



UNIVERSIDADE DA BEIRA INTERIOR
Engenharia

Avaliação da Variação das Condições Hidrodinâmicas em Solos Residuais Utilizados para Infiltração de Águas Residuais para Diferentes Condições de Carga Hidráulica

Helder Filipe Pereira Abrantes

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Civil - Ramo Geotecnia e Ambiente
(2º ciclo de estudos)

Orientador: Prof. Doutor António João Carvalho de Albuquerque

Covilhã, junho de 2013

Aos meus Pais Helder e Umbelina e irmã Sofia

Agradecimentos

Um muito Obrigado a todos os que, de forma direta ou indireta, me acompanharam e colaboraram no desenvolvimento desta dissertação, citando de seguida alguns nomes.

Ao orientador Professor Doutor António Albuquerque, expresso o meu sincero e especial agradecimento, pela sua incansável orientação científica, pelas opiniões e sugestões, acessibilidade, cordialidade e simpatia demonstradas, ensinamentos, esclarecimentos, boa disposição e principalmente pela sua disponibilidade, apesar de todos os seus afazeres, que tornaram possível a elaboração desta dissertação.

À Prof. Flora Silva, docente no Departamento de Construções Planeamento da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Bragança, agradeço pela sua colaboração na interpretação de alguns dados, pelo seu apoio e disponibilidade.

Ao Sr. João Félix, Gerente da empresa CONSTROBI - “Empresa de Construtores da Beira Interior, Lda”, por me ter possibilitado o ingresso no mundo do trabalho através de estágio profissional na sua empresa, pela paciência e disponibilidade dada para me deslocar quando necessário ao Laboratório de Saneamento Ambiental, para que a realização desta dissertação fosse possível.

A todos os professores da UBI pelo conhecimento adquirido durante a minha Licenciatura e Mestrado.

Aos meus Pais Helder Abrantes e Umbelina Abrantes, e irmã Sofia Abrantes por todo o carinho, palavras de incentivo, amizade e apoio demonstrados ao longo destes anos, principalmente nos momentos mais difíceis da minha vida, e por terem acreditado sempre em mim tornando-me na pessoa que hoje sou.

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

Resumo

A infiltração de águas residuais tratadas no solo é uma prática que pode ser muito útil para a recarga de aquíferos, especialmente útil em regiões com escassez de água. Contudo, trata-se de uma prática que apresenta riscos de contaminação das reservas de água subterrânea, uma vez que as propriedades do solo podem alterar-se durante o processo de infiltração e condicionar as características hidrodinâmicas associadas ao transporte e remoção de poluentes.

A avaliação da variação das características hidrodinâmicas do escoamento num solo residual, previamente seleccionado para a infiltração de ART, foi estudada através de ensaios de traçagem numa coluna laboratorial, tendo sido utilizadas duas cargas hidráulicas (2,34 e 6,11 cm/d) estabelecidas num estudo anterior para o mesmo solo. Utilizou-se um traçador não-reactivo (Blue Dextran) e um impulso discreto, tendo a resposta sido detectada em 3 pontos de amostragem localizados a 5, 15 e 25 cm relativamente ao topo de enchimento.

Os resultados indicam que, independentemente da velocidade utilizada, a frente do traçador foi detectada mais cedo do que era esperada, por coexistirem zonas pouco irrigadas e zonas de volume morto, tendo as últimas sido mais significativas ao longo da coluna após 8 meses de operação do filtro e estimulado o curto-circuito hidráulico. Nos primeiros 5 cm, a antecipação da frente de traçador foi menor, em especial após 8 meses de operação da coluna com ART, por se terem desenvolvido aglomerados de biomassa e material sólido que levou a recirculações internas e à retenção do traçador por períodos mais longos.

A solução analítica do modelo NTS ajustou satisfatoriamente as curvas de distribuição de tempos de residência obtidas, tendo sido observado que a percentagem de zonas de volume morto (V_m) foi muito superior após os 8 meses de operação da coluna e que a dispersão longitudinal apresentou uma forte relação linear com o aumento do V_m .

Assim, os resultados deste estudo permitiram avaliar a evolução de mecanismos que causam perturbação ao escoamento e transporte de poluentes no solo, bem como antecipar o modo de operação de locais de infiltração, por forma a evitar a diminuição da eficiência de remoção de poluentes.

Palavras-chave: carga hidráulica, dispersão, hidrodinâmica, solo, volume morto.

Abstract

The infiltration of treated wastewater (reclaimed water) into soils is a practice that can be very useful for aquifer recharge, especially useful in areas with water scarcity. However, it is a practice that presents risks for groundwater contamination, since the soil properties may change during the infiltration process and the hydrodynamic characteristics associated with the transport and removal of pollutants can also be changed.

The evaluation of the variation of the hydrodynamic characteristics of the flow on a residual soil, previously selected for the infiltration of reclaimed water, was studied through laboratorial experiments in a vertical column, for two hydraulic loadings (2.34 and 6.11 cm/d), which were established in a previous study for the same soil. A non-reactive tracer (Blue Dextran) was used in a discrete impulse experiment, being the response detected in three sampling points located at 5, 15 and 25 cm from the top of the soil column.

The results indicate that regardless of the used velocity, the front of the tracer was detected earlier than was expected, which would mean the coexistence of poor irrigated areas and dead volume areas. The last ones have had more significant along the column after 8 months of operation and have stimulated the hydraulic short-circuit. In the first 5 cm, the tracer wave was more delayed, especially after 8 months of operation the column, due to the development of biomass clusters and solid matter, which have led to the development of internal recirculations responsible for the retention of the tracer for longer periods.

An analytical solution developed for the NTS model satisfactorily described the residential distribution curves for all the experiments. It was observed that the percentage of dead volumes (V_m) was much higher after 8 months of the column operation and the longitudinal dispersion had a strong linear relationship with increasing V_m .

Thus, the results of this study allowed assessing the evolution of mechanisms that cause disturbance to the flow and transport of pollutants on soils, as well as anticipating operational strategies for infiltration structures in order to avoid the decrease in pollutants removal efficiency.

Keywords: hydraulic loading, dispersion, hydrodynamics, soil, dead volume.

Índice

Agradecimentos	iii
Resumo	v
Abstract	vii
Índice	ix
Lista de Figuras	xii
Lista de Tabelas	xvi
Lista de Nomenclatura	xix
Capítulo 1 Introdução	1
1.1. Enquadramento e justificação	1
1.2. Objectivos	3
1.3. Plano de trabalhos	4
1.4. Estrutura da tese	4
Capítulo 2 O solo como meio filtrante	6
2.1. Introdução	6
2.2. Propriedades do solo	8
2.2.1. Granulometria	8
2.2.2. Limites de consistência ou limites de Atterberg	11
2.2.3. Estrutura do solo	12
2.2.4. Densidade das partículas sólidas	15
2.2.5. Porosidade do solo	16
2.2.6. Índice de vazios	17
2.2.7. Peso volúmico	19
2.2.8. Superfície específica das partículas	20
2.3. Circulação de líquido no solo	21
2.3.1. Percolação de líquidos no solo	21
2.3.2. Condutividade hidráulica	23
2.3.3. Redes de fluxo	25
Capítulo 3 Transporte de poluentes no solo	26
3.1. Introdução	26
3.2. Mecanismos de transporte e reação	28
3.2.1. Adveção	28
3.2.2. Dispersão	29
3.2.3. Sorção	29
3.2.4. Biodegradação	31
3.3. Avaliação das características do transporte hidrodinâmico	32
3.3.1. Ensaio de traçagem	32

3.3.2. Modelos matemáticos para estimar parâmetros característicos da hidrodinâmica	34
Capítulo 4 Materiais e Métodos	38
4.1. Instalação laboratorial	38
4.2. Recolha e caracterização do solo	41
4.3. Ensaio de traçagem	42
Capítulo 5 Resultados e Discussão	45
5.1 Propriedades do solo	45
5.2. Determinação e análise das curvas DTR	48
5.3. Estimativa de parâmetros caracterizadores das condições hidrodinâmicas	55
5.3.1. Solução analítica para o modelo ADR	56
5.3.2. Solução analítica para o modelo NTS	57
5.3.3. Ajustamento paramétrico das soluções	58
Capítulo 6 Conclusões e perspectiva de trabalhos futuros	70
6.1 Conclusões	70
6.2 Proposta para Trabalhos Futuros	71
Referências Bibliográficas	72
7.1. Referências	72
7.2. Sítios eletrônicos consultados na Internet	80
ANEXOS	81
ANEXO I	82
I.1. Reta de calibração que relaciona absorvância com a concentração de Blue Dextran	83
I.2. Resultados dos ensaios de traçagem	84

Lista de Figuras

Figura 2.1. - Composição típica do solo	6
Figura 2.2. - Representação esquemática da matriz do solo	7
Figura 2.3. - Peneiração para determinação da curva granulométrica	10
Figura 2.4. - Sedimentação para determinação da curva granulométrica de partículas finas	11
Figura 2.5. - Limites de Atterberg	12
Figura 2.6. - Tipos de estrutura do solo: a) granular de elevada permeabilidade, b) agregado de elevada permeabilidade	13
Figura 2.7. - Tipos de estruturas do solo: estrutura laminar de baixa permeabilidade	13
Figura 2.8. - Tipos de estrutura do solo: estrutura prismática e colunar de permeabilidade moderada	14
Figura 2.9. - Tipos de estruturas do solo: a) bloco angular de baixa permeabilidade, b) blocos subangulares de permeabilidade moderada	14
Figura 2.10. - Picnómetro para determinar a densidade	15
Figura 2.11. - Amostrador de solo para determinação do peso volúmico	19
Figura 2.12. - Movimento de uma partícula de água em solos	22
Figura 2.13. - Permeâmetro para determinação da condutividade hidráulica	24
Figura 3.1. - Representação esquemática de bacias de infiltração para recarga de aquíferos	27
Figura 4.1. - Representação esquemática da coluna laboratorial	39
Figura 4.2. - Vista da coluna após a montagem	39
Figura 4.3. - Vista da coluna em operação	40
Figura 4.4. - Pormenor da coluna: a) altura da lâmina líquida, b) descarga e controle de nível	40

Figura 4.5. - Amostra de solo em laboratório	42
Figura 4.6. - Ensaios de traçagem: a) Injeção de traçador, b) Topo da coluna após a injeção do traçador	44
Figura 5.1. - Difractograma raio-x (XRD da amostra de solo residual granítico)	45
Figura 5.2. - Curva granulométrica de solo residual granítico colhido na Quinta Gonçalo Martins	46
Figura 5.3. - Imagem microscópica SEM da amostra de solo residual granítico (ampliação de 35x)	47
Figura 5.4. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.1 e no Ensaio E2.1 (v=2,34 cm/d, TE-P1: 5 cm)	49
Figura 5.5. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.2 e no Ensaio E2.2 (v=2,34 cm/d, TE-P2: 15 cm)	49
Figura 5.6. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.3 e no Ensaio E2.3 (v=2,34 cm/d, TE-P3: 25 cm)	50
Figura 5.7. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.4 e no Ensaio E2.4 (v=6,11 cm/d, TE-P1: 5 cm)	50
Figura 5.8. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.5 e no Ensaio E2.5 (v=6,11 cm/d, TE-P2: 15 cm)	51
Figura 5.9. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.6 e no Ensaio E2.6 (v=6,11 cm/d, TE-P3: 25 cm)	51
Figura 5.10. - Variação de $t_{(m,\theta)}$ ao longo da coluna para as duas Séries de ensaios	54
Figura 5.11. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.1, v=2,34 cm/d)	60
Figura 5.12. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.2, v=2,34 cm/d)	60
Figura 5.13. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.3, v=2,34 cm/d)	61
Figura 5.14. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.4, v=6,11 cm/d)	61
Figura 5.15. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.5, v=6,11 cm/d)	62
Figura 5.16. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.6, v=6,11 cm/d)	62

Figura 5.17. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.1, $v=2,34$ cm/d)	63
Figura 5.18. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.2, $v=2,34$ cm/d)	63
Figura 5.19. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.3, $v=2,34$ cm/d)	64
Figura 5.20. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.4, $v=6,11$ cm/d)	64
Figura 5.21. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.5, $v=6,11$ cm/d)	65
Figura 5.22. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.6, $v=6,11$ cm/d)	65
Figura 5.23. - Variação de N_d ao longo da coluna para as duas Séries de ensaios	67
Figura 5.24. - Variação de V_m ao longo da coluna para as duas Séries de ensaios	67
Figura 5.25. - Correlação entre N_d e V_m para os ensaios realizados a $v=2,34$ cm/d	68
Figura 5.26. - Correlação entre N_d e V_m para os ensaios realizados a $v=6,11$ cm/d	68

Lista de Tabelas

Tabela 1.1. - Plano de trabalho	4
Tabela 2.1. - Relação do tamanho das partículas do solo com algumas das suas propriedades para solos arenosos e argilosos	9
Tabela 2.2. - Classificação dos poros do solo e algumas funções de cada classe de poros	17
Tabela 2.3. - Valores limite do índice de vazios de alguns solos granulares	18
Tabela 2.4. - Valores de coeficiente de condutividade hidráulica de solos	24
Tabela 2.5. - Classificação dos solos quanto à condutividade hidráulica	24
Tabela 3.1. - Relação para o cálculo das características das curvas DTR	34
Tabela 3.2. - Valores típicos de N_d para diferentes graus de dispersão	36
Tabela 4.1. - Plano para os ensaios de traçagem	43
Tabela 5.1. - Composição química do solo	45
Tabela 5.2. - Propriedades do solo	46
Tabela 5.3. - Valores de τ para cada ensaio	48
Tabela 5.4. - Expressão para o cálculo dos momentos das curvas DTR	52
Tabela 5.5. - Resultados dos ensaios de traçagem para as Séries de ensaios	53
Tabela 5.6. - Valores de R_e para as condições dos ensaios	57
Tabela 5.7. - Resultados dos ajustamentos às curvas DTR para ambas as Séries de ensaios	59
Tabela I.1. - Reta de calibração para absorvâncias e Blue Dextran	83
Tabela I.2. - Resultados para a Série I para 0,36 L/d (Ensaio E1.1, E1.2, E1.3)	84
Tabela I.3. - Resultados para a Série I para 0,94 L/d (Ensaio E1.4, E1.5, E1.6)	85
Tabela I.4. - Resultados para a Série II para 0,36 L/d (Ensaio E2.1, E2.2, E2.3)	86

Lista de Nomenclatura

Abreviaturas

ADR	Adveção-Dispersão-Reação
ART	Águas Residuais Tratadas
ASTM	American Society for Testing and Materials
BS	British Standards
DEC	Departamento de Engenharia Civil
DECA	Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura
DQO	Diretiva Quadro da Água
DTR	Distribuição dos tempos de residência
EMEG	Éter Monoetílico do Etileno Glicol
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
IPB	Instituto Politécnico de Bragança
ISO/TS	International Organization for Standardization: Technical Specification
LNEC	Laboratório Nacional de Engenharia Civil
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
NP	Norma Portuguesa
NTS	N Tanques em Série
RAQ	Recarga de aquíferos
SAT	Soil Aquifer Treatment
SEM/EDS	Espectroscopia de energia dispersiva
UBI	Universidade da Beira Interior
XRD	Difractograma raio-x

Símbolos

A_u	Área útil	L^2
C	Concentração	M/L^3
$C(t)$	Curva de concentração no tempo	M/L^3
D	Coeficiente de dispersão hidrodinâmica	L^2/T
d_p	Diâmetro efetivo da partícula de solo	L
e	Índice de vazios	-
$E(t)$	Função distribuição dos tempos de residência	$1/T$
$E(\theta)$	Função adimensional da distribuição dos tempos de residência	-
G_s	Densidade das partículas sólidas	-
k	Coeficiente de condutividade hidráulica	L/T

L	Comprimento da coluna	L
LC	Limite de Contração	-
LL	Limite de Liquidez	-
LP	Limite de Plasticidade	-
M_0	Massa inicial de traçador introduzida	M
M_s	Massa total de traçador detetada no efluente	M
n	Porosidade do solo	-
N	Número de tanques de igual volume	-
N_d	Número de dispersão	-
Q	Caudal médio afluente	L^3/T
R	Fator de retardamento	-
R_e	Número de Reynolds	-
s^2	Variância	T^2
s_θ^2	Variância adimensional	-
S	Seção da coluna	L^2
SE	Superfície específica das partículas	L^2/M
t	Tempo	T
t_m	Tempo médio de residência	T
$t_{(m,\theta)}$	Tempo médio de residência adimensional	T
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico	T
v	Velocidade aparente	L/T
V	Volume total	L^3
V_a	Volume de ar	L^3
V_i	Volume de traçador injetado	L^3
V_m	Volume morto	-
V_p	Volume do meio poroso	L^3
V_s	Volume de sólidos	L^3
V_u	Volume útil	L^3
V_v	Volume de vazios	L^3
V_w	Volume de água	L^3
W	Peso do solo	M
γ	Peso volúmico	M/L^3
Δh	Perda de carga	L
ξ	Erro médio quadrático	-
ξ_{MD}	Erro médio padrão	-
θ	Tempo de retenção hidráulico adimensional	-
τ	Tempo de retenção hidráulico teórico	T
ν	Coeficiente de viscosidade	L^2/T

Capítulo 1

Introdução

1.1. Enquadramento e justificação

A gestão integrada dos recursos hídricos é necessária para assegurar uma utilização racional da água. Neste contexto, a reutilização de águas residuais tratadas (de origem doméstica, industrial, agrícola ou pluvial) representa uma componente estratégica importante, uma vez que pode funcionar com origem de água alternativa. Para além da reutilização da água ser vista como uma estratégia de conservação de água em regiões de escassez de recursos hídricos (Marecos do Monte e Albuquerque (2010)), permite, ainda, a preservação da qualidade da água de meios receptores, reduzindo o impacte ambiental associado à descarga de efluentes.

A Diretiva Quadro da Água (DQA) (Diretiva 2000/60/CE, do Parlamento e do Conselho, de 23 de Outubro) foi adoptada em Portugal através da Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro) e pelo Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março (sobre a gestão integrada da água). Este diploma contém vários eixos de acção para a gestão integrada da água, entre eles o de maximizar a reutilização de águas residuais tratadas (ART), nomeadamente para usos como a rega agrícola, rega paisagística, indústria, recarga de aquíferos (RAQ), usos recreativos e ambientais e ainda usos urbanos não potáveis.

Os recursos hídricos subterrâneos são uma fonte de água para várias utilizações (abastecimento público, industrial e agropecuário), estando, no entanto, afectados pela sua sobre-exploração nomeadamente para atividades agropecuárias e rega, bem como alterados em qualidade devido à poluição difusa (transporte de poluentes como os nitratos, metais pesados e patogénicos para as águas subterrâneas).

Uma das práticas para proteger estes recursos hídricos consiste no estabelecimento de perímetros de proteção. No entanto, estas medidas apenas permitem a mitigação da contaminação. A RAQ de forma controlada consiste na introdução de ART no solo de forma artificial para aumentar a disponibilidade de água subterrânea, tendo as seguintes principais vantagens (Marecos do Monte e Albuquerque (2010)):

- Impedir ou atenuar o rebaixamento do nível freático em zonas de escassez de águas subterrâneas ou sujeitas a elevada pressão de extração;
- Proteger os aquíferos nas zonas costeiras contra a intrusão salina;
- Armazenar água no solo, nomeadamente a proveniente de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR).

Os efluentes urbanos, industriais e da extração mineira, as escorrências agrícolas e de vias de comunicação e os lixiviados de aterros sanitários ou lixeiras podem constituir origens de água para a RAQ. No entanto, transportam poluentes de natureza diversificada que podem causar impactes ambientais em massas de água e no solo, inclusive após o seu tratamento. Entre os poluentes que constituem maior preocupação encontram-se a matéria orgânica de difícil biodegradabilidade (e.g. hidrocarbonetos e pesticidas), formas de azoto (amónio, nitrito e nitrato) e de fósforo (ortofosfato e polifosfatos), metais pesados (e.g. cádmio, chumbo, crómio, cobre, níquel e zinco) e patogénicos (bactérias e vírus). A maioria destes poluentes é removida em ETAR, no entanto, persiste uma carga poluente residual não removida que pode atingir o solo, quer por descarga direta, quer por infiltração controlada, no âmbito da reutilização de águas residuais.

A infiltração de ART no solo provoca a variação das propriedades do solo no espaço e no tempo, nomeadamente a sua porosidade, índice de vazios, condutividade hidráulica e ocorrência de reações de adsorção ou biodegradação. Uma parte dos poros fica total ou parcialmente colmatada devido à fragmentação de material e produção de finos, ao crescimento de biomassa e à retenção de sólidos transportados pela fase líquida ou outros compostos que são subprodutos das reações de biodegradação, com conseqüente aumento da perda de carga do escoamento. Estes fatores levam à variação das características hidrodinâmicas associadas ao transporte de compostos, refletindo-se no desenvolvimento de zonas de volume morto, zonas mal irrigadas, recirculações internas e curto-circuito hidráulico, bem como na alteração da dispersão longitudinal.

A avaliação da variação das características hidrodinâmicas do escoamento em solos sujeitos à infiltração de ART pode ser precocemente estudada através de ensaios de traçagem laboratoriais em coluna, tal como observado nos estudos de Huang *et al.* (1995), Stagnitti *et al.* (2010), Jelinkova *et al.* (2010). Estes ensaios permitem detectar antecipadamente os mecanismos que podem interferir com o escoamento e com o transporte e remoção de poluentes (zonas de volume morto, zonas mal irrigadas, recirculações internas e curto-circuito hidráulico, bem como na alteração na dispersão longitudinal) (Albuquerque (2003)). As características hidrodinâmicas do escoamento são avaliadas com base na aplicação de métodos estatísticos que determinam a distribuição do traçador em determinadas seções do solo, nomeadamente através do 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 Bandeiras (2007) e Araújo *et al.* (2008).

Para uma melhor percepção da variação das características hidrodinâmicas do escoamento, convém realizar ensaios de traçagem com traçadores não-reativos (detetam essencialmente variações associadas ao transporte advectivo e dispersivo, bem como a variação de zonas de

volume morto, zonas mal irrigadas, recirculações internas e curto-circuito hidráulico) e reativos (avaliam a variação do transporte com reação no espaço e no tempo), em amostras de solos sujeitas a diferentes cargas hidráulicas, cargas de poluentes e tempos de contacto, com detecção da resposta em diferentes seções do solo. Este tipo de estudo pode demorar 2 a 3 anos até ter um conjunto de dados adequados para se perceber a forma de transporte de vários tipos de poluentes no solo, sendo então possível modelar o sistema.

Contudo, a realização de ensaios com um traçador não-reativo em colunas em operação por 6 a 12 meses, utilizando duas cargas hidráulicas distintas, fornecem já dados suficientes para se avaliar a variação das características hidrodinâmicas do escoamento, que são importantes para avaliar as condições de remoção de poluentes. Este trabalho foi desenvolvido aproveitando as instalações experimentais construídas para o desenvolvimento da tese de doutoramento de Flora Silva, que estuda a remoção de vários poluentes em colunas de solo residual recolhidos num local identificado para a infiltração de águas residuais tratadas. Aproveitou-se o arranque das colunas (setembro de 2012) para serem realizados ensaios de traçagem para duas cargas hidráulicas, tendo os mesmos ensaios sido repetidos 8 meses (maio de 2013) após a coluna ter sido sujeita à infiltração de diferentes tipos de águas residuais. Pretende-se que este estudo possa dar informações relativamente à evolução da colmatação do solo, bem como à evolução de zonas de volume morto, zonas mal irrigadas, recirculações internas e curto-circuito hidráulico ao longo do tempo para duas cargas hidráulicas previamente testadas.

O solo utilizado para os ensaios foi recolhido na Quinta de Gonçalo Martins (distrito da Guarda), que foi previamente definido como um local adequado para a infiltração de água residuais tratadas da ETAR de Vila Fernando, no âmbito da Tese de Mestrado de Flora Silva (Silva (2011)).

1.2. Objectivos

O objectivo do trabalho consistiu em avaliar as características hidrodinâmicas associadas ao transporte de poluentes em solos residuais destinados à infiltração de águas residuais tratadas, utilizando uma coluna laboratorial e ensaios de traçagem. Os objectivos específicos foram:

- 1) Identificação dos principais mecanismos responsáveis pela variação das características hidrodinâmicas do escoamento no solo residual, no arranque e após 8 meses de infiltração de águas residuais;
- 2) Avaliação do efeito da variação das características hidrodinâmicas do escoamento no transporte de poluentes no solo no tempo e no espaço, para diferentes condições de carga hidráulica;

1.3. Plano de trabalhos

Para a concretização dos objectivos propostos elaborou-se um Plano de Trabalhos, cujo cronograma é apresentado na Tabela 1.1.

Tabela 1.1. - Cronograma de trabalhos

Fases	Set-Out 2012	Nov-Dez 2012	Jan-Fev 2013	Mar-Abr 2013	Mai-Jun 2013
I - Preparação da coluna					
II - Ensaio de traçagem no arranque da coluna					
III - Caracterização do solo					
IV - Ensaio de traçagem após 8 meses de operação					
V - Análise e tratamento de dados					
VI - Redacção da Tese					

Este estudo surgiu no seguimento do desenvolvimento da Tese de Doutoramento de Flora Silva, desenvolvido no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura (DECA) da Universidade da Beira Interior (UBI), em parceria com o Departamento de Engenharia Civil (DEC) do Instituto Politécnico de Bragança (IPB), tendo sido utilizadas as instalações experimentais para a realização dos ensaios de traçagem. A Tese de Doutoramento de Flora Silva visa o estudo do transporte e remoção de vários poluentes no solo (poluentes orgânicos, azoto, fósforo, metais pesados e microrganismos patogénicos), através de lagoas para infiltração de ART. No então, subsistem dúvidas sobre a evolução da colmatação do solo no espaço e no tempo, bem como da variação de características do escoamento que possam influenciar o transporte e remoção daqueles poluentes.

Na Fase I montou-se a coluna com solo residual da Quinta de Gonçalo Martins (distrito da Guarda), tendo posteriormente sido realizados ensaios de traçagem durante cerca de 1,5 meses (Fase II). A coluna foi depois operada com águas residuais tratadas durante 8 meses, tendo, durante este tempo, sido determinadas várias propriedades do solo (Fase III), como apresentado no Cap. 4. No início de maio de 2013, repetiram-se os mesmos ensaios de traçagem (Fase IV), tendo a análise e interpretação de dados e a redacção da Tese sido realizadas nos últimos 2 meses do trabalho (Fases V e VI).

1.4. Estrutura da tese

A tese encontra-se estruturada em sete Capítulos e um Anexo.

O Capítulo 1 apresenta o enquadramento e justificação do tema, referindo-se a importância em serem realizados ensaios de traçagem para avaliar a variação das condições hidrodinâmicas do escoamento, bem como os objectivos, o plano de trabalho e a organização da Tese.

No Capítulo 2 é realizada uma breve revisão bibliográfica sobre solos, nomeadamente sobre as suas principais propriedades e a forma de circulação de água no solo. O Capítulo 3 apresenta uma revisão sobre os mecanismos de transporte de poluentes no solo, bem como os procedimentos para executar ensaios de traçagem, detetar mecanismos que interferem com o escoamento e ajustar soluções analíticas de modelos que podem explicar o transporte de poluentes para condições de fronteira conhecidas.

O Capítulo 4 apresenta os materiais e métodos utilizados no trabalho, nomeadamente a montagem da coluna laboratorial, a caracterização do solo, a execução dos ensaios de traçagem e os métodos analíticos utilizados. O Capítulo 5 apresenta os resultados dos ensaios de traçagem e a sua discussão, sendo as principais conclusões apresentadas no Capítulo 6.

O Capítulo 7 lista as referências bibliográficas utilizadas. O Anexo I apresenta os resultados dos ensaios de traçagem.

Capítulo 2

O solo como meio filtrante

2.1. Introdução

O solo pode ser definido como um agregado não-cimentado de grãos minerais e matéria orgânica decomposta (partículas sólidas), com líquido e gás nos espaços vazios entre as partículas sólidas (Das (2007)). Tratam-se de materiais polifásicos, constituídos por três fases: as partículas sólidas, a água e o ar, sendo a sua composição de aproximadamente 50% de matéria sólida e 50% de espaços vazios ou poros, sendo estes últimos ocupados por ar ou água (Fernandes (1994)). A Figura 2.1. apresenta uma relação percentual da disposição de partículas no solo, verificando-se que a componente sólida e os vazios ocupados por ar e água têm uma proporção de 50% cada.

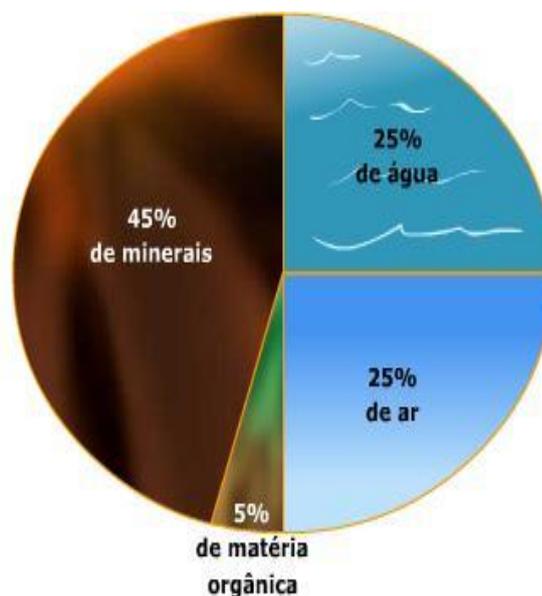


Figura 2.1. - Composição típica do solo

(http://projetoambientepp.blogspot.pt/2010_05_01_archive.html)

A matéria orgânica provém da decomposição de animais e plantas, enquanto que as partículas de dimensão variável são originadas da desfragmentação de rocha-mãe, devido a acidentes naturais (e.g. sismos ou deslizamentos de terras) ou à erosão hídrica e do vento. Os movimentos da crosta terrestre e os esforços a que o solo está sujeito, combinados com a acção da temperatura, movimento de água no solo (proveniente do escoamento superficial ou de aquíferos), ação do vento, reações físico-químicas e decomposição de animais e plantas, produzem, por meteorização, uma matriz complexa e heterogénea que engloba várias propriedades, como representado na Figura 2.2.

O solo residual é o material resultante da alteração da rocha-mãe e que nunca foi transportado do seu local de origem (Bligt, 1997). Estes solos são frequentes em regiões de clima tropical ou clima temperado onde a precipitação, humidade e temperatura proporcionam um ambiente propício à ocorrência de reações físico-químicas que vão alterar a rocha-mãe (Fernandes (2011)). Como, normalmente, nestas regiões existe vegetação abundante, o processo erosivo é mais contido, permitindo a permanência do material no local de alteração. Assim, estes solos residuais possuem características geomecânicas distintas das dos solos transportados e redepositados. No Norte e Beira Interior de Portugal, as rochas são predominantemente graníticas e os solos residuais são deste tipo de material, designando-se comumente por saibros.

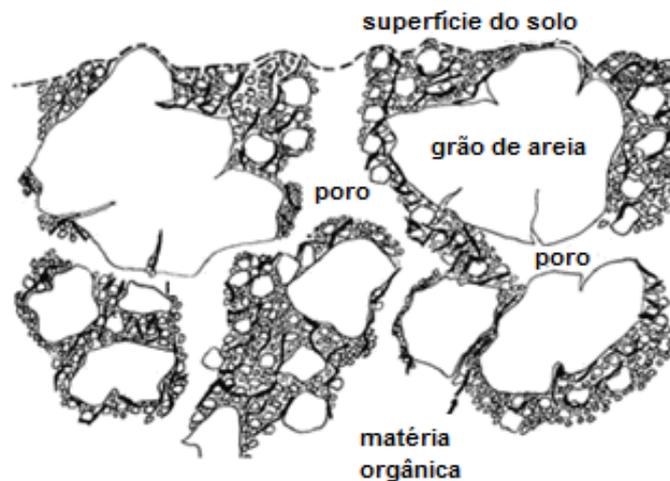


Figura 2.2. - Representação esquemática da matriz do solo (adaptada de http://vro.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/pages/soilhealth_soil_structure)

O solo funciona também como um meio que dá suporte a atividades animais e vegetais, que no seu conjunto formam a biosfera, e que suporta o património construído e muitas atividades desenvolvidas pelo Homem (e.g. agricultura e pecuária, indústria, transporte e até para a deposição ou descarga de resíduos).

Algumas das suas propriedades, como a permeabilidade e porosidade, são importantes para a circulação de água no solo, que permitem a recarga de reservas de águas subterrâneas (aquíferos) com água do escoamento superficial. No entanto, o conhecimento das propriedades do solo é também importante para perceber o transporte e reação de compostos poluentes que podem ser transportados, quer pelas águas das chuvas, quer por efluentes de atividades urbanas e industriais. As condições hidrodinâmicas do escoamento (transportes advectivo, difusivo e dispersivo) são também influenciadas pela variação da porosidade que, no caso de colmatagem, leva ao desenvolvimento de zonas mortas (fechadas à circulação de

águas e compostos poluentes) ou de zonas pouco irrigadas (zonas permeáveis, mas de velocidade baixa).

Factores como a quantidade de oxigénio, matéria orgânica, formas de azoto e de fósforo, pH e temperatura possibilitam o desenvolvimento de diferentes espécies/género de microrganismos (essencialmente fungos, algas e bactérias) que são responsáveis por várias reacções de degradação. Propriedades do solo como a quantidade de argila (e tipo de argila), superfície específica, capacidade de troca catiónica e porosidade são importantes para o estabelecimento de reacções físico-químicas de sorção (adsorção e absorção) com os componentes que podem estar dissolvidos na fase líquida que percola (e.g. metais, formas de azoto e de fósforo).

2.2. Propriedades do solo

As partículas sólidas de um solo podem variar em tamanho, forma e composição química, sendo a sua combinação denominada de matriz do solo.

As propriedades do solo mais importantes para perceber a sua capacidade filtrante e reativa são (Fernandes (1994), Reinert e Reichert (2006), Fernandes (2011)): granulometria, limites de consistência, estrutura, densidade das partículas, porosidade, índice de vazios, peso volúmico, expansibilidade, permeabilidade, teor em água, superfície específica das partículas e capacidade de troca catiónica.

Estas propriedades podem ter um papel importante no transporte e alteração de poluentes no solo, descrevendo-se seguidamente algumas destas propriedades, que se consideram as de maior interesse para a filtração reactiva.

2.2.1. Granulometria

A granulometria define-se como a distribuição, em percentagem do peso total, das partículas do solo de acordo com a sua dimensão (Fernandes (1994)), sendo esta, uma das chamadas características de identificação do solo. De acordo com Fernandes (2011), existem várias classes para a definição da curva granulométrica de um solo, destacando-se as seguintes:

- Areia grossa: entre 0,6 a 2 mm;
- Areia média: entre 0,2 a 0,6 mm;
- Areia fina: entre 0,06 a 0,2 mm;
- Silte grosso: entre 0,02 a 0,06 mm;
- Silte médio: entre 0,006 a 0,02 mm;
- Silte fino: entre 0,002 a 0,006 mm;
- Argila: menor do que 0,002 mm.

Não contando com a presença de matéria orgânica e de outras partículas maiores do que 2 mm que possam estar presentes no solo, o somatório das partículas de um solo é igual ao total das proporções de areia, silte e argila.

A granulometria do solo pode ser determinada pela distribuição do tamanho das partículas, e juntamente com o tipo de argila, podem afectar outras propriedades físicas como a drenagem, retenção de água, arejamento e consistência do solo.

Na Tabela 2.1 são apresentadas algumas propriedades do solo influenciadas pelo tamanho das partículas para solos arenosos e argilosos.

Tabela 2.1. - Relação do tamanho das partículas do solo com algumas das suas propriedades para solos arenosos e argilosos (adaptada de Reinert e Reichert (2006)).

Solos arenosos	Solos argilosos
Menor porosidade do solo	Maior porosidade do solo
Menor micro e maior macro porosidade	Maior micro e menor macro porosidade
Baixa retenção de água	Alta retenção de água
Boa drenagem e arejamento	Drenagem lenta e pouco arejada
Menor densidade do solo	Maior densidade do solo
Rápido aquecimento	Aquece lentamente
Resiste à compactação	Maior susceptibilidade à compactação
Baixa capacidade de troca catiónica	Maior capacidade de troca catiónica
Mais lixiviável	Menos lixiviável
Maior susceptibilidade de erosão	Mais resistente à erosão
Coesão baixa, friável	Coesão elevada, firme
Consistência friável quando húmido	Consistência plástica e pegajosa quando molhado
De fácil preparo mecânico	Mais resistente ao preparo (pesado)
Teor de matéria orgânica baixa e de rápida decomposição	Teor de matéria orgânica média a alta e taxa de decomposição baixas

A análise granulométrica de um solo é habitualmente determinada através dos métodos de peneiração (ISO/TS 17892-4 (2004), LNEC E 239 (1970), ASTM D 6913-04 (2009)) e sedimentação (LNEC E 196 (1966), ASTM D 422-63 (1998)).

A peneiração (Figura é utilizada para partículas de maiores dimensões. Este método consiste em fazer passar uma amostra de solo através de uma série de peneiros de malha quadrada cada vez mais apertada, mecanicamente ou manualmente, sendo estes submetidos a movimentos de translação e rotação, alternando o sentido do movimento por diversas vezes.

As amostras de solo retidas num determinado peneiro representam a fracção de solo com dimensão superior a malha desse peneiro, e inferior à do peneiro anterior. Seguidamente, o material retido em cada peneiro é pesado de modo a ser determinada a percentagem em relação ao peso total da amostra. Geralmente, o peneiro de malha mais apertada que se utiliza é o nº. 200 da ASTM, com malha de 0,075 mm.



Figura 2.3. - Peneiração para determinação da curva granulométrica

Para as partículas com dimensão inferior a 0,075 mm (normalmente são as que passam pelo peneiro nº 200), é utilizado o método de sedimentação, que consiste em misturar a amostra de solo com água destilada e, de seguida, observar o processo de sedimentação das partículas num recipiente de vidro graduado (Figura 2.4). A densidade do líquido é medida durante vários intervalos de tempo, e, através da diferença entre densidades, determina-se a quantidade de partículas que sedimentam durante cada intervalo de tempo, ou seja, o tempo t que as partículas demoram a percorrer uma certa distância h . As partículas sedimentam com uma certa velocidade ($v = h/t$), e, aplicando a fórmula de Stokes, tal como definido nas normas LNEC E 196 (1966) e ASTM D422-63 (1998), determina-se o respectivo diâmetro D . Posteriormente, é traçada a curva com a distribuição dos diâmetros de partículas (curva granulométrica).

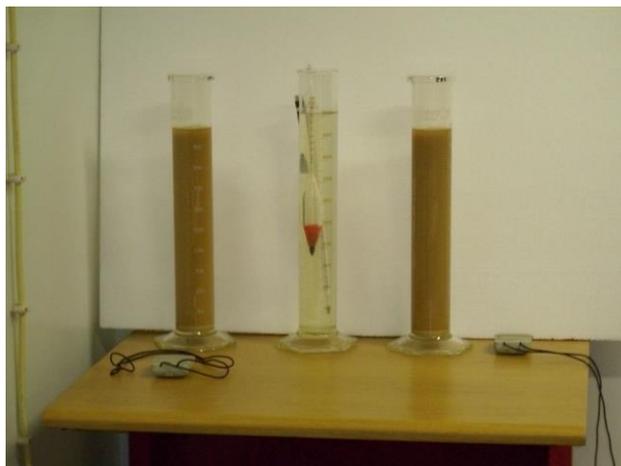


Figura 2.4. - Sedimentação para determinação da curva granulométrica de partículas finas

2.2.2. Limites de consistência ou limites de Atterberg

Os solos podem apresentar diferentes tipos de consistência dependendo da quantidade de água que possuam. Quando um solo apresenta um elevado teor de humidade, o sólido e a água podem comporta-se como um fluido. Se o teor de água for reduzido, esta mistura passa a ter um comportamento mais moldável. Se a redução do teor de água continuar, o solo passa de moldável a friável, ou seja, facilmente se separa em fragmentos. Esta consistência varia arbitrariamente consoante o teor de água no solo e pode ser dividida em quatro estados básicos (Das (2007), Fernandes (1994), Fernandes (2011)): sólido, semi-sólido, plástico e líquido.

Existem valores de teor de humidade que separam os estados de consistência, que são denominados de limites de consistência ou limites de Atterberg. O teor de humidade que separa o estado sólido de semi-sólido é definido como limite de contração (LC). O teor de humidade que separa o estado semi-sólido de plástico é definido como limite de plasticidade (LP), e do estado plástico para o estado líquido define-se como limite de liquidez (LL).

Na Figura 2.5 estão representados todos os tipos de consistência do solo segundo o seu teor de humidade, com os respectivos limites de consistência e diagramas de tensão.

Neste trabalho serão apenas determinados os limites de plasticidade e liquidez, pois são os limites que mais se utilizam e que mais informações úteis fornecem acerca do comportamento do solo para o estudo da sua reatividade.

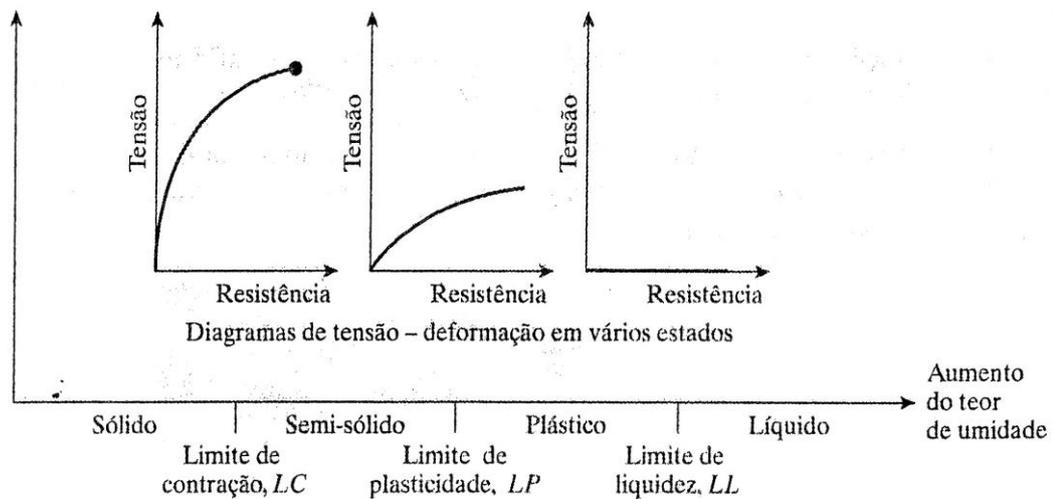


Figura 2.5- Limites de Atterberg (adaptada de Das (2007))

Os LL e LP podem ser determinados de acordo com os procedimentos das normas ISO/TS 17892-12 (2004), NP-143 (1969), ASTM D4318-98 (1999) e BS 1377-2 (1990).

O LL define a fronteira entre o estado plástico e o estado líquido do solo. A técnica de ensaio consiste em colocar a pasta de solo numa concha de latão com base de borracha. Com um cinzel define-se uma ranhura de 12,7 mm, e seguidamente, através de um meio mecânico, gira-se uma manivela que faz cair a concha de uma altura de 10 mm, batendo contra a base do aparelho. Conta-se o número de golpes para que a ranhura se feche, e seguidamente determina-se o teor de humidade. O teor de humidade necessário para fechar a ranhura de 12,7 mm, após 25 golpes, é definido como o LL. Os valores de LL para solos residuais graníticos variam entre 45% e 55% (Schmitz (2006)).

O LP define a fronteira que divide o estado plástico do estado semi-sólido do solo e define-se como o teor de humidade no qual o solo se esboroa, quando rolado em fios de 3,2 mm. O seu procedimento é bastante simples e consiste em rolar-se a pasta de solo sobre uma placa de vidro, formando pequenos cilindros. Quando os cilindros atingirem os 3,2 mm de diâmetro e começarem a apresentar fissuras, interrompe-se o ensaio e determina-se a humidade. A operação é repetida várias vezes. O valor médio dos teores de humidade é LP.

2.2.3. Estrutura do solo

A estrutura do solo expressa a sua forma, dimensão e arranjo das partículas sólidas e dos vazios que a elas se associam. Considerando que os espaços vazios são tão importantes como

os sólidos, a estrutura do solo pode também ser definida pela distribuição dos poros pequenos, médios e grandes.

A estrutura do solo pode ser classificada consoante a organização das partículas e do ambiente de formação. Os agregados presentes determinam o tipo de estrutura do solo.

De acordo com Reinert e Reichert (2006) os principais tipos de estrutura do solo são:

➤ **Granular e grumosa**

Agregados finos e arredondados formados predominantemente na superfície do solo, sob influência da matéria orgânica e actividade microbológica, apresentando poros visíveis (grumos), facilmente friável quando manuseados (Figura 2.6).

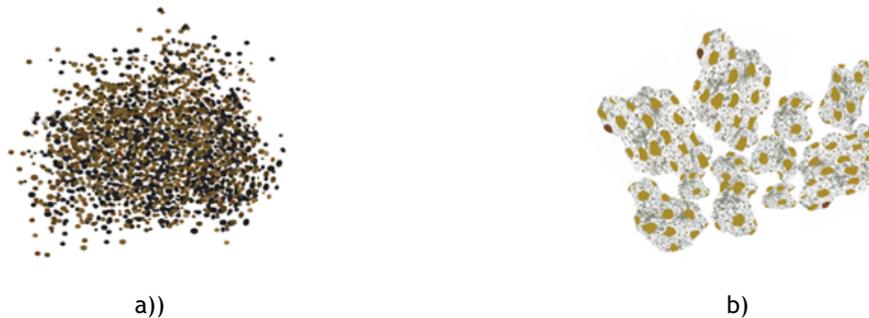


Figura 2.6. - Tipos de estrutura do solo: a) granular de elevada permeabilidade, b) agregado de elevada permeabilidade (adaptada de http://vro.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/pages/soilhealth_soil_structure)

➤ **Laminar**

as partículas do solo estão arranjadas em agregados cujas dimensões horizontais são maiores que as verticais, *i.e.*, apresentam a aparência de lâminas. Esta estrutura forma-se por influência do material de origem ou em horizontes muito compactados. Embora as lâminas possam ter espessura variável, não ultrapassa a dimensão do seu comprimento (Figura 2.7).

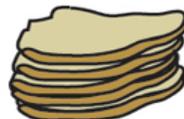


Figura 2.7. - Tipos de estrutura do solo: estrutura laminar de baixa permeabilidade (adaptada de http://vro.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/pages/soilhealth_soil_structure)

➤ **Prismática e colunar**

formam-se em ambientes mal drenados e em horizontes subsuperficiais com pequena influência de matéria orgânica, normalmente formados por agregados grandes e densos, podendo ser classificado de estrutura colunar quando apresenta superfície prismática e arredondada (Figura 2.8).



Figura 2.8. - Tipos de estrutura do solo: estrutura prismática e colunar de permeabilidade moderada (adaptada de http://vro.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/pages/soilhealth_soil_structure)

➤ **Blocos angulares e subangulares**

os agregados têm formato de cubos, melhor ou menos bem definidos, são normalmente formados em ambientes moderadamente drenados a bem drenados (Figura 2.9).



Figura 2.9. - Tipos de estrutura do solo: a) bloco angular de baixa permeabilidade, b) blocos subangulares de permeabilidade moderada (adaptada de http://vro.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/pages/soilhealth_soil_structure)

Não se sabe bem ao certo quais são mecanismos que influenciam a formação das estruturas do solo, porém, de acordo com Reinert e Reichert (2006), são dois os fenômenos fundamentais para que se inicie a sua formação: aproximação das partículas, onde atuam factores como a floculação da argila, troca de catiões, desidratação do solo e pressões causadas por raízes e organismos; cimentação ou estabilização dos agregados, onde atuam a quantidade e tipo de argila, forças electrostáticas de Van der Waals, partículas de matéria orgânica, microrganismos que degradam os compostos orgânicos e vegetação (acção mecânica das raízes).

Um solo bem estruturado deve apresentar (Reinert e Reichert (2006)) uma porosidade adequada para a entrada de ar e água no solo, para a adequada circulação da água, de forma a ficar disponível para as plantas e promover uma boa drenagem, e, ainda, para permitir o crescimento de culturas após a germinação das sementes.

2.2.4. Densidade das partículas sólidas (Gs)

A densidade das partículas sólidas é definida como a relação entre peso volúmico das partículas sólidas por peso volúmico da água (Fernandes (2011)). Esta propriedade física pode ser determinada através do método do picnómetro (ISO/TS 17892-3 (2004), NP - 83 (1965), ASTM D854-98 (1998)), laser de varrimento 3D (Rossi *et al.* (2008)), método do anel volumétrico (EMBRAPA (1997)), tomografia computadorizada e método de Boltzmann (EMBRAPA (1997)).

O método mais utilizado é o do picnómetro, que, de acordo com Fernandes (2011), inclui os seguintes principais passos:

- 1) Determinação do peso do picnómetro (Figura 2.10) cheio de água destilada;
- 2) Determinação do peso do picnómetro com a amostra de solo no interior e atestado com água destilada;
- 3) Secagem da amostra em estufa para a determinação do seu peso seco;
- 4) Cálculo da diferença dos pesos determinados em 2) e 3). Esta diferença representa o peso do picnómetro mais o peso em água de um volume igual ao volume do picnómetro menos o volume das partículas sólidas;
- 5) Cálculo da diferença entre o peso determinado em 1) e o determinado em 4). Tal diferença representa o peso em água de um volume coincidente com o volume das partículas sólidas da amostra;
- 6) O cálculo da razão entre 3) e 5) dá a densidade das partículas sólidas.



Figura 2.10. - Picnómetro para determinar a densidade

2.2.5. Porosidade do solo (n)

A porosidade (n) é definida como a relação entre o volume de poros ou de vazios (V_v) e o volume total (V) numa amostra de solo (Teixeira *et al.* (2009); Das (2007), Reinert e Reichert (2006)), sendo portanto uma grandeza adimensional. Ou seja, trata-se de uma grandeza física que relaciona o volume de espaços porosos, construído pelo arranjo dos componentes da parte sólida que, em condições naturais, é ocupado por água (V_w) e ar (V_a), com o volume total da amostra de solo (V).

A classificação mais usual da porosidade refere-se à sua distribuição de tamanho, podendo ser dividida em duas classes: micro e macroporosidade. Os macroporos contêm grandes espaços porosos que facilitam a circulação de ar e água, permitindo assim uma rápida infiltração e percolação da água. Após o estado de saturação, estes espaços não retêm a água e a drenagem é efetuada pela acção da gravidade, contribuindo assim para bom arejamento e infiltração da água no solo. As macroporosidades permitem também a acomodação de raízes de plantas e de uma vasta diversidade de animais que habitam o solo. A microporosidade engloba uma classe de tamanho de poros que, após saturação com água, não permite a sua drenagem rápida, sendo bastante importante na retenção e armazenamento de água no solo. A Tabela 2.2 apresenta as principais características e funções dos poros do solo de acordo com o seu tamanho.

A porosidade pode ser determinada de acordo com os procedimentos descritos por Cavaleiro (2001) e Duarte (2002).

Esta propriedade é de grande importância para estudo do transporte e reatividade de poluentes no solo, uma vez que o volume útil para reacção inclui o volume de vazios e uma fracção que representa o biofilme que se desenvolve à volta dos grãos. As características hidrodinâmicas associadas ao escoamento no solo (advecção, difusão molecular e dispersão) são também influenciadas pela variação da porosidade.

A porosidade determinada experimentalmente em solos sujeitos a infiltração de águas residuais, indica um valor aparente, uma vez que, após o contacto com poluentes, ocorrem mecanismos de retenção, sedimentação e reacção física, química e bioquímica, cujos subprodutos vão ocupar parte do volume de vazios (*i.e.*, o solo começa a colmatar). Ao longo do tempo de contacto a porosidade vai reduzindo-se, sendo esta alteração detetada quando a perda de carga do escoamento aumenta (normalmente o nível acima do solo sobe e a infiltração é mais lenta).

Tabela 2.2. - Classificação dos poros do solo e algumas funções de cada classe de poros (adaptada de Brewer (1964))

Classe simplificada	Classe	Diâmetro efectivo (mm)	Características e funções
Macroporos	Macroporos	0,08 - 5+	Geralmente encontrado entre unidades estruturais; Drenagem da água gravitacional; difusão de gases; Tamanho suficientemente grande para acomodar raízes e para o habitat de certos animais.
Microporos	Mesoporos	0,03 - 0,08	Retenção de água; Movimento de água por capilaridade; habitat de fungos e raízes mais finas.
	Microporos	0,005 - 0,03	Geralmente encontrados dentro de unidades estruturais; Retenção de água disponível às plantas e habitat da maioria das bactérias.
	Ultramicroporos	0,0001 - 0,005	Presentes em solos argilosos; retenção de água não disponível às plantas; O seu tamanho exclui a maioria dos microrganismos.
	Criptoporos	< 0,0001	O seu tamanho exclui todos os microrganismos e moléculas de maior tamanho

A porosidade pode ser determinada de acordo com os procedimentos descritos por Cavaleiro (2001) e Duarte (2002).

2.2.6. Índice de vazios (e)

O índice de vazios (e) é definido como a proporção de volume de vazios (V_v) em relação ao volume de sólidos (V_s) (Das (2007), Fernandes (1994)), sendo portanto uma grandeza adimensional. O índice de vazios varia consoante a estrutura do solo, pois as suas partículas podem arrumar-se de forma diferente, e normalmente varia proporcionalmente à variação da porosidade.

Em solos graduados (*i.e.*, solos com partículas de variadas dimensões), a gama de índices de vazios ($e_{\text{máx}} - e_{\text{min}}$) é mais ampla e e_{min} atinge valores mais baixos, pois neste tipo de solos as partículas encontram-se melhor arrumadas, *i.e.*, as partículas de menores dimensões podem arrumar-se nos espaços entre as maiores, originando assim arranjos mais compactos

(Fernandes (2011)). Os solos mal graduados, com partículas de dimensões uniformes, apresentam espaços vazios de maiores dimensões devido ao mau arranjo das partículas, tornando o solo menos compacto, o que se traduz numa gama de índices de vazios mais reduzido, e os valores serão maiores do que em solos bem graduados. Na Tabela 2.3 apresentam-se os valores máximos e mínimos de índices de vazios de alguns solos granulares.

Tabela 2.3. - Valores limite do índice de vazios de alguns solos granulares (adaptada de Fernandes (2011))

	Índice de vazios	
	e_{max}	e_{min}
Esferas de igual diâmetro	0,91	0,35
Areia uniforme	1,00	0,40
Silte uniforme e inorgânico	1,10	0,40
Areia siltosa	0,90	0,30
Areia (mistura da fina e grossa)	0,95	0,20
Areia com mica	1,20	0,40
Areias, silte e cascalho misturados	0,85	0,14

Os valores máximo e mínimo do índice de vazios (e_{max} e e_{min}) dependem apenas da respectiva curva granulométrica. Estes podem ser determinados de acordo com as normas ASTM D 4254-83 (1992) e ASTM D 4253-83 (1992) respectivamente, ou de acordo com os procedimentos descritos por Cavaleiro (2001) e Duarte (2002).

Para se determinar os valores de e_{max} utiliza-se normalmente um molde cilíndrico com uma amostra de areia previamente seca em estufa. Adiciona-se uma amostra de solo e ajusta-se o dispositivo de vazamento (tipo funil), de modo a que a altura de queda das partículas seja a menor possível. O dispositivo de vazamento move-se em espiral, da periferia para o centro, de modo a formar camadas com espessura uniforme, sucessivamente, até toda a superfície do solo ultrapassar o plano superior do bordo do molde. Todo o excedente que ultrapasse o bordo do molde é retirado cuidadosamente, e de seguida determina-se o peso do molde preenchido com solo. Para se determinar o peso do solo, subtrai-se o peso do molde vazio ao peso do molde cheio de solo. Através da razão entre o peso do solo e o volume do molde, obtêm-se peso volúmico mínimo seco do solo ($\gamma_{d,min}$). O índice de vazios máximo (e_{max}) é dado por $(\gamma_s - \gamma_{d,min}) / \gamma_{d,min}$. Para a determinação do índice de vazios mínimos pode utilizar-se areia húmida e o mesmo procedimento e moldes usados na determinação de e_{max} .

Os valores de e para solos residuais graníticos variam entre 0,4 e 0,85 (Fernandes (2011)).

2.2.7. Peso volúmico (γ)

O peso volúmico (γ) ou peso específico é definido como o peso de solo (W) por unidade de volume (V). Esta propriedade pode ser determinada pelo método de extracção de amostras indeformadas (ISO/TS 17892-2 (2004), ASTM D 2937-94 (1994)), pelo método da garrafa de areia (LNEC E 204 (1967), ASTM D 1556-90 (1996)) e por método baseado na radioactividade (ASTM D 2922-96 (1996)).

No método de extracção de amostras indeformadas, utilizam-se amostradores de volume e peso conhecidos (Figura 2.11). As amostras recolhidas são transportadas para o laboratório devidamente obturadas e protegidas da perda de água. Em laboratório, extrai-se cuidadosamente a amostra do corpo do amostrador e, através da pesagem e da mediação da altura e do diâmetro interior do amostrador, determina-se o γ da amostra.

O método da garrafa de areia é apropriado para determinação de γ *in situ* e é aconselhável caso seja impossível realizar-se o método de extracção de amostras indeformadas. Este método consiste em abrir uma pequena cavidade no solo previamente regularizado, com auxílio de equipamento especializado. Pesa-se todo o material removido da cavidade. A cavidade é preenchida por areia seca, previamente calibrada e pesada em laboratório, de modo a poder determinar-se o respectivo peso real e peso volúmico em condições similares àquelas em que é colocada no ensaio. Conhecendo-se esse peso volúmico e o respectivo peso de areia necessário para encher a cavidade, determina-se o volume da cavidade, que, juntamente como o peso do material removido, permite o cálculo do peso volúmico do solo *in situ*



Figura 2.11. - Amostrador de solo para determinação do peso volúmico

O método baseado na radioactividade é normalmente utilizado *in situ* na determinação do γ em camadas acabadas de compactar, e consiste em utilizar uma fonte radioactiva que contém material radioativo para emissão de raios gama e de um recetor-contador. O γ do material atravessado pelos raios gama é inversamente proporcional á quantidade de raios gama captada por unidade de tempo no contador.

Os valores de γ para solos residuais graníticos variam entre 17 e 22 kN/m³, enquanto os valores para as partículas sólidas variam entre 25,5 e 26,7 kN/m³ (Fernandes (2011)).

2.2.8. Superfície específica das partículas

Esta característica é definida como a razão da superfície exterior pela massa da partícula (Fernandes (1994)), *i.e.*, a área exposta da partícula pelo seu peso. De acordo com Grohmann (1972) a superfície específica varia significativamente com a granulometria do solo, com o tipo de mineral de argila e com o teor de matéria orgânica do solo.

A superfície específica das partículas é inversamente proporcional ao seu tamanho, ou seja, a superfície específica de uma determinada partícula cresce acentuadamente quando diminui o seu tamanho, e vice-versa (Fernandes (1994)). Partículas mais grossas têm superfície específica mais pequena, o que leva a que as chamadas forças de superfície, que se manifestam entre as moléculas dispostas na superfície das partículas e a água dos poros do solo, sejam muito pequenas, sendo, por esta razão, consideradas desprezíveis, o que faz com que sejam largamente ultrapassadas pelos efeitos das forças da gravidade. Em partículas de reduzidas dimensões, que em geral apresentam formas de lâminas ou placas, apresentam enormes superfícies específicas, estando grande parte das suas moléculas situadas na superfície, o que proporciona a que se gerem importantes forças de superfície que acabam por comandar o comportamento dos agregados das partículas, ultrapassando largamente o efeito das forças da gravidade.

Não são conhecidas a normas para a determinação da superfície específica das partículas do solo. Para a sua determinação recorre-se a equipamentos especializados, como a bomba de vácuo (Camargo *et al.* (1986)), o picnómetro a gás a hélio (Carneiro (2011)) ou o adensador de partículas Coulter LS200, ou então com métodos em que se utilizam reagentes químicos como o do éter monoetílico do etileno glicol (EMEG) (EMBRAPA (1997)).

A superfície específica de partículas de argila de Montemorilonite, Illite e Caulinite é de 800 m²/g, 80 m²/g a 100 m²/g e 10 m²/g a 20 m²/g respectivamente (Fernandes (2011)). Por comparação, o valor de uma areia com 1mm de diâmetro varia entre 0,001 m²/g e 0,04 m²/g.

2.3. Circulação de líquidos no solo

2.3.1. Percolação de líquidos no solo

O escoamento de líquidos em solos é designado de percolação e é determinado pela ação conjunta de mecanismos como o transporte de massa por advecção, dispersão ou difusão, bem como pela presença de reações físico-químicas como a sorção (adsorção e absorção) e reações biológicas (e.g. remoção carbonada e nitrificação), e ainda de mecanismos físicos como a filtração e a sedimentação. As características do líquido (e.g. densidade e viscosidade) também influenciam o seu transporte através dos poros do solo. No âmbito deste trabalho, optou-se por utilizar o termo *líquido* em vez de *água*, uma vez que se pretende estudar o transporte de contaminantes dissolvidos na água através da utilização de soluções produzidas à bases de água e de um traçador orgânico não reativo.

As características do escoamento de líquidos no solo dependem de factores como a granulometria das partículas do solo, porosidade, condutividade hidráulica (permeabilidade da zona saturada), profundidade da zonas vadosa e saturada, velocidade de infiltração e presença de mecanismos que fazem aumentar a perda de carga do escoamento ou perturbam a troca de massa entre as partículas do solo e os poluentes transportados pela água (Caputo (1973), Albuquerque (2003), Ortigão (2007), Fernandes (2011)). O regime de escoamento é normalmente *laminar*, com número de Reynolds (R_e), inferior a 1 (Lencastre (1996)).

A fase líquida percola pelos vazios interconectados do solo, dos pontos de energia mais elevada (A) para pontos de energia mais baixa (B). A trajectória que uma partícula de líquido descreve no interior do solo designa-se de *linha de fluxo* ou *linha de corrente* (Fernandes (2011)), como apresentado na Figura 2.12. A estes pontos corresponde uma energia de posição (z_1 e z_2 (L)) e uma energia associada ao estado de compressão a que o líquido está sujeito (altura piezométrica, hw_1 e hw_2 (L)), que no seu conjunto representam a energia potencial do líquido por unidade de peso em cada ponto (cota piezométrica, h_1 e h_2 (L)). Tendo em atenção que o regime é laminar e que a velocidade de percolação é muito baixa, a energia cinética pode ser desprezada, sendo a energia potencial praticamente igual à energia mecânica total (também designada por *carga hidráulica*) (Lencastre (1996), Fernandes (2011)).

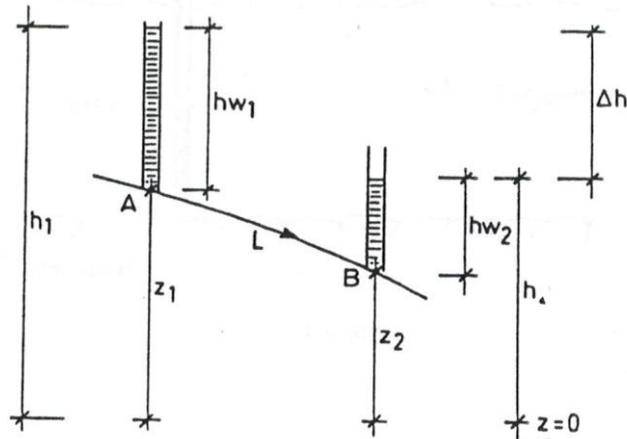


Figura 2.12. - Movimento de uma partícula de água em solos (adaptada de Fernandes (1994))

O rearranjo das partículas do solo, a desfragmentação de partículas de maiores dimensões em material fino, a velocidade de infiltração, as características do líquido (e.g. presença de matéria orgânica e sólidos em suspensão) e reações físicas, químicas e biológicas levam à colmatação progressiva dos poros do solo diminuindo a área disponível para a percolação.

Durante o escoamento do líquido através dos vazios do solo, este perde parte da sua energia, o que se traduz num aumento da pressão hidrostática devido à resistência criada ao escoamento, designando-se geralmente por *perda de carga* (Δh (L)). A perda de carga correspondente a um troço de solo de comprimento L (L) pode ser determinada experimentalmente através da diferença entre cotas piezométricas medidas em dois piezómetros colocados nas secções a montante (h_1) e a jusante do troço (h), i.e., $\Delta h = h_1 - h_2$.

O escoamento em solos pode considerar-se laminar, sendo, de acordo com a Lei de Darcy (Eq. (2.1)), a perda de carga directamente proporcional à velocidade aparente de escoamento (v (M/T)) ou o caudal (Q (L³/T)) e inversamente proporcional ao comprimento L. A velocidade v é a velocidade de aproximação ao meio poroso e não a velocidade de infiltração ou percolação. A percolação do líquido entre dois pontos ocorre de acordo com um gradiente hidráulico (i), que representa a dissipação de energia num comprimento ΔL entre os dois pontos (i.e., $i = \Delta h/L$).

$$v = \frac{Q}{S} = k i \quad (2.1)$$

sendo S a secção (L²) entre dois pontos A e B de medição no solo e k o coeficiente de condutividade hidráulica, tem as dimensões de uma velocidade (L/T).

A percolação da água através do solo transmite forças (forças de percolação, de acordo com Ortigão (2007)) que se dissipam através das partículas de solo. Por outras palavras, pode dizer-se que a força de percolação é a força que a água aplica à unidade de volume de solo, apenas com o seu movimento. Um maciço terroso saturado de água é sujeito às seguintes forças (Fernandes (2011)):

- Pressões exercidas pela água numa unidade de volume de solo quando não se verifica percolação, ou seja, quando a massa de água se encontra em repouso (pressão hidrostática).
- Pressões exercidas pela água numa unidade de volume de solo quando se verifica percolação (pressão hidrodinâmica).

2.3.2. Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica (ou permeabilidade em meio saturado) é definida como a maior ou menor facilidade que as partículas de líquido encontram para escoar entre os vazios do solo saturado (Lencastre (1996), Ortigão (2007), Fernandes (2011)). Os principais factores que influenciam o coeficiente de condutividade hidráulica (k) são a granulometria, o índice de vazios, a porosidade e a estrutura do solo (arranjo de partículas).

Trata-se de uma propriedade do solo que dá informações sobre as características do escoamento da água e de poluentes no solo, e sobre a capacidade de infiltração e retenção de poluentes. Nas Tabelas 2.4. e 2.5. são apresentados os valores de coeficiente de condutividade hidráulica (k) para alguns tipos de solo e a sua classificação em função de k , respectivamente.

O coeficiente de condutividade hidráulica dos solos pode ser determinado por meio de ensaios *in situ* (e.g. permeâmetro de Guelph, permeâmetro de carga estática e método do poço ou tardo) ou de ensaios de laboratório (e.g. permeâmetros de carga estática (Figura 2.13) ou de carga variável, câmaras triaxiais e endómetros). O permeâmetro de carga constante é utilizado para solos com condutividade hidráulica elevada ($k > 10^{-5}$ m/s) (Fernandes (2011)).

Os ensaios *in situ* são ideais para terrenos com condutividade hidráulica média a elevada, e são realizados através de ensaios de bombagem. Podem ser realizados com carga hidráulica constante ou variável. Estes ensaios consistem em introduzir ou bombear água num poço, com um caudal aproximadamente constante, medindo-se posteriormente as alturas piezométricas em piezómetros previamente instalados na proximidade do poço.

Tabela 2.4. - Valores de coeficiente de condutividade hidráulica de solos (adaptado de Ferguson e Debo (1990), Fernandes (2011)).

Tipo de solo	k (m/s)
Cascalhos limpos	$> 10^{-2}$
Areia grossa	10^{-2} a 10^{-3}
Areia média	10^{-3} a 10^{-4}
Areia fina	10^{-4} a 10^{-5}
Areia siltosa	10^{-5} a 10^{-6}
Siltoso	10^{-6}
Argiloso-siltoso	10^{-6} a 10^{-8}
Argiloso	10^{-7} a 10^{-10}

Tabela 2.5. - Classificação dos solos quanto à condutividade hidráulica (adaptado de Azevedo (1983), Fernandes (2011)).

Classes de condutividade hidráulica	K (m/s)
Muito alta	$> 3,5 \times 10^{-3}$
Alta	$3,5 \times 10^{-3}$ a 7×10^{-3}
Moderadamente alta	10^{-3} a $3,5 \times 10^{-3}$
Média	10^{-3} a 10^{-5}
Baixa	10^{-5} a 10^{-7}
Muito baixa	10^{-7} a 10^{-9}
Praticamente impermeável	$< 10^{-9}$



Figura 2.13. - Permeâmetro para determinação da condutividade hidráulica

2.3.3. Redes de fluxo

Em alguns solos os líquidos não percolam apenas numa direcção, nem as condições de escoamento são uniformes ao longo de toda a área perpendicular ao escoamento. Nestes casos, a percolação do líquido nos solos é determinada por meio de gráficos denominados de redes de fluxo (Das (2007)).

As redes de fluxo são uma combinação entre linhas de fluxo e linha equipotenciais. As linhas de fluxo são definidas como as trajectórias que uma partícula de líquido descreve no seio de um meio poroso. As linhas equipotenciais são as linhas ao longo do qual a carga potencial é igual em todos os pontos. Num solo que contenha vários piezómetros posicionados ao longo de uma linha equipotencial, o nível de líquido será igual em todos os pontos.

Para se traçar uma rede de fluxo, as linhas de fluxo e as linhas equipotenciais devem cruzar-se em ângulos retos e os elementos das redes de fluxo devem ter a forma aproximada de um quadrado. A determinação gráfica das redes de fluxo é bastante importante para a determinação do coeficiente de permeabilidade para solos de baixa permeabilidade.

Capítulo 3

Transporte de poluentes no solo

3.1. Introdução

A recarga de aquíferos constitui a quarta maior aplicação da reutilização de águas residuais tratadas no mundo (Asano *et al.* (2007)), muito praticada nos EUA e nos países do Médio Oriente e com crescente interesse na Europa. De acordo com Bower (2002) a recarga artificial de aquíferos é alcançada através da infiltração de águas em bacias, poços, sulcos, valas ou outros dispositivos que permitem a sua entrada no solo até atingir o aquífero (Figura 3.1.).

Esta prática permite o reforço do volume de água subterrâneo, especialmente importante em zonas de escassez daquele recurso ou sujeitas a elevada pressão de extração, podendo ainda satisfazer diversos outros objectivos, nomeadamente (Marecos do Monte e Albuquerque (2010)): a criação de uma barreira hidráulica contra a intrusão salina em zonas costeiras; e a remoção de poluentes residuais e patogénicos no solo, na zona não saturada (zona vadosa) que atua com um sistema de filtração reativa (designado por *Soil Aquifer Treatment (SAT)*).

Os processos de tratamento no solo, comparados com outros processos de tratamento convencionais, são muito mais dependentes das características locais nomeadamente a topografia, o clima, a geologia, as características físico-químicas e hidráulicas do solo, as características qualitativas e quantitativas das águas superficiais e dos aquíferos contidos na área onde se pretendem implantar estes sistemas (Matos (1985)). A infiltração pode realizar-se com carga superficial baixa (infiltração lenta, sendo $v < 7$ m/d) ou alta (infiltração rápida, sendo $v < 300$ m/d) (Asano *et al.* (2007), sobre o solo que constitui o revestimento da estrutura de infiltração (*e.g.* bacias, poços, sulcos ou valas) ou sobre uma camada de material poroso (*e.g.* argila, caulinite) ou granular (*e.g.* areia, antracite e gravilha ou por combinação destes materiais).

O SAT tem demonstrado ser uma alternativa técnica e economicamente viável para a afinação de efluentes secundários previamente à sua inclusão em aquíferos, como demonstram os estudos de Pescod (1992), Grunheid *et al.* (2005), Bdour *et al.* (2009) e Essandoh *et al.* (2011).

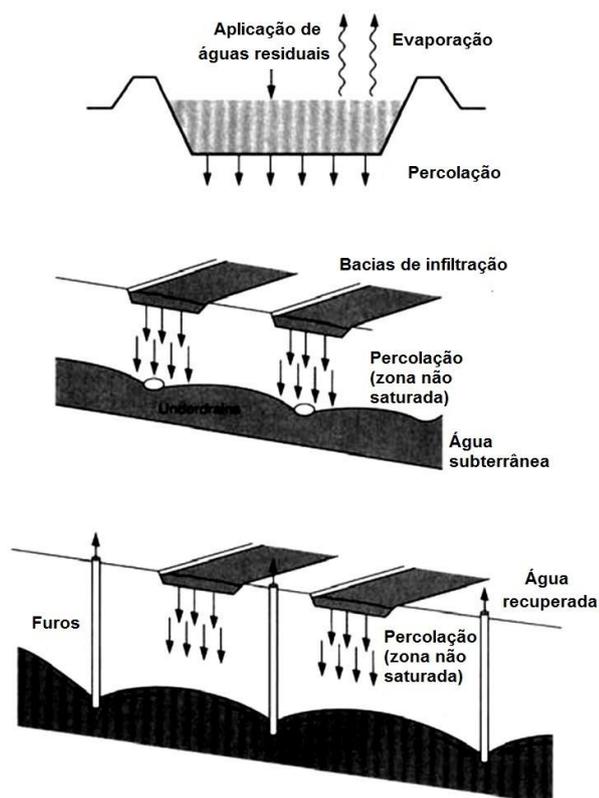


Figura 3.1. - Representação esquemática de bacias de infiltração para recarga de aquíferos (adaptada de Marecos do Monte e Albuquerque (2010))

O transporte e alteração de poluentes no solo são variáveis no tempo e no espaço em função das propriedades do solo e das características dos poluentes transportados. De acordo com Albuquerque (2003), o movimento das partículas, quer do líquido, quer de poluentes presentes em solução, num meio poroso 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. remoção carbonada, nitrificação e desnitrificação), que no seu conjunto definem as *características hidrodinâmicas* do escoamento. Estas alterações podem levar ao desenvolvimento de *zonas pouco irrigadas* (pouco activas do ponto de vista hidrodinâmico), *zonas de volume morto* (fechadas à circulação do líquido), *curto-circuito hidráulico* (desenvolvimento de caminhos preferenciais refratários às linhas de fluxo) e de *recirculações internas* (normalmente associadas às zonas pouco irrigadas), que podem influenciar a remoção de poluentes e que podem ser detetados através da realização de ensaios *in situ* ou em laboratório com traçadores. A formação de zonas pouco irrigadas conduz à colmatção progressiva do solo e ao aumento da perda de carga do escoamento, enquanto que as zonas de volume morto potenciam o curto-circuito hidráulico, podendo daí resultar a diminuição da eficiência da remoção de compostos (Albuquerque (2003), Albuquerque e Bandeiras (2007)).

Solos muito porosos e de elevada condutividade hidráulica permitem um rápido transporte de poluentes, que poderão atingir as reservas de água subterrânea e torná-las impróprias para a maioria dos usos. Solos pouco reativos não permitem a retenção ou alteração de poluentes podendo estes causar impacte negativos nos aquíferos, inclusive em aquíferos localizados a profundidades ou distancias elevadas (é o que se chama de *poluição difusa*). Solos com elevados teores de argila ou silte, apesar de poderem ser muito reativos e permitir uma boa eficiência remoção de poluentes, podem apresentar condutividades hidráulicas baixas e não permitir velocidades adequadas à infiltração de líquidos. Por outro lado, solos com teores moderados de argila podem permitir uma boa remoção de poluentes.

A carga residual de efluentes destinados à infiltração para recarga de aquíferos pode incluir matéria orgânica de difícil biodegradabilidade (e.g. hidrocarbonetos e pesticidas), formas de azoto (amónio, nitrito e nitrato) e de fósforo (ortofosfatos e polifosfatos), metais pesados (e.g. cádmio, chumbo, crómio, cobre, níquel e zinco) e patogénicos (bactérias e vírus). A maioria destes poluentes é removida nos primeiros 10 cm de solo, quer através de mecanismos físicos (e.g. sedimentação nas partículas do solo ou filtração entre partículas de solo), físico-químicos (e.g. adsorção, troca iónica e complexação/precipitação) e biológicos (e.g. remoção carbonada (aeróbia ou anaérobica), nitrificação e desnitrificação).

Solos com permeabilidade da ordem de 25 mm/h são apropriados para infiltração controlada de águas residuais tratadas (Pedrero (2010)). A taxa de infiltração em bacias de infiltração pode variar entre 1 a 4 mm³/ha.ano (Bower (1991), Marecos do Monte e Albuquerque (2010)), o que corresponde a velocidades de infiltração entre 0,1 e 2 m/d durante o ciclo de carga.

Em solos argilosos e siltosos onde o tamanho das partículas é menor, estas têm uma maior superfície específica por unidade de volume de solo do que em solos de maior granulometria, o que favorece mais as reacções físicas, químicas e biológicas responsáveis pela remoção de poluentes. Em solos argilosos com porosidade baixa, onde a percolação da água é bastante lenta, o líquido não entra em contacto com toda o volume de solo, ou seja, a área de superfície específica a ser utilizada para tratamento é menor, levando a uma menor remoção de poluentes. Em solos onde as dimensões das partículas são maiores como os arenosos, a porosidade do solo é bastante elevada o que promove uma percolação demasiado rápida, não havendo o adequado contacto entre poluentes e partículas para a sua remoção.

3.2. Mecanismos de transporte e reacção

3.2.1. Advecção

No transporte por advecção é assumido que as partículas do líquido se movem com a mesma velocidade, não havendo, no caso do regime laminar, flutuações em torno do valor médio

(Albuquerque (2003)). Em colunas laboratoriais o escoamento dá-se, em geral, no plano xy, sendo comum utilizar-se uma velocidade média aparente (v) e uma velocidade média de infiltração (v_i) na direção longitudinal.

Os compostos transportados pelo líquido normalmente não interagem com o solo, sendo o movimento da frente de poluentes abrupta e com uma velocidade média igual à velocidade linear média (v) do líquido percolante. O transporte de poluentes de concentração C (M/L^3) num comprimento conhecido x (no plano xy) é dado pela Eq. (3.1).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.1.)$$

3.2.2. Dispersão

A dispersão de poluentes durante o escoamento é governada por leis que traduzem a difusão molecular e a dispersão mecânica.

O transporte dispersivo de poluentes é afectado pelos gradientes de concentração, pela tortuosidade do meio e pela heterogeneidade dos poros, que produzem quebra da uniformidade da velocidade. De acordo com Albuquerque (2003), 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, sendo este movimento denominado por dispersão mecânica. Por outro lado, o deslocamento de compostos poluentes dá-se de locais de maior para os de menor concentração provocados pela energia térmica, pelo choque entre partículas e pelos gradientes de concentração formado, sendo normalmente denominado de transporte difusivo e que é explicado pela segunda lei de Fick.

O transporte difusivo é normalmente definido pela Eq. (3.2.) (Bear e Verruijt (1998)), sendo D o coeficiente de dispersão hidrodinâmica (L^2/T).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (3.2.)$$

3.2.3. Sorção

A sorção engloba os mecanismos de adsorção (aderência de um composto da fase líquida na proximidade ou superfície de partículas sólidas) e absorção (transporte e alojamento de compostos da fase líquida para o interior de partículas sólidas), e ambos contribuem para a alteração de compostos durante o transporte advectivo ou dispersivo. Em sistemas de filtração reativa, como é caso de solos, o mecanismo predominante é o de adsorção, como observado nos estudos de Afridi (2008) e Kumpiene *et al.* (2008), que será descrito brevemente.

A adsorção envolve a transformação físico-químico de compostos dissolvidos na fase líquida (designados por adsorvatos ou soluto) por ações interfaciais e posterior transporte para a superfície de um material reativo (adsorvente). Trata-se de um processo de separação baseado na velocidade de transferência de massa, na presença ou não de reacção física ou química, envolvendo o contacto íntimo entre duas fases (sólido-líquido ou sólido-gás). A eficiência do processo adsortivo depende de factores como a temperatura, pressão, pH, concentração dos solutos (compostos poluentes dissolvidos na fase líquida) e constituição química e superfície específica do material.

De acordo com di Bernardo *et al* (2002) existem dois tipos de ações principais na adsorção: a adsorção física, que envolve interações electrostáticas e forças de Van der Waals entre partículas sólidas (soluto-adsorvente); e a adsorção química, que envolve troca de electrões entre o suporte sólido e os compostos adsorvidos, ou seja, há uma reacção química entre o sítio ativo de adsorção e o soluto.

A adsorção é um fenómeno de superfície, sendo importante que os adsorventes proporcionem uma área superficial elevada, que normalmente ocorre em materiais de meios porosos como as argilas e siltes. Quanto maior for a superfície do adsorvente, maior será a eficiência da adsorção. Daí que, em solos moderadamente argilosos, a capacidade de adsorção é elevada para determinado compostos. Esta depende da concentração do composto, do tipo e tamanho dos poros, bem como da sua distribuição, e da natureza da superfície do adsorvente (Hans-Jürgen *et al.* (2003)). As partículas porosas de pequena dimensão oferecem uma maior área superficial, sendo mais fácil os compostos serem transportados para o interior dos poros (Hernandez-Ramirez e Holmes (2008)).

A migração de compostos entre a fase líquida e a fase sólida (i.e., durante a adsorção) envolve um equilíbrio de fases fundamentado em princípios termodinâmicos. É possível estabelecer uma relação entre a concentração de composto adsorvido e a que se encontra na fase aquosa, mantendo as condições de pressão e temperatura constantes, relação comumente designada por *isotérmica* (Hans-Jürgen *et al.* (2003)).

A remoção de compostos presentes em efluentes para infiltração no solo pode envolver reacções de adsorção com a matriz do sólido, como demonstram os estudos de Lombie *et al.* (2003), Bertocchi *et al.* (2006) e Kumpiene *et al.* (2008), para remoção de metais pesados Li *et al.* (2006), e para a remoção de fosfatos.

Minerais de argila e silicato presentes no solo possuem normalmente carga negativa e são responsáveis por atrair e adsorver catiões (iões de carga positiva) como o amónio (NH_4^+) e metais pesados, sendo também bastante eficazes na adsorção de bactérias, vírus e compostos orgânicos. Os iões de carga negativa (aniões) têm mais dificuldade em serem adsorvidos e são normalmente repelidos pela superfície das partículas, podendo, como acontece com o ião

fosfato (PO_4^{3-}), complexar com cátions presentes na estrutura do solo (e.g. Na^+ , Mg^+ , Ca^{2+} , Fe^{2+} e Al^{3+}) e precipitar ou ficar retidos no solo por sedimentação ou filtração. Cátions como o Na^+ , Mg^+ , Ca^{2+} , Fe^{2+} e Al^{3+} apresentam baixa solubilidade em água, ocorrendo a complexação com aniões com o PO_4^{3-} na superfície das partículas de argila e silte e não em solução. No entanto, em meio alcalino, os iões Al^{3+} e Fe^{2+} podem também reagir com o ião carbonato originando carbonatos de alumínio e ferro ($\text{Al}_2(\text{CO}_3)_3$ e FeCO_3) que podem, ainda, combinar-se com o ião ortofosfato originando fosfato de alumínio (AlPO_4) e fosfato de ferro (FePO_4) que precipitam facilmente em meio aquoso (Afridi (2008)).

Minerais com elevada concentração de alumina e hidróxidos de ferro e manganês são responsáveis por atrair e adsorver alguns aniões e inativar alguns vírus. Aniões de cloreto (Cl^-) e nitrato (NO_3^-) são repelidos por estes minerais e movem-se facilmente com a água, constituindo um perigo para a contaminação de águas subterrâneas.

A adsorção é influenciada pela variação das características do transporte advectivo e dispersivo e sobretudo pela instalação de mecanismos como as zonas de volume morto (diminuem a adsorção no seu interior), zonas mal irrigadas (permitem a adsorção de compostos no seu interior, mas também permitem a retenção provisória no seu interior, que poderão ser libertados para o exterior), o curto-circuito hidráulico (que diminui o tempo de contacto entre compostos e a matriz do solo).

3.2.4. Biodegradação

A biodegradação ou remoção biológica envolve uma série de reações bioquímicas em que alguns compostos são alterados durante o transporte advectivo e dispersivo. As principais reações são a remoção de carbono orgânico, na presença de oxigénio molecular (reações aeróbias como a respiração heterotrófica) ou na ausência de oxigénio molecular (reações anóxicas e anaeróbias, como a desnitrificação e a fermentação, respetivamente), a oxidação de amónio (reações de nitrificação, na presença de oxigénio molecular), a redução de nitrito/nitrato (reações de desnitrificação, na ausência de oxigénio molecular, mas na presença de oxigénio na forma de NO_x ou SO_x) e a remoção biológica de fósforo (Tchobanoglous *et al.* (2003), Albuquerque (2003)).

Estas reações ocorrem essencialmente no biofilme que se desenvolve à volta dos grão do solos, sendo a sua superfície proporcional à superfície específica das partículas (*i.e.* é maior num partícula de argila do que numa partícula de quartzo), embora também possam ocorrer na fase líquida que percola entre os vazios do solo. Nas camadas superiores do solo, junto à superfície, ocorrerão os mecanismos aeróbios (presença de oxigénio molecular devido à difusão atmosférica), enquanto nas camadas mais inferiores predominarão os mecanismos em ambiente anóxico (presença de oxigénio em compostos como NO_x e SO_x) e anaeróbios (ausência de oxigénio).

A matéria orgânica presente no solo é bastante importante para algumas atividades microbiológicas, enquanto a presença de formas de azoto e fósforo são indispensáveis ao crescimento de plantas ou culturas. No entanto, o excesso destes compostos pode conduzir ao lixiviamento de matéria orgânica, amónio, nitrato, fosfatos e patogénicos para as águas subterrâneas, em especial em zonas onde o lençol freático está a pequena profundidade, causando impactes negativos para a utilização da água.

As condições ambientais como temperatura, níveis de oxigénio e humidade representam um fator importante na actividade biológica presente no solo. Alguns microrganismos presentes nas águas residuais podem morrer com as mudanças de temperatura, humidade e outras condições. Baixas temperaturas podem reduzir a eficiência biológica, resultando na diminuição da eficiência de tratamento. A carência de oxigénio no solo reduz a eficiência dos processos de tratamento aeróbico, favorecendo a sobrevivência de micróbios anaeróbicos.

Os subprodutos das reações de biodegradação (excesso de biomassa e subprodutos de reação) podem colmatar os vazios do solo, aumentando a perda de carga do escoamento e potenciando a formação de zonas de volume morto (não permitem a ocorrência de mecanismos de biodegradação no seu interior), zonas mal irrigadas (permitem a ocorrência de mecanismos de biodegradação no seu interior, mas retêm os subprodutos das reações), o curto-circuito hidráulico (que diminui o tempo de contacto entre compostos e os microrganismos no biofilme).

3.3. Avaliação das características do transporte hidrodinâmico

3.3.1. Ensaios de traçagem

A utilização de traçadores é um dos métodos mais utilizados para a detecção e avaliação de das condições de escoamento no solo e perceber a forma de transporte de compostos no solo quando se pratica a infiltração de águas residuais tratadas (Huang *et al.* (1995), Stagnitti *et al.* (2006), Jelinkova *et al.* (2010)). Estes ensaios são mais fáceis de determinar em ambiente controlado em laboratório, utilizando-se colunas laboratoriais com amostras de solo indeformável do local onde se pretende efetuar a infiltração.

O procedimento em colunas laboratoriais inclui normalmente a injeção de um traçador para avaliar as características do transporte advectivo, dispersivo ou reativo. Quando se pretende apenas avaliar as características do transporte advectivo e dispersivo e sua relação com zonas de volume morto, zonas mal irrigadas, recirculações internas e curto-circuito hidráulico, sem interferência do transporte reativo, utilizam-se traçadores não reativos (*e.g.* Blue Dextran ou iodeto de potássio). A injeção do traçador é feita no topo do solo, que deve estar saturado em água, sobre uma pequena lâmina líquida (entre 1 e 3mm, como verificado nos estudos de

Albuquerque (2003) e Silva (2012)). A resposta é detetada em diferentes pontos da coluna e à saída. A interpretação dos resultados consiste na elaboração de curvas resposta de concentração de traçador no tempo ($C(t)$ vs t) (Santamaria *et al.* (1999), Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandeiras (2007)), que permitem determinar as funções de idade interna e de distribuição dos tempos de residência (DTR), também denominadas por curvas DTR.

As moléculas do traçador tomam diferentes percursos ao longo da coluna e no tempo, em função das características do escoamento, das propriedades do solo e dos mecanismos que se vão desenvolvendo, o que lhes confere diferentes tempos de residência no interior do mesmo. A distribuição desses tempos é que define a curva DTR e permite identificar alguns mecanismos que provocam resistência ao escoamento (zonas de volume morto, zonas mal irrigadas, recirculações internas e curto-circuito hidráulico). As curvas $C(t)$ vs t associadas a ensaio de injeção discreta de traçador (cujo volume e concentração é conhecida), não são mais do que funções densidade de probabilidades, com unidades de T^{-1} , definidas pelas fracções dos elementos de volume à saída da coluna, com tempos de residência entre t e $t+dt$, designadas por curvas $E(t)$ (Santamaria *et al.* (1999)). Estas curvas refletem o quociente entre a curva $C(t)$ e a sua área (Eq. (3.3) da Tabela 3.1.).

A partir das curvas DTR podem calcular-se os momentos de distribuição, como o tempo médio de residência (t_m) e a variância (s^2). O t_m é o primeiro momento da curva $E(t)$, com unidades T , e representa o centróide da área definida pela curva, podendo ser estimado através da Eq.(3.4) (Tabela 3.1). A variância (unidades T^2) é o segundo momento da curva $E(t)$, reflete a dispersão da distribuição e pode ser estimada através da Eq.(3.5) (Tabela 3.1).

Como refere Albuquerque (2003), para mais facilmente se compararem os resultados de vários ensaios é mais apropriado estimar o tempo médio de residência adimensional $t_{(m/\theta)}$ (Eq. (3.6)) e a variância adimensional (s_{θ}^2) (Eq. (3.7)), tal como apresentado na Tabela 3.1.

Se o $t_{(m/\theta)}$ for superior a 1, significa que o centro de massa do impulso está atrasado relativamente ao esperado e, conseqüentemente, indica a retenção de traçador no sistema, quer por recirculações internas, quer por retenção no interior de zonas pouco irrigadas (Albuquerque (2003)). Se o $t_{(m/\theta)}$ for inferior a 1, significa que a maior parte do traçador saiu da coluna mais depressa do que teoricamente era esperado, indicando que a presença de zonas de volume morto é mais significativa, o que potencia a ocorrência de curto-circuito hidráulico.

A deteção e significância da presença de zonas de volume morto, zonas mal irrigadas, recirculações internas e curto-circuito hidráulico pode ser feita pela análise dos resultados obtidos pelas Eq. (3.3) a Eq. (3.7) e do cálculo da taxa de recuperação de traçador (que representa a razão entre a massa total de traçador detetada no efluente (M_s) e a massa

inicialmente introduzida (M_0)), expressa pela Eq. (3.8). De acordo com Chazarenc *et al.* (2003) e Albuquerque (2003), valores baixos de M_s/M_0 podem indicar a presença de zonas mal irrigadas e recirculações internas se simultaneamente se observarem longas caudas nas curvas $C(t)$ ou $E(t)$. 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 injetado (V_i).

Tabela 3.1. - Relações para o cálculo das características das curvas DTR (adaptada de Santamaria *et al.* (1999), Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque (2003), Albuquerque e Bandeiras (2007))

Variável	Equação
$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t) dt}$	(3.3)
$t_m = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) dt$	(3.4)
$s^2 = \int_0^{\infty} (t - t_m)^2 \cdot E(t) dt$	(3.5)
$t_{(m,\theta)} = t_m/\tau$	(3.6)
$s_{\theta}^2 = s^2/t_m^2$	(3.7)
$M_s = \int_0^{\infty} Q C(t) dt$	(3.8)

τ : tempo de retenção hidráulico teórico (dado pelo quociente entre o volume do meio poroso (V_p) e o caudal médio afluente)

3.3.2. Modelos matemáticos para estimar parâmetros caracterizadores da hidrodinâmica

Os mecanismos que caracterizam o transporte de poluentes num solo podem ser estimados através de modelos matemáticos que os representam. A modelação numérica é uma ferramenta que possibilita uma estimativa de parâmetros caracterizadores do transporte hidrodinâmico, nomeadamente o grau de dispersão longitudinal (através do Número de Dispersão (N_d) ou do Número de Peclet (P_e)) ou a percentagem de zonas de volume morto (Albuquerque *et al.* (2004), Araújo *et al.* (2008)).

No entanto, existem soluções analíticas de modelos como o modelo de *N Tanques em Série com Volumes Iguais* (NTS) (Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandeiras (2007), Kadlec e Wallace (2008)) ou do modelo de *Adveção-Dispersão-Reação* (ADR) (van Genuchten e Alves (1982), Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Santana (2004), desenvolvidas para determinadas condições de fronteiras, que podem, com muito boa aproximação, determinar aqueles parâmetros. Neste casos, as condições de fronteiras são definidas para o transporte dispersivo e o gradiente de concentrações nos limites de montante e/ou jusante, como demonstram os resultados dos estudos de van Genuchten e Alves (1982), Albuquerque (2003),

Albuquerque e Bandeiras (2007), Araújo *et al.* (2008) e Bandeiras (2009). A estimativa de parâmetros característicos do transporte hidrodinâmico pode realizar-se aplicando técnicas como os métodos dos momentos ou não linear dos mínimos quadrados (Albuquerque e Bandeiras (2005)).

Estimativa de parâmetros característicos através de ajustamento paramétrico

Para realizar o ajustamento paramétrico dos resultados experimentais a soluções analíticas conhecidas, é mais adequado utilizar-se as concentrações ($\psi_i = C_i/C_0$), o tempo ($\theta_i = t_i/\tau$) e as distâncias ($\zeta = z_i/L$) em valores adimensionais para mais facilmente comparar resultados de vários ensaios à mesma escala (Rangaiah e Krishnaswamy (1990), Santamaria *et al.* (1999)). Estas alterações, permitem a obtenção de uma curva resposta normalizada $E(\theta)$, dada pela Eq. (3.9), que mais não é que a função $E(t)$ expressa em unidades adimensionais, sendo θ o tempo de residência adimensional.

$$E(\theta) = t_m E(t) \quad (3.9)$$

As curvas $E(\theta)$ de vários ensaios podem ser numericamente comparadas entre si e comparadas com as simuladas através de modelos como o NTS e o ADR. As curvas $E(t)$ e $E(\theta)$ constituem as curvas DTR na forma dimensional e adimensional, respectivamente.

Modelo de Advecção-Dispersão-Reação (ADR)

A combinação dos mecanismos de advecção (Eq. (3.1), dispersão mecânica e difusão (Eq. (3.2)), podem ser combinados entre si e, considerando as reações de sorção e biodegradação, resulta a equação ADR (Eq. (3.10), que traduz o transporte advectivo-dispersivo em meios porosos (Bear e Verruijt (1998), Santamaria *et al.* (1999)):

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3.10)$$

onde R é o factor de retardamento associado aos mecanismos de sorção e biodegradação e D o coeficiente de dispersão. Quando o transporte reativo é desprezível, R toma o valor de 1. A contribuição do termo difusivo está incluída no termo que caracteriza a dispersão (D).

Se o transporte for maioritariamente advectivo, o movimento de compostos aproxima-se do ideal fluxo pistão. Se o transporte for maioritariamente difusivo, o escoamento pode afastar-se do ideal do fluxo pistão (Bear e Verruijt (1998), Santamaria *et al.* (1999)). Na maioria dos casos, o segundo termo é muito superior ao primeiro e negligencia-se este último.

Em colunas laboratoriais de fluxo vertical com meio poroso homogéneo, isotrópico, onde a lei de Darcy é válida, saturado e com espessura conhecida, os efeitos do movimento do líquido

na direção horizontal são desprezáveis em relação ao movimento vertical (Bedient *et al.* (1999), Albuquerque (2003)) e o escoamento é considerado próximo do fluxo pistão. Considerando as unidades adimensionais $\theta_i = t_i/\tau$, que representa o tempo de retenção hidráulico, ou de residência, e $\zeta_i = z_i/L$ que representa a direção na vertical adimensional, o modelo ADR (Eq. (3.8)) transforma-se na expressão dada pela Eq. (3.11).

$$R \frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{vL} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial \zeta^2} - \frac{\partial C}{\partial \zeta} \quad (3.11)$$

onde (D/vL) é o número ou módulo de 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)). A Tabela 3.2. resume a relação de N_d com a intensidade da dispersão.

Tabela 3.2. - Valores típicos de N_d para diferentes graus de dispersão (adaptada de Santamaria et al. (1999))

Grau de dispersão	Valores típicos de N_d
Fluxo pistão ideal	0
Pequena dispersão	0,000 - 0,002
Média dispersão	0,002 - 0,025
Forte dispersão	0,025 - 0,200
Muito forte dispersão	> 0,200
Mistura completa	∞

Modelo com N Tanques em Série (NTS)

O modelo de N Tanques em Série (NTS) assume que o escoamento num troço de coluna pode ser aproximado ao obtido em N tanques de igual volume e igualmente agitados colocados em série, desde que o Re não ultrapasse valores do regime laminar, admitindo que a distribuição de concentrações de soluto no enésimo tanque é dado pela Eq. (3.12) (Santamaria *et al.* (1999)). A concentração de soluto em cada tanque, em cada instante, é obtida através de balanços de massa realizados a cada unidade individualmente.

$$QC_1 = V_1 \frac{dC_1}{dt}, (QC_1 - QC_2) = V_2 \frac{dC_2}{dt}, \dots, (QC_{(N-1)} - QC_N) = V_N \frac{dC_N}{dt}, \quad (3.12)$$

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 Eq. (3.13).

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

$$\dots, C_N = C_0 \frac{t^{(N-1)}}{(N-1)! \tau_N^N} \exp(-t/\tau_N) \quad (3.13)$$

As respectivas curvas $E(t)$ são dadas pela Eq. (3.14) (Santamaria *et al.* (1999).

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

$$\dots, E_{N(t)} = \frac{t^{(N-1)}}{(N-1)! \tau_N^N} \exp(-t/\tau_N) \quad (3.14)$$

Em unidades adimensionais a solução é dada pela Eq. (3.15).

$$E(\theta) = \frac{N^N}{(N-1)!} \theta^{(N-1)} \exp(-N\theta) \quad (3.15)$$

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 (regime laminar). 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 ($N = 1/s_\theta^2 = t_m^2/s^2$).

Capítulo 4

Materiais e métodos

4.1. Instalação laboratorial

Para a realização das Fases II e IV do Plano de Trabalho (ver Figura 1.1.), foi utilizado um protótipo laboratorial, constituído por uma coluna vertical de fluxo descendente (Figura 4.1.), construído em tubo de vidro acrílico, de secção circular, com 42 cm de altura por 14 cm de diâmetro dispondo de três tomas para amostragem (P1, P2 e P3), espaçadas entre si 10 cm (ver pormenores na Figura 4.2.). A área superficial (A_s) do filtro era de $0,0154 \text{ m}^2$. A toma P3 coincide com a saída da coluna, embora a descarga fosse feita a uma altura próxima da altura da lâmina líquida (Figura 4.4.b)), afim de permitir manter um nível hidrostático aproximadamente constante sobre a coluna de solo.

Para meio de enchimento foi utilizado um solo residual granítico (Figura 4.5.), recolhido como descrito no ponto 4.2., que ocupou 20 cm da coluna, a que correspondeu um volume de enchimento (V_e) de 3,08 L, tendo sido colocado na base 5 cm de areia de rio (material caracterizado por Fael (2007)), que corresponde um volume de enchimento de 0,77 L, para evitar a saída de finos e evitar a perturbação do escoamento no solo junto à saída (ponto P3). O solo esteve todo submerso, tendo a altura da lâmina líquida estado cerca de 2 mm acima do topo do enchimento (TE) como se pode observar na Figura 4.4.a). Selecionou-se uma altura que é o dobro do valor sugerido por Essandoh *et al.* (2011) para solos com característica similares, para melhor de perceber o transporte de poluentes ao longo do solo.

A coluna foi coberta com um saco preto (Figura 4.3.) afim de evitar o desenvolvimento de algas que podiam alterar as condições de transporte de massa no solo e interferir com os resultados dos ensaios.

O sistema de alimentação à coluna incluía um conjunto de tubos em *Ismaprene* de diâmetro variável, válvulas de não retorno e uma bomba peristáltica ISAMATEC MCP CA4 para controlo do caudal. A temperatura dentro do laboratório foi mantida próxima dos $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

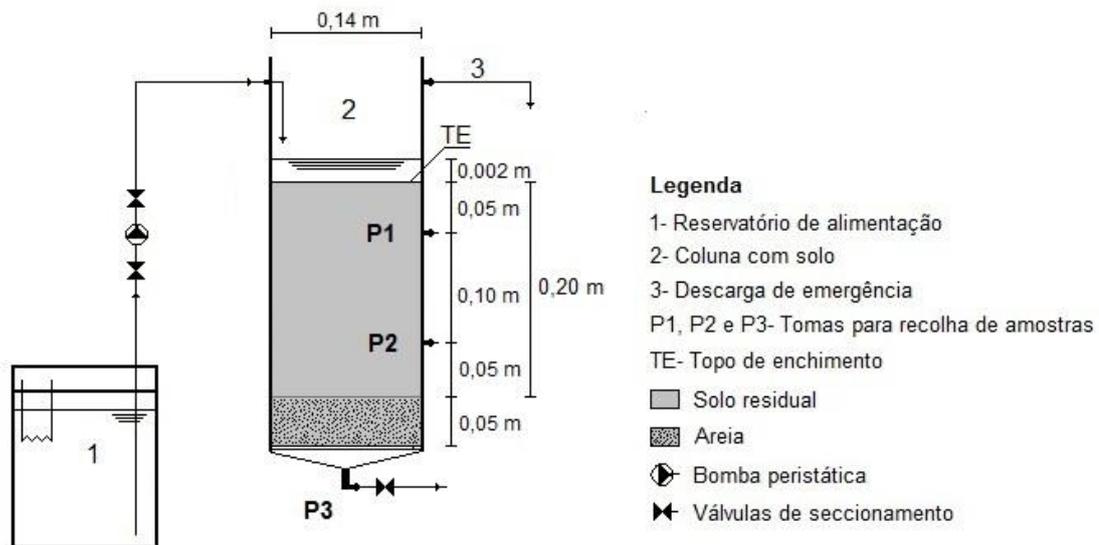


Figura 4.1. - Representação esquemática da coluna laboratorial



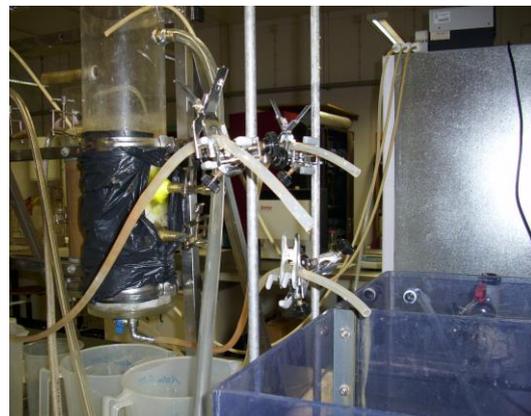
Figura 4.2. - Vista da coluna após a montagem



Figura 4.3. - Vista da coluna em operação



a)



b)

Figura 4.4. - Pormenores da coluna: a) altura da lâmina líquida; b) descarga e controlo de nível

4.2. Recolha e caracterização do solo

O solo foi recolhido na Quinta de Gonçalo Martins, numa área previamente identificada com adequada para a infiltração de ART da ETAR de Vila Fernando no âmbito do trabalho realizado por Silva (2011) na sua Tese de Mestrado.

O solo (Figura 4.5.) foi posteriormente transportado para o Laboratório de Solos do DECA-UBI onde foram determinadas as seguintes propriedades:

- Composição química do solo: determinada através espectroscopia de energia dispersiva (SEM/EDS) (Hitachi, modelo S-2700; RONTEC, EUA) no Centro de Óptica da UBI;
- Composição mineralógica: determinada através da difração de raios X (XRD) num equipamento Rigaku (DMAX III/C, EUA) no Centro de Óptica da UBI;
- Granulometria: Pelo método de peneiração seguindo a especificação do LNEC E 239 (1970), e pelo método de sedimentação seguindo a especificação do LNEC (E 196-1966), como descrito no ponto 2.2.1.
- Limites de consistência: determinou-se o LL e LP seguindo a NP-143: 1969, como descrito no ponto 2.2.2.
- Densidade das partículas (Gs): Pelo método do Picnómetro seguindo a norma Portuguesa NP-83: 1965, como descrito no ponto 2.2.4.
- Porosidade do solo (n), Índice de vazios (e), Peso volúmico (γ): Estes parâmetros foram determinados seguindo os procedimentos descritos por Cavaleiro (2001) e Duarte (2002), como descrito nos pontos 2.2.5, 2.2.6 e 2.2.7 respectivamente.
- Superfície específica das partículas: Recorreu-se ao analisador de partículas COULTER LS 200, como descrito no ponto 2.2.8.
- Condutividade hidráulica (k): Determinada por meio de um permeâmetro de carga constante, utilizando a metodologia descrita por Cavaleiro (2001), como descrito no ponto 2.3.2.



Figura 4.5. - Amostra de solo em laboratório

4.3. Ensaio de traçagem

Foram realizadas duas Séries de ensaios de traçagem (S1 e S2), tal como apresentado na Tabela 3.1. com o objectivo de estudar a influência da variação da carga hidráulica e do tempo de operação da coluna nas características hidrodinâmicas do escoamento em três diferentes secções (TE-P1, TE-P2 e TE-P3).

Cada uma das Séries englobou seis ensaios, três realizados para um caudal de 0,36 L/d (a que corresponde uma velocidade aparente v de 2,34 cm/d), os restantes três realizados para um caudal de 0,94 L/d (a que correspondeu uma velocidade aparente v de 6,11 cm/d). Este intervalo de velocidades foi adoptado de ensaios preliminares realizados por Flora Silva (dados não publicada), no âmbito de um trabalho de doutoramento não concluído, e são adequados para a infiltração de ART neste tipo de solo, estando de acordo com o tipo de velocidade observados por Eliasson (2002), Jellali *et al* (2008) e Pavelic *et al* (2011) em solos similares.

Os ensaios foram realizados com alimentação em contínuo e com o solo submerso. A Série S1 foi realizada imediatamente após o enchimento da coluna, após ter sido atingido o estado de equilíbrio do nível de água na coluna. A Série S2 foi realizada aproximadamente oito meses após a coluna ter sido submetida a ensaios de infiltração com diferentes tipos de águas residuais que continham metais pesados, matéria orgânica, matéria sólida, formas de azoto, formas de fósforo e patogénicos.

Tabela 4.1. - Plano para os ensaios de traçagem

Série de ensaios	Ensaio	Q (L/d)	v (cm/d)	Troço de coluna
S1	E1.1	0,36	2,34	TE-P1: 5 cm
	E1.2			TE-P2: 15 cm
	E1.3			TE-P3: 25 cm
	E1.4	0,94	6,11	TE-P1: 5 cm
	E1.5			TE-P2: 15 cm
	E1.6			TE-P3: 25 cm
S2	E2.1	0,36	2,34	TE-P1: 5 cm
	E2.2			TE-P2: 15 cm
	E2.3			TE-P3: 25 cm
	E2.4	0,94	6,11	TE-P1: 5 cm
	E2.5			TE-P2: 15 cm
	E2.6			TE-P3: 25 cm

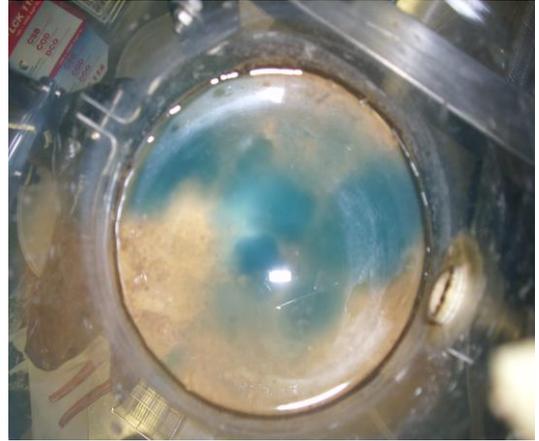
Os ensaios foram realizados com alimentação em contínuo e com o solo submerso. A Série S1 foi realizada imediatamente após o enchimento da coluna, após ter sido atingido o estado de equilíbrio do nível de água na coluna. A Série S2 foi realizada aproximadamente oito meses após a coluna ter sido submetida a ensaios de infiltração com diferentes tipos de águas residuais que continham metais pesados, matéria orgânica, matéria sólida, formas de azoto, formas de fósforo e patogénicos.

Para os ensaios de traçagem utilizou-se a técnica de estímulo por injeção discreta de um pequeno volume (V_i) de traçador (solução de Blue Dextran com concentração de 3000 mg/L), também utilizada nos estudos de Albuquerque (2003), Albuquerque e Santana (2004) e Albuquerque *et al.* (2004). A injeção do traçador foi efectuada no topo do leito (Figura 4.6.), sobre a lâmina líquida, tendo sido utilizados 20 mL de solução de Blue Dextran, como recomendado por Santamaria *et al.* (1999). A este volume de injeção corresponde cerca de 60 mg de *Azul Dextran*, que constitui a massa inicial de traçador (M_0). As respostas foram avaliadas pela variação da absorvância a 610 nm, medida num espectrofotómetro de visível Cadas 50, com tecnologia de raio de referência (RBT), da HACH LANGE (Alemanha). As absorvâncias foram posteriormente convertidas em concentrações de Blue Dextran através da respetiva curva de calibração (Anexo I).

No início de cada experiência, registou-se a absorvância residual em cada ponto de amostragem para posteriormente ser descontada aos valores das amostras. A recolha de amostra decorreu até se observarem valores de absorvância iguais às dos valores residuais.



a)



b)

Figura 4.6. - Ensaios de traçagem: a) Injeção de traçador, b) Topo da coluna após a injeção do traçador

Capítulo 5

Resultados e Discussão

5.1. Propriedades do solo

A composição química é apresentada na Tabela 5.1., podendo observar-se que os óxidos de alumínio, ferro e silício representam a maior parte da sua composição em óxidos, o que é compatível com o observado nos estudos de Duarte (2002) e Cavaleiro (2001) para solos residuais graníticos.

Tabela 5.1. - Composição química do solo

Composição química	Na ₂ O	Al ₂ O ₃	SiO ₂	K ₂ O	CaO	Fe ₂ O ₃
Solo (% em massa)	-	25,70	65,63	5,85	-	2,82

O espectro da composição mineralógica, obtida através da difração de raios X (XRD), é apresentado na Figura 5.1., indicando que o solo é constituído principalmente por quartzo e moscovite.

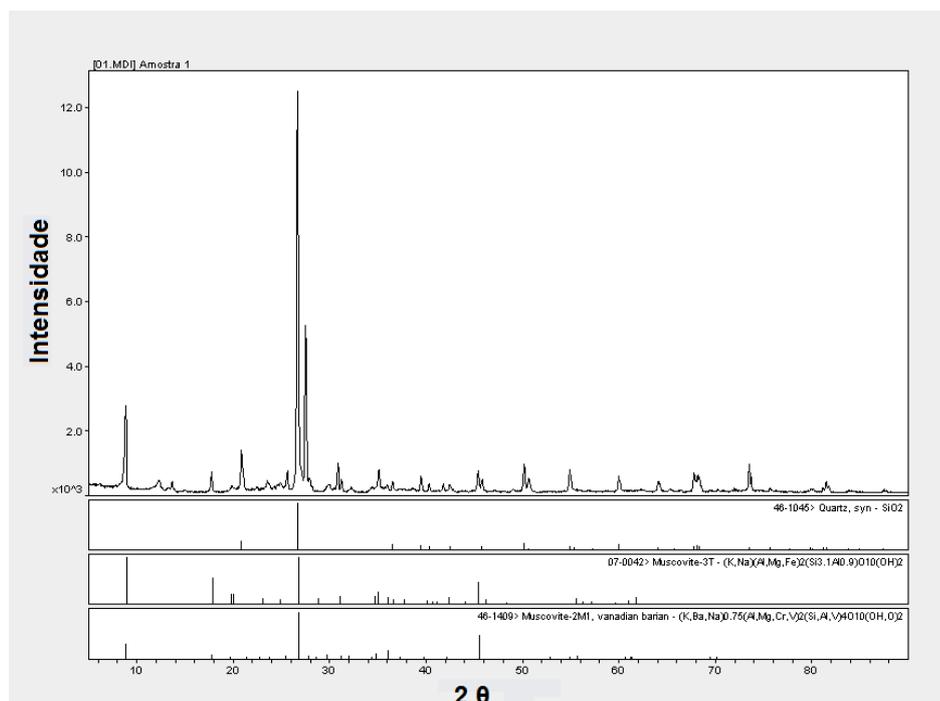


Figura 5.1. - Difractograma raio-x (XRD da amostra de solo residual granítico)

Na Tabela 5.2. apresentam-se os resultados relativos à granulometria, limites de consistência, densidade das partículas (G_s), porosidade do solo (n), índice de vazios (e), peso volúmico (γ), superfície específica das partículas e condutividade hidráulica. O diâmetro médio da partícula é de 0,05 mm, para D10, e 1 mm, para D60.

Tabela 5.2. - Propriedades do solo

Parâmetros	Valor
Granulometria (%):	
Argila (< 0,002 mm)	4,0
Silte (0,002 - 0,06 mm)	7,1
Areia (0,06 - 2 mm)	73,9
Classificação Unificada	SW - SM (Areia bem graduada com silte)
Limite de Liquidez (LL, %)	30,9
Limite de Plasticidade (LP, %)	30,1
Índice de Plasticidade (I_p , %)	1
Densidade das Partículas (G_s)	2,65
Peso Volúmico Natural (γ_0 , KN/m ³)	16,2
Peso Volúmico Seco (γ_s , KN/m ³)	15,4
Índice de Vazios (E_0)	0,69
Porosidade (n , %)	41
Superfície específica (SE, cm ² /g)	2856
Condutividade Hidráulica (k , m/s)	2,6 x 10 ⁻⁵

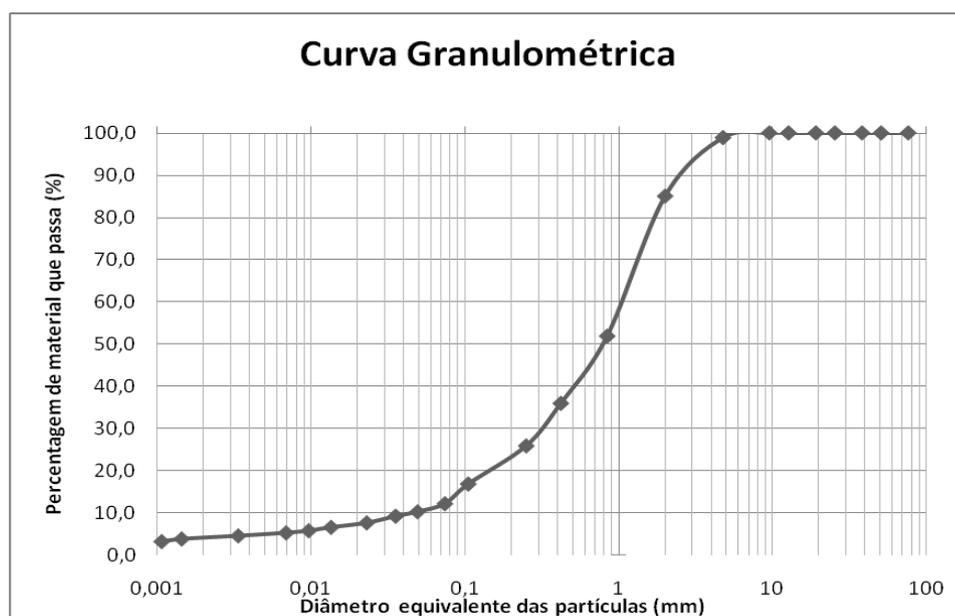


Figura 5.2. - Curva granulométrica de solo residual granítico colhido na Quinta Gonçalo Martins

O solo classifica-se como uma areia bem graduada com silte (ASTM D4253-83) com uma percentagem considerável de areia e uma baixa percentagem de argila (menos de 5 %), percentagem esta adequada para infiltração, segundo Kallali *et al.* (2007).

O solo apresenta índice de vazios e porosidade típicos de solos residuais graníticos, estando próximos dos valores observados por Duarte (2002) e Quanrud *et al.* (2003) para solos com características similares. O valor da densidade das partículas sólidas está de acordo com o intervalo de valores apresentado por Fernandes (2011) e Duarte (2002) para solos residuais graníticos.

Pode verificar-se que a superfície específica das partículas de solo é bastante reduzida, uma vez que estas apresentam um formato granular, como se pode verificar na Figura 5.1.2. O peso volúmico determinado é característico de solos residuais graníticos, conforme descrito por Duarte (2002), Andrade Pais e Ferreira Gomes (2006).

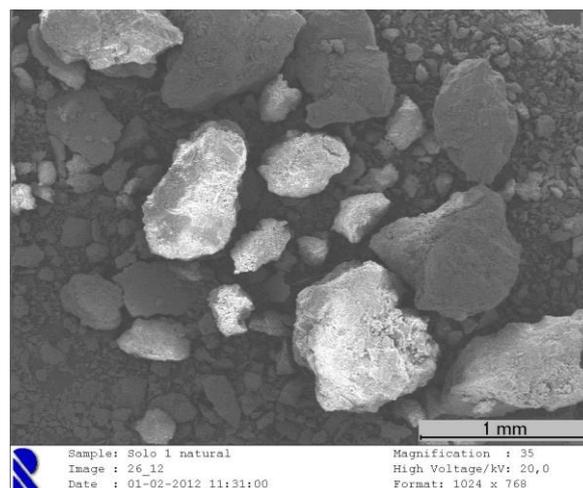


Figura 5.3. - Imagem microscópica SEM da amostra de solo residual granítico (ampliação de 35x)

O solo apresenta um valor de condutividade hidráulica médio, de acordo com as classes apresentadas na Tabela 2.5.

Tendo em atenção a porosidade do solo (0,41) apresentada na Tabela 5.2., a área útil (A_u) na coluna foi de $0,0063 \text{ m}^2$ e o volume útil (V_u) de 1,7 L. Assim, o tempo de retenção hidráulico teórico (τ) previsto para cada troço da coluna, em cada ensaio, é dado na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. - Valores de τ para cada ensaio

Ensaio	Distancia ao topo de enchimento (cm)	$\tau(d)$
E1.1	5	0,88
E1.2	15	2,63
E1.3	25	4,38
E1.4	5	0,34
E1.5	15	1,01
E1.6	25	1,68
E2.1	5	0,88
E2.2	15	2,63
E2.3	25	4,38
E2.4	5	0,34
E2.5	15	1,01
E2.6	25	1,68

5.2. Determinação e análise das curvas DTR

As curvas-resposta obtidas em absorvâncias foram transformadas em curvas-resposta de concentração de Blue Dextran no tempo (curvas $C(t)$), tendo sido utilizada a recta de calibração que se apresenta na Tabela I.1. do Anexo I. Nas Figuras 5.1. a 5.4. apresenta-se a variação da concentração de traçador no tempo para as diferentes Séries e diferentes velocidades. Os resultados globais (tempo e concentração de Blue Dextran) para todos os ensaios são apresentados no ponto I.2. do Anexo I.

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. (3.3), bem como os momentos da distribuição (t_m e s^2) para cada curva resposta, a partir das Eq. (3.4) e Eq. (3.5), tendo sido utilizado um algoritmo programado em Matlab que utilizou as aproximações definidas na Tabela 5.4. (Eq. (5.1.) e Eq (5.2.)). As curvas $E(t)$ constituem as curvas DTR na forma dimensional e os resultados são apresentados no ponto I.2. do Anexo I.

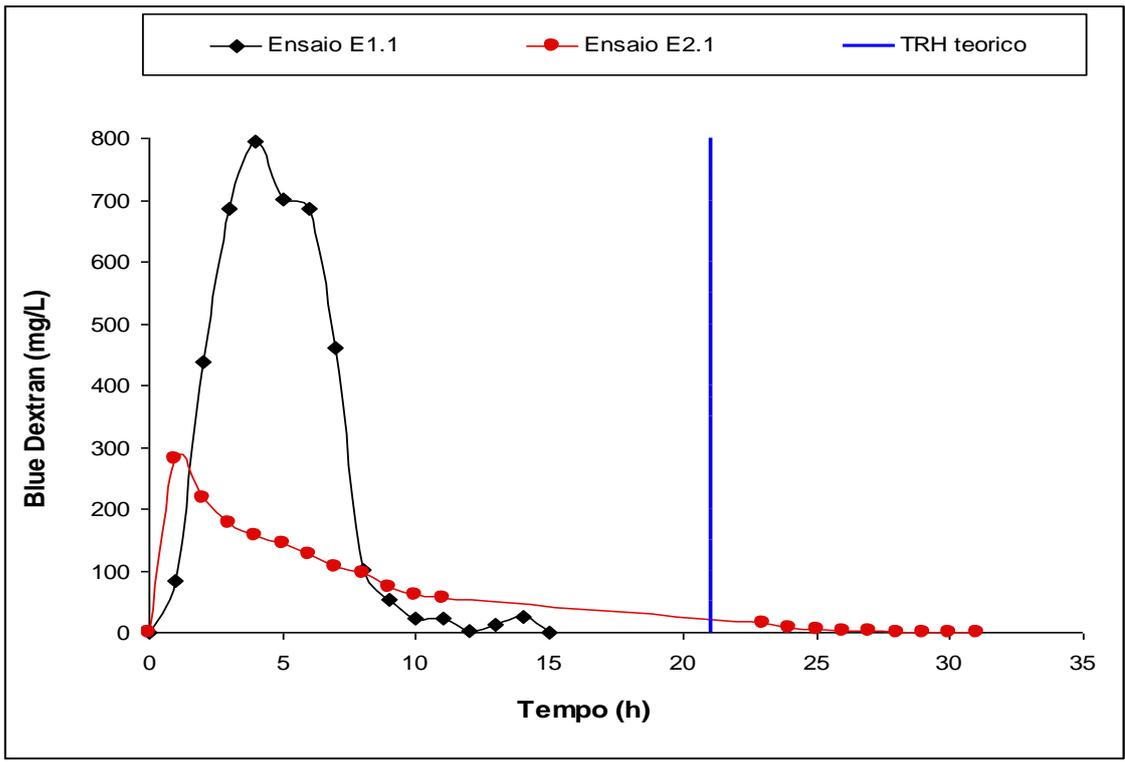


Figura 5.4. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.1 e no Ensaio E2.1 ($v=2,34$ cm/d, TE-P1: 5 cm)

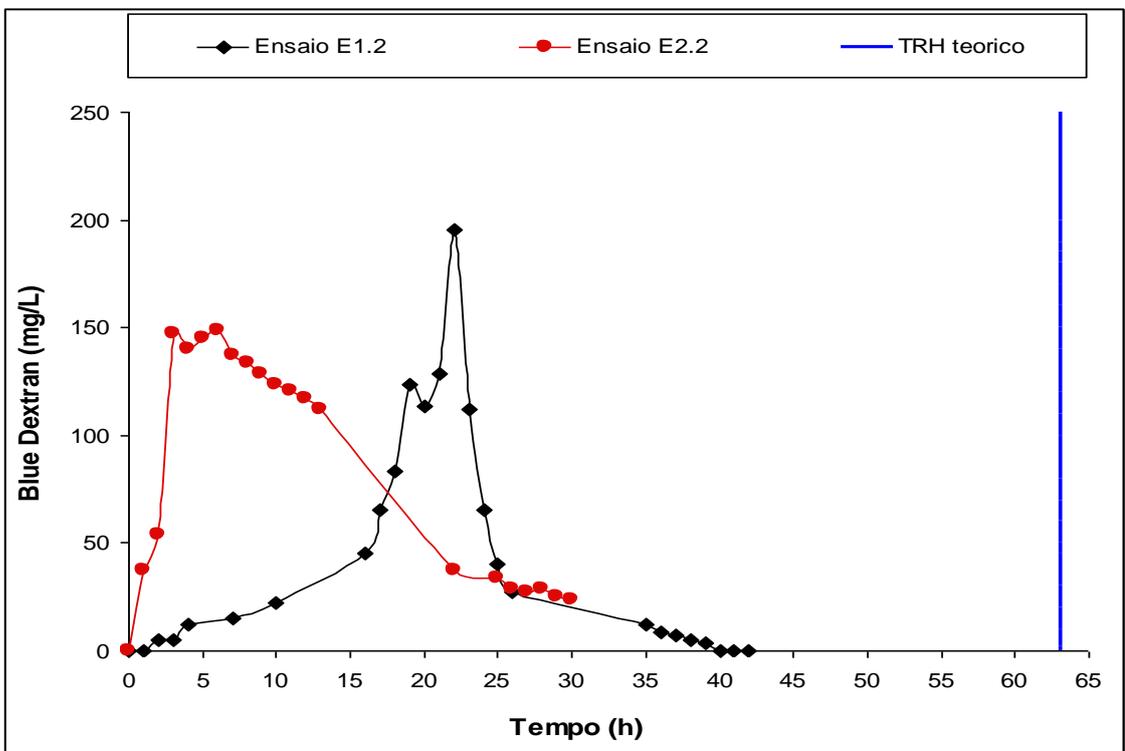


Figura 5.5. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.2 e no Ensaio E2.2 ($v=2,34$ cm/d, TE-P2: 15 cm)

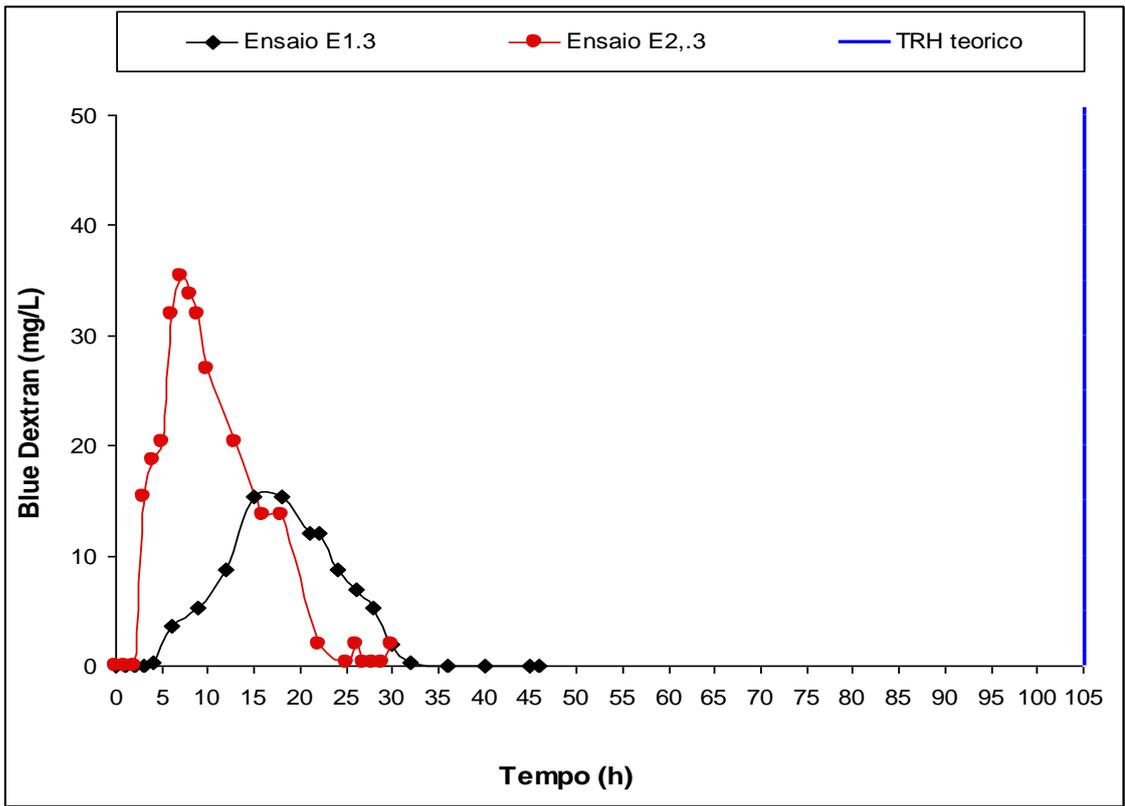


Figura 5.6. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.3 e no Ensaio E2.3 ($v=2,34$ cm/d, TE-P3: 25 cm)

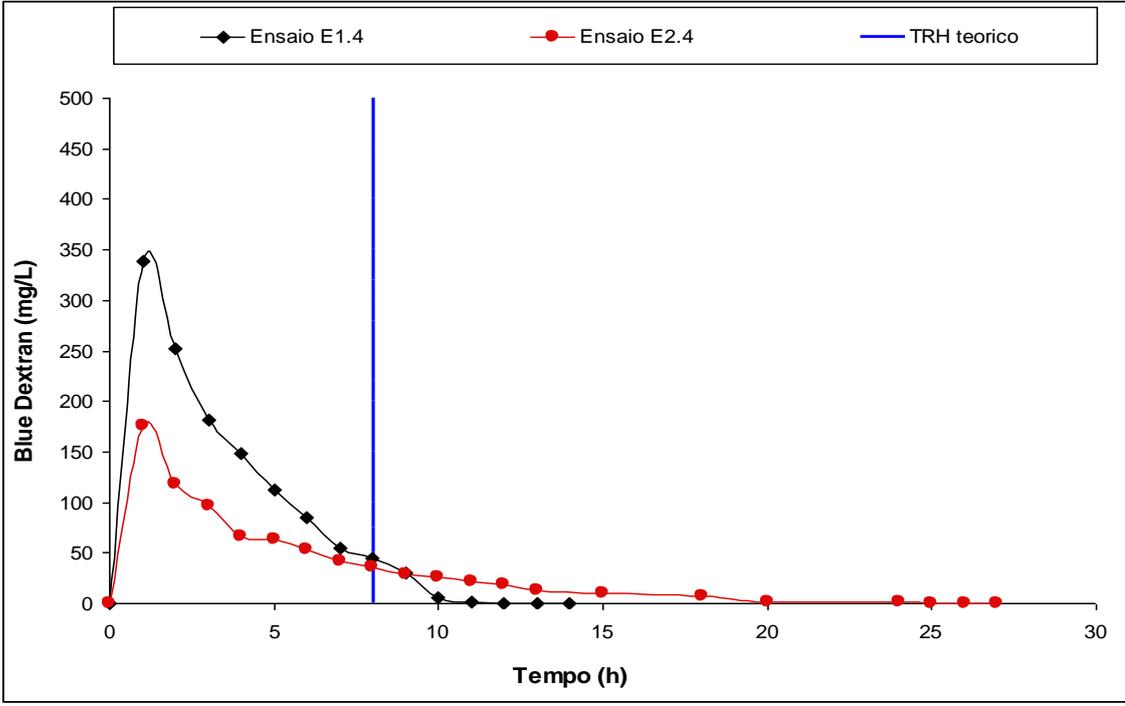


Figura 5.7. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.4 e no Ensaio E2.4 ($v=6,11$ cm/d, TE-P1: 5 cm)

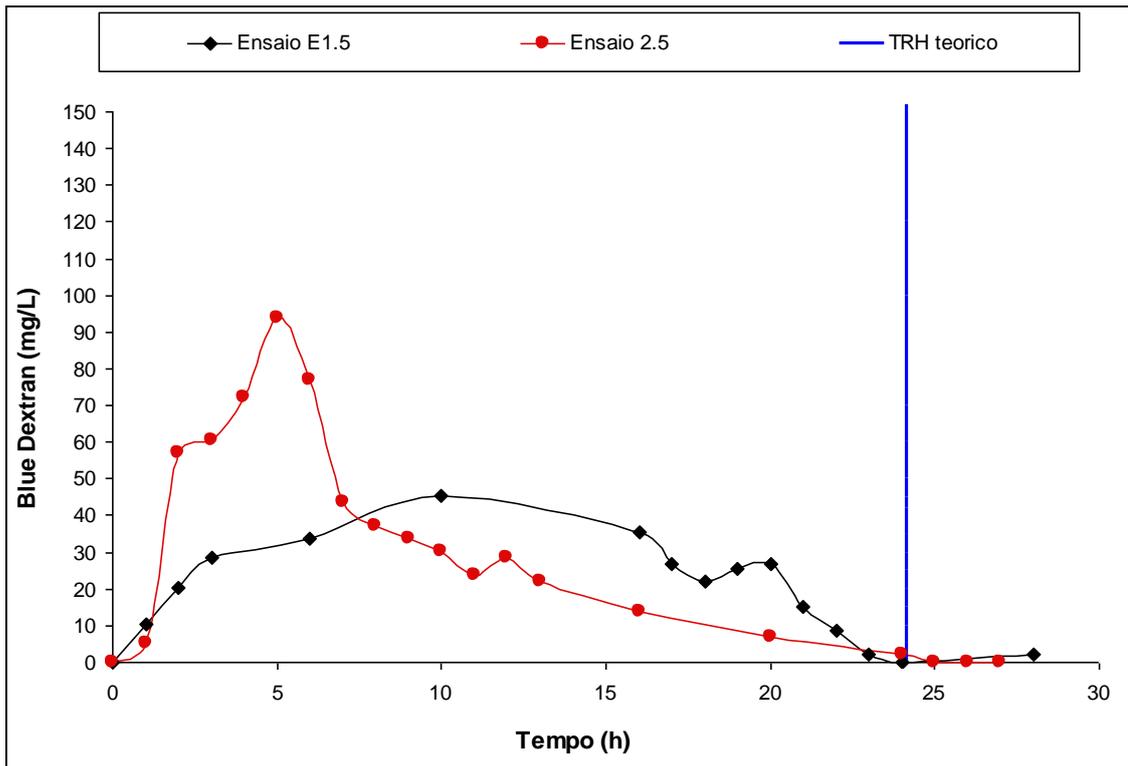


Figura 5.8. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.5 e no Ensaio E2.5 ($v=6,11$ cm/d, TE-P2: 15 cm)

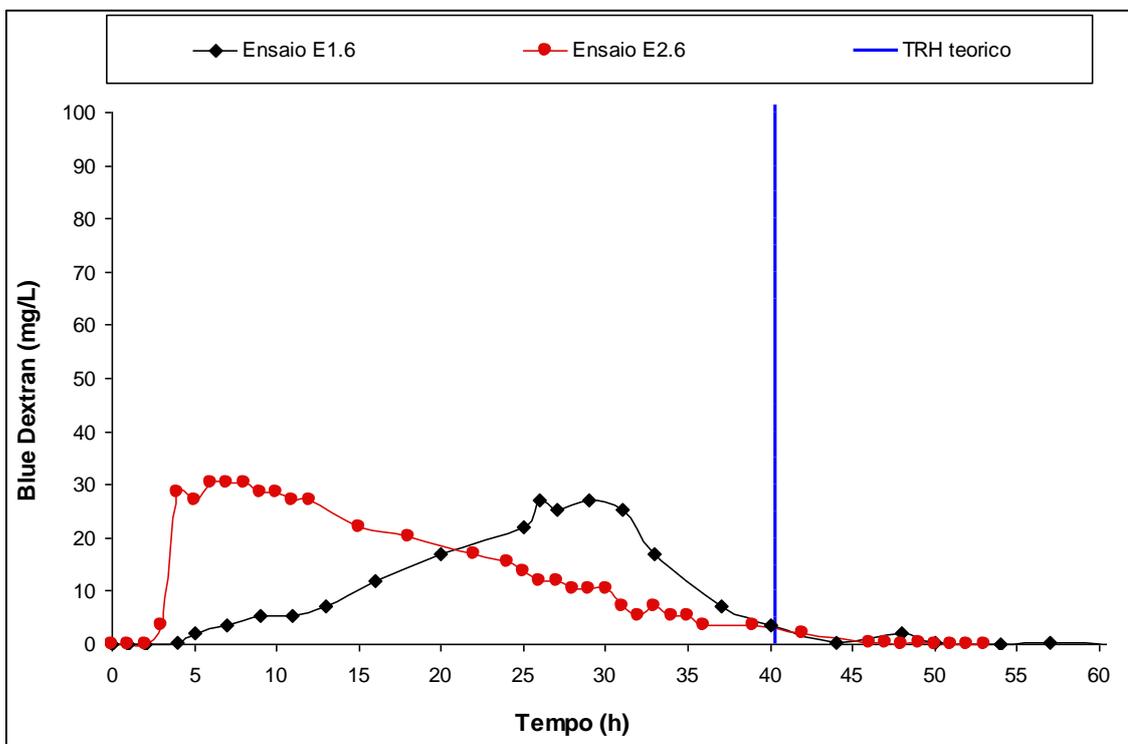


Figura 5.9. - Variação de Blue Dextran no tempo no Ensaio E1.6 e no Ensaio E2.6 ($v=6,11$ cm/d, TE-P3: 25 cm)

Tabela 5.4. - Expressões para o cálculo dos momentos das curvas DTR (adaptado de Santamaria *et al.* (1999), Albuquerque (2003))

Expressão de cálculo	Aproximação
$t_m = \frac{\int_0^{\infty} t C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} = \int_0^{\infty} t E(t) dt$	$t_m = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} t_i C \Delta t_i}{\sum_{i=1}^{n_A} C \Delta t_i} = \sum_{i=1}^{n_A} t_i E(t_i) \Delta t_i \quad (5.1)$
$s^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t - t_m)^2 C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} = \int_0^{\infty} (t - t_m)^2 E(t) dt$	$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} (t_i - t_m)^2 C \Delta t_i}{\sum_{i=1}^{n_A} C \Delta t_i} = \sum_{i=1}^{n_A} t_i^2 E(t_i) \Delta t_i - t_m^2 \quad (5.2)$

Nota: t_m e s^2 são o tempo médio de residência e a variância de uma amostra discreta, respectivamente, $C(t)$ a concentração de traçador no tempo, C a concentração de traçador no instante t , $E(t)$ a função DTR, t_i o tempo no instante i , Δt_i o intervalo de tempo entre amostragens e n_A o número de amostras.

Estimaram-se a variância adimensional (s^2_{θ}), 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 através das Eq. (3.7.) e Eq. (3.6.), respetivamente. A massa total de traçador recolhida no efluente (M_s) em cada ensaio foi calculada pela Eq. (3.8), bem como a percentagem de traçador recolhida (M_s/M_0).

Pela análise das curvas DTR (Figuras 5.4. a 5.9.) verifica-se que, independentemente da velocidade de escoamento utilizada, a frente do impulso esteve sempre adiantada em relação ao esperado, saindo com tempos de residência muito inferiores ao tempo de retenção hidráulico teórico (τ), como pode ser observado na Tabela 5.5.

A variância adimensional (s^2_{θ}) das curva $E(\theta)$ indica um aumento da dispersão de dados nos ensaios realizados após 8 meses de operação da coluna, com valores mais elevados nos primeiros 5 cm (troço TE-P2), como se pode observar na variação do ensaio E1.1. para o Ensaio E2.1, e do ensaio E1.4 para E2.4. A dispersão de dados em torno do centróide diminui com o aumento do comprimento do leito. Estas circunstâncias indicam um mais forte dispersão do escoamento nos primeiros 5 cm da coluna, que se reduz à medida que o comprimento aumenta.

Os resultados para os doze ensaios são apresentados na Tabela 5.5.

Tabela 5.5. - Resultados dos ensaios de traçagem para as duas Séries de ensaios

Ensaio	Distancia ao topo de enchimento (cm)	Tempo de ensaio (d)	Condições de operação da coluna	v (cm/d)	τ (d)	t_m (d)	$t_{(m,\theta)}$	s_θ^2	M_s/M_0
E1.1	5	0,63	Arranque	2,34	0,88	0,20	0,22	0,187	0,22
E1.2	15	1,75			2,63	0,82	0,31	0,099	0,49
E1.3	25	1,92			4,38	0,75	0,17	0,099	0,82
E1.4	5	0,58	Arranque	6,11	0,34	0,14	0,41	0,463	0,28
E1.5	15	1,63			1,01	0,52	1,04	0,207	0,45
E1.6	25	2,58			1,68	1,07	0,64	0,099	0,88
E2.1	5	1,33	Após 8 meses de operação	2,34	0,88	0,28	0,32	0,977	0,14
E2.2	15	2,50			2,63	0,59	0,22	0,610	0,42
E2.3	25	1,50			4,38	0,46	0,11	0,257	0,78
E2.4	5	1,38	Após 8 meses de operação	6,11	0,34	0,22	0,66	0,807	0,39
E2.5	15	1,13			1,01	0,32	0,31	0,423	0,43
E2.6	25	2,21			1,68	0,70	0,41	0,321	0,86

O tempo de residência adimensional ($t_{(m,\theta)}$) da curva $E(\theta)$ foi sempre inferior a 1, o que significa que o centro de massa do impulso se adiantou relativamente ao expectável. De acordo com as conclusões de Santamaria *et al.* (1999) e Albuquerque (2003), que utilizaram colunas similares mas com enchimento à bases de zeólitos e agregados de pozolana, estes resultados indicam uma forte presença de zonas de volume morto e de zonas pouco irrigadas, sendo as primeiras mais significativas e potenciadoras de curto-circuito hidráulico, o que explicaria o adiantamento na saída da frente de traçador.

No entanto, nos ensaios realizados nos primeiros 5 cm da coluna (TE-P2), e contrariamente ao observado nos restantes troços, verifica-se que o $t_{(m,\theta)}$ aumentou após oito meses de operação da coluna (ver valores de $t_{(m,\theta)}$ de E1.1. para E2.1. e de E1.4 para E2.4), independentemente da velocidade de escoamento utilizado. A Figura 5.10 ilustra bem a posição das curvas para os primeiros 5 cm e para os restantes comprimentos analisados. Estes resultados indicam uma maior retenção de traçador no troço inicial, provavelmente por se terem desenvolvido

aglomerados de biomassa que constituíram zonas mal irrigadas e que provocaram a retenção de traçador por tempos mais prolongados, tendo adicionalmente criado recirculações internas, tal como foi também observado por Chazarec *et al.* (2003) e Albuquerque (2012).

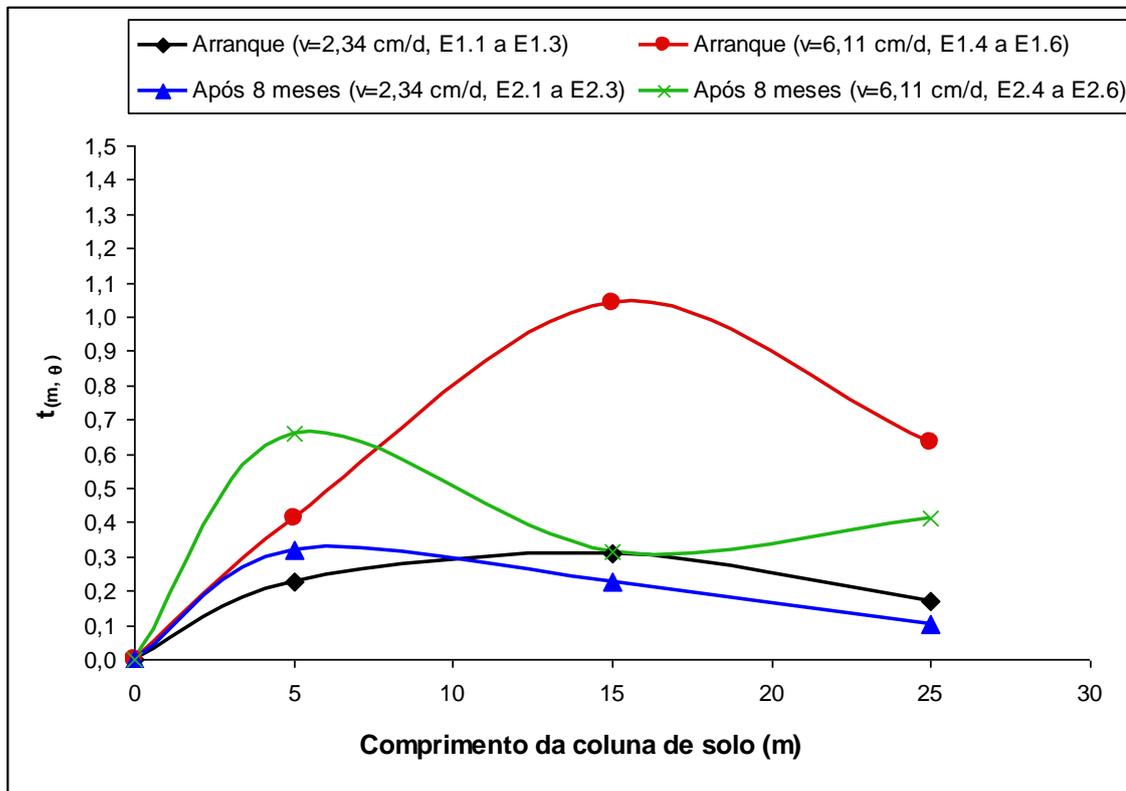


Figura 5.10. - Variação de $t_{(m, \theta)}$ ao longo da coluna para as duas Séries de ensaios

As zonas pouco irrigadas que se terão formado no troço inicial da coluna 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 consequente transporte de moléculas de traçador para o seu interior (i.e., transporte essencialmente por dispersão mecânica). Quando a frente de traçador se afastou destes 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 consequente difusão de moléculas de traçador para o espaço exterior. Estas fracções de traçador apresentaram, consequentemente, tempos de permanência superiores às das fracções que acompanharam a frente do impulso, o que poderá ajudar a explicar a maior retenção de traçador nos ensaios E2.1. e E2.4.

Analisando os resultados em termos do efeito da velocidade de escoamento (i.e., dentro de cada Série de ensaios), verifica-se que a frente das curvas atinge mais cedo o exterior para a

velocidade mais elevada (6,11 cm/d), o que pode ser explicado pelo maior curto-circuito hidráulico originado pela presença de zonas de volume morto. Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque e Bandejas (2007) e Araujo *et al.* (2008), utilizando outro tipo de instalações, observaram igualmente o adiantamento da frente de traçador em alguns ensaios, sendo esta antecipação justificada devido a excessivo curto-circuito hidráulico provocado pela presença significativa de zonas de volume morto.

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 (ver Tabela 5.5.). No ponto P3 houve uma maior recuperação, uma vez que se trata do ponto de saída da coluna e era expectável recolher quase toda a massa de traçador injetada. A massa não recolhida ficou retida em zonas mal irrigadas e em recirculações internas, só sendo necessário recolher a totalidade do traçador com tempos de ensaio mais prolongados, o que não era necessário para o objectivo deste trabalho. Estes valores são inferiores aos registados por Albuquerque (2003) e Bandejas (2009), que não registaram amostragens à saída dos filtros, mas dentro dos valores encontrados por Chazarenc *et al.* (2003), que apresenta recuperações entre 78% e 90%.

5.3. Estimativa de parâmetros caracterizadores das condições hidrodinâmicas

As curvas resposta $E(t)$ foram transformadas em curvas DTR adimensionais ($E(\theta)$), através da aplicação da Eq. (3.9), considerando $\theta_i = t_i/t_m$. A sua variação é similar à das curvas apresentadas nas Figuras 5.4. a 5.9.

Para avaliar a magnitude da dispersão e a extensão de zonas de volume morto, podem ser utilizados parâmetros caracterizadores da dispersão (e.g. número de dispersão e volume morto), que podem ser obtidos por ajustamento paramétrico de soluções analíticas dos modelos ADR (Eq. (3.10)) e NTS (Eq. (3.12)), desde que os ensaios tenham sido desenvolvidos para condições iniciais e de fronteira semelhantes às das utilizadas no desenvolvimento das soluções analíticas.

Os ensaios foram realizados com injeção do traçador sobre um pequeno volume de água, de forma a que este volume constituísse o impulso na coluna. Desta forma, tendo em atenção as indicações de Santamaria *et al.* (1999), Assume-se que é mínima a perturbação das condições de escoamento na fronteira de montante (*i.e.* as características do escoamento fora, na fronteira e dentro do troço em estudo podem ser assumidas como tendo permanecido constantes). A resposta foi avaliada pela medição da absorvência em amostras discretas de 5 mL, que provocaram pouca perturbação condições de escoamento a jusante. Nestas

condições, de acordo com van Genuchten e Alves (1982) e Santamaria *et al.* (1999), podem ser utilizadas soluções 1-D na forma adimensional dos modelos ADR e NTS.

Tal como realizado por Bandeiras (2009), optou-se por aplicar uma solução analítica do modelo ADR apresentada por Santamaria *et al.* (1999), desenvolvida para condições de média-grande dispersão. Para o modelo NTS, selecionou-se uma solução que permite calcular N e o volume morto (V_m) apresentada em Santamaria *et al.* (1999) e Dabaliz (2002).

5.3.1. Solução analítica para o modelo ADR

A solução analítica para escoamentos em meios porosos com média-grande dispersão é proposta por Santamaria *et al.* (1999), assumindo que não existe dispersão ao longo das fronteiras e as condições inicial e de fronteira definidas nas Eq. (5.1.) a (5.3.).

$$C(x, 0) = 0 \quad (\text{condição inicial}) \quad (5.1.)$$

$$\left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + vC \right] \Big|_{x=0^+} = \left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + vC \right] \Big|_{x=0^-} \quad (\text{condição na fronteira de montante}) \quad (5.2.)$$

$$\left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + vC \right] \Big|_{x=L^-} = \left[-D \frac{\partial C}{\partial x} + vC \right] \Big|_{x=L^+} \quad (\text{condição na fronteira de jusante}) \quad (5.3.)$$

A solução é apresentada na Eq. (5.4.) e o grau de dispersão associado ao parâmetros N_d é dado na Tabela 3.2.

$$E(\theta) = \frac{1}{2\sqrt{\pi \cdot N_d \cdot \theta}} e^{\left(\frac{(1-\theta)^2}{4\theta \cdot N_d} \right)} \quad (5.4.)$$

A aplicação do modelo ADR a colunas com meio poroso admite como pressuposto que o meio poroso é homogêneo e isotrópico, sendo válida a Lei de Darcy, e que o escoamento é maioritariamente longitudinal (fluxo 1-D no plano xy) (Santamaria *et al.* (1999)). Para poder ser aplicada a Eq. (5.4.), avaliou-se o modo de escoamento na coluna em função da velocidade utilizada através da determinação do número de Reynolds (R_e), utilizando Eq. (5.5.) (Lencastre (1996), Quintela (2000)):

$$R_e = \frac{v \times d_p}{\nu} \quad (5.5.)$$

sendo v a velocidade média aparente de escoamento (m/s), d_p o diâmetro efetivo da partícula de solo (m) e o ν coeficiente de viscosidade cinemática (m²/s) do fluido escoado.

A partir dos valores de diâmetro de partícula (d_p) retirados da curva granulométrica (D10 = 0,05 mm e D60 = 1 mm), considerando ν igual a 1×10^{-6} m²/s (valor para a água a 20 °C, de acordo com Quintela (2000)) e v a variar entre 2,34 e 6,11 cm/d, aplicou-se a Eq. (5.5.), tendo resultado valores de Re muito inferiores à unidade (ver Tabela 5.6.). Assim, o escoamento na coluna, para quaisquer das velocidades utilizadas, foi laminar e a solução representada pela Eq. (5.4.) pode ser aplicada aos resultados dos ensaios de traçagem.

Tabela 5.6. - valores de R_e para as condições dos ensaios

v (m/s)	ν (m ² /s)	d _p (m)		R _e	
		D10	D60	D10	D60
2,71 ⁻⁷	1,0 ⁻⁶	5,0 ⁻⁵	1,0 ⁻³	1,35 ⁻⁵	2,71 ⁻⁴
7,07 ⁻⁷	1,0 ⁻⁶	5,0 ⁻⁵	1,0 ⁻³	3,53 ⁻⁵	7,07 ⁻⁴

5.3.2. Solução analítica para o modelo NTS

A solução analítica do modelo NTS que permite estimar o volume morto é apresentada em Santamaria *et al.* (1999) e Dabaliz (2002), e admite $\tau_i = V_i/Q$, 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) é igual a $1-m$). Integrando a Eq. (3.12.) no tempo e incluindo a variável adimensional temporal θ , obtêm-se a solução analítica do modelo NTS para estimativa de volume morto (NTS-VM) que é apresentada na Eq. (5.6.).

$$E(\theta) = \frac{1}{m^N} \cdot \frac{N^N}{(N-1)!} \cdot \theta^{(N-1)} \cdot e^{-\frac{N \cdot \theta}{m}} \quad (5.6.)$$

Para valores de N superiores a 4, a curva torna-se cada vez mais simétrica e semelhante a uma distribuição normal, variando a dispersão longitudinal inversamente com N (*i.e.*, para valores de N muito elevados a dispersão é pequena; para valores pequenos (próximos de 4) a

dispersão é forte; para valores de N próximos de 1, existe forte perturbação do escoamento e a dispersão é muito forte). De acordo com Dabaliz (2002), V_m pode ser estimado através das relações $S_\theta^2 = m^2/N$ e $V_m = 1-m$.

5.3.3. Ajustamento paramétrico das soluções

Para o cálculo das variáveis N_d , N e V_m realizou-se um ajustamento paramétrico das Eq. (5.4.) e Eq. (5.6.), através da aplicação do método de Newton-Raphson, aos resultados adimensionalizados dos doze ensaios (*i.e.*, utilizando os valores de $E(\theta)$ e θ). Utilizou-se uma folha de cálculo em Excel, tendo as variáveis sido estimadas com base na minimização de um erro de ajustamento entre as curvas experimentais e as simuladas para cada equação. Utilizou-se para o efeito o método dos mínimos quadrados e a ferramenta Solver para optimização do ajustamento.

Para melhor comparar o ajustamento realizado com as diferentes soluções, adoptou-se o erro médio quadrático (ξ), calculado por aproximação à Eq. (5.7.) (Rangaiah e Krishnaswamy (1990)):

$$\xi = \frac{\left\{ \int_0^\infty [vc(t, t_m, \mathbf{P}) - ve(t)]^2 dt \right\}^{0,5}}{\left\{ \int_0^\infty [ve(t)]^2 dt \right\}^{0,5}} \quad (5.7.)$$

Para um número discreto de valores, ξ é estimado por aproximação e designado por *erro médio padrão* (ξ_{MD}). Como este erro é adimensional, pode ser facilmente comparável para diferentes conjuntos de resultados das curvas DTR.

Na Tabela 5.7. apresentam-se os resultados do ajustamento paramétrico para os doze ensaios e para as duas das soluções adoptadas.

Tabela 5.7. - Resultados dos ajustamentos às curvas DTR para ambas as Séries de ensaios

Ensaio	Distancia ao topo de enchimento (cm)	v (cm/d)	Modelo ADR (Eq. (5.4.))		Modelo NTS-VM (Eq. (5.6))		
			N _d	ξ _{MD}	N	V _m (%)	ξ _{MD}
E1.1	5	2,34	0,10	0,267	5	19,3	0,168
E1.2	15		0,08	0,448	9	10,5	0,441
E1.3	25		0,06	0,182	9	10,5	0,171
E1.4	5	6,11	0,21	0,480	3	48,1	0,182
E1.5	15		0,12	0,484	5	22,8	0,329
E1.6	25		0,06	0,261	12	9,1	0,244
E2.1	5	2,34	0,72	0,605	2	63,5	0,111
E2.2	15		0,38	0,534	4	45,1	0,226
E2.3	25		0,20	0,387	6	20,7	0,230
E2.4	5	6,11	0,80	0,629	2	71,2	0,342
E2.5	15		0,31	0,442	4	37,6	0,215
E2.6	25		0,35	0,462	5	32,7	0,227

Os resultados do ajustamento paramétrico permitem verificar que a solução analítica do modelo NTS é a que melhor se ajusta aos resultados dos doze ensaios (os valores do erro de ajustamento (ξ_{MD}) são sempre mais baixos para esta solução). Nas Figuras 5.11. a 5.22. apresentam-se as curvas DTR experimentais, na forma adimensional, bem como as calculadas por aplicação das soluções analíticas dos modelos ADR e NTS-VM e com os valores das variáveis características (N_d, N e V_m) apresentados na Tabela 5.7. Quanto maior é o prolongamento da curva na parte final dos ensaios, maior é a dispersão (Santamaria *et al.* (1999)).

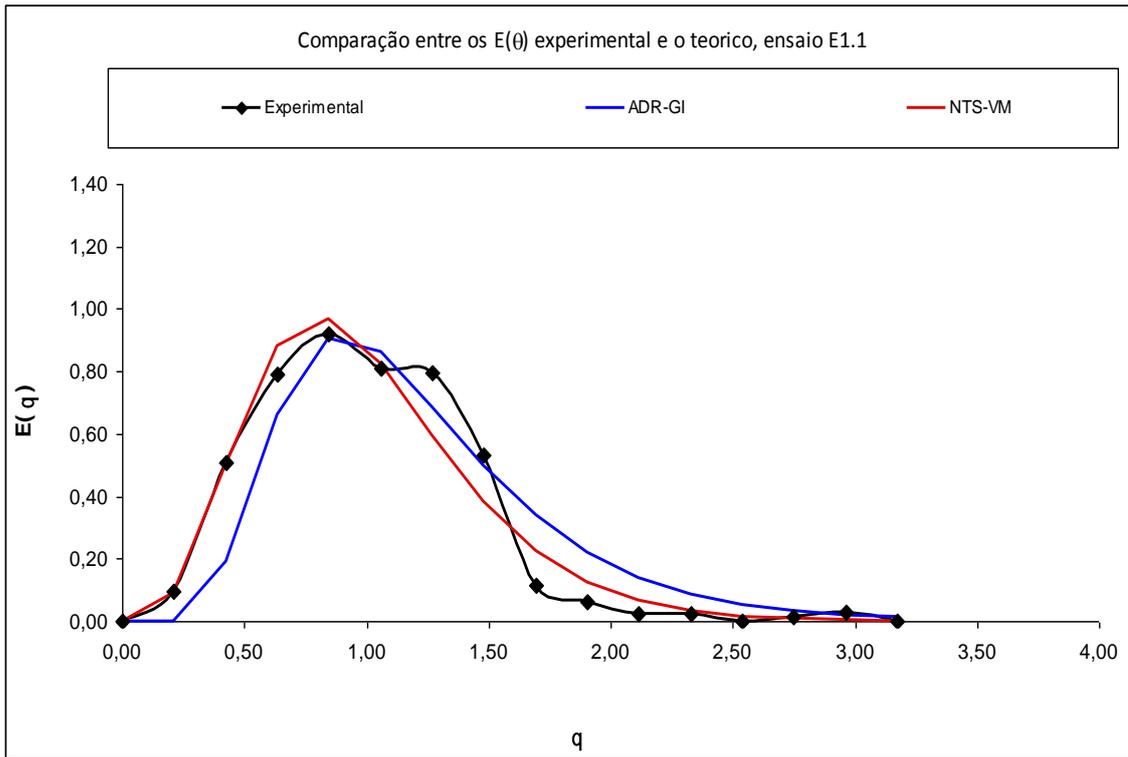


Figura 5.11. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.1, $v=2,34$ cm/d)

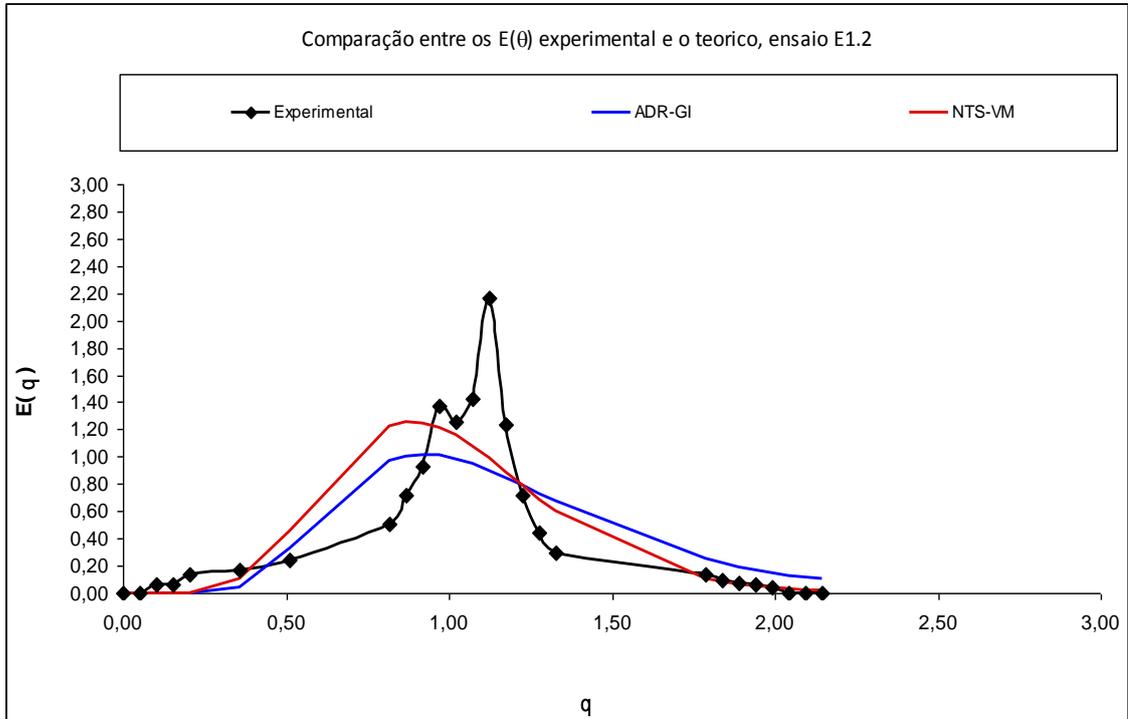


Figura 5.12. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.2, $v=2,34$ cm/d)

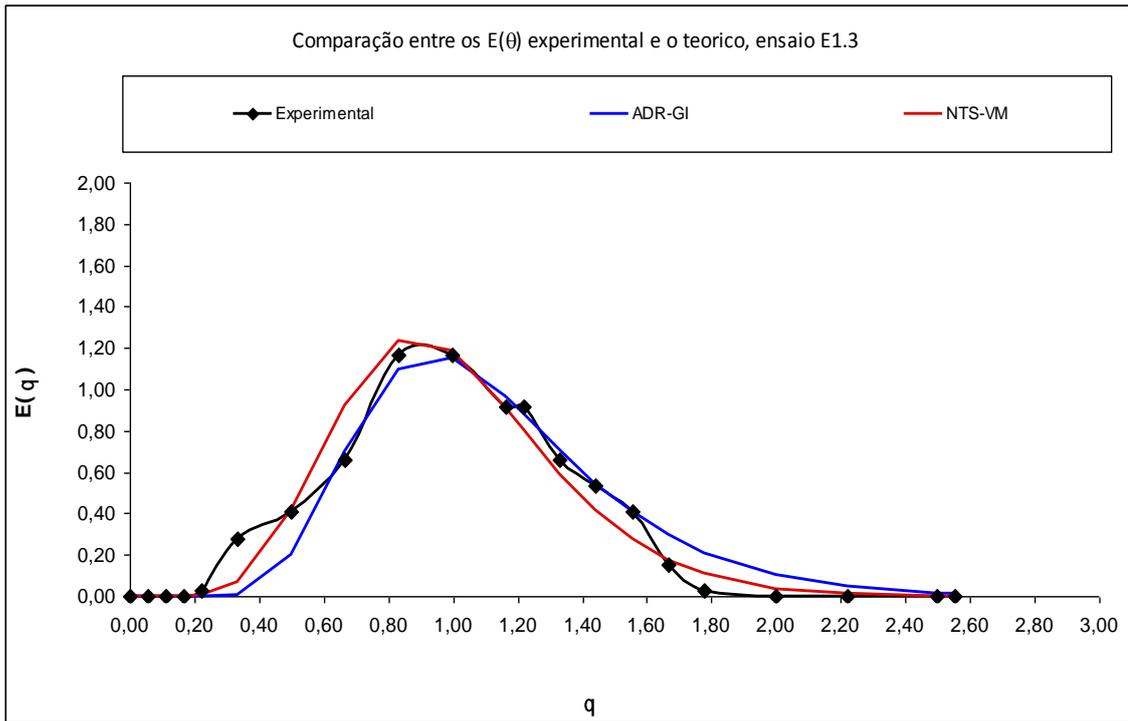


Figura 5.13. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.3, $v=2,34$ cm/d)

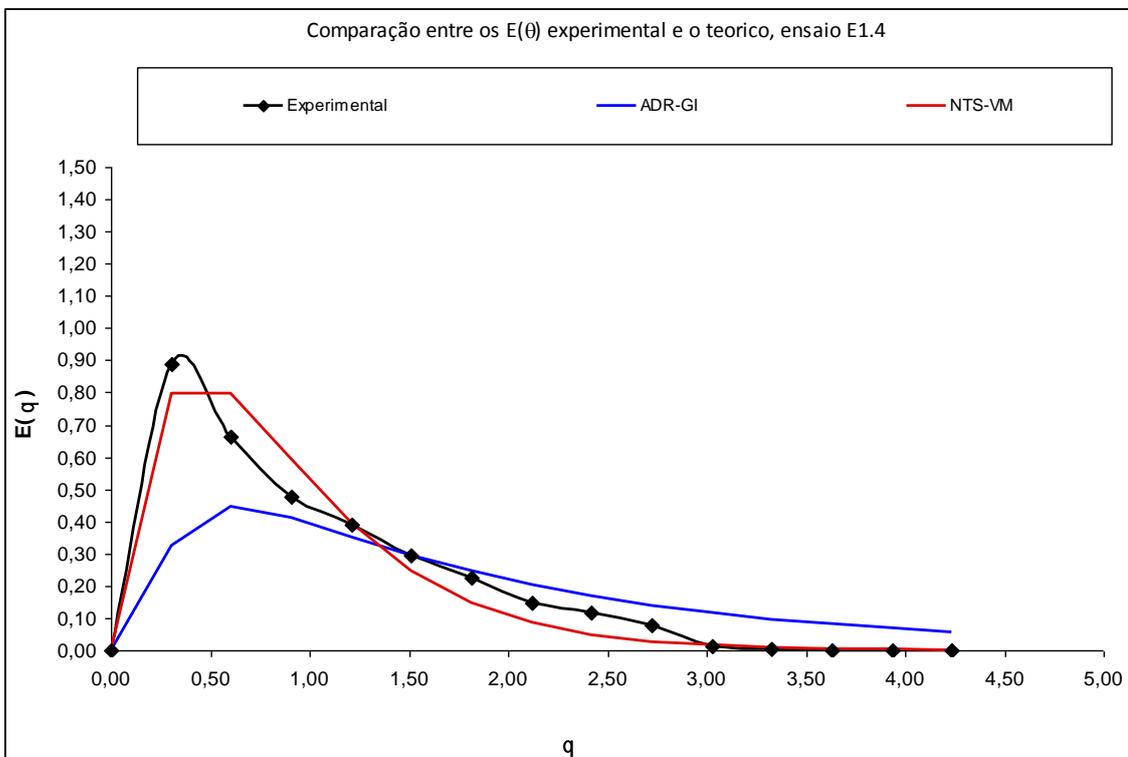


Figura 5.14. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.4, $v=6,11$ cm/d)

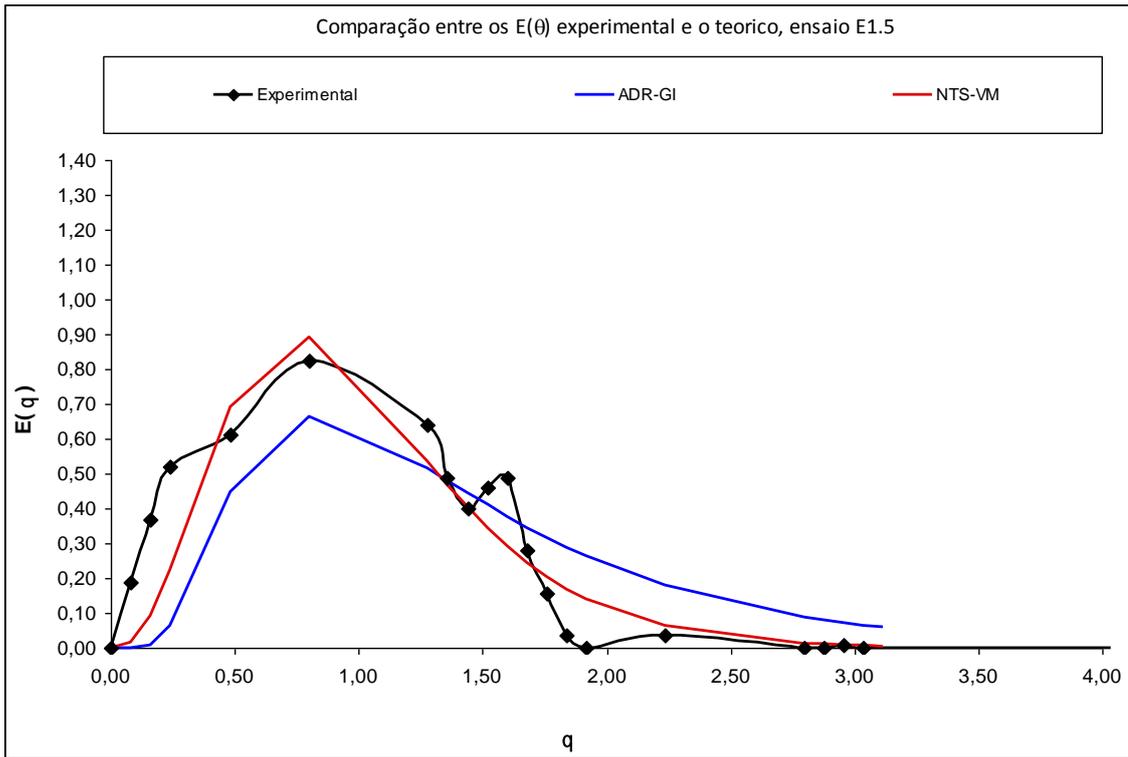


Figura 5.15. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.5, $v=6,11$ cm/d)

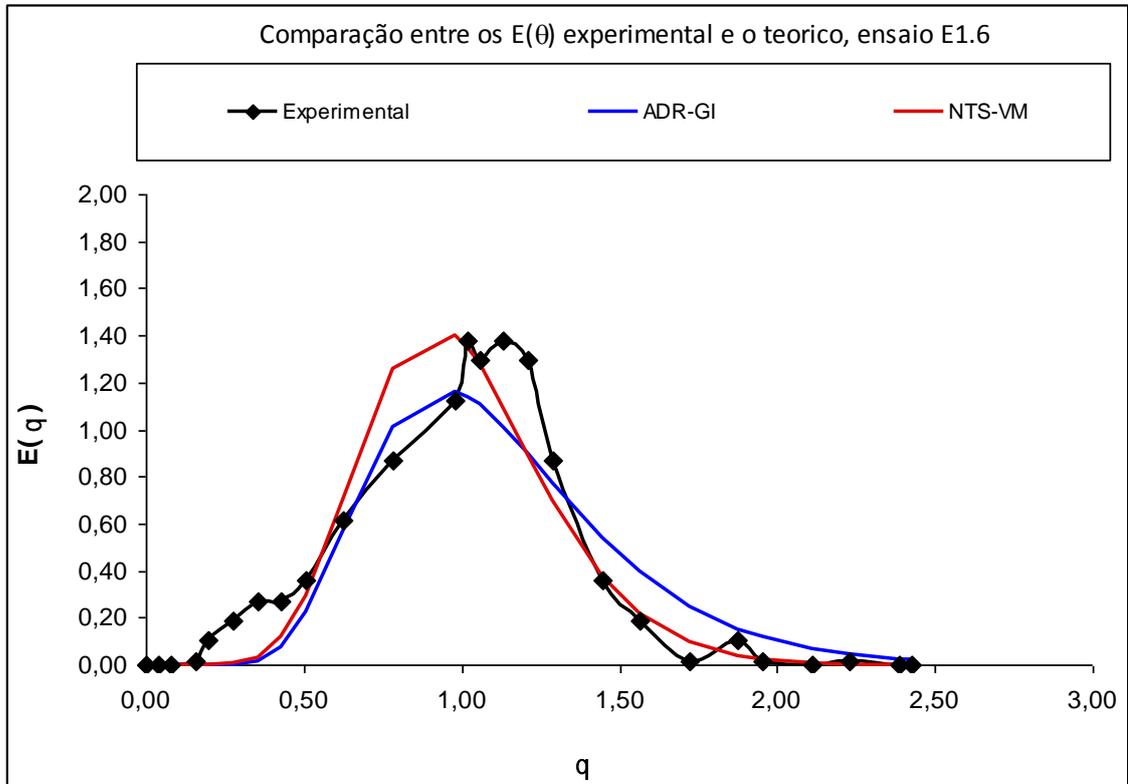


Figura 5.16. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E1.6, $v=6,11$ cm/d)

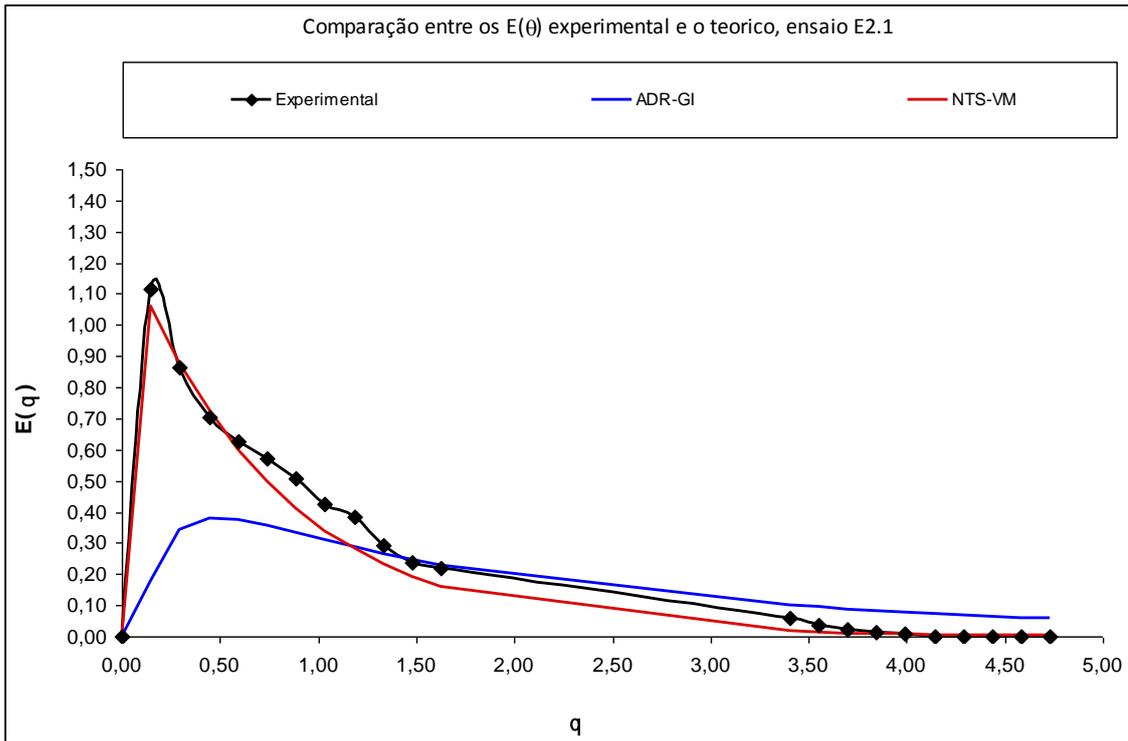


Figura 5.17. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.1, $v=2,34$ cm/d)

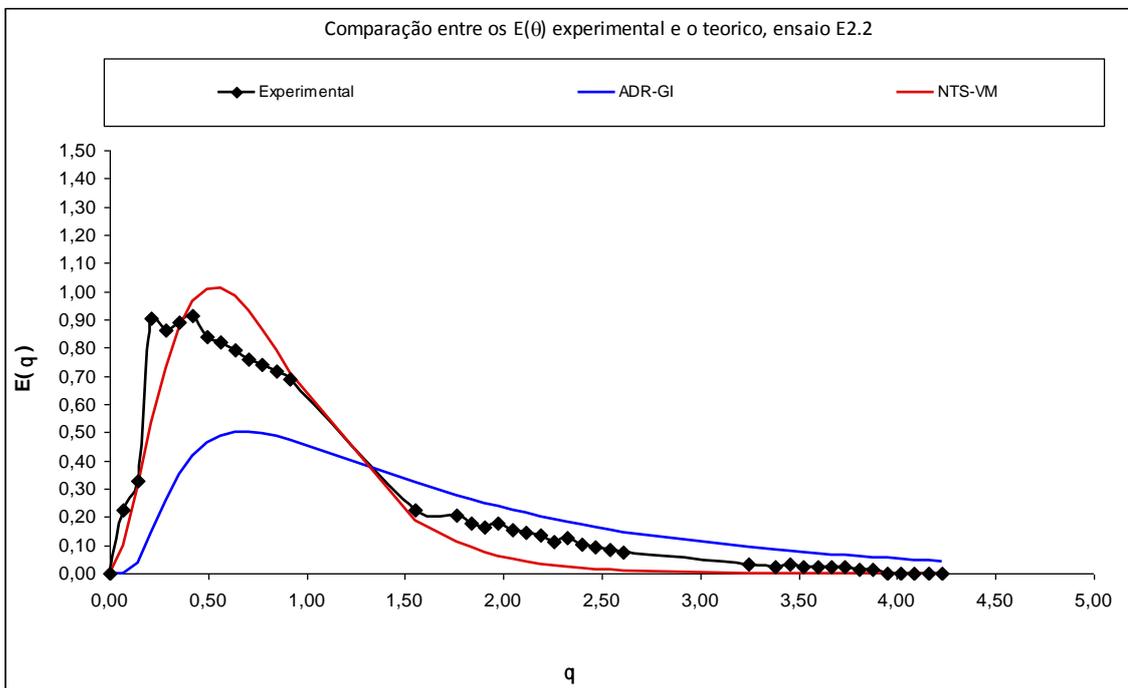


Figura 5.18. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.2, $v=2,34$ cm/d)

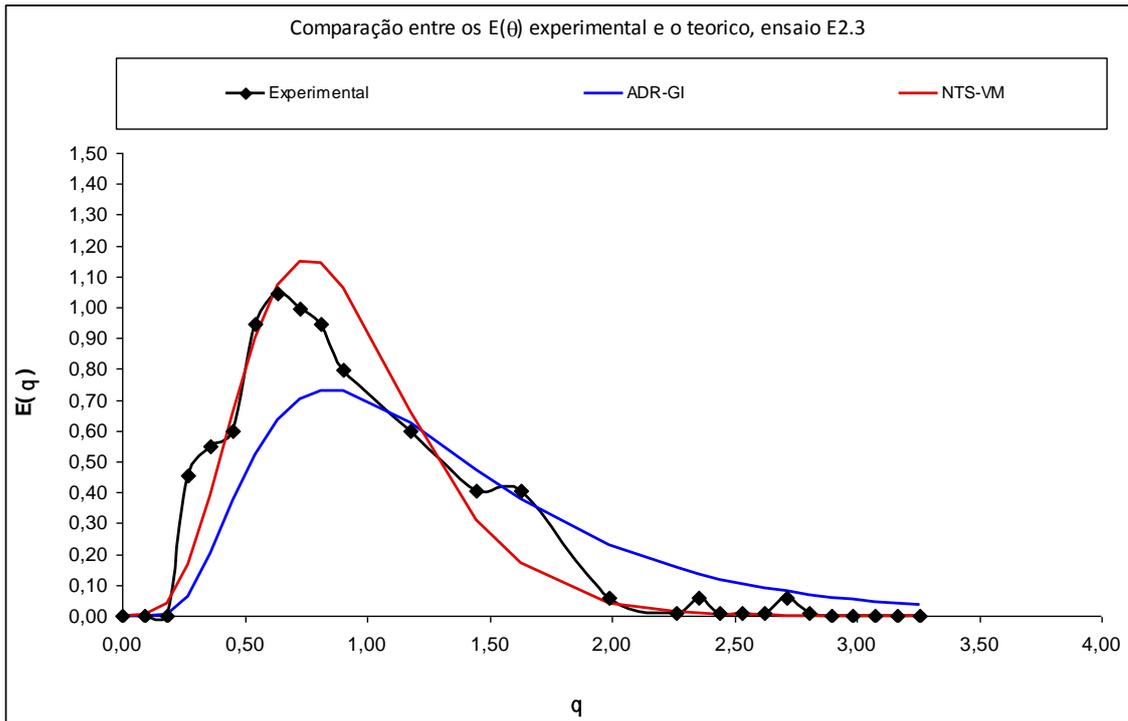


Figura 5.19. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.3, $v=2,34$ cm/d)

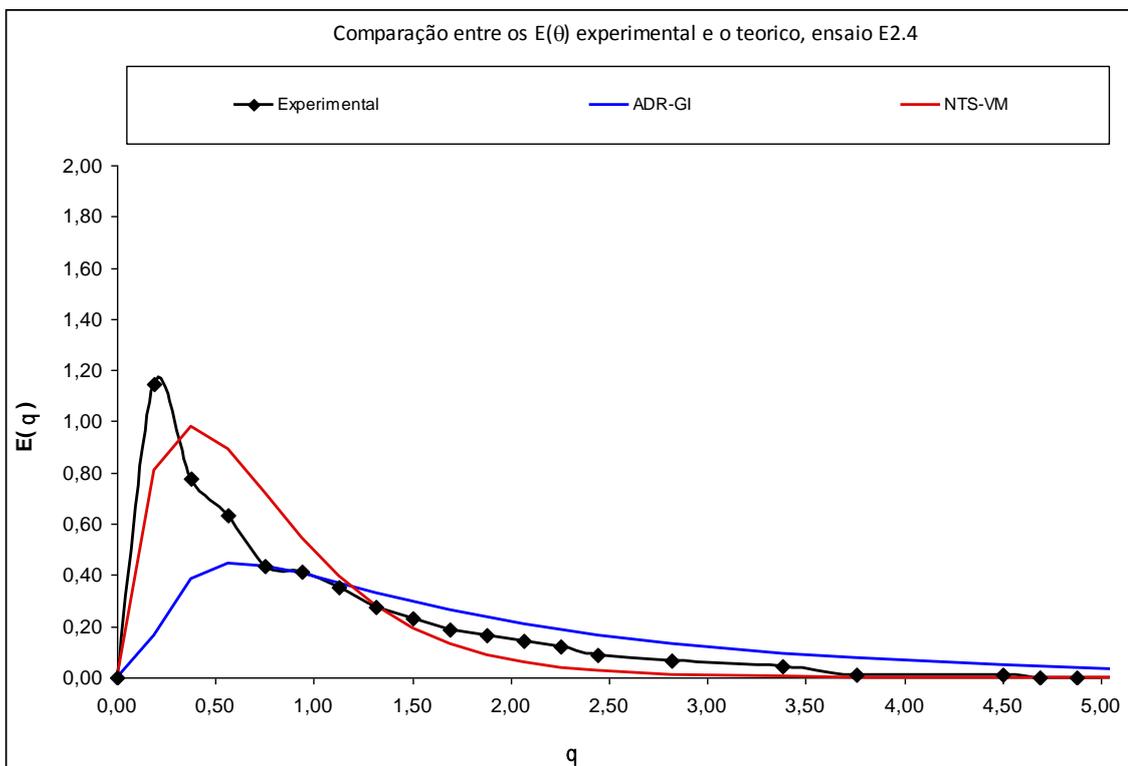


Figura 5.20. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.4, $v=6,11$ cm/d)

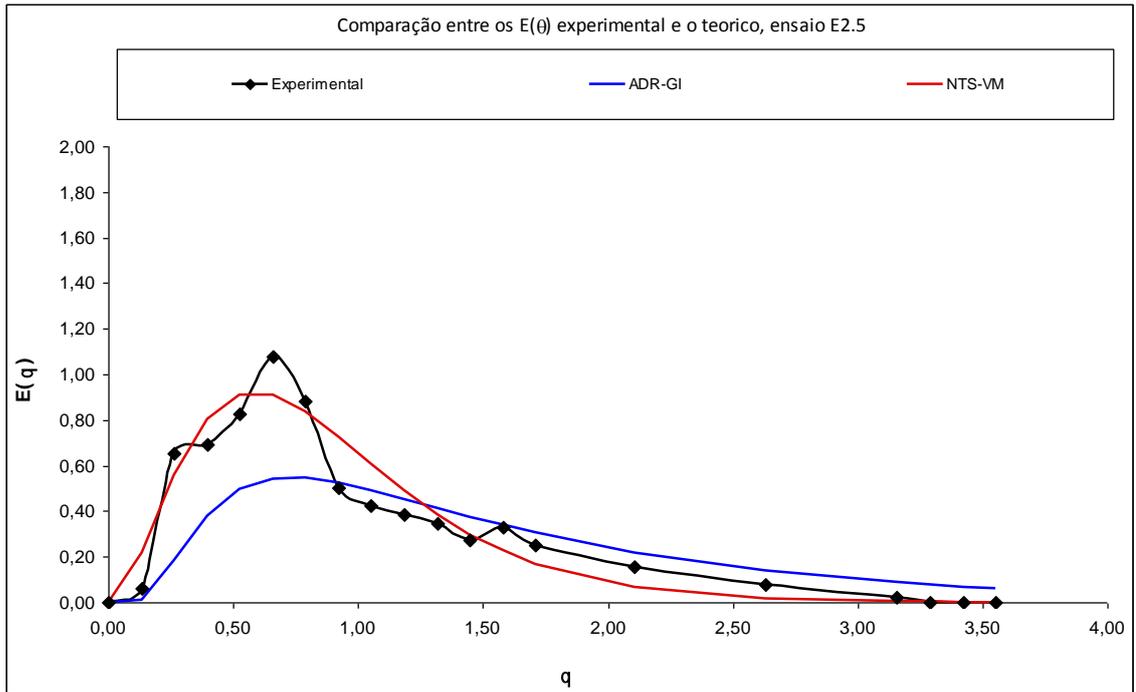


Figura 5.21. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.5, $v=6,11$ cm/d)

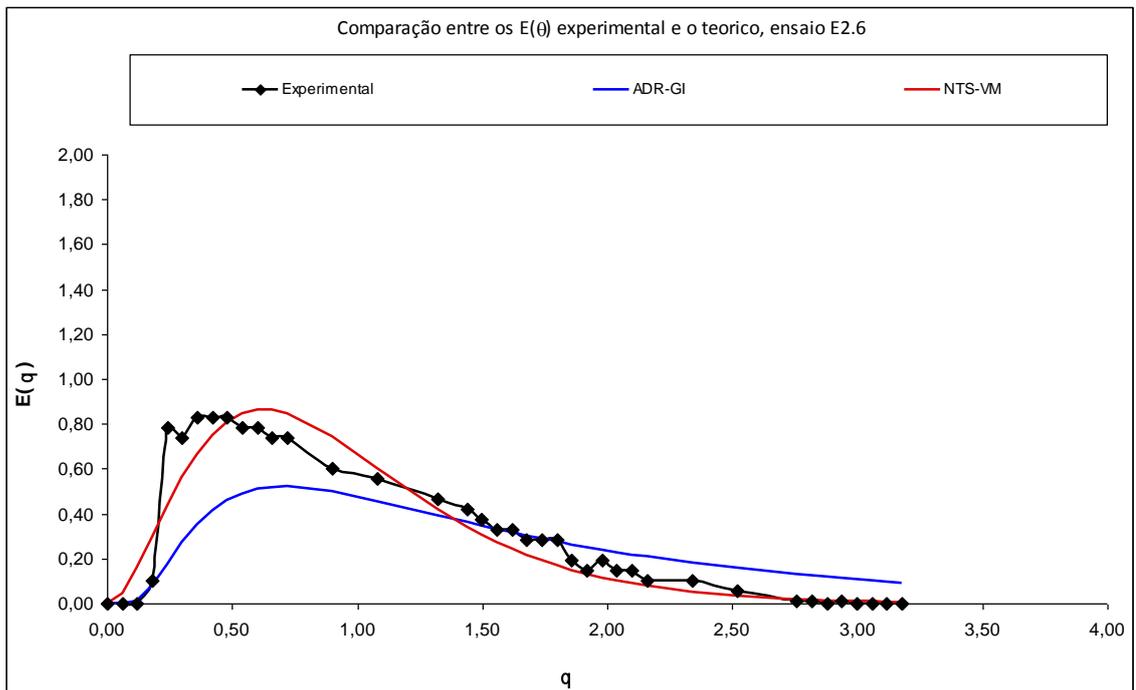


Figura 5.22. - Curvas DTR experimentais e calculadas (ensaio E2.6, $v=6,11$ cm/d)

Os valores de N são mais elevados nos ensaios realizados no arranque da coluna, o que indica que houve maior perturbação do escoamento e maior dispersão longitudinal nos ensaios após 8 meses de operação da coluna. Esta circunstância é explicada por ter ocorrido retenção de material sólido durante os 8 meses de infiltração de ART na coluna de solo, que acabou por colmatar parcialmente os vazios utilizados para o escoamento.

No troço inicial da coluna (primeiros 5 cm), verifica-se que o valor de N passa de 5 para 2, nos ensaios com a velocidade mais baixa (ensaio E1.1. para o ensaios E2.1.), e de 3 para 2, nos ensaios com a velocidade mais elevada (ensaio E1.4. para o ensaios E2.4.). Estes resultados comprovam a existência de maior dispersão próximo da alimentação da coluna, em especial para a velocidade mais elevada, para a qual tinha já sido detectada uma presença mais significativa de zonas de volume morto e do curto-circuito hidráulico. Os valores calculados para o V_m comprovam a existência de maior percentagem de volume morto no troço inicial (63,5% no ensaio E2.1 (velocidade de escoamento mais baixa) e 71,2% no ensaio E2.4 (velocidade de escoamento mais alta).

Os valores de N_d também confirmam o aumento da dispersão, quer com o aumento da velocidade, quer da situação de arranque para a situação final da coluna, observando-se os valores mais elevados para o troço inicial (TE-P1) e após a operação da coluna por 8 meses. A dispersão longitudinal pode considerar-se forte nos ensaios realizados no arranque, pois N_d variou entre 0,025 e 0,2 (ver Tabela 3.2.), e muito forte nos ensaios realizados após 8 meses, pois N_d foi superior a 0,2. A variação da dispersão é mais significativa para as alterações das condições de operação da coluna, do que para a variação de velocidade, o que atesta a influência que colmatação do solo pode ter no transporte e remoção de poluentes.

Os estudos de Chazarenc *et al.* (2003), Albuquerque (2003), Kadlec e Wallace (2008), Bandeiras (2009) e Silva (2013), utilizando instalações laboratoriais diferentes, com enchimento á base de agregados (pozolana, brita, LECA e geopolímero), para fins de tratamento de águas residuais, concluíram que o aumento da dispersão longitudinal e do curto-circuito hidráulico associado á presença de zonas de volume morto, contribuem para a redução na remoção de poluentes como a matéria orgânica, fósforo e azoto. As Figuras 5.23. a 5.26 permitem verificar que o aumento da dispersão é proporcional com o aumento da percentagem e volume morto, havendo uma forte correlação linear entre as duas variáveis, independentemente da velocidade de escoamento utilizada.

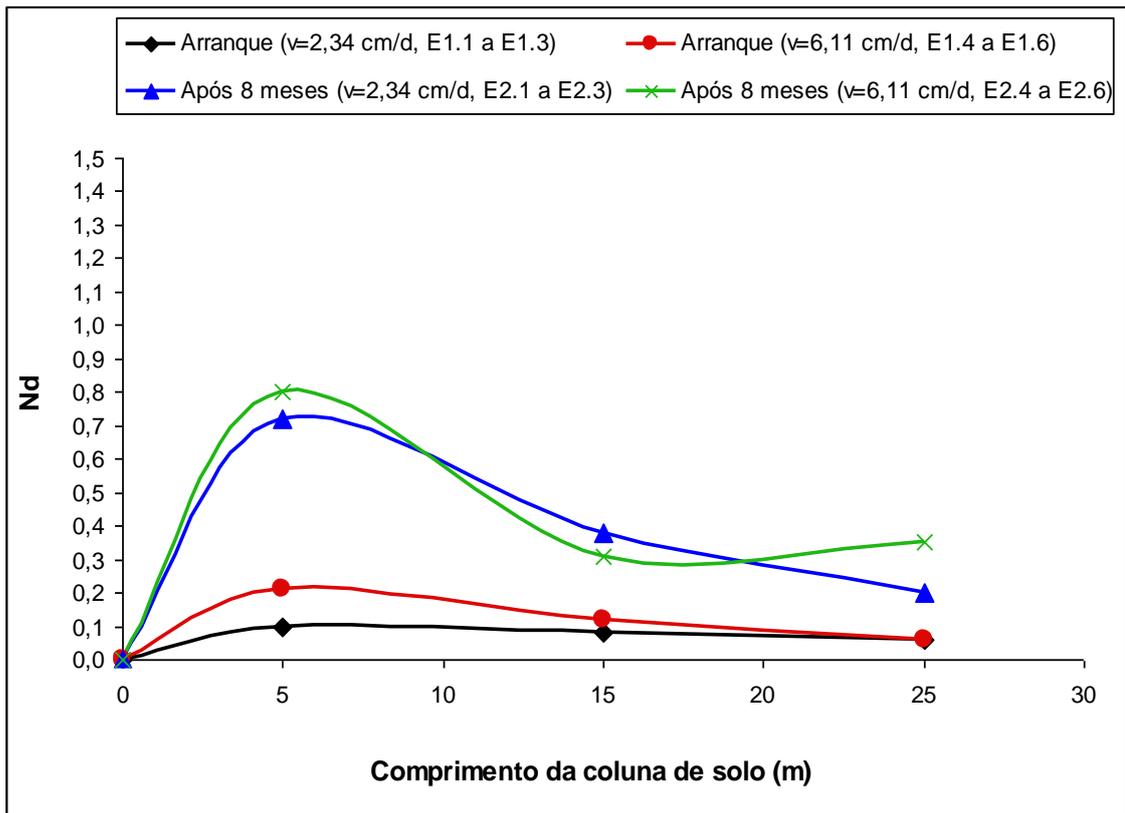


Figura 5.23. - Variação de N_d ao longo da coluna para as duas Séries de ensaios

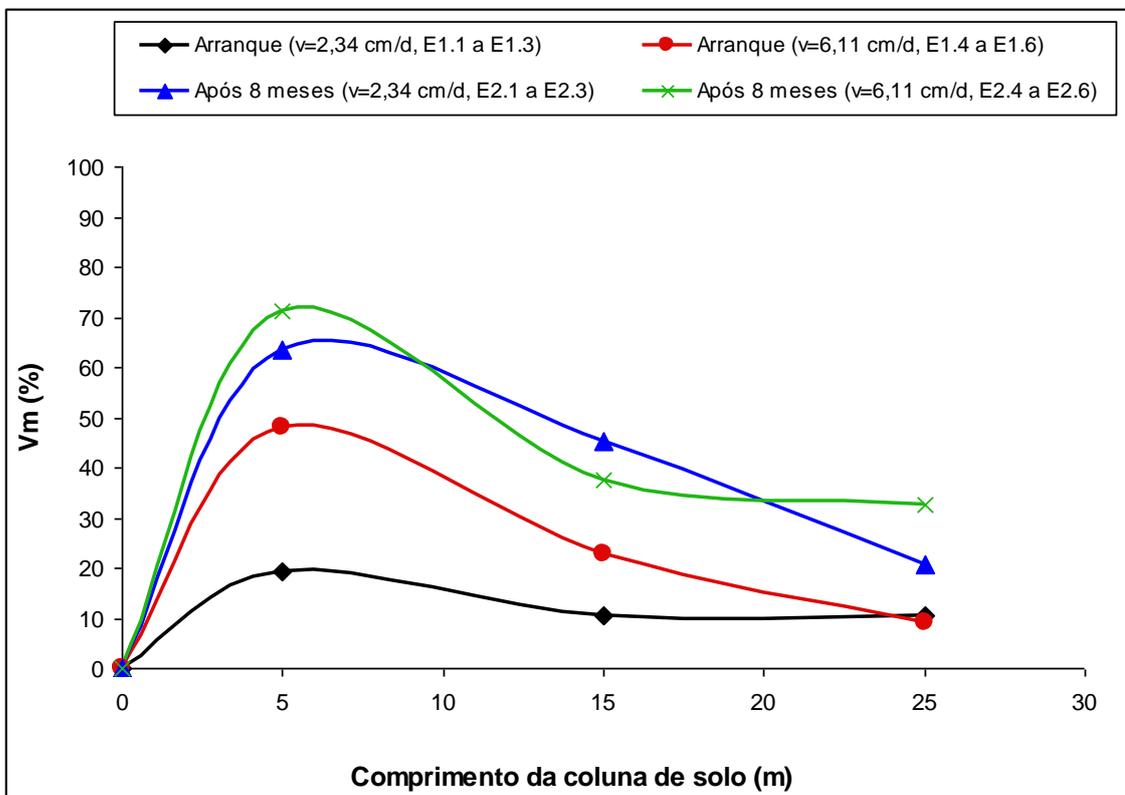


Figura 5.24. - Variação de V_m ao longo da coluna para as duas Séries de ensaios

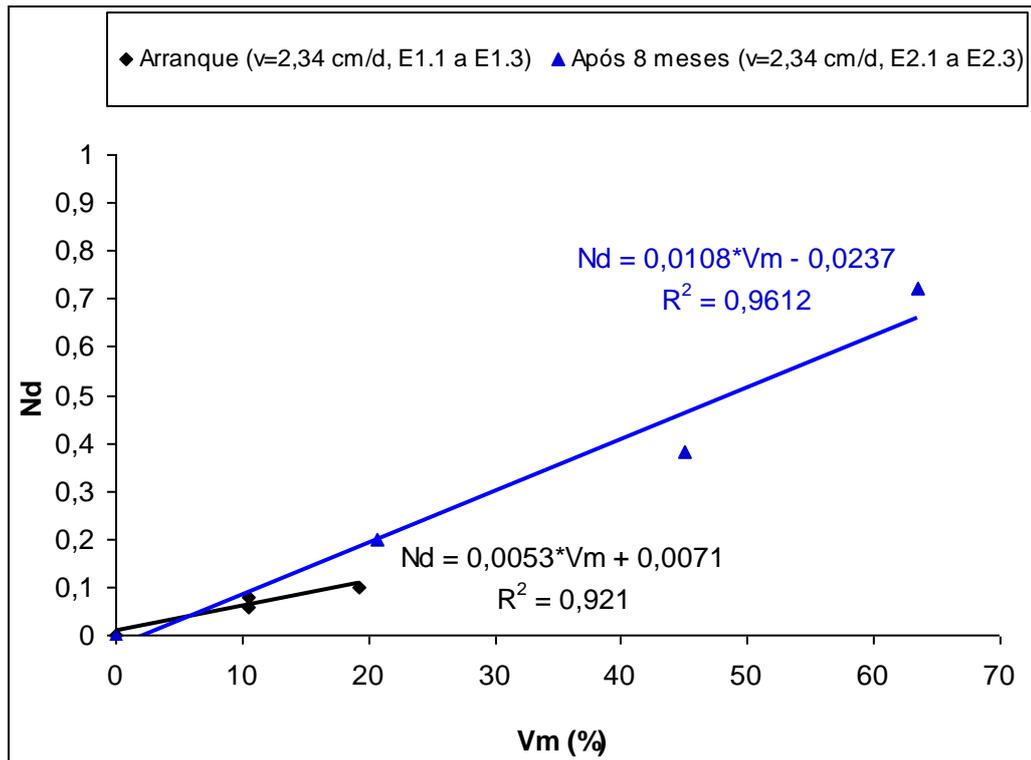


Figura 5.25. - Correlação entre N_d e V_m para os ensaios realizados a $v=2,34$ cm/d

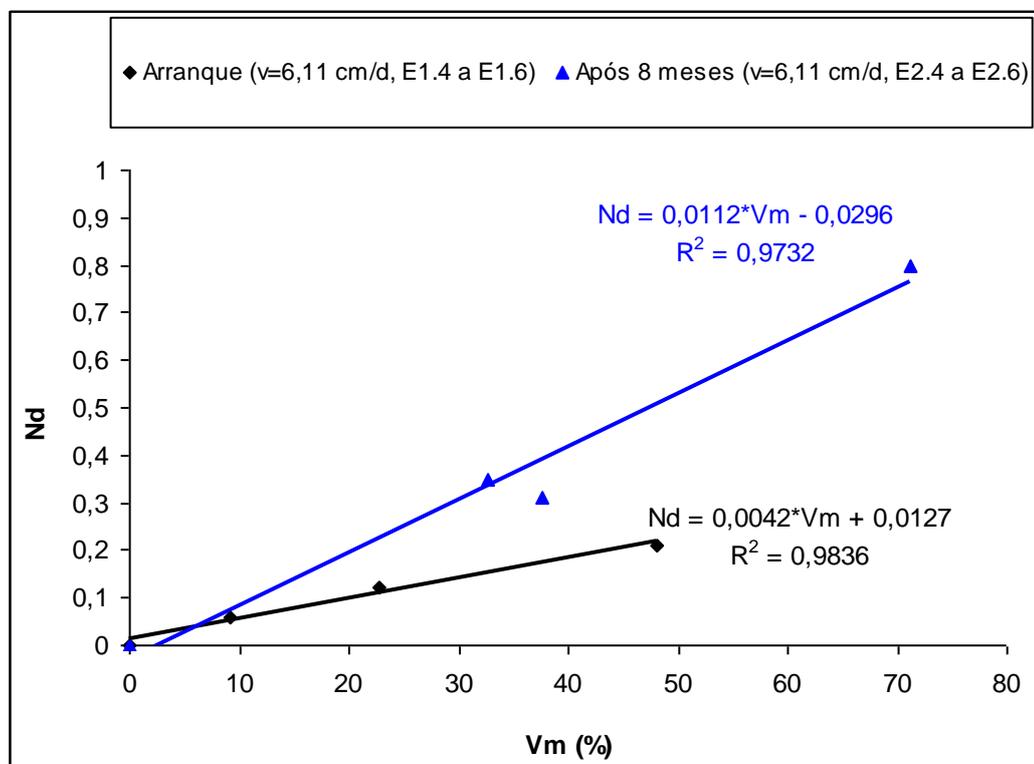


Figura 5.26. - Correlação entre N_d e V_m para os ensaios realizados a $v=6,11$ cm/d

Os dois últimos gráficos mostram claramente o aumento, quer da dispersão longitudinal, quer da percentagem de volume morto para os ensaios após 8 meses de operação da coluna com ART (ver linhas a azul).

A utilização de colunas laboratoriais com solo para o estudo do transporte hidrodinâmico de poluentes, serve para verificar que os locais utilizados para a infiltração de ART no solo (nomeadamente bacias de infiltração, valas e poços), ao fim de algum tempo, deixam de remover adequadamente os poluentes, permitindo a sua percolação rápida através do curto-circuito hidráulico. Esta situação, poderá trazer impactes ambientais significativos nas zonas de recarga, caso a zona vadosa não seja suficientemente profunda e o solo não tenha uma boa capacidade reativa. Assim, para o tipo de solo utilizado neste estudo, é recomendável que os primeiros 10 a 20 cm dos locais de infiltração sejam substituídos com uma periodicidade inferior a 8 meses.

Capítulo 6

Conclusões e perspectivas de trabalho futuro

8.1. Conclusões

A realização de ensaios de traçagem em coluna laboratorial com solo residual recolhido na Quinta de Gonçalo Martins, permitiram avaliar a variação das características hidrodinâmicas do escoamento ao longo do tempo (para o arranque da instalação e após 8 meses de infiltração com ART), para velocidades de infiltração entre 2,34 e 6,11 cm/d, que serão de grande utilidade para a definir as condições de operação de estruturas para a infiltração de ART.

Independentemente da velocidade utilizada ou do troço de coluna estudado, os resultados mostram que a frente do impulso chegou adiantada em relação ao esperado, o que terá estado associada à coexistência de zonas pouco irrigadas, recirculações internas, zonas de volume morto e curto-circuito hidráulico, que causaram perturbação do escoamento e do transporte de traçador. A presença de zonas de volume morto foi mais significativa, e aumentou após a operação do filtro durante 8 meses, com repercussão no aumento do curto-circuito hidráulico.

Na parte superior da coluna (primeiros 5 cm), verificou-se uma maior retenção do traçador em relação ao comprimento total da coluna, em especial nos ensaios realizados após 8 meses de infiltração com ART (Série 2). Esta circunstância estará associada à presença de aglomerados de biomassa e material retido, que terão retido o traçador por períodos de tempos mais longos.

A solução do modelo NTS para zonas de volume morto representou melhor os resultados dos ensaios experimentais, independentemente da velocidade de escoamento utilizada, com erros de ajustamento mais baixos do que os observados para o ajustamento com a solução do modelo ADR. Os parâmetros característicos determinados com cada modelo (N_d e N) permitiram identificar uma forte dispersão nos ensaios de arranque (Série 1), que evoluiu para dispersão muito forte após 8 meses de operação (Série 2). Neste últimos ensaios, registaram-se as percentagens mais elevadas de volume morto que terão levado ao aumento do curto-circuito hidráulico.

Verificou-se uma forte relação linear entre o aumento da dispersão longitudinal e o aumento da percentagem de volume morto, com valores mais elevados nos ensaios da Série 2.

Os resultados deste estudo terão grande utilidade para definição do modo de operação dos locais de infiltração de ART que serão testado na Quinta de Gonçalo Martins, uma vez que se

pode concluir que os primeiros 10 a 20 cm do solo residual estudado terá de ser substituído por períodos inferiores a 8 meses, afim de evitar que o curto-circuito hidráulico leve ao transporte de poluentes ao longo do solo, mais rapidamente do que seria esperado.

Do ponto de vista científico, este estudo permitiu avaliar a variação das características do transporte de poluentes em solos residuais sujeitos a diferentes condições de colmatação e carga hidráulica, aspecto que não tem sido tido em conta quando se equacionam projectos de recarga de aquíferos com ART.

8.2. Perspetivas 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 nos vários pontos de amostragem, para melhor perceber o transporte entre seções da coluna;
- Realização de ensaios com carga poluente constante afim e avaliar o impacto da variação das características hidrodinâmicas no remoção de poluentes;
- Utilização de soluções numéricas para os modelos ADR e NTS, afim de melhor caracterizar N_d , N e V_m .
- Determinação experimental do volume morto, para comparação com os valores estimados analiticamente.

Capítulo 7

Referências Bibliográfica

7.1.Referências

- 1) Afridi M. (2008). Phosphorus Removal from Wastewater using Absol - A Novel Reactive Filter Material. Tese de Mestrado, Estocolmo, Suécia.
- 2) Albuquerque, A. (2012). Spatial variations of longitudinal dispersion in LECA-based vegetated beds. *Defect and Diffusion Forum*, 326/328, 279-284.
- 3) Albuquerque, A. (2003). Contribuição para o Estudo da Remoção de Carbono Residual em Filtros Biológicos de Leito Imerso e Fluxo Descendente. Tese de Doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 441 pp.
- 4) Albuquerque A., Araújo A. e Sousa E. (2004). Application of the advection-dispersion equation to characterize the hydrodynamic regime in a submerged packed bed reactor. In Advances in Computational & Experimental Engineering & Science, A. Tadeu e S. N. Atluri (Eds.), Tech Science Press, Forsyth, EUA, 548-553.
- 5) Albuquerque A., Santana F. (2004). Hydrodynamic behaviour of a biological packed bed under different hydraulic and organic loading. In Applications of Porous Media (ICAPM 2004), A. H. Reis e A. F. Miguel (Eds.), Geophysics Centre, Évora, 319-327.
- 6) Albuquerque A., Bandeiras R. (2007). Analysis of hydrodynamic characteristics of a horizontal subsurface flow constructed wetland. In Water Pollution in Natural Porous Media at Different Scales, edited by L. Candela (Eds.), IGM, Serie 22, Madrid, Espanha, 329-338.
- 7) Albuquerque A., Bandeiras R.(2005). Analysis of conservative pollutants transport in a saturated soil column using moment analysis and least-square optimization. conservative pollutants transport in a saturated soil column using moment analysis and least-square optimization. *Actas da 10th Conference on Biosolids and Biowastes*, CIWEM, Sessão 04, 13 a 16 de Novembro de 2005, Wakefield, Inglaterra, Paper 13, pp 10.
- 8) Andrade Pais L., Ferreira Gomes L. (2006). Contribuição para o Conhecimento de Características Mecânicas de Solos Residuais em Ambientes Contaminados. *Atas do 10º Congresso Nacional de Geotecnia*, Volume 3, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal, 11 p.

- 9) Araújo A., Sousa E., Albuquerque A. (2008). Longitudinal dispersion in a horizontal subsurface flow constructed wetland: a numerical solution. *The ANZIAM Journal*, 50, 339-353.
- 10) Asano T., Burton F., Leverenz H., Tsuchihashi R., Tchobanoglous, G. (2007). Water Reuse: Issues, Technologies and Applications. McGraw-Hill, Nova York, EUA.
- 11) ASTM D 4253-83 (1983). Standard Test Methods for Maximum Index Density and Unit Weight of Soils Using a Vibratory Table. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, EUA.
- 12) ASTM D6913-04 (2009). Standard Test Methods for Particle Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis. . American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 3 p.
- 13) ASTM D4318-98 (1999). Standard Test Methods for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 14 p.
- 14) ASTM D854-98 (1998).Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 7 p.
- 15) ASTM D422-63 (1998).Standard Test Methods for Particle-Size Analysis of Soils. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 8 p.
- 16) ASTM D2922-96 (1996). Standard Test Methods for Density of Soil and Soil-Aggregate in Place by Nuclear Methods (Shallow Depth). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 5 p.
- 17) ASTM D1556-90 (1996). Standard Test Methods for Density and Unit Weight of Soil in Place by the Sand-Cone Method. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 7 p.
- 18) ASTM D2937-94 (1994). Standard Test Methods for Density of Soil in Place by the Drive-Cylinder Method. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 4 p.
- 19) ASTM D4254-83 (1992). Standard Test Methods for Minimum Index Density and Unit Weight of Soils and Calculation of Relative Density. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 9 p.
- 20) ASTM D4253-83 (1992). Standard Test Methods for Maximum Index Density and Unit Weight of Soils Using a Vibratory Table. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 15 p.

- 21) ASTM D2487-85 (1985). Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purpose. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, EUA, 12 p.
- 22) Azevedo H. (1983). Aptidão dos Solos para Irrigação e Características Hídricas Básicas. Programa de Capacitação para Agricultura Irrigada no Norte Fluminense, IICA, Doc. Nº 5, Rio de Janeiro, Brasil, 70 p.
- 23) Bandeiras, R. (2009). Avaliação da Influência da Vegetação na Variação das Características Hidrodinâmicas em Leitões de Escoamento Subsuperficial e Horizontal. Tese de Mestrado, Universidade da Beira Interior, Covilhã.
- 24) Bdour A.N., Hamdi M.R., Tarawneh Z. (2009). Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination*, 237(1e3), 162-174.
- 25) Bear J., Verruijt A. (1998). *Modeling Groundwater Flow and Pollution*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda.
- 26) Bedient, P., Rifai, H. Newell, C. (1999). *Groundwater contamination - transport and remediation*, Prentice Hall PTR, New Jersey, EUA.
- 27) Bertocchi A.F., Ghiani M., Peretti R., Zucca A. (2006)., Red mud and fly ash for remediation of mine sites contaminated with As, Cd, Cu, Pb and Zn. *J. Hazard. Mater.* 134, 112-119.
- 28) Blight, G. E. (1997). Mecânica de Solos Residuais. Balkema, Rotterdam, Holanda, 237 p.
- 29) Brewer R. (1964). Fabric and Mineral Analysis of Soil. Wiley & Sons, Nova York, EUA, 470 p.
- 30) Bower H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10, 121-142.
- 31) Bower H. (1991). Role of Groundwater recharge in treatment and storage of wastewater for reuse. *Water Science & Technology*, 24(9), 295-302.
- 32) BS 1377-2 (1990). *Methods of Test for Soils for Civil Engineering purpose: Classification Tests*. British Standards, Londres, Reino Unido, 68 p.
- 33) Camargo O.A., Moniz A.C., Jorge J.A., Valadares J. (1986). Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos. Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: Instituto Agrônômico, Campinas, Brasil, 94p.

- 34) Caputo H.P. (1973). Introdução à Mecânica dos Solos dos Estados Críticos. Volume 3, Brochura, Rio de Janeiro, Brasil, 242 p.
- 35) Carneiro S. (2011). Varição Temporal da Densidade do Solo e do Grau de Compactação de um Latossolo Vermelho sob Plantio Direto Escarificado. Tese de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, S. Paulo, Brasil.
- 36) Cavaleiro (2001), V. Condicionantes Geotécnicas à Expansão do Núcleo Urbano da Covilhã. Tese de Doutoramento, UBI, Covilhã, Portugal.
- 37) Cedestrom, D.J. (1964). Água Subterrânea: Uma Introdução. Missão Norte-Americana de Cooperação Económica e Técnica no Brasil - USAID, Rio de Janeiro, Brasil, 280 p.
- 38) Chazarenc F., Merlin G., Gonthier Y. (2003). Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 21(2-3), 165-173.
- 39) Dabaliz A. (2002). Etude d'un Réacteur (Contacteur) Gaz-Liquide à Jet Vertical Immergé en Vue de Son Application Dans le Traitement Dês Eaux Usées. PhD Thesis, INSA de Lyon, Lyon, França, 192 p.
- 40) Das B. (2007). Fundamentos da Engenharia Geotecnica. 6ª Edição (traduzida em português), Thomson, S. Paulo, Brasil, 561 p.
- 41) Decreto-Lei n.º77/2006 de 30 de Março, Diário da República n.º64/2006 - I Série A, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa.
- 42) di Bernardo L., di Bernardo A., Centurione Filho P. L. (2002). Ensaio de Tratabilidade de Águas e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água. Vol. A. Rima. São Carlos, São Paulo. Brasil.
- 43) Directiva n.º 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia, de 23 de Outubro de 2000, Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L327 de 22 de Dezembro de 2000.
- 44) Duarte I. (2002). Solos Residuais de Rochas Granitóides do Sul do Tejo: Características Geológicas e Geotécnicas, Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, Évora.
- 45) Eliasson J. (2002). Rule Development Committee Issue Research Report-Draft: Hydraulic Loading. Washington State Department of Health, Washington, EUA, 31 p.
- 46) EMBRAPA (1997). Manual de Métodos de Análise de Solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. 2ª Ed., Rio de Janeiro, Brasil, 212 p.

- 47) Essandoh H., Tizaoui C., Mohamed M., Amy G., Brdjanovic D. (2011). Soil aquifer treatment of artificial wastewater under saturated conditions. *Water Research*, 45, 4211-4226.
- 48) Fael C. (2007). Erosões Localizadas Junto de Encontros de Pontes e Respetivas Medidas de Proteção. Tese de Doutoramento, UBI, Covilhã.
- 49) Ferguson B., Debo. T. (1990). On-site Stormwater Management: Applications for Landscape and Engineering. 2nd Edition. Van Nostrand Reinhold, Nova York, EUA.
- 50) Fernandes M. (1994). Mecânica dos Solos. Volume I, FEUP, Porto, 619 p.
- 51) Fernandes M. (2011). Mecânica dos Solos: Conceitos e Princípios Fundamentais, Volume I, 2ª Edição, FEUP, Porto, 463 p.
- 52) Grohmann F. (1972). Superfície Específica do Solo de Unidades de Mapeamento do Estado de São Paulo. Volume 31, Instituto Agronómico do Estado de São Paulo, São Paulo, Brasil, 165 p.
- 53) Grunheid S., Amy G., Jekel M., (2005). Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. *Water Research*, 39(14), 3219-3228.
- 54) Hans-Jürgen B., Graf K., Kappl M. (2003). Physics and Chemistry of Interfaces. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Reino Unido.
- 55) Hernandez-Ramirez O., Holmes S. M. (2008). Novel and modified materials for wastewater treatment applications. *Journal of Materials Chemistry*, 18(24).
- 56) Huang K., Toride N., Genuchten M. (1995). Experimental Investigation of Solute Transport in Large, Homogeneous and Heterogeneous, Saturated Soil Columns. *Transport in Porous Media*, 18, 283-302.
- 57) ISO/TS 17892-12 (2004). Geotechnical Investigation and Testing, Laboratory Testing of Soil, Part 12: Determination of Atterberg Limits. International Organization for Standardization, Geneva, Suíça, 12 p.
- 58) ISO/TS 17892-4 (2004). Geotechnical Investigation and Testing, Laboratory Testing of Soil, Part 4: Determination of Particle Size Distribution. International Organization for Standardization, Geneva, Suíça, 26 p.
- 59) ISO/TS 17892-3 (2004).). Geotechnical Investigation and Testing, Laboratory Testing of Soil, Part 3: Determination of Particle Density, Pycnometer Method. International Organization for Standardization, Geneva, Suíça, 7 p.

- 60) ISO/TS 17892-2 (2004). Geotechnical Investigation and Testing, Laboratory Testing of Soil, Part 2: Determination of Density of Fine-Grained Soil. International Organization for Standardization, Geneva, Suíça, 11 p.
- 61) Jelinkova V., Císlerová M., Pohlmeier A., Dusschoten D.V. (2010). Tracer Experiments within Composite Soil Column Investigated by MRI. *Soil & Water Res.*, 5, 2, 39-48.
- 62) Jellali S., Sediri T., Kallali H., Anane M., Jedidi N. (2008). Analysis of Hydraulic Conditions and HRT on the basis of Experimental and Simulations on Soil Column. *Desalination* 246, 435-443.
- 63) Jiménez B., Noyopla A., Capdeville B., Roustan M. e Faup M. (1988). Design dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. *Water Research*, 22(10), 1253-1257.
- 64) Kadlec, R., Wallace, S. (2008). Treatment wetlands. CRC Press, Boca Raton, EUA.
- 65) Kallali H., Anane M., Jellali S. e Tarhouni J. (2007). GIS- Based multi-criteria analysis for potencial wastewater aquifer recharge sites. *Desalination*, vol.215, 111-119.
- 66) Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C. (2008). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—a review. *Waste Management*, 28, 215-225.
- 67) Lei n.º58/2005 de 29 de Dezembro, Diário da República n.º249/2005 - I Série A, Assembleia da República, Lisboa.
- 68) Lencastre A. (1996). Hidráulica Geral. Edição Luso-Brasileira, Lisboa, 651 p.
- 69) Li Y., Liu C., Luan Z., Peng X., Zhu C., Chen Z., Zhang Z., Fan J., Jia Z. (2006). Phosphate removal from aqueous solutions using raw and activated red mud and fly ash. *J. Hazard. Mater.*, 137, 374-383.
- 70) LNEC E 239 (1970). Especificação LNEC: Análise Granulométrica por peneiração Húmida. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal, 3 p.
- 71) LNEC E 204 (1967). Especificações LNEC: Determinação da Baridade seca “*in situ*” pelo Método da Garrafa de Areia. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal, 4 p.
- 72) LNEC E 196 (1966). Especificação LNEC: Análise Granulométrica. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal, 9 p.
- 73) Lombie E., Hamon R.E., McGrath S.P., McLaughlin M.J. (2003). Lability of Cd, Cu, and Zn in polluted soils treated with lime, beringite and red mud and identification of a non-

labile colloidal fraction of metals using isotopic techniques. *Environmental Science & Technology*, 37, 979-984.

- 74) Marecos do Monte H., Albuquerque A. (2010). Reutilização de Águas Residuais. Guia Técnico nº14, ERSAR, Lisboa, 339 p.
- 75) Matos J.S. (1985). Informação Base para o Dimensionamento e Selecção de Soluções. Curso sobre Dimensionamento de Sistemas de Tratamento de Águas Residuais no Solo, LNEC, Lisboa, Portugal.
- 76) NP-143 (1969). Determinação dos Limites de Consistência. IGPAI - Repartição de Normalização, Lisboa, Portugal, 6 p.
- 77) NP-83 (1965). Determinação da Densidade das Partículas. IGPAI - Repartição de Normalização, Lisboa, Portugal, 4 p.
- 78) Ortigão, J.A. (2007). Introdução à Mecânica dos Solos dos Estados Críticos, 3ª Edição, Terratek, Rio de Janeiro, Brasil, 385 p.
- 79) Pavelic P., Dillon P., Mucha M., Nakai T., Barry K., Bestland E. (2011). Laboratory Assessment of Factors Affecting Soil Clogging of Soil Aquifer Treatment Systems. *Water Research* 45, 3153-3163.
- 80) Pedrero F. (2010). Sustainable Irrigation Management with Reclaimed Water. Tese de Doutoramento, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Múrcia, Espanha, 155 p.
- 81) Pescod, M.B. (1992). Wastewater Treatment and Use in Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper, Vol. 47. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Itália.
- 82) Quintela A. (2000). Hidráulica. 7ª Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, Portugal, 539 p.
- 83) Rangaiah G. P., Krishnaswamy P. R. (1990). Application of time domain curve-fitting to parameter-estimation in RTD. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 23(2).
- 84) Reinert D., Reichert J. (2006). Propriedades Físicas do solo. Universidade de Santa Maria: Centro de Ciências Rurais, Santa Maria, Brasil, 17 p.
- 85) Rossi A., Hirmas D., Grahama R., Sternberg P. (2008). Bulk density determination by automated three-dimensional laser scanning. *Soil Science Society of America Journal*, 72(6), 1591-1593.

- 86) Santamaria J., Herguido J., Menéndez M., Monzón A. (1999). Ingeniería de Reactores. Editorial Síntesis SA, Espanha.
- 87) Schmitz C. (2006). Mecânica dos Solos. CEFET-RS Curso Técnico de Edificações, Centro Federal de Educação Tecnológica de Pelotas, Brasil.
- 88) Silva F.(2011). Estudo do Potencial de Recarga de Aquíferos com Águas Residuais Tratadas utilizando SIG. Tese de Mestrado, Universidade da Beira Interior, Covilhã, 87 p.
- 89) Silva I.(2013). Desenvolvimento de Agregados Artificiais por Ativação Alcalina de Lamas Residuais para Utilização no Tratamento de Águas Residuais. Tese de Doutorado, Universidade da Beira Interior, Covilhã, 231 p.
- 90) Stagnitti F., Parlange J., Steenhuis T., Barry D., Li L., Lockington D. (2006). Mathematical Equations of the Spread of Pollution in Soils. In Mathematical In Hydrological Systems Modeling, Vol. II, EOLSS Publishers, Oxford, Reino Unido, 15 p.
- 91) Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. (2003). Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. 4ª Edição. McGraw-Hill, Nova York, EUA.
- 92) Teixeira W., Toledo M., Fairchild T., Taioli F. (2009). Decifrando a Terra. 2ª edição, Companhia Editorial Nacional, São Paulo, Brasil, 624 p.
- 93) van Genuchten, M. (1980). Determining Transport Parameters from Solute Displacement Experiments. *Research Report*, Agricultural Research Service, USDA Riverside, California, USA, 27.
- 94) van Genuchten, M., Alves, W. (1982). Analytical Solutions of the One-dimensional Convective-dispersive Solute Transport Equation. Technical Bulletin, Agricultural Research Service, USDA Riverside, California, EUA.
- 95) van Genuchten, M., Parker, J. (1984). Boundary conditions for displacement experiments through short laboratory soil columns. *Journal of Soil Science Society of America*, 48(4), 703-708.
- 96) Zangar C.N. (1953). Theory and Problems of Water Percolation, Volume 8, Bureau of Reclamation, Denver, EUA, 76 p.

7.2. Sítios eletrónicos consultados na Internet

- 1) http://projetoambientepp.blogspot.pt/2010_05_01_archive.html (Consultado em 12/05/2013).
- 2) http://vro.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/pages/soilhealth_soil_structure (Consultado em 06/03/2013).

ANEXOS

ANEXO I

Resultados dos ensaios de traçagem

I.1. Reta de calibração que relaciona a absorvância com a concentração de Blue Dextran

Na Tabela I.1. apresentam-se as correspondências entre a absorvância a 610 nm e as concentrações de Blue Dextran entre 0 mg/L e 300 mg/L, bem como as características da recta de calibração.

Tabela I.1. - Reta de calibração para absorvâncias e Blue Dextran

Blue Dextran (mg/L)	Absorvância (nm)
0	0,000
25	0,018
50	0,034
75	0,050
100	0,067
125	0,083
150	0,099
175	0,115
200	0,131
250	0,163
300	0,193
a:	0,0006
b:	0,0018
R ² :	0,9998

Nota: Absorvância = a x (concentração de Blue Dextran) + b

A recta de calibração foi utilizada para estimar as concentrações de Blue Dextran nos ensaios de traçagem.

I.2. Resultados dos ensaios de traçagem

Tabela I.2. - Resultados para a Série I para 0,36 L/d (Ensaio E1.1, E1.2 e E1.3)

Série I - 0,36 L/d								
TE-P1 (E1.1)			TE-P2 (E1.2)			TE-P3 (E1.3)		
Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)
0	0,00	0,0000	0	0,00	0,0000	0	0,00	0,0000
1	83,67	0,0205	1	0,02	0,0000	1	0,00	0,0000
2	438,67	0,1073	2	5,33	0,0030	2	0,00	0,0000
3	685,33	0,1676	3	5,33	0,0030	3	0,00	0,0000
4	795,33	0,1945	4	12,00	0,0068	4	0,33	0,0014
5	700,33	0,1712	7	15,33	0,0087	6	3,67	0,0155
6	687,00	0,1680	10	22,00	0,0125	9	5,33	0,0226
7	462,00	0,1130	16	45,33	0,0257	12	8,67	0,0367
8	100,33	0,0245	17	65,33	0,0370	15	15,33	0,0649
9	53,67	0,0131	18	83,67	0,0474	18	15,33	0,0649
10	22,00	0,0054	19	123,67	0,0700	21	12,00	0,0508
11	22,00	0,0054	20	113,67	0,0643	22	12,00	0,0508
12	2,00	0,0005	21	128,67	0,0728	24	8,67	0,0367
13	12,00	0,0029	22	195,33	0,1106	26	7,00	0,0296
14	25,33	0,0062	23	112,00	0,0634	28	5,33	0,0226
15	0,11	0,0000	24	65,33	0,0370	30	2,00	0,0085
			25	40,33	0,0228	32	0,33	0,0014
			26	27,00	0,0153	36	0,00	0,0000
			35	12,00	0,0068	40	0,00	0,0000
			36	8,67	0,0049	45	0,00	0,0000
			37	7,00	0,0040	46	0,00	0,0000
			38	5,33	0,0030			
			39	3,67	0,0021			
			40	0,33	0,0002			
			41	0,02	0,0000			
			42	0,02	0,0000			

Tabela I.3 - Resultados para a Série I para 0,94 L/d (Ensaio E1.4, E1.5 e E1.6)

Série I - 0,94 L/d

TE-P1 (E1.4)

Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)
0,00	0,03	0,0000
1,00	338,67	0,2694
2,00	252,00	0,2005
3,00	182,00	0,1448
4,00	148,67	0,1183
5,00	112,00	0,0891
6,00	85,33	0,0679
7,00	55,33	0,0440
8,00	45,33	0,0361
9,00	30,33	0,0241
10,00	5,33	0,0042
11,00	2,00	0,0016
12,00	0,03	0,0000
13,00	0,03	0,0000
14,00	0,03	0,0000

TE-P2 (E1.5)

Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)
0,00	0,03	0,0000
1,00	10,33	0,0150
2,00	20,33	0,0295
3,00	28,67	0,0416
6,00	33,67	0,0488
10,00	45,33	0,0657
16,00	35,33	0,0512
17,00	27,00	0,0392
18,00	22,00	0,0319
19,00	25,33	0,0367
20,00	27,00	0,0392
21,00	15,33	0,0222
22,00	8,67	0,0126
23,00	2,00	0,0029
24,00	0,03	0,0000
28,00	2,00	0,0029
35,00	0,03	0,0000
36,00	0,03	0,0000
37,00	0,33	0,0005
38,00	0,03	0,0000
39,00	0,03	0,0000

TE-P3 (E1.6)

Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)
0	0,01	0,0000
1	0,01	0,0000
2	0,01	0,0000
4	0,33	0,0007
5	2,00	0,0040
7	3,67	0,0073
9	5,33	0,0107
11	5,33	0,0107
13	7,00	0,0140
16	12,00	0,0240
20	17,00	0,0340
25	22,00	0,0440
26	27,00	0,0540
27	25,33	0,0506
29	27,00	0,0540
31	25,33	0,0506
33	17,00	0,0340
37	7,00	0,0140
40	3,67	0,0073
44	0,33	0,0007
48	2,00	0,0040
50	0,33	0,0007
54	0,01	0,0000
57	0,33	0,0007
61	0,01	0,0000
62	0,01	0,0000

Tabela I.4 - Resultados para a Série II para 0,36 L/d (Ensaio E2.1, E2.2 e E2.3)

Série I - 0,36 L/d								
TE-P1 (E2.1)			TE-P2 (E2.2)			TE-P3 (E2.3)		
Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)
0	0,00	0,0000	0	0,01	0,0000	0	0,00	0,0000
1	280,33	0,1649	1	37,00	0,0160	1	0,00	0,0000
2	217,00	0,1277	2	53,67	0,0232	2	0,00	0,0000
3	177,00	0,1041	3	147,00	0,0636	3	15,33	0,0410
4	157,00	0,0924	4	140,33	0,0607	4	18,67	0,0499
5	143,67	0,0845	5	145,33	0,0629	5	20,33	0,0544
6	127,00	0,0747	6	148,67	0,0643	6	32,00	0,0856
7	107,00	0,0630	7	137,00	0,0593	7	35,33	0,0945
8	97,00	0,0571	8	133,67	0,0578	8	33,67	0,0900
9	73,67	0,0433	9	128,67	0,0557	9	32,00	0,0856
10	60,33	0,0355	10	123,67	0,0535	10	27,00	0,0722
11	55,33	0,0326	11	120,33	0,0521	13	20,33	0,0544
23	15,33	0,0090	12	117,00	0,0506	16	13,67	0,0365
24	8,67	0,0051	13	112,00	0,0485	18	13,67	0,0365
25	5,33	0,0031	22	37,00	0,0160	22	2,00	0,0053
26	3,67	0,0022	25	33,67	0,0146	25	0,33	0,0009
27	2,00	0,0012	26	28,67	0,0124	26	2,00	0,0053
28	0,33	0,0002	27	27,00	0,0117	27	0,33	0,0009
29	0,33	0,0002	28	28,67	0,0124	28	0,33	0,0009
30	0,00	0,0000	29	25,33	0,0110	29	0,33	0,0009
31	0,00	0,0000	30	23,67	0,0102	30	2,00	0,0053
32	0,00	0,0000	31	22,00	0,0095	31	0,33	0,0009
			32	18,67	0,0081	32	0,00	0,0000
			33	20,33	0,0088	33	0,00	0,0000
			34	17,00	0,0074	34	0,00	0,0000
			35	15,33	0,0066	35	0,00	0,0000
			36	13,67	0,0059	36	0,00	0,0000
			37	12,00	0,0052			
			46	5,33	0,0023			
			48	3,67	0,0016			
			49	5,33	0,0023			
			50	3,67	0,0016			
			51	3,67	0,0016			
			52	3,67	0,0016			
			53	3,67	0,0016			
			54	2,00	0,0009			
			55	2,00	0,0009			
			56	0,33	0,0001			
			57	0,33	0,0001			
			58	0,01	0,0000			
			59	0,01	0,0000			
			60	0,01	0,0000			

Tabela I.5 - Resultados para a Série II para 0,94 L/d (Ensaio E2.4, E2.5 e E2.6)

Série II - 0,94 L/d								
TE-P1 (E2.4)			TE-P2 (E2.5)			TE-P3 (E2.6)		
Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)	Tempo (h)	BD (mg/L)	E (t) (h ⁻¹)
0	0,01	0,0000	0	0,02	0,0000	0	0,00	0,0000
1	175,33	0,2148	1	5,33	0,0081	1	0,00	0,0000
2	118,67	0,1454	2	57,00	0,0862	2	0,00	0,0000
3	97,00	0,1188	3	60,33	0,0912	3	3,67	0,0060
4	67,00	0,0821	4	72,00	0,1089	4	28,67	0,0471
5	63,67	0,0780	5	93,67	0,1416	5	27,00	0,0444
6	53,67	0,0657	6	77,00	0,1164	6	30,33	0,0498
7	42,00	0,0514	7	43,67	0,0660	7	30,33	0,0498
8	35,33	0,0433	8	37,00	0,0559	8	30,33	0,0498
9	28,67	0,0351	9	33,67	0,0509	9	28,67	0,0471
10	25,33	0,0310	10	30,33	0,0459	10	28,67	0,0471
11	22,00	0,0269	11	23,67	0,0358	11	27,00	0,0444
12	18,67	0,0229	12	28,67	0,0433	12	27,00	0,0444
13	13,67	0,0167	13	22,00	0,0333	15	22,00	0,0361
15	10,33	0,0127	16	13,67	0,0207	18	20,33	0,0334
18	7,00	0,0086	20	7,00	0,0106	22	17,00	0,0279
20	2,00	0,0024	24	2,00	0,0030	24	15,33	0,0252
24	2,00	0,0024	25	0,02	0,0000	25	13,67	0,0225
25	0,33	0,0004	26	0,02	0,0000	26	12,00	0,0197
26	0,33	0,0004	27	0,02	0,0000	27	12,00	0,0197
27	0,33	0,0004				28	10,33	0,0170
28	0,33	0,0004				29	10,33	0,0170
29	0,01	0,0000				30	10,33	0,0170
30	0,33	0,0004				31	7,00	0,0115
31	0,01	0,0000				32	5,33	0,0088
32	0,01	0,0000				33	7,00	0,0115
33	0,01	0,0000				34	5,33	0,0088
						35	5,33	0,0088
						36	3,67	0,0060
						39	3,67	0,0060
						42	2,00	0,0033
						46	0,33	0,0005
						47	0,33	0,0005
						48	0,00	0,0000
						49	0,33	0,0005
						50	0,00	0,0000
						51	0,00	0,0000
						52	0,00	0,0000
						53	0,00	0,0000