



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

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO NA VARIAÇÃO DAS
CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS EM LEITOS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL**

RODRIGO MENDONÇA BANDEIRAS

Dissertação apresentada para obtenção
do Grau de Mestre em Engenharia Civil

Covilhã

Agosto 2009



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

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO NA VARIAÇÃO DAS
CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS EM LEITOS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL**

RODRIGO MENDONÇA BANDEIRAS

Dissertação apresentada para obtenção
do Grau de Mestre em Engenharia Civil

Covilhã

Agosto 2009

AGRADECIMENTOS

Agradece-se a todos os que, de forma directa ou indirecta, contribuíram com a sua colaboração, com o seu apoio ou simplesmente com as suas palavras de encorajamento que permitiram realizar esta dissertação, mas gostava de destacar alguns nomes.

Em primeiro lugar agradeço ao Orientador Científico da Dissertação, Doutor António João Carvalho de Albuquerque, pelo apoio contínuo, estímulo, críticas, ensinamentos, comentários, sugestões e muito especialmente, pela forma como, apesar dos seus muitos afazeres, soube estar presente, ser actuante e eficaz nos momentos importantes.

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

À empresa MAXIT – argilas expandidas SA, pelo fornecimento do material de enchimento, pela informação e esclarecimentos prestados pela Eng.^a Inês Santos.

À minha família, meus pais, irmão e aos meus amigos pelo apoio e amizade dado ao longo da minha vida.

RESUMO

A avaliação das condições de escoamento em leitos de escoamento subsuperficial e horizontal (LESH) é essencial para a detecção de mecanismos que podem provocar quebra de rendimento na remoção de poluentes (e.g. zonas pouco irrigadas, zonas de volume morto, curto-circuito hidráulico, recirculações internas e dispersão).

Realizaram-se duas séries de ensaios de traçagem em dois LESH laboratoriais, um sem vegetação e o outro plantado com *Phragmites australis*, cerca de um ano após o seu arranque, para cargas orgânicas de $10,6 \text{ g CQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e cargas de azoto de $1,1 \text{ g N-NH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e uma carga hidráulica de $0,035 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Utilizou-se o tipo de impulso discreto, tendo a resposta sido detectada em 3 pontos de amostragem localizados a 0,33 m, 1 m e 1,9 m relativamente ao local da injeção de traçador.

Os resultados permitiram concluir que, independentemente da presença de vegetação, a dispersão foi forte em todos os troços dos leitos, com maior intensidade nos primeiros 33 cm do leito sem vegetação, onde se registaram condições de mistura e a presença de maior percentagem de volume morto.

O atraso detectado na saída de traçador em todos os ensaios, terá estado relacionado com a presença de maiores extensões de zonas pouco irrigadas, embora tenham também ocorrido zonas de volume morto, com maior predominância no troço inicial do leito sem vegetação. A presença de vegetação parece ter tido um efeito benéfico no controlo das condições hidrodinâmicas, em particular em zonas sujeitas a maior perturbação hidrodinâmica como são as que estão próximas do ponto de alimentação.

A solução analítica do modelo de advecção-dispersão-reacção utilizada, representa satisfatoriamente as curvas de distribuição de tempos de residência obtidas, com melhores resultados nos ensaios com vegetação, e permitiu verificar que a presença de vegetação atenua a variação da dispersão ao longo do leito.

O rendimento da remoção, quer de CQO, quer de N-NH_4 , diminuiu com o aumento, quer de V_m , quer de N_d , independentemente do tipo de leito, tendo, no entanto, a queda sido mais acentuada no leito sem vegetação.

Assim, a utilização de vegetação em LESH, além de contribuir para a diminuição, quer da dispersão longitudinal, quer de volume morto, retarda a colmatação do leito, permitindo manter um rendimento de remoção elevado, quer de matéria orgânica, quer de azoto.

Palavras-chave: leito de escoamento subsuperficial e horizontal, hidrodinâmica, carga orgânica, dispersão longitudinal, volume morto

ABSTRACT

The evaluation of flow conditions in horizontal subsurface flow beds (LESH) is essential for detecting mechanisms that can cause decrease in the removal of pollutants (e.g. low active areas, dead volume areas, hydraulic short-circuiting hydraulic, internal recirculation and dispersion).

Two series of tracer tests were carried out in two LESH, one without vegetation, the other planted with *Phragmites australis*, approximately a year after its start-up, for the organic load of $10.6 \text{ g COD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and the nitrogen load of $1.1 \text{ g NH}_4\text{-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and for a hydraulic load of $0.035 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A slug impulse was used and the response was detected in 3 sampling points located at 0.33 m, 1 m and 1.9 m from the point of injection.

The results showed that, regardless of the presence of vegetation, longitudinal dispersion was strong in all sections of the beds, with greater intensity in the first 33 cm of the bed without vegetation, where there were observed mixing conditions and the presence of higher percentage of dead volume.

The delayed of tracer exit observed in all the experiments it seems to have been related to the presence of larger areas of low active areas, but dead volume was already presented with higher prevalence in the initial section of the bed without vegetation. The presence of vegetation appears to have had a beneficial effect in the control of hydrodynamic conditions, particularly in areas subject to more hydrodynamic disturbance as the ones close to the feeding point.

The analytical solution of the model advection-dispersion-reaction better represents the residential time distribution curves, with better results in the experiments with vegetation, and allowed to observe that the presence of vegetation reduces the variation of dispersion along the bed.

The efficiency of removal both for COD and $\text{NH}_4\text{-N}$ decreased with the increase of either V_m and N_d , regardless of the type of bed. However, that decrease was higher in the bed without vegetation.

Therefore, the use of vegetation in LESH besides contributing to the decrease of both longitudinal dispersion and dead volumes, delays the clogging of the bed, helping to maintain a high removal efficiency of both organic matter and nitrogen.

Key-words: horizontal subsurface flow bed, Hydrodynamic, organic load, longitudinal dispersion, dead volume

ÍNDICE GERAL

	Página
AGRADECIMENTOS	i
RESUMO	ii
ABSTRACT	iv
ÍNDICE GERAL	vi
ÍNDICE DE TABELAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	x
NOMENCLATURAS	xiii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Enquadramento e justificação	1
1.2 Objectivos	4
1.3 Estrutura da tese	4
2. LEITOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL	6
2.1 Características das águas residuais	6
2.2 Processos de tratamento	7
2.3 Leitos de escoamento subsuperficial e horizontal	9
2.3.1 Descrição	9
2.3.2 Tipos de leitos	16
2.3.3 Elementos do sistema	17
2.3.4 Parâmetros de dimensionamento e controlo	24
3. CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS EM LEITOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL	25
3.1 Transporte de solutos subsuperficial	25
3.2 Avaliação das características hidrodinâmicas	28
3.2.1 Realização de ensaios de traçagem	28
3.2.2 Utilização de modelos matemáticos para estimar parâmetros caracterizadores da hidrodinâmica	31
4. PLANO DE TRABALHOS	35
5. MATERIAL E MÉTODOS	37
5.1 Instalações laboratoriais	37
5.2 Fonte de alimentação	40
5.3 Modo de operação	42
5.4 Métodos analíticos	44

6. RESULTADOS	45
6.1 Determinação da curvas DTR	45
6.2 Estimativa de parâmetros caracterizadores das condições hidrodinâmicas	47
6.2.1 Solução analítica para o modelo ADR	48
6.2.2 Solução analítica para o modelo NTS	51
6.2.3 Ajustamento paramétrico das soluções	51
6.3 Cargas orgânicas e de azoto removidas	52
7. ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS	56
7.1 Análise das curvas DTR	56
7.2 Influência da vegetação na variação da hidrodinâmica	60
7.3 Influência da vegetação e das características hidrodinâmicas no rendimento dos leitos	66
8. CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO	73
8.1 – Conclusões	73
8.2 – Perspectivas de trabalho futuro	74
9. BIBLIOGRAFIA	75
ANEXOS	81
Anexo I – Resultados do teste de adsorção e curvas de calibraç	82
Anexo II – Resultados dos ensaios de traçagem	86
Anexo III - Resultado das determinações de CQO e N-NH ₄	110

ÍNDICE DE TABELAS

	Página
Tabela 2.1 – Valores limite de descarga de acordo com legislação vigente	7
Tabela 2.2 - Variação de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas (adaptado de Metcalf e Eddy (2003), Albuquerque (2003))	8
Tabela 2.3 - Eficiências de remoção poluentes em operações e processos de tratamento convencionais (adaptado de EPA (1999), IWA (2000), Albuquerque (2003), Metcalf e Eddy (2003), Vymazal (2003), Albuquerque et al. (2008))	9
Tabela 2.4 – Principais poluentes e mecanismos de remoção em LESH (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003))	13
Tabela 2.5 - Características de alguns tipos de material de enchimento utilizados em LESH (adaptado de EPA (1999), Relvão (1999), Metcalf e Eddy (2003), IWA (2000), Vymazal (2003))	19
Tabela 2.6 – Critérios hidráulico-sanitários para LESH (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003) e Korkusuz (2005))	24
Tabela 3.1 - Variação do número de dispersão para diferentes graus de dispersão (Santamaria et al. (1999))	33
Tabela 4.1. – Plano de trabalhos (Fase experimental)	35
Tabela 4.2. – Cronograma de trabalhos (Fase experimental)	36
Tabela 5.1 – Características da instalação laboratorial e do meio de enchimento	39
Tabela 5.2 – Soluções usadas para preparar a solução de alimentação nos ensaios experimentais	41
Tabela 6.1 – Resultados dos ensaios de traçagem para as duas Séries	47
Tabela 6.2 – Resultados dos ajustamentos às curvas DTR para as duas Séries	52
Tabela 6.3 – Variação da CQO e N-NH4 para as duas Séries	53

Tabela 7.1 – Cargas orgânicas e de azoto aplicadas e removidas em cada troço dos leitos	66
Tabela I.1. – Resultados do ensaio de adsorção	83
Tabela I.2 – Curvas de calibração para condutividade e NaCl	84
Tabela II.1 – Resultados para a Série I (sem plantas)	87
Tabela II.2 – Resultados para a Série II (com plantas)	99
Tabela III.1 – Resultados para o ensaio I.1	111
Tabela III.2 – Resultados para o ensaio I.2	111
Tabela III.3 – Resultados para o ensaio I.3	111
Tabela III.4 – Resultados para o ensaio II.1	111
Tabela III.5 – Resultados para o ensaio II.2	112
Tabela III.6 – Resultados para o ensaio II.3	112

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1 - Representação esquemática da planta e corte de um LESH com vegetação emergente (adaptada de Relvão (1999))	10
Figura 2.2 - LESH com vegetação emergente (leito de macrófitas)	11
Figura 2.3 - LESH sem vegetação (leito filtrante)	12
Figura 2.4 – Phragmites australis aplicadas numa LESH	15
Figura 2.5 – Representação esquemática de um LESH com vegetação (adaptada de Iweme et al. (2005))	17
Figura 2.6 – Aspecto do desenvolvimento de biofilme sobre brita e leito com brita e raízes	18
Figura 2.7 – Aspecto do desenvolvimento de biofilme sobre raízes e LECA	18
Figura 2.8 – Exemplos de diferentes tipos de plantas macrófitas	21
Figura 2.9 – Tubagem de alimentação do leito	23
Figura 3.1 – Representação esquemática do transporte dispersivo: a) e b) transporte dispersivo mecânico; c) difusão molecular (adaptada de Bear and Verruijt (1998))	26
Figura 3.2 – Representação esquemática do desenvolvimento de zonas mortas e curto-circuito hidráulico num estímulo por impulso discreto (adaptada de Santamaria et al. (1999))	30
Figura 5.1 – Representação esquemática da instalação laboratorial: a) planta; b) vista lateral	37
Figura 5.2 – Instalação laboratorial sem vegetação utilizada nos ensaios da Série I	38
Figura 5.3 – Instalação laboratorial com vegetação utilizada nos ensaios da Série II	38
Figura 5.4 – Filtralite NR: grão seco	39
Figura 5.5 – Filtralite NR: grãos colonizados no leito	39
Figura 5.6 – LESH laboratorial: dispositivo de alimentação no leito com vegetação	40

Figura 5.7 - LESH laboratorial: dispositivo de descarga final no leito com vegetação	40
Figura 5.8 – Esquema representativo dos ensaios de traçagem	43
Figura 5.9 – Ensaios de traçagem: medição de conductividade no ponto 5 no leito com vegetação - ensaio II.2	44
Figura 5.10 – Ensaios de traçagem: sistema de aquisição e armazenamento de dados	44
Figura 6.1 – Variação de NaCl no tempo (ensaios I.1 e II.1)	45
Figura 6.2 – Variação de NaCl no tempo (ensaios I.2 e II.2)	46
Figura 6.3 – Variação de NaCl no tempo (ensaios I.3 e II.3)	46
Figura 6.4 – Variação das curvas $E(\square)$ para os ensaios da Série I	49
Figura 6.5 – Variação das curvas $E(\square)$ para os ensaios da Série II	49
Figura 6.6 – Variação da CQO afluente e efluente no tempo (ensaios I.1 e II.1)	53
Figura 6.7 – Variação da CQO afluente e efluente no tempo (ensaios I.2 e II.2)	53
Figura 6.8 – Variação da CQO afluente e efluente no tempo (ensaios I.3 e II.3)	54
Figura 6.9 – Variação do N-NH ₄ afluente e efluente no tempo (ensaios I.1 e II.1)	54
Figura 6.10 – Variação da N-NH ₄ afluente e efluente no tempo (ensaios I.2 e II.2)	55
Figura 6.11 – Variação da N-NH ₄ afluente e efluente no tempo (ensaios I.3 e II.3)	55
Figura 7.1 – Aspecto de um aglomerado de raízes, rizomas e Filtralite, extraído do leito com vegetação no final da Série II	58
Figura 7.2 – Variação de $t(m,\theta)$ ao longo do leito para ensaios com Filtralite e brita	59
Figura 7.3 – Variação da dispersão longitudinal ao longo do leito para ensaios com Filtralite e brita	61
Figura 7.4 – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio I.1., sem vegetação)	62
Figura 7.5 – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio I.2., sem vegetação)	62
Figura 7.6 – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio I.3., sem vegetação)	63
Figura 7.7 – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio II.1., com vegetação)	63

Figura 7.8 – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio II.2., com vegetação)	64
Figura 7.9 – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio II.3., com vegetação)	64
Figura 7.10 – Variação do volume morto ao longo do leito para ensaios com Filtralite e brita	65
Figura 7.11 – Variação da remoção de CQO no tempo (ensaios I.1. e II.1.)	67
Figura 7.12 – Variação da remoção de CQO no tempo (ensaios I.2. e II.2.)	67
Figura 7.13 – Variação da remoção de CQO no tempo (ensaios I.3. e II.3.)	67
Figura 7.14 – Variação da remoção de N-NH ₄ no tempo (ensaios I.1. e II.1.)	68
Figura 7.15 – Variação da remoção de N-NH ₄ no tempo (ensaios I.2. e II.2.)	68
Figura 7.16 – Variação da remoção de N-NH ₄ no tempo (ensaios I.3. e II.3.)	68
Figura 7.17 – Variação da eficiência de remoção de CQO ao longo de cada trecho do leito para ambas as Séries	69
Figura 7.18 – Variação da eficiência de remoção de N-NH ₄ ao longo de cada trecho do leito para ambas as Séries	70
Figura 7.19 – Influência do volume morto na remoção de CQO	71
Figura 7.20 – Influência da dispersão longitudinal na remoção de CQO	71
Figura 7.21 – Influência do volume morto na remoção de N-NH ₄	72
Figura 7.22 – Influência da dispersão longitudinal na remoção de N-NH ₄	72
Figura I.1 – Adsorção NaCl na Filtralite para várias concentrações em solução	84

NOMENCLATURAS

Abreviaturas

ADR	Advecção – Dispersão - Reacção
DTR	Distribuição de Tempos de Residência
DAFO	DAta Fitting and Optimization
DECA	Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura
EG	Entidade Gestora
LECA	Light Expanded Clay Aggregates
LESH	Leito de Escoamento Subsuperficial Horizontal
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
MULPDAS	Multiparametric Data Acquisition System
NTS	N tanques em Série
NTS-VM	N tanques em Série para estimativa do Volume Morto
PE	População equivalente
PEAASAR	Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

Símbolos

AES	Área Específica Superficial	L^2
A	Área total	L^2
A_u	Área efectivo ou útil do leito	L^2
C	Concentração de soluto	ML^{-3}
C_f	Concentração final de soluto	ML^{-3}
C_0	Concentração inicial de soluto	ML^{-3}
C_s	Massa de soluto adsorvido ou dessorvido por unidade de massa do meio de enchimento	MM^{-1}
CNA	Carga de Azoto Aplicada	$ML^{-3}T^{-1}$
COA	Carga Orgânica Aplicada	$ML^{-3}T^{-1}$
CSA	Carga de Sólidos Aplicada	$ML^{-3}T^{-1}$
CBO_5	Carência Bioquímica de Oxigénio	ML^{-3}
CQO	Carência Química de Oxigénio	ML^{-3}
d_p	Diâmetro médio de partículas do meio poroso	L
$E(t)$	Função distribuição dos tempos de residência	T^{-1}
$E(\theta)$	Função adimensional da distribuição dos tempos de residência	-

L	Comprimento de um troço do Leito	L
M_0	Massa de soluto inicial à entrada do sistema	M
M_s	Massa de soluto à saída do sistema	M
M_{MS}	Massa de material sólido numa amostra do meio de enchimento	M
n	Porosidade	-
N	Número de tanques de igual volume	-
N_d	Número de dispersão ou módulo de dispersão	-
N-NH ₄	Azoto amoniacal	ML ⁻³
N-NO ₃	Azoto associado ao ião nitrato	ML ⁻³
N-NO ₂	Azoto associado ao ião nitrito	ML ⁻³
NT	Azoto total	ML ⁻³
OD	Oxigénio Dissolvido	ML ⁻³
Q	Caudal médio afluente	L ³ T ⁻¹
PT	Fósforo total	ML ⁻³
R	Factor de retardamento	-
R_e	Número de Reynolds	
s^2	Variância	T ⁻²
s_0^2	Variância adimensional	-
SST	Sólidos Suspensos Totais	ML ⁻³
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis	ML ⁻³
t_m	Tempo médio de residência	T
$t_{(m,\theta)}$	Tempo médio de residência adimensional	T
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico	T
U	Velocidade aparente	T
v	Velocidade média intersticial	MT ⁻¹
V	Volume total	L ³
V_m	Volume morto	L ³
V_u	Volume efectivo ou útil do leito	L ³
x	Vector posição	L
θ	Tempo adimensional	-
ξ_{MD}	Erro médio padrão	-
τ	Tempo de retenção hidráulico teórico	T

1. INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento e justificação

Com a entrada do terceiro quadro comunitário de apoio, e a elaboração do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR I, 2000-2006), Portugal deu um salto qualitativo e quantitativo a nível de atendimento e cobertura de sistemas de águas e águas residuais. Em 2006 o nível de cobertura nacional em sistemas de tratamento de águas residuais chegava aos 80% (MAOT, 2007) contra 65% na região Centro (INE, 2007). Os níveis de cobertura que falta satisfazer dizem respeito a aglomerados populacionais com menos de 2 000 habitantes, que se espera poderem beneficiar de investimentos do quarto quadro comunitário de apoio ao abrigo do PEAASAR II (2007-2013).

Os sistemas de pequena dimensão, com soluções ao nível do aglomerado populacional, podem tornar-se onerosos para as entidades gestoras (EG), em especial se apresentarem grande dispersão espacial e multiplicidade de ligações. Estes sistemas, para serem sustentáveis deverão cumprir com os limites de descarga definidos na legislação vigente, apresentar custos reduzidos de investimento (construção e equipamentos) e de operação e exploração (pessoal, reagentes e energia), apresentar boa integração paisagística e terem aceitação social (Galvão e Matos (2006)).

De acordo com o Decreto-Lei 152/97 de 19 de Junho (Tratamento de águas residuais urbanas), os aglomerados com menos de 2 000 habitantes deverão proceder a um tratamento de efluentes “apropriado”, estando as EG orientadas para um grau de exigência similar ao requerido naquele diploma. Para minimizar os custos de investimento e manutenção, algumas EG têm vindo a instalar, para aquela dimensão de aglomerado, sistemas de tratamento por leitos de escoamento subsuperficial e horizontal (LESH), sendo designados por leitos de macrófitas os que são colonizados com plantas.

Estas soluções, associadas a tanque Imhoff ou fossas sépticas colectivas já existentes, são referidas por vários autores como sendo de baixo custo, porque, além de proporcionarem um adequado tratamento de efluentes, consomem menos energia e menos reagentes químicos e utilizam menos meios mecânicos que os processos de tratamento convencionais (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Wallace & Knight (2006), Vymazal & Kropfelova (2008), Kadlec & Wallace (2008)).

Esta tecnologia, além de tratamento secundário, pode também proporcionar tratamento de afinação, especialmente útil quando o meio receptor é considerado sensível ou se pretende instalar a opção de reutilização, que é uma solução com potencial para associar a este tipo de sistema (Bixio and Wintgens (2006); Asano *et al.* (2007), Marecos do Monte e Albuquerque (2009)).

Contudo, o meio de enchimento, como em qualquer sistema de tratamento que utiliza um meio filtrante, apresenta, normalmente, problemas de colmatação, associados às características das águas residuais, crescimento excessivo de biomassa, acumulação de matéria sólida em suspensão, formação de precipitados e desenvolvimento de rizomas e de raízes, que podem diminuir a sua capacidade de tratamento, e, conseqüentemente, põe em causa o cumprimento dos limites de emissão estabelecidos pela legislação vigente.

A análise do funcionamento dos sistemas é, portanto, uma ferramenta importante para a redefinição de procedimentos de operação. No caso dos LESH, a avaliação do risco de colmatação precoce do filtro pode minimizar custos de operação e manutenção relacionados com a substituição do meio de enchimento, colonização e arranque das instalações. Os procedimentos de análise incluem, normalmente, a avaliação de parâmetros de carga orgânica ou de sólidos, do tempo de retenção hidráulico e do rendimento do sistema com base em resultados de análises físico-químicas (Metcalf e Eddy (2003)). A componente de escoamento hidráulico e os mecanismos associados ao transporte de solutos são, com frequência, negligenciados (i.e. os planos de exploração não incluem, normalmente, procedimentos para avaliação das condições do escoamento).

A quebra de rendimento do tratamento está, muitas vezes, associada à ocorrência de mecanismos causadores de perturbações do escoamento (e.g. zonas pouco irrigadas, zonas de volume morto, curto-circuito hidráulico, recirculações internas e dispersão) que provocam uma irregular distribuição, quer dos compostos poluentes a remover, quer dos subprodutos libertados durante o tratamento. Ainda que as instalações tenham sido adequadamente dimensionadas, de acordo com os critérios hidráulico-sanitários normalmente utilizados ao nível do projecto, estas situações provocam, muitas vezes, a descarga de compostos nos meios receptores com concentrações passíveis de provocar impactos ambientais significativos.

Outro aspecto que não tem sido muito estudado é a influência da vegetação (raízes e rizomas) nas condições de escoamento, em especial na dispersão longitudinal, em leitos colonizados com plantas hidrófilas (os designados leitos de macrófitas).

Um dos métodos utilizados para avaliação das características hidrodinâmicas em LESH são os ensaios de traçagem que permitem detectar mecanismos que interferem com o escoamento (e.g. dispersão longitudinal, volume morto e curto-circuito hidráulico). A caracterização do escoamento é abordada com base na interpretação da distribuição dos elementos de volume à saída do sistema, sendo utilizadas ferramentas como o método dos momentos e testes de consistência, enquanto, para a quantificação de parâmetros caracterizadores da dispersão (e.g. número de Dispersão e volume morto), são utilizados modelos como o de N Tanques em Série e o de Advecção-Dispersão-Reacção, tal como nos estudos de Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandejas (2007) e Araújo *et al.* (2008).

A utilização de meios de enchimento alternativos ao clássico (brita), como a argila expandida (LECA), é apontada com uma solução para minimizar os problemas de escoamento e reduzir a colmatção, aumentando a vida útil do leito, mantendo uma elevada capacidade de tratamento (Metcalf and Eddy (2003), Vilpas *et al.* (2005)). Este tipo de material apresenta maior porosidade e superfície específica que a brita, o que beneficia a sua colonização com biofilme com capacidade para remover poluentes e aumenta a capacidade de filtração do leito. Vários estudos realizados em LESH mostraram as vantagens deste material para o aumento da condutividade hidráulica e a remoção de fósforo por adsorção (Wehrle-Werk (2003), Vilpas *et al.* (2005), van Deun & van Dyck (2008)), bem como o seu potencial para a remoção biológica de matéria orgânica e azoto (Vilpas *et al.* (2005), Cortés *et al.* (2006), Scholz (2006), Albuquerque *et al.* (2009)).

Contudo, não são conhecidos estudos sobre a avaliação da variação das características hidrodinâmicas em LESH com enchimento à base de argila expandida, nem da influência da vegetação na dispersão longitudinal.

O interesse do trabalho relaciona-se com a importância de avaliar a extensão destes mecanismos, que afectam a remoção de cargas poluentes e reduzem os volumes úteis disponíveis para tratamento em LESSH, tendo sido integrado no projecto EVAWET (Avaliação do funcionamento hidrodinâmico e ambiental de leitos de macrófitas para tratamento e reutilização de águas residuais), financiado pela FCT (PTDC/AMB/73081/2006), em desenvolvimento no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura (DECA) da Universidade da Beira Interior (UBI).

1.2 Objectivos

O objectivo principal do trabalho centra-se na avaliação da influência que a vegetação pode causar na variação das condições hidrodinâmicas em LESH sujeitos a diferentes condições de cargas orgânica e de azoto, com identificação dos principais mecanismos que podem causar interferência no escoamento e na distribuição, quer de compostos poluentes, quer de produtos resultantes da degradação.

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

- 1) Identificação dos principais mecanismos responsáveis pela variação da hidrodinâmica em LEHS e estimativa do grau de dispersão e extensão do volume morto e curto-circuito hidráulico ao longo do leito.
- 2) Avaliação do efeito da vegetação na variação das condições hidrodinâmicas ao longo do leito, para diferentes condições de carga orgânica e de azoto.
- 3) Avaliação do efeito da variação da dispersão longitudinal e da extensão de volume morto no rendimento dos leitos.

Os resultados permitirão avaliar se a vegetação interfere com a variação das condições hidrodinâmica dos leitos, nomeadamente no que diz respeito à extensão da dispersão longitudinal, zonas pouco irrigadas, zonas de volume morto e curto-circuito hidráulico, e, conseqüentemente, com a remoção de carga orgânica e azoto.

1.3 Estrutura da tese

A tese encontra-se estruturada em 9 Capítulos e 3 Anexos

No Capítulo 1 apresenta-se o enquadramento do tema, esclarecendo-se a importância da avaliação das condições hidrodinâmica em LESH para minimizar quebras de rendimento, as vantagens da utilização de argila expandida para minimizar os problemas de colmatção e o modo de execução de ensaios de traçagem.

No Capítulo 2 é realizada uma breve revisão bibliográfica sobre LESH, nomeadamente sobre os tipos de sistemas mais utilizados, sua classificação, constituição, aplicabilidade e parâmetros de controlo e critérios de dimensionamento.

No Capítulo 3 abordam-se os principais mecanismos que podem causar perturbação ao escoamento, como podem ser identificados através de ensaios de traçagem, que tipos de ensaios podem ser utilizados e como alguns parâmetros podem ser quantificados através da utilização de modelos matemáticos.

No Capítulo 4 inclui-se a descrição do plano de trabalhos.

No Capítulo 5 descrevem-se os materiais e métodos utilizados, incluindo os LESH, a metodologia seguida para a execução dos ensaios e o tratamento dos dados, as técnicas de amostragem e os procedimentos experimentais utilizados.

No Capítulo 6 apresentam-se, de forma resumida, os resultados das duas séries de ensaios, que são incluídos na totalidade no Anexo II e Anexo III.

No Capítulo 7 inclui-se a análise e discussão dos resultados, incluindo a comparação com os resultados obtidos noutros estudos.

No Capítulo 8 são apresentadas as conclusões e recomendações para trabalhos futuros e no Capítulo 9 são listadas as referências bibliográficas utilizadas.

2. LEITOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL E HORIZONTAL

2.1 Características das águas residuais

As águas residuais domésticas contêm entre 60 a 80% de matéria orgânica de fácil biodegradabilidade (Metcalf e Eddy (2003)), cujos principais componentes são carboidratos (e.g. açúcares e amidos), compostos azotados e gorduras, e entre 20 a 40% de compostos de difícil biodegradabilidade (e.g. óleos, detergentes, celulose e hidrocarbonetos), matéria inerte, metais pesados e sais. As águas residuais domésticas apresentam características biológicas associadas à evacuação de excreta, tais como, microrganismos patogénicos (bactérias, vírus, fungos, protozoários e helmintas), responsáveis por doenças como a cólera, a hepatite A ou gastroenterites.

O tratamento de águas residuais tem como objectivo principal a remoção da sua carga poluente, manifestada pelas suas características físicas, químicas e biológicas, de forma a fim de produzir um efluente final com características conforme as normas de descarga ou de reutilização impostas pela legislação vigente, nomeadamente o Decreto-lei nº 152/97 de 19 de Junho (Tratamento de águas residuais urbanas) para populações superiores a 2 000 habitantes-equivalente (PE), que transpõe a directiva comunitária 91/271/CEE e o Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto (Qualidade da água para diferentes usos). Para populações inferiores a 2 000 PE a Lei apenas exige um tratamento adequado de acordo com os objectivos de qualidade definidos para o meio receptor. Estas normas referem valores limite de emissão para determinados parâmetros que caracterizam as águas residuais, tais como a carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), carência química de oxigénio (CQO), azoto total (NT), iões amónio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻), fósforo total (PT) e sólidos suspensos totais (SST), que são apresentados na Tabela 2.1. No caso de o meio receptor ser considerado zona sensível à poluição por nitratos, prevalecem os limites definidos no Decreto-lei nº 152/97.

A eficácia do tratamento de águas residuais é normalmente avaliada com base na remoção de carga orgânica, de azoto ou de matéria sólida, a partir da determinação dos parâmetros CBO₅, CQO, NT, NH₄⁺ ou azoto amoniacal (N-NH₄), nitrito (NO₂⁻) ou azoto nitroso (N-NO₂), NO₃⁻ ou azoto nítrico (N-NO₃), PT e SST.

O pH também é avaliado a fim de se controlarem as condições de acidez e alcalinidade do meio, bem como o oxigénio dissolvido (OD), que dá indicação das condições de oxidação-redução, e os sólidos suspensos voláteis (SSV), que representam a concentração de biomassa no sistema.

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

Parâmetro	Decreto-Lei nº152/97	Decreto Lei 236/98
CQO (mg L ⁻¹)	125	150
CBO ₅ (mg L ⁻¹)	25	40
SST (mg L ⁻¹)	35	60
NT (mg L ⁻¹)	10; 15 ¹⁾	15
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	—	50
NH ₄ ⁺	—	10
PT (mg L ⁻¹)	1; 2 ²⁾	0,5; 3; 10 ³⁾

¹⁾ 15 mg L⁻¹ entre 10 000 e 100 000 PE; 10 mg L⁻¹ para mais de 100 000 PE

²⁾ 2 mg L⁻¹ entre 10 000 e 100 000 PE; 1 mg L⁻¹ para mais de 100 000 PE

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

2.2 Processos de tratamento

O aperfeiçoamento de tecnologias de tratamento tem como objectivo principal aumentar a sua eficiência utilizando processos que consumam menos energia e materiais. Neste contexto, os processos biológicos são aqueles que tecnicamente ou economicamente, têm produzido melhores resultados para tratamento de efluentes urbanos com uma componente importante de matéria biodegradável produzida (Metcalf e Eddy (2003)).

A remoção ou a redução significativa da carga poluente associada a águas residuais numa instalação de tratamento envolve a combinação de operações e processos unitários, que se distribuem por diferentes níveis de tratamento (preliminar, primário, secundário, terciário e de afinação e o tratamento de lamas). A remoção de sólidos grosseiros e sedimentáveis é conseguida através de processos físicos de separação, como gradagem, tamisação e decantação.

A remoção da carga orgânica na forma solúvel ou coloidal é, no essencial, realizada por microrganismos, através de processos que privilegiam biomassa fixa, em suspensão ou mista. Na Tabela 2.2 apresentam-se as características típicas de diferentes tipos de águas residuais em função do nível de tratamento realizado, enquanto a Tabela 2.3 apresenta as eficiências do tratamento típicas para diferentes processos e operações de tratamento.

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

Tipo de água residual	CBO₅ (mg O₂ L⁻¹)	CQO (mg O₂ L⁻¹)	NT (mg L⁻¹)	SST (mg L⁻¹)	NH₄⁺ (mg L⁻¹)	PT (mg L⁻¹)
Não tratada	140 – 400	350 – 1000	20–80	100 – 350	25 – 50	5 – 12
Após tratamento primário	80 – 250	200 – 500	20–60	80 – 140	20 – 40	5 – 10
Após tratamento secundário	20 – 40	80 – 150	5–10	10 – 50	10 – 20	1 – 3

Quando o meio receptor apresenta, pelas suas características, sensibilidade à descarga de efluentes tratados ou, a jusante, é utilizado para determinado uso, a ETAR deve ser dotada de níveis de tratamento complementares, como o terciário/avançado ou de afinação, de forma a reduzir a presença de compostos residuais e de microrganismos patogénicos, podendo, alternativamente, integrar-se a possibilidade de reutilização, de acordo com as oportunidades e aplicações apresentadas em Marecos do Monte e Albuquerque (2009).

Os processos de tratamento por *biomassa fixa* (e.g. leitos percoladores, leitos compactos ou leitos de macrófitas) apresentam, normalmente, um enchimento constituído por brita, seixo rolado, material sintético ou mais usado recentemente a argila expandida (LECA), e são muito utilizados como tratamento secundário, terciário ou de afinação de vários tipos de efluentes (e.g. águas residuais domésticas, efluentes industriais, escorrências de rodovias e lixiviados de aterros sanitários).

A remoção de poluentes ocorre maioritariamente por contacto da água residual com o filme biológico (*biofilme*) que envolve o meio de enchimento.

Tabela 2.3 - Eficiências de remoção poluentes em operações e processos de tratamento convencionais (adaptado de EPA (1999), IWA (2000), Albuquerque (2003), Metcalf e Eddy (2003), Vymazal (2003), Albuquerque *et al.* (2008))

Tipos de tratamento		Eficiência de remoção (%)					
		CBO ₅	CQO	SST	PT	NT	N-NH ₄
Processos	Gradagem e Desarenamento	0 – 0,5	0 – 0,5	0 – 1	0	0	0
	Decantação Primária	20 – 40	30 – 40	50 – 60	10 – 20	10 – 20	0
Operações	Lamas Activadas (sistema convencional)	80 – 95	80 – 90	85 – 90	10 – 30	15 – 50	10 – 15
	Leitos Percoladores (alta carga, enchimento de brita)	60 – 90	60 – 80	60 – 90	10 – 15	15 – 20	8 – 15
	Leitos Percoladores (alta carga, enchimento sintético)	65 – 85	65 – 85	65 – 85	10 – 15		
	Discos Biológicos	80 – 90	80 – 85	80 – 85	10 – 25	15 – 50	8 – 15
	Leitos de escoamento horizontal	50-95	60-90	60-90	10-35	50-90	40-70
	Leitos de escoamento vertical	25-99	50-90	30-85	30-90	30-90	45-95

2.3 Leitos de escoamento subsuperficial e horizontal

2.3.1 Descrição

Os Leitos de escoamento subsuperficial e horizontal (LESH) têm sido utilizados para o tratamento de efluentes de origem diversificada, principalmente os domésticos, de actividades industriais e agrícolas, lixiviados de aterros sanitários, de actividades mineiras e de escorrências de rodovias (EPA(1999), IWA (2000), Kadlec e Wallace

(2008)), beneficiando de processos naturais envolvendo plantas, solo e uma comunidade microbiana de constituição diversificada e adaptada a diferentes ambientes bioquímicos.

Na última década, os LESH têm recebido mais atenção por parte da comunidade científica nacional (Relvão (1999), Galvão e Matos (2005), Renker e Albuquerque (2007), Calheiros *et al.* (2007, 2008), Oliveira (2008), Albuquerque *et al.* (2008)) e internacional (Kowalik *et al.* (1995), EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Korkusuz (2005), Wallace e Knight (2006), Vymazal e Kropfelova (2008), Kadlec e Wallace (2008)), em especial as colonizadas com plantas macrófitas (Figuras 2.1. e 2.2.). Esta procura está associada à necessidade das EG em aplicarem sistemas de baixo custo ao tratamento de efluentes de aglomerados com menos de 2 000 PE, apresentando-se estas tecnologias sustentáveis e consistentes com a conservação dos recursos hídricos e a protecção do ambiente, com custos de operação e manutenção mais baixos que as tecnologias convencionais, que são consumidores de mais energia, produtos químicos e utilizadores de meios mecânicos mais intensivos.

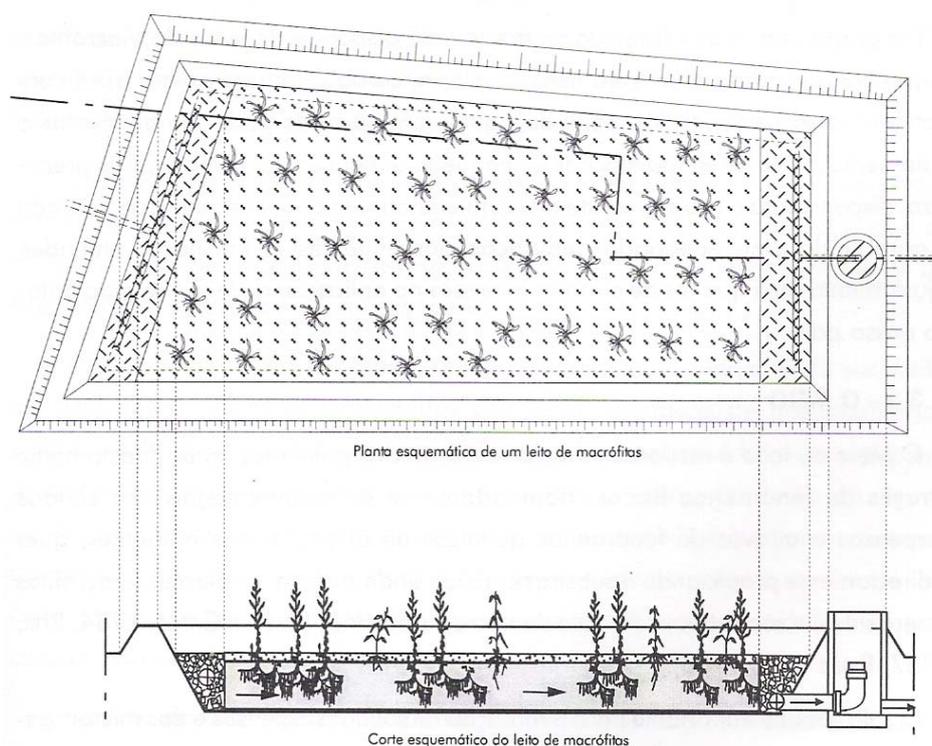


Figura 2.1 - Representação esquemática da planta e corte de um LESH com vegetação emergente (adaptada de Relvão (1999))



Figura 2.2 - LESH com vegetação emergente (leito de macrófitas)

Nos LESH o escoamento dá-se através de um meio poroso, de forma subsuperficial, e de raízes e rizomas quando são plantados, onde ocorrem fenómenos de filtração, sedimentação, volatilização, decomposição por processos de oxidação-redução, adsorção e precipitação, resultando a remoção de matéria orgânica, matéria sólida e nutrientes (particularmente de azoto e fósforo), bem como de microrganismos patogénicos e metais pesados (EPA (1999), IWA (2000), Wallace e Knight (2006), Vymazal e Kropfelova (2008), Kadlec e Wallace (2008)). No entanto, as características dos LESH, a qualidade e quantidade de água residual a tratar e as variações do ciclo hidrológico, são factores bastante importantes no desenvolvimento de mecanismos de remoção de poluentes.

Nos leitos sem vegetação, também conhecidos como leitos filtrantes (Figura 2.3.), a remoção de poluentes ocorre, essencialmente, através do biofilme que se desenvolve à volta do suporte e através de mecanismos físicos de filtração, adsorção e precipitação. Nos leitos com vegetação (leitos de macrófitas) a remoção de poluentes ocorre, essencialmente, através do biofilme que se desenvolve à volta do suporte e das raízes e rizomas, do consumo de nutrientes e metais pesados pelas plantas e através de mecanismos físicos de filtração, adsorção e precipitação.

Os últimos, normalmente, são mais rentáveis, exigindo menos área de implantação e com bom enquadramento ecológico e, por estas razões, são os mais utilizados pelas EG.



Figura 2.3 - LESH sem vegetação (leito filtrante)

A remoção de matéria orgânica ocorre por via aeróbia (respiração), anóxica (desnitrificação) ou anaeróbia (fermentação), sendo as duas últimas mais relevantes, já que os LESH são limitados em OD.

A remoção de azoto ocorre essencialmente por nitrificação seguida de desnitrificação ou em simultâneo (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003)). Contudo, estudos mais recentes (Ahn (2006), Paredes *et al.* (2007), Albuquerque *et al.* (2009)), referem, para os sistemas de escoamento subsuperficial (em particular os LESH), limitados em oxigénio dissolvido, poderem ocorrer mecanismos de remoção de azoto não convencionais como a nitrificação parcial, a remoção autorófica total através do nitrito (de amónio a nitrato e azoto gasoso) em condições limitantes de oxigénio, a remoção heterotrófica de amónia, a desnitrificação autotrófica, a desnitrificação heterotrófica na presença de concentrações apreciáveis de oxigénio e a oxidação autotrófica anaeróbia de amónio (Anammox).

Assim, nas zonas onde se sobrepõem ambientes aeróbios, anaeróbios e anóxicos, a remoção de formas de azoto estará associada a nitrificação/desnitrificação e à combinação destas formas de remoção não convencionais, além dos processos assimilativos e da remoção pelas plantas.

Os principais poluentes a remover em LESH são apresentados na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Principais poluentes e mecanismos de remoção em LESH (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003))

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

Estes sistemas são, normalmente, utilizados como tratamento secundário em aglomerados urbanos de pequena e média dimensão (até 2000 PE), dispensando o recurso a sistemas mecanizados de manutenção onerosa.

As suas principais vantagens são (Relvão (1999), EPA (1999), IWA (2000), Vymazal e Kropfelova (2008), Kadlec e Wallace (2008)):

- Elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, matéria sólida, nutrientes (azoto e fósforo) e metais pesados;
- Facilidade de operação e manutenção;
- Elevada capacidade para lidar com variação de cargas hidráulicas e orgânicas;
- Custos de construção e operação relativamente baixos comparativamente com os sistemas convencionais de lamas activadas e leitos percoladores;

- Reduzida emissão de odores;
- Gastos de energia relativamente baixos;
- Possibilidade de reutilização do efluente final;
- Obtenção de benefícios adicionais, nomeadamente, espaços verdes, habitats naturais e áreas de recreio ou educacionais.

As suas principais desvantagens são (Relvão (1999), EPA (1999), IWA (2000), Vymazal e Kropfelova (2008), Kadlec e Wallace (2008)):

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

A utilização de escoamento subsuperficial (verticais, horizontais ou mistos), a inclusão de um sistema eficiente de remoção de sólidos a montante (para evitar a colmatação do meio poroso) e a selecção de enchimento com elevada porosidade, superfície específica e conductividade hidráulica, permite minimizar muitas das desvantagens apresentadas.

Os LESH também têm sido utilizados com sucesso no tratamento de águas residuais agro-industriais (e.g. indústria de processamento de fruta, matadouros e lagares de azeite), desde que não apresentem toxicidade para a biomassa ou plantas (Davies *et al.* (1990), Vymazal (2003), Korkusuz (2005), Kadlec e Wallace (2008)). Bons resultados foram também encontrados em sistemas dimensionados para a remoção de corantes produzidos na indústria têxtil (Husband *et al.* (2000)) ou metais pesados na indústria de curtumes (Calheiros *et al.* (2007), Calheiros *et al.* (2008)).

A sua utilização para o tratamento de efluentes agro-pecuários (e.g vacarias, suiniculturas e aviários) pode provocar a colmatação rápida dos leitos, dada a presença de elevadas concentrações de matéria orgânica e matéria sólida. Também é conhecida a sua aplicação no tratamento de escorrências provenientes de solos agrícolas e de rodovias (Nuttall *et al.* (1997), Romero *et al.* (1999), Crumpton (2000), Thorén *et al.* (2003)), tendo sido reportadas elevadas remoções de sólidos e metais pesados.

Nos sistemas com vegetação que estão a ser implementados em Portugal, normalmente para aglomerados com dimensão inferior a 2000 PE, prevalece a colonização com a espécie *Phragmites australis* (Figura 2.4), sendo a alimentação, normalmente, subsuperficial e o escoamento do tipo horizontal.



Figura 2.4 – *Phragmites australis* aplicadas numa LESH

2.3.2 Tipos de leitos

A classificação de LESH baseia-se nas seguintes características (EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Wallace e Knight (2006), Kadlec e Wallace (2008)):

- Com ou sem vegetação;
- Nos que apresentam vegetação, de acordo com o tipo de macrófita (emergente, flutuante, enraizada ou submersa);
- Tipo de configuração dos leitos (híbridos, com uma passagem ou com recirculação);
- Nível de tratamento (secundário, terciário ou de afinação);
- Tipo de meio de enchimento (brita, areia ou areão grosso, seixo rolado, argila expandida ou material sintético);
- De acordo com o tipo de operação (contínuo ou descontínuo);

Neste Capítulo, apenas são caracterizados os leitos de escoamento subsuperficial e horizontal, porque são os utilizados na parte experimental.

Sistemas de escoamento subsuperficial e horizontal

No sistema de escoamento subsuperficial o nível do líquido mantém-se abaixo da superfície do leito, podendo a sua profundidade variar de 0,3 a 1,0 m, sendo 0,6 m a mais vulgar (Relvão (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), Kadlec e Wallace (2008)). Este tipo de configuração minimiza ocorrência de odores e o risco de contacto das pessoas com a água residual, uma vez que esta é mantida abaixo da superfície do leito, evitando ainda a proliferação de insectos e roedores.

De acordo com a alimentação, é possível distinguir-se os sistemas de escoamento subsuperficial horizontal (LESH) e os de escoamento subsuperficial vertical (LESV). O sistema LESH é o mais usual no nosso País e na maioria dos países europeus e mediterrânicos e será também o utilizado neste trabalho (na Figura 2.5. apresenta-se um esquema representativo de um sistema com vegetação). O afluente é distribuído à entrada do leito ao longo de toda a sua largura, deslocando-se horizontalmente,

penetrando através do meio poroso e da rizosfera, não existindo, portanto, escoamento superficial. Enquanto ocorre o escoamento com transporte de poluentes, sucedem-se mecanismos de adsorção, precipitação e degradação microbiana. O efluente tratado é recolhido no extremo oposto à entrada, para ser descarregado num destino final, normalmente em linha de água.

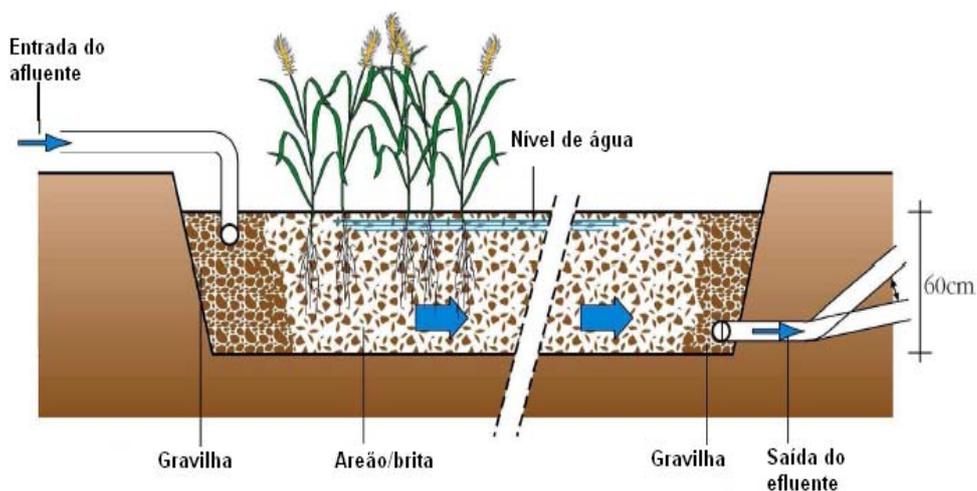


Figura 2.5 – Representação esquemática de um LESH com vegetação (adaptada de Iweme *et al.* (2005))

2.3.3 Elementos do sistema

Meio de enchimento

O meio de enchimento, essencial para a fixação das plantas e para o desenvolvimento de biofilme com capacidade para a remoção de poluentes, apresenta, normalmente, problemas de colmatção, cujas causas são conhecidas e que se relacionam com as características da água residual, propriedades do material de enchimento, crescimento excessivo de biomassa, acumulação de matéria sólida em suspensão, formação de precipitados e desenvolvimento de rizomas e de raízes.

Nesta matriz de material de enchimento (com raízes e rizomas nos colonizados com plantas) e material sólido retido (Figuras 2.6. e 2.7.) coabita uma grande variedade de microrganismos, nomeadamente bactérias, fungos, algas e protozoários, que utilizam os compostos poluentes para obterem carbono, nutrientes e energia para as suas actividades de crescimento e manutenção.

A maior parte dos microorganismos responsáveis pela alteração de poluentes está presente no biofilme que se desenvolve nas raízes e rizomas das plantas ou nas partículas do meio de enchimento inerte.



Figura 2.6 – Aspecto do desenvolvimento de biofilme sobre brita e leito com brita e raízes

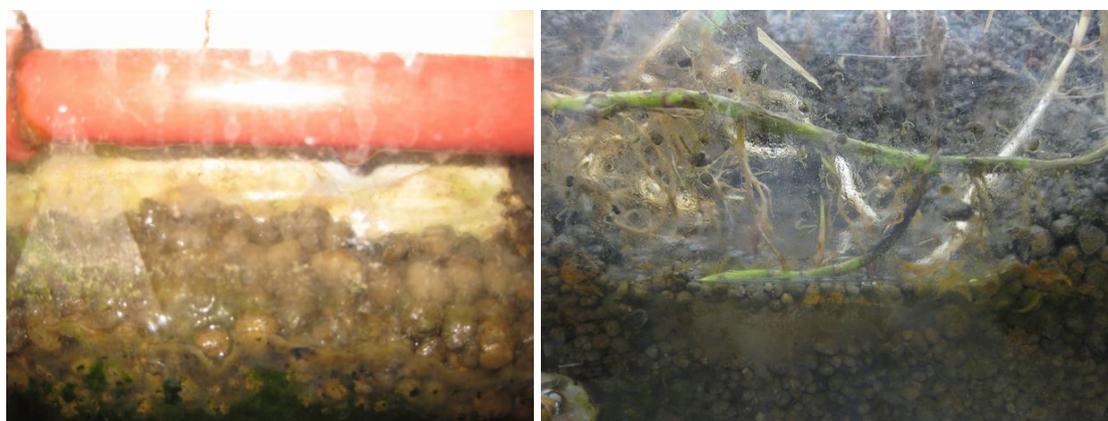


Figura 2.7 – Aspecto do desenvolvimento de biofilme sobre raízes e LECA

O meio de enchimento é, normalmente, constituído por camadas de material natural (normalmente brita, mas pode também ser utilizado solo arenoso, areia ou areão grosso e seixo rolado), reciclado (e.g. geopolímeros e agregados de argila expandida e lamas residuais) ou sintético (e.g. poliestireno), de profundidade tipicamente inferior a um metro. As características de alguns materiais são apresentadas na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 - Características de alguns tipos de material de enchimento utilizados em LESH (adaptado de EPA (1999), Relvão (1999), Metcalf e Eddy (2003), IWA (2000), Vymazal (2003))

Material	Diâmetro da partícula (mm)	Porosidade (n)	Superfície específica (m² m⁻³)
Areia	2 – 3	> 0,4	1500
Argila calcinada	2 – 6	> 0,4	1000 - 1500
Esferas poliestireno	3	0,30 – 0,35	1200
Brita	10 - 70	0,40 – 0,45	700 - 1000

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

É importante manter a uniformidade das partículas. Se a dimensão das partículas forem muito diferentes, as mais pequenas acabam por obstruir os poros, diminuindo assim o volume disponível para o escoamento e transporte de materiais, além de contribuírem para uma mais rápida colmatação do leito. A condutividade hidráulica deve ser suficientemente elevada para permitir que o escoamento seja subsuperficial, evitando o escoamento superficial e caminhos preferenciais no interior do leito, susceptíveis de provocar curto-circuito hidráulico e conseqüentemente a diminuição do rendimento do sistema. A condutividade hidráulica vai sendo alterada ao longo do tempo de operação, devido ao desenvolvimento dos rizomas e das raízes, pela formação de precipitados e pela acumulação de partículas contidas nas águas residuais afluentes.

O material de enchimento é particularmente útil na remoção de sólidos em suspensão e de microrganismos patogénicos, sendo aconselhável, nestas circunstâncias, a utilização de um meio com baixa granulometria. Um leito muito permeável admitirá cargas hidráulicas mais elevadas e estará menos sujeito a colmatação mas, em contrapartida, não assegurará condições adequadas de filtração e retenção (IWA (2000)). Nos sistemas de leito com brita e areão, podem admitir-se cargas hidráulicas entre $2,5 \times 10^{-2}$ a $6 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2 a 20 cm d^{-1} , de acordo com EPA (1999), IWA (2000), Vymazal (2003), e Vymazal e Kropfelova (2008)). A espessura da camada porosa pode variar entre 0,4 m e 1,0 m, sendo mais frequente e recomendável o valor de 0,6 m (Relvão (1999), IWA (2000)).

A colmatação gradual do leito leva a alteração das condições hidrodinâmicas no seu interior o que, para determinadas condições, pode levar à quebra de rendimento na remoção de poluentes. Assim, a avaliação da variação de parâmetros como a dispersão longitudinal, o volume morto e o curto-circuito hidráulico no tempo e ao longo do leito, são aspectos essenciais para antecipar problemas de funcionamento e alterar procedimentos de operação.

Plantas

As plantas macrófitas (Figura 2.8.) são hidrófitas por necessitarem de água para a sua manutenção e crescimento e, portanto, são características de ambientes húmidos ou encharcados (e.g. pântanos e as galerias ripícolas) que toleram a submersão em períodos longos, e que incluem macroalgas, líquenes, briófitos, pteridófitos e plantas superiores. A distribuição das espécies no ambiente aquático é variável, dependendo do grau da adaptação da espécie, consoante ela habita regiões mais rasas ou mais profundas.

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

- Macrófitas emergentes – plantas enraizadas no solo com a maior parte dos caules e folhas fora de água, como por exemplo o caniço (*Phragmites australis*), as espadanas (*Typha latifolia*), os juncos do pântano ou lírios do pântano (*Íris pseudocorus*), e o junco (*Scirpus lacustris*). Encontram-se geralmente nas margens dos cursos e massas de água (Figura 2.8a)).
- Macrófitas flutuantes – plantas que flutuam à superfície da água, não estando enraizadas no leito, como por exemplo, o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*),

as lentilhas-de-água (*Lemna* spp.) e a azola (*Azolla filiculoides*). Têm a maior parte dos caules e folhas emersos (Figura 2.8b)).

- Macrófitas enraizadas com folhas flutuantes – plantas enraizadas ou ancoradas ao leito mas que têm a maioria das folhas à superfície, como por exemplo de a pinheirinha de água (*Myriophyllum aquaticum*), e os nenúfares (*Nymphaea* sp. e *Nuphar* sp.) (Figura 2.8c)).
- Macrófitas submersas – plantas enraizadas ou ancoradas ao leito ou em suspensão na água, que têm as partes vegetativas abaixo da superfície da água embora, muitas vezes, os órgãos reprodutores estejam à superfície ou acima dela. Alguns exemplos são o limo meste (*Potamogeton pectinatus*) e *Elodea canadensis*. (Figura 2.8d))



Figura 2.8 – Exemplos de diferentes tipos de plantas macrófitas

No tratamento de águas residuais podem ser utilizadas várias espécies de plantas macrófitas, dependendo do tipo de sistema e escoamento a utilizar. As plantas desempenham um papel eficaz no tratamento das águas residuais, pois permitem criar em torno das suas raízes e rizomas um meio rico em oxigénio, onde se geram condições de oxidação que estimulam a decomposição aeróbia da matéria orgânica e o crescimento das bactérias nitrificantes (Vymazal (2003), Cabral (2004), e Vymazal e Kropfelova (2008)), bem como o desenvolvimento de biofilme. O oxigénio libertado na rizosfera permite um acréscimo da remoção aeróbia de carbono orgânico e azoto (nomeadamente amónio), sendo, contudo rapidamente consumido (Randerson *et al.* (2005)).

A espécie *Phragmites australis* é das mais utilizadas nas instalações do nosso País, sendo caracterizada por rizomas robustos, muitas vezes com rebentos que podem atingir os 10 m de comprimento, folhas lanceoladas com 15 a 60 cm de comprimento e 1 a 6 cm de largura, sem pêlos e de coloração verde ou verde-azulada (Vymazal (2003)), panícula densamente florida de cor amarela acastanhada ou arroxeadada, com 15 a 40 cm de comprimento, espículas com 10 a 17 mm e flósculo inferior com estames.

Dispositivos de operação

O dispositivo de entrada na lagoa é, normalmente, constituído por uma tubagem horizontal em “T”, perfurada a meia cana, e instalada perpendicularmente à direcção do escoamento (Figura 2.9). Assim, a alimentação é distribuída homogeneamente através da secção transversal da lagoa, minimizando-se o aparecimento de zonas mortas e de curto-circuito hidráulico e optimizando-se o volume disponível para a remoção de poluentes.

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



Figura 2.9 – Tubagem de alimentação do leito

A recirculação do efluente pode ser uma opção incluída no sistema, para permitir uma flexibilidade na operação (funcionamento dos leitos em paralelo ou em série). Contudo, trata-se de uma opção de recurso e, mesmo que instalada, não é muito utilizada porque aumenta consideravelmente os custos de operação. A sua utilização está confinada a sistemas onde a afluência é marcadamente sazonal em termos de cargas, ou quando a sua variação entre o ano de arranque e o de horizonte é significativa, podendo a sua utilização ajudar a manter um fluxo de cargas hidráulicas, orgânicas e inorgânicas que permitem a manutenção do desempenho do leito e das plantas. Normalmente, inclui um sistema elevatório para recircular o efluente final para a entrada das lagoas.

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

2.3.4 Parâmetros de dimensionamento e controlo

Os principais parâmetros hidráulico-sanitários utilizados para o controlo da operação de LESH são: tempo de retenção hidráulico (TRH), carga hidráulica, carga orgânica aplicada (COA), carga de azoto aplicada (CNA), carga de sólidos (CSA) velocidade transversal e área específica superficial por habitante-equivalente (AES), apresentando-se os valores característicos de alguns destes parâmetros na Tabela 2.6.

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

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

A carga hidráulica representa o caudal escoado por unidade de área, sendo, no caso dos sistemas por filtração numericamente igual à velocidade média aparente de escoamento. O desenvolvimento de biofilme, raízes e plantas, associado à acumulação de sólidos e à desfragmentação do material de enchimento provoca o aumento da perda de carga do escoamento e, conseqüentemente, contribui para a colmatação progressiva do meio diminuindo a área disponível para a percolação assim como o volume disponível para tratamento.

A carga orgânica (em termos de CBO ou CQO), a carga de azoto e a carga de sólidos representam a carga mássica de poluentes aplicada por unidade de área ou por unidade de volume no tempo. No projecto e na operação de LESH é comum utilizar-se o critério de carga superficial, calculada em função do caudal médio diário, da concentração média diária de poluentes, da área total ou efectiva do leito.

3. CARACTERÍSTICAS HIDRODINAMICAS EM LEITOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL

3.1 Transporte de solutos subsuperficial

A análise do funcionamento hidráulico-sanitário de LESH é, usualmente, baseada na estimativa de parâmetros de carga e do TRH e na avaliação do rendimento do sistema com base em resultados analíticos. A componente de escoamento hidráulico e os mecanismos associados ao transporte de solutos são, frequentemente, negligenciados, quando, como referem Albuquerque (2003) e Kadlec e Wallace (2008), podem constituir factores que influenciam o rendimento dos sistemas.

O transporte de partículas, quer do líquido, quer de sólidos (solutos) presentes na fase aquosa de LESH é governada por leis elementares da conservação da massa, energia e quantidade de movimento. O transporte de solutos ou transporte de massa (e.g. poluentes orgânicos e inorgânicos) é determinado pela acção conjunta de mecanismos como o transporte de massa por advecção, dispersão ou difusão, a sorção (adsorção e absorção) e alterações químicas e bioquímicas (e.g. biodegradação). Esta mobilidade pode ser afectada por características intrínsecas do meio (e.g. porosidade, tipo de material utilizado e superfície específica), pela quantidade, tipo e forma de crescimento da biomassa, pelas condições de funcionamento hidráulico-sanitárias (e.g. velocidade e direcção do escoamento e carga orgânica aplicada), pelas suas características físicas (e.g. geometria, relação comprimento/largura ou altura/diâmetro e sistema de ventilação) e pelas características das plantas (e.g. espécie e profundidade e dimensão dos rizomas), como referido em EPA (1999), IWA (2000) e Kadlec e Wallace (2008).

A quebra de rendimento do tratamento de LESH está, muitas vezes, associada à ocorrência de mecanismos que provocam uma irregular distribuição quer dos compostos poluentes, quer dos subprodutos libertados durante o tratamento (e.g. zonas pouco irrigadas, zonas de volume morto, curto-circuito hidráulico, recirculações internas e dispersão). Nestes termos, a avaliação das características hidrodinâmicas no meio poroso revela-se fundamental para a detecção de problemas de funcionamento e o estabelecimento de procedimentos de operação adequados.

Nos LESH assume-se que o escoamento é laminar, também designado de fluxo pistão, com número de Reynolds (Re) inferior á unidade, assumindo-se que cada elemento de volume abandona o meio nas mesmas condições que entrou (*i.e.* cada

elemento está exposto à mistura reaccional durante o mesmo período de tempo), de forma uniforme e sem se verificar mistura (Santamaria *et al.* (1999), Vymazal e Kropfelova (2008), Kadlec e Wallace (2008)). Este tipo de escoamento assume que o perfil de velocidades é uniforme (van Genuchten (1980), van Genuchten e Alves (1982), Santamaria *et al.* (1999)), ou seja, a velocidade é independente da posição radial, pressupondo, ainda, que não existe gradiente na direcção radial e ausência de dispersão na direcção axial (*i.e.* o transporte é essencialmente advectivo).

O transporte de massa por advecção é caracterizado por movimentos descritos pela velocidade intrínseca média das partículas do fluido, assumindo que todas se movem com a mesma velocidade, não havendo, no caso do regime laminar, flutuações em torno do valor médio temporal. Em LESH, o escoamento dá-se, em geral, no plano xy, sendo comum utilizar-se uma velocidade média aparente (U) e uma velocidade média intersticial (v), na direcção longitudinal.

Na prática, contudo, tal não acontece já que a velocidade de cada partícula pode diferir de v . As principais razões para esta ocorrência relacionam-se com o transporte de massa por difusão, já que, à escala microscópica, todo o transporte é afectado pelos gradientes de concentração, pela tortuosidade do meio e pela heterogeneidade dos poros, que produzem quebra da uniformidade da velocidade. A velocidade média das partículas que se deslocam no centro dos poros é, geralmente, superior à das que se deslocam próximo dos grãos e, por outro lado, a tortuosidade do meio obriga-as a mudar frequentemente de direcção (Bear and Verruijt (1998)). Quando o transporte dispersivo mecânico (Figura 3.1.a) e Figura 3.1.b)) se torna relevante, o regime de escoamento pode afastar-se do laminar, tornando-se de transição.

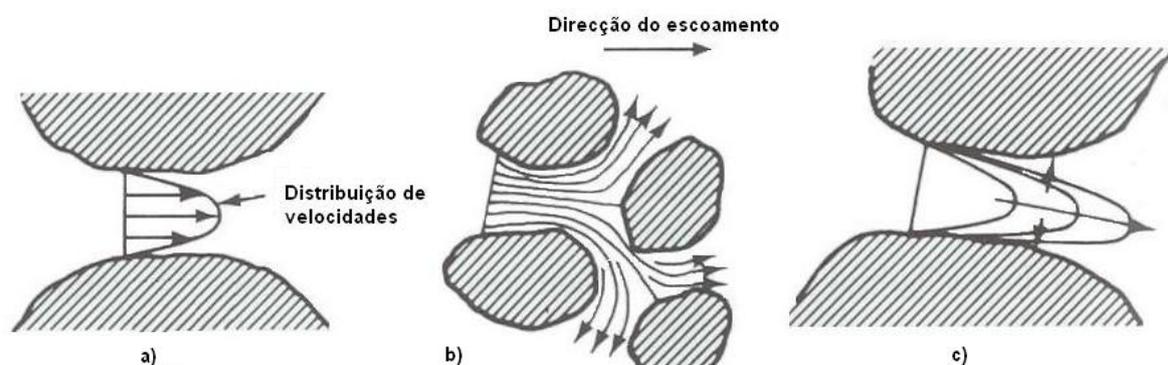


Figura 3.1. – Representação esquemática do transporte dispersivo: a) e b) transporte dispersivo mecânico; c) difusão molecular (adaptada de Bear and Verruijt (1998))

O mecanismo de difusão molecular (Figura 3.1.c)) ao longo de um gradiente de concentração pode, quando o escoamento é quase permanente, de acordo com Bedient *et al.* (1999), ser explicado pela primeira lei de Fick, que assume que a quantidade de soluto que atravessa uma secção, por unidade de tempo, é proporcional à diferença de concentração que se verifica na vizinhança dessa secção e inversamente proporcional à distância que as separa. Nestes termos, pode considerar-se que o transporte dispersivo, à escala microscópica, resulta da combinação dos mesmos factores que influenciam o transporte difusivo, admitindo-se proporcional ao gradiente de concentrações, acrescido das condições hidrodinâmicas.

A equação fundamental do transporte de poluentes em meios porosos é a da conservação da massa, de acordo com a qual, a quantidade de massa que entra num troço do meio é igual à que sai, deduzida da que ficou retida e adicionada da que foi produzida, por acção de processos abióticos e bióticos, no mesmo troço, num dado intervalo de tempo. Durante o transporte de massa processam-se reacções químicas e bioquímicas mais ou menos rápidas, reversíveis ou irreversíveis, entre a matriz aquosa, o meio poroso sólido e os solutos, podendo retardar ou acelerar os processos envolvidos, sendo este mecanismo designado por transporte reactivo.

Os mecanismos mais frequentes são a sorção, a degradação química e a degradação bioquímica (biodegradação). A sorção compreende os mecanismos de absorção e de adsorção. A absorção consiste, genericamente, no transporte de solutos para o interior de uma matriz de material absorvente por acção de forças de natureza química ou física. A adsorção ocorre quando, na presença de um fluído gasoso, os solutos são removidos do meio líquido e immobilizados à superfície de uma matriz, em geral sólida, por forças electrostáticas (adsorção física) ou químicas (adsorção química). Quando o soluto se desprende da matriz e regressa ao fluído, o mecanismo é designado por dessorção.

A degradação de compostos pode ocorrer, quer através de processos abióticos (degradação química), sendo os mecanismos mais comuns a hidrólise, as reacções de oxidação-redução e certas reacções de eliminação, quer por acção de microrganismos (degradação biológica ou biodegradação), aparecendo, como produtos finais, entre outros, dióxido de carbono, água e compostos inorgânicos simples (e.g. amónio e nitratos).

A perda de massa devida ao decaimento químico, tem sido associada à degradação do soluto, quer na fase aquosa, quer quando este se encontra aglomerado à matriz sólida (Van Genuchten e Alves (1982)), assumindo-se que a taxa de eliminação é proporcional à sua concentração, de acordo com uma reacção de primeira ordem.

3.2 Avaliação das características hidrodinâmicas

3.2.1 Realização de ensaios de traçagem

Um dos métodos aplicáveis ao estudo das características hidrodinâmicas LESH, desde que o escoamento seja considerado quase permanente, são os ensaios de traçagem que, ao detectarem e avaliarem desvios do escoamento ideal, podem permitir otimizar as condições de funcionamento do sistema. A caracterização do escoamento é abordada com base na interpretação da distribuição dos elementos de volume à saída do sistema, utilizando ferramentas como o método dos momentos (Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandejas (2007)).

A realização de ensaios de traçagem permite identificar esta distribuição e definir uma função densidade dos tempos de residência dos elementos de volumes que é comum designar por curva de distribuição dos tempos de residência (curva DTR). A informação obtida pode ser utilizada para a avaliação de interferências no escoamento, tornando-se uma fonte de informação importante para a detecção de problemas de operação, a definição de planos de acção e o estabelecimento de critérios de dimensionamento para sistemas semelhantes.

Uma das técnicas mais utilizadas é a de estímulo-resposta (Santamaria *et al.* (1999), Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandejas (2007)) que permite determinar as curvas DTR. Consistem, basicamente, na introdução de um composto não reactivo (traçador) com o meio, à entrada do leito (estímulo), e na avaliação da reacção à saída (resposta), através de uma curva $C(t)$. Os elementos de volume do traçador tomam diferentes percursos ao longo do leito, o que lhes confere diferentes tempos de residência no interior do mesmo. A distribuição desses tempos é que define a curva DTR.

A distribuição das idades externas dos vários elementos de volume, para o ensaio por injeção discreta de um volume de traçador, é uma função densidade de probabilidades, com unidades de T^{-1} , definida pela fracção dos elementos de volume à saída do ponto de detecção, com tempos de residência entre t e $t+dt$, designada por $E(t)$. O somatório das fracções, para todos os tempos de residência, será, portanto, igual à unidade. A relação entre as curvas $E(t)$ e $C(t)$ é dada pela seguinte expressão (Santamaria *et al.* (1999)):

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (3.1)$$

A informação recolhida nos ensaios de traçagem pode ser utilizada para o diagnóstico do funcionamento, a modelação ou a previsão de cenários do leito. A análise e interpretação das curvas DTR incluem, em geral, a determinação de propriedades da distribuição, através da estimativa de momentos, como o tempo médio de residência (t_m) e a variância (s^2), e o ajustamento paramétrico de modelos teóricos aos dados experimentais.

t_m , primeiro momento da curva $E(t)$, com unidades T, representa o centróide da área definida pela curva e pode ser determinado através da integração da área sob a curva (Eq. (3.2)). A variância (s^2), segundo momento da curva $E(t)$, reflecte a dispersão da distribuição, tem unidades T^2 e pode ser estimada a partir do primeiro momento (Eq. (3.3)). A maior ou menor dispersão dos pontos numa curva resposta permite avaliar se o escoamento se aproxima ou se afasta do ideal fluxo pistão.

$$t_m = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) dt \quad (3.2)$$

$$s^2 = \int_0^{\infty} (t - t_m)^2 \cdot E(t) dt \quad (3.3)$$

Para mais facilmente se compararem os resultados de vários ensaios, é usual, de acordo com Santamaria *et al.* (1999), estimar o tempo médio de residência adimensional ($t_{(m,\theta)}$), que traduz o quociente t_m/τ , sendo τ o tempo de retenção hidráulico teórico (dado pelo quociente entre o volume útil do meio poroso (V_u) e o caudal médio afluente (Q)). Outro parâmetro normalmente estimado é a variância adimensional (s^2_{θ}), que traduz a relação s^2/t_m^2 .

A ocorrência de zonas pouco irrigadas, zonas de volume morto, curto-circuito hidráulico e de recirculações internas (Figura 3.2.) pode ser detectada através da interpretação da variação de $t_{(m,\theta)}$ e da taxa de recuperação de traçador. Esta última, reflecte a razão entre a massa total de traçador detectada no efluente (M_s) e a massa inicialmente introduzida (M_0), tal como se pode observar nos estudos de Chazarenc *et al.* (2003), Martinez e Wise (2003) e Albuquerque e Bandeiras (2007).

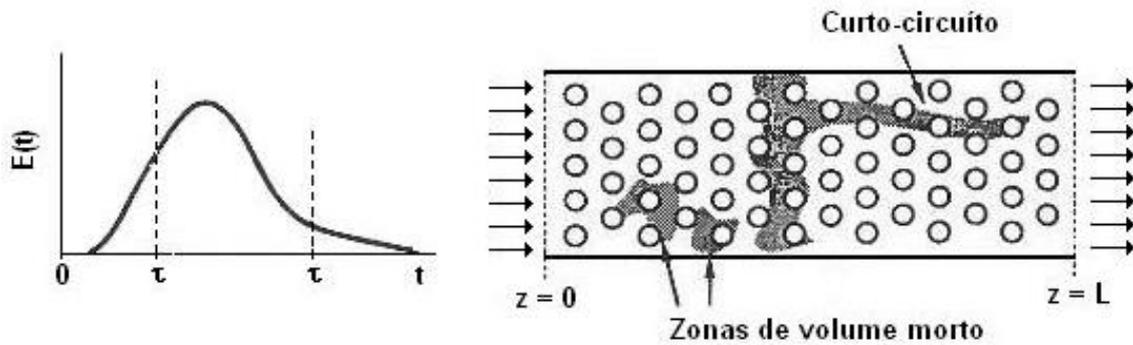


Figura 3.2. – Representação esquemática do desenvolvimento de zonas mortas e curto-circuito hidráulico num estímulo por impulso discreto (adaptada de Santamaria *et al.* (1999))

O valor de $t_{(m,\theta)}$ pode ajudar a identificar as causas da maior ou da menor retenção de líquido no interior do leito. Se o seu valor for superior à unidade, significa que o centro de massa do impulso está atrasado relativamente ao esperado e, conseqüentemente, indica a retenção de traçador no sistema, normalmente em zonas pouco irrigadas. No caso contrário, significa que a maior parte do traçador saiu do leito mais depressa do que teoricamente esperado e, logo, sugere a ocorrência de zonas de volume morto precursoras de curto-circuito hidráulico.

M_s pode ser calculado através da seguinte expressão (Santamaria *et al.* (1999)):

$$M_s = \int_0^{\infty} Q C(t) dt \quad (3.4)$$

A massa de traçador que entrou no sistema (M_0) pode ser estimada através do produto entre a sua concentração inicial e o volume de traçador injectado (V_i).

Alguns dos mecanismos atrás mencionados podem retardar a saída do traçador, que se manifesta, na prática, por uma cauda mais ou menos longa na curva de resposta ao ensaio. Para minimizar este efeito, além da selecção de um traçador não reactivo, o tempo de ensaio deve ter uma duração suficiente, que permita a colecta da totalidade do traçador à saída, sendo comuns valores entre três a dez vezes superior a τ .

A taxa de recuperação de traçador (M_s/M_0) pode, também, fornecer informações sobre os mecanismos causadores de resistência ao escoamento. Valores baixos daquele rácio, podem indicar a ocorrência de mecanismos de retenção no meio poroso se, simultaneamente, se observarem longas caudas na curva de resposta. O valor de M_s

pode ser estimado através da integração gráfica da área sob a curva resposta $C(t)$ e do caudal escoado.

Como referem Martinez e Wise (2003), em LESH, podem considerar-se 3 tipos de zonas com diferentes resistências ao escoamento: zonas de escoamento efectivo, zonas pouco irrigadas ou estagnadas (onde o escoamento tem maior resistência) e zonas de volume morto (sem escoamento). Estas últimas contribuem para o aumento do curto-circuito hidráulico, podendo daí resultar a diminuição da eficiência da remoção de poluentes.

3.2.2 Utilização de modelos matemáticos para estimar parâmetros caracterizadores da hidrodinâmica

O recurso à modelação matemática pode ajudar a simular os mecanismos detectados e na estimativa de parâmetros caracterizadores da dispersão. As condições iniciais e de fronteira para o sistema dependem, essencialmente, da forma como se produz a distribuição dos elementos de volume à entrada, e se determina a resposta à saída, e do tipo de estímulo utilizado. A definição das condições de fronteiras incluem, normalmente, abordagem ao fenómeno dispersivo e ao gradiente de concentrações no limite a montante ou a jusante, como demonstram os resultados dos estudos de van Genuchten e Alves (1982), Albuquerque e Bandeiras (2007) e Araújo *et al.* (2008).

A dispersão longitudinal pode ser quantificada através do ajustamento paramétrico de soluções analíticas de modelos como a equação de Advecção-Dispersão-Reacção (ADR) (van Genuchten e Alves (1982), Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Santana (2004), Albuquerque e Bandeiras (2007), Kadlec e Wallace (2008)) ou o modelo de N Tanques em Série (NTS) (Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandeiras (2007), Kadlec e Wallace (2008)), utilizando técnicas como os métodos dos momentos ou não linear dos mínimos quadrados (Albuquerque e Bandeiras (2005)).

As condições iniciais e de fronteira para o sistema dependem, essencialmente, da forma como se produz a distribuição dos elementos de volume à entrada, e se determina a resposta à saída, e do tipo de estímulo utilizado. A definição das condições de fronteiras pode incluir várias abordagens, sendo as mais utilizadas as que se referem ao fenómeno dispersivo e ao gradiente de concentrações no limite a montante ou a jusante. O recurso a métodos não lineares dos mínimos quadrados tem-se revelado mais fiável para a estimativa de parâmetros caracterizadores do regime de escoamento, em especial quando as interferências são de natureza

complexa, como demonstram os resultados dos estudos de van Genuchten e Alves (1982), Chazarenc *et al.* (2003), Martinez e Wise (2003) e Araújo *et al.* (2008)).

Modelo de Advecção-Dispersão-Reacção (ADR)

Uma das formulações matemáticas que combina os mecanismos de advecção, dispersão mecânica e difusão é a equação ADR que traduz o transporte advectivo-dispersivo em meios porosos (Bear and Verruijt (1998), Bedient *et al.* (1999)):

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.5)$$

onde R é o factor de retardamento e D o coeficiente de difusão molecular. R é adimensional e exprime a variação da massa de soluto devido à ocorrência de reacções químicas como a adsorção. Sempre que ocorre adsorção, assume valores superiores à unidade.

De acordo com Bedient *et al.* (1999), se o transporte for maioritariamente advectivo, o movimento de solutos aproxima-se do ideal fluxo pistão. Se o transporte for maioritariamente difusivo, o escoamento pode afastar-se ideal do fluxo pistão. A contribuição do termo difusivo na Eq. (3.5) está incluída no termo que caracteriza a dispersão (D). Na maioria dos casos práticos, o segundo termo é muito superior ao primeiro e negligencia-se este último.

Em LESH, com meio poroso homogéneo, isotrópico, onde a lei de Darcy é válida, saturado e com espessura conhecida, os efeitos do movimento do líquido na direcção vertical são desprezáveis em relação ao movimento vertical (Bedient *et al.* (1999), Bear e Verruijt (1998)) e o escoamento é considerado próximo do fluxo pistão.

Considerando as unidades adimensionais $\theta_i = t/\tau$ e $\zeta_i = z/L$, a Eq. (3.5) transforma-se na seguinte forma 1-D adimensional:

$$R \frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{vL} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial \zeta^2} - \frac{\partial C}{\partial \zeta} \quad (3.6)$$

onde θ representa tempo de retenção, ou de residência, hidráulico adimensional, ζ a direcção na vertical adimensional e (D/vL) o número de dispersão ou módulo da dispersão (N_d), que permite avaliar a extensão deste parâmetro e que é igual ao inverso do número de Peclet (P_e) (van Genuchten (1980); van Genuchten e Alves

(1982), Kadlec e Wallace (2008)). Na Tabela 3.1. apresenta-se a relação de N_d com a intensidade da dispersão.

Tabela 3.1. - Variação do número de dispersão para diferentes graus de dispersão (Santamaria *et al.* (1999))

Grau de dispersão	Valores típicos de N_d
Fluxo pistão ideal	0
Pequena dispersão	0.000 – 0.002
Dispersão intermédia	0.002 – 0.025
Forte dispersão	0.025 – 0.200
Mistura completa ideal	Aproxima a infinito

Modelo com N Tanques em Série (NTS)

O princípio de funcionamento do modelo de N Tanques em Série (NCS) assenta no escoamento através de N tanques de igual volume e igualmente agitados, colocados em série, admitindo que a distribuição de concentrações de soluto no enésimo compartimento é dado pela Eq. (3.7). A concentração de soluto em cada compartimento, em cada instante, é obtida através de balanços de massa realizados a cada unidade individualmente, conduzindo à seguinte condição (Santamaria *et al.* (1999)):

$$QC_1 = V_1 \frac{dC_1}{dt}, (QC_1 - QC_2) = V_2 \frac{dC_2}{dt}, K, (QC_{(N-1)} - QC_N) = V_N \frac{dC_N}{dt}, \quad (3.7)$$

Admitindo $\tau_i = V_i/Q$ e as condições $C_{(N+1)} = 0$ e $t = 0$ e integrando em relação a variável tempo resulta a seguinte sequência:

$$C_1 = C_0 \frac{1}{\tau_1} \exp(-t/\tau_1), C_2 = C_0 \frac{t}{\tau_2^2} \exp(-t/\tau_2), K$$

$$K, C_N = C_0 \frac{t^{(N-1)}}{(N-1)! \tau_N^N} \exp(-t/\tau_N) \quad (3.8)$$

As respectivas curvas $E(t)$ de acordo com Levenspiel (1986) e Santamaria *et al.* (1999), são dadas pela Eq. (3.7).

$$E_{1(t)} = \frac{1}{\tau_1} \exp(-t/\tau_1), E_{2(t)} = \frac{t}{\tau_2^2} \exp(-t/\tau_2)$$

$$K, E_{N(t)} = \frac{t^{(N-1)}}{(N-1)! \tau_N^N} \exp(-t/\tau_N) \quad (3.9)$$

Em unidades adimensionais a solução generaliza-se à seguinte expressão:

$$E(\theta) = \frac{N^N}{(N-1)!} \theta^{(N-1)} \exp(-N\theta) \quad (3.10)$$

Para valores de N superiores a quatro a curva torna-se cada vez mais simétrica e semelhante a uma distribuição normal, indicando que o escoamento se aproxima do ideal fluxo pistão. Valores de N inferiores a quatro indicam que o escoamento se afasta do ideal fluxo pistão. O valor inicial de N, de acordo com Santamaria *et al.* (1999), pode ser estimado a partir do inverso da variância da curva DTR adimensional ($N = 1/s_0^2 = t_m^2/s^2$).

Estimativa de parâmetros característicos através de ajustamento paramétrico

No ajustamento de soluções analíticas a dados experimentais é comum utilizar-se as concentrações ($\Psi_i = C_i/C_0$), o tempo ($\theta_i = t_i/\square$) e as distâncias ($\zeta = z_i/L$) em valores adimensionais para mais facilmente comparar resultados de vários ensaios à mesma escala (Santamaria *et al.* (1999)). Obtém-se, desta forma, uma curva resposta normalizada $E(\theta)$, dada pela Eq. (3.11), que mais não é que a função $E(t)$ expressa em unidades adimensionais, sendo θ o tempo de residência adimensional.

$$E(\theta) = t_m \cdot E(t) \quad (3.11)$$

A curva resposta $E(\theta)$ de um determinado ensaio pode ser, então, numericamente comparada com as de outros, bem como com as $E(\theta)$ características de vários modelos teóricos. As curvas $E(t)$ e $E(\theta)$ constituem as curvas DTR na forma dimensional e adimensional, respectivamente.

4. PLANO DE TRABALHOS

Para a concretização dos objectivos propostos elaborou-se um Plano de trabalhos que incluiu duas series de ensaios de traçagem (injecção discreta de traçador salino, com volume e concentração pré-estabelecidas) em dois LESH, tendo a resposta sido detectada instantaneamente em 3 pontos através de um conductímetro, tal como apresentado na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. – Plano de trabalhos (Fase experimental)

Série	Ensaio	Comprimento de leito (m)	Ponto de amostragem	Carga aplicada em cada secção ¹⁾		Presença de vegetação
				(g CQO m ⁻² d ⁻¹)	(g N m ⁻² d ⁻¹)	
I	I.1	0,33	P2	60,0	6,0	Não
	I.2	1,00	P5	20,0	2,0	Não
	I.3	1,90	P8	10,6	1,1	Não
II	II.1	0,33	P2	60,0	6,0	Sim
	II.2	1,00	P5	20,0	2,0	Sim
	II.3	1,90	P8	10,6	1,1	Sim

¹⁾ Calculada em relação à área útil (Au)

Os ensaios foram realizados cerca de 1 ano após os leitos terem sido colonizados, em condições de cargas orgânica e de azoto de 300 mg CQO L⁻¹ e 30 mg N-NH₄ L⁻¹, para uma carga hidráulica constante (0,035 m³ m⁻² d⁻¹). Com estes ensaios pretendeu-se identificar mecanismos responsáveis pela alteração das condições hidrodinâmica nos leitos (e.g. dispersão longitudinal e volume morto), bem como avaliar a sua influência na remoção de CQO e N-NH₄.

Tendo em atenção as condições de realização dos ensaios seleccionaram-se duas soluções analíticas, uma do modelo de NTS (com volume morto) e outra do modelo de ADR (grande intensidade, sistema *aberto-aberto*), desenvolvidas para condições de fronteira próximas das dos ensaios experimentais, a fim de serem estimados parâmetros caracterizadores da dispersão (N, V_m e Nd). Para a realização de ajustamento paramétrico dos modelos aos dados experimentais foi utilizado o software DAFO (Albuquerque e Mendes, 2008).

Na Figura 4.2 apresenta-se um cronograma relativo à parte experimental.

Tabela 4.2. – Cronograma de trabalhos (Fase experimental)

Tarefas	1º trimestre	2º trimestre	3º trimestre
1. Preparação dos leitos	■		
2. Execução dos ensaios			
Série I	■		
Série II		■	
3. Tratamento dados		■	■
5. Ajustamento paramétrico			■

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Instalações laboratoriais

Para a realização do plano experimental, utilizaram-se duas instalações piloto à escala laboratorial, construídas em acrílico e de dimensões 2,0 m x 0,8 m x 0,7 m (Figura 5.1), cujo aspecto é apresentado nas Figuras 5.1 (Série I) e 5.2 (Série II).

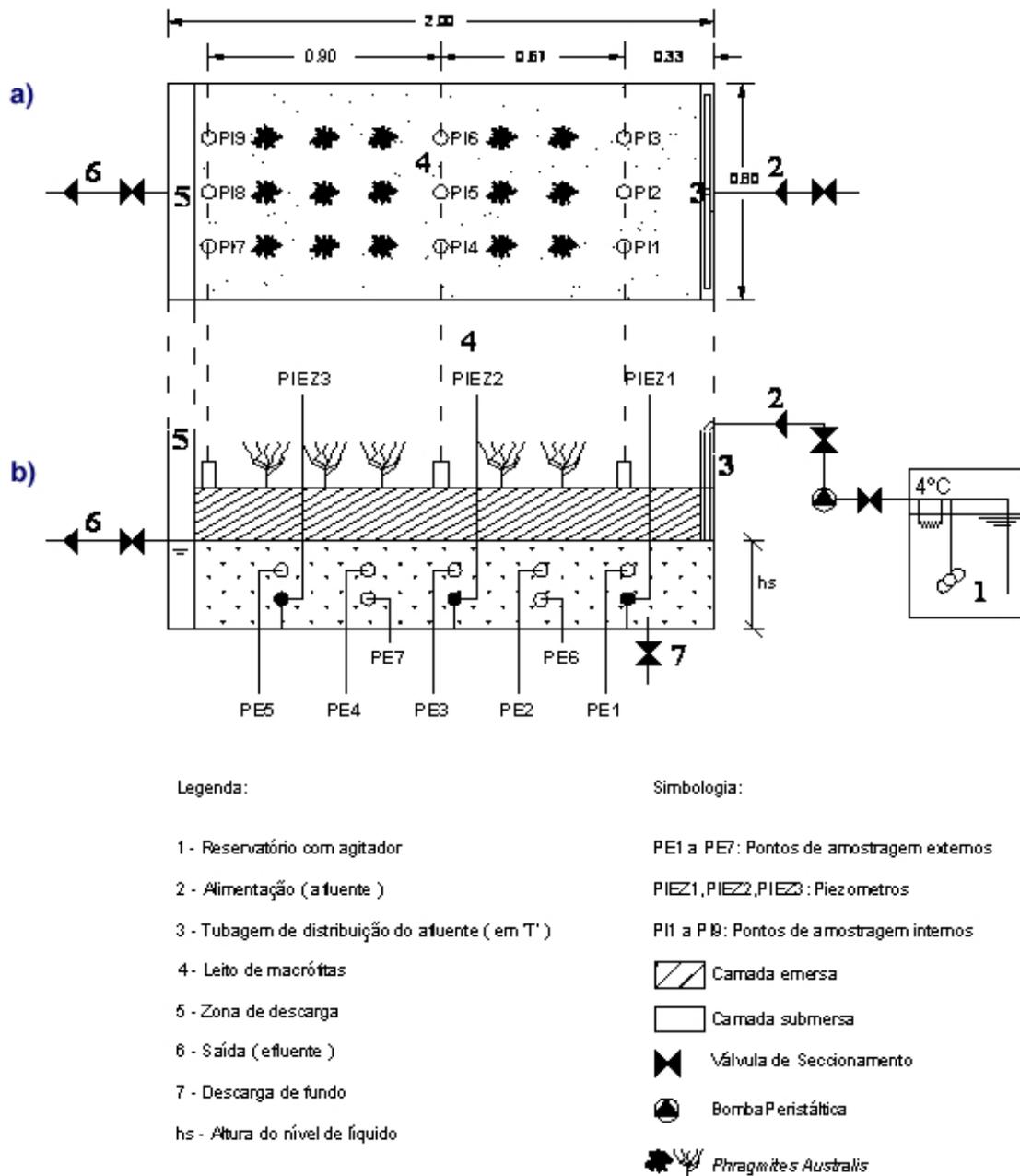


Figura 5.1 – Representação esquemática da instalação laboratorial: a) planta; b) vista lateral



Figura 5.2 – Instalação laboratorial sem vegetação utilizada nos ensaios da Série I

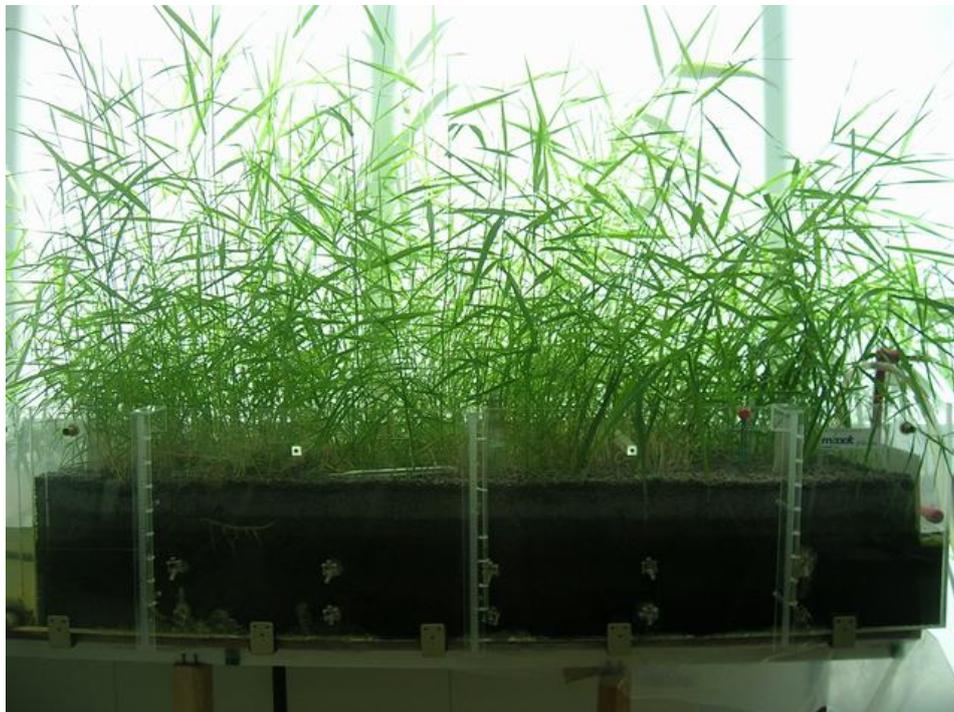


Figura 5.3 – Instalação laboratorial com vegetação utilizada nos ensaios da Série II

Utilizou-se, como meio de enchimento, uma argila expandida com a designação comercial de Filtralite NR 4-8mm, fornecida pela empresa MAXIT – argilas expandidas S.A., apresentando-se as características do material e do leito na Tabela 5.1 e algumas imagens do material nas Figuras 5.4. e 5.5. Um dos leito foi colonizado com *Phragmites australis*.

Foram instalados nove pontos de amostragem internos (P1 a P9) ao longo dos leitos, para permitir a recolha de amostras e a detecção de traçador, como se pode observar nas Figuras 5.1 e 5.2. Os pontos de amostragem internos foram elaborados em rede de arame com malha de 0,5 x 0,5 cm, moldada numa forma cilíndrica, e revestidos com geotextil para impedir a entrada de partículas do material de enchimento.



Figura 5.4 – Filtralite NR: grão seco



Figura 5.5 – Filtralite NR: grãos colonizados no leito

Tabela 5.1 – Características da instalação laboratorial e do meio de enchimento

Características	P2	P5	P8
Leito			
Comprimento (m)	0,33	1,00	1,90
Largura (m)	0,8		
Nível de água (m)	0,2		
Altura do meio de enchimento (m)	0,5		
Porosidade	0,45		
Área útil (m ²)	0,12	0,36	0,68
Volume útil (m ³)	0,024	0,072	0,136
Declive (%)	1		
Grão			
Diâmetro médio da partícula (mm)	4 - 8		
Superfície específica (m ² m ⁻³)	1250		
Diâmetro médio da partícula (mm)	700 - 1250		

O volume útil e a área útil foram calculados tendo em atenção o comprimento máximo admitido para o leito (1,90 m), ou seja, entre o ponto de alimentação e o ponto onde foram localizados os pontos de amostragem PI7, PI8 e PI9 (ver Figura 5.1). Em estudos anteriores realizados por Renker e Albuquerque (2007), Albuquerque e Bandejas (2007) e Araújo *et al.* (2008), numa das instalações, admitiu-se o ponto PI8 como representativo das condições à saída. Os ensaios de traçagem e monitorização efectuados neste ponto, localizado a cerca de 1 cm do ponto de descarga (ponto 5 assinalado na Figura 5.1 e Figura 5.7.), revelaram resultados similares aos efectuados no ponto de descarga. Nestes termos, o ponto PI8 foi seleccionado para a monitorização do efluente final nos ensaios realizados neste estudo.

A alimentação foi efectuada através de um tubo em “T” perfurado longitudinalmente (Figura 5.6.). O escoamento ocorreu de forma subsuperficial e horizontalmente. Foram instalados três piezómetros, referenciados como PIEZ1, PIEZ3 e PIEZ5, para medição da carga hidrostática ao longo do leito. A temperatura dentro do laboratório foi mantida próxima dos 20 °C.



Figura 5.6 – LESH laboratorial: dispositivo de alimentação no leito com vegetação



Figura 5.7 - LESH laboratorial: dispositivo de descarga final no leito com vegetação

5.2 Fonte de alimentação

O meio de alimentação utilizado foi sintético e representativo de uma água residual doméstica. Incluiu um meio mineral, uma fonte de carbono (acetato de sódio) e uma fonte de azoto (cloreto de amónio), também utilizados por Albuquerque (2003) e Renker e Albuquerque (2007). Este meio base foi enriquecido com uma solução de oligoelementos, de cloreto de férrico, de sulfato de magnésio, de cloreto de cálcio e uma solução tampão (para regular o pH), de acordo com as características

apresentadas em Dang *et al.*, (1989), estando as proporções base utilizadas e composição indicadas na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Soluções usadas para preparar a solução de alimentação nos ensaios experimentais

Solução	Composição	Concentração (g L ⁻¹)	Volume usado na alimentação (mL L ⁻¹)
Tampão	KH ₂ PO ₄	8,50	2
	K ₂ HPO ₄	21,75	
	Na ₂ HPO ₄ *7H ₂ O	33,40	
	NH ₄ Cl	1,70	
Sulfato de magnésio	MgSO ₄ *7H ₂ O	22,50	0,2
Cloreto de cálcio	CaCl ₂ *2H ₂ O	36,43	0,2
Cloreto de ferro (III)	FeCl ₃ *6H ₂ O	0,250	0,2
Oligoelementos	MnSO ₄ *4H ₂ O	0,040	0,2
	H ₃ BO ₃	0,060	
	ZnSO ₂ *7H ₂ O	0,040	
	EDTA	0,0555	
	FeCl ₃ *6H ₂ O	0,0445	
	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ *4H ₂ O	0,032	
Cloreto de amónio (20g N.L ⁻¹)	NH ₄ Cl	76,41	1,5
Acetato de sódio (80g C.L ⁻¹)	CH ₃ COONa*3H ₂ O	453,60	1,4

As soluções de acetato e de azoto eram preparadas de forma concentrada, sendo diluídas, de acordo com os volumes apresentados na Tabela 5.2., a fim de se obterem as cargas orgânicas e de azoto definidas na Tabela 4.1. (i.e. 300 mg CQO L⁻¹ e 30 mg NH₄-N L⁻¹).

A única fonte de carbono orgânico foi fornecida pelo acetato de sódio e assegurou-se, com a solução de cloreto de amónio, que o azoto não era limitante para os microrganismos. A aplicação das proporções indicadas na Tabela 5.2 garantiu a

manutenção de uma relação mínima entre o carbono e os nutrientes azoto e fósforo, indispensável para a actividade microbiológica.

A solução de alimentação (afluente) foi mantida numa estufa ISCO FTD 220 a 4°C, para evitar a biodegradação, e enviada para a entrada dos leitos através de uma bomba peristáltica Ismatec MCP, a um caudal de 1 L.h⁻¹.

Para evitar o desenvolvimento de biofilme no sistema de alimentação, a tubagem foi substituída a cada três dias durante a preparação da alimentação. Os tubos eram mantidos durante 3 dias numa solução de ácido clorídrico diluído a pH inferior a 2, para remoção do biofilme.

5.3 Modo de operação

Os leitos foram operados continuamente com um caudal de 1 L h⁻¹, ao qual correspondeu uma carga hidráulica de 0,035 m³ m⁻² d⁻¹ e TRH teóricos de aproximadamente 1 d, 3 d e 5,7 d (até P2, P5 e P8, respectivamente), para as cargas orgânicas e de azoto apresentadas no Tabela 4.1. Utilizaram-se 3 troços diferentes de cada leito, entre o ponto de injeção e os pontos de amostragem P2, P5 e P8 com 0,33 m, 1,00 m e 1,90 m de comprimento (ver Figura 5.1.), respectivamente, de forma a poderem ser analisadas as variações das características hidrodinâmicas ao longo dos leitos, para diferentes condições de operação.

Utilizou-se a técnica de estímulo por injeção discreta de um pequeno volume (V_i) de uma solução de cloreto de sódio (traçador), utilizado também nos estudos realizados por Albuquerque e Bandejas (2007) e Araújo *et al.* (2008), com concentração de 100 g L⁻¹, tendo a resposta sido avaliada pela variação de condutividade nos pontos de amostragem P2, P5 e P8 (Figura 5.8 e pormenor das medições nas Figuras 5.9. e 5.10.)).

Os ensaios foram efectuados com os leitos em condições *quase estacionárias*, em relação à remoção de CQO e N-NH₄, como definido em Oliveira (2008) e Albuquerque *et al.* (2009).

Para cada ensaio, e adoptando o procedimento seguido por Albuquerque e Bandejas (2007) e Araújo *et al.* (2008), registaram-se medições horárias ($\Delta t = 1h$), através de um conductímetro, sendo os resultados registados num sistema de armazenamento de dados (MULPDAS, Albuquerque e Mendes (2007)) desenvolvido no LSA da UBI (Figura 5.10)). No início de cada experiência, registou-se a condutividade residual

nos pontos de amostragem para, posteriormente, ser descontada aos valores das amostras.

A injeção do traçador foi efectuada à entrada do leito. Utilizaram-se 500 mL de solução, num intervalo de tempo inferior a 5% de τ , como recomendado por Riemer *et al.* (1980) e Santamaria *et al.* (1999). Apesar de o traçador utilizado estar referenciado como conservativo relativamente à Filtralite (Albuquerque e Bandeiras (2007)), para despistar a hipótese de adsorção nos grãos de Filtralite, realizaram-se ensaios de adsorção. Utilizaram-se soluções de NaCl com concentrações de 0 mg L⁻¹, 5 mg L⁻¹, 10 mg L⁻¹, 20 mg L⁻¹, 30 mg L⁻¹, 40 mg L⁻¹ e 50 mg L⁻¹ e uma relação sólido/líquido de 0,5 (equivalente à existente nos leitos). O método utilizado bem como os resultados destes ensaios são no Anexo I.

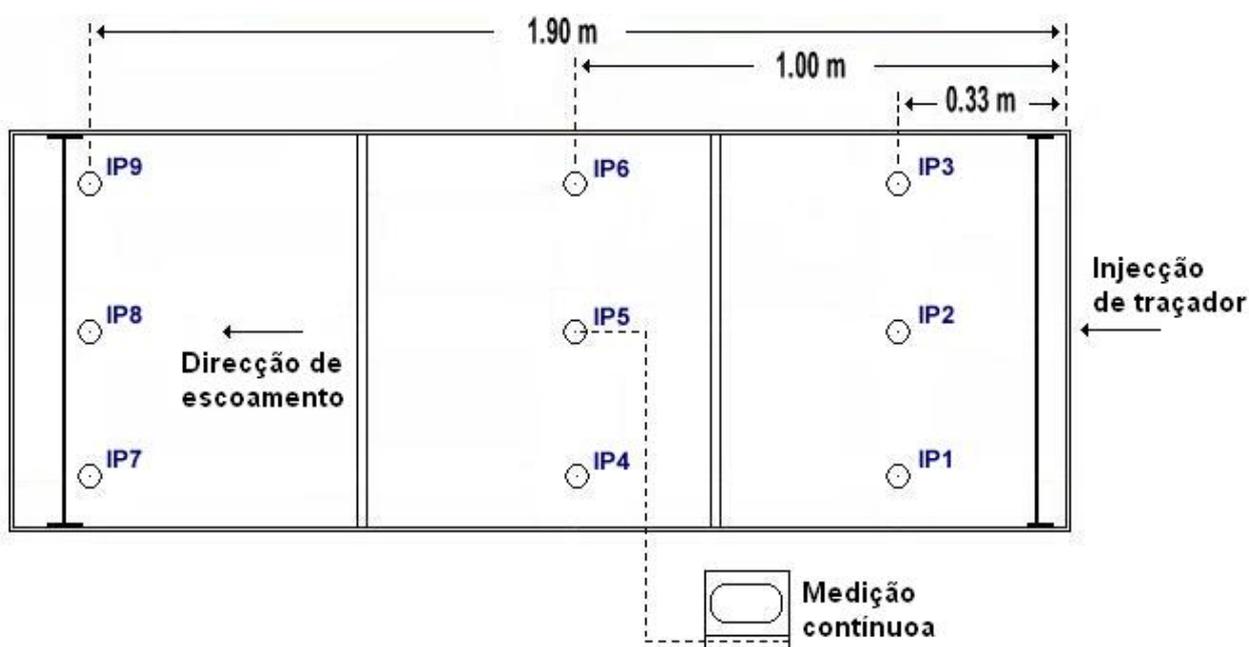


Figura 5.8 – Esquema representativo dos ensaios de traçagem

No início, a meio e no final de cada ensaio recolheram-se amostras à entrada e no respectivo ponto de amostragem para determinação da CQO e NH₄-N.



Figura 5.9 – Ensaio de traçagem: medição de condutividade no ponto 5 no leito com vegetação - ensaio II.2

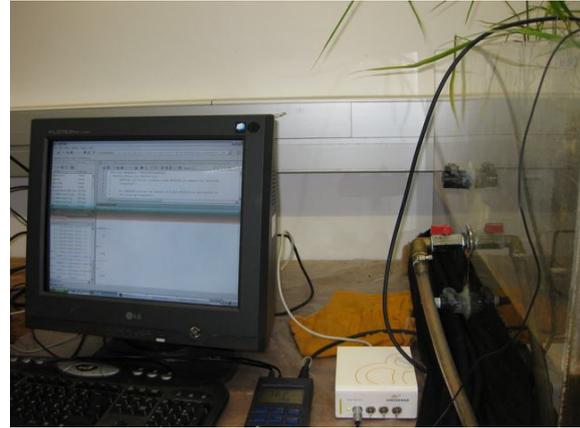


Figura 5.10 – Ensaio de traçagem: sistema de aquisição e armazenamento de dados

5.4 Métodos analíticos

Para medição da condutividade foi utilizada uma sonda TetraCon 325 ligada a um medidor multiparamétrico Multi 340i, ambos da marca WTW.

Para determinação da CQO e $N-NH_4$ foram utilizados cuvetes-teste e um espectrofotómetro de visível (340 nm a 900 nm) Cadas 50, com tecnologia de raio de referência (RBT), da HACH LANGE.

Para a CQO utilizaram-se os testes LCK 314 (15-150 $mg O_2.L^{-1}$) e LCK 514 (100- 2000 $mg O_2.L^{-1}$). O método utilizado incluiu uma oxidação com dicromato de potássio, de acordo com a norma DIN 38409-4. O $N-NH_4$ foi determinado através do teste LCK 303 (2 - 47 $mg L^{-1} N-NH_4$), de acordo com o procedimento da norma DIN 38406-5.

Para aquisição e armazenamento de dados das medições utilizou-se o software MULPDAS (Albuquerque e Mendes (2007)) e para o ajustamento paramétrico e optimização de soluções analíticas aos dados experimentais utilizou-se software DAFO (Albuquerque e Mendes (2008)), ambos desenvolvidos no Laboratório de Saneamento Ambiental da UBI no âmbito do projecto ENVIROLEARNING.

6. RESULTADOS

6.1 Determinação das curvas DTR

As curvas-resposta obtidas em cada ensaio (condutividade no tempo), foram convertidas em curvas-resposta $C(t)$ (concentração de NaCl no tempo) utilizando-se, para o efeito, a expressão deduzida da respectiva curva de calibração, apresentada na Tabela I.2. do Anexo I. A sua variação é apresentada nas Figuras 6.1. a 6.3. Os resultados globais (tempo e condutividade) para todos os ensaios são apresentados no Anexo II.

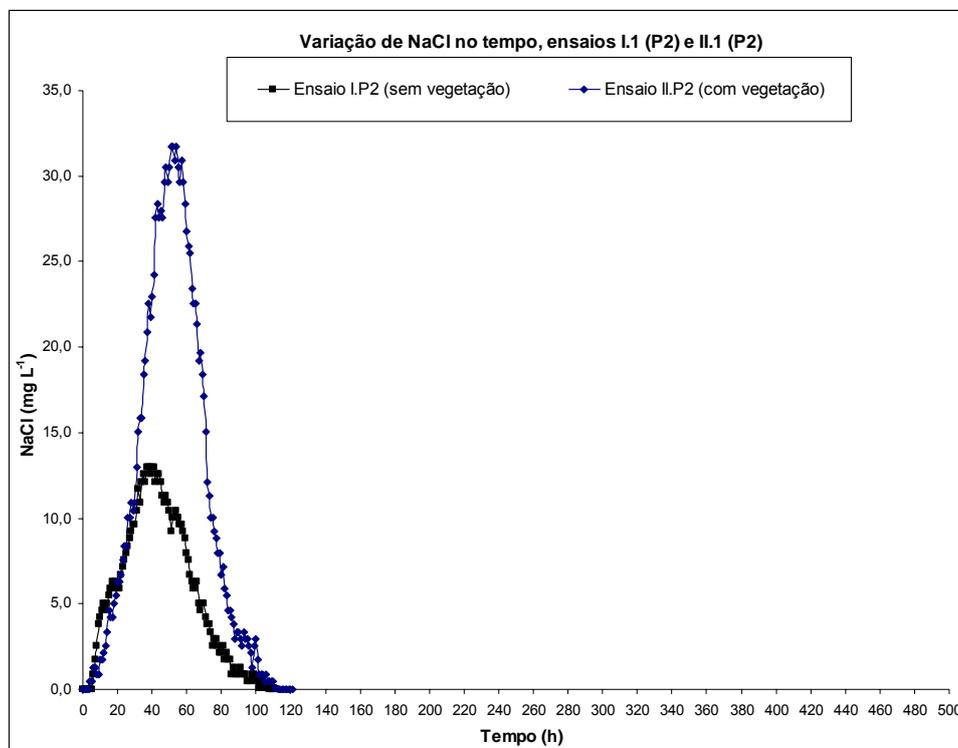


Figura 6.1. – Variação de NaCl no tempo (ensaios I.1 e II.1)

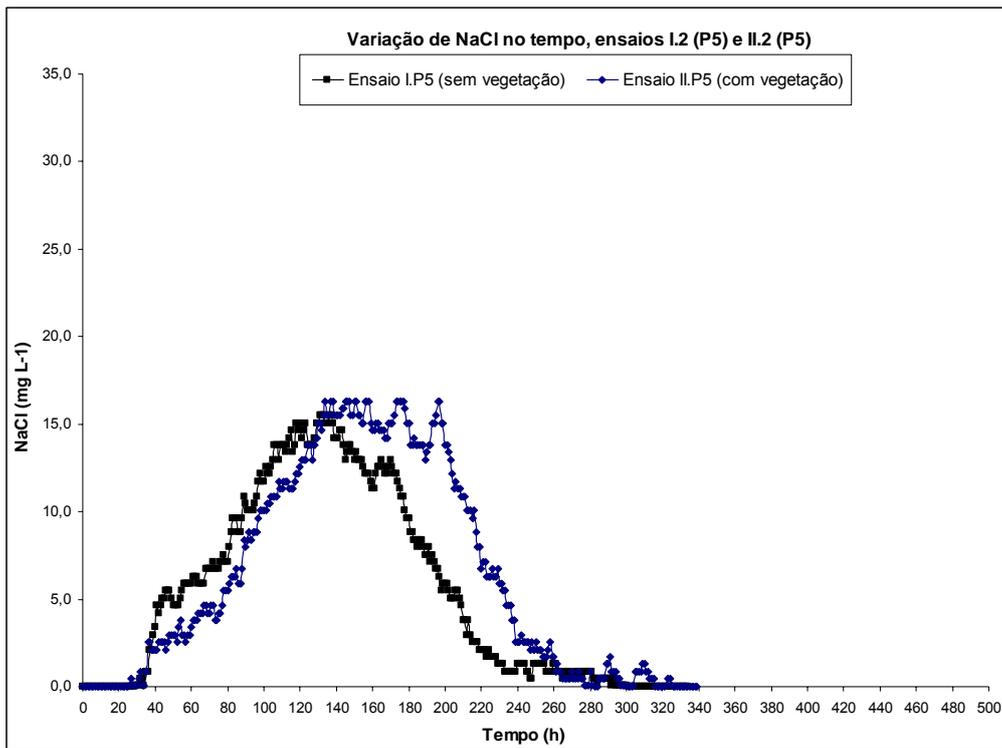


Figura 6.2. – Variação de NaCl no tempo (ensaios I.2 e II.2)

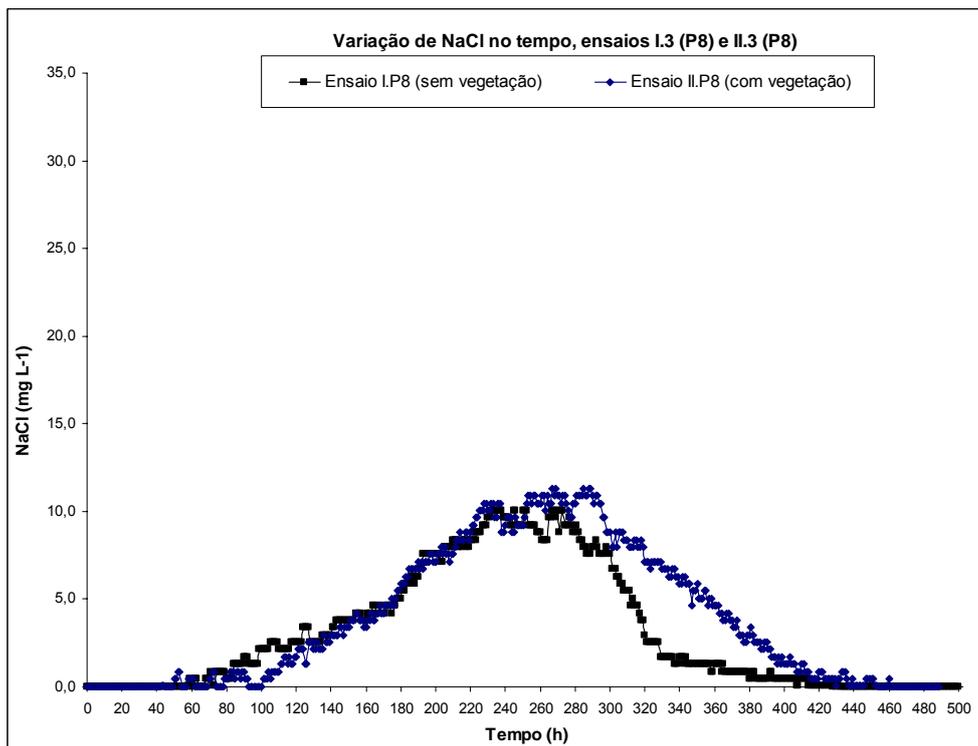


Figura 6.3. – Variação de NaCl no tempo (ensaios I.3 e II.3)

Foram calculadas as curvas $E(t)$ a partir das curvas $C(t)$ e da integração numérica das áreas por elas definidas, de acordo com a Eq. (3.1), bem como os momentos da distribuição (t_m e s^2) para cada curva resposta, a partir das Eq. (3.2) e Eq. (3.3), tendo sido utilizado um algoritmo programado em Matlab. As curvas $E(t)$ constituem as curvas DTR na forma dimensional e os resultados são apresentados no Anexo II.

A variância adimensional (s_{θ}^2), que traduz a relação s^2/t_m^2 , e o tempo médio de residência adimensional ($t_{(m,\theta)}$), que traduz a relação t_m/τ foram, igualmente, estimados. A massa total de traçador recolhida no efluente (M_s) ao longo de cada ensaio foi calculada analiticamente pela Eq. (3.4).

Os resultados para as duas Séries são apresentados na Tabelas 6.1. Os ensaios de adsorção, realizados para despistar a possibilidade de adsorção do NaCl nos grãos de Filtralite, cuja metodologia e resultados são apresentados no ponto I.1. do Anexo I, revelaram baixa dependência da massa adsorvida com o aumento da concentração de traçador em solução. A adsorção de NaCl no material de enchimento foi, então, considerada negligenciável.

Tabela 6.1. – Resultados dos ensaios de traçagem para as duas Séries

Ensaio	Ponto de amostragem	Tempo de ensaio (d)	τ (h)	t_m (h)	$t_{(m,\theta)}$	s_{θ}^2	M_s/M_0
I.1	P2	4,7	23,8	44,0	1,85	0,19	56
I.2	P5	13,9	72,0	134,0	1,87	0,13	36
I.3	P8	21,2	137,0	234,0	1,71	0,07	18
II.1	P2	5,0	23,8	52,3	2,20	0,11	68
II.2	P5	14,1	72,0	155,0	2,15	0,11	40
II.3	P8	20,4	137,0	261,0	1,91	0,07	22

6.2 Estimativa de parâmetros caracterizadores das condições hidrodinâmicas

As curvas resposta $E(t)$ foram tornadas adimensionais, através da aplicação da Eq. (3.11), considerando $\theta_i = t_i/t_m$ para a variável independente, resultando as respectivas curvas respostas $E(\theta)$. Estas curvas constituem as curvas DTR na forma adimensional e são apresentadas nas Figuras 6.4. e 6.5.

Uma forma de avaliar a magnitude da dispersão e a extensão de zonas que podem interferir com o escoamento consiste na estimativa de parâmetros caracterizadores da dispersão (e.g. número de dispersão, número de Peclet e volume morto), que pode ser obtida por ajustamento paramétrico de soluções analíticas dos modelos ADR (Eq. (3.5)) e NTS (Eq. (3.9), desenvolvidas para condições iniciais e de fronteira semelhantes às observadas nos ensaios de traçagem, como sugerido por Santamaria *et al.* (1999).

A injeção do traçador à entrada do leito pode ter induzido a formação de condições de mistura, imediatamente no troço de jusante, podendo este volume ter actuado como um impulso no leito. Nestas condições, assumiu-se que não houve perturbação das condições de escoamento na fronteira de montante, (*i.e.* as características do escoamento fora, na fronteira e dentro do troço em estudo foram assumidas como tendo permanecido constantes). A resposta foi avaliada pela medição contínua de condutividade, embora tenha sido apenas armazenado um valor horário, e, desta forma, não terá existido perturbação das condições de escoamento a jusante.

Nestes termos, tal como sugerido por van Genuchten e Alves (1982), Levenspiel (1986) e Santamaria *et al.* (1999), poderão ser utilizadas soluções 1-D na forma adimensional das Eq. (3.6) e Eq. (3.9). Relativamente ao modelo ADR, optou-se por aplicar a solução de Santamaria *et al.* (1999) desenvolvida para o sistema *aberto* (grande dispersão), para avaliar a magnitude da dispersão. Para o modelo NTS, optou-se por utilizar uma solução que permite calcular N e o volume morto (V_m) (Santamaria *et al.* (1999), Debaliz (2002)).

6.2.1 Solução analítica para o modelo ADR

A solução analítica para o sistema *aberto* é proposta por Santamaria *et al.* (1999), assumindo que não existe dispersão ao longo das fronteiras:

$$C(x, 0) = 0 \quad \text{Inicial}$$

$$\left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + v C \right] \Big|_{x=0^+} = \left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + v C \right] \Big|_{x=0^-} \quad \text{Montante}$$

$$\left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + v C \right] \Big|_{x=L^-} = \left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + v C \right] \Big|_{x=L^+} \quad \text{Jusante}$$

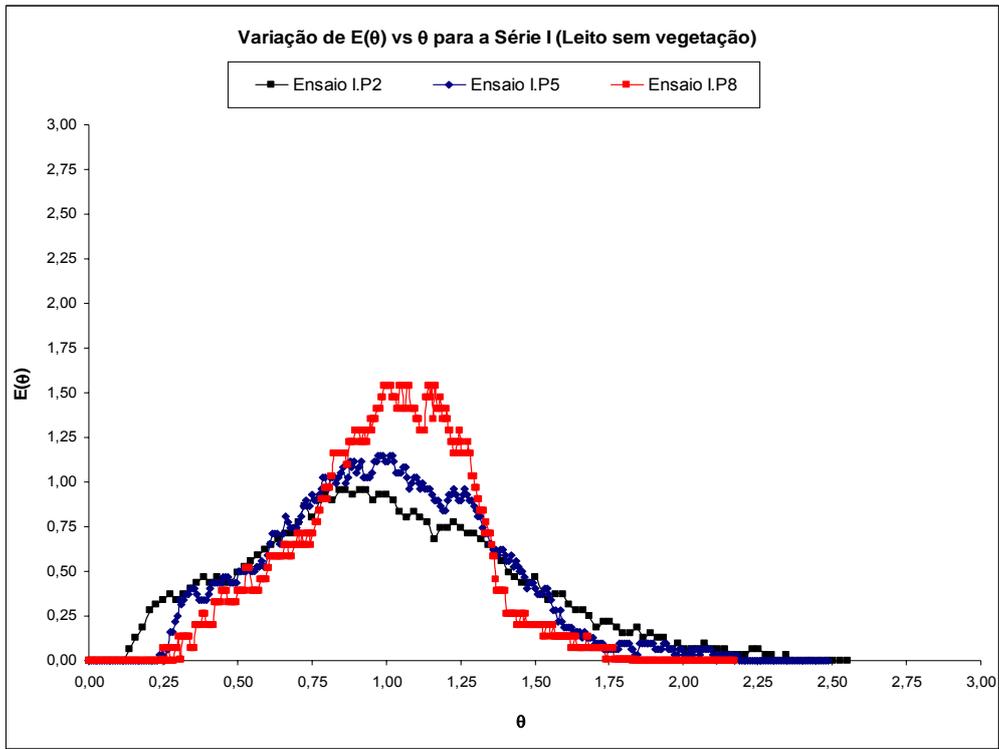


Figura 6.4. – Variação das curvas $E(\theta)$ para os ensaios da Série I

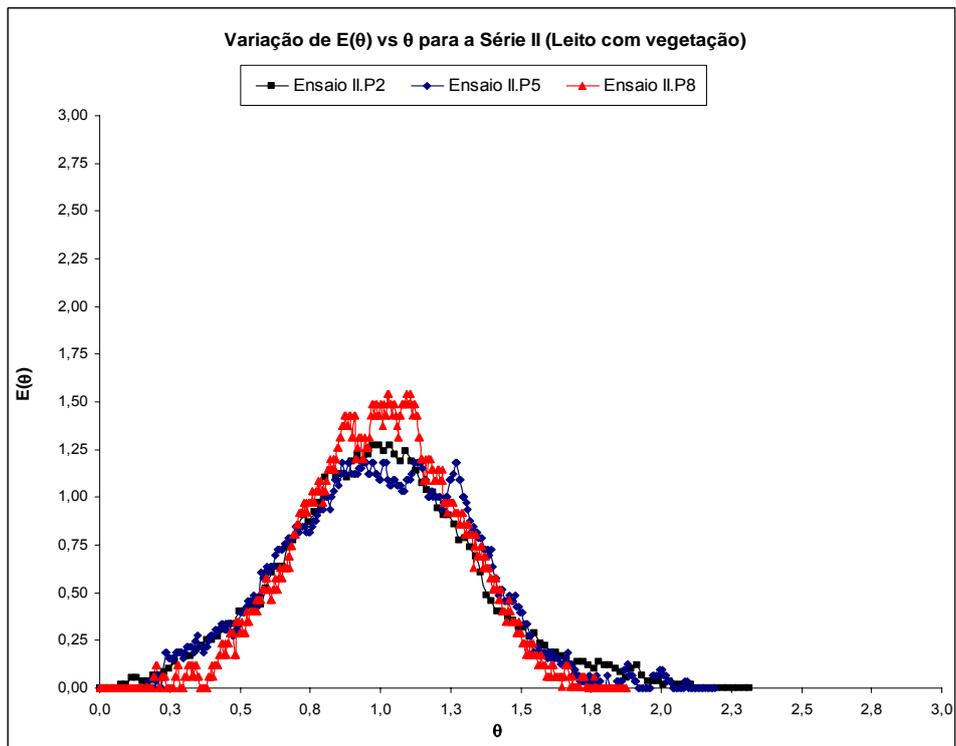


Figura 6.5. – Variação das curvas $E(\theta)$ para os ensaios da Série II

A respectiva solução é apresentada na Eq. (6.1).

$$E(\theta) = \frac{1}{2\sqrt{\pi \cdot N_d \cdot \theta}} e^{\left(-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta \cdot N_d}\right)} \quad (6.1)$$

Sendo conhecida a distribuição de elementos de volume à saída, N_d pode ser estimado inicialmente através da Eq. (6.2), que relaciona os dois primeiros momentos da distribuição (Santamaria *et al.*, (1999)):

$$s_{\theta}^2 = \frac{s^2}{t_m^2} = 2 \cdot (N_d) + 8 \cdot (N_d)^2 \quad (6.2)$$

Se a curva de resposta a uma injeção discreta de traçador não for simétrica e apresentar um prolongamento em forma de cauda e com variância elevada, a dispersão é considerada importante (forte a muito forte), predominando o transporte dispersivo, com valores de N_d superiores a 0,002.

Qualquer das soluções analíticas apresentadas para o modelo ADR admite, como pressuposto, que o meio poroso é homogêneo e isotrópico, que o leito se encontra em condições *quase estacionárias*, sendo portanto válida a Lei de Darcy, e que o escoamento é majoritariamente longitudinal (fluxo 1-D no plano xy). Para poderem ser adequadamente aplicadas, avaliou-se o modo de escoamento no leito em função da velocidade utilizada, com recurso do número de Reynolds (R_e), utilizando a seguinte expressão (Lencastre (1996), Quintela (2000)):

$$R_e = \frac{U d_p}{\nu} \quad (6.3)$$

sendo U a velocidade média aparente de escoamento ($m s^{-1}$), d_p o diâmetro efectivo do grão (m) e ν o coeficiente de viscosidade cinemática ($m^2 s^{-1}$) do fluido escoado.

Considerando ν igual a $1 \times 10^{-6} m^2 s^{-1}$, a $20 \text{ }^\circ C$ (Quintela (2000)), d_p igual a 6 mm e U igual a $9,8 \times 10^{-6} m s^{-1}$, aplicando a Eq. (6.3), resultou um R_e de 0,06. Como o valor de R_e é inferior à unidade, o escoamento foi considerado laminar e, assumindo válidas as condições de homogeneidade, isotropia e *quase estacionárias*, foi aplicada a Eq. (6.1) aos resultados apresentados no Anexo II.

6.2.2 Solução analítica para o modelo NTS

Admitindo $\tau_i = V_i/Q$, as condições $C_{(N+1)} = 0$ e $t = 0$ e m como o quociente entre o volume activo e o volume útil total do leito (*i.e.* o volume morto (V_m) igual a $1-m$), integrando a Eq. (3.7) no tempo e incluindo a variável adimensional temporal θ , obtêm-se a solução analítica do modelo NTS para estimativa de volume morto (NTS-VM) (Santamaria *et al.* (1999), Dabaliz (2002)):

$$E(\theta) = \frac{1}{m^N} \cdot \frac{N^N}{(N-1)!} \cdot \theta^{(N-1)} \cdot e^{\left(\frac{-N\theta}{m}\right)} \quad (6.4)$$

Para valores de N superiores a 4 a curva torna-se cada vez mais simétrica e semelhante a uma distribuição normal, indicando que o escoamento se aproxima do ideal fluxo pistão. Valores de N inferiores a 4 indicam que o escoamento se afasta do ideal fluxo pistão, apresentando condições de mistura. O valor inicial de N , de acordo com Levenspiel (1986), pode ser estimado a partir do inverso da variância da curva DTR adimensional ($N = 1/s_0^2 = t_m^2/s^2$). V_m pode também ser estimado através das relações $S_0^2 = m^2/N$ e $V_m = 1-m$ (Dabaliz (2002)).

6.2.3 Ajustamento paramétrico das soluções

A estimativa de N_d , N e V_m foi realizada por ajustamento paramétrico das Eq. (6.1) e Eq. (6.4), com aproximações iniciais para a Eq. (6.1) dada pela Eq. (6.2), através da aplicação do método de Newton-Raphson, aos resultados adimensionalizados das Séries I e II (valores de $E(\theta)$ e θ). Utilizou-se, para o efeito, o software DAFO (Albuquerque e Mendes (2008)), que apresenta, como algoritmo, uma simplificação do método não linear de Meeter dos mínimos quadrados. A técnica de ajustamento utiliza um algoritmo que incluiu uma combinação dos métodos de Gauss-Newton e Levenberg-Marquardt.

Para melhor comparar o ajustamento realizado com as diferentes soluções, adoptou-se o erro médio quadrático (ξ), calculado por aproximação à Eq. (6.5) (Rangaiah e Krishnaswamy (1990)):

$$\xi_r = \frac{\left\{ \int_0^{\infty} [vc(t, t_m, \mathbf{P}) - ve(t)]^2 dt \right\}^{0,5}}{\left\{ \int_0^{\infty} [ve(t)]^2 dt \right\}^{0,5}} \quad (6.5)$$

Para um número discreto de valores ξ é estimado por aproximação e designado por erro médio padrão (ξ_{MD}). A vantagem de utilizar este erro, reside no facto de, por se apresentar adimensional, pode ser facilmente comparável para diferentes conjuntos de resultados das curvas DTR.

Na Tabela 6.2. apresentam-se os resultados do ajustamento paramétrico aos resultados obtidos nas duas Séries de ensaios, para as duas das soluções adoptadas.

Tabela 6.2. – Resultados dos ajustamentos às curvas DTR para as duas Séries

Ensaio	Ponto de amostragem	Modelo ADR (Eq. (6.1))		Modelo NTS-VM (Eq. (6.4))		
		N_d	ξ_{MD}	N	V_m (%)	ξ_{MD}
I.1	P2	0,14	0,24	4	22	0,16
I.2	P5	0,07	0,22	7	14	0,19
I.3	P8	0,04	0,23	13	8	0,27
II.1	P2	0,06	0,17	8	11	0,16
II.2	P5	0,06	0,12	10	10	0,29
II.3	P8	0,04	0,16	13	7	0,17

6.3 Cargas orgânicas e de azoto removidas

As concentrações médias afluentes e efluentes de CQO e N-NH₄ observadas nos vários pontos de amostragem em cada ensaio são apresentadas na Tabela 6.3. As Figuras 6.6 a 6.11 mostram a variação de ambos os parâmetros no tempo, para cada ensaio. No Anexo III apresentam-se os resultados globais.

Tabela 6.3. – Variação da CQO e N-NH₄ para as duas Séries

Ensaio	CQO (mg L ⁻¹)		Eficiência de remoção (%)	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)		Eficiência de remoção (%)
	Afluente ¹⁾	Efluente ¹⁾		Afluente ¹⁾	Efluente ¹⁾	
I.1	305 ± 9	149 ± 7	51,1	28,3 ± 2,8	22,7 ± 0,7	19,8
I.2	309 ± 7	129 ± 4	58,3	32,3 ± 0,7	21,7 ± 2,8	32,8
I.3	301 ± 6	118 ± 4	60,8	30,3 ± 3,6	21,0 ± 1,1	30,7
II.1	296 ± 5	132 ± 4	55,4	33,1 ± 1,4	22,5 ± 0,9	32,0
II.2	302 ± 5	93 ± 6	69,2	31,5 ± 2,2	18,4 ± 0,9	41,6
II.3	301 ± 4	45 ± 6	85,0	31,3 ± 1,3	12,4 ± 1,1	60,4

¹⁾ Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95% e 3 determinações

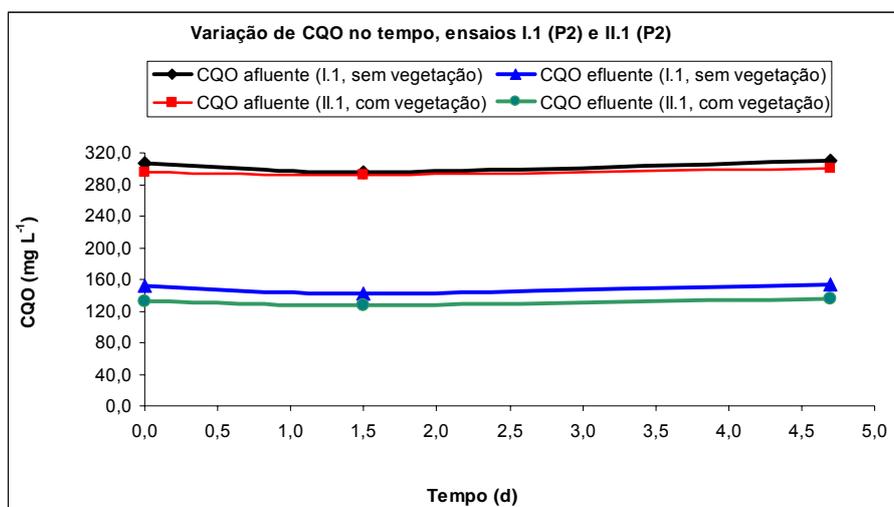


Figura 6.6. – Variação da CQO afluente e efluente no tempo (ensaios I.1 e II.1)

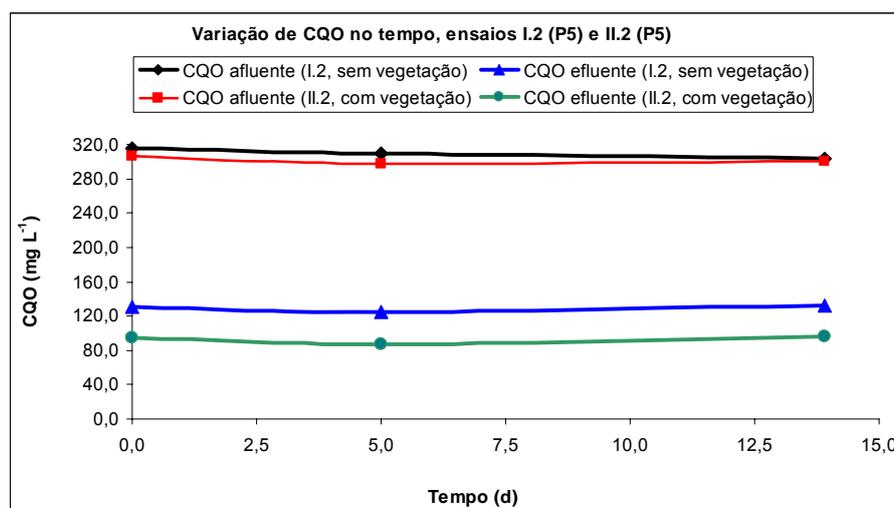


Figura 6.7. – Variação da CQO afluente e efluente no tempo (ensaios I.2 e II.2)

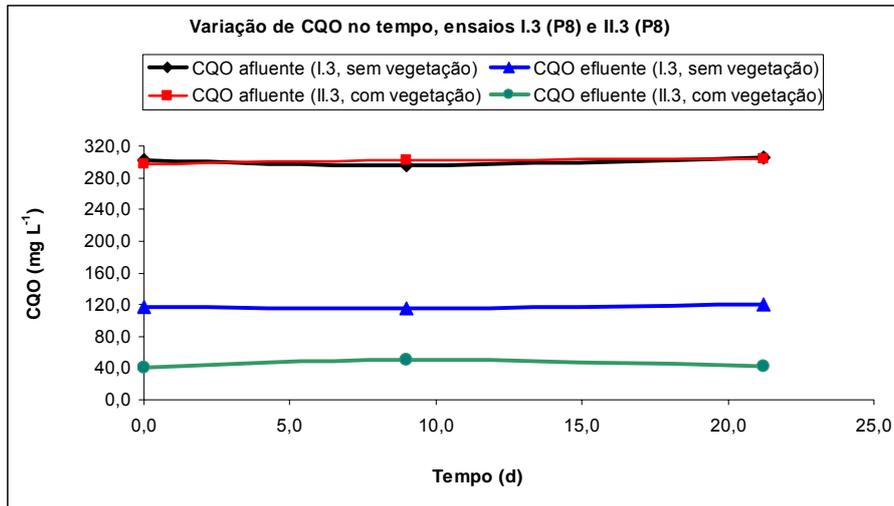


Figura 6.8. – Variação da CQO afluyente e efluente no tempo (ensaios I.3 e II.3)

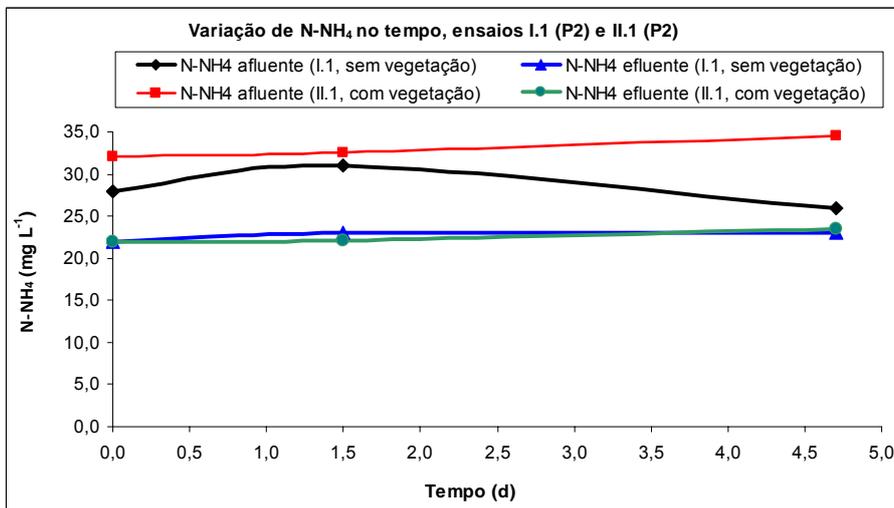


Figura 6.9. – Variação do N-NH₄ afluyente e efluente no tempo (ensaios I.1 e II.1)

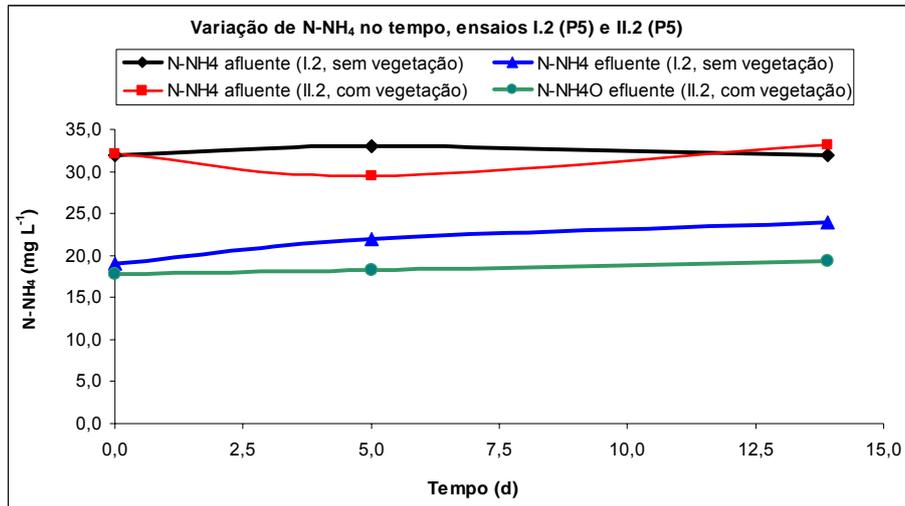


Figura 6.10. – Variação da N-NH₄ influente e efluente no tempo (ensaios I.2 e II.2)

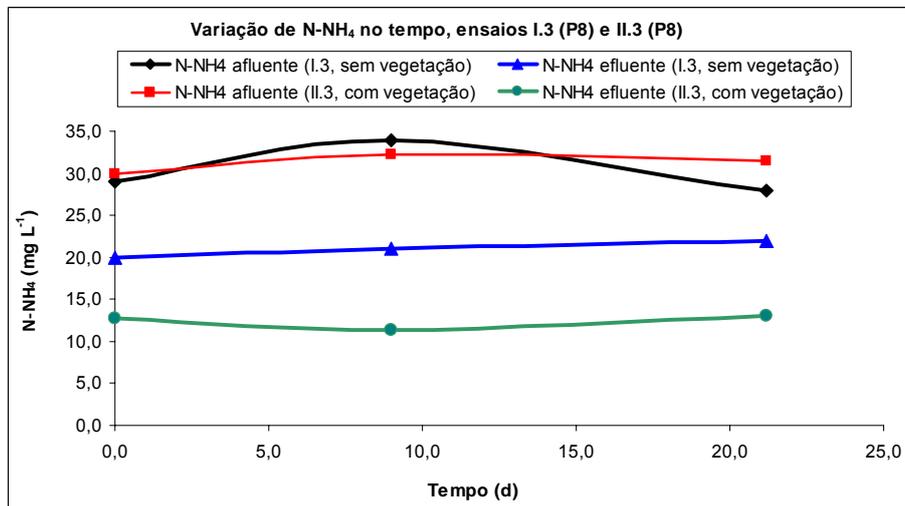


Figura 6.11. – Variação da N-NH₄ influente e efluente no tempo (ensaios I.3 e II.3)

7. ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

7.1 Análise das curvas DTR

Observando as curvas DTR adimensionais (Figuras 6.4. e 6.5.) verifica-se que são assimétricas negativas em torno de θ igual à unidade, evidenciando, de acordo com Santamaria *et al.* (1999) e Kadelec e Wallace (2008), uma resposta típica de uma injeção discreta de traçador num meio poroso de comprimento finito com presença de zonas pouco irrigadas (que potenciam as recirculações internas e que podem evoluir para zonas de volume morto), zonas de volume morto e de curto-circuito hidráulico.

A análise da variância adimensional das curva $E(\theta)$ permite verificar um aumento da dispersão de dados no ensaio sem vegetação, em especial para o troço inicial (primeiros 33 cm, até P2) que apresenta um valor 42% mais elevado do observado no ensaio com vegetação. Verifica-se, em geral, uma diminuição da dispersão de dados em torno do centróide, com o aumento do comprimento do leito.

O tempo de residência adimensional ($t_{(m,\theta)}$) da curva $E(\theta)$ dá indicação da maior ou menor retenção de traçador no interior do leito, tendo sido sempre superior à unidade em todos os ensaios, o que significa que o centro de massa do impulso se atrasou relativamente ao expectável. Contudo, a observação de valores mais elevados na Série II (ver Tabela 6.1.) indica que a presença de vegetação retardou mais a saída do traçador como pode ser também observado nas Figuras 6.1 a 6.3. Nos dois primeiros troços do leito o valor de $t_{(m,\theta)}$ foi cerca de 20% e 15% superior nos ensaios com vegetação.

A análise dos resultados dos ensaios de adsorção (apresentados no ponto I.1. do Anexo I) permitiu, por outro lado, constatar uma atípica distribuição da massa de traçador adsorvida na Filtralite com o aumento da respectiva concentração em solução. Não se tendo verificado qualquer tendência de crescimento da massa adsorvida (C_s) relativamente à crescente massa de traçador adicionada (C_0) (Figura I.1), não foi possível ajustar qualquer das isotérmicas de adsorção sugeridas por Weber Jr. e DiGiano (1996) e Charbeneau (2000), e, à semelhança do observado no estudo de Albuquerque e Bandeiras (2007), considerou-se negligenciável a adsorção de traçador na matriz sólida. Assim, o retardamento da saída do traçador observado nos ensaios de ambas as Séries não esteve relacionado com fenómenos de adsorção.

Nestas circunstâncias, como constataram Martinez e Wise (2003), Santamaria *et al.* (1999) e Albuquerque (2003), o retardamento da saída de traçador pode ter estado

relacionado com a presença de importantes extensões de zonas pouco irrigadas (*i.e.* zonas com pouca dinâmica de escoamento que, normalmente, evoluem para zonas de volume morto). Esta ocorrência pode ter provocado recirculações internas que podem ter retido parte do traçador no interior daquelas zonas e contribuído também para a dispersão longitudinal (Santamaria *et al.* (1999)). A presença de zonas de volume morto é também comum em LESH (Martinez e Wise (2003), Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandejas (2007), Araujo *et al.* (2008)), mas, quando este mecanismo é mais importante que as zonas pouco irrigadas e as recirculações internas, normalmente, a resposta da curva é antecipada devido a excessivo curto-circuito hidráulico e, conseqüentemente, $(t_{(m,\theta)})$ é inferior à unidade.

As zonas pouco irrigadas podem ter actuado, como referem Jiménez *et al.* (1988), como zonas estagnadas, o que pode ter favorecido a criação de gradientes de concentração durante a passagem do impulso de traçador, com conseqüente transporte de moléculas NaCl para o seu interior e, até, para o interior do grão, ou seja, um fenómeno de dispersão mecânica. Quando a perturbação abandonou estes pontos, a concentração de traçador terá sido maior no interior das zonas pouco irrigadas do que no seu exterior, podendo ter provocado uma inversão do gradiente, com conseqüente difusão do NaCl para o espaço exterior. Estas fracções de traçador apresentaram, conseqüentemente, tempos de permanência superiores às das fracções que acompanharam a frente do impulso, o que poderá ajudar a explicar a retenção de traçador em todos os ensaios.

Nos ensaios com vegetação, a presença em todo o leito de uma matriz complexa de agregados de Filtralite, raízes e rizomas, envolvidos com biofilme, e com material em suspensão acoplado (Figura 7.1), pode indicar a presença de maior extensão zonas pouco irrigadas, em comparação com os ensaios sem vegetação, que terão provocado uma maior retenção de moléculas de traçador, o que originou valores de $(t_{(m,\theta)})$ superiores em todos os troços do leito.

Estes resultados são um pouco diferentes dos observados por Albuquerque e Bandejas (2007) num estudo similar efectuado em LESH com brita, onde apenas observaram diferenças significativas entre leitos com e sem vegetação no troço inicial dos leitos (Figura 7.2), tendo $t_{(m,\theta)}$ sido superior nos ensaios sem vegetação nos restantes troços. Esta circunstancia estará relacionada com as diferentes propriedades do material, uma vez que a Filtralite apresenta maior porosidade e superfície específica que a brita, bem como com a utilização de uma carga hidráulica cerca de 50% inferior à utilizada neste estudo.



Figura 7.1 – Aspecto de um aglomerado de raízes, rizomas e Filtralite, extraído do leito com vegetação no final da Série II

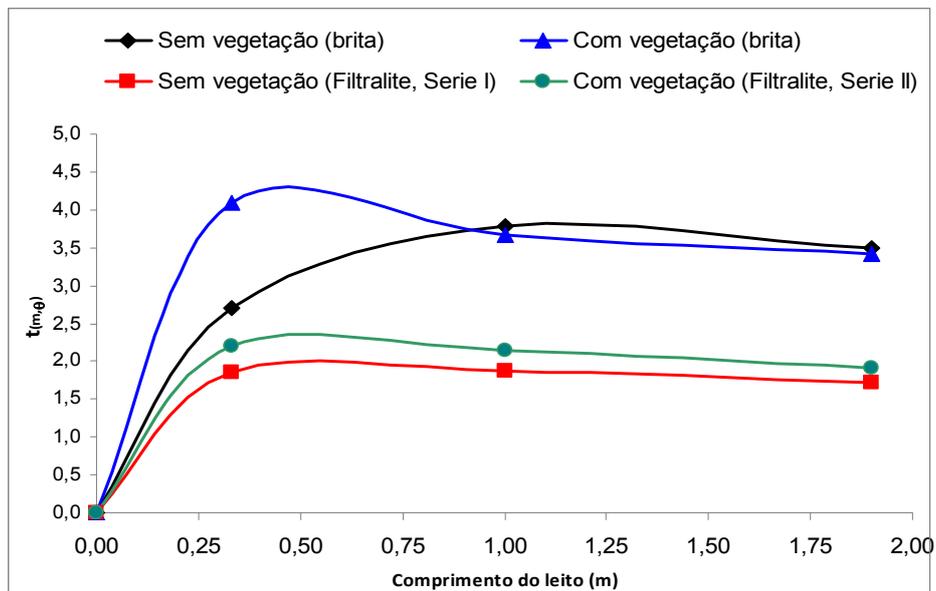


Figura 7.2 – Variação de $t_{(m,\theta)}$ ao longo do leito para ensaios com Filtralite e brita

A quantidade de traçador recuperada, em todos os ensaios, foi sempre inferior à introduzida, o que era expectável, até porque só foi colocado um ponto de amostragem ao longo da secção de escoamento. Os valores decresceram ao longo do leito, o que comprova ter existido forte dispersão ao longo de todo o leito, tendo sido sempre mais baixos nos ensaios sem vegetação. Estes valores são ligeiramente inferiores aos obtidos por Chazarenc *et al.* (2003), que registou recuperações entre 78% e 90%, mas utilizando um traçador diferente e uma técnica de detecção mais próxima do ponto de descarga. Albuquerque e Bandeiras (2007), utilizando o mesmo traçador e a mesma técnica de detecção, mas um enchimento à base de brita, recuperaram entre 21% (P5) e 61% (P1), com o leito sem vegetação, e entre 25% (P5) e 72% (P1), com o leito sem vegetação, da massa de traçador injectada. Estes últimos resultados podem ser justificados pela utilização de um enchimento com propriedades diferentes, nomeadamente o diâmetro efectivo (30-80mm da brita contra 4-8mm da Filtralite), a porosidade (0,4 da brita contra 0,45 da Filtralite) e a superfície específica diferentes ($700 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ da brita contra $1250 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ da Filtralite) e por ter sido detectado considerável curto-circuito hidráulico.

Os resultados obtidos, para qualquer das Séries, parecem indicar a presença relevante de zonas pouco irrigadas, com maior significado no leito com vegetação, em particular nos primeiros 33 cm do leito, provavelmente com diferentes dinâmicas no que respeita à transferência de massa e à actividade biológica, que foram

responsáveis pela retenção temporária do traçador e tiveram diferentes contribuições relativamente ao processo de transporte.

7.2 Influência da vegetação na variação da hidrodinâmica

Os resultados do ajustamento paramétrico (Tabela 6.2.) permitem verificar que, na generalidade dos ensaios, em especial para os realizados na presença de vegetação, a solução analítica do modelo ADR (Eq.(6.1)) representa melhor as curvas DTR obtidas, apresentando erros de ajustamento inferiores. A dispersão longitudinal pode considerar-se forte, pois N_d variou entre 0,025 e 0,2 (ver Tabela 3.1.), com um valor cerca de 50% superior no ensaio sem vegetação realizado no primeiro troço do leito (primeiros 33 cm do leito), valores que são coerentes com os estimados por Chazarenc *et al.* (2003) em LESH com vegetação.

A dispersão no leito com vegetação, apesar de ter sido forte, manteve-se aproximadamente constante ao longo do seu comprimento e, para distâncias superiores a 33 cm (a partir de P2), foi semelhante à observada no leito sem vegetação. Ou seja, a presença de raízes e rizomas parece ter tido um efeito benéfico no controlo das condições hidrodinâmicas em LESH, em particular em zonas sujeitas a maior perturbação hidrodinâmica como são as que estão próximas de pontos de alimentação.

A dispersão longitudinal foi inferior à observada por Albuquerque e Bandeiras (2007) em LESH com enchimento á base de brita, operados para cargas hidráulicas inferiores (cerca de 50% do valor utilizado neste estudo). A análise da Figura 7.3. permite verificar que, independentemente do tipo de material utilizado, a dispersão foi superior nos leitos sem vegetação. Assim, a presença de raízes e rizomas em LESH com maior porosidade, como é o caso da Filtralite, parece ter atenuado a dispersão longitudinal. Por outro lado, a utilização de cargas hidráulicas muito baixas parece ter conduzido ao aumento da dispersão longitudinal que, em sistemas com meio poroso, pode levar a uma anormal distribuição de substratos (Santamaria *et al.* (1999)) e, conseqüentemente, reduzir a capacidade de tratamento.

O ajustamento com a solução analítica do modelo NTS (Eq. (6.4)) permitiu comprovar que existiram condições de mistura no troço inicial do leito (primeiros 33 cm do leito) nos ensaios sem vegetação, uma vez que o valor de N foi de 4 (valor máximo abaixo do qual o escoamento começa a apresentar condições de mistura, sendo a mistura completa teoricamente atingida quando N é igual à unidade).

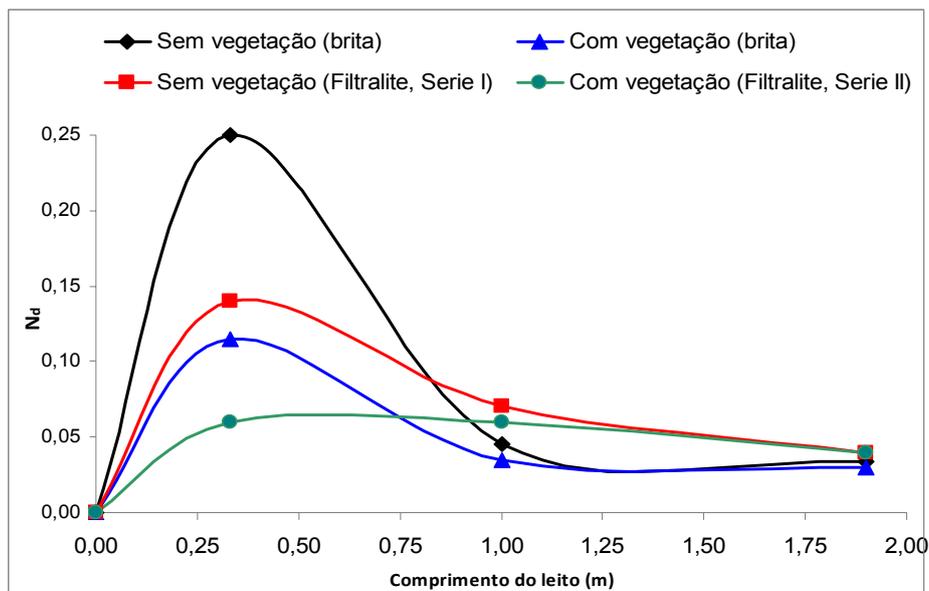


Figura 7.3 – Variação da dispersão longitudinal ao longo do leito para ensaios com Filtralite e brita

Nas Figuras 7.4. a 7.9. apresentam-se, para os ensaios das duas Séries, as curvas DTR experimentais, na forma adimensional, bem como as calculadas por aplicação das soluções analíticas representadas pelas Eq. (6.1) e Eq. (6.4) e com os valores das variáveis características (N_d , N e V_m) apresentados na Tabela 6.2. O prolongamento da curva na parte final dos ensaios é, de acordo com Santamaria *et al.* (1999), comprovativo da presença de dispersão acentuada em ambos os leitos, que parece ter sido mais importante nos dois primeiros troços nos ensaios sem vegetação.

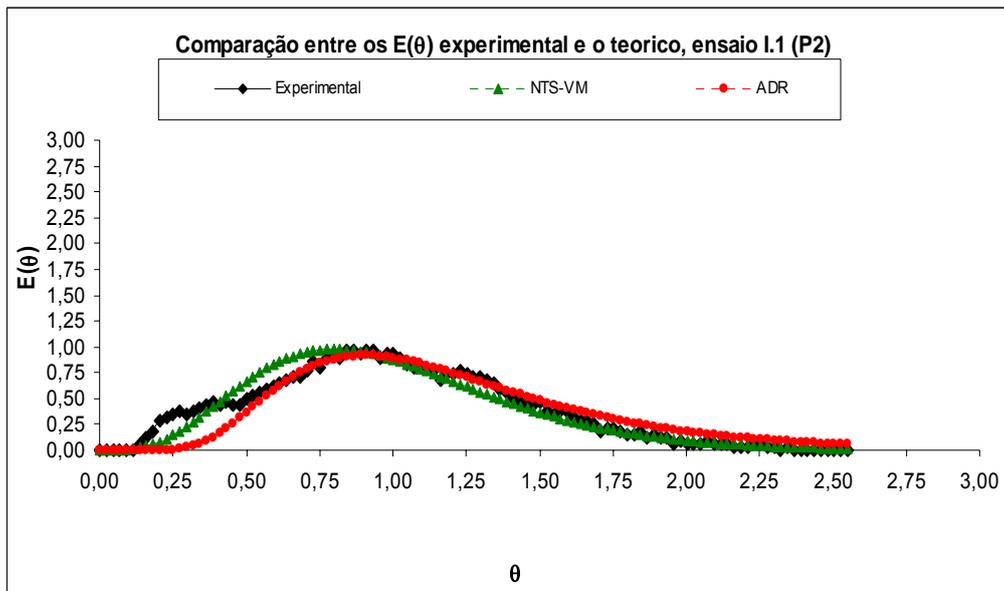


Figura 7.4. – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio I.1., sem vegetação)

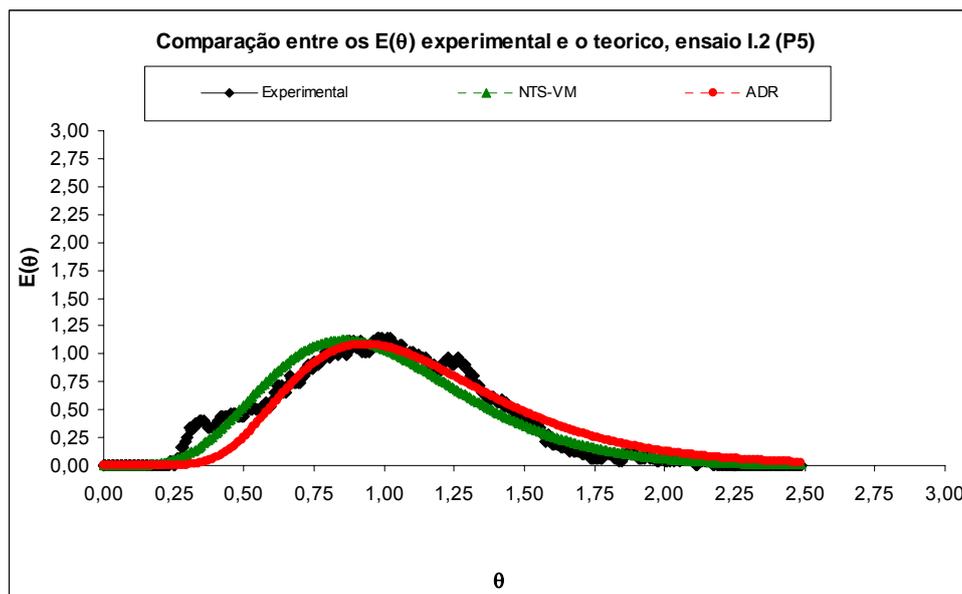


Figura 7.5. – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio I.2., sem vegetação)

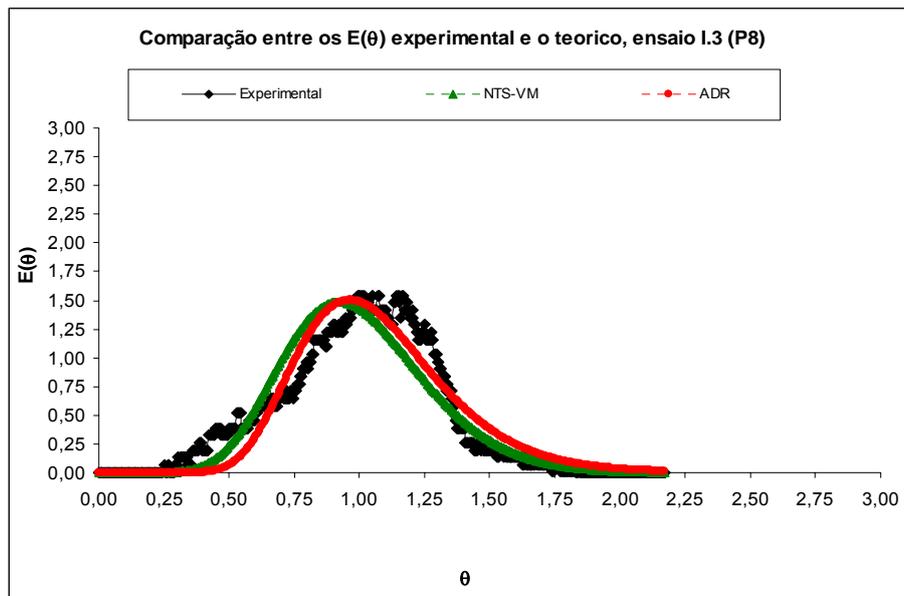


Figura 7.6. – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio I.3., sem vegetação)

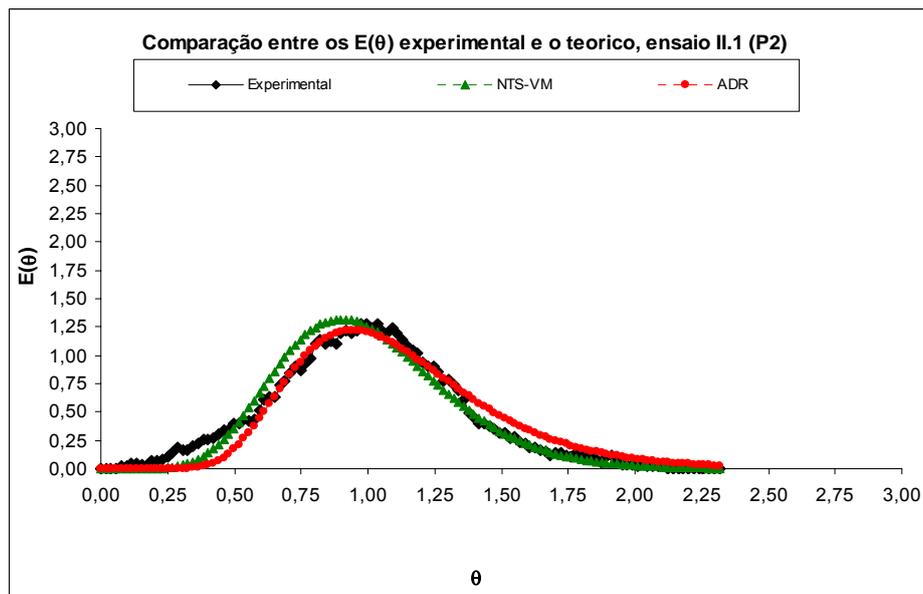


Figura 7.7. – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio II.1., com vegetação)

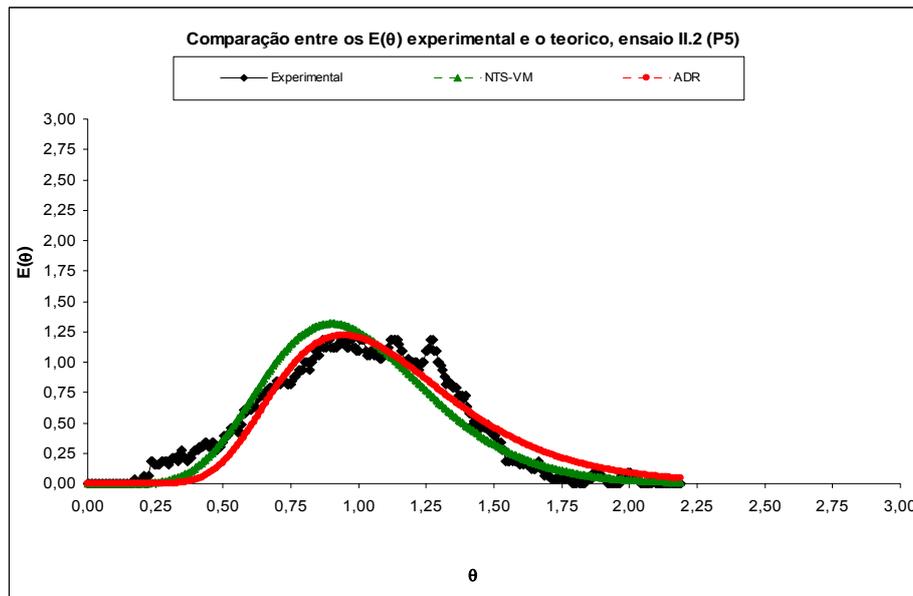


Figura 7.8. – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio II.2., com vegetação)

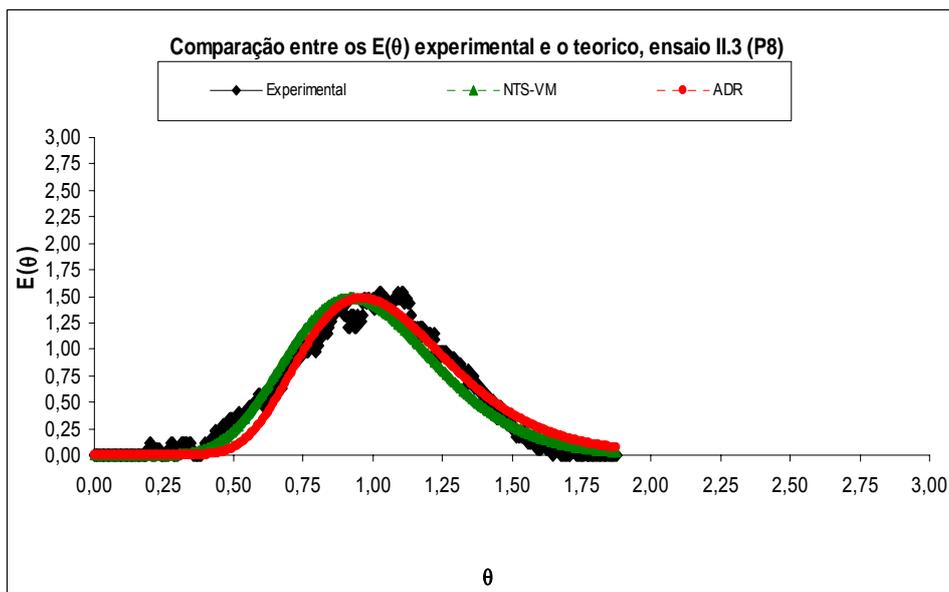


Figura 7.9. – Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio II.3., com vegetação)

Verifica-se, ainda, que a percentagem de volume morto foi sempre superior nos ensaios sem vegetação. No trecho inicial, V_m foi 50% superior no ensaio sem vegetação, o que parece indicar que a presença de vegetação minimizou a formação de zonas de volume morto ou retardou a passagem de zonas mal irrigadas a zonas de volume morto, o que, além de ser benéfico para o escoamento, evita a redução do volume útil necessário para tratamento. Por outro lado, a maior presença de V_m nos

primeiros 33 cm do troço sem vegetação é indicativo de ter existido maior curto-circuito hidráulico naquele troço.

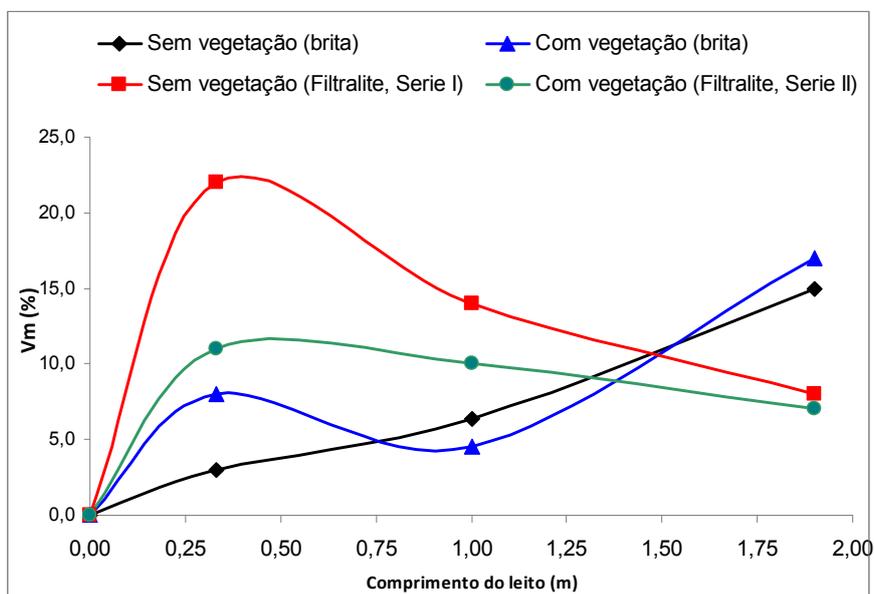


Figura 7.10 – Variação do volume morto ao longo do leito para ensaios com Filtralite e brita

Estes resultados contariam os obtidos por Albuquerque e Bandejas (2007), realizados para condições similares em LESH com enchimento à base de brita, onde se registaram valores mais elevados de V_m nos ensaios com vegetação e para comprimentos mais longos do leito (Figura 7.10).

Chazarenc *et al.* (2003), em estudos de traçagem efectuados em LESH com vegetação, com enchimento à base de brita, obteve V_m entre 20% e 55%. Esta diferença de resultados poderá estar associada, quer às características do leito com brita, que apresenta uma capacidade de filtração inferior à Filtralite (Simões (2009)), deixando passar e acumular mais material sólido nos troços a jusante que vão ser precursores de zonas mal irrigadas e de volume morto, quer à velocidade de escoamento que, tendo sido inferior à utilizada neste estudo, originou TRH mais elevados (superiores a 12 d), o que terá levado ao aumento de V_m , circunstancia esta que também é sugerida por Vymazal e Kropfelova (2008) e Kadlec e Wallace (2008).

7.3 Influência da vegetação e das características hidrodinâmicas no rendimento dos leitos

Na Tabela 7.1 apresentam-se os valores médios das cargas aplicadas e das cargas removidas (calculadas em função da carga afluente ou removida por unidade de área útil de cada troço do leito), sendo r_{CQO} e r_{N-NH_4} os coeficientes de remoção de CQO e de azoto amoniacal, respectivamente.

Tabela 7.1 – Cargas orgânicas e de azoto aplicadas e removidas em cada troço dos leitos

Ensaio	Carga orgânica (g CQO m ⁻² d ⁻¹)		Carga de azoto (g N-NH ₄ m ⁻² d ⁻¹)		Au (m ²)
	Aplicada ¹⁾	Removida (r_{CQO}) ¹⁾	Aplicada ¹⁾	Removida (r_{N-NH_4}) ¹⁾	
I.1	60,9 ± 1,8	31,1 ± 0,5	5,7 ± 0,6	1,1 ± 0,6	0,12
I.2	20,6 ± 0,5	12,0 ± 0,6	2,2 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,36
I.3	10,6 ± 0,2	6,5 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,68
II.1	59,2 ± 1,0	32,8 ± 0,5	6,6 ± 0,3	2,1 ± 0,1	0,12
II.2	20,1 ± 0,4	14,0 ± 0,3	2,1 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,36
II.3	10,6 ± 0,1	9,0 ± 0,2	1,1 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,68

¹⁾ Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95% e 3 determinações

A remoção, quer de CQO, quer de N-NH₄, foi sempre superior no leito com vegetação, independentemente do troço de leito analisado, como se pode observar nas Figuras 7.11 a 7.16. No caso da CQO, a maior remoção observada no leito com vegetação terá estado relacionada com a presença de maior quantidade de biofilme, que se desenvolveu quer nas raízes e rizomas, quer nos grãos de Filtralite, e da oxigenação do meio através de raízes e rizomas que contribuíram para uma maior remoção de matéria orgânica por via aeróbia. A maior remoção de amónio no leito com vegetação, tal como observado em Oliveira (2008), terá estado associado com o consumo através das plantas (cerca de 15%, de acordo com Vymazal e Kropfelova (2008), com a maior presença de biofilme nitrificante e, como constataram Albuquerque *et al.* (2009), com a presença de mecanismos não convencionais de remoção de azoto.

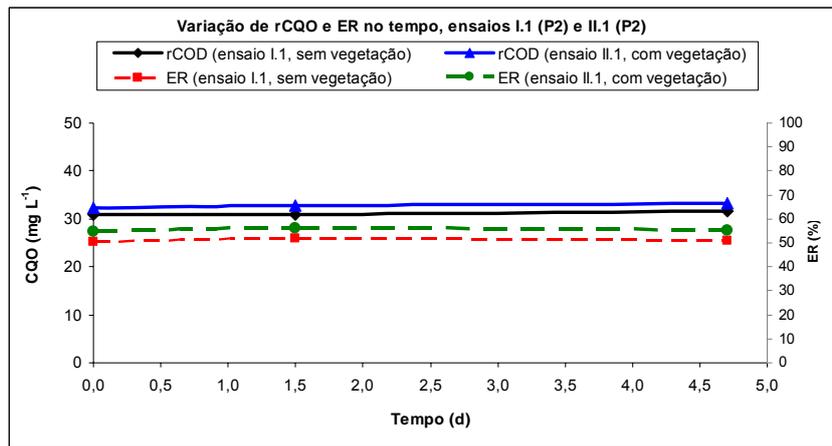


Figura 7.11 – Variação da remoção de CQO no tempo (ensaios I.1. e II.1.)

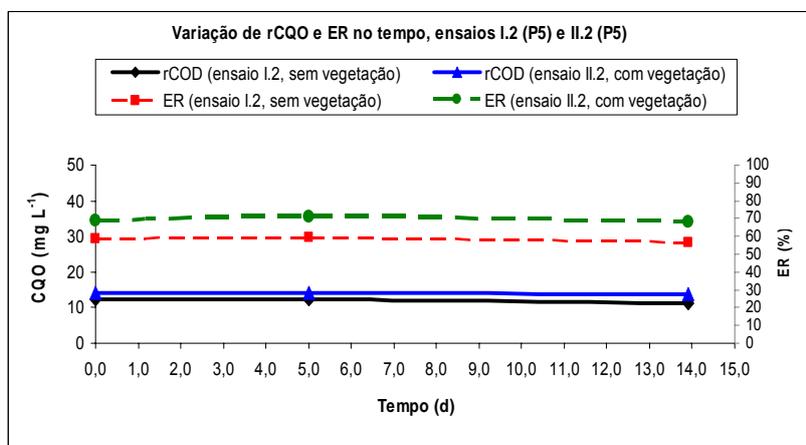


Figura 7.12 – Variação da remoção de CQO no tempo (ensaios I.2. e II.2.)

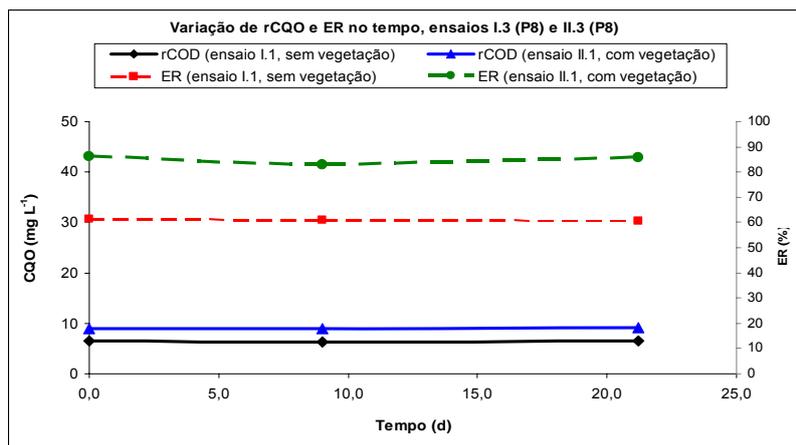


Figura 7.13 – Variação da remoção de CQO no tempo (ensaios I.3. e II.3.)

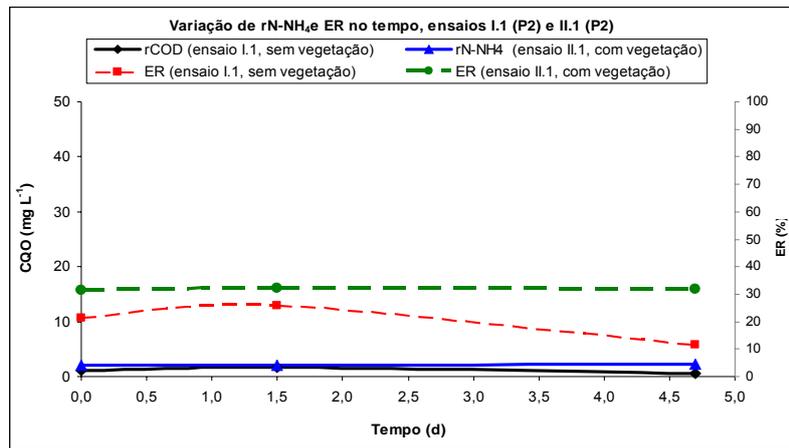


Figura 7.14 – Variação da remoção de N-NH₄ no tempo (ensaios I.1. e II.1.)

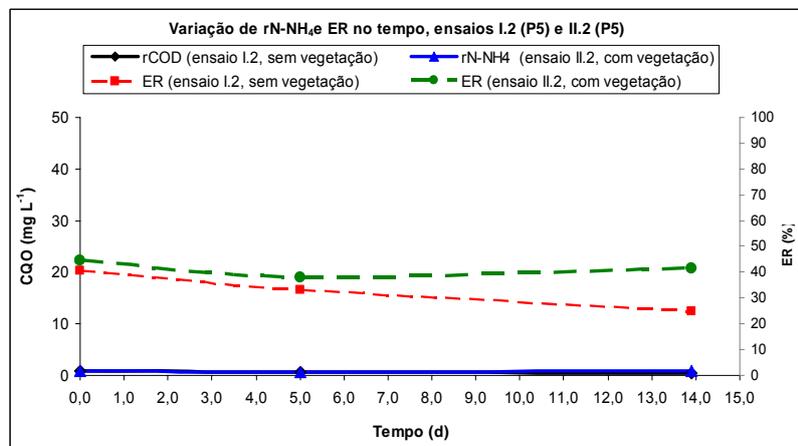


Figura 7.15 – Variação da remoção de N-NH₄ no tempo (ensaios I.2. e II.2.)

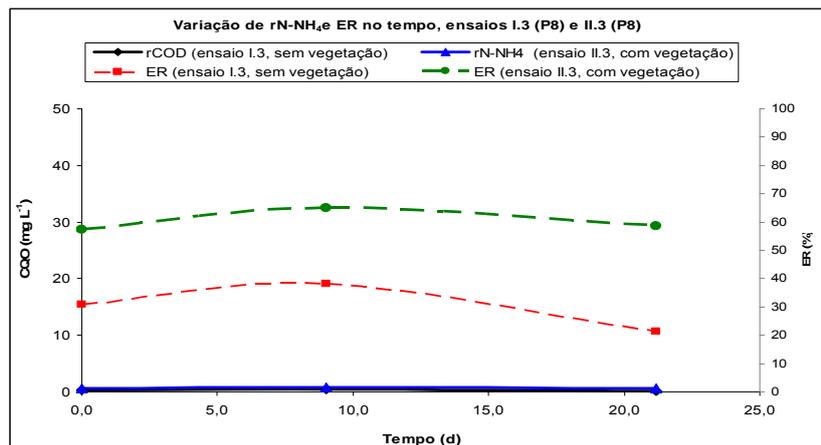


Figura 7.16 – Variação da remoção de N-NH₄ no tempo (ensaios I.3. e II.3.)

Os valores médios de r_{CQO} são superiores aos observados por Oliveira (2008), que registou até $25 \text{ g CQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, utilizando os mesmos leitos, mas um ano antes do presente trabalho, mas os valores de $r_{\text{N-NH}_4}$ são similares. Nestes termos, apesar das condições de dispersão detectadas e do volume morto estimado, o leito apresentou, à data da realização dos ensaios (cerca de um ano após o arranque dos leitos), uma maior capacidade de remoção de matéria orgânica e não perdeu capacidade de remover azoto.

Independentemente do tipo de leito utilizado, à semelhança do detectado por Oliveira (2008) e Albuquerque *et al.* (2009), a remoção, quer de CQO (Figura 7.17), quer de N-NH_4 (Figura 7.18), foi superior nos troços iniciais (até P2), o que se justifica pela maior disponibilidade de oxigénio à entrada dos leitos, apesar de terem sido detectados, naqueles troços, valores mais elevados de V_m e dispersão longitudinal.

Apesar da ER, no primeiro troço (primeiros 33 cm), ter sido inferior no leito com vegetação, registaram-se, para este leito, valores superiores nos restantes troços (entre 33 cm e 190 cm), o que significa que a presença de vegetação promoveu uma remoção de poluentes mais homogénea ao longo do seu comprimento, ao passo que, no leito sem vegetação, a remoção ocorreu, essencialmente, no troço inicial (*i.e.* o restante volume de leito esteve subaproveitado).

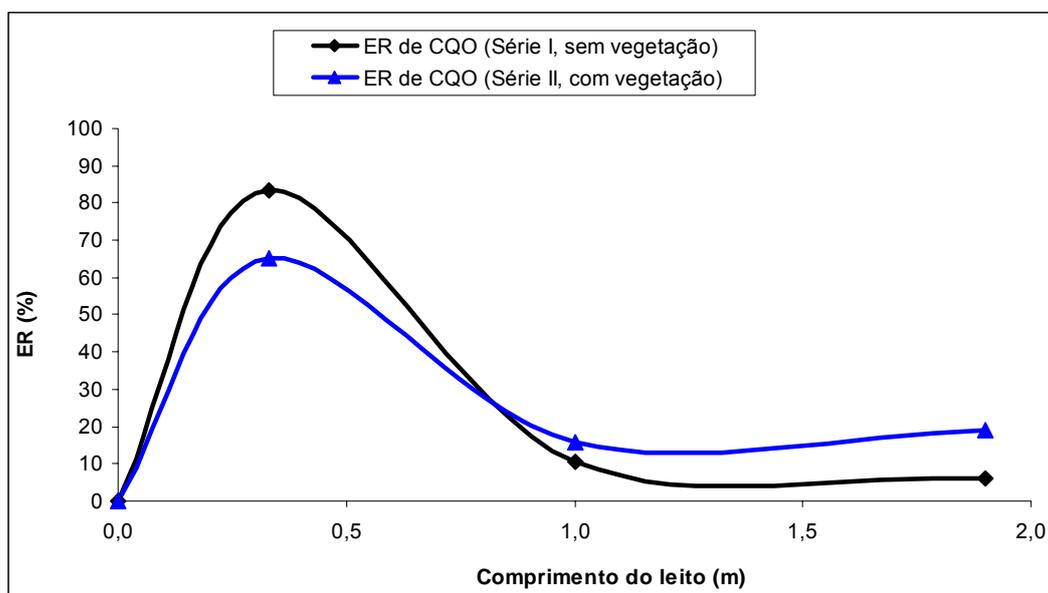


Figura 7.17 – Variação da eficiência de remoção de CQO ao longo de cada troço do leito para ambas as Séries

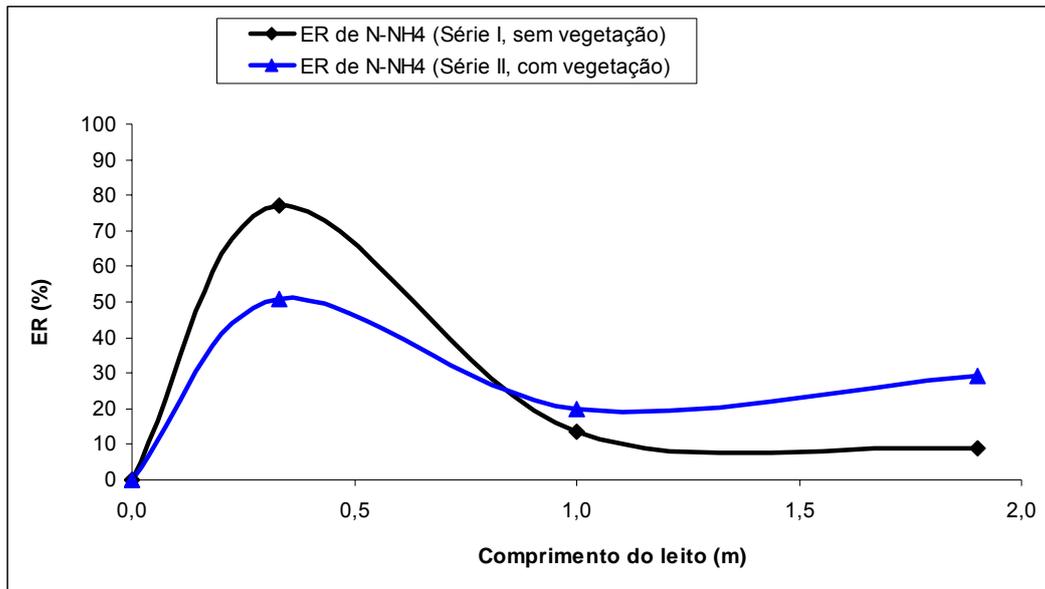


Figura 7.18 – Variação da eficiência de remoção de N-NH₄ ao longo de cada trecho do leito para ambas as Séries

A análise das Figuras 7.19. a 7.22. permite verificar que o rendimento da remoção, quer de CQO, quer de N-NH₄, diminui com o aumento, quer do V_m, quer de N_d, independentemente do tipo de leito. Assim, o aumento de zonas de volume morto e da dispersão longitudinal em LESH afecta a eficiência de remoção de poluentes. Contudo, a queda mais acentuada foi observada nos ensaios sem vegetação, o que poderá significar que a presença de vegetação atenuou a quebra de rendimento de LESH.

Assim, a utilização de vegetação em LESH, além de ter melhorado o rendimento de remoção de matéria orgânica e azoto, contribuiu para retardar o desenvolvimento de zonas de volume morto e para atenuar a dispersão longitudinal, dois factores que podem afectar o rendimento do sistema.

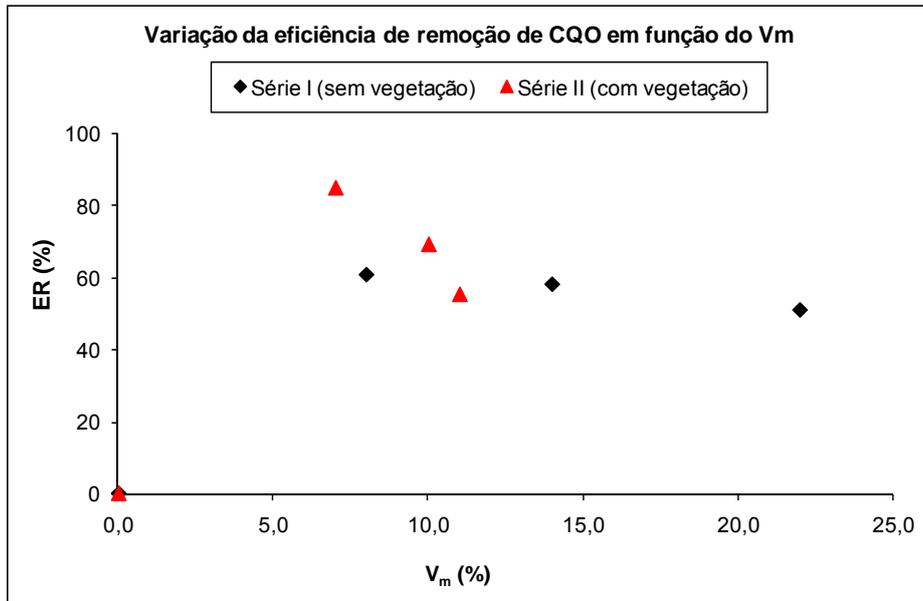


Figura 7.19 – Influência do volume morto na remoção de CQO

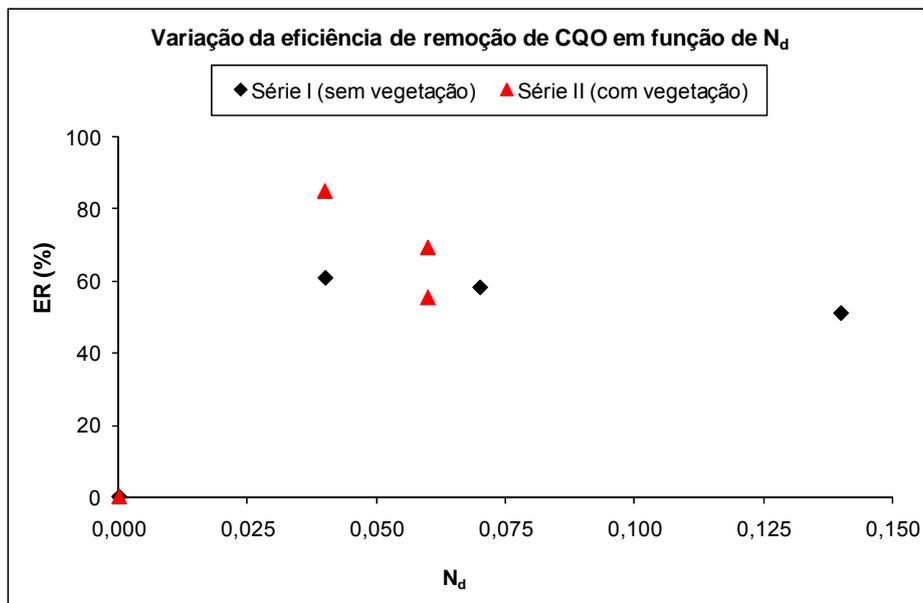


Figura 7.20 – Influência da dispersão longitudinal na remoção de CQO

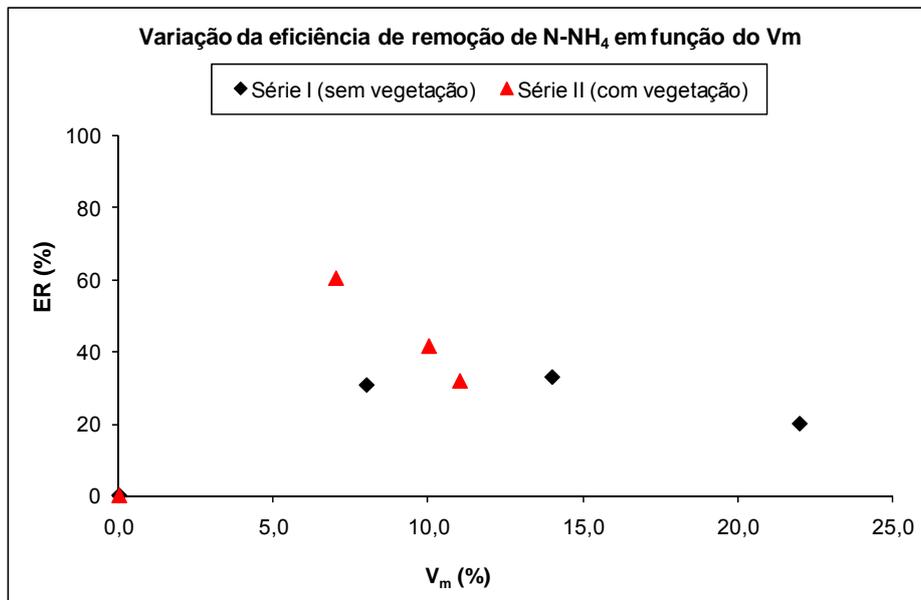


Figura 7.21 – Influência do volume morto na remoção de N-NH₄

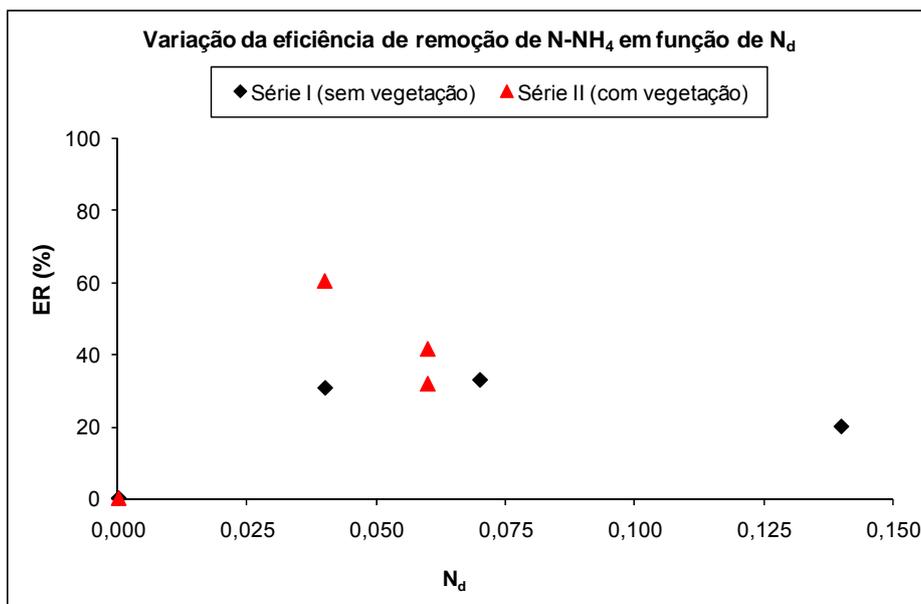


Figura 7.22 – Influência da dispersão longitudinal na remoção de N-NH₄

8. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO

8.1 Conclusões

Independentemente da utilização de vegetação, os resultados demonstram que o centro de massa do impulso se atrasou relativamente ao expectável, o que é indicativo de terem coexistido zonas pouco irrigadas, com eventual presença de recirculações internas, e zonas de volume morto, precursoras de curto-circuito hidráulico, tendo a dispersão de dados sido maior nos ensaios sem vegetação e para distâncias inferiores a 33 cm.

Para as condições de operação utilizadas, verificou-se forte dispersão longitudinal ao longo de ambos os leitos, com maior amplitude no leito sem vegetação, tendo, no entanto, o escoamento sido do tipo laminar. A dispersão, apesar de ter sido forte, manteve-se praticamente constante ao longo do leito com vegetação e apresentou uma variação acentuada no leito sem vegetação, para distâncias inferiores a 33 cm.

O atraso na saída de traçador, comprovado pelas baixas taxas de recuperação e pela detecção de uma cauda alongada nas curvas-resposta, terá estado relacionada com a presença de maior extensões de zonas pouco irrigadas do que de zonas de volume morto. A presença em todo o leito de uma matriz complexa de agregados de Filtralite, raízes e rizomas, envolvidos com biofilme, e com material em suspensão acoplado poderá justificar a existência de maior extensão de zonas mal irrigadas no leito com vegetação, que terá sido responsável pela maior retenção de traçador detectada.

Para a generalidade dos ensaios, a solução de grande intensidade de dispersão do modelo ADR representou melhor os resultados dos ensaios experimentais, com erros de ajustamento mais baixos nos ensaios com vegetação. O ajustamento com a solução analítica do modelo NTS permitiu comprovar que a dispersão foi muito forte no troço inicial do leito sem vegetação, podendo ter ocorrido condições de mistura, onde também se registou o valor mais elevado de volume morto e, conseqüentemente, terá existido maior curto-circuito hidráulico.

Apesar da forte dispersão observada no leito com vegetação, a remoção de matéria orgânica e azoto foi superior neste leito, o que estará relacionada com a presença de maiores quantidades de biofilme, quer nas raízes e rizomas, quer nos grãos de Filtralite, e a oxigenação do meio através de raízes e rizomas. A remoção de CQO, e em especial de azoto amoniacal, ocorreu a taxas elevadas em todos os troços do leito

com vegetação, enquanto no leito sem vegetação praticamente só ocorreu nos primeiros 33 cm.

O aumento da dispersão e do volume morto afectou o rendimento da remoção de CQO e azoto amoniacal, tendo este efeito sido menor no leito com vegetação.

A presença de vegetação contribuiu para uma menor retenção de traçador no interior do leito, permitiu que a dispersão longitudinal fosse aproximadamente constante em todos os troços do leito e atenuou a formação de zonas de volume morto, tendo contribuído para o retardamento do processo de colmatação do leito e para a manutenção de um volume útil adequado para a remoção de matéria orgânica e azoto a elevadas taxas de remoção.

8.2 Perspectivas de trabalho futuro

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

- Realização de ensaios de traçagem com detecção múltipla da chegada de traçador em vários pontos ao longo da secção de escoamento, para melhor avaliar a variação das condições hidrodinâmicas ao longo de cada troço;
- Realização de ensaios a velocidades de escoamento diferente, para avaliar a interferência da velocidade na variação das condições hidrodinâmicas;
- Utilização de soluções numéricas para os modelos ADR e NTS, afim de melhor caracterizar o número de dispersão e a percentagem de volume morto.
- Determinação experimental do volume morto, para comparação com os valores estimados analiticamente.

9. BIBLIOGRAFIA

- 1) Ahn Y. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, V. 41, 1709–1721
- 2) Albuquerque A., Oliveira J., Semitela S. e Amaral L. (2009). Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*. (aceite para publicação em 2009.07.08, doi: 10.1016/j.biortech.2009.07.016).
- 3) Albuquerque A., Arendacz M., Obarska–Pempkowiak H., Borges M. e Correia M. (2008). Simultaneous removal of organic and solid matter and nitrogen in a SSHF constructed wetland in temperate Mediterranean climate. *KKU Research Journal* (Issue on Science, Engineering and Technology), V. 13 (10), 1117-1128. (seleccionado da 12th International Conference on *Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008)*; Universidade de Khon Khaen, Tailândia).
- 4) Albuquerque A. e Mendes P. (2008). DAFO 1.0 – Manual de Utilização. Ref. LSA/TT09/07, UBI, Covilhã, Portugal, Dezembro de 2007, 32 pp.
- 5) Albuquerque A. e Mendes P. (2007). MULPDAS 1.0 – Manual de Utilização. Ref. LSA/TT08/07, UBI, Covilhã, Portugal, Agosto de 2007, 38 pp.
- 6) Albuquerque A. e Bandeiras R. (2007). Analysis of hydrodynamic characteristics of a horizontal subsurface flow constructed wetland. In Water Pollution in Natural Porous Media at Different Scales, L. Candela, I. Vadillo, P. Aagaard, E. Bedbur, M. Trevisan, M. Vanclooster, P. Viotti & J. Lopez-Geta (Eds.), Instituto Geologico Y Minero de Espana, Serie nº 22, Madrid, Espanha, 329-338.
- 7) Albuquerque A. e Bandeiras R. (2005). Analysis of conservative pollutants transport in a saturated soil column using moment analysis and least-square optimization. *Actas da 10th Conference on Biosolids and Biowastes*, 13 a 16 de Novembro de 2005, Wakefield, Inglaterra, Paper 13, 10 pp.
- 8) Albuquerque A. e Santana F. (2004). Hydrodynamic behaviour of a biological packed bed under different hydraulic and organic loading. In Applications of Porous Media, A. H. Reis & A. F. Miguel (Eds.), Geophysics Centre, Évora, Portugal, 319-327.

- 9) Albuquerque, A. (2003): Contribuição para o estudo da remoção de residuais de carbono em filtros biológicos de leito imerso e fluxo descendente. Tese de doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 441 pp.
- 10) Araújo A., Sousa, E. e Albuquerque A. (2008). Longitudinal dispersion in a horizontal subsurface flow constructed wetland: a numerical solution. *ANZIAM Journal*, V. 50, 339-353.
- 11) Asano T., Burton F., Leverenz H., Tsuchihashi R.E. e Tchobanoglous G. (2007). Water reuse. McGrawHill, Nova York, EUA.
- 12) Bandeiras R. (2006). Avaliação do funcionamento hidráulico de unidades de tratamento por leito de macrófitas. Relatório de estágio LSA/PID01/06, POCI 2010, Covilhã., Portugal, Abril de 2006, 329 pp
- 13) Bear J. e Verruijt A. (1998). Modeling groundwater flow and pollution. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda, 414 pp.
- 14) Bedient P., Rifai H. e Newell C. (1999). Ground water contamination - transport and remediation. 2ª Edição, Prentice Hall PTR, New Jersey, EUA, 604 pp.
- 15) Bixio D. e Wintgens T. (2006). Water reuse system management - Manual AQUAREC. Directorate-General for Research, EC, Bruxelas, Bélgica.
- 16) Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2008). The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *Phragmites australis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* V. 55, 3, 404-414.
- 17) Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, V. 41, 8, 1790-1798.
- 18) Charbeneau R. (2000). Groundwater hydraulics and pollutant transport. Prentice Hall PTR, New Jersey, EUA, 593 pp.
- 19) Chazarenc F., Merlin G. e Gonthier Y. (2003). Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, V. 21, 165-173.
- 20) Cortés J., Herrera A., Méndez V., Hernández G., Robles J. e Rivera E. (2006). Uso de arcilla natural en el tratamiento del agua residual de la industria de celulosa. *Actas do XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*, 24 a 26 de Maio de 2006, EXPO Guadalajara, Espanha.

- 21) Crumpton (2000). Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds. The importance of a watershed scale approach. *7th International IWA Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Lake Buena Vista, Florida, EUA.
- 22) Dabaliz A. (2002). Etude d'un réacteur (contacteur) gaz-liquide à jet vertical immergé en vue de son application dans le traitement des eaux usées. PhD thesis, INSA de Lyon, Lyon, France, 192 pp.
- 23) Dang, J., Harvey, D., Lobbar, A., Grady Jr, C., 1989. Evaluation of biodegradation kinetic with respirometric data. *Res. J. Water Poll. Cont. Fed.*, V. 61, 11/12, 1711-1721.
- 24) Davies, T.H., Watson, J.T. e Jenkins D.B. (1990). Treat ability assessment of industrial wastes by a portable wetland unit. In Constructed Wetlands In Water Pollution Control. WRc Swindon, Wiltshire, Reino Unido.
- 25) di Nardi I., Zaiat M. e Foresti E. (1999). Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. *Biop. Eng.*, V. 21, 5, pp 469-476.
- 26) EPA (1999). Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. Office of Research and Development, Relatório nº EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, EUA, 166 pp.
- 27) Galvão A. e Matos J. (2006). Leitões de macrófitas: uma alternativa sustentável para o tratamento de efluentes de pequenos aglomerados. *Actas do I Encontro Técnicos em Gestão e Tratamento de Água*, BIOTEMPO Consultoria, Braga.
- 28) INE (2007). Anuário estatístico de Portugal. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, Portugal, 624 pp.
- 29) IWA (2000). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. Scientific and Technical Report No. 8, International Water Association, Londres, Reino Unido.
- 30) Iweme, A., Raby, D. e Lesavre, J. (2005). Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantes de macrophytes - Guide pour la conception et la réalisation. Versão nº1. Agence de l'eau, França.
- 31) Kadlec, R. e Wallace, S. (2008). Treatment wetlands. 2ª Edição. CRC Press, Boca Raton, EUA, 1016 pp.

- 32) Kowalik P., Mierzejewski M., Obarska – Pempkowiak H. e Toczyłowska I. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment from small communities, Technology University of Gdansk, Gdansk, Polónia.
- 33) Korkusuz E. (2005). Manual of practice on constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in Mediterranean countries. Technical report AVKR 5, MED-REUNET, Creta, Grécia, 300 pp.
- 34) Leitão T., Smets S., van Beek C. e Ferreira J. (2001). Migration of heavy metals in saturated porous media – Simulation in laboratory experiments. Actas da *Conferência de Geotecnia Ambiental sobre Contaminação de Solos e de Águas Subterrâneas*, 18 a 19 de Novembro 2001, FEUP, Porto, 45-63.
- 35) Lencastre A. (2005). Hidráulica geral. Luso-Brasileira Edition, Lisboa, Portugal, 656 pp.
- 36) MAOT (2000). PEAASAR I - Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2000 – 2006). Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa, 143 pp.
- 37) MAOT (2007). PEAASAR II - Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2007 – 2013). Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa, 2007, 172 pp.
- 38) Marecos do Monte M. H. e Albuquerque A. (2009). Wastewater reuse. Guia Técnico Nº 11, IRAR, Lisboa, Portugal, 363 pp.
- 39) Martinez C. e Wise W. (2003). Analysis of constructed treatment wetland hydraulics with the transient storage model OTIS. *Ecological Engineering*, V. 20, 3, 211-222.
- 40) Metcalf e Eddy. (2003). Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 4ª edição, McGraw-Hill, Nova Iorque, EUA.
- 41) Nuttall, P.M., Boon, A.G. e Rowell, M.R. (1997). Review of the design and management of constructed wetlands, Report 180, Construction Industry Research and Information Association, Londres, Reino Unido.
- 42) Oliveira J. (2008). Estudo da influência do material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos em leitos de macrófitas do tipo ESSH. Tese de Mestrado de Engenharia Sanitária, Universidade Nova de Lisboa, Monte de Caparica, Portugal, 125 pp.

- 43) Paredes D., Kuschik P., Mbwette T., Stange F., Müller R. e Köser H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. *Eng. Life Sci.*, V. 7, 1, 13–25.
- 44) Quintela A. (2000). Hidráulica. 7ª Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, Portugal, 539 pp.
- 45) Randerson P., Jordan, G. e Williams H. (2005). The role of willow roots in sub-surface oxygenation of vegetation filter beds – mass spectrometer investigations. *Wastewater Treatment in Wetlands*, 10 – 17 Setembro, Starbienino, Polónia, 159-165.
- 46) Rangaiah G. e Krishnaswamy P. (1990). Application of time domain curve-fitting to parameter estimation in RTD models. *J. Chem. Eng.g of Japan*, V. 23, Nº 2, 124-130.
- 47) Riemer M., Kristensen G. H. e Harremoes P. (1980). Residence time distribution in submerged biofilters. *Water Research*, V. 14, 949-958.
- 48) Rodrigues, J., Galvão, A., Matos, J. e Heath, P. (2004). Sustainable Sewage Solutions for Small Agglomerations. *Water Sci Technol*. V. 52, 12, 25-32.
- 49) Rangaiah G. e Krishnaswamy P. (1990). Application of time domain curve-fitting to parameter estimation in RTD models. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, V. 23, Nº 2, pp. 124-130.
- 50) Romero, J.A., Comin, F.A. e Garcia, C. (1999). Restored wetlands as filters to remove nitrogen. *Chemosphere*, V. 39, 2, 323-332.
- 51) Relvão, A. (1999). Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitos de macrófitas emergentes. Comissão Coordenação Desenvolvimento Regional do Centro, Coimbra, Portugal.
- 52) Renker M. e Albuquerque A. (2007). Evaluation of the influence of loading conditions on the simultaneous removal of organic matter and nitrogen in SSHF constructed wetlands. *Actas do World Environmental & Water Resources Congress*, 15 a 19 de Maio de 2007, Tampa, Florida, EUA, 12 pp.
- 53) Santamaria J., Heguido J., Menéndez M. E Monzón A. (1999) Ingeniería de reactores. Editorial Síntesis SA, Espanha, 347 pp.

- 54) Scholz M. (2006). Comparison of novel membrane bioreactors and constructed wetlands for treatment of pre-processed animal rendering plant wastewater in Scotland. *E-Water* (publicação on-line da EWA), 14 pp.
- 55) Simões M. (2009). Avaliação da influência do tipo de enchimento no rendimento de leitos de macrófitas de escoamento subsuperficial e horizontal. Tese de Mestrado de Engenharia Civil, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 126 pp.
- 56) Thorén, A.-K., Legrand, C. e Herrmann, J. (2003). Transport and transformation of de-icing urea from airport runways in a constructed wetland system. *Water Science and Technology*, V. 48, 5, 283-290.
- 57) van Deun, R. e van Dyck, M. (2008). Expanded clay and lava rock as potential filter media for nutrient removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. Actas do *SWS Society of Wetland Scientists European Chapter Meeting*, 29th June – 3rd July 2008, Kuressaare, Saaremaa, Estonia, 23 pp.
- 58) van Genuchten and Alves W. (1982) Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. Technical Bulletin N° 1661. Agricultural Research Service. USDA Riverside, California, EUA, 149 pp.
- 59) Vilpas, R., Valve, M. e Raty, S. (2005). Pilot plants in Finland. Technical report, Syke, MAXIT-Norden, Filandia, 48 pp.
- 60) Vymazal, J., Kropfelova, I. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Series of Env. Pollution 14, Springer, Alemanha, 566 pp.
- 61) Vymazal, J. (2003). Types of constructed wetlands. Actas do *International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, 8 e 10 de Maio de 2003, Lisboa, Portugal, 35-79.
- 62) Wallace S.D., Knight R. L. (2006). Small-scale Constructed Wetland Treatment Systems – Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements. 1ª Edição, IWA report, Water Environment Research Federation, EUA, 304 pp.
- 63) Weber Jr W. e DiGiano F. (1996). Process dynamics in environmental systems. John Willey & Sons Inc., Toronto, Canada, 943 pp.
- 64) Wehrle-Werk (2003). BIOMEMBRAT-plus. Commercial information material. Wehrle-Werk AG, Emmendingen, Alemanha.

ANEXOS

ANEXO I

Resultados do teste de adsorção e curvas de calibração

I.1. Ensaio de adsorção do NaCl na Filtralite

Prepararam-se soluções concentradas de 0 mg L⁻¹, 5 mg L⁻¹, 10 mg L⁻¹, 20 mg L⁻¹, 30 mg L⁻¹, 40 mg L⁻¹ e 50 mg L⁻¹ de NaCl em água destilada. Colocou-se cerca de 30 g de Filtralite em 100 mL de cada uma das soluções em erlenmeyers de 250 mL de forma a obter uma relação sólido/líquido de 0,5 (semelhante à utilizada nos leitões). Determinou-se a condutividade inicial de cada uma das soluções.

Os frascos foram agitados durante 24 horas à temperatura de 20 °C ± 1 °C, tal como sugerido por Leitão *et al.* (2001), tendo-se avaliado a condutividade final em cada uma das 7 amostras. Para a estimativa das concentrações iniciais (C₀) e finais (C_f) de NaCl a partir dos valores de condutividade foi utilizada a curva de calibração correspondente, apresentada no Quadro I.2. A quantidade de massa adsorvida por unidade de massa de meio de enchimento (C_s) em cada frasco foi calculada através da seguinte expressão (Leitão *et al.*, 2001):

$$C_s = \frac{(V \Delta s)}{M_{MS}} \quad (I.1)$$

sendo V o volume de solução, Δs a taxa de redução da concentração de soluto determinada pela diferença entre C₀ e C_f, e M_{MS} a massa de material sólido numa amostra do meio de enchimento.

A isotérmica de adsorção foi obtida através da relação entre C_s e C₀. No Quadro I.1. apresentam-se os resultados dos ensaios e na Figura I.1. a respectiva curva de adsorção em termos de C_s, calculada através da Eq. (I.1), sendo V igual a 50 mL e M_{MS} igual a 0,0297 kg.

Tabela I.1. – Resultados do ensaio de adsorção

C ₀ (mg L ⁻¹)	M _{MS} (kg)	C _f (mg L ⁻¹)
0,0	0,0303	0,0
4,8	0,0295	4,7
11,6	0,0295	11,7
19,8	0,0293	19,6
29,6	0,0300	29,7
40,5	0,0292	40,8
50,3	0,0296	50,1

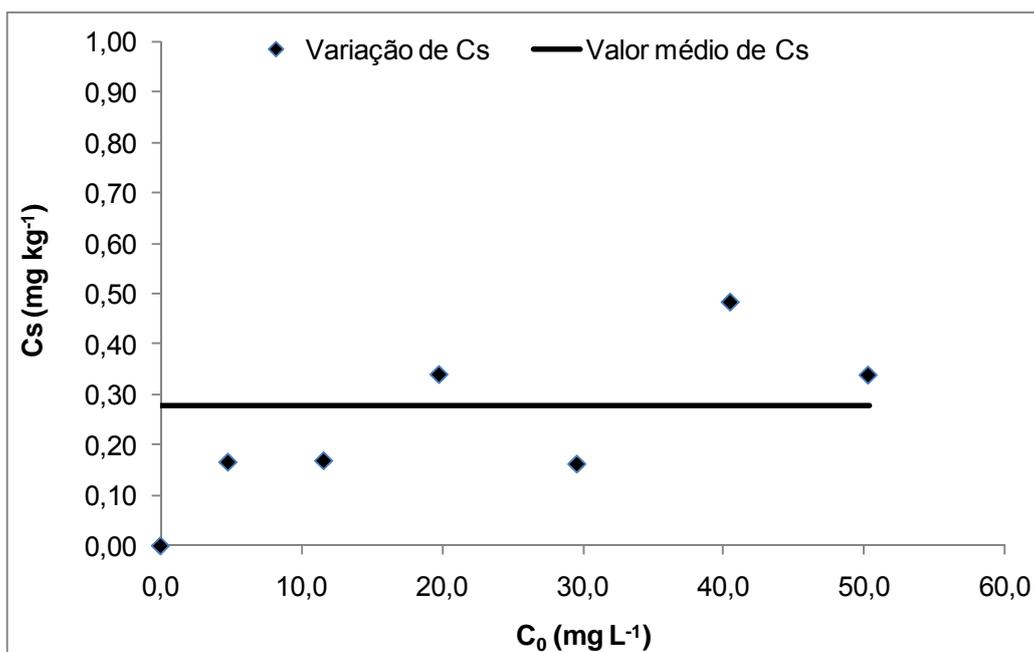


Figura I.1. – Adsorção NaCl na Filtralite para várias concentrações em solução

I.2. Curva de calibração para condutividade e NaCl

Na Tabela I.2. apresentam-se a condutividade correspondentes ao intervalo de concentrações de NaCl entre 0 mg L⁻¹ e 50 mg L⁻¹, bem como as respectivas curvas de calibração.

Tabela I.2 – Curvas de calibração para condutividade e NaCl

Ensaio de adsorção		Ensaio de traçagem	
NaCl (mg L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	NaCl (mg L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)
0,0	2,1	0,0	2,9
4,8	15,4	5,1	15,1
11,6	31,7	10,8	28,8
19,8	51,4	20,8	52,8
29,6	75,0	30,2	75,3
40,5	101,0	39,5	97,6
50,3	124,5	49,4	121,3
a:	2,4174	a:	2,3971
b:	3,2198	b:	2,9048
R ² :	0,9991	R ² :	0,9998

Nota: Condutividade = a x (concentração de NaCl) + b

As curvas de calibração foram utilizadas para estimar as concentrações de NaCl nos ensaios de traçagem e para avaliar a adsorção do NaCl aos grãos de Filtralite.

ANEXO II

Resultados dos ensaios de traçagem

II.1. Resultados dos ensaios de traçagem

Tabela II.1 – Resultados para a Série I (sem plantas)

Série I								
P2			P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
0	0,00	0,0000	0	0,00	0,0000	0	0,00	0,0000
1	0,00	0,0000	1	0,00	0,0000	1	0,00	0,0000
2	0,00	0,0000	2	0,00	0,0000	2	0,00	0,0000
3	0,00	0,0000	3	0,00	0,0000	3	0,00	0,0000
4	0,00	0,0000	4	0,00	0,0000	4	0,00	0,0000
5	0,00	0,0000	5	0,00	0,0000	5	0,00	0,0000
6	0,87	0,0015	6	0,00	0,0000	6	0,00	0,0000
7	1,71	0,0029	7	0,00	0,0000	7	0,00	0,0000
8	2,54	0,0043	8	0,00	0,0000	8	0,00	0,0000
9	3,79	0,0064	9	0,00	0,0000	9	0,00	0,0000
10	4,21	0,0071	10	0,00	0,0000	10	0,00	0,0000
11	4,63	0,0078	11	0,00	0,0000	11	0,00	0,0000
12	5,05	0,0085	12	0,00	0,0000	12	0,00	0,0000
13	4,63	0,0078	13	0,00	0,0000	13	0,00	0,0000
14	5,05	0,0085	14	0,00	0,0000	14	0,00	0,0000
15	5,46	0,0092	15	0,00	0,0000	15	0,00	0,0000
16	5,88	0,0099	16	0,00	0,0000	16	0,00	0,0000
17	6,30	0,0106	17	0,00	0,0000	17	0,00	0,0000
18	5,88	0,0099	18	0,00	0,0000	18	0,00	0,0000
19	6,30	0,0106	19	0,00	0,0000	19	0,00	0,0000
20	5,88	0,0099	20	0,00	0,0000	20	0,00	0,0000
21	5,88	0,0099	21	0,00	0,0000	21	0,00	0,0000
22	6,71	0,0113	22	0,00	0,0000	22	0,00	0,0000
23	7,13	0,0120	23	0,00	0,0000	23	0,00	0,0000
24	7,55	0,0127	24	0,00	0,0000	24	0,00	0,0000
25	7,97	0,0134	25	0,00	0,0000	25	0,00	0,0000
26	8,38	0,0141	26	0,00	0,0000	26	0,00	0,0000
27	8,80	0,0148	27	0,00	0,0000	27	0,00	0,0000
28	9,22	0,0155	28	0,00	0,0000	28	0,00	0,0000
29	9,63	0,0162	29	0,04	0,0000	29	0,00	0,0000
30	9,63	0,0162	30	0,04	0,0000	30	0,00	0,0000
31	10,47	0,0176	31	0,04	0,0000	31	0,00	0,0000
32	11,72	0,0197	32	0,46	0,0003	32	0,00	0,0000
33	10,89	0,0183	33	0,46	0,0003	33	0,00	0,0000
34	12,14	0,0204	34	0,04	0,0000	34	0,00	0,0000
35	12,55	0,0211	35	0,87	0,0005	35	0,00	0,0000
36	12,14	0,0204	36	0,87	0,0005	36	0,00	0,0000
37	12,97	0,0218	37	2,13	0,0012	37	0,00	0,0000
38	12,97	0,0218	38	2,13	0,0012	38	0,00	0,0000
39	12,55	0,0211	39	2,96	0,0016	39	0,00	0,0000
40	12,97	0,0218	40	3,38	0,0019	40	0,00	0,0000
41	12,97	0,0218	41	4,63	0,0026	41	0,00	0,0000

Série I

P2			P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
42	12,14	0,0204	42	4,21	0,0023	42	0,00	0,0000
43	12,55	0,0211	43	4,63	0,0026	43	0,00	0,0000
44	12,55	0,0211	44	5,05	0,0028	44	0,00	0,0000
45	12,14	0,0204	45	5,05	0,0028	45	0,00	0,0000
46	11,30	0,0190	46	5,46	0,0030	46	0,00	0,0000
47	10,89	0,0183	47	5,46	0,0030	47	0,00	0,0000
48	11,30	0,0190	48	5,46	0,0030	48	0,00	0,0000
49	10,89	0,0183	49	5,05	0,0028	49	0,00	0,0000
50	10,47	0,0176	50	4,63	0,0026	50	0,00	0,0000
51	9,22	0,0155	51	4,63	0,0026	51	0,00	0,0000
52	10,05	0,0169	52	4,63	0,0026	52	0,00	0,0000
53	10,05	0,0169	53	4,63	0,0026	53	0,00	0,0000
54	10,47	0,0176	54	5,05	0,0028	54	0,00	0,0000
55	10,05	0,0169	55	5,46	0,0030	55	0,00	0,0000
56	9,63	0,0162	56	5,88	0,0032	56	0,00	0,0000
57	9,63	0,0162	57	5,88	0,0032	57	0,00	0,0000
58	9,22	0,0155	58	5,88	0,0032	58	0,04	0,0000
59	8,80	0,0148	59	5,88	0,0032	59	0,46	0,0003
60	7,97	0,0134	60	5,88	0,0032	60	0,00	0,0000
61	7,55	0,0127	61	6,30	0,0035	61	0,00	0,0000
62	6,71	0,0113	62	6,30	0,0035	62	0,46	0,0003
63	6,30	0,0106	63	6,30	0,0035	63	0,46	0,0003
64	5,88	0,0099	64	5,88	0,0032	64	0,00	0,0000
65	5,88	0,0099	65	5,88	0,0032	65	0,00	0,0000
66	6,30	0,0106	66	5,88	0,0032	66	0,00	0,0000
67	5,05	0,0085	67	5,88	0,0032	67	0,00	0,0000
68	4,63	0,0078	68	6,71	0,0037	68	0,46	0,0003
69	5,05	0,0085	69	6,71	0,0037	69	0,46	0,0003
70	5,05	0,0085	70	6,71	0,0037	70	0,46	0,0003
71	4,21	0,0071	71	6,71	0,0037	71	0,87	0,0006
72	3,79	0,0064	72	7,13	0,0039	72	0,04	0,0000
73	3,79	0,0064	73	6,71	0,0037	73	0,04	0,0000
74	3,38	0,0057	74	6,71	0,0037	74	0,87	0,0006
75	2,54	0,0043	75	6,71	0,0037	75	0,87	0,0006
76	2,96	0,0050	76	7,13	0,0039	76	0,87	0,0006
77	2,96	0,0050	77	7,13	0,0039	77	0,87	0,0006
78	2,54	0,0043	78	7,55	0,0042	78	0,87	0,0006
79	2,13	0,0036	79	7,13	0,0039	79	0,87	0,0006
80	2,13	0,0036	80	7,13	0,0039	80	0,46	0,0003
81	2,54	0,0043	81	7,97	0,0044	81	0,46	0,0003
82	1,71	0,0029	82	8,80	0,0049	82	0,46	0,0003
83	2,13	0,0036	83	9,63	0,0053	83	0,46	0,0003
84	1,71	0,0029	84	9,63	0,0053	84	1,29	0,0008
85	1,71	0,0029	85	9,63	0,0053	85	1,29	0,0008
86	0,87	0,0015	86	8,80	0,0049	86	1,29	0,0008

Série I

P2			P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
87	1,29	0,0022	87	8,80	0,0049	87	1,29	0,0008
88	0,87	0,0015	88	9,63	0,0053	88	1,29	0,0008
89	0,87	0,0015	89	10,89	0,0060	89	1,29	0,0008
90	0,87	0,0015	90	10,47	0,0058	90	1,71	0,0011
91	1,29	0,0022	91	10,05	0,0055	91	1,71	0,0011
92	0,87	0,0015	92	10,05	0,0055	92	1,71	0,0011
93	0,87	0,0015	93	10,05	0,0055	93	1,29	0,0008
94	0,87	0,0015	94	10,05	0,0055	94	1,29	0,0008
95	0,46	0,0008	95	10,47	0,0058	95	1,29	0,0008
96	0,46	0,0008	96	10,89	0,0060	96	1,29	0,0008
97	0,46	0,0008	97	11,72	0,0065	97	1,29	0,0008
98	0,87	0,0015	98	12,14	0,0067	98	1,29	0,0008
99	0,87	0,0015	99	11,72	0,0065	99	2,13	0,0014
100	0,46	0,0008	100	11,72	0,0065	100	2,13	0,0014
101	0,46	0,0008	101	12,55	0,0069	101	2,13	0,0014
102	0,04	0,0001	102	12,14	0,0067	102	2,13	0,0014
103	0,46	0,0008	103	12,14	0,0067	103	2,13	0,0014
104	0,04	0,0001	104	12,55	0,0069	104	2,13	0,0014
105	0,04	0,0001	105	12,97	0,0072	105	2,54	0,0017
106	0,04	0,0001	106	13,81	0,0076	106	2,54	0,0017
107	0,04	0,0001	107	13,81	0,0076	107	2,54	0,0017
108	0,00	0,0000	108	12,97	0,0072	108	2,54	0,0017
109	0,00	0,0000	109	13,81	0,0076	109	2,54	0,0017
110	0,04	0,0001	110	13,81	0,0076	110	2,13	0,0014
111	0,00	0,0000	111	13,81	0,0076	111	2,13	0,0014
112	0,00	0,0000	112	13,39	0,0074	112	2,13	0,0014
			113	13,81	0,0076	113	2,13	0,0014
			114	14,22	0,0078	114	2,13	0,0014
			115	14,64	0,0081	115	2,13	0,0014
			116	13,39	0,0074	116	2,13	0,0014
			117	13,81	0,0076	117	2,54	0,0017
			118	15,06	0,0083	118	2,54	0,0017
			119	14,64	0,0081	119	2,54	0,0017
			120	15,06	0,0083	120	2,54	0,0017
			121	14,22	0,0078	121	2,54	0,0017
			122	14,64	0,0081	122	2,54	0,0017
			123	15,06	0,0083	123	2,54	0,0017
			124	13,81	0,0076	124	3,38	0,0022
			125	13,81	0,0076	125	3,38	0,0022
			126	13,81	0,0076	126	3,38	0,0022
			127	13,81	0,0076	127	3,38	0,0022
			128	14,22	0,0078	128	2,54	0,0017
			129	15,06	0,0083	129	2,54	0,0017
			130	15,06	0,0083	130	2,54	0,0017
			131	15,48	0,0085	131	2,54	0,0017
			132	15,48	0,0085	132	2,54	0,0017

Série I

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)
133	15,48	0,0085	133	2,54	0,0017
134	15,06	0,0083	134	2,54	0,0017
135	15,06	0,0083	135	2,96	0,0019
136	15,48	0,0085	136	2,96	0,0019
137	15,48	0,0085	137	2,96	0,0019
138	15,06	0,0083	138	2,96	0,0019
139	14,22	0,0078	139	2,96	0,0019
140	14,22	0,0078	140	2,96	0,0019
141	14,22	0,0078	141	3,38	0,0022
142	14,64	0,0081	142	3,38	0,0022
143	14,64	0,0081	143	3,79	0,0025
144	13,81	0,0076	144	3,79	0,0025
145	12,97	0,0072	145	3,79	0,0025
146	13,39	0,0074	146	3,79	0,0025
147	13,81	0,0076	147	3,79	0,0025
148	13,81	0,0076	148	3,79	0,0025
149	13,39	0,0074	149	3,79	0,0025
150	12,97	0,0072	150	3,79	0,0025
151	13,39	0,0074	151	3,79	0,0025
152	12,97	0,0072	152	3,79	0,0025
153	12,97	0,0072	153	3,79	0,0025
154	12,97	0,0072	154	4,21	0,0028
155	12,55	0,0069	155	4,21	0,0028
156	12,14	0,0067	156	4,21	0,0028
157	12,14	0,0067	157	4,21	0,0028
158	12,14	0,0067	158	3,79	0,0025
159	11,72	0,0065	159	3,79	0,0025
160	11,30	0,0062	160	3,79	0,0025
161	11,30	0,0062	161	4,21	0,0028
162	12,14	0,0067	162	4,21	0,0028
163	12,55	0,0069	163	4,21	0,0028
164	12,55	0,0069	164	4,63	0,0030
165	12,97	0,0072	165	4,63	0,0030
166	12,55	0,0069	166	4,21	0,0028
167	12,14	0,0067	167	4,21	0,0028
168	12,14	0,0067	168	4,63	0,0030
169	12,55	0,0069	169	4,21	0,0028
170	12,97	0,0072	170	4,21	0,0028
171	12,55	0,0069	171	4,21	0,0028
172	12,14	0,0067	172	4,63	0,0030
173	12,14	0,0067	173	4,63	0,0030
174	11,72	0,0065	174	4,63	0,0030
175	11,30	0,0062	175	4,21	0,0028
176	10,89	0,0060	176	4,63	0,0030
177	10,89	0,0060	177	4,63	0,0030
178	10,05	0,0055	178	5,05	0,0033

Série I

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)
179	9,63	0,0053	179	5,05	0,0033
180	9,63	0,0053	180	5,05	0,0033
181	8,80	0,0049	181	5,46	0,0036
182	8,80	0,0049	182	5,46	0,0036
183	8,38	0,0046	183	5,88	0,0039
184	8,38	0,0046	184	5,88	0,0039
185	7,97	0,0044	185	5,88	0,0039
186	8,38	0,0046	186	6,30	0,0041
187	8,38	0,0046	187	6,30	0,0041
188	7,97	0,0044	188	5,88	0,0039
189	7,55	0,0042	189	6,30	0,0041
190	7,55	0,0042	190	6,30	0,0041
191	7,97	0,0044	191	6,71	0,0044
192	7,13	0,0039	192	6,71	0,0044
193	7,55	0,0042	193	7,55	0,0049
194	7,13	0,0039	194	7,55	0,0049
195	6,71	0,0037	195	7,55	0,0049
196	6,71	0,0037	196	7,55	0,0049
197	6,30	0,0035	197	7,55	0,0049
198	5,46	0,0030	198	7,55	0,0049
199	5,88	0,0032	199	7,55	0,0049
200	5,88	0,0032	200	7,55	0,0049
201	5,88	0,0032	201	7,55	0,0049
202	5,46	0,0030	202	7,55	0,0049
203	5,05	0,0028	203	7,13	0,0047
204	5,05	0,0028	204	7,13	0,0047
205	5,05	0,0028	205	7,97	0,0052
206	5,46	0,0030	206	7,97	0,0052
207	5,46	0,0030	207	7,97	0,0052
208	5,05	0,0028	208	7,97	0,0052
209	4,63	0,0026	209	7,97	0,0052
210	3,79	0,0021	210	8,38	0,0055
211	3,79	0,0021	211	8,38	0,0055
212	2,96	0,0016	212	8,38	0,0055
213	3,79	0,0021	213	7,97	0,0052
214	2,96	0,0016	214	7,97	0,0052
215	2,54	0,0014	215	7,97	0,0052
216	2,54	0,0014	216	8,38	0,0055
217	2,54	0,0014	217	8,38	0,0055
218	2,54	0,0014	218	7,97	0,0052
219	2,13	0,0012	219	7,97	0,0052
220	2,13	0,0012	220	8,38	0,0055
221	2,13	0,0012	221	8,38	0,0055
222	2,13	0,0012	222	8,80	0,0058
223	1,71	0,0009	223	8,38	0,0055
224	2,13	0,0012	224	8,80	0,0058

Série I

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)
225	1,71	0,0009	225	8,80	0,0058
226	1,71	0,0009	226	8,80	0,0058
227	1,71	0,0009	227	9,22	0,0060
228	1,71	0,0009	228	9,22	0,0060
229	1,29	0,0007	229	9,22	0,0060
230	1,29	0,0007	230	9,63	0,0063
231	1,29	0,0007	231	9,63	0,0063
232	1,29	0,0007	232	10,05	0,0066
233	0,87	0,0005	233	10,05	0,0066
234	0,87	0,0005	234	10,05	0,0066
235	0,87	0,0005	235	10,05	0,0066
236	0,87	0,0005	236	10,05	0,0066
237	0,87	0,0005	237	10,05	0,0066
238	0,87	0,0005	238	10,05	0,0066
239	0,87	0,0005	239	9,63	0,0063
240	1,29	0,0007	240	9,63	0,0063
241	1,29	0,0007	241	9,63	0,0063
242	1,29	0,0007	242	9,63	0,0063
243	1,29	0,0007	243	9,22	0,0060
244	1,29	0,0007	244	9,22	0,0060
245	0,87	0,0005	245	10,05	0,0066
246	0,87	0,0005	246	10,05	0,0066
247	0,46	0,0003	247	9,22	0,0060
248	0,46	0,0003	248	9,22	0,0060
249	1,29	0,0007	249	9,22	0,0060
250	1,29	0,0007	250	10,05	0,0066
251	1,29	0,0007	251	10,05	0,0066
252	1,29	0,0007	252	10,05	0,0066
253	1,29	0,0007	253	9,22	0,0060
254	1,29	0,0007	254	9,22	0,0060
255	1,29	0,0007	255	9,22	0,0060
256	0,87	0,0005	256	9,22	0,0060
257	0,87	0,0005	257	9,22	0,0060
258	0,87	0,0005	258	8,80	0,0058
259	0,87	0,0005	259	8,80	0,0058
260	1,29	0,0007	260	8,80	0,0058
261	1,29	0,0007	261	8,38	0,0055
262	0,87	0,0005	262	8,38	0,0055
263	0,87	0,0005	263	8,38	0,0055
264	0,87	0,0005	264	8,38	0,0055
265	0,46	0,0003	265	9,63	0,0063
266	0,46	0,0003	266	9,63	0,0063
267	0,87	0,0005	267	10,05	0,0066
268	0,87	0,0005	268	10,05	0,0066
269	0,46	0,0003	269	9,63	0,0063
270	0,46	0,0003	270	10,05	0,0066

Série I

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)
271	0,46	0,0003	271	8,80	0,0058
272	0,87	0,0005	272	10,05	0,0066
273	0,46	0,0003	273	10,05	0,0066
274	0,87	0,0005	274	9,22	0,0060
275	0,87	0,0005	275	9,22	0,0060
276	0,46	0,0003	276	9,22	0,0060
277	0,87	0,0005	277	9,63	0,0063
278	0,87	0,0005	278	9,22	0,0060
279	0,87	0,0005	279	8,80	0,0058
280	0,87	0,0005	280	8,80	0,0058
281	0,87	0,0005	281	9,22	0,0060
282	0,46	0,0003	282	8,80	0,0058
283	0,46	0,0003	283	8,38	0,0055
284	0,04	0,0000	284	8,38	0,0055
285	0,46	0,0003	285	7,97	0,0052
286	0,46	0,0003	286	7,97	0,0052
287	0,46	0,0003	287	7,55	0,0049
288	0,46	0,0003	288	7,55	0,0049
289	0,46	0,0003	289	7,55	0,0049
290	0,46	0,0003	290	7,97	0,0052
291	0,46	0,0003	291	7,97	0,0052
292	0,04	0,0000	292	8,38	0,0055
293	0,46	0,0003	293	7,97	0,0052
294	0,04	0,0000	294	7,55	0,0049
295	0,04	0,0000	295	7,55	0,0049
296	0,04	0,0000	296	7,55	0,0049
297	0,04	0,0000	297	7,55	0,0049
298	0,04	0,0000	298	7,97	0,0052
299	0,04	0,0000	299	7,55	0,0049
300	0,04	0,0000	300	7,55	0,0049
301	0,00	0,0000	301	6,71	0,0044
302	0,00	0,0000	302	6,71	0,0044
303	0,00	0,0000	303	6,71	0,0044
304	0,00	0,0000	304	6,30	0,0041
305	0,00	0,0000	305	6,30	0,0041
306	0,00	0,0000	306	5,88	0,0039
307	0,00	0,0000	307	5,88	0,0039
308	0,00	0,0000	308	5,46	0,0036
309	0,00	0,0000	309	5,46	0,0036
310	0,00	0,0000	310	5,46	0,0036
311	0,00	0,0000	311	5,46	0,0036
312	0,00	0,0000	312	4,63	0,0030
313	0,00	0,0000	313	5,05	0,0033
314	0,00	0,0000	314	4,63	0,0030
315	0,00	0,0000	315	4,63	0,0030
316	0,00	0,0000	316	4,63	0,0030

Série I

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
317	0,00	0,0000	317	4,21	0,0028
318	0,00	0,0000	318	3,79	0,0025
319	0,00	0,0000	319	3,79	0,0025
320	0,00	0,0000	320	2,96	0,0019
321	0,00	0,0000	321	2,54	0,0017
322	0,00	0,0000	322	2,54	0,0017
323	0,00	0,0000	323	2,54	0,0017
324	0,00	0,0000	324	2,54	0,0017
325	0,00	0,0000	325	2,54	0,0017
326	0,00	0,0000	326	2,54	0,0017
327	0,00	0,0000	327	2,54	0,0017
328	0,00	0,0000	328	2,54	0,0017
329	0,00	0,0000	329	1,71	0,0011
330	0,00	0,0000	330	1,71	0,0011
331	0,00	0,0000	331	1,71	0,0011
332	0,00	0,0000	332	1,71	0,0011
333	0,00	0,0000	333	1,71	0,0011
334	0,00	0,0000	334	1,71	0,0011
			335	1,71	0,0011
			336	1,71	0,0011
			337	1,29	0,0008
			338	1,29	0,0008
			339	1,29	0,0008
			340	1,71	0,0011
			341	1,71	0,0011
			342	1,71	0,0011
			343	1,29	0,0008
			344	1,71	0,0011
			345	1,29	0,0008
			346	1,29	0,0008
			347	1,29	0,0008
			348	1,29	0,0008
			349	1,29	0,0008
			350	1,29	0,0008
			351	1,29	0,0008
			352	1,29	0,0008
			353	1,29	0,0008
			354	1,29	0,0008
			355	1,29	0,0008
			356	1,29	0,0008
			357	1,29	0,0008
			358	0,87	0,0006
			359	0,87	0,0006
			360	1,29	0,0008
			361	1,29	0,0008
			362	1,29	0,0008

Série I

P8

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
363	1,29	0,0008
364	0,87	0,0006
365	1,29	0,0008
366	0,87	0,0006
367	0,87	0,0006
368	0,87	0,0006
369	0,87	0,0006
370	0,87	0,0006
371	0,87	0,0006
372	0,87	0,0006
373	0,87	0,0006
374	0,87	0,0006
375	0,87	0,0006
376	0,87	0,0006
377	0,87	0,0006
378	0,87	0,0006
379	0,87	0,0006
380	0,46	0,0003
381	0,46	0,0003
382	0,87	0,0006
383	0,87	0,0006
384	0,46	0,0003
385	0,46	0,0003
386	0,46	0,0003
387	0,46	0,0003
388	0,46	0,0003
389	0,46	0,0003
390	0,46	0,0003
391	0,46	0,0003
392	0,87	0,0006
393	0,87	0,0006
394	0,46	0,0003
395	0,46	0,0003
396	0,46	0,0003
397	0,46	0,0003
398	0,46	0,0003
399	0,46	0,0003
400	0,46	0,0003
401	0,46	0,0003
402	0,46	0,0003
403	0,46	0,0003
404	0,46	0,0003
405	0,46	0,0003
406	0,46	0,0003
407	0,04	0,0000
408	0,04	0,0000

Série I

P8

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
409	0,46	0,0003
410	0,46	0,0003
411	0,46	0,0003
412	0,46	0,0003
413	0,46	0,0003
414	0,04	0,0000
415	0,04	0,0000
416	0,04	0,0000
417	0,04	0,0000
418	0,04	0,0000
419	0,04	0,0000
420	0,04	0,0000
421	0,04	0,0000
422	0,04	0,0000
423	0,04	0,0000
424	0,04	0,0000
425	0,04	0,0000
426	0,04	0,0000
427	0,04	0,0000
428	0,00	0,0000
429	0,04	0,0000
430	0,00	0,0000
431	0,04	0,0000
432	0,00	0,0000
433	0,00	0,0000
434	0,00	0,0000
435	0,00	0,0000
436	0,00	0,0000
437	0,00	0,0000
438	0,00	0,0000
439	0,00	0,0000
440	0,00	0,0000
441	0,00	0,0000
442	0,00	0,0000
443	0,00	0,0000
444	0,00	0,0000
445	0,00	0,0000
446	0,00	0,0000
447	0,00	0,0000
448	0,00	0,0000
449	0,00	0,0000
450	0,00	0,0000
451	0,00	0,0000
452	0,00	0,0000
453	0,00	0,0000
454	0,00	0,0000

Série I

P8

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
455	0,00	0,0000
456	0,00	0,0000
457	0,00	0,0000
458	0,00	0,0000
459	0,00	0,0000
460	0,00	0,0000
461	0,00	0,0000
462	0,00	0,0000
463	0,00	0,0000
464	0,00	0,0000
465	0,00	0,0000
466	0,00	0,0000
467	0,00	0,0000
468	0,00	0,0000
469	0,00	0,0000
470	0,00	0,0000
471	0,00	0,0000
472	0,00	0,0000
473	0,00	0,0000
474	0,00	0,0000
475	0,00	0,0000
476	0,00	0,0000
477	0,00	0,0000
478	0,00	0,0000
479	0,00	0,0000
480	0,00	0,0000
481	0,00	0,0000
482	0,00	0,0000
483	0,00	0,0000
484	0,00	0,0000
485	0,00	0,0000
486	0,00	0,0000
487	0,00	0,0000
488	0,00	0,0000
489	0,00	0,0000
490	0,00	0,0000
491	0,00	0,0000
492	0,00	0,0000
493	0,00	0,0000
494	0,00	0,0000
495	0,00	0,0000
496	0,00	0,0000
497	0,00	0,0000
498	0,00	0,0000
499	0,00	0,0000
500	0,00	0,0000

Série I

P8

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
501	0,00	0,0000
502	0,00	0,0000
503	0,00	0,0000
504	0,00	0,0000
505	0,00	0,0000
506	0,00	0,0000
507	0,00	0,0000
508	0,00	0,0000

Tabela II.2 – Resultados para a Série II (com plantas)

Série II								
P2			P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
0	0,00	0,0000	0	0,00	0,0000	0	0,00	0,0000
1	0,00	0,0000	1	0,00	0,0000	1	0,00	0,0000
2	0,00	0,0000	2	0,00	0,0000	2	0,00	0,0000
3	0,00	0,0000	3	0,00	0,0000	3	0,00	0,0000
4	0,46	0,0004	4	0,00	0,0000	4	0,00	0,0000
5	0,46	0,0004	5	0,00	0,0000	5	0,00	0,0000
6	1,29	0,0010	6	0,00	0,0000	6	0,00	0,0000
7	1,29	0,0010	7	0,00	0,0000	7	0,00	0,0000
8	0,87	0,0007	8	0,00	0,0000	8	0,00	0,0000
9	0,87	0,0007	9	0,00	0,0000	9	0,00	0,0000
10	1,71	0,0013	10	0,00	0,0000	10	0,00	0,0000
11	1,71	0,0013	11	0,00	0,0000	11	0,00	0,0000
12	2,13	0,0016	12	0,00	0,0000	12	0,00	0,0000
13	2,54	0,0020	13	0,00	0,0000	13	0,00	0,0000
14	3,38	0,0026	14	0,00	0,0000	14	0,00	0,0000
15	4,63	0,0036	15	0,00	0,0000	15	0,00	0,0000
16	4,21	0,0032	16	0,00	0,0000	16	0,00	0,0000
17	4,21	0,0032	17	0,00	0,0000	17	0,00	0,0000
18	5,05	0,0039	18	0,00	0,0000	18	0,00	0,0000
19	5,46	0,0042	19	0,00	0,0000	19	0,00	0,0000
20	6,30	0,0048	20	0,00	0,0000	20	0,00	0,0000
21	6,30	0,0048	21	0,00	0,0000	21	0,00	0,0000
22	6,71	0,0052	22	0,00	0,0000	22	0,00	0,0000
23	7,55	0,0058	23	0,00	0,0000	23	0,00	0,0000
24	8,38	0,0064	24	0,00	0,0000	24	0,00	0,0000
25	8,38	0,0064	25	0,00	0,0000	25	0,00	0,0000
26	10,05	0,0077	26	0,04	0,0000	26	0,00	0,0000
27	10,05	0,0077	27	0,46	0,0002	27	0,00	0,0000
28	10,89	0,0084	28	0,04	0,0000	28	0,00	0,0000
29	10,47	0,0080	29	0,04	0,0000	29	0,00	0,0000
30	10,89	0,0084	30	0,04	0,0000	30	0,00	0,0000
31	12,97	0,0100	31	0,46	0,0002	31	0,00	0,0000
32	15,06	0,0116	32	0,87	0,0004	32	0,00	0,0000
33	15,89	0,0122	33	0,04	0,0000	33	0,00	0,0000
34	15,89	0,0122	34	0,04	0,0000	34	0,00	0,0000
35	18,40	0,0141	35	0,87	0,0004	35	0,00	0,0000
36	19,23	0,0148	36	2,54	0,0012	36	0,00	0,0000
37	20,90	0,0161	37	2,54	0,0012	37	0,00	0,0000
38	22,57	0,0173	38	2,13	0,0010	38	0,00	0,0000
39	21,73	0,0167	39	2,13	0,0010	39	0,00	0,0000
40	22,98	0,0177	40	2,13	0,0010	40	0,00	0,0000
41	24,24	0,0186	41	2,13	0,0010	41	0,00	0,0000
42	27,57	0,0212	42	2,54	0,0012	42	0,00	0,0000
43	28,41	0,0218	43	2,54	0,0012	43	0,04	0,0000

Série II

P2			P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
44	27,57	0,0212	44	2,54	0,0012	44	0,04	0,0000
45	27,99	0,0215	45	2,54	0,0012	45	0,00	0,0000
46	27,57	0,0212	46	2,13	0,0010	46	0,00	0,0000
47	29,66	0,0228	47	2,54	0,0012	47	0,00	0,0000
48	30,49	0,0234	48	2,96	0,0014	48	0,00	0,0000
49	29,66	0,0228	49	2,96	0,0014	49	0,00	0,0000
50	30,49	0,0234	50	2,96	0,0014	50	0,46	0,0002
51	31,74	0,0244	51	2,96	0,0014	51	0,46	0,0002
52	31,74	0,0244	52	2,54	0,0012	52	0,87	0,0005
53	30,91	0,0237	53	3,38	0,0016	53	0,87	0,0005
54	31,74	0,0244	54	3,79	0,0018	54	0,00	0,0000
55	30,49	0,0234	55	2,96	0,0014	55	0,00	0,0000
56	29,66	0,0228	56	2,96	0,0014	56	0,00	0,0000
57	30,91	0,0237	57	2,54	0,0012	57	0,00	0,0000
58	29,66	0,0228	58	2,96	0,0014	58	0,46	0,0002
59	28,41	0,0218	59	2,96	0,0014	59	0,46	0,0002
60	26,74	0,0205	60	3,38	0,0016	60	0,46	0,0002
61	25,90	0,0199	61	3,79	0,0018	61	0,46	0,0002
62	25,49	0,0196	62	3,79	0,0018	62	0,00	0,0000
63	23,40	0,0180	63	3,79	0,0018	63	0,00	0,0000
64	22,57	0,0173	64	4,21	0,0020	64	0,00	0,0000
65	22,57	0,0173	65	4,21	0,0020	65	0,00	0,0000
66	21,32	0,0164	66	4,21	0,0020	66	0,00	0,0000
67	19,23	0,0148	67	4,63	0,0022	67	0,00	0,0000
68	19,65	0,0151	68	4,63	0,0022	68	0,00	0,0000
69	18,40	0,0141	69	4,21	0,0020	69	0,00	0,0000
70	17,14	0,0132	70	4,21	0,0020	70	0,46	0,0002
71	15,06	0,0116	71	4,63	0,0022	71	0,46	0,0002
72	12,14	0,0093	72	4,63	0,0022	72	0,87	0,0005
73	11,30	0,0087	73	3,79	0,0018	73	0,87	0,0005
74	10,05	0,0077	74	3,79	0,0018	74	0,00	0,0000
75	10,05	0,0077	75	4,21	0,0020	75	0,00	0,0000
76	9,22	0,0071	76	4,21	0,0020	76	0,00	0,0000
77	8,80	0,0068	77	4,63	0,0022	77	0,00	0,0000
78	7,97	0,0061	78	5,46	0,0026	78	0,00	0,0000
79	7,97	0,0061	79	5,46	0,0026	79	0,46	0,0002
80	6,71	0,0052	80	5,46	0,0026	80	0,46	0,0002
81	7,13	0,0055	81	5,88	0,0027	81	0,46	0,0002
82	5,88	0,0045	82	6,30	0,0029	82	0,87	0,0005
83	5,46	0,0042	83	6,30	0,0029	83	0,87	0,0005
84	4,63	0,0036	84	6,30	0,0029	84	0,87	0,0005
85	4,63	0,0036	85	6,71	0,0031	85	0,46	0,0002
86	4,21	0,0032	86	5,88	0,0027	86	0,87	0,0005
87	3,79	0,0029	87	5,88	0,0027	87	0,87	0,0005
88	2,96	0,0023	88	6,71	0,0031	88	0,46	0,0002
89	3,38	0,0026	89	8,38	0,0039	89	0,87	0,0005

Série II

P2			P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
90	3,38	0,0026	90	7,97	0,0037	90	0,87	0,0005
91	2,96	0,0023	91	8,38	0,0039	91	0,46	0,0002
92	2,54	0,0020	92	8,80	0,0041	92	0,46	0,0002
93	3,38	0,0026	93	8,38	0,0039	93	0,00	0,0000
94	2,96	0,0023	94	8,80	0,0041	94	0,00	0,0000
95	2,96	0,0023	95	8,80	0,0041	95	0,00	0,0000
96	2,54	0,0020	96	8,80	0,0041	96	0,00	0,0000
97	2,13	0,0016	97	9,63	0,0045	97	0,00	0,0000
98	1,29	0,0010	98	10,05	0,0047	98	0,00	0,0000
99	2,54	0,0020	99	10,05	0,0047	99	0,00	0,0000
100	2,96	0,0023	100	10,05	0,0047	100	0,00	0,0000
101	1,71	0,0013	101	10,05	0,0047	101	0,46	0,0002
102	0,87	0,0007	102	10,47	0,0049	102	0,46	0,0002
103	0,87	0,0007	103	10,47	0,0049	103	0,46	0,0002
104	0,87	0,0007	104	10,89	0,0051	104	0,87	0,0005
105	0,46	0,0004	105	10,89	0,0051	105	0,46	0,0002
106	0,87	0,0007	106	10,89	0,0051	106	0,87	0,0005
107	0,46	0,0004	107	10,89	0,0051	107	0,87	0,0005
108	0,46	0,0004	108	11,72	0,0055	108	0,87	0,0005
109	0,46	0,0004	109	11,30	0,0053	109	0,87	0,0005
110	0,46	0,0004	110	11,30	0,0053	110	0,87	0,0005
111	0,04	0,0000	111	11,72	0,0055	111	1,29	0,0007
112	0,04	0,0000	112	11,72	0,0055	112	1,29	0,0007
113	0,00	0,0000	113	11,72	0,0055	113	1,71	0,0009
114	0,00	0,0000	114	11,30	0,0053	114	1,71	0,0009
115	0,00	0,0000	115	11,30	0,0053	115	1,29	0,0007
116	0,00	0,0000	116	11,30	0,0053	116	1,71	0,0009
117	0,00	0,0000	117	11,72	0,0055	117	1,29	0,0007
118	0,00	0,0000	118	12,14	0,0057	118	1,29	0,0007
119	0,00	0,0000	119	12,14	0,0057	119	1,71	0,0009
120	0,00	0,0000	120	12,55	0,0059	120	1,71	0,0009
121	0,00	0,0000	121	12,97	0,0061	121	2,13	0,0011
			122	12,97	0,0061	122	2,13	0,0011
			123	12,97	0,0061	123	2,13	0,0011
			124	13,81	0,0065	124	2,13	0,0011
			125	13,81	0,0065	125	1,29	0,0007
			126	13,81	0,0065	126	1,29	0,0007
			127	12,97	0,0061	127	2,54	0,0013
			128	13,81	0,0065	128	2,54	0,0013
			129	14,22	0,0066	129	2,54	0,0013
			130	15,06	0,0070	130	2,13	0,0011
			131	15,06	0,0070	131	2,13	0,0011
			132	14,64	0,0068	132	2,54	0,0013
			133	15,48	0,0072	133	2,13	0,0011
			134	16,31	0,0076	134	2,13	0,0011
			135	15,48	0,0072	135	2,13	0,0011

Série II

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
136	15,48	0,0072	136	2,96	0,0015
137	16,31	0,0076	137	2,54	0,0013
138	16,31	0,0076	138	2,54	0,0013
139	15,48	0,0072	139	2,54	0,0013
140	15,48	0,0072	140	2,96	0,0015
141	15,48	0,0072	141	2,96	0,0015
142	15,48	0,0072	142	2,96	0,0015
143	15,89	0,0074	143	2,96	0,0015
144	15,89	0,0074	144	2,96	0,0015
145	16,31	0,0076	145	3,38	0,0018
146	16,31	0,0076	146	3,38	0,0018
147	16,31	0,0076	147	2,96	0,0015
148	15,48	0,0072	148	3,38	0,0018
149	15,48	0,0072	149	3,38	0,0018
150	16,31	0,0076	150	3,38	0,0018
151	16,31	0,0076	151	3,79	0,0020
152	15,48	0,0072	152	3,79	0,0020
153	15,48	0,0072	153	3,79	0,0020
154	15,06	0,0070	154	4,21	0,0022
155	15,06	0,0070	155	4,21	0,0022
156	16,31	0,0076	156	3,79	0,0020
157	16,31	0,0076	157	3,79	0,0020
158	16,31	0,0076	158	3,79	0,0020
159	15,06	0,0070	159	3,38	0,0018
160	14,64	0,0068	160	3,38	0,0018
161	14,64	0,0068	161	3,79	0,0020
162	15,06	0,0070	162	3,79	0,0020
163	15,06	0,0070	163	4,21	0,0022
164	14,64	0,0068	164	3,79	0,0020
165	14,64	0,0068	165	3,79	0,0020
166	14,64	0,0068	166	4,21	0,0022
167	14,22	0,0066	167	4,21	0,0022
168	14,22	0,0066	168	4,63	0,0024
169	15,06	0,0070	169	4,21	0,0022
170	15,06	0,0070	170	4,21	0,0022
171	15,06	0,0070	171	4,63	0,0024
172	15,48	0,0072	172	4,63	0,0024
173	16,31	0,0076	173	4,63	0,0024
174	16,31	0,0076	174	4,63	0,0024
175	16,31	0,0076	175	5,05	0,0026
176	16,31	0,0076	176	4,63	0,0024
177	16,31	0,0076	177	5,05	0,0026
178	15,89	0,0074	178	5,46	0,0029
179	15,06	0,0070	179	5,46	0,0029
180	15,06	0,0070	180	5,88	0,0031
181	13,81	0,0065	181	5,88	0,0031

Série II

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
182	13,81	0,0065	182	5,88	0,0031
183	14,22	0,0066	183	6,30	0,0033
184	13,81	0,0065	184	6,30	0,0033
185	13,81	0,0065	185	6,71	0,0035
186	13,81	0,0065	186	6,71	0,0035
187	13,81	0,0065	187	6,71	0,0035
188	13,81	0,0065	188	6,71	0,0035
189	12,97	0,0061	189	6,71	0,0035
190	13,39	0,0063	190	7,13	0,0037
191	13,81	0,0065	191	6,71	0,0035
192	13,81	0,0065	192	7,13	0,0037
193	15,06	0,0070	193	6,71	0,0035
194	15,06	0,0070	194	7,13	0,0037
195	15,48	0,0072	195	7,13	0,0037
196	16,31	0,0076	196	7,13	0,0037
197	16,31	0,0076	197	7,55	0,0039
198	15,06	0,0070	198	7,55	0,0039
199	15,06	0,0070	199	7,13	0,0037
200	13,81	0,0065	200	7,13	0,0037
201	13,81	0,0065	201	7,55	0,0039
202	13,39	0,0063	202	7,55	0,0039
203	12,97	0,0061	203	7,97	0,0042
204	12,14	0,0057	204	7,55	0,0039
205	11,30	0,0053	205	7,97	0,0042
206	11,72	0,0055	206	7,55	0,0039
207	11,30	0,0053	207	7,55	0,0039
208	11,30	0,0053	208	7,13	0,0037
209	10,89	0,0051	209	7,55	0,0039
210	10,89	0,0051	210	7,55	0,0039
211	10,89	0,0051	211	7,97	0,0042
212	10,05	0,0047	212	8,38	0,0044
213	10,05	0,0047	213	8,38	0,0044
214	10,05	0,0047	214	8,80	0,0046
215	9,63	0,0045	215	8,38	0,0044
216	10,05	0,0047	216	8,38	0,0044
217	8,80	0,0041	217	8,80	0,0046
218	7,97	0,0037	218	8,80	0,0046
219	7,97	0,0037	219	8,38	0,0044
220	6,71	0,0031	220	8,80	0,0046
221	7,13	0,0033	221	9,22	0,0048
222	7,13	0,0033	222	9,22	0,0048
223	6,30	0,0029	223	9,63	0,0050
224	6,30	0,0029	224	9,63	0,0050
225	6,30	0,0029	225	10,05	0,0053
226	6,71	0,0031	226	10,05	0,0053
227	6,30	0,0029	227	10,05	0,0053

Série II

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
228	6,30	0,0029	228	10,47	0,0055
229	6,71	0,0031	229	10,47	0,0055
230	5,88	0,0027	230	10,05	0,0053
231	5,88	0,0027	231	10,05	0,0053
232	5,46	0,0026	232	10,47	0,0055
233	5,46	0,0026	233	10,47	0,0055
234	4,63	0,0022	234	9,63	0,0050
235	4,63	0,0022	235	9,63	0,0050
236	4,63	0,0022	236	10,47	0,0055
237	3,79	0,0018	237	10,47	0,0055
238	3,79	0,0018	238	8,80	0,0046
239	2,54	0,0012	239	8,80	0,0046
240	2,54	0,0012	240	9,22	0,0048
241	2,54	0,0012	241	9,63	0,0050
242	2,96	0,0014	242	9,63	0,0050
243	2,54	0,0012	243	9,63	0,0050
244	2,54	0,0012	244	8,80	0,0046
245	2,54	0,0012	245	8,80	0,0046
246	2,54	0,0012	246	9,63	0,0050
247	2,13	0,0010	247	9,22	0,0048
248	2,54	0,0012	248	9,22	0,0048
249	2,13	0,0010	249	9,22	0,0048
250	2,54	0,0012	250	9,22	0,0048
251	2,13	0,0010	251	9,63	0,0050
252	2,13	0,0010	252	10,47	0,0055
253	2,13	0,0010	253	10,89	0,0057
254	1,71	0,0008	254	10,89	0,0057
255	1,71	0,0008	255	10,47	0,0055
256	1,71	0,0008	256	10,89	0,0057
257	2,13	0,0010	257	10,89	0,0057
258	2,54	0,0012	258	10,47	0,0055
259	1,71	0,0008	259	10,47	0,0055
260	1,71	0,0008	260	10,47	0,0055
261	0,87	0,0004	261	10,89	0,0057
262	1,29	0,0006	262	10,89	0,0057
263	0,87	0,0004	263	10,05	0,0053
264	0,87	0,0004	264	10,89	0,0057
265	0,46	0,0002	265	10,47	0,0055
266	0,46	0,0002	266	10,47	0,0055
267	0,46	0,0002	267	11,30	0,0059
268	0,46	0,0002	268	10,89	0,0057
269	0,46	0,0002	269	11,30	0,0059
270	0,87	0,0004	270	10,89	0,0057
271	0,46	0,0002	271	10,89	0,0057
272	0,46	0,0002	272	10,47	0,0055
273	0,46	0,0002	273	10,89	0,0057

Série II

P5			P8		
Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
274	0,87	0,0004	274	10,89	0,0057
275	0,46	0,0002	275	10,47	0,0055
276	0,46	0,0002	276	10,05	0,0053
277	0,04	0,0000	277	9,63	0,0050
278	0,04	0,0000	278	9,63	0,0050
279	0,04	0,0000	279	10,47	0,0055
280	0,87	0,0004	280	10,47	0,0055
281	0,04	0,0000	281	10,89	0,0057
282	0,04	0,0000	282	10,89	0,0057
283	0,00	0,0000	283	10,89	0,0057
284	0,00	0,0000	284	10,89	0,0057
285	0,46	0,0002	285	11,30	0,0059
286	0,46	0,0002	286	10,89	0,0057
287	0,46	0,0002	287	10,89	0,0057
288	0,46	0,0002	288	11,30	0,0059
289	1,29	0,0006	289	11,30	0,0059
290	1,29	0,0006	290	10,89	0,0057
291	1,71	0,0008	291	10,47	0,0055
292	0,87	0,0004	292	10,89	0,0057
293	0,87	0,0004	293	10,89	0,0057
294	0,87	0,0004	294	10,47	0,0055
295	0,46	0,0002	295	10,47	0,0055
296	0,46	0,0002	296	9,63	0,0050
297	0,04	0,0000	297	9,63	0,0050
298	0,04	0,0000	298	8,80	0,0046
299	0,04	0,0000	299	8,80	0,0046
300	0,04	0,0000	300	8,80	0,0046
301	0,00	0,0000	301	7,97	0,0042
302	0,00	0,0000	302	7,97	0,0042
303	0,00	0,0000	303	8,80	0,0046
304	0,04	0,0000	304	7,97	0,0042
305	0,87	0,0004	305	8,80	0,0046
306	0,87	0,0004	306	8,80	0,0046
307	0,87	0,0004	307	8,80	0,0046
308	0,87	0,0004	308	8,38	0,0044
309	1,29	0,0006	309	8,38	0,0044
310	1,29	0,0006	310	8,38	0,0044
311	0,87	0,0004	311	7,97	0,0042
312	0,87	0,0004	312	7,97	0,0042
313	0,46	0,0002	313	7,97	0,0042
314	0,46	0,0002	314	8,38	0,0044
315	0,46	0,0002	315	8,38	0,0044
316	0,00	0,0000	316	7,97	0,0042
317	0,00	0,0000	317	7,97	0,0042
318	0,00	0,0000	318	8,38	0,0044
319	0,00	0,0000	319	7,97	0,0042

Série II

P5

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
320	0,00	0,0000
321	0,00	0,0000
322	0,04	0,0000
323	0,46	0,0002
324	0,46	0,0002
325	0,04	0,0000
326	0,00	0,0000
327	0,00	0,0000
328	0,00	0,0000
329	0,00	0,0000
330	0,00	0,0000
331	0,00	0,0000
332	0,00	0,0000
333	0,00	0,0000
334	0,00	0,0000
335	0,00	0,0000
336	0,00	0,0000
337	0,00	0,0000
338	0,00	0,0000
339	0,00	0,0000

P8

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
320	7,13	0,0037
321	7,13	0,0037
322	7,13	0,0037
323	6,71	0,0035
324	7,13	0,0037
325	7,13	0,0037
326	7,13	0,0037
327	7,13	0,0037
328	7,13	0,0037
329	7,13	0,0037
330	6,71	0,0035
331	6,71	0,0035
332	6,71	0,0035
333	6,71	0,0035
334	6,30	0,0033
335	6,30	0,0033
336	6,71	0,0035
337	6,71	0,0035
338	6,30	0,0033
339	6,30	0,0033
340	5,88	0,0031
341	5,88	0,0031
342	6,30	0,0033
343	6,30	0,0033
344	5,88	0,0031
345	5,88	0,0031
346	5,88	0,0031
347	4,63	0,0024
348	5,46	0,0029
349	5,46	0,0029
350	5,88	0,0031
351	5,05	0,0026
352	5,05	0,0026
353	5,05	0,0026
354	5,46	0,0029
355	5,46	0,0029
356	4,63	0,0024
357	5,05	0,0026
358	5,05	0,0026
359	4,63	0,0024
360	4,63	0,0024
361	4,63	0,0024
362	4,63	0,0024
363	4,21	0,0022
364	4,21	0,0022
365	3,79	0,0020

Série II

P8

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
366	3,79	0,0020
367	4,21	0,0022
368	4,21	0,0022
369	3,79	0,0020
370	3,79	0,0020
371	3,38	0,0018
372	3,38	0,0018
373	3,79	0,0020
374	2,96	0,0015
375	2,96	0,0015
376	2,96	0,0015
377	2,54	0,0013
378	2,54	0,0013
379	2,96	0,0015
380	2,96	0,0015
381	3,38	0,0018
382	2,96	0,0015
383	2,54	0,0013
384	2,54	0,0013
385	2,54	0,0013
386	2,54	0,0013
387	2,13	0,0011
388	2,13	0,0011
389	2,54	0,0013
390	2,54	0,0013
391	2,13	0,0011
392	2,13	0,0011
393	1,71	0,0009
394	1,71	0,0009
395	1,71	0,0009
396	1,29	0,0007
397	1,71	0,0009
398	1,29	0,0007
399	1,71	0,0009
400	1,29	0,0007
401	1,29	0,0007
402	1,29	0,0007
403	1,71	0,0009
404	1,29	0,0007
405	1,29	0,0007
406	1,29	0,0007
407	0,87	0,0005
408	0,87	0,0005
409	0,87	0,0005
410	1,29	0,0007
411	1,29	0,0007

Série II

P8

Tempo (h)	NaCl (mg L ⁻¹)	E (t) (h ⁻¹)
412	0,87	0,0005
413	0,87	0,0005
414	0,87	0,0005
415	0,46	0,0002
416	0,46	0,0002
417	0,46	0,0002
418	0,46	0,0002
419	0,46	0,0002
420	0,87	0,0005
421	0,87	0,0005
422	0,87	0,0005
423	0,46	0,0002
424	0,46	0,0002
425	0,46	0,0002
426	0,46	0,0002
427	0,46	0,0002
428	0,46	0,0002
429	0,46	0,0002
430	0,04	0,0000
431	0,46	0,0002
432	0,46	0,0002
433	0,87	0,0005
434	0,87	0,0005
435	0,87	0,0005
436	0,46	0,0002
437	0,04	0,0000
438	0,04	0,0000
439	0,46	0,0002
440	0,04	0,0000
441	0,04	0,0000
442	0,04	0,0000
443	0,04	0,0000
444	0,04	0,0000
445	0,04	0,0000
446	0,04	0,0000
447	0,46	0,0002
448	0,46	0,0002
449	0,46	0,0002
450	0,46	0,0002
451	0,46	0,0002
452	0,04	0,0000
453	0,04	0,0000
454	0,00	0,0000
455	0,00	0,0000
456	0,00	0,0000
457	0,00	0,0000

Série II**P8**

Tempo (h)	NaCl (mg L⁻¹)	E (t) (h⁻¹)
458	0,00	0,0000
459	0,04	0,0000
460	0,46	0,0002
461	0,00	0,0000
462	0,00	0,0000
463	0,00	0,0000
464	0,00	0,0000
465	0,00	0,0000
466	0,00	0,0000
467	0,00	0,0000
468	0,00	0,0000
469	0,00	0,0000
470	0,00	0,0000
471	0,00	0,0000
472	0,00	0,0000
473	0,00	0,0000
474	0,00	0,0000
475	0,00	0,0000
476	0,00	0,0000
477	0,00	0,0000
478	0,00	0,0000
479	0,00	0,0000
480	0,00	0,0000
481	0,00	0,0000
482	0,00	0,0000
483	0,00	0,0000
484	0,00	0,0000
485	0,00	0,0000
486	0,00	0,0000
487	0,00	0,0000
488	0,00	0,0000
489	0,00	0,0000

ANEXO III

Resultados das determinações de CQO e N-NH₄

III.1. Resultados das análises ao CQO e N-NH₄ (Série I)

Tabela III.1 – Resultados para o ensaio I.1

Ensaio	Tempo (d)	CQO (mg L ⁻¹)		N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	
		Afluente	P2	Afluente	P2
I.1.1	0,0	307	152	28,0	22,0
I.1.2	1,5	296	142	31,0	23,0
I.1.3	4,7	311	153	26,0	23,0

Tabela III.2 – Resultados para o ensaio I.2

Ensaio	Tempo (d)	CQO (mg L ⁻¹)		N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	
		Afluente	P5	Afluente	P5
I.2.1	0,0	315	130	32,0	19,0
I.2.2	5,0	309	125	33,0	22,0
I.2.3	13,9	303	132	32,0	24,0

Tabela III.3 – Resultados para o ensaio I.3

Ensaio	Tempo (d)	CQO (mg L ⁻¹)		N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	
		Afluente	P8	Afluente	P8
I.3.1	0,0	302	117	29,0	20,0
I.3.2	9,0	295	115	34,0	21,0
I.3.3	21,2	306	121	28,0	22,0

III.2. Resultados das análises ao CQO e N-NH₄ (Série II)

Tabela III.4 – Resultados para o ensaio II.1

Ensaio	Tempo (d)	CQO (mg L ⁻¹)		N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	
		Afluente	P2	Afluente	P2
II.1.1	0,0	295	133	32,1	22,0
II.1.2	1,5	292	128	32,6	22,1
II.1.3	4,7	301	135	34,5	23,5

Tabela III.5 – Resultados para o ensaio II.2

Ensaio	Tempo (d)	CQO (mg L⁻¹)		N-NH₄ (mg L⁻¹)	
		Afluente	P5	Afluente	P5
II.2.1	0,0	307	95	32,1	17,8
II.2.2	5,0	298	87	29,4	18,2
II.2.3	13,9	301	96	33,1	19,3

Tabela III.6 – Resultados para o ensaio II.3

Ensaio	Tempo (d)	CQO (mg L⁻¹)		N-NH₄ (mg L⁻¹)	
		Afluente	P8	Afluente	P8
II.3.1	0,0	297	41	30,0	12,8
II.3.2	9,0	302	51	32,3	11,3
II.3.3	21,2	303	43	31,5	13,0