2002.
- MAOT. 2000.** *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais*. Lisboa : Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, 2000.
- MAOTDR. 2007.** *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais*. Lisboa: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2007.
- Matos, J.; Galvão, A.; Carreira, M.; Ferreira, F.; Antunes, S.; Castro, D. 2007.** *Small wastewater systems in Portugal: current situation and trends for the future*. Sevilha, 12-15 Novembro : s.n., 2007.
- Nopens, I., Capalozza, C. e Vanrolleghem, P. 2001.** *Technical report: Stability analysis of a synthetic municipal wastewater*. Gent, Bélgica : University of Gent, 2001.
- Oliveira, J. M. 2008.** Estudo da Influência do Material de Enchimento na Remoção de Matéria Orgânica, Azoto e Sólidos em Leitões de Macrófitas do Tipo ESSH. *Tese de Mestrado*. Lisboa : Faculdade de Ciências e Tecnologia, 2008.
- Pearcy, R. W., Berry, J. A. e B., Bartholomew. 1974.** Field photosynthetic performance and leaf temperatures of *Phragmites communis* under summer conditions in Death Valley, California. *Photosynthetica*. 1974, Vol. 8, pp. 104-108.
- Pezeshki, S. R. 1994.** Plant response to flooding. [book auth.] R. E. Wilkinson. *Plant-environment interactions*. New York : M. Dekker, 1994, pp. 289-321.
- Price, S. 2006.** The Virtual Foliage Home Page. *Wetlands I Plants*. [Online] Junho 27, 2006. [Cited: Abril 20, 2010.] [http://botit.botany.wisc.edu/images/veg/Wetlands\\_I\\_Plants/](http://botit.botany.wisc.edu/images/veg/Wetlands_I_Plants/).
- Ragusa, S. R.; McNevin, D.; Qasem, S.; Mitchell, C. 2004.** Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. *Water Research*. 2004, Vol. 38, pp. 2865–2873.
- Reed, S.C., Crites, R. e Middlebrooks, E. 1995.** *Natural Systems for Waste Management and Treatment - Second Edition*. s.l. : McGraw-hill, 1995.
- Relvão, A. 1999.** *Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitões de macrófitas emergentes*. Coimbra, Portugal : Comissão Coordenação Desenvolvimento Regional do Centro, 1999.

- Ribeiro, J. P. L. 2007.** Modelação do comportamento hidráulico de leitos de macrófitas. *Tese de Mestrado*. Lisboa : Instituto Superior Técnico, 2007.
- Seco, M. C. 2008.** Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas em Portugal: sistemas de fluxo sub-superficial horizontal. *Tese de Mestrado*. Portugal : Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 2008.
- Solano, M. e Soriano, P. e Ciria, M. 2004.** Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. *Biosystems Engineering*. 2004, Vol. 87 (1), pp. 109-118.
- Sorrell, B. K. e Armstrong, W. 1994.** On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *Journal of Ecology*. 1994, Vol. 82, pp. 177–183.
- Soto, F., García, M., Luis, E. e Bécares, E. 1999.** Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Water Science and Technology*. 1999, Vol. 40 (3), pp. 241-247.
- Stottmeister, U., Wiebner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, O., Bederski, R.A. Müller, H. e Moormann, H. 2003.** Effect of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*. 2003, Vol. 22, pp. 93-117.
- Tanner, C. C. 1996.** Plants for constructed wetlands treatment systems - A comparison of the growth and nutrient uptake of eight different emergent species. *Ecological Engineering*. 1996, Vol. 7, pp. 59-83.
- Taylor, C.; Hook, P.; Otto, R.; Zabinski, C. 2010.** Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering*. 2010.
- Thomaz, S. M. e Bini, L. M. 2003.** *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Brasil : Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.
- Urfer, D. e Huck, P. M. 2001.** Measurement of biomass activity in drinking water biofilters using a respirometric method. *Water Research*. 2001, Vol. 35 (6), pp. 1469–1477.
- USEPA. 2000.** *Constructed wetlands treatment of municipal wastewater*. Cincinnati, Ohio : United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 2000. Manual.
- Vymazal, J e Kröpfelová, L. 2008.** *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands With Horizontal Sub-Surface Flow*. Czech Republic : Springer Verlag, 2008.
- Vymazal, J. e Kröpfelová, L. 2005.** Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological engineering*. 2005, Vol. 25 (5), pp. 606-621.
- Vymazal, J. 2005.** Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. 2005, Vol. 25, pp. 478–490.

**Vymazal, J. 2007.** Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. 2007, Vol. 380, pp. 48–65.

**Wallace, S. D. e Knight, R. L. 2006.** *Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements - Final Report*. London, United Kingdom : IWA Publishing, 2006.