

Universidade da Beira Interior

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL



CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DA REMOÇÃO DE RESIDUAIS DE CARBONO EM FILTROS BIOLÓGICOS DE LEITO IMERSO E FLUXO DESCENDENTE

António João Carvalho de Albuquerque

Dissertação apresentada para obtenção do
Grau de Doutor em Engenharia Civil pela
Universidade da Beira Interior

Covilhã

Novembro 2003

**CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DA REMOÇÃO DE RESIDUAIS DE CARBONO EM
FILTROS BIOLÓGICOS DE LEITO IMERSO E FLUXO DESCENDENTE**

ERRATA

Página, Localização	Onde se lê	Deve ler-se
p. v, terceiro parágrafo	“...cargas orgânicas aplicadas (5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹ a...”	“...cargas orgânicas (5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹ a...”
p. xi	“6.2. FASES EXPERIMENTAIS III E IV ...”	“6.2. FASES EXPERIMENTAIS III E IV ...”
p. 2, segundo parágrafo	“...dispunha apenas de 55,3% em redes de drenagem e instalações de tratamento de águas residuais e de níveis de população servida de 75,0%, o que é...”	“...dispunha apenas de 75,0% e 55,3% da população servida com redes de drenagem e instalações de tratamento de águas residuais, respectivamente, o que é...”
p. 4, segundo parágrafo	“...diferentes níveis de eficiência (preliminar,...”	“...diferentes níveis de tratamento (preliminar,...”
p. 7, segundo parágrafo	“...Marecos do Monte (1995)...”	“...Silva <i>et al.</i> (2003)...”
p. 8, primeiro parágrafo	“...precipitação de fósforo...”	“...remoção biológica de fósforo...”
p. 8, quarto parágrafo	“...do comprimento do leito (filtro parcialmente arejado). A granulometria deve ser reduzida e apresentar uma área superficial elevada,...”	“...do topo do leito (filtro parcialmente arejado). A granulometria deve ser reduzida e apresentar uma superfície específica elevada,...”
p. 9, Quadro 1.5. (terceira coluna, segunda linha)	> 40,00	> 0,40
p. 9, Quadro 1.5. (terceira coluna, terceira linha)	> 40,00	> 0,40
p. 15, primeiro parágrafo	“...por biofilme fixo...”	“...por biomassa fixa...”
p. 16, primeiro parágrafo	“... <i>laminar</i> , <i>transitório</i> ou <i>turbulento</i> ,...”	“... <i>laminar</i> , <i>de transição</i> ou <i>turbulento</i> ,...”

ERRATA

(continuação)

Página, Localização	Onde se lê	Deve ler-se
p. 27, primeiro parágrafo	“...residência adimensionalizado...”	“...residência adimensional...”
p. 86, segundo parágrafo	“...a uma análise por difracção do raio X,...”	“...a uma análise por microscopia electrónica,...”
p. 90, Quadro 4.2. (penúltima linha)	“...C/NH4+-N de 20,0, 10,0, 4,0 ou 4,0,...”	“...C/NH4+-N de 20,0, 10,0, 4,0 ou 2,0,...”
p. 95, Quadro 4.4. (terceira coluna, primeira linha)	1,16	7,16
p. 95, Quadro 4.4. (terceira coluna, segunda linha)	1,41	7,41
p. 98, terceiro parágrafo	“No ensaio I.1., a ... Na presença de arejamento (ensaio I.2.) foram...”	“No ensaio I.1.1., a ... Na presença de arejamento (ensaio I.2.1.) foram...”
p. 126, Quadro 5.2. (segunda coluna, última e penúltima linhas)	TL – P4	TL – P5
p. 201, quarto parágrafo	“...após corte e difracção por raio X,...”	“...após corte e polimento,...”
p. 275, quarto parágrafo	“...5,0 mg N-NO ₃ ⁻ e 30,0 mg N-NO ₃ ⁻ ,...”	“...5,0 mg N-NO ₃ ⁻ L ⁻¹ e 30,0 mg N-NO ₃ ⁻ L ⁻¹ ,...”
p. 279, quinto parágrafo	“...cargas orgânicas aplicadas (5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹ a...”	“...cargas orgânicas (5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹ a...”

CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DA REMOÇÃO DE RESIDUAIS DE CARBONO EM FILTROS BIOLÓGICOS DE LEITO IMERSO E FLUXO DESCENDENTE

RESUMO

Os sistemas de tratamento biológicos convencionais não removem a totalidade dos constituintes presentes nas águas residuais domésticas, sendo frequente a presença nos seus efluentes de residuais (e.g. matéria orgânica solúvel, biodegradável ou refractária, produtos resultantes da actividade microbiológica e compostos inorgânicos solúveis) que podem causar impactes ambientais significativos nas massas hídricas e no solo, nomeadamente nos seus potenciais usos. Quando o meio receptor é sensível à descarga destes constituintes remanescentes ou, a jusante é utilizado para determinados usos, é necessário efectuar a sua remoção, podendo ser utilizados sistemas de tratamento avançados ou de afinação como é o caso dos filtros biológicos de leito imerso. Apesar de existirem vários estudos sobre a aplicabilidade destes sistemas na eliminação de nutrientes, a sua utilização para a remoção de residuais de carbono não tem sido, contudo, avaliada.

Nestes termos, o objectivo principal deste trabalho centrou-se no estudo da biodegradação de residuais de carbono, comuns em efluentes de tratamento secundário de águas residuais urbanas e água bruta de origem superficial, através da utilização de um filtro biológico de leito imerso, tendo, complementarmente, sido estudada a remoção de azoto (amónio e formas oxidadas de azoto). Realizaram-se ensaios complementares para o estudo das condições hidrodinâmicas no filtro e ensaios para avaliar as condições básicas de operação, tendo em atenção a estabilidade do processo e a evolução da perda de carga no leito ao longo do tempo. Nos ensaios de biodegradação foram utilizados substratos simples (acetato) e complexos (água residual doméstica e água de origem superficial), tendo-se testado diferentes condições de carga (carga orgânica aplicada e razão C/NH₄⁺-N) e de operação (arejamento, ciclo de lavagem e número de passagens pelo leito).

Os resultados permitiram concluir, para a gama de cargas orgânicas aplicadas (5,2 g C m⁻³ h⁻¹ a 77,3 g C m⁻³ h⁻¹) e de azoto amoniacal (0,2 g NH₄⁺-N m⁻³ h⁻¹ e 38,7 g NH₄⁺-N m⁻³ h⁻¹) aplicadas, que o filtro utilizado permitia obter remoção carbonada, nitrificação e desnitrificação, a taxas de eliminação satisfatórias. Não se observou, contudo, remoção de qualquer dos compostos para cargas inferiores a 5,2 g C m⁻³ h⁻¹ e 1,5 g NH₄⁺-N m⁻³ h⁻¹.

A remoção mais importante, quer de carbono, quer de azoto amoniacal, foi observada no intervalo de cargas orgânicas médias entre $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $77,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, em particular na parte superior do leito (8,0 cm iniciais) onde ocorreu forte dispersão, o oxigénio dissolvido apresentou as concentrações mais elevadas, foram observadas maiores produções de biomassa e uma camada de biofilme mais densa. A adopção de uma segunda passagem pelo leito contribuiu para o aumento da remoção de ambos os compostos, apenas para cargas orgânicas médias superiores a $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$.

Os resultados permitiram, ainda, constatar que a remoção de formas oxidadas de azoto, essencialmente constituídas por nitratos, independentemente do tipo de substrato e das condições de carga e de operação utilizadas, ocorreu, principalmente, por desnitrificação.

Nestes termos, a utilização de filtros biológicos de leito imerso para a remoção de residuais de carbono, poderá constituir alternativa económica e tecnicamente vantajosa tendo em vista, quer a redução de impactes ambientais de descargas em meios hídricos e no solo, quer a produção de efluentes com potencial de reutilização, podendo, complementarmente, ser obtida a remoção de azoto.

**CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DA REMOÇÃO DE RESIDUAIS DE CARBONO EM
FILTROS BIOLÓGICOS DE LEITO IMERSO E FLUXO DESCENDENTE****ABSTRACT**

Biological treatment systems do not achieve total removal of the wastewater constituents being normal the presence in the effluent of a residual part (mainly slowly biodegradable substrates and soluble microbial products), which do not ensure compliance with the regulations and environmental policies, constituting a cause of concern as they can reduce biodiversity and produce impacts on potential water and soil uses. When discharge points are sensitive or the water is used downstream, it becomes necessary to remove this residual loading. This can be achieved by integrating an advanced treatment unit such as a biological filter. Biological filtration through submerged packed bed is a technology recently looked as useful for wastewater treatment and reuse systems, especially for nutrient removal. However, its use for carbon residuals removal has not been found in the consulted literature.

Therefore, the main objective of this work was to study the carbon residual removal in a biological submerged packed bed. An interpretation concerning the removal of nitrogen (both as ammonia and oxidized forms) was also done. A series of complementary assays has been carried out in order to enable a better understanding of the hydrodynamic characteristics of the filter as well as the basic operation procedures to allow steady-state conditions. Biodegradation assays have been performed with simple (acetate) and complex (secondary treated wastewater and raw water) substrates for different loading (C/NH_4^+-N ratio and organic loading) and operation conditions (air supply, filter washing and number of treatment stages).

The results showed that, for the applied carbon ($5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ to $77,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) and ammonia ($0,2 \text{ g NH}_4^+-N \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ to $38,7 \text{ g NH}_4^+-N \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) loadings, the filter has achieved good performance in terms of carbon removal, nitrification and denitrification. However, for organic loadings below $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ there was no significant removal of both compounds.

The removal of both compounds was more important for organic loadings between $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ and $77,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, especially in the upper 8,0 cm of the filter, where a considerable amount of dispersion and the higher dissolved oxygen concentrations were observed. In this part of the filter was also noted a significant biomass production as well as more dense biofilme layer. The adoption of a simulated second stage of treatment has

improved the removal rate of both compounds only for organic loadings above $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$.

Independently of loading and operation conditions the removal of oxidized forms of nitrogen (mainly nitrate) has been achieved through denitrification.

In these terms, the use of biological submerged packed beds for carbon residuals removal seems to be an economical and technical promising solution in order to reduce the potential environmental impact of discharges on water and soil as well as to produce final effluents for reuse. Additionally, reduction of the nitrogen loading can also be achieved.

ÍNDICE DE MATÉRIAS

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	v
ABSTRACT	vii
ÍNDICE DE FIGURAS	xiii
ÍNDICE DE QUADROS	xxi
NOMENCLATURA	xxvii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	1
1.2. FILTROS BIOLÓGICOS	7
1.3. CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS DE FILTROS BIOLÓGICOS	15
1.3.1. Aspectos gerais	15
1.3.2. Transporte de massa por advecção	17
1.3.3. Transporte de massa por difusão e dispersão	18
1.3.4. Transporte de massa por reacção	21
1.3.5. Avaliação das características hidrodinâmicas	24
1.4. PROCESSOS MICROBIOLÓGICOS EM MEIOS POROSOS	29
1.4.1. Formação de biofilmes	29
1.4.2. Aspectos cinéticos	31
1.4.3. Transformação de substrato	38
1.4.4. Modelação em filtros biológicos	48
1.5. PRINCIPAIS FACTORES QUE INFLUENCIAM A REMOÇÃO CARBONADA	52
1.5.1. Aspectos gerais	52
1.5.2. Tipo de substrato orgânico	53
1.5.3. Nutrientes e relação C/N	62
1.5.4. pH	64

1.5.5. Temperatura	65
1.5.6. Oxigênio dissolvido	66
1.5.7. Cargas hidráulica e orgânica	69
2. OBJECTIVOS	73
3. PLANO EXPERIMENTAL	75
3.1. APRESENTAÇÃO	75
3.2. DESCRIÇÃO	77
3.2.1. Fase experimental I - ensaios preliminares	77
3.2.2. Fase experimental II - ensaios de traçagem	78
3.2.3. Fases experimentais III e IV - ensaios de carga	79
4. MATERIAIS E MÉTODOS	83
4.1. INSTALAÇÃO PILOTO	83
4.2. INÓCULO E MEIO DE CULTURA	88
4.3. ADAPTAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA BIOMASSA	89
4.4. MODO DE OPERAÇÃO	93
4.4.1. Introdução	93
4.4.2. Colonização do leite	93
4.4.3. Fase experimental I - ensaios preliminares	96
4.4.4. Fase experimental II - ensaios de traçagem	105
4.4.5. Fases experimentais III e IV - ensaios de carga	109
4.4.6. Avaliação da recuperação do filtro após lavagem	115
4.5. AMOSTRAGEM E PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS	119
4.5.1. Amostragem	119
4.5.2. Procedimentos analíticos	121
5. RESULTADOS	123
5.1. INTRODUÇÃO	123
5.2. FASE EXPERIMENTAL II – ENSAIOS DE TRAÇAGEM (SÉRIES 1 E 2)	123

5.2.1. Determinação das curvas DTR	123
5.2.2. Avaliação dos volumes efectivo e morto	124
5.2.3. Ajustamento de modelos matemáticos	129
5.3. ACLIMATAÇÃO DE BIOMASSA	137
5.4. FASE EXPERIMENTAL III – ENSAIOS DE CARGA	139
5.4.1. Séries de ensaios 1 a 5	139
5.4.2. Séries de ensaios 6 a 10	158
5.5. FASE EXPERIMENTAL IV – ENSAIOS DE CARGA	175
5.5.1. Séries de ensaios 1, 2, 5 e 6	175
5.5.2. Séries de ensaios 3,4, 7 e 8	186
5.6. ANÁLISE DA VARIAÇÃO DA PERDA DE CARGA	193
5.7. AVALIAÇÃO DA CINÉTICA DE REMOÇÃO	194
5.7.1. Desenvolvimento de um modelo cinético	194
5.7.2. Aplicação do modelo cinético	197
6. ANÁLISE E DISCUSSÃO	201
6.1. FASE EXPERIMENTAL II – ENSAIOS DE TRAÇAGEM	201
6.2. FASES EXPERIMENTAIS III E IV – ENSAIOS DE CARGA	214
7. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO	279
BIBLIOGRAFIA	283
LISTA DE COMUNICAÇÕES EM ENCONTROS TÉCNICO-CIENTÍFICOS	297
ANEXOS	351
ANEXO I – RESULTADOS DE ENSAIOS DE ADSORÇÃO PARA O SISTEMA SÓLIDO-LÍQUIDO, CURVAS DE CALIBRAÇÃO PARA O <i>AZUL DEXTRAN</i> E AVALIAÇÃO DO REGIME DE ESCOAMENTO NO FILTRO	353
ANEXO II – EXPRESSÕES PARA O CÁLCULO DE MOMENTOS DA DISTRIBUIÇÃO NAS CURVAS DTR, LEIS DE RESPOSTA PARA MODELOS TEÓRICOS, TRATAMENTO DE RESÍDUOS E ERRO DE AJUSTAMENTO	359

ANEXO III – RESULTADOS DE ENSAIOS DE TRAÇAGEM (FASE EXPERIMENTAL II) E GRÁFICOS DO AJUSTAMENTO PARAMÉTRICO ÀS CURVAS DTR	371
ANEXO IV – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE LAMAS, DE ÁGUA RESIDUAL DOMÉSTICA E DE ÁGUAS SUPERFICIAIS	385
ANEXO V – RESULTADOS DA ACLIMATAÇÃO DE BIOMASSA	389
ANEXO VI – RESULTADOS DE ENSAIOS PRELIMINARES (FASE EXPERIMENTAL I) E DE RECUPERAÇÃO DO FILTRO APÓS LAVAGEM E CÁLCULO DAS PERDAS DE CARGA	393
ANEXO VII – RELAÇÕES ESTEQUIOMÉTRICAS	413
ANEXO VIII – RESULTADOS DE ENSAIOS DE CARGA – FASE EXPERIMENTAL III (SÉRIES 1 A 5)	419
ANEXO IX – RESULTADOS DE ENSAIOS DE CARGA – FASE EXPERIMENTAL III (SÉRIES 6 A 10)	439
ANEXO X – RESULTADOS DE ENSAIOS DE CARGA – FASE EXPERIMENTAL IV (SÉRIES 1 A 8)	459

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1.1. – Representação esquemática os de filtros biológicos de leito imerso: a) fluxo ascendente; b) fluxo descendente (adaptada de Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. <i>et al.</i> , 1999)	9
Figura 1.2. – Representação esquemática da formação de um biofilme (adaptada de Criddle <i>et al.</i> , 1991)	30
Figura 1.3. – Representação conceptual de um biofilme (adaptada de Grady Jr. <i>et al.</i> , 1999; e Vanhooren, 2003)	32
Figura 1.4. – Representação esquemática da penetração de carbono orgânico, ião nitrato e oxigénio molecular no biofilme. a) biofilme espesso e b) biofilme pouco espesso (adaptada de Hagedorn-Olsen <i>et al.</i> , 1994)	34
Figura 1.5. – Representação esquemática da relação entre a taxa de consumo de substrato por unidade de massa de microrganismos e a concentração de substrato (adaptada de Criddle <i>et al.</i> , 1991)	37
Figura 1.6. – Transporte de substratos para o interior das células (adaptada de Cloete e Muyima, 1997)	41
Figura 1.7. – Diagrama esquemático da transferência de energia no ciclo NADP (adaptada de Cloete e Muyima, 1997)	44
Figura 1.8. – Representação esquemática dos ambientes bioquímicos em várias camadas de biofilme agregado a uma partícula sólida esférica	48
Figura 1.9. – Variação da solubilidade do oxigénio e do azoto em água destilada à pressão de 760.0 mm Hg (adaptada de Sayer <i>et al.</i> , 2002)	68
Figura 1.10. – Representação esquemática da avaliação da perda de carga no troço superior de um leito poroso (<i>e.g.</i> filtro biológico)	71

Capítulo 4

Figura 4.1. – Esquema da instalação piloto	84
Figura 4.2. – Vista geral do conjunto da instalação piloto	85
Figura 4.3. – Pormenor de uma das tomas e do meio de enchimento (fotografia tirada antes da instalação da fita de traçagem eléctrica)	85

Figura 4.4. – Sistemas de controlo de temperatura (fita de traçagem eléctrica e controlador de temperatura) e de lavagem (entrada de água e compressor para o fornecimento de ar) na flange inferior	86
Figura 4.5. – Aspecto da estrutura interna de um grão de pozolana (ampliação: 1500 x) ...	87
Figura 4.6. – Aclimação de biomassa – etapa de arejamento	91
Figura 4.7. – Aclimação de biomassa – etapa de sedimentação	92
Figura 4.8. – Vista geral do filtro durante a colonização do leito	94
Figura 4.9. – Aspecto de grãos do meio de enchimento colonizados (topo do leito)	95
Figura 4.10. – Controlo de OD no interior do leito durante os ensaios com arejamento	96
Figura 4.11. – Variação da perda de carga em cada troço do leito - ensaio I.1.1. (sem arejamento)	99
Figura 4.12. – Variação da perda de carga em cada troço do leito - ensaio I.2.1. (com arejamento)	99
Figura 4.13. – Evolução da perda de carga total, da remoção de carbono e dos SST no efluente - ensaio I.1.1. (sem arejamento)	100
Figura 4.14. – Evolução da perda de carga total, da remoção de carbono e dos SST no efluente - ensaio I.2.1. (com arejamento)	100
Figura 4.15. – Definição do estado <i>quase estacionário</i> - ensaio I.1.1. (sem arejamento)	102
Figura 4.16. – Definição do estado <i>quase estacionário</i> - ensaio I.2.1. (com arejamento)	103
Figura 4.17. – Ponto de colheita de amostras de efluente à saída da ETAR da Boidobra ...	113
Figura 4.18. – Ponto de colheita de amostras de água na margem direita do rio Zêzere	114
Figura 4.19. – Ponto de colheita de amostras de água na ribeira da Boidobra	114
Figura 4.20. – Aspecto da operação de lavagem do filtro	116
Figura 4.21. – Variação do COT e da remoção de carbono após a operação de lavagem - ensaios III.3.1.3. e III.3.1.6. (filtro não arejado)	117
Figura 4.22. – Variação do COT e da remoção de carbono após a operação de lavagem - ensaios III.8.1.3. e III.8.1.6. (filtro arejado)	118
Figura 4.23. – Representação esquemática da duração e intervalo mínimo entre ensaios (uma passagem pelo leito)	120
Figura 4.24. – Representação esquemática da duração e intervalo mínimo entre ensaios (duas passagens pelo leito)	120

Capítulo 5

Figura 5.1. – Comparação do volume morto, experimental e estimado, na ausência de biomassa a carga nula de carbono e na presença de biomassa a $64,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$	128
Figura 5.2. – Variação da percentagem de volume em função das condições de arejamento	128
Figura 5.3. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série de ensaios II.1.	135
Figura 5.4. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série de ensaios II.2.	136
Figura 5.5. – Variação dos SSV ao longo do período de aclimação	138
Figura 5.6. – Variação de COT ao longo do período de aclimação	138
Figura 5.7. – Variação da concentração de carbono com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	143
Figura 5.8. – Variação da concentração de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.) .	144
Figura 5.9. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, duas passagens, sem arejamento (Série III.5.)	145
Figura 5.10. – Remoção de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito em função da carga orgânica volúmica e da razão $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ aplicadas - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	146
Figura 5.11. – Remoção de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com acetato, duas passagens, sem arejamento (Série III.5.)	147
Figura 5.12. – Eficiência de remoção de carbono e de azoto amoniacal em função da razão $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	148
Figura 5.13. – Taxas volumétricas de remoção de carbono em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	149
Figura 5.14. – Remoção de carbono e faixas de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	150

Figura 5.15. – Remoção de carbono e faixas de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, duas passagens, sem arejamento (Série III.5.). (Série III.5.)	151
Figura 5.16. – Variação da alcalinidade média em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	152
Figura 5.17. – Grão de pozolana envolvido por biofilme recolhido na toma P1 – ensaio III.3.2.1. (com acetato, uma passagem, sem arejamento)	153
Figura 5.18. – Aspecto da estrutura do biofilme na toma P1 (ampliação: 1500 x) - ensaio III.3.2.6. (acetato, uma passagem, sem arejamento)	155
Figura 5.19. – Aspecto da estrutura do biofilme na toma P1 (ampliação: 1500 x) - ensaio III.3.2.1. (acetato, uma passagem, sem arejamento)	155
Figura 5.20. – Aspecto de acumulação de lamas no topo do leito - ensaio III.3.2.1. (com acetato, uma passagem, sem arejamento)	156
Figura 5.21. – Variação da concentração de carbono com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)	162
Figura 5.22. – Variação da concentração de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)	163
Figura 5.23. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, duas passagens, com arejamento (Série III.10.)	164
Figura 5.24. – Remoção de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito em função da carga orgânica volúmica e da razão C/NH_4^+-N aplicadas - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)	165
Figura 5.25. – Remoção de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com acetato, duas passagens, com arejamento (Série III.10.)	166
Figura 5.26. – Eficiência de remoção de carbono e de azoto amoniacal em função da razão C/NH_4^+-N aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)	167
Figura 5.27. – Taxas volumétricas de remoção de carbono em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)	168
Figura 5.28. – Remoção de carbono e faixas de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6 a III.9.)	169

Figura 5.29. – Remoção de carbono e faixas de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, duas passagens, com arejamento (Série III.10.)	170
Figura 5.30. – Variação da alcalinidade média em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)	171
Figura 5.31. – Grão de pozulana envolvido com biofilme recolhido na toma P1 - ensaio III.8.2.1. (com acetato, uma passagem, com arejamento)	172
Figura 5.32. – Aspecto da estrutura do biofilme (ampliação: 1500 vezes) na toma P1 - ensaio III.8.2.1. (com acetato, uma passagem, com arejamento)	173
Figura 5.33. – Variação de NO_x^- -N com a profundidade do leito – ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Série III.8.)	174
Figura 5.34. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Série IV.5.) e sem arejamento (Série IV.1.)	177
Figura 5.35. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, duas passagens, com (Série IV.6.) e sem arejamento (Série IV.2.)	178
Figura 5.36. – Remoção de carbono ao longo leito em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Séries III.8., III.9. e IV.5.) e sem arejamento (Séries III.3., III.4. e IV.1.)	179
Figura 5.37. – Remoção de azoto amoniacal ao longo leito em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Séries III.8., III.9. e IV.5.) e sem arejamento (Séries III.3., III.4. e IV.1.)	180
Figura 5.38. – Intervalos de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Séries IV.5. e IV.6.) e sem arejamento (Séries IV.1. e IV.2.)	181
Figura 5.39. – Variação da alcalinidade média em função da carga orgânica aplicada - ensaios com substratos diferentes, com (Séries III.8., III.9. e IV.5.) e sem arejamento (Séries III.3., III.4. e IV.1.)	182
Figura 5.40. – Aspecto de acumulação de lamas no topo do leito - ensaio IV.5.1. (com água residual doméstica, uma passagem, com arejamento)	184
Figura 5.41. – Aspecto da estrutura do biofilme na toma P1 (ampliação: 1500 x) - ensaio IV.5.1. (com água residual doméstica, uma passagem, com arejamento)	184

Figura 5.42. – Variação de NO_x^- -N com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, com (Série IV.1. e IV.2.) e sem arejamento (Série IV.5. e IV.6.)	185
Figura 5.43. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água, uma passagem, com (Série IV.7.) e sem arejamento (Série IV.3.)	188
Figura 5.44. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água, duas passagens, com (Série IV.8.) e sem arejamento (Série IV.4.)	189
Figura 5.45. – Intervalos de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com água, com (Séries IV.7. e IV.8.) e sem arejamento (Séries IV.3. e IV.4.)	191
Figura 5.46. – Variação de NO_x^- -N com a profundidade do leito - ensaios com água, com (Série IV.7. e IV.8.) e sem arejamento (Série IV.3. e IV.4.)	192
Figura 5.47. – Variação da perda de carga com a profundidade do leito - ensaios com diferentes substratos, sem arejamento	193
Figura 5.48. – Variação da perda de carga com a profundidade do leito - ensaios com diferentes substratos, com arejamento	194
Figura 5.49. – Variação da concentração de carbono experimental e calculada através do formalismo cinético desenvolvido – ensaios com acetato e uma passagem (Séries III.3. e III.8.)	200

Capítulo 6

Figura 6.1. – Aspecto da estrutura exterior de um grão de pozolana (ampliação: 10 x)	202
Figura 6.2. – Aspecto da estrutura interna de um grão de pozolana (ampliação: 50 x)	202
Figura 6.3. – Variação de N_d calculado pelo método dos momentos e pelo método dos mínimos quadrados	210
Figura 6.4. – Comparação das curvas experimentais e teóricas calculadas de acordo com valores de N_d estimados por dois métodos diferentes – ensaio II.1.1.3.	211
Figura 6.5. – Comparação das curvas experimentais e teóricas calculadas de acordo com valores de N_d estimados por dois métodos diferentes – ensaio II.2.2.3.	211
Figura 6.6. – Variação da remoção global de carbono (ΔC) e de azoto amoniacal (ΔNH_4^+ -N) em função da carga orgânica volúmica e da razão C/ NH_4^+ -N aplicadas - ensaios com acetato, com (Séries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	217

Figura 6.7. – Variação da remoção de carbono (ΔC) e de azoto amoniacal ($\Delta NH_4^+ - N$) em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, com (Séries III.8. e III.10.) e sem arejamento (Séries III.3. e III.5.)	219
Figura 6.8. – Eficiências de remoção de carbono em função da carga orgânica aplicada – ensaios com acetato, com (Séries III.8. e III.10.) e sem arejamento (Séries III.3. e III.5.)	220
Figura 6.9. – Eficiências de remoção de carbono e azoto amoniacal em função da carga orgânica aplicada para razões $C/NH_4^+ - N$ entre 2,0 e 4,0 – ensaios com acetato e água residual doméstica, com (III.8., III.9., IV.5.) e sem arejamento (III.3., III.4., IV.1.)	222
Figura 6.10. – Eficiências de remoção de carbono e azoto amoniacal em função da carga orgânica aplicada para razões $C/NH_4^+ - N$ superiores a 10,0 – ensaios com acetato e água residual doméstica, com (III.6., III.7., IV.7.) e sem arejamento (III.1., III.2., IV.3.)	223
Figura 6.11. – Variação da taxa volumétrica de remoção de carbono com a carga orgânica aplicada - ensaios com água residual doméstica de acordo com vários estudos	228
Figura 6.12. – Variação da taxa volumétrica de remoção de carbono em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios das Fase III e IV	229
Figura 6.13. – Variação da biomassa em condições <i>quase estacionárias</i> e em dois ensaios de carga – ensaios com acetato, uma passagem e sem arejamento (Série III.3.)	235
Figura 6.14. – Variação do crescimento do biofilme em condições <i>quase estacionárias</i> e em dois ensaios de carga - ensaios com acetato, uma passagem, com (Série III.8.) e sem arejamento (Série III.3.)	236
Figura 6.15. – Representação esquemática das espessuras médias do biofilme projectadas numa secção longitudinal de grão de pozolana – ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Série de ensaios III.3.)	237
Figura 6.16. – Variação da taxas de nitrificação em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com (Séries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)	245
Figura 6.17. – Variação da razão $C/NH_4^+ - N$ ao longo do leito - ensaios com acetato, sem arejamento (Séries III.1. a III.5.)	248
Figura 6.18. – Variação da razão $C/NH_4^+ - N$ ao longo do leito - ensaios com acetato, com arejamento (Séries III.6. a III.10.)	249

Figura 6.19 –	Variaco da razo C/NH_4^+-N ao longo do leito - ensaios com gua residual domstica, com (Sries IV.5. e IV.6.) e sem arejamento (Sries IV.1. e IV.2.)	250
Figura 6.20. –	Variaco da fraco $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$ com a relao C/NH_4^+-N aplicada - ensaios com vrios substratos, uma passagem, com (Sries III.6. a III.9. e IV.5. a IV.6.) e sem arejamento (Sries III.1. a III.4. e IV.1. a IV.2)	254
Figura 6.21. –	Variaco da concentrao de NO_x-N em funo da taxa de nitrificao - ensaios com acetato, uma passagem, com (Sries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Sries III.1. a III.4.)	256
Figura 6.22. –	Variaco das taxas de nitrificao em funo da carga de azoto amoniacal aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com (Sries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Sries III.1. a III.4.)	258
Figura 6.23. –	Variaco da taxa de nitrificao em funo da carga de azoto amoniacal aplicada - ensaios das Fase III e IV	259
Figura 6.24. –	Variaco da taxa de desnitrificao em funo da carga de NO_x^-N aplicada – ensaios com vrios substratos, sem arejamento (Sries III.3. e III.4, IV.1. e IV.3.)	265
Figura 6.25. –	Variaco da razo $\Delta C/\Delta NO_x^-N$ em funo da C/NO_x^-N aplicada para o presente estudo e observada no trabalho de Mano (1996)	269
Figura 6.26. –	Perda de carga mxima nos ensaios com acetato e com efluente domstico, para diferentes condioes de arejamento	276

ÍNDICE DE QUADROS

Capítulo 1

Quadro 1.1. – Valores limite de emissão de acordo com a legislação nacional	3
Quadro 1.2. – Eficiências de remoção de constituintes das águas residuais domésticas em algumas operações e processos biológicos convencionais (adaptado de Arceivala 1981 e 1986; Nicoll, 1988; Metcalf e Eddy, 1991; WPCF 1996)	4
Quadro 1.3. – Valores típicos de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas (adaptado de Arceivala, 1981 e 1986; Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998)	5
Quadro 1.4. – Operações e processos típicos para a remoção de constituintes residuais de efluentes tratados em sistemas de tratamento ao nível do secundário (adaptado de Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998)	6
Quadro 1.5. – Características do material de enchimento utilizado em estudos com filtros biológicos de leito imerso	9
Quadro 1.6. – Eficiências máximas de remoção observadas em sistemas de afinação de efluentes previamente tratados por filtro biológico de leito imerso	12
Quadro 1.7. – Características de funcionamento de sistemas por filtro biológico de leito imerso, utilizados para a remoção de carbono e de azoto	14
Quadro 1.8. – Valores de coeficientes cinéticos em sistemas de tratamento por biomassa fixa	38
Quadro 1.9. – Principais intervenientes nos processos metabólicos que ocorrem em filtros biológicos (adaptado de Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. <i>et al.</i> , 1999)	42
Quadro 1.10. – Equivalentes mássicos em termos de CQO para alguns constituintes de águas e águas residuais domésticas (adaptado de Grady Jr. <i>et al.</i> , 1999)	56
Quadro 1.11. – Reações parciais de oxidação intervenientes na actividade microbiológica (adaptado de Criddle <i>et al.</i> , 1991; Grady Jr. <i>et al.</i> , 1999)	59
Quadro 1.12. – Valores típicos do coeficiente de rendimento celular	61
Quadro 1.13. – Faixas de valores de pH observados em filtros biológicos de leito imerso	65

Capítulo 3

Quadro 3.1. – Plano experimental – objectivos	75
Quadro 3.2. – Plano experimental – descrição sumária	76
Quadro 3.3. – Fase experimental I - ensaios preliminares (Séries I.1. e I.2.)	77
Quadro 3.4. – Fase experimental II - ensaios de traçagem (Série II.1.)	78
Quadro 3.5. – Fase experimental II - ensaios de traçagem (Série II.2.)	79
Quadro 3.6. – Fase experimental III - ensaios de carga (Séries III.1. a III.5.)	80
Quadro 3.7. – Fase experimental III - ensaios de carga (Séries III.6. a III.10.)	81
Quadro 3.8. – Fase experimental IV - ensaios de carga (Séries IV.1. a IV.8.)	82

Capítulo 4

Quadro 4.1. – Características do leito	87
Quadro 4.2. – Composição do meio mineral e das fontes de carbono e azoto	90
Quadro 4.3. – Tempo de retenção hidráulico teórico nos vários troços do leito, para as velocidades de escoamento aplicadas	93
Quadro 4.4. – Condições médias de operação durante a colonização do leito (toma P1)	95
Quadro 4.5. – Condições de operação – Fase experimental I (Séries de ensaios I.1. e I.2.) ..	97
Quadro 4.6. – Condições de operação - Fase experimental II (Série de ensaios II.1.)	106
Quadro 4.7. – Condições de operação - Fase experimental II (Série de ensaios II.2.)	107
Quadro 4.8. – Intervalo de valores observados para alguns parâmetros à entrada do filtro - Fase experimental III (Séries de ensaios III.1. a III.5.)	110
Quadro 4.9. – Intervalo de valores observados para alguns parâmetros à entrada do filtro - Fase experimental III (Séries de ensaios III.6 a III.10.)	111
Quadro 4.10. – Intervalo de valores observados para alguns parâmetros à entrada do filtro - Fase experimental IV (Séries de ensaios IV.1. a IV.8.)	112

Capítulo 5

Quadro 5.1. – Resultados dos ensaios de traçagem – Série de ensaios II.1.	125
Quadro 5.2. – Resultados dos ensaios de traçagem – Série de ensaios II.2.	126
Quadro 5.3. – Valores experimental e estimado dos volumes efectivo e morto e de porosidade efectiva do leito	127
Quadro 5.4. – Resultados dos ajustamentos às curvas DTR – Série de ensaios II.1.	133
Quadro 5.5. – Resultados dos ajustamentos às curvas DTR – Série de ensaios II.2.	134
Quadro 5.6. – Valores de N_d estimados por dois métodos diferentes	137
Quadro 5.7. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.1.	139
Quadro 5.8. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.2.	140
Quadro 5.9. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.3.	140
Quadro 5.10. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.4.	141
Quadro 5.11. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.5.	141
Quadro 5.12. – Evolução da produção de biomassa fixa e de lamas com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (ensaios III.3.2.1. e III.3.2.6.)	153
Quadro 5.13. – Produção de lamas teórica e observada nos três troços superiores do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (ensaios III.3.2.1. e III.3.2.6.)	156
Quadro 5.14. – Variação da remoção de $\text{NO}_x^- \text{-N}$ - ensaios com acetato, sem arejamento (Séries III.1. a III.5.)	157
Quadro 5.15. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.6.	158
Quadro 5.16. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.7.	158
Quadro 5.17. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.8.	159
Quadro 5.18. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.9.	159
Quadro 5.19. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.10.	160
Quadro 5.20. – Evolução da produção de biomassa fixa e de lamas com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (ensaios III.8.2.1. e III.8.2.6.)	172
Quadro 5.21. – Produção de lamas teórica e observada nos três troços superiores do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (ensaios III.8.2.1. e III.8.2.6.)	173

Quadro 5.22. – Tipo de microrganismos detectados no biofilme (toma P1) e no efluente do filtro - ensaios com acetato, uma passagem, com (ensaios III.8.2.6.) e sem arejamento (ensaios III.2.2.1., III.3.2.1. e III.3.2.6.)	174
Quadro 5.23. – Síntese de resultados – ensaios com uma passagem, com (Série IV.5.) e sem arejamento (Série IV.1.)	175
Quadro 5.24. – Síntese de resultados – ensaios com duas passagens, com (Série IV.6.) e sem arejamento (Série IV.2.)	175
Quadro 5.25. – Evolução da produção de biomassa fixa e de lamas com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, com (ensaio IV.5.1.) e sem arejamento (ensaio IV.2.1.)	183
Quadro 5.26. – Variação da remoção de NO_x^- -N - ensaios com água residual doméstica, sem arejamento (Séries IV.1. e IV.2.)	185
Quadro 5.27. – Síntese de resultados – ensaios com uma passagem, com (Série IV.7.) e sem arejamento (Série IV.3.)	186
Quadro 5.28. – Síntese de resultados - ensaios com duas passagens, com (Série IV.8.) e sem arejamento (Série IV.4.)	187
Quadro 5.29. – Remoção global de carbono - ensaios com acetato e água, com (Séries III.7., IV.7. e IV.8.) e sem arejamento (Séries III.2., IV.3. e IV.4.)	190
Quadro 5.30. – Variação da remoção de NO_x^- -N - ensaios com água, sem arejamento (Séries IV.3. e IV.4.)	192
Quadro 5.31. – Resultados para os troços TL - P1 e P1 - P2 - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Série III.3.)	198
Quadro 5.32. – Resultados para os troços TL - P1 e P1 - P2 - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Série III.8.)	198
Quadro 5.33. – Resultados da estimativa dos parâmetros cinéticos e de S_{\min} – ensaios com acetato e uma passagem (Séries III.3. e III.8.)	199

Capítulo 6

Quadro 6.1. – Taxas volumétricas de remoção de carbono – ensaios com diferentes substratos, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. a IV.4.)	225
Quadro 6.2. – Taxas volumétricas de remoção de carbono – ensaios com diferentes substratos, com arejamento (Séries III.6. a III.10. e IV.5. a IV.8.)	226

Quadro 6.3. – Comparação de valores de oxigénio dissolvido observados e calculados estequiometricamente e massas de carbono e azoto amoniacal removidas – ensaios com acetato, sem arejamento (Séries III.1. a III.5.)	231
Quadro 6.4. – Taxas de nitrificação - ensaios com acetato e água residual doméstica, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. e IV.2.)	242
Quadro 6.5. – Taxas de nitrificação - ensaios com acetato e água residual doméstica, com arejamento (Séries III.6. a III.10. e IV.5. e IV.6.)	243
Quadro 6.6. – Relações entre carbono e azoto amoniacal aplicadas e consumidas - ensaios com acetato e água residual doméstica, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. e IV.2.)	251
Quadro 6.7. – Relações entre carbono e azoto amoniacal aplicadas e consumidas - ensaios com acetato e água residual doméstica, com arejamento (Séries III.6. a III.10. e IV.5. e IV.6.)	252
Quadro 6.8. – Intervalos para as taxas de desnitrificação - ensaios com vários substratos, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. a IV.4.)	263
Quadro 6.9. – Intervalos para as taxas de desnitrificação - ensaios com acetato, com arejamento (Séries III.6. a III.10.)	264
Quadro 6.10. – Taxas de desnitrificação e eficiências de remoção de NO_x^- -N para vários estudos	267
Quadro 6.11. – Intervalos de variação para as razões C/NO_x^- -N e $\Delta\text{C}/\Delta\text{NO}_x^-$ -N e a eficiência de eliminação de NO_x^- -N - ensaios com diferentes substratos, sem arejamento (Séries III.2 a III.4. e IV.1. a IV.4.)	268
Quadro 6.12. – Eficiências globais de remoção e valores finais encontrados no efluente final para alguns parâmetros	271
Quadro 6.13. – Características do efluente final para o presente estudo em outros trabalhos com filtros biológicos de leito imerso	272

NOMENCLATURA

Símbolos

b : Coeficiente de decaimento celular	T^{-1}
C ou $C(t)$: Concentração de soluto no instante t	ML^{-3}
$C_f(t)$: Concentração final de soluto	ML^{-3}
C_0 : Concentração inicial de soluto	ML^{-3}
C_s : Massa de soluto adsorvido ou desorvido por unidade de massa do meio de enchimento	MM^{-1}
CBO_5 : Carência Bioquímica de Oxigénio a cinco dias	ML^{-3}
CQO : Carência Química de Oxigénio	ML^{-3}
COT : Carbono Orgânico Total	ML^{-3}
C/NH_4^+-N : Razão entre o carbono orgânico e o azoto amoniacal	—
$C/NO_x^- -N$: Razão entre o carbono orgânico e o somatório das formas oxidadas de azoto	—
d_p : Diâmetro médio de partículas do meio poroso	L
$E(t)$: Função distribuição externa de idades	T^{-1}
$E(\theta)$: Função adimensional de distribuição externa de idades	—
f_e : Fração do substrato dador de electrões que é utilizada para fins energéticos	—
f_s : Fração do substrato dador de electrões que é utilizada para síntese celular	—
$f_{s(máxima)}$: Fração máxima do substrato dador de electrões que é utilizada para síntese celular	—
$f_{s(A(N), máxima)}$: Fração máxima do substrato dador de electrões que é utilizada para síntese celular de microrganismos autotróficos nitrificantes	—
$f_{s(H(C), máxima)}$: Fração máxima do substrato dador de electrões que é utilizada para síntese celular de microrganismos heterotróficos, responsáveis pela remoção carbonada em ambiente aeróbio	—
$f_{s(H(D), máxima)}$: Fração máxima do substrato dador de electrões que é utilizada para síntese celular de microrganismos heterotróficos desnitrificantes	—
H_e : Altura do leito	L
h_e : Altura entre o topo do leito e cada toma de amostragem	L
H_i : Nível de líquido relativamente a um ponto a jusante	L
H_{SL} : Nível de líquido no topo leito	L
k : Taxa específica máxima de consumo de substrato	$MM^{-1} T^{-1}$
K_s : Concentração de saturação para o substrato	ML^{-3}
L : Comprimento de um troço do leito	L

M : Massa de soluto no sistema	M
M_0 : Massa de soluto inicial à entrada do sistema	M
M_s : Massa de soluto à saída do sistema	M
M_{MS} : Massa de material sólido numa amostra do meio de enchimento	M
n : Porosidade total do leito	—
n_e : Porosidade efectiva do leito	—
n_A : Número de amostras	—
N : número de tanques de igual volume	—
N_d = Número de dispersão ou módulo de dispersão	—
NH_4^+ -N: Azoto amoniacal	ML^{-3}
NO_3^- -N: Azoto associado ao ião nitrato	ML^{-3}
NO_2^- -N: Azoto associado ao ião nitrito	ML^{-3}
NO_x^- -N: Azoto associado às formas oxidadas (nitrato e nitrito)	ML^{-3}
OD: Oxigénio Dissolvido	ML^{-3}
P : Vector de parâmetros característicos de um modelo	—
P_{SSV} : Acréscimo de produção de lamas biológicas	ML^{-3}
$P_{SSV(T)}$: Produção teórica de lamas biológicas	ML^{-3}
P_i : Cota piezométrica medida num ponto a jusante	L
Q : Caudal médio afluente	L^3T^{-1}
r_g : Taxa de crescimento celular	$M L^{-3} T^{-1}$
r_s : Taxa de consumo de substrato	$M L^{-3} T^{-1}$
R : Reacção estequiométrica global	—
R_a : Reacção parcial para o substrato aceitador terminal de electrões	—
R_c : Reacção parcial para a síntese de biomassa	—
R_d : Reacção parcial para substrato dador de electrões	—
R_e : Número de Reynolds	—
R_{res}^2 : Coeficiente de correlação para os resíduos esperados em modelo Normal e os determinados a partir do ajustamento de modelos a dados experimentais	—
$r_V C$: Taxa de remoção de carbono por unidade de volume ou taxa volumétrica de remoção de carbono	$M L^{-3} T^{-1}$
$r_V NH_4^+$ -N: Taxa de nitrificação ou taxa volumétrica de remoção de azoto amoniacal	$M L^{-3} T^{-1}$
$r_V NO_x^-$ -N: Taxa de desnitrificação	$M L^{-3} T^{-1}$
s^2 : Variância	T^2
s_θ^2 : Variância adimensional	—

S: Concentração limitante de substrato	ML^{-3}
S_{min} : Concentração mínima de substrato para a qual as taxas de crescimento e de decaimento celular são iguais	ML^{-3}
S_0 : Concentração inicial de substrato	ML^{-3}
SST: Sólidos Suspensos Totais	ML^{-3}
SVB: Sólidos Voláteis no Biofilme	ML^{-3}
SSV: Sólidos Suspensos Voláteis totais	ML^{-3}
t : Intervalo de tempo	T
t_m : Tempo médio de residência	T
$t_{(m,0)}$: Tempo médio de residência adimensional	—
t_{SL} : Tempo médio de residência no volume V_{SL}	T
U : Velocidade média aparente de escoamento	LT^{-1}
v : Velocidade média intersticial ou velocidade média efectiva	LT^{-1}
v_p : Velocidade média de filtração	LT^{-1}
V : Volume total	L^3
V_e : Volume efectivo ou útil do leito	L^3
V_i : Volume de soluto injectado	L^3
V_m : Volume morto do leito	L^3
V_p : Volume disponível do leito	L^3
V_{SL} : Volume de líquido no topo do leito	L^3
X : Concentração de biomassa em suspensão no sistema	ML^{-3}
X_{SVB} : Concentração de biomassa fixa	ML^{-3}
X_0 : Concentração inicial de biomassa	ML^{-3}
Y : Coeficiente de rendimento celular	MM^{-1}
$Y_{A(N)}$: Coeficiente de rendimento para os microrganismos autotróficos nitrificantes	MM^{-1}
$Y_{H(C)}$: Coeficiente de rendimento para os microrganismos heterotróficos responsáveis pela remoção carbonada em ambiente aeróbio	MM^{-1}
$Y_{H(D)}$: Coeficiente de rendimento para os microrganismos heterotróficos desnitrificantes	MM^{-1}
Δl : Perda de carga do escoamento entre troços do leito	L
Δ Alcalinidade: Variação da alcalinidade	ML^{-3}
ΔC : Carbono orgânico removido	ML^{-3}
ΔC_E : Carbono orgânico removido em condições <i>quase estacionárias</i>	ML^{-3}
ΔC_j : Carbono orgânico removido em condições de carga, sendo j a referência do ensaio de carga	ML^{-3}

ΔX : Diferença entre o carbono orgânico removido em condições <i>quase estacionárias</i> e de carga	ML ⁻³
$\Delta C/\Delta NH_4^+-N$: Razão entre o carbono orgânico e o azoto amoniacal removidos	—
$\Delta C/\Delta NO_x^- -N$: Razão entre o carbono orgânico e as formas oxidadas de azoto removidos	—
$\Delta NH_4^+ -N$: Azoto amoniacal removido	ML ⁻³
$\Delta NO_x^- -N$: Formas oxidadas de azoto (nitritos e nitratos) removidas	ML ⁻³
ΔO : Diferença entre o oxigénio dissolvido medido experimentalmente e as necessidades teóricas	ML ⁻³
Δs : Taxa de redução da concentração de soluto	ML ⁻³
Δt_i : Intervalo de tempo entre amostragens	T
Δt_i^* : Intervalo de tempo entre amostragens corrigido	T
Δy : Perda de carga do escoamento no leito	L
θ : Tempo de retenção hidráulico adimensional	—
θ_{SL} : Tempo médio de retenção hidráulico adimensional no volume V_{SL}	—
θ_c : Tempo de retenção de sólidos ou idade de lamas	T
μ : Taxa específica de crescimento celular	T ⁻¹
μ_m : Taxa específica máxima de crescimento celular	T ⁻¹
ξ_{MD} : Erro médio padrão	—
τ : Tempo de retenção hidráulico teórico	T
τ^* : Tempo de retenção hidráulico teórico ajustado	T

Abreviaturas

A: Afluente ao filtro

ADR: Advecção-Dispersão-Reacção

BL: Base do leito

DTR: Distribuição dos Tempos de Residência

E: Efluente ao filtro

ER: Eficiência de remoção

Esp.: Espessura de biofilme

Est.: Estimado

Exp.: Experimental

MM: Método dos Momentos

MMQ: Método dos Mínimos Quadrados

NC: Não convergiu

NCS: N compartimentos em série

ND: Não disponível

SQD: Somatório do Quadrado dos Desvios

TL: Topo do leite

1. INTRODUÇÃO

1.1. Considerações gerais

A água é um recurso natural de características únicas essencial à manutenção de qualquer forma de vida. Sendo um elemento de primordial importância na regulação do funcionamento dos ecossistemas, a água constitui factor determinante para a qualidade ambiental. Assim, a gestão da água surge como aspecto fundamental para a prossecução do desenvolvimento sustentável, objectivo indiscutível da sociedade actual.

A qualidade da água pode ser definida como o conjunto das características físicas, químicas, biológicas e ecológicas que lhe são próprias, expressas em concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas, espécies químicas e parâmetros físicos e, ainda, pela composição e estado do biota (Barros *et al.*, 1995). Contudo, os estados de qualidade estão, inevitavelmente, associados a referenciais ditados pelas utilizações.

A qualidade de uma massa hídrica é variável no espaço e no tempo devido à interferência de factores climáticos, geomorfológicos e geoquímicos da bacia drenante e dos aquíferos subjacentes, bem como à introdução de materiais, energia e microrganismos, principalmente, como resultado das actividades humanas. Estas interferem na qualidade da água, directa ou indirectamente, quer pelo consumo, quer pelo apresamento em albufeiras ou pela regulação de caudais, quer ainda pelo uso das massas hídricas como destino final de poluentes gerados pelas actividades antropogénicas. A crescente utilização dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, muitas vezes pouco racional, vem pondo em risco as disponibilidades de água, as quais devem ser analisadas numa perspectiva de quantidade e qualidade.

A deterioração da qualidade da água pode estar associada a causas de origem natural (*e.g.* características morfológicas e geoquímicas do solo e erosão e transporte de origem hídrica) ou, como referido, antropogénica (actividades domésticas, industriais e agrícolas) que podem pôr em risco os seus múltiplos usos (abastecimento para consumo humano, indústria, agricultura, actividades recreativas e de lazer, aquacultura e piscicultura, entre outros).

Em Portugal, de acordo com o Relatório do Estado do Ambiente 2000 (DGA, 2001), os maiores consumos de água registam-se na agricultura (74,4%), produção de energia (14,0%), abastecimento residencial (6,7%) e indústria (4,4%). Das 4 384 captações para abastecimento registadas no País, 6,1% são do tipo superficial, 77,4% do tipo subterrâneo e 16,5% não estão classificadas (INAG, 2001b). Das captações com origem superficial, 76,8% servem aglomerados com mais de 10 000 habitantes, enquanto 97,6%

das captações subterrâneas abastecem aglomerados com menos de 10 000 habitantes, traduzindo-se em cerca de 63,0% da população nacional servida com origens superficiais e 37,0% com fontes subterrâneas.

Contudo, nas últimas décadas, tem aumentado o recurso a origens superficiais para abastecimento público, o que se admite resultar, por um lado, do aumento de necessidades e, por outro, para procurar racionalizar e otimizar o número de sistemas, com as vantagens de redução de custos que se lhe associam e de qualidade de operação. Relativamente aos níveis de atendimento em águas residuais, conforme referido no Plano de Desenvolvimento Regional 1994-1999 (INAG, 2001a), o nosso País dispunha apenas de 55,3% em redes de drenagem e instalações de tratamento de águas residuais e de níveis de população servida de 75,0%, o que é, ainda, bastante reduzido, comparativamente com outros países europeus.

Nestas circunstâncias, dependendo da dimensão dos sistemas e das características dos meios receptores, em muitos casos esta situação tem conduzido à deterioração da qualidade da água, tanto mais que o problema das águas residuais domésticas é ampliado pelas escorrências agrícolas e descargas de efluentes industriais não tratados.

Dos cerca de $561\,719 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ de água consumida no País, 90,9% são devolvidos a massas hídricas (INAG, 2001b). Destes, 56,9% não sofrem qualquer tipo de tratamento, 3,8% passam por fossa séptica, 11,1% tem tratamento primário, 25,9% sofrem tratamento secundário e 2,3% tratamento avançado.

O estudo mais recente sobre o desempenho dos sistemas de tratamento de águas residuais no nosso País (INAG, 2000), que engloba uma síntese de resultados dos dois últimos Inventários Nacionais de Saneamento Básico de 1990 e 1994, com informação actualizada relativamente a 1997, apurou existirem 2 925 pontos de descarga de águas residuais urbanas, 585 das quais através de Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) e 1 427 utilizando fossas sépticas colectivas, que representam cerca de 20,0% e 48,8% das descargas totais respectivamente. Em termos de eficiência de tratamento, o estudo conclui que, das 1 228 ETAR e fossas sépticas analisadas, 18,0% apresentavam um bom funcionamento, 58,1% um desempenho satisfatório e 23,9% não funcionavam ou funcionavam com deficiências. A predominância de sistemas de pequena dimensão, com soluções ao nível do aglomerado populacional, associados a grande dispersão espacial e multiplicidade de ligações e o deficiente desempenho das infra-estruturas, em muitos casos sem operação adequada, ou, também, a adopção de soluções de tratamento desajustadas, são as principais razões apontadas para os baixos índices da qualidade do serviço prestado (MAOT, 2000).

O tratamento de águas residuais tem como objectivo principal a remoção da sua carga poluente, manifestada pelas suas características físicas, químicas e biológicas, de forma a produzir um efluente final de qualidade conforme as normas de descarga impostas pela legislação vigente, nomeadamente os Decretos-lei nº 152/97 de 19 de Junho (protecção das água superficiais em relação à poluição de origem urbana) e nº 236/98 de 1 de Agosto (normas de qualidade da água para diferentes usos), e pelos objectivos de qualidade definidos para o meio receptor. Estas normas referem valores limite de emissão para determinados parâmetros que caracterizam as águas residuais como, por exemplo, a carência bioquímica de oxigénio a cinco dias (CBO₅), a carência química de oxigénio (CQO), o carbono orgânico total (COT), o azoto total (N-Tot), os iões amónio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻), o fósforo total (P-Tot) e os sólidos suspensos totais (SST), alguns dos quais são apresentados no Quadro 1.1.

Quadro 1.1. – Valores limite de emissão de acordo com a legislação nacional

Parâmetro	Decreto-lei nº 152/97	Decreto-lei nº 236/98
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	125,0	150,0
CBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	25,0	40,0
SST (mg L ⁻¹)	35,0	60,0
N-Tot (mg L ⁻¹)	10,0; 15,0 ¹⁾	15,0
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	—	50,0
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	—	10,0
P-Tot (mg L ⁻¹)	1,0; 2,0 ²⁾	0,5; 3,0; 10,0 ³⁾

¹⁾ 15,0 mg L⁻¹ entre 10 000 e 100 000 e.p.; 10,0 mg L⁻¹ para mais de 100 000 e.p.

²⁾ 2,0 mg L⁻¹ entre 10 000 e 100 000 e.p.; 1,0 mg L⁻¹ para mais de 100 000 e.p.

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

e.p.: equivalentes populacionais

As massas hídricas, dependendo das suas características bióticas, apresentam uma capacidade natural de autodepuração que lhes pode permitir recuperar dos efeitos da incorporação de massas poluentes num período de tempo limitado. Contudo, poderá ocorrer, também, como resultado da descarga de substâncias que, pela sua composição ou quantidade, alterem profundamente as características da água, tornando-a incompatível com a vida aquática e com a utilização humana. Entre os poluentes de maior preocupação encontram-se os compostos consumidores de oxigénio (e.g. poluentes de origem orgânica) que interferem, essencialmente, com os ciclos naturais do azoto e do fósforo, e substâncias persistentes e bioacumuláveis que podem causar

mortalidade, morbidade, perturbações genéticas e outros efeitos nos organismos vivos, ou mesmo desequilibrar de forma significativa os ecossistemas.

A remoção ou a redução significativa da carga poluente veiculada pelas águas residuais numa ETAR envolve a combinação de operações e processos unitários, que integram os denominados sistemas de tratamento, e que se distribuem por diferentes níveis de eficiência (preliminar, primário, secundário, terciário, de afinação e de lamas), de acordo com os objectivos pretendidos. É, assim, possível a remoção de sólidos grosseiros e sedimentáveis através de processos físicos de separação, como gradagem, tamisação e decantação. A remoção da carga orgânica na forma solúvel e/ou coloidal é, no essencial, realizada por microrganismos, através de processos que privilegiam biomassa fixa, em suspensão ou mista.

Os tratamentos biológicos aeróbios (e.g. lamas activadas, leitos percoladores, lagunagem e discos biológicos) são os mais utilizados para a remoção da carga poluente de efluentes urbanos. A eficiência do tratamento é, normalmente, avaliada em função das taxas globais de remoção de determinados parâmetros, apresentando-se no Quadro 1.2. os intervalos de valores característicos para alguns processos e operações.

Quadro 1.2. – Eficiências de remoção de constituintes das águas residuais domésticas em algumas operações e processos biológicos convencionais (adaptado de Arceivala 1981 e 1986; Nicoll, 1988; Metcalf e Eddy, 1991; WPCF, 1996)

Operação ou processo de tratamento	Eficiência de remoção (%)					
	CBO ₅	CQO	SST	P-Tot	Org.-N	NH ₄ ⁺ -N
Processos						
Gradagem e desarenação	0,0 – 5,0	0,0 – 5,0	0,0 – 10,0	0,0	0,0	0,0
Decantação primária	20,0 – 40,0	30,0 – 40,0	50,0 – 60,0	10,0 – 20,0	10,0 – 20,0	0,0
Operações						
Lamas activadas (sistema convencional)	80,0 – 95,0	80,0 – 90,0	85,0 – 90,0	10,0 – 30,0	15,0 – 50,0	10,0 – 15,0
Leitos percoladores (alta carga, enchimento de brita)	60,0 – 90,0	60,0 – 80,0	60,0 – 90,0	10,0 – 15,0	15,0 – 20,0	8,0 – 15,0
Leitos percoladores (alta carga, enchimento sintético)	65,0 – 85,0	65,0 – 85,0	65,0 – 85,0	10,0 – 15,0	15,0 – 50,0	8,0 – 15,0
Discos biológicos	80,0 – 90,0	80,0 – 85,0	80,0 – 85,0	10,0 – 25,0	15,0 – 50,0	8,0 – 15,0

Os sistemas de tratamento convencionais não permitem, como se depreende do Quadro 1.3., remover a totalidade dos constituintes presentes nos efluentes domésticos, podendo observar-se a presença de residuais, mesmo após tratamento secundário. No entanto, os constituintes remanescentes podem causar impactes ambientais significativos nas massas hídricas e no solo, nomeadamente nos seus potenciais usos. Entre os compostos residuais que são detectados na descarga de instalações de tratamento encontram-se, entre outros, matéria orgânica solúvel, biodegradável ou refractária, produtos resultantes da actividade microbológica, sólidos suspensos, metais pesados, compostos orgânicos voláteis e compostos inorgânicos solúveis. A descarga de efluentes industriais na rede de drenagem aumenta significativamente a quantidade e variabilidade destas substâncias.

Quadro 1.3. – Valores típicos de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas (adaptado de Arceivala, 1981 e 1986; Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998)

Tipo de água residual	CBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	COT/CQO	C/N ¹⁾
Não tratada	140,0 – 400,0	350,0 – 1000,0	120,0 – 300,0	100,0 – 350,0	25,0 – 50,0	0,25 - 0,40	3,0 - 3,4
Após tratamento primário	80,0 – 250,0	200,0 – 500,0	80,0 – 200,0	80,0 – 140,0	20,0 – 40,0	0,4 - 0,5	3,5 – 4,0
Após tratamento secundário	20,0 – 40,0	80,0 – 150,0	40,0 – 80,0	10,0 – 50,0	10,0 – 20,0	0,3 - 0,5	3,5 - 4,8

¹⁾ C refere-se ao COT e N ao azoto total

Quando o meio receptor apresenta, pelas suas características, sensibilidade à descarga de efluentes tratados ou, a jusante, é utilizado para determinado uso, a ETAR deve ser dotada de níveis de tratamento complementares, como o terciário e o avançado ou de afinação, de forma a reduzir a presença de residuais, podendo, alternativamente, integrar-se a possibilidade de reutilização. No primeiro caso incluem-se, essencialmente, processos biológicos para remoção de azoto (nitrificação e desnitrificação) e processos biológicos e/ou químicos para a redução do fósforo (e.g. por precipitação com sais de alumínio, ferro ou cálcio); no segundo caso incluem-se, por exemplo, a desinfecção e a remoção de substâncias orgânicas refractárias através de filtros biológicos.

No Quadro 1.4. apresentam-se os principais residuais que podem ser encontrados em efluentes domésticos tratados e o impacte ambiental que podem originar, bem como algumas operações e processos que podem ser utilizadas para a sua remoção. Qualquer dos sistemas unitários listados permite obter uma redução significativa destes residuais, como se pode observar pelos valores típicos observados no efluente tratado.

Quadro 1.4. – Operações e processos típicos para a remoção de constituintes residuais de efluentes tratados em sistemas de tratamento ao nível do secundário (adaptado de Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998)

Constituinte	Impacte ambiental potencial	Operação ou processo	Valor típico no efluente
Azoto			
Amoniacal	<ul style="list-style-type: none"> - Consumo de oxigénio por oxidação do amónio. - Tóxico para algumas espécies do meio aquático. 	- Filtros biológicos / tanque contacto com nitrificação.	1,0 – 5,0 mg NH ₄ ⁺ L ⁻¹
Nitritos e nitratos	<ul style="list-style-type: none"> - Agentes percursores de eutrofização. - Risco de contaminação de águas subterrâneas, quando o efluente é reutilizado na agricultura ou para a recarga de aquíferos. - Aparecimento de subprodutos (e.g. nitrosaminas, agentes percursores de doenças como a metaemoglobinemia). 	- Filtros biológicos / tanque contacto com nitrificação/desnitrificação.	1,0 – 2,0 mg NO ₃ ⁻ L ⁻¹
Fósforo (ortofosfatos e polifosfatos)	<ul style="list-style-type: none"> - Agentes percursores de eutrofização. - Interfere com o tratamento da água para abastecimento público e utilização industrial. 	<ul style="list-style-type: none"> - Filtros biológicos / tanque contacto. - Precipitação química. - Ultrafiltração. 	Inferior a 2,0 mg PO ₄ ³⁻ L ⁻¹
Matéria orgânica dissolvida			
Biodegradável	<ul style="list-style-type: none"> - Consumo de oxigénio nas massas hídricas. 	- Filtros biológicos / tanque contacto.	30,0 – 70,0 mg O ₂ L ⁻¹ , como CQO (15,0 – 30,0 mg C L ⁻¹)
Difícil biodegradação	<ul style="list-style-type: none"> - Acumulação nos meios receptores. - Formação de organoclorados em captações a jusante. 	<ul style="list-style-type: none"> - Filtros biológicos / tanque contacto. - Oxidação química / carvão activado. 	5,0 – 15,0 mg O ₂ L ⁻¹ , como CQO (1,0 – 10,0 mg C L ⁻¹)
Metais pesados (e.g. cádmio, chumbo e mercúrio)	<ul style="list-style-type: none"> - Elementos tóxicos para a generalidade dos seres vivos. - Agentes cancerígenos. - Contaminação da água e do solo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Carvão activado. - Ultrafiltração. 	—
Outra matéria inorgânica dissolvida (e.g. sulfatos, cálcio, magnésio, cloretos, entre outros).	<ul style="list-style-type: none"> - Aumento da turvação, dureza e sólidos dissolvidos na água. - Interferência com a qualidade da água destinada a consumo público, agricultura e industria. 	<ul style="list-style-type: none"> - Osmose inversa. - Ultrafiltração. - Permuta iónica. 	—
Sólidos suspensos	<ul style="list-style-type: none"> - Depósitos nas massas hídricas. - Aumento da turvação da água. 	- Filtração / tamisação.	4,0 – 6,0 mg SST L ⁻¹

A utilização de sistemas biológicos para a redução de residuais está especialmente indicada para a remoção da matéria orgânica dissolvida biodegradável e de nutrientes (essencialmente azoto e fósforo). No primeiro caso é comum a utilização de filtros biológicos, com eventual adição de oxidantes químicos ou de carvão activado, colocado a jusante do tratamento secundário (Metcalf e Eddy, 1991; WPCF, 1994). No segundo caso, em geral, procede-se, quando possível, à alteração dos procedimentos de operação do sistema biológico existente (e.g. aumento da quantidade de oxigénio no meio e extensão do tempo de contacto entre a biomassa e os constituintes da água residual, para a nitrificação, ou adopção de zonas anóxicas, para a desnitrificação) com eventual inclusão de um tanque de contacto para a adição de reagentes e remoção adicional de azoto e fósforo (Metcalf e Eddy, 1991 e Crites e Tchobanoglous, 1998). A combinação das opções referidas permite a remoção conjunta de residuais orgânicos solúveis, de azoto e de fósforo. A utilização de filtros biológicos apresenta a vantagem complementar da retenção dos constituintes por filtração.

A utilização de filtros biológicos, como tratamento terciário ou de afinação, tem vindo a ser estudada nos últimos vinte anos, tal se pode observar nas obras de Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998), e nos resultados dos estudos de Namkung *et al.* (1983), Levine *et al.* (1985), Rittmann e Brunner (1984), Rittmann (1993), Avnimelech *et al.* (1993), Marecos do Monte (1995) e Nogueira *et al.* (1998), com aplicação nos domínios do controlo do impacte ambiental associado a descargas e na produção de efluentes para reutilização (e.g. rega de culturas agrícolas e jardins públicos, recarga de aquíferos, alimentação de massas de água para fins de lazer e utilização para fins industriais).

1.2. Filtros biológicos

Os processos de tratamento de *biomassa fixa* são dos mais utilizados para o tratamento de águas residuais, contribuindo, desta forma, para o controlo da poluição e, conseqüentemente, para a defesa do ambiente e para a preservação da saúde pública. Estes processos podem materializar-se por leitos percoladores, leitos fluidizados, torres compactas, discos biológicos e leitos compactos imersos (Metcalf e Eddy, 1991; Grady Jr. *et al.*, 1999). O *leito compacto*, também designado por *filtro biológico*, *leito biológico* (na nomenclatura anglo-saxónica são denominados por *packed bed* ou *submerged attached growth bioreactor*) tem tido utilização crescente nas últimas duas décadas, em aplicações como a oxidação carbonada (Rusten, 1984; Orr e Lawty, 1990; Ros e Mejac, 1991; Tay e Show, 1998), associada ou não a nitrificação (Mange e Gros, 1990; Akunna

et al., 1994; Villaverde *et al.*, 2000; Nogueira *et al.*, 2002), nitrificação/desnitrificação (Chui, 1996), apenas desnitrificação (Janning e Harremoës, 1995; Mano, 1996; Martins, 1998; Koenig e Liu, 2001), precipitação de fósforo (Rogalla *et al.*, 1990; Gonçalves *et al.*, 1994; Shanableh *et al.*, 1997), para remoção de residuais em efluentes a reutilizar (Avnimelech, 1993; Gonçalves e Oliveira, 1996; Jiménez e Buttron, 1996) e para remoção de compostos orgânicos voláteis (Parker *et al.*, 1996; Cox e Deshusses, 2000).

Os filtros biológicos de leito imerso podem, ainda, ser utilizados como unidades de *desbaste* (em sistemas que empregam duas unidades em série), como tratamento convencional, ao nível do secundário, ou de afinação da qualidade do efluente final (localizando-se a jusante de um tratamento secundário). Trata-se de sistemas em três fases (líquida, sólida e gasosa), embora alguns autores, como Jiménez *et al.* (1988), considerem a biomassa como uma quarta fase. Utilizando a filtração através de um meio poroso, a remoção de compostos (por reacção enzimática em meio aeróbio, anóxico ou anaeróbio) ocorre por contacto dos constituintes da água residual com o filme biológico presente, quer nos espaços intrínsecos disponíveis, quer no próprio meio sólido.

O interesse destes sistemas, de acordo com Visvanathan e Nhien (1995) e Grady Jr. *et al.* (1999), está associado à permanência de elevada concentração de biomassa, quer fixa ao meio de enchimento, quer em suspensão, em menores volumes de reacção, apresentando menores tempos de retenção hidráulicos e idênticos tempos de residência celular comparativamente com os sistemas de biomassa em suspensão. Estas características estão associadas à utilização de material de enchimento de reduzidas dimensões e com elevada superfície específica e de porosidade variável, como se pode verificar analisando os valores encontrados em vários estudos (Quadro 1.5.).

Os sistemas mais utilizados caracterizam-se, essencialmente, por apresentarem um reactor (filtro biológico), de fluxo ascendente, descendente ou misto, parcialmente preenchido por um leito com material de enchimento (natural, *e.g.* pozolana, areia arredondada; ou sintético, *e.g.* PVC ou polipropileno), de altura variável (entre 0,15 m e 1,50 m), cujas partículas apresentam um diâmetro médio (d_p) entre 2,0 mm e 6,0 mm, um eventual sistema de recirculação e um decantador final (opcional). O arejamento pode ser natural ou introduzido, normalmente através de difusores, quer na base (filtro totalmente arejado), quer a cerca de dois terços do comprimento do leito (filtro parcialmente arejado). A granulometria deve ser reduzida e apresentar uma área superficial elevada, de forma a, por um lado, permitir o desenvolvimento dos microrganismos e, por outro lado, evitar a colmatação rápida do meio. Os sistemas com elevada capacidade de filtração podem não apresentar uma unidade de decantação a jusante, recorrendo-se, então, a um sistema de lavagem, geralmente, em contracorrente para a remoção dos

sólidos retidos. Na Figura 1.1. apresentam-se, de forma esquemática, as opções de configuração normalmente utilizadas para filtros biológicos de leito imerso.

Quadro 1.5. – Características do material de enchimento utilizado em estudos com filtros biológicos de leito imerso

Material	Diâmetro da partícula d_p (mm)	Porosidade n	Superfície Específica ($m^2 m^{-3}$)	Referência
Anéis de raschig	25,0	0,75 - 0,90	132 - 187	Tay e Show (1998)
Areia redonda	2,0 – 3,0	> 40,00	1 500	Grady Jr. <i>et al.</i> (1999)
Argila calcinada	2,0 – 6,0	> 40,00	1 000 - 1 500	Grady Jr. <i>et al.</i> (1999)
Cilindros PVC	10,0	0,16	6,67	Nabizabeh <i>et al.</i> (2000)
Biocarbone	3,0 – 6,0	0,33	1 000	Janning e Harremoos (1995)
Esferas de biolite	2,7	0,55	494	Nouvion <i>et al.</i> (1987)
Esferas poliestireno	3,0	0,33	1 200	Gonçalves e Oliveira (1996)
Fragmentos granito	4,0	0,49	1 100	Riemer <i>et al.</i> (1980)
Grãos de pozolana	4,0	0,48	1 460	Fdz-Polanco <i>et al.</i> (1996)
Grãos de pozolana	4,0	0,48	1 300	Mano (1996) e Martins (1998)

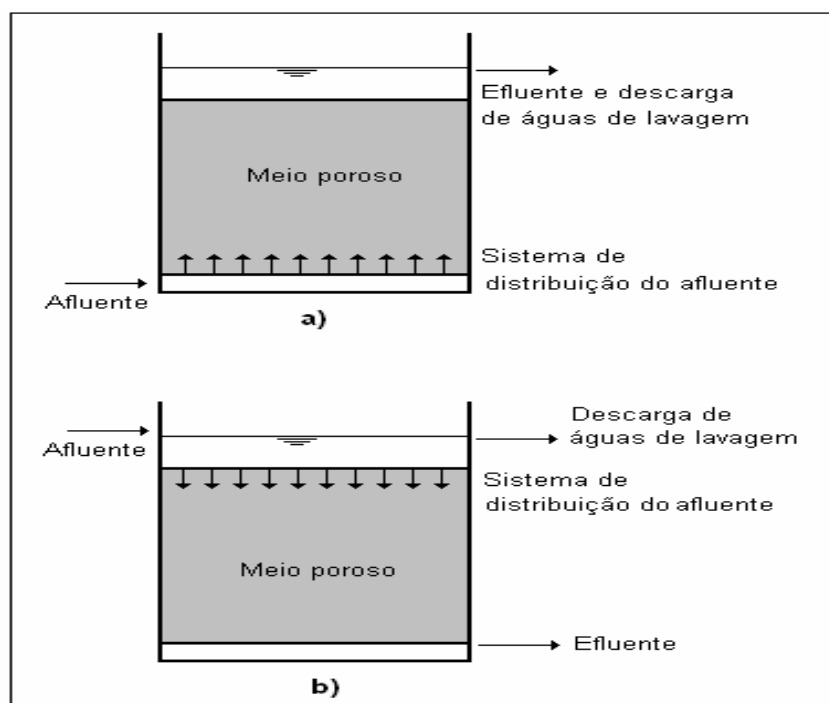


Figura 1.1. – Representação esquemática de filtros biológicos de leito imerso: a) fluxo ascendente; b) fluxo descendente (adaptada de Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999)

De acordo com a velocidade de escoamento e a carga orgânica aplicadas, podem classificar-se como sistemas de baixa carga, de carga intermédia, de alta carga, de carga muito alta e de *desbaste* (Nicoll, 1988; Metcalf e Eddy, 1991 e WPCF, 1994; EPA, 2000), embora, ultimamente, esta classificação, em algumas referências (e.g. Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999), apareça em função do objectivo (e.g. desbaste, oxidação carbonada/nitrificação ou nitrificação/desnitrificação). A colonização é, geralmente, rápida, podendo a fase de arranque das instalações, e a estabilização do sistema, ocorrer numa semana, como comprovam os estudos de Mano (1996), Martins (1998) e Fonseca (2000).

A velocidade média de filtração (v_p) em filtros biológicos de leito imerso pode, para o caudal de ponta, atingir $20,0 \text{ m h}^{-1}$ (Mano, 1997), sendo mais comum, para a remoção carbonada, a utilização de valores entre $1,0 \text{ m h}^{-1}$ e $8,0 \text{ m h}^{-1}$ (Visvanathan e Nhien, 1995; Mano, 1996; Grady Jr. *et al.*, 1999), embora nalguns trabalhos tenham sido utilizadas velocidades inferiores a $0,2 \text{ m h}^{-1}$ (Ros e Mejac, 1991; Tay e Show, 1998). A título de comparação, refira-se que as velocidades utilizadas em sistemas de filtração por areia, para, por exemplo, a remoção adicional de matéria em suspensão ou de precipitados de fósforo, variam entre $5,0 \text{ m h}^{-1}$ e $20,0 \text{ m h}^{-1}$, para filtros rápidos convencionais (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998), e entre $0,1 \text{ m h}^{-1}$ a $3,5 \text{ m h}^{-1}$, para filtros lentos (Nicoll, 1988; Crites e Tchobanoglous, 1998).

As velocidades de lavagem, em contracorrente, para provocarem a fluidização do leito, podem variar entre $24,5 \text{ m h}^{-1}$ e $117,4 \text{ m h}^{-1}$, dependendo da altura do meio de enchimento e do diâmetro efectivo das partículas, sendo prática comum utilizar-se $50,0 \text{ m h}^{-1}$ para uma altura máxima de $70,0 \text{ cm}$ e um diâmetro efectivo de partículas de $2,0 \text{ mm}$ (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998). As velocidades de lavagem com ar dependem também das características do meio, podendo variar entre $55,0 \text{ m h}^{-1}$ e $220,0 \text{ m h}^{-1}$ (Crites e Tchobanoglous, 1998).

As principais vantagens destes sistemas, além das já referidas, são, de acordo com vários autores (Metcalf e Eddy, 1991; WPCF, 1994 e 1996; Visvanathan e Nhien, 1995; Grady Jr. *et al.*, 1999; EPA, 2000):

- i) A possibilidade de funcionar eficientemente a baixas temperaturas;
- ii) custos de operação e manutenção comparáveis aos despendidos em sistemas de biomassa em suspensão (e.g. lamas activadas) para a mesma dimensão de equivalentes-populacionais;
- iii) implantação favorável em terrenos com inclinação acentuada; adequados para implantação em áreas de pequena dimensão;

iv) boa capacidade para absorver caudais de ponta e cargas orgânicas de grande variabilidade;

v) exploração simples, comparativamente com outros sistemas por filtração ou por biomassa em suspensão;

vi) remoção de matéria orgânica (superior a 90,0%) e de azoto através de nitrificação/desnitrificação.

As principais desvantagens destes sistemas são a colmatação progressiva do meio que provoca um aumento da perda de carga no sistema, obrigando a lavagens periódica, e os custos associados à operação e ao consumo adicional de energia.

Os filtros biológicos de leito imerso, como meio de tratamento complementar, têm sido utilizados, essencialmente, para a redução da carga orgânica biodegradável a jusante de sistemas por fossas sépticas e afins (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998), que funcionam, para todos os efeitos, como um tratamento primário, e para a remoção de nutrientes após tratamento secundário (Gonçalves *et al.*, 1994; Chui, 1996; Mano, 1996; Martins, 1998; Villaverde *et al.*, 2000; Koenig e Liu, 2001), além de permitirem a retenção de sólidos em suspensão. Quando adequadamente operados apresentam um bom desempenho, permitindo a obtenção de um efluente final com uma qualidade compatível com as normas de emissão definidas na legislação em vigor (ver Quadro 1.1.), como se pode observar pelos resultados de vários estudos apresentados no Quadro 1.6. (a título comparativo incluíram-se dois exemplos de efluentes secundários com características semelhantes ao típico primário apresentado no Quadro 1.3.).

Gonçalves e Oliveira (1996), utilizaram um filtro biológico arejado para a remoção de residuais (matéria orgânica solúvel e azoto) de um efluente proveniente de uma lagoa facultativa, com ciclos de lavagem de três dias, tendo observado, para velocidades de escoamento inferiores a $2,0 \text{ m h}^{-1}$, eficiências de remoção de 58,0% em termos de SST, 63,0% em termos de CQO e 86,0% em termos de azoto amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$).

Tay e Show (1998), avaliaram o desempenho de três filtros biológicos de leito imerso, anaeróbios, utilizados para o estudo da remoção de matéria orgânica, na presença de diferentes condições de carga orgânica e de velocidade de escoamento variável, tendo obtido taxas de remoção, em termos de CQO, entre 73,0% e 96,0% para cargas orgânicas entre $83,3 \text{ g CQO m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $250,0 \text{ g CQO m}^{-3} \text{ h}^{-1}$.

Quadro 1.6. – Eficiências máximas de remoção observadas em sistemas de afinação de efluentes previamente tratados por filtro biológico de leito imerso

Tipo de filtro	SST		CQO		NH ₄ ⁺		Referência
	A (mg L ⁻¹)	ER (%)	A (mg O ₂ L ⁻¹)	ER (%)	A (mg L ⁻¹)	ER (%)	
Arejado	71,0	62,0	255,0	69,8	—	—	Canler e Perret (1994) ¹⁾
Arejado	32,0 – 113,0	96,0	148,0 – 217,0	98,0	21,2	96,0	Crites e Tchobanoglous (1998) ³⁾
Arejado	68,0	56,0	194,0	63,0	21,9	86,0	Gonçalves e Oliveira (1996) ²⁾
Arejado	60,0	93,0	250,0	89,0	—	—	Visvanathan e Nhien (1995) ¹⁾
Não arejado	71,0	84,6	255,0	78,8	—	—	Canler e Perret (1994) ¹⁾
Não arejado	32,0 – 113,0	93,0	148,0 – 217,0	90,0	21,2	65,0	Crites e Tchobanoglous (1998) ³⁾
Não arejado	—	—	151,0 – 245,0	12,8 – 49,5	9,2 – 31,2	8,6 – 35,9	Mano (1996) ¹⁾
Não arejado	68,0	64,7	137,0	60,0	—	—	Silva <i>et al.</i> (2003) ⁴⁾

¹⁾ Efluente proveniente de tratamento primário ou equivalente

²⁾ Efluente proveniente de sistema de lagoas de estabilização

³⁾ Efluente proveniente de tratamento secundário

⁴⁾ Efluente proveniente de tratamento anaeróbio em sistema UASB

A: Afluente ao filtro

ER: Eficiência de remoção

A satisfação de objectivos de qualidade mais restritos para os meios receptores, nomeadamente a remoção de residuais de carbono que não são degradados ao nível do tratamento secundário, não tem sido, contudo, muito estudada. Os vários trabalhos consultados, que utilizaram efluentes domésticos previamente tratados ao nível do tratamento secundário, visavam, essencialmente, a remoção de nutrientes. No entanto, considera-se que o desenvolvimento de tecnologias para a remoção de residuais de carbono poderá ter muito interesse, tendo em conta que a estratégia a nível Europeu, através da Directiva-Quadro da Água (Directiva 2000/60/CE do Parlamento e Conselho, de 23 de Outubro), e nacional, de acordo com o Plano Nacional da Água (Decreto-Lei nº 112/2002 de 17 de Abril), aponta para o desenvolvimento de medidas que permitam a gestão integrada da água, incentivando a reutilização de efluentes tratados e a redução de cargas poluentes nas massas hídricas.

O estudo dos mecanismos que ocorrem em filtros biológicos tem tido um grande desenvolvimento nos últimos 25 anos. A utilização de protótipos à escala laboratorial, tem permitido, em ambiente controlado, o estudo individualizado ou integrado de vários fenómenos como o transporte de massa, quer no volume disponível do meio poroso (V_p), quer no interior do biofilme ou da matriz sólida, e as reacções bioquímicas que conduzem à remoção de matéria em solução.

O dimensionamento hidráulico-sanitário destes sistemas, quer à escala real, quer à laboratorial é, como sugerem Arceivala (1986), Nicoll (1988), Metcalf e Eddy (1991), WPCF, 1994 e 1996 e Crites e Tchobanoglous (1998), baseado na utilização de modelos de carácter empírico e de critérios de velocidade e carga orgânica, a que corresponde determinado grau de eficiência.

No Quadro 1.7. apresentam-se os intervalos de valores para a velocidade média aparente de escoamento (U), a velocidade de filtração (v_p) e carga orgânica volúmica aplicada, em termos de CQO e COT por unidade de volume do meio poroso, encontrados em vários estudos que utilizaram filtros biológicos de leito imerso, à escala laboratorial. É notória a capacidade destes sistemas para tratarem cargas orgânicas de grande variabilidade, tornando-os vantajosos, quer para o tratamento de efluentes primários, quer para a remoção de carga remanescente, não retida no tratamento secundário.

Para a estimativa da biomassa activa presente no meio são, geralmente, utilizadas as concentrações de SSV, tal como aconselhado por Metcalf e Eddy (1991), Crites e Tchobanoglous (1998) e Grady Jr. *et al.* (1999) e adoptado em vários estudos consultados (*e.g.* Mano, 1996; Martins, 1998; Fonseca, 2000; Nogueira *et al.*, 2002) e de sólidos voláteis no biofilme (SVB), tal como sugerido por Visvanathan e Nhien (1995). Ambos os parâmetros englobam a quantificação de células activas e inactivas, sólidos suspensos orgânicos inertes e matéria orgânica biodegradável adsorvida nos aglomerados em suspensão ou no biofilme.

O regime de escoamento influencia a distribuição dos produtos de reacção e a sua conversão final, ou seja, o desempenho do sistema. O estudo das características hidrodinâmicas que, em geral, permite identificar o regime de escoamento, a presença de zonas pouco irrigadas, de zonas de volume morto, de curto-circuito hidráulico, de recirculações internas ou de dispersão, é um procedimento importante para a detecção de problemas de funcionamento e para o estabelecimento de procedimentos de operação adequado.

Quadro 1.7. – Características de funcionamento de sistemas por filtro biológico de leito imerso, utilizados para a remoção de carbono e de azoto

Tipo de filtro	Fonte de carbono	U (m h ⁻¹)	v _p (m h ⁻¹)	Cargas orgânicas volúmicas ¹⁾		Referência
				(g CQO m ⁻³ h ⁻¹)	(g C m ⁻³ h ⁻¹)	
Não arejado, fluxo ascendente	Acetato	1,1 - 5,5	2,3 - 11,5	65,8 - 3 595,0 ²⁾	25,0 - 1 366,0	Mano (1996)
Arejado, fluxo misto	Água residual doméstica	1,2 - 5,6	2,7 - 8,2	146,0 – 496,0	—	Canler e Perret (1994)
Arejado, fluxo ascendente	Água residual doméstica	0,7 - 1,9	2,0 – 6,0	150,0 – 448,0	60,0 – 180,0 ³⁾	Gonçalves e Oliveira (1996)
Não arejado, fluxo misto	Água residual doméstica	0,04 - 3,8	—	416,7	166,7 ³⁾	Grady Jr. <i>et al.</i> (1999)
Não arejado, fluxo ascendente	Água residual doméstica	1,1 - 5,5	2,3 - 11,5	554,0 – 781,0	388,0 – 547,0	Mano (1996)
Arejado, fluxo descendente	Água residual doméstica	0,4 – 1,9	—	33,3 – 187,5	13,3 – 75,0 ³⁾	Silva <i>et al.</i> (2003)
Arejado, fluxo ascendente	Água residual sintética	0,15 - 0,2	0,2 - 0,3	154,0 – 170,0	—	Ros e Mejac (1991)
Arejado, fluxo ascendente	Caldo de carne	3,0	5,5 – 10,0	—	1 022,0 - 1 730,0	Nouvion <i>et al.</i> (1987)
Não arejado, fluxo ascendente	Etanol	0,9	1,8	0,0 - 20 450,0 ⁴⁾	0,0 - 5 113,0	Martins (1998)
Não arejado, fluxo ascendente	Etanol	0,8	1,7	667,0 - 1 6710,0 ⁴⁾	166,7 – 417,7	Fonseca (2000)
Não arejado, fluxo ascendente	Glucose	0,033	0,04	93,0 – 111,0	34,0 – 41,0 ⁵⁾	Tay e Show (1998)
Arejado, fluxo ascendente	Glucose	0,09 - 0,6	0,6 – 4,0	222,0 – 1479,0	82,0 – 547,0 ⁵⁾	Nabizabeh <i>et al.</i> (2000)

¹⁾ Relativamente ao volume útil disponível. A primeira carga refere-se à CQO e a segunda ao COT

²⁾ Considerando as relações estequiométricas de 0,41 g C / g acetato e 1,08 g CQO/ g acetato (Grady Jr. *et al.*, 1999)

³⁾ Admitindo um valor médio de TOC/CQO igual a 0,40 para águas residuais domésticas de tratamento secundário (ver Quadro 1.3.)

⁴⁾ Considerando as relações estequiométricas de 0,52 g C / g etanol e 2,09 g CQO/ g etanol (Grady Jr. *et al.*, 1999)

⁵⁾ Considerando as relações estequiométricas de 0,40 g C / g glucose e 1,07 g CQO/ g glucose (Grady Jr. *et al.*, 1999)

1.3. Características hidrodinâmicas de filtros biológicos

1.3.1. Aspectos gerais

O escoamento em meios porosos tem tido atenção crescente por parte da comunidade científica nos últimos vinte e cinco anos, em especial nos domínios das Engenharias Civil, Geológica e Sanitária. Os conhecimentos dos processos envolvidos na transferência de materiais nestes meios têm-se revelado de importância fundamental em domínios como o do controlo de impactes ambientais resultantes da dispersão de poluentes no solo (e.g. Curk *et al.*, 1997; Leitão *et al.*, 2001), ou o estudo da remoção de poluentes em sistemas de tratamento por biofilme fixo (e.g. Santana, 1986, Mano, 1996).

O movimento das partículas, quer do líquido, quer de solutos 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. biodegradação). Esta mobilidade pode ser afectada por características intrínsecas do meio de enchimento (e.g. porosidade, tipo de material, coeficiente de saturação e superfície específica), pela quantidade, tipo e forma de crescimento da biomassa, pelas condições de funcionamento do filtro (e.g. velocidade de escoamento e carga orgânica aplicada) e pelas suas características físicas (e.g. geometria, relação comprimento/largura ou altura/diâmetro, direcção do escoamento e sistema de ventilação).

Contrariamente ao que acontece em outras áreas da Hidráulica, na Hidráulica Sanitária, associada ao estudo e projecto de instalações de tratamento, é usual classificarem-se, em termos de escoamento, os reactores biológicos como (Arceivala, 1981; Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Santamaria *et al.*, 1999; Grady Jr. *et al.*, 1999):

- i) Reactores ideais de *mistura completa*;
- ii) reactores ideais de *fluxo pistão ou tubular*.

Esta classificação é, geralmente, definida em termos de intervalos de valores definidos para parâmetros que caracterizam a dispersão no meio, que serão definidos mais à frente. O escoamento em sistemas de tratamento por filtração é considerado, geralmente, próximo do ideal *fluxo pistão* (Arceivala, 1981; Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998).

O regime de escoamento, por outro lado, é classificado, em Hidráulica, como *laminar*, *transitório* ou *turbulento*, de acordo com limites definidos para o número de Reynolds (R_e), sendo assumido, em meios porosos, como essencialmente laminar (Lencastre, 1996; Bear e Verruijt, 1998; Quintela, 2000). No âmbito deste trabalho, que visará o estudo da remoção de residuais orgânicos num sistema de tratamento por filtração, utilizar-se-á, para a classificação do escoamento, a terminologia usualmente usada na área do tratamento de águas residuais e já referida (i.e. escoamento próximo do ideal *fluxo pistão* ou próximo do ideal *mistura completa*). A referência ao escoamento próximo do ideal *fluxo pistão* poderá ser entendida, contudo, como a presença do regime *laminar*.

Nos reactores com escoamento ideal de *mistura completa*, cada elemento de volume, entendendo-se por *elemento de volume* uma porção infinitesimal de mistura reaccional com identidade própria e com propriedades uniformes, é instantaneamente misturado e disperso no meio (i.e. em cada ponto do reactor a concentração do soluto é constante). Nos reactores com escoamento ideal em *fluxo pistão*, assume-se que cada elemento de volume abandona o reactor nas mesmas condições que entrou (i.e. cada elemento está exposto à mistura reaccional durante o mesmo período de tempo), de forma uniforme e sem se verificar mistura. Este último modelo de escoamento assume que (Levenspiel, 1986; Santamaria *et al.*, 1999; Lemos *et al.*, 2002) o perfil de velocidades é uniforme, ou seja, a velocidade é independente da posição radial, pressupondo, ainda, que não existe gradiente na direcção radial e ausência de dispersão na direcção axial (i.e. o transporte é essencialmente advectivo).

Do ponto de vista conceptual, a importância dos modelos ideais reside na sua aplicabilidade para a modelação de reactores, laboratoriais ou reais, em geral com escoamento não ideal, como se discutirá mais adiante.

O escoamento em filtros biológicos é, regra geral, refractário à análise teórica, muito por acção dos factores que afectam a mobilidade das partículas, atrás referidos, bem como devido ao estabelecimento de zonas pouco irrigadas (pouco activas), zonas de volume morto, de curto-circuito hidráulico e de recirculações internas, que podem influenciar a remoção de compostos. O perfil de velocidades, nestas condições, deixa de ser uniforme. Os ensaios com traçadores permitem avaliar a presença destas interferências.

Os reactores com escoamento não ideal, como é o caso dos filtros biológicos, apresentam características intermédias entre os ideais de *mistura completa* e de *fluxo pistão* e são, por esta razão, denominados reactores de *fluxo intermédio*, *arbitrário* ou *disperso* (Arceivala, 1981; Metcalf e Eddy, 1991).

A utilização de um único ponto de distribuição do afluente pode contribuir para a colonização heterogénea do filtro, com acumulação de maiores concentrações de compostos e de biomassa nas camadas próximas da alimentação, como constataram Mano (1996), Martins (1998), Tay e Show (1998), Fonseca (2000) e Nabizadeh *et al.* (2000). O crescimento excessivo de biomassa e a acumulação de matéria sólida em suspensão, eventualmente associados à presença de bolhas de ar e de material de enchimento desfragmentado, podem, por outro lado, conduzir à formação de zonas pouco irrigadas (permeáveis, contudo, à entrada de solutos), também designadas por zonas pouco activas, e de zonas de volume morto (não permeáveis à entrada de solutos) que, em especial estas últimas, podem contribuir para a ocorrência de curto-circuito hidráulico. A formação destas zonas conduz à colmatção progressiva do leito e ao aumento da perda de carga do escoamento, podendo daí resultar a diminuição da eficiência da remoção de compostos.

1.3.2. Transporte de massa por advecção

A mobilidade de elementos de volume num meio poroso é governada por leis elementares da conservação da massa, energia e quantidade de movimento. Tal como acontece em outras áreas da mecânica dos fluidos, a incapacidade em descrever, com detalhe, o campo de velocidades é superada através de parâmetros empíricos, introduzidos para a estimativa das forças de resistência ao escoamento. Estas leis de transporte traduzem, em geral, um fluxo de transferência por unidade de área, proporcional a um gradiente (e.g. temperatura, velocidade ou concentração) e a uma constante física de proporcionalidade (e.g. condutividade térmica, difusibilidade ou viscosidade).

O escoamento num meio poroso pode ser descrito pela lei de Darcy, desde que o regime seja laminar, *i.e.* quando Re , definido pela expressão (I.2) do Anexo I (p. 357), é inferior à unidade (Appelo e Postma, 1993; Lencastre 1996; Bear e Verruijt, 1998; Quintela, 2000). Esta lei estabelece que a velocidade do líquido, representada pelo vector *velocidade aparente* de escoamento (\mathbf{U}) numa secção do meio poroso normal à direcção do escoamento é proporcional aos tensores gradiente de carga e conductividade hidráulica, constituindo este último uma característica da permeabilidade do meio. Tratando-se de uma grandeza vectorial, \mathbf{U} pode, em coordenadas cartesianas, ser representada pelas componentes U_x , U_y e U_z nas direcções x , y e z respectivamente (onde z representa a direcção na vertical e x a horizontal). A velocidade através dos canículos de uma superfície, num determinado instante, é dada pelo vector velocidade intersticial (\mathbf{v}),

designado também por velocidade efectiva, que se relaciona, conseqüentemente, com propriedades do meio como a porosidade efectiva (n_e).

O transporte de elementos de volume, entre dois planos transversais, considerando o escoamento permanente e a concentração de soluto (C) constante em cada secção, é dado pela seguinte relação vectorial (Weber Jr. e DiGiano, 1996; Bear e Verruijt, 1998):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\mathbf{v} \frac{\partial C}{\partial \mathbf{x}} \quad (1.1)$$

que representa o *transporte de massa por advecção*, sendo \mathbf{x} o vector posição (L).

O transporte de solutos por advecção é caracterizado, portanto, por movimentos descritos pela velocidade intrínseca média das partículas do fluido, assumindo que todas se movem com a mesma velocidade, não havendo, no caso do regime laminar, flutuações em torno do valor médio temporal.

Em colunas verticais, de diâmetro pequeno, o escoamento dá-se, em geral, no plano xz , sendo comum utilizar-se uma *velocidade média aparente* (U) e uma *velocidade média intersticial* (v), na direcção longitudinal.

1.3.3. Transporte de massa por difusão e dispersão

Anteriormente considerou-se, no transporte advectivo, que os elementos do líquido se movem com a mesma velocidade, assumindo este um valor médio v . Na prática, contudo, tal não acontece já que a velocidade de cada partícula pode diferir de v . As principais razões para esta ocorrência relacionam-se com o transporte de massa por difusão, já que, à escala microscópica, todo o transporte é afectado pelos gradientes de concentração, pela tortuosidade do meio e pela heterogeneidade dos poros, que produzem quebra da uniformidade da velocidade. A velocidade média das partículas que se deslocam no centro dos poros é, geralmente, superior à das que se deslocam próximo dos grãos e, por outro lado, a tortuosidade do meio obriga-as a mudar frequentemente de direcção. Nestes termos, a velocidade das partículas pode não ser uniforme e resulta, em cada ponto do escoamento, da soma vectorial da velocidade intersticial média com uma flutuação desta velocidade, que varia em grandeza e dimensão.

Os filtros biológicos de leito imerso apresentam uma altura de líquido variável e, para determinadas condições de alimentação, pode ocorrer, nessa massa líquida, dispersão dos solutos. Esta ocorrência pode reflectir-se nas camadas superiores do meio poroso, causando alguma dispersão da velocidade intrínseca em torno de v .

O processo dispersivo pode, então, ser considerado como resultante da combinação dos seguintes mecanismos (Weber Jr. e DiGiano, 1996; Bear e Verruijt, 1998):

- i) *Transporte difusivo*: associado, à escala molecular, a movimentos aleatórios provocados pela energia térmica, pelo choque entre partículas e pelos gradientes de concentração formados, que provocam o seu deslocamento dos locais de maior para os de menor concentração;
- ii) *transporte dispersivo mecânico (ou hidrodinâmico)*: também designado, na nomenclatura anglo-saxónica, por *mixing* e responsável pela dispersão da velocidade intrínseca do soluto em torno de v ;
- iii) *dispersão de Taylor*: ocorre em sistemas onde o escoamento é, principalmente, laminar e caracterizado por um perfil de velocidades parabólico que causa uma distribuição também parabólica da frente de concentração de solutos na direcção longitudinal criando, conseqüentemente, gradientes de concentração na direcção axial.

Em escoamentos laminares a dispersão ocorre, essencialmente, por acção dos mecanismos caracterizados em i) e ii). Quando o transporte dispersivo mecânico se torna relevante, o regime de escoamento pode afastar-se do laminar, tornando-se de transição. Esta situação é referida por Levenspiel (1986) e Fogler (1999) como possível de ocorrer em zonas do leito próximas do ponto de alimentação. O regime de escoamento, tendo em conta o comprimento total do meio poroso, é, contudo, considerado laminar. O regime turbulento não é característico deste tipo de estruturas.

O mecanismo de difusão molecular ao longo de um gradiente de concentração pode, quando o escoamento é permanente, de acordo com Appelo e Postma (1993) e Weber Jr. e DiGiano (1996), ser explicado pela primeira lei de Fick, que assume que a quantidade de soluto que atravessa uma secção, por unidade de tempo, é proporcional à diferença de concentração que se verifica na vizinhança dessa secção e inversamente proporcional à distância que as separa. A segunda lei de Fick, cuja dedução é apresentada em Weber Jr. e DiGiano (1996) e Bedient *et al.*, (1999), postula que, se a concentração de soluto varia com o tempo, o transporte difusivo, num espaço isotrópico multidimensional em relação ao escoamento, pode ser descrito, no espaço cartesiano, através da seguinte relação:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{d(x)} \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{d(y)} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{d(z)} \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (1.2)$$

sendo D_d o coeficiente de difusão molecular.

No entanto, num meio poroso, onde a difusão é considerada menor que num meio não poroso (Appelo e Postma, 1993; Nunes, 1998; Bedient *et al.*, 1999), é usual definir-se um coeficiente de difusão efectivo (D_d^*) que é igual ao produto de D_d pelo parâmetro que caracteriza a tortuosidade do meio (ω). Este último parâmetro define a relação entre o comprimento real de um troço, medido entre dois pontos do meio, e a distância mais curta em linha recta entre esses dois pontos.

Nestes termos, pode considerar-se que o transporte dispersivo, à escala microscópica, resulta da combinação dos mesmos factores que influenciam o transporte difusivo, admitindo-se proporcional ao gradiente de concentrações, acrescido das condições hidrodinâmicas. Nestes termos, a Eq. (1.2), que se aplica ao segundo, permanece válida para o primeiro e, com as necessárias adaptações, o transporte dispersivo pode ser descrito pela relação (1.3) (Bear e Verruijt, 1998; Bedient *et al.*, 1999):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \mathbf{D} \frac{\partial^2 C}{\partial \mathbf{x}^2} \quad (1.3)$$

sendo \mathbf{D} o tensor de segunda ordem de dispersividade hidrodinâmica, que reflecte o produto entre os coeficientes de dispersão e a amplitude da velocidade intrínseca média nas três direcções do espaço.

A influência da velocidade no fenómeno dispersivo longitudinal pode também ser avaliada através do número de Peclet (P_e), que resulta do produto entre o número de Reynolds e o número de Schmidt, através da seguinte relação (Santamaria *et al.*, 1999; Charbeneau, 2000):

$$P_e = v d_p / D_d^* \quad (1.4)$$

onde d_p é o diâmetro médio das partículas na coluna.

Em colunas laboratoriais de fluxo vertical, constituídas por meios isotrópicos e homogéneos, considera-se, normalmente, que \mathbf{D} apresenta direcções principais paralelas ($D_z = D_L$) e perpendiculares ($D_x = D_T$) à velocidade v , designando-se D_L por coeficiente de dispersão longitudinal e D_T por coeficiente de dispersão transversal. De acordo com Appelo e Postma (1993) e Nunes (1998), para valores de Pe inferiores a 1,0, D_L é controlada pelo processo difusivo, já que os solutos são movidos maioritariamente por acção do gradiente de concentrações e $D_L \cong D_d$. Para valores de Pe superiores 10,0, D_L passa a ser controlada pelo processo advectivo. O mesmo se pode aplicar a D_T , para valores de Pe inferiores 1,0, D_T é controlada pelo processo difusivo; para valores de Pe superiores 100,0, é controlada pelo processo advectivo.

A acção dos mecanismos de advecção (Eq. (1.1)) e de dispersão mecânica e difusão (Eq. (1.3)) podem ser combinados por adição dos respectivos termos, obtendo-se a relação que traduz o *transporte advectivo-dispersivo* em meios porosos (Appelo e Postma, 1993; Weber e DiGiano, 1996; Bedient *et al.*, 1999):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \mathbf{D} \frac{\partial^2 C}{\partial \mathbf{x}^2} - \mathbf{v} \frac{\partial C}{\partial \mathbf{x}} \quad (1.5)$$

De acordo com Bedient *et al.* (1999), se o transporte for maioritariamente advectivo, o movimento de solutos aproxima-se do ideal *fluxo pistão*. Se o transporte for maioritariamente difusivo, o escoamento pode afastar-se ideal do *fluxo pistão*. Em colunas laboratoriais de comprimento finito, esta situação pode ocorrer, em zonas do meio poroso próximas da entrada, especialmente se o leito for imerso com uma pequena altura de líquido, devido à ocorrência de mecanismos de mistura neste volume de líquido. A contribuição do termo difusivo na Eq. (1.5) está incluída no termo que caracteriza a dispersão. Na maioria dos casos práticos, o segundo termo é muito superior ao primeiro e negligencia-se este último.

1.3.4. Transporte de massa por reacção

A equação fundamental do transporte de poluentes em meios porosos é a da conservação da massa (Cherboneau, 2000), de acordo com a qual, a quantidade de massa que entra num troço do meio é igual à que sai, deduzida da que ficou retida e adicionada da que foi produzida, por acção de processos abióticos e bióticos, no mesmo troço, num dado intervalo de tempo.

Durante o tempo, e ao longo da distância em que ocorre transporte de massa, processam-se reacções químicas e bioquímicas mais ou menos rápidas, reversíveis ou irreversíveis, entre a matriz aquosa, o meio poroso sólido e os solutos, podendo retardar ou acelerar os processos envolvidos. O efeito destas reacções no transporte de massa é,

geralmente, incorporado na Eq. (1.5) através da adição do termo reactivo ($\sum_{i=1}^{N_R} R_i$),

representado R_i as várias reacções envolvidas. Os mecanismos mais frequentes são a *sorção*, a *degradação química* e a *degradação bioquímica (biodegradação)*.

A *sorção* compreende os mecanismos de *absorção* e de *adsorção*. A *absorção* consiste, genericamente, no transporte de solutos para o interior de uma matriz de material absorvente por acção de forças de natureza química ou física. A *adsorção* ocorre quando, na presença de um fluido gasoso, os solutos são removidos do meio líquido e

imobilizados à superfície de uma matriz, em geral sólida, por forças electrostáticas (adsorção física) ou químicas (adsorção química). Quando o soluto se desprende da matriz e regressa ao fluido, o mecanismo é designado por *dessorção*.

Admitindo que a reacções de adsorção são rápidas e principalmente controladas pelo estado de equilíbrio de fases (van Genuchten e Alves, 1982), embora, como refere Moura (2001), para certas condições de reacção tal possa não acontecer, e para a mesma temperatura, é possível estabelecer uma relação entre a concentração de soluto adsorvido (C_s), *i.e.* presente na fase sólida, e a que se encontra na fase aquosa (C). Esta relação é usual designar-se por *isotérmica* (Weber e Digiano, 1996; Bedient *et al.*, 1999; Charbeneau, 2000). C_s é usualmente apresentada em termos de massa de soluto adsorvido ou dessorvido por unidade de massa do meio de enchimento. Uma relação entre C e C_s pode ser obtida experimentalmente através da realização de ensaios de adsorção adicionando diferentes concentrações de soluto a amostras do meio poroso.

As isotérmicas mais utilizadas em processo de transporte de solutos são as de Freundlich, não linear de Langmuir e linear (Appelo e Postma, 1993; Weber e Digiano, 1996; Bear e Verruijt, 1998; Bedient *et al.*, 1999; Charbeneau, 2000). A isotérmica de Freundlich é, geralmente, atribuída a matrizes sólidas com capacidade infinita de adsorção, onde C_s aumenta com o aumento de C , não prevendo qualquer estado de saturação. A isotérmica não linear de Langmuir ocorre, geralmente, em matrizes sólidas com capacidade finita de adsorção, onde C_s aumenta com o aumento de C , numa única camada de cobertura, até atingir um estado de saturação. Em meios com capacidade finita de adsorção, quando a concentração de soluto é suficientemente baixa, a isotérmica é do tipo linear ou de Henry, assumindo-se o equilíbrio como instantâneo.

Em situação de equilíbrio de adsorção, considerando a isotérmica linear, qualquer alteração temporal na concentração do soluto provoca uma alteração na concentração de C_s , que pode ser descrita pela seguinte relação (Campos, 2001; Moura, 2001):

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = \frac{\partial C_s}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} = k_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (1.6)$$

onde k_d representa um coeficiente de distribuição empírico, que mais não é do que o declive da recta C_s vs C .

A acumulação de massa de soluto na superfície da matriz sólida é proporcional à remoção do soluto do líquido e, de acordo com Appelo e Postma (1993), essa relação pode ser representada pela Eq. (1.7).

$$\frac{\rho_b}{n_e} \frac{\partial C_s}{\partial t} = k_d \frac{\rho_b}{n_e} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (1.7)$$

onde ρ_b é a massa volúmica do meio poroso. Ou seja, quando uma quantidade de massa de soluto é removida da fase aquosa num determinado intervalo de tempo, outra quantidade equivalente de soluto acumular-se-á na matriz sólida num intervalo de tempo semelhante.

O termo reactivo da Eq. (1.7) pode, portanto, ser incorporado na Eq. (1.5), resultando a equação que representa o modelo de *advecção-dispersão-reacção* (ADR):

$$\frac{\partial C}{\partial t} \left(1 + k_d \frac{\rho_d}{n_e} \right) = \mathbf{D} \frac{\partial^2 C}{\partial \mathbf{x}^2} - \mathbf{v} \frac{\partial C}{\partial \mathbf{x}} \quad (1.8)$$

onde $\left(1 + k_d \frac{\rho_d}{n_e} \right) = R$ é o factor de retardamento, adimensional, do transporte de massa

adveectivo-dispersivo-reactivo e exprime a variação da massa de soluto devido à ocorrência de reacções químicas como a adsorção. Sempre que ocorre adsorção, R assume valores superiores à unidade.

Várias formas destas equações têm sido utilizadas para inúmeras aplicações em meios porosos como, por exemplo, o estudo da percolação de poluentes orgânicos (Chapra, 1997; Bedient *et al.*, 1999; Cherbeneau, 2000; Vargas *et al.*, 2001), o transporte de nitrato (Santos *et al.*, 1999) ou de metais pesados (van Genuchten, 1980; Leitão *et al.*, 2001) em solos ou, ainda, para o estudo das características hidrodinâmicas em filtros utilizando traçadores (Fdz-Polanco *et al.*, 1996; Mano, 1996; Zarook *et al.*, 1998; Martins, 1998; Bedient *et al.*, 1999; Tay e Show, 1998; de Nardi *et al.*, 1999; Fonseca, 2000; Singh, 2003).

O modelo ADR (Eq. (1.8)) apresenta, como soluções, equações diferenciais parciais (EDP) do tipo parabólico ou elíptico. Na forma tridimensional (3-D), estas equações só podem ser resolvidas com o recurso a métodos numéricos como, entre outros, o das diferenças finitas e o dos elementos finitos, com as limitações inerentes à dispersão e oscilação numéricas. A forma bidimensional (2-D) daqueles modelos considera, normalmente, o transporte nas direcções longitudinal e transversal, podendo a componente adveectiva aparecer apenas numa direcção, a longitudinal. Podem ser utilizados a dados resultantes, quer de ensaios de campo onde, geralmente, se considera que o escoamento ocorre na horizontal em aquíferos confinados (Bear e Verruijt, 1998; Nunes, 1998), quer de testes em laboratório (Bear e Verruijt, 1998; Bedient *et al.*, 1999). Weber Jr. e DiGiano (1996), Bedient *et al.* (1999) e Cherbeneau (2000) apresentam

algumas soluções analíticas e semi-analíticas, deduzidas admitindo simplificações ao nível das condições iniciais e de fronteira.

A degradação de compostos pode ocorrer quer através de processos abióticos (*degradação química*), sendo os mecanismos mais comuns a hidrólise, as reacções de oxidação-redução e certas reacções de eliminação, quer por acção de microrganismos (*degradação biológica* ou *biodegradação*), aparecendo, como produtos finais, entre outros, dióxido de carbono (CO₂), água (H₂O) a compostos inorgânicos simples (e.g. amónio e nitratos).

A perda de massa devida ao decaimento químico, tem sido associada à degradação do soluto, quer na fase aquosa, quer quando este se encontra aglomerado à matriz sólida (van Genuchten e Alves, 1982), assumindo-se que a taxa de eliminação é proporcional à sua concentração, de acordo com uma reacção de primeira ordem (Cherbeneau, 2000; Vargas *et al.*, 2001). O decréscimo de massa por acção do decaimento químico, não é analisado no âmbito deste trabalho.

A *biodegradação* é entendida, no âmbito deste trabalho, como a transformação de compostos orgânicos em produtos finais simples por acção de agentes biológicos e será objecto de análise detalhada no ponto 1.4.

1.3.5. Avaliação das características hidrodinâmicas

Uma abordagem para estudar as características do escoamento pode passar, como sugere Lemos *et al.* (2002), por considerar o filtro como uma *caixa preta*, não se conhecendo pormenores do seu interior, e analisar unicamente, do ponto de vista estatístico, relações entre entrada e a saída. É nesta abordagem que se enquadra a teoria da distribuição dos tempos de residência (DTR). A informação obtida pode ser utilizada para a avaliação de interferências no escoamento, tornando-se uma fonte de informação importante para a detecção de problemas de operação, a definição de planos de acção e o estabelecimento de critérios de dimensionamento para sistemas semelhantes.

Um dos métodos aplicáveis ao estudo das características hidrodinâmicas num filtro, desde que o escoamento seja permanente, são os ensaios de traçagem que, ao detectarem e avaliarem desvios do escoamento ideal podem permitir otimizar as condições de funcionamento do sistema. Uma das técnicas mais utilizadas é a de *estímulo-resposta* (Levenspiel, 1986; Arceivala, 1981 e 1986; Crites e Tchobanoglous, 1998; Fogler, 1999), que permite determinar as funções, quer da idade interna, quer da

distribuição dos tempos de residência dos elementos de volume à saída de um sistema, também denominadas por curvas DTR. Consistem, basicamente, na introdução de um composto não reactivo (traçador) com o meio, à entrada do leito (*estímulo*), e na avaliação da reacção à saída (*resposta*). Os elementos de volume do traçador tomam diferentes percursos ao longo do leito, o que lhes confere diferentes tempos de residência no interior do mesmo. A distribuição desses tempos é que define a curva DTR.

O traçador deve ser inerte, estável, não reactivo com o meio, facilmente detectável e com densidade e viscosidade semelhantes às do líquido (Levenspiel, 1986; Fogler, 1999; Santamaria *et al.*, 1999; Lemos *et al.* 2002). de Nardi *et al.* (1999), em ensaios utilizando filtros anaeróbios horizontais, constatou que a utilização de traçadores com diferentes características, para as mesmas condições de operação, conduziu a diferentes curvas DTR, com interpretações distintas para as diferentes interferências detectadas. Utilizando seis traçadores diferentes, concluiu que os de maior peso molecular (*e.g. Azul Dextran*) reproduziram melhor os desvios detectados no filtro. Fdz-Polanco *et al.* (1996), utilizando dois materiais de enchimento (sepiolite e pozolana), concluíram que, traçadores com elevado peso molecular, como o *Azul Dextran*, reproduziam melhor o comportamento hidrodinâmico de grandes moléculas, pois apresentavam menor difusão para o interior dos suportes sólidos, independentemente das condições de operação.

Os tipos de ensaios *estímulo-resposta* mais utilizados são (Levenspiel, 1986; Arceivala, 1981 e 1986; Fogler, 1999): a injeção discreta (*ensaio por impulso instantâneo*) ou contínua (*ensaio em degrau*) de um composto. A resposta ao ensaio pode ser apresentada em termos de curvas da concentração do traçador em função do tempo de ensaio do tipo $C(t)$ (Levenspiel, 1986, Arceivala, 1981 e 1986; Fogler, 1999).

A distribuição das idades externas dos vários elementos de volume, para o ensaio por injeção discreta de um volume de traçador, é uma função densidade de probabilidades, com unidades de T^{-1} , definida (Lemos *et al.*, 2002) pela fracção dos elementos de volume à saída do filtro, com tempos de residência entre t e $t+dt$, designada por $E(t)$. O somatório das fracções, para todos os tempos de residência, será, portanto, igual à unidade.

A relação entre as curvas $E(t)$ e $C(t)$ é dada pela seguinte expressão (Levenspiel, 1986; Fogler, 1999; Santamaria *et al.*, 1999):

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (1.9)$$

A informação recolhida nos ensaios de traçagem pode ser utilizada para o diagnóstico do funcionamento, a modelação ou a previsão de propriedades (*e.g.* concentrações,

conversões e selectividade) do filtro. A análise e interpretação das curvas DTR incluem, em geral, a determinação de propriedades da distribuição, como a tendência central dos dados, através da estimativa de momentos, como o tempo médio de residência (t_m) e a variância (s^2), e o ajustamento paramétrico de modelos teóricos aos dados experimentais.

O tempo médio de residência (t_m), primeiro momento da curva $E(t)$, com unidades T, representa o centróide da área definida pela curva e pode ser determinado através da integração da área sob a curva. A variância (s^2), segundo momento da curva $E(t)$, reflecte a dispersão da distribuição, tem unidades T^2 e pode ser estimada a partir do primeiro momento. A maior ou menor dispersão dos pontos numa curva resposta permite avaliar se o escoamento se aproxima ou se afasta do ideal *fluxo pistão*. Para mais facilmente se compararem os resultados de vários ensaios, é usual, de acordo com Levenspiel (1986), Fogler (1999) e Santamaria *et al.*, (1999), estimar o tempo médio de residência adimensional ($t_{(m,\theta)}$), que traduz o quociente t_m/τ , sendo τ o tempo de retenção hidráulico teórico (dado pelo quociente entre o volume do meio poroso (V_p) e o caudal médio afluente), e a variância adimensional (s^2_θ), que traduz a relação s^2/t_m^2 .

O ajustamento paramétrico de modelos teóricos envolve, em geral, a estimativa dos parâmetros característicos através, tal como referem Levenspiel (1986), Arceivala (1981 e 1986), Fogler (1999) e Santamaria *et al.* (1999), da utilização de técnicas como os métodos dos momentos ou não linear dos mínimos quadrados. A utilização de índices ou parâmetros com suporte empírico ou semi-empírico pode dar uma indicação rápida, mas menos precisa, do tipo de escoamento (Morgan-Sagastume *et al.*, 1999).

No ajustamento dos modelos teóricos a dados experimentais é comum utilizar-se as concentrações ($\Psi_i = C_i/C_0$), o tempo ($\theta_i = t_i/\tau$) e as distâncias ($\zeta = z/L$) em valores adimensionais para mais facilmente comparar resultados de vários ensaios à mesma escala (Levenspiel, 1986; Rangaiah e Krishnaswamy, 1990; Fogler, 1999). Obtém-se, desta forma, uma curva resposta normalizada $E(\theta)$, dada pela Eq. (1.10), que mais não é que a função $E(t)$ expressa em unidades adimensionais, sendo θ o tempo de residência adimensional.

$$E(\theta) = t_m E(t) \quad (1.10)$$

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

A ocorrência de zonas pouco irrigadas, zonas de volume morto, do curto-circuito hidráulico e de recirculações internas, pode ser detectada através da realização de testes de consistência sobre os resultados obtidos na determinação das curvas DTR. Os testes mais utilizados são o tempo médio de residência adimensionalizado ($T_{(m,\theta)}$) da curva $E(\theta)$, e a taxa de recuperação de traçador que reflecte a razão entre a massa total de traçador detectada no efluente (M_s) e a massa inicialmente introduzida (M_0).

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

A taxa de recuperação de traçador (M_s/M_0) pode, também, fornecer informações sobre os mecanismos causadores de resistência ao escoamento. Valores baixos daquele rácio, podem indicar a ocorrência de mecanismos de retenção no meio poroso se, simultaneamente, se observarem longas caudas na curva de resposta. O valor de M_s pode ser estimado através da integração gráfica da área sob a curva resposta $C(t)$ e do caudal escoado. Considerando um balanço de massa ao sistema, M_s pode, então, ser calculado através da Eq. (1.11).

$$M_s = \int_0^{\infty} Q C(t) dt \quad (1.11)$$

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

Alguns destes processos podem retardar a saída do traçador, que se manifesta, na prática, por uma cauda mais ou menos longa na curva de resposta ao ensaio. Para minimizar este efeito, além da selecção de um traçador não reactivo, o tempo de ensaio deve ter uma duração suficiente, que permita a colecta da totalidade do traçador à saída. Arceivala (1981) recomenda ensaios com a duração de quatro a dez vezes o tempo de retenção hidráulico teórico (τ) e amostragens a intervalos de tempo regulares (e.g. cada 15 minutos). Mano (1996), Martins (1998) e Fonseca (2000) obtiveram taxas de recuperação de traçador superiores a 90,0%, em ensaios com tempos de execução triplos do valor de τ .

Existem vários modelos matemáticos, de concepção mais ou menos complexa, com uma, duas ou mais variáveis ajustáveis, cujas soluções analíticas podem ser utilizadas para explicar o escoamento não ideal em filtros biológicos. Os mais comuns são os modelos de uma variável (e.g. soluções analíticas 1-D dos modelos ADR e *N compartimentos em série*) e os modelos de múltiplos parâmetros. Todos podem ser ajustados a dados obtidos experimentalmente no domínio temporal (Levenspiel, 1986; Arceivala, 1981 e 1986; Rangaiah e Krishnaswamy, 1990; Santamaria *et al.*, 1999; Fogler, 1999). Modelos com um parâmetro representam adequadamente, de acordo com Levenspiel (1986), filtros com leito imerso e compacto, enquanto modelos com dois a seis parâmetros podem representar satisfatoriamente leitos fluidizados.

O aparecimento de caudas longas torna difícil o ajustamento de modelos para reproduzirem as curvas RTD com fiabilidade (Levenspiel, 1986; Santamaria *et al.*, 1999). De acordo com o sugerido por Levenspiel (1986) e o observado nos estudos de Riemer *et al.* (1980) e Fdz-Polanco *et al.* (1996), o modelo de *N compartimentos em série* (NCS) com volume morto é o que apresenta melhores resultados nestes casos.

Martins (1998), em experiências com filtros biológicos para o estudo da desnitrificação, ajustou satisfatoriamente o modelo NCS para treze (ensaio sem biomassa) e nove (presença de biomassa e carga máxima de nitrito) compartimentos, concluindo que o escoamento se aproximou do ideal *fluxo pistão*. Fonseca (2000), utilizando uma instalação laboratorial semelhante, obteve um ajustamento satisfatório para vinte e um e seis compartimentos na ausência e presença de biomassa, respectivamente, tendo chegado a idêntica conclusão.

Tay e Show (1998), através de ensaios de traçagem, estudaram o comportamento hidrodinâmico de três filtros biológicos anaeróbios de leito imerso, com e sem arejamento do leito e carga orgânicas variável, utilizando meios de enchimento diferentes. Obtiveram melhores ajustamentos às curvas DTR com uma solução analítica do modelo ADR, tendo concluído que o escoamento, nos três filtros, se aproximava do ideal *fluxo pistão*, com larga dispersão nos ensaios com biomassa. Nos ensaios realizados a cargas orgânicas mais elevadas, verificaram ainda aumento significativo de curto-circuito hidráulico. No leito cujo meio de enchimento apresentava maior porosidade e menor superfície específica observaram, contudo, menor curto-circuito hidráulico.

Nabizadeh *et al.* (2000), utilizando diferentes velocidades de escoamento, na ausência e na presença de arejamento, verificaram que a dispersão aumentava com a razão de arejamento, mas era independente do tempo de retenção hidráulico teórico.

A estimativa do volume morto (V_m) em filtros biológicos é tão importante, como difícil de estabelecer. O constante crescimento de microrganismos e a libertação, quer de biomassa em decaimento, quer de subprodutos da reacção permitem a acumulação de material sólido nos espaços disponíveis para o escoamento, contribuindo para a variabilidade do volume útil e, conseqüentemente, do tempo de retenção hidráulico. Regra geral, o volume morto é estimado por aproximação, considerando-se o somatório de fracções correspondentes ao volume seco (aprisionado dentro de aglomerados de grãos e nas zonas de contacto entre partículas) e ao que é circunscrito pelas bolsas de biomassa. Este valor pode ser estimado, quer através das curvas DTR, quer por medição directa do volume de líquido drenado, ou através da pesagem das colunas em carga, como comprovam os estudos de Karamanev *et al.* (1994).

Estes últimos autores, utilizando aglomerados de material sólido compactado, com porosidade entre 0,80 e 0,90, e cloreto de sódio como traçador, avaliaram os mecanismos responsáveis pela resistência ao escoamento, para velocidades entre 0,04 m h⁻¹ e 72,0 m h⁻¹. Até 3,7 m h⁻¹ observaram que o escoamento ocorria, quer através do interior dos aglomerados, quer através dos espaços exteriores (*i.e.* entre unidades do aglomerado), aumentando a dispersão com a velocidade. A partir daquele valor de velocidade, apenas ocorreu escoamento exterior, e a dispersão teve um comportamento inverso, devido à maior resistência à difusão do cloreto de sódio para o interior dos aglomerados.

1.4. Processos microbiológicos em meios porosos

1.4.1. Formação de biofilmes

Os microrganismos, fixos ou em suspensão, presentes nos filtros biológicos interferem nos processos físicos e químicos que determinam as condições de escoamento no meio e alteram o estado dos compostos, condicionando a distribuição, quer de solutos, quer de produtos das reacções. Entre as acções mais importantes incluem-se a transformação de substâncias orgânicas e inorgânicas, alterações na estrutura do material de enchimento devido, por exemplo, a processos corrosivos, ou por fricção, e variação da viscosidade do líquido, que podem contribuir para a redução do volume disponível para escoamento e para o aumento da perda de carga.

As transformações bioquímicas são realizadas por um conjunto de enzimas segregadas por uma matriz de microrganismos que pode incluir, essencialmente, algas, bactérias, fungos, protozoários e vírus, constituindo as bactérias o grupo mais importante. Esta

massa biológica (biomassa) encontra-se, essencialmente, fixa à superfície do material de enchimento, formando o designado filme biológico (biofilme), embora, como referem Criddle *et al.* (1991), também possam coexistir aglomerados de biomassa nos espaços intersticiais do meio, que se podem deslocar, ou não, em função das forças de pressão devidas ao escoamento. Dado o importante papel das enzimas nos mecanismos bioquímicos envolvidos, os compostos orgânicos e inorgânicos utilizados para a actividade microbiológica são genericamente designados por *substrato*.

O biofilme é uma estrutura complexa constituída, de acordo com Criddle *et al.* (1991) e Grady Jr. *et al.* (1999), por uma matriz de células e produtos celulares, como polímeros extracelulares, ligados a superfícies sólidas, cuja formação se deve a mecanismos de transporte por advecção e difusão, seguidos de adesão e consolidação através de ligações físico-químicas, como é ilustrado na Figura 1.2. A espessura do biofilme maduro pode variar entre 0,05 cm e 2,0 cm (Arvin e Harremoos, 1990; Tjihuis *et al.*, 1994; Harremoos, 1994) dependendo, entre outros factores, do tipo de material sólido utilizado, do volume disponível para crescimento, da velocidade do escoamento, do tipo e quantidade de substrato e de nutrientes disponíveis e do ambiente bioquímico.

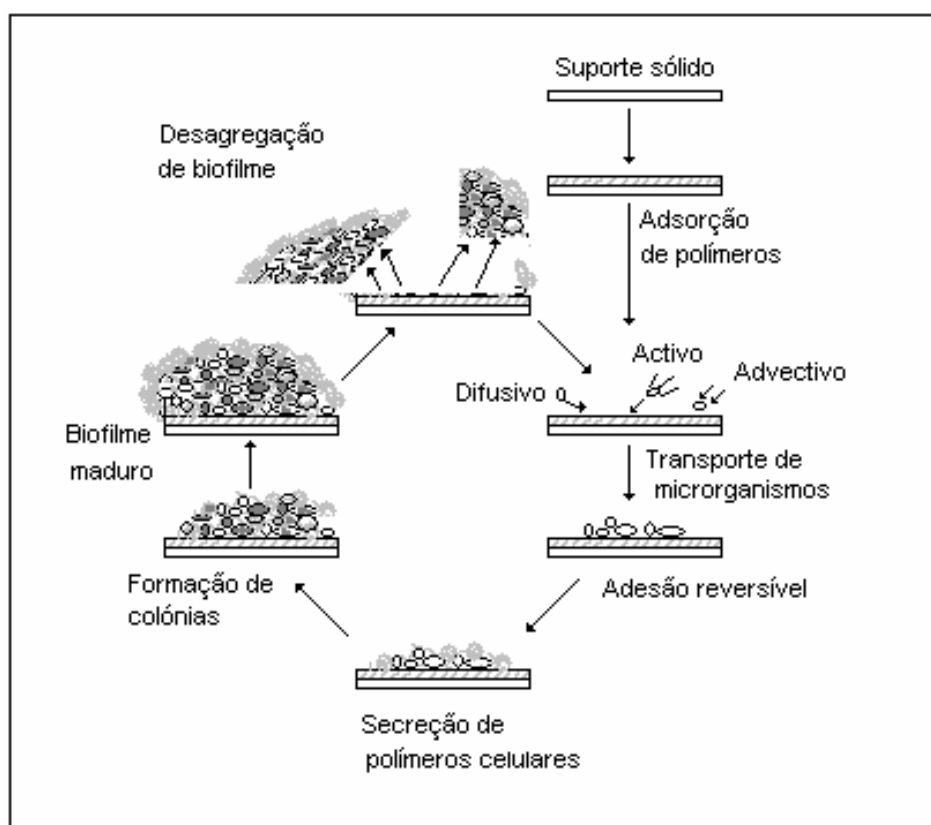


Figura 1.2. – Representação esquemática da formação de um biofilme (adaptada de Criddle *et al.*, 1991)

Aglomerados de produtos da reacção e de biomassa em fase de decaimento, que constituem o biofilme pouco activo (Grady Jr. *et al.*, 1999), vão sendo removidos pela fricção provocada pelo próprio escoamento. A acumulação de sólidos ao longo do ciclo de operação pode, a partir de determinadas quantidades, colmatar o leito, contribuindo para o aumento da perda de carga, não permitindo, por outro lado, a remoção das camadas pouco activas. A remoção, quer do material sólido retido, quer do biofilme em fase de decaimento, pode realizar-se através da lavagem do leito.

1.4.2. Aspectos cinéticos

Os microrganismos responsáveis pela remoção de substratos necessitam de condições ambientais estáveis para o seu crescimento e manutenção. Estas condições, que condicionam a taxa de crescimento celular, directamente proporcional à taxa de consumo do substrato, podem ser garantidas através, entre outros factores, do controlo do pH, da regulação da temperatura, da adição de micro e macronutrientes, da inclusão ou exclusão de oxigénio dissolvido (OD) e da manutenção de condições hidrodinâmicas e de tempos de residência que favoreçam o contacto entre a biomassa e os substratos. O rendimento de um filtro biológico, e a remoção de substratos, podem, em condições de estabilidade, ser controlados através do controlo da taxa de crescimento dos microrganismos.

As condições referidas de *estabilidade* em sistemas de tratamento por filtração referem-se a um estado considerado *estacionário* em que, em cada ponto do leito, a remoção de substrato e o crescimento celular são assumidos como não variáveis no tempo, podendo, contudo, variar de ponto para ponto (por analogia, trata-se de um estado semelhante ao *permanente* utilizado anteriormente para o escoamento do líquido).

As reacções no interior do biofilme são precedidas, contudo, do transporte de substratos da fase líquida para a sua superfície. Em termos de modelação, como existe também a presença da fase gasosa, é usual definirem-se, de acordo com Criddle *et al.* (1991), Grady Jr. *et al.* (1999) e Vanhooren, (2003), quatro etapas associadas à difusão de substratos e de gases:

- i) Transporte de gases da fase gasosa para a fase líquida e vice-versa (*e.g.* o oxigénio é transportado para a fase líquida, sendo utilizado com aceitador de electrões em processos degradativos aeróbios, enquanto que o CO₂, formado naqueles processos, é removido em sentido contrário);
- ii) difusão de gases e de substratos na fase líquida;

- iii) difusão de gases e de substratos no biofilme líquido (camada exterior do biofilme);
- iv) difusão de gases e de substratos para o interior do biofilme, seguida de reacção e de libertação dos subprodutos formados.

Estas etapas, bem como a direcção e sentido do escoamento e da difusão de gases e de substratos, são, esquematicamente, representadas na Figura 1.3., sendo S_0 , S_s e S_f as concentrações de substrato inicial, à superfície do biofilme e num ponto no interior do biofilme, respectivamente, e L_f a espessura do biofilme.

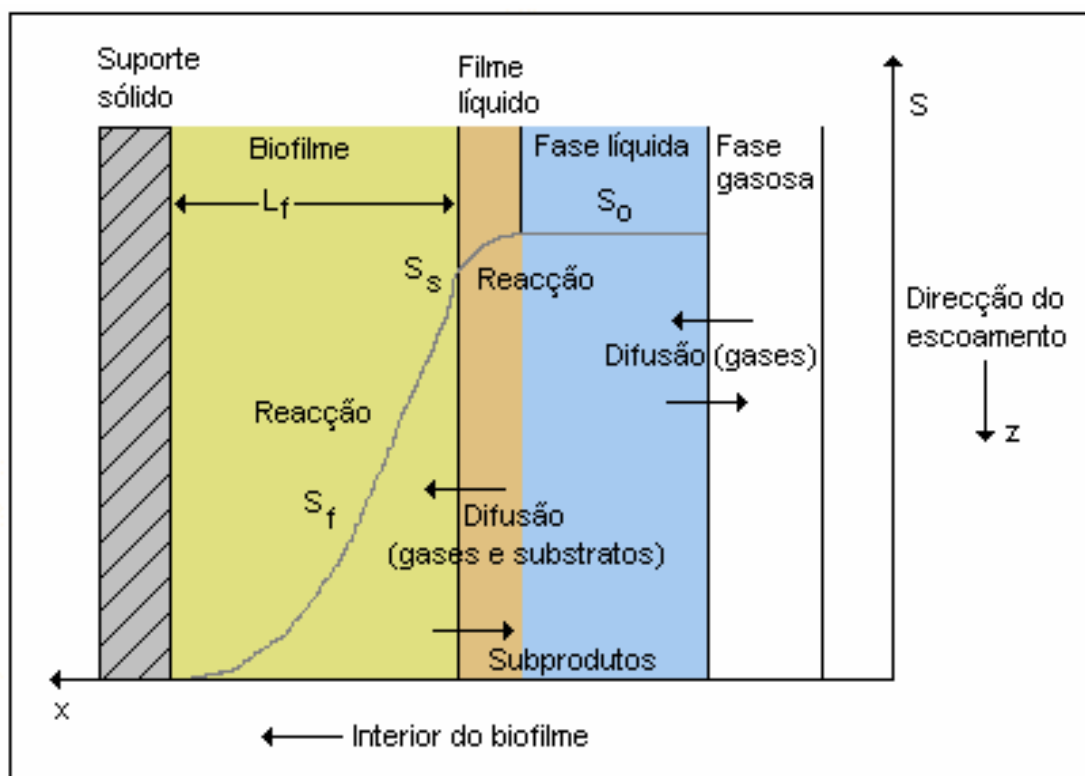


Figura 1.3. – Representação conceptual de um biofilme (adaptada de Grady Jr. *et al.*, 1999; e Vanhooren, 2003)

O consumo de substrato no interior do biofilme, em condições *estacionárias*, é, geralmente, descrito pela seguinte expressão (Rittmann e McCarty, 1980a):

$$\frac{d^2 S_f}{dx^2} = \frac{k S_f X}{D_f (K_S + S_f)} \quad (1.12)$$

sendo D_f o coeficiente de difusão do substrato no interior do biofilme. O coeficiente de difusão molecular no biofilme é difícil de determinar, pelo que o seu valor é, na ausência de dados experimentais, considerado, de acordo com Chen e Bungay (1981) e Henze *et al.* (1997), como 80,0% a 90,0% do valor estimado para a fase líquida (este último foi referido no ponto 1.3.3. e representado por D_d na Eq. (1.2)).

As taxas de consumo de substrato e de crescimento celular podem, portanto, ser limitadas pelos mecanismos responsáveis pelo transporte e reacção no biofilme (Figura 1.3.), ou seja, quer pelos coeficientes de difusão de gases e de substrato para o interior do biofilme e no biofilme, quer pela cinética das reacções que é, geralmente, assumida de ordem zero (Harremoes, 1994; Mano, 1998; Vanhooren, 2003).

Apesar dos biofilmes apresentarem uma natureza heterogénea é usual, de acordo com Namkung *et al.* (1983), Suidan *et al.* (1987) e Grady Jr. *et al.* (1999) assumir-se que o transporte de substrato para o seu interior, por difusão molecular, possa ser descrito primeira Lei de Fick. A remoção de substrato, que é condicionada pela ordem da reacção no interior do biofilme, pode ser afectada pelo tipo de penetração do substrato que, por sua vez, está relacionado com o coeficiente de difusão no meio e com a espessura do biofilme. Se o biofilme é pouco espesso, em geral, a penetração do substrato é total e a cinética é de ordem zero, sendo a taxa de consumo de substrato considerada independente da sua concentração e definida pela relação apresentada na Eq. (1.13). Para biofilmes espessos, a penetração pode ser parcial e a cinética pode apresentar reacção de ordem entre zero e a unidade, sendo mais comum considerá-la de $\frac{1}{2}$ ordem. A taxa de consumo de substrato é, neste caso, de acordo com Arvin e Harremoes (1990), proporcional à concentração de substrato, sendo definida pelas Eq. (1.14) e (1.15)

$$r_s = k_0 = k_{0(b)} L_f \quad (1.13)$$

$$r_s = k_{\frac{1}{2}(b)} S^{\frac{1}{2}} L_f^{-\frac{1}{2}} \quad (1.14)$$

$$k_{\frac{1}{2}(b)}^{\frac{1}{2}} = \left(2 D_f k_{0(b)}\right)^{\frac{1}{2}} \quad (1.15)$$

onde k_0 a constante cinética de ordem zero relativamente ao consumo de substrato, $k_{0(b)}$ a constante cinética de ordem zero relativamente ao consumo de substrato por unidade de área de biofilme e $k_{\frac{1}{2}(b)}^{\frac{1}{2}}$ a constante cinética de $\frac{1}{2}$ ordem relativamente ao consumo de substrato no biofilme.

A relação entre as duas situações anteriores, de acordo com Santana (1986) e Hagedorn-Olsen *et al.* (1994), pode ser definida pelo coeficiente β_b , apresentado na Eq. (1.16), que representa a razão da penetração. Quando este coeficiente assume valores superiores à unidade, o biofilme é considerado totalmente penetrado e o substrato é removido de acordo com uma cinética de ordem zero. Valores de β_b inferiores à unidade são característicos de biofilmes espessos, onde a penetração do substrato pode ser parcial, sendo este removido, geralmente, de acordo com uma cinética de $\frac{1}{2}$ ordem.

$$\beta_b = \left(\frac{2 D_f S}{k_{0(b)} L^3} \right)^{1/2} \quad (1.16)$$

Na Figura 1.4. apresentam-se, a título exemplificativo, dois tipos de penetração de biofilme por três compostos (carbono orgânico, ião nitrato e oxigénio molecular). Na representação identificada por a), o biofilme é espesso, ocorrendo três ambientes diferentes (aeróbio, anóxico e anaeróbio), sendo a penetração de qualquer dos constituintes parcial. Neste caso, qualquer dos compostos apresenta-se limitante, em diferentes níveis do biofilme, observando-se a seguinte ordem de limitação: oxigénio, ião nitrato e carbono orgânico. Na representação b), o biofilme é pouco espesso, não permitindo a manutenção de uma camada anaeróbia, e a penetração, quer do carbono, quer do ião nitrato é total. Apenas o oxigénio é limitante.

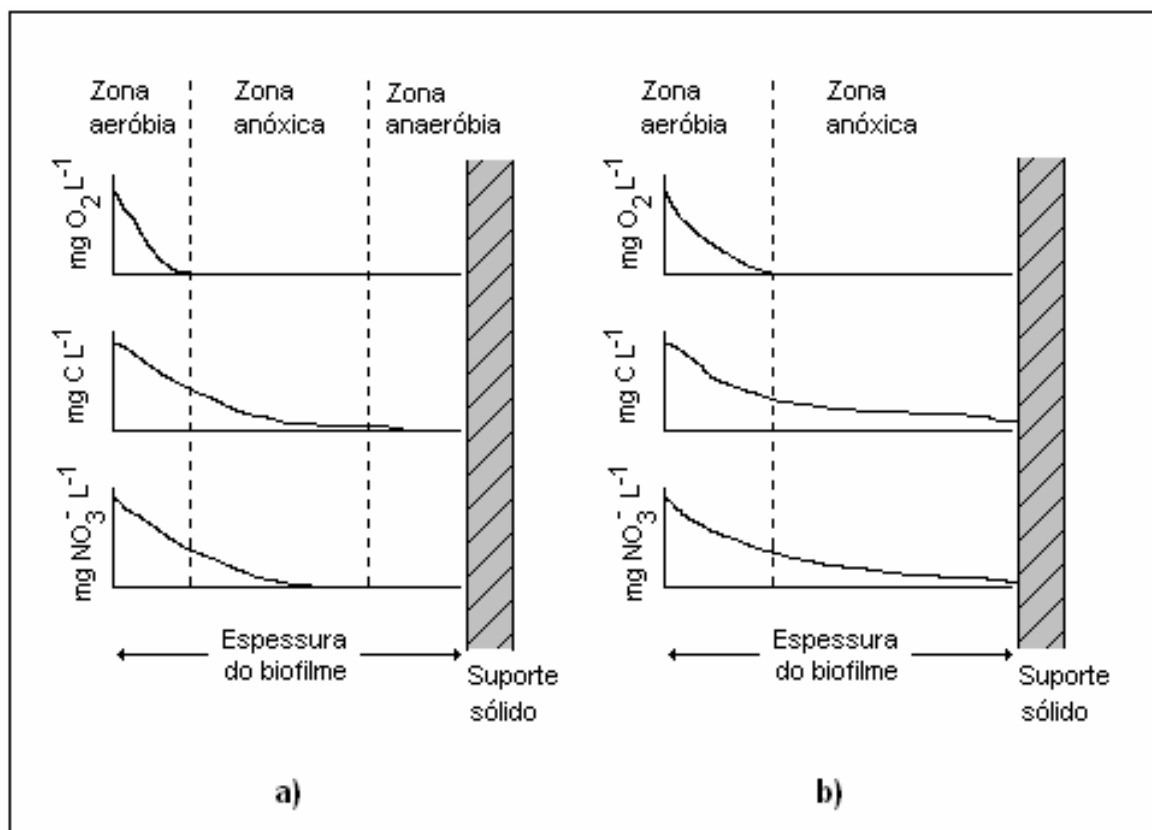


Figura 1.4. – Representação esquemática da penetração de carbono orgânico, ião nitrato e oxigénio molecular no biofilme. a) biofilme espesso e b) biofilme pouco espesso (adaptada de Hagedorn-Olsen *et al.*, 1994)

A fracção de biofilme que é penetrada pelo substrato depende, também, como referem os estudos de Vieira e Melo (1999), da velocidade do escoamento. Velocidades baixas permitem a formação de biofilmes espessos e, apesar da remoção de substrato ser mais

elevada, a sua penetração é apenas parcial. Velocidades elevadas permitem a formação de biofilmes finos, mais densos e estáveis, sendo as taxas de remoção de substrato, contudo, mais baixas, apesar da penetração ser completa.

A modelação da biodegradação envolve, geralmente, o desenvolvimento de equações baseadas em reacções cinéticas apropriadas. Entre os formalismos mais utilizados encontram-se (Metcalf e Eddy, 1991; Henze *et al.*, 1997; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999; Bedient *et al.*, 1999): a cinética de Monod; reacções de decaimento de ordem zero e de primeira ou segunda ordem; ou reacções cinéticas instantâneas.

As equações básicas da cinética enzimática foram desenvolvidas, primeiramente, por Henri em 1913 e, vinte anos mais tarde, modificadas por Michaelis e Menten (Cherbeneau, 2000). Monod (1949) adaptou-as ao crescimento de microrganismos em culturas puras, passando este procedimento a ser conhecido como cinética de Michaelis-Menten ou de Monod (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999).

De acordo com Crites e Tchobanoglous (1998), em reactores de mistura completa, quer operados em modo *batch*, quer em contínuo, a taxa de crescimento celular (r_g) é directamente proporcional ao produto da taxa específica de crescimento celular (μ) pela concentração de biomassa no sistema (X). Em reactores do tipo *batch*, este último produto é variável no tempo, sendo representado por dX/dt .

Em sistemas contínuos, a concentração do substrato pode constituir limitação para o crescimento microbiológico, podendo este efeito ser adequadamente explicado pela formulação original de Monod (1949):

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_S + S} \quad (1.17)$$

sendo μ_m a taxa específica máxima de crescimento celular, S a concentração limitante de substrato e K_S a concentração de saturação para o substrato, definida pela concentração de substrato à qual corresponde um valor de μ igual a $\mu_m/2$.

Em reactores operados em contínuo, em condições *estacionárias*, a variação da biomassa é considerada, contrariamente ao que acontece num sistema *batch*, constante no tempo (*i.e.* $dX/dt = 0$), pelo que r_g pode ser incorporada na Eq. (1.17), resultando a Eq. (1.18).

$$r_g = \mu_m \frac{SX}{K_S + S} \quad (1.18)$$

Parte do substrato removido é convertido em novas células, enquanto que outra parte é transformada em subprodutos inorgânicos e orgânicos. De acordo com Crites e Tchobanoglous (1998), para uma determinada concentração de substrato, a taxa de crescimento celular apresenta-se aproximadamente constante, pelo que esta última pode ser relacionada com a taxa de consumo do substrato (r_s), através da incorporação de um factor de proporcionalidade, designado por coeficiente de rendimento celular (Y), que define a massa de células formadas por massa de substrato consumido, tal como apresentado na seguinte relação:

$$r_g = -Y r_s \quad (1.19)$$

Quando o substrato não constitui limitação, a sua utilização num período de tempo t segue uma cinética semelhante à representada para o crescimento celular (Eq. (1.18)), que, tendo em consideração a Eq. (1.19), conduz à seguinte expressão:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu_m}{Y} \frac{SX}{(K_S + S)} = -k \frac{SX}{(K_S + S)} \quad (1.20)$$

Apesar da Eq. (1.20) se apresentar semelhante à desenvolvida por Michaelis e Menten para a degradação enzimática (Criddle *et al.*, 1991), trata-se de uma expressão empírica baseada em observações experimentais, podendo os coeficientes envolvidos estar relacionados com uma enzima específica. O termo μ_m/Y é, geralmente, representada por k e representa a taxa específica máxima de consumo de substrato por unidade de massa de microrganismos (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999).

A Figura 1.5. ilustra a variação do consumo de substrato por unidade de massa de biomassa e a concentração limitante de substrato. Quando a concentração deste último é baixa, a taxa de consumo é directamente proporcional à concentração de substrato e de microrganismos, sendo, geralmente, definida pela Eq. (1.21), representando o quociente k/K_S a constante duma reacção primeira ordem relativamente ao substrato.

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{k}{K_S} SX \quad , \text{para } S \ll K_S \quad (1.21)$$

Para concentrações de substrato elevadas, o seu consumo torna-se independente da concentração, sendo, habitualmente, representado pela Eq. (1.22), constituindo k a constante duma reacção de ordem zero relativamente à concentração de substrato.

$$-\frac{dS}{dt} = k X \quad , \text{para } S \gg K_S \quad (1.22)$$

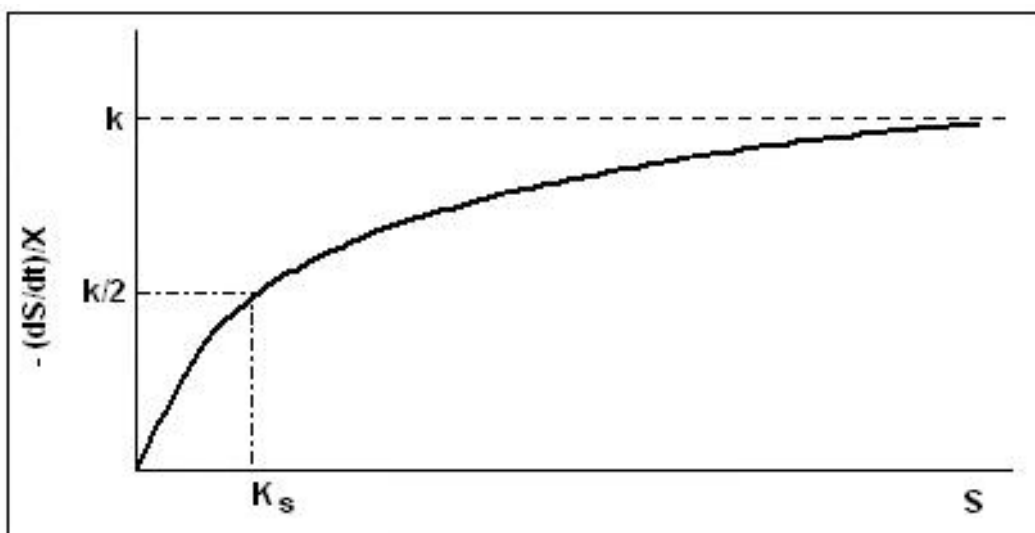


Figura 1.5. – Representação esquemática da relação entre a taxa de consumo de substrato por unidade de massa de microrganismos e a concentração de substrato (adaptada de Criddle *et al.*, 1991)

Contudo, nos processos de biodegradação, como os que ocorrem no tratamento de efluentes, parte dos microrganismos encontram-se em fase *estacionária* de crescimento, ou de decaimento, enquanto outros desaparecem por morte ou devido à ação de predadores. Estas variações são, normalmente, incorporadas através da inclusão de um coeficiente de decaimento celular (b), associado à respiração endógena, que se admite proporcional à concentração de microrganismos no sistema (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999). Nestes termos, a taxa de crescimento celular, definida pela Eq. (1.18), passa a ser representada pela seguinte expressão:

$$r_g = \mu_m \frac{SX}{K_s + S} - bX = -Yr_s - bX \quad (1.23)$$

O efeito da respiração endógena no coeficiente de rendimento celular (Y), conduzirá a um menor valor desta última variável que, geralmente, se designa por coeficiente de rendimento celular observado, sendo definida por $Y_{obs} = r_g/r_s$ (Crites e Tchobanoglous, 1998).

Para concentrações de substrato muito baixas, a taxa de crescimento dos microrganismos é afectada negativamente, podendo, igualmente, apresentar valores reduzidos. Esta limitação de substrato pode, por outro lado, conduzir a um aumento da taxa de decaimento tal que, para um determinado valor de S , as referidas taxas se igualem. A esta situação corresponde, de acordo com Criddle *et al.* (1991), uma concentração mínima de substrato (S_{min}), cuja relação com as taxas de crescimento

celular e de decaimento, representada na Eq. (1.24), foi deduzida por Rittmann e McCarty (1980a) a partir da Eq. (1.23), considerando $dX/dt = 0$.

$$S_{\min} = K_S \frac{b}{\mu_m - b} = K_S \frac{b}{Y k - b} \quad (1.24)$$

As Eq. (1.17) a (1.23) foram deduzidas de acordo com o formalismo apresentado por Monod (1949) e são de utilização vasta em sistemas de tratamento biológico, como no caso dos filtros biológicos. Estas não são, contudo, as únicas expressões disponíveis e utilizadas neste domínio, embora permitam um conhecimento mais alargado das variáveis que intervêm nos vários mecanismos responsáveis pela biodegradação de substrato. Expressões empíricas mais simples que, em geral, relacionam k com S ou X são apresentadas em Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998).

No Quadro 1.8. apresentam-se os valores estimados para os coeficientes cinéticos K_S , k , Y , b e μ_m , encontrados em vários estudos de sistemas de tratamento por biomassa fixa.

Quadro 1.8. – Valores de coeficientes cinéticos em sistemas de tratamento por biomassa fixa

Substrato	S_0 (mg C L ⁻¹)	K_S (mg C L ⁻¹)	k (mg C mg SVB ⁻¹ d ⁻¹)	Y (mg SVB mg C ⁻¹)	b (d ⁻¹)	μ_m (d ⁻¹)	Referência
Acetato	0,66	3,9	10,0	0,14	—	1,40	Rittmann (1982)
Acetato	0,04 - 3,00	3,8	33,1	0,45	0,06	14,90	Namkung (1983)
Acetato	3,20 - 25,00	22,0	8,0	0,20	0,20	1,60	Rittmann e McCarty (1980b)
Acetato	0,50	10,0	8,0	0,50	—	4,00	Saez e Rittmann (1988)
Água residual doméstica	0,03 - 0,32	10,0	15,0	0,50	—	7,50	Furumai e Rittmann (1994)
Água residual doméstica	1,00 - 25,00	20,0	1,0	0,60	0,05	6,00	Grady Jr <i>et al.</i> (1999)

1.4.3. Transformação de substrato

As águas residuais domésticas são constituídas por um conjunto variado de substratos, desde compostos naturais facilmente biodegradáveis (*e.g.* proteínas, carboidratos e ureia) até compostos sintéticos (denominados xenobióticos) de difícil biodegradação. Os primeiros podem ser totalmente mineralizados por bactérias degradativas primárias. Os segundos, de acordo com Grady Jr. *et al.* (1999), podem necessitar da acção conjunta de várias espécies, sendo parcialmente degradados por espécies primárias. Alguns dos

produtos metabólicos libertados podem ser, posteriormente, mineralizados por espécies degradativas secundárias. Durante estes processos, são libertados produtos microbiológicos solúveis que permanecem nos efluentes tratados, aumentando a variedade de residuais disponíveis. A eficiência de um sistema de tratamento está, portanto, relacionada com o balanço entre o crescimento microbiológico e o consumo de substrato.

As alterações ao nível dos substratos envolvem processos bioquímicos complexos, catalizados por inúmeras enzimas, que utilizam vários produtos intermediários em reacções metabólicas específicas, até à obtenção dos produtos metabólicos finais. Algumas dessas enzimas (designadas por *constitutivas*) são continuamente produzidas pelos microrganismos, podendo catalizar várias cadeias metabólicas, envolvendo substratos diferentes. As várias espécies de bactérias presentes no meio transformam, através de processos catabólicos, os compostos orgânicos e inorgânicos em produtos finais mais simples (e.g. água e dióxido de carbono), de forma a obterem nutrientes e energia para as suas actividades (crescimento, mobilidade e síntese de novas células). Por intermédio de processos anabólicos asseguram, por outro lado, a síntese de nova biomassa.

As transformações que permitem a produção de energia e a obtenção de nutrientes são, genericamente, reacções de oxidação-redução que envolvem a transferência de electrões de um composto dador para um receptor e a conversão de substratos orgânicos e inorgânicos em moléculas mais simples. As fontes principais de electrões para os processos metabólicos são os compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas águas residuais ou libertados durante o seu tratamento. Compostos reduzidos como substâncias orgânicas, o amónio e os sulfuretos, actuam como dadores de electrões e constituem a base da alimentação das bactérias. Durante a oxidação daqueles substratos ocorre a transferência de electrões para compostos aceitadores, sendo os mais comuns o oxigénio molecular, o nitrato, o sulfato e o dióxido de carbono, e a consequente libertação de energia. Quando a energia é transferida de um processo para outro, parte dela é libertada na forma de calor originando, consequentemente, um aumento de temperatura que provoca, no interior do filtro, a redução, por evaporação, do conteúdo em água.

Quando o oxigénio está presente no meio, constitui o elemento aceitador de electrões preferencial, predominando os mecanismos catalizados por bactérias aeróbias obrigatórias. Estas, constituídas essencialmente por espécies quimioheterotróficas (ou simplesmente, como são conhecidas no domínio da Engenharia Sanitária, bactérias heterotróficas), são responsáveis pela oxidação da matéria orgânica, utilizando este composto como fonte de carbono e de energia. Existem ainda, embora em menor

número, espécies quimioautotróficas (ou simplesmente bactérias autotróficas) que obtêm o carbono a partir da redução de compostos carbonados oxidados (e.g. dióxido de carbono) e utilizam compostos inorgânicos (e.g. amónio, no processo de nitrificação) como fonte de energia.

Na ausência de oxigénio livre, predominam as espécies anaeróbias facultativas e, entre os dois extremos, surgem as bactérias facultativas anaeróbias que utilizam o oxigénio, quando está presente em quantidades suficientes, ou um composto alternativo (e.g. compostos inorgânicos como o nitrato, o sulfato ou o dióxido de carbono) para aceitador final de electrões. Na ausência total de oxigénio (condições anaeróbias), os compostos orgânicos podem ser utilizados como receptores de electrões, dando origem a processos como a fermentação orgânica, donde resultam compostos orgânicos reduzidos (e.g. metano).

As espécies de bactérias que utilizam o nitrato como aceitador terminal de electrões realizam a respiração anaeróbia em ambiente anóxico, sendo essencialmente anaeróbias facultativas. Neste caso, as reacções de biodegradação são, principalmente, catalizadas por enzimas libertadas por bactérias quimioheterotróficas (utilizam os compostos orgânicos como fonte de carbono e de energia) como, por exemplo, no processo de desnitrificação. Outras espécies reúnem a capacidade para acumular fósforo, na forma de fosfatos, tornando-se espécies indispensáveis à remoção deste nutriente.

No Quadro 1.9. apresenta-se um resumo dos vários processos metabólicos responsáveis pela remoção de substratos (essencialmente carbono e azoto) num filtro biológico, com referência aos ambientes bioquímicos atrás descritos, aos compostos oxidantes e redutores envolvidos e aos subprodutos. O ambiente bioquímico corresponde ao microambiente envolvente dos microrganismos, ou seja, que ocorre no interior do biofilme, podendo ser diferente do da fase líquida (e.g. a concentração de OD pode, na fase líquida, apresentar valores considerados favoráveis para actividades aeróbias e, no interior do biofilme, tornar-se limitante para actividades semelhantes).

Muitos dos compostos orgânicos biodegradáveis são rapidamente removidos após o contacto com o biofilme num processo designado por biosorção, representando-se, na Figura 1.6., as alterações extracelulares dos compostos até à sua entrada na célula. Os compostos orgânicos presentes nas águas residuais são, geralmente, de elevada massa molecular e com dimensões demasiado elevadas para penetrarem as membranas celulares dos microrganismos. A sua transformação em compostos mais simples, capazes de serem transportados para o interior das células, envolve reacções de *hidrólise*, catalizada por enzimas extracelulares do tipo hidrolases. O material resultante,

de menor massa molecular e com menores dimensões, é transportado para o interior das células onde são metabolizados em processos enzimáticos internos que englobam, essencialmente, processos catabólicos e anabólicos que se encontram conectados entre si.

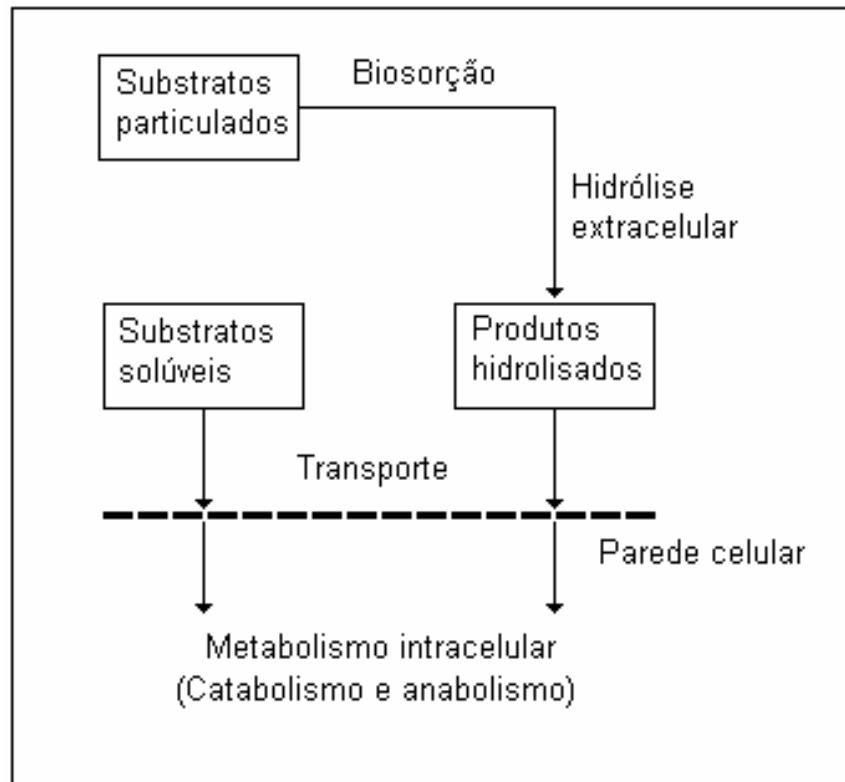


Figura 1.6. – Transporte de substratos para o interior das células (adaptada de Cloete e Muyima, 1997)

O *catabolismo* é um processo que engloba, genericamente, três fases (Criddle *et al.*, 1991 e Grady Jr. *et al.*, 1999):

- i) Transformação extracelular de compostos de elevada massa molecular em compostos de massa molecular mais baixa (monómeros);
- ii) transporte dos produtos resultantes da hidrólise para o interior das células;
- iii) produção de energia através de reacções enzimáticas que culminam no ciclo respiratório.

Quadro 1.9. – Principais intervenientes nos processos metabólicos que ocorrem em filtros biológicos (adaptado de Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999)

Processo metabólico	Ambiente bioquímico	Microrganismos representativos	Fonte de carbono	Fonte de energia	Receptor de electrões	Produtos finais	Mecanismo
Respiração	Aeróbio	Quimioheterotróficas (e.g. <i>Escherichia coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Spirillum spp.</i> e <i>Streptococcus faecalis</i>)	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Oxigénio	Dióxido de carbono, água	Remoção carbonada
		Quimioautotróficas (e.g. <i>Nitrosomonas spp.</i> , <i>Nitrosococcus spp.</i> , <i>Nitrospira spp.</i> , <i>Nitrobacter spp.</i>)	Dióxido de carbono	Compostos inorgânicos (e.g. ião amónio)	Oxigénio	Nitrato (nitrito, como intermediário), água	Nitrificação
Respiração	Anóxico	Quimioheterotróficas (e.g. <i>Escherichia coli</i> , <i>Flavobacterium spp.</i> , <i>Pseudomonas spp.</i> , <i>Clostridium spp.</i> e <i>Vibrio spp.</i>)	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Nitrato	Azoto (via dissimilativa) Amónio (via assimilativa), dióxido de carbono, água	Remoção carbonada Desnitrificação
Fermentação	Anaeróbio	Quimioheterotróficas (e.g. <i>Aerobacter spp.</i> , <i>Flavobacterium spp.</i> , <i>Methanobacterium spp.</i> e <i>Methanomicrobiales spp.</i>)	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos	Acido acético, hidrogénio, dióxido de carbono	Acidogénese
			Acido acético, dióxido de carbono	Hidrogénio, formiato	Dióxido de carbono	Metano	Metanogénese

A cadeia respiratória, sendo constituída por uma sequência de reacções enzimáticas que promovem a transferência de electrões e protões (na forma de iões hidrogénio) até ao elemento aceitador final, é também designada por sistema de transporte de electrões. A energia gerada neste sistema de transporte é conservada nas células na forma de adenosina trifosfato (ATP), que é o composto universal mais importante envolvido na transferência de energia em células vivas. Este composto vai sendo formado, portanto, nas cadeias de transporte de electrões que se vão estabelecendo entre o composto dador (*e.g.* composto orgânico) e o receptor (*e.g.* oxigénio, na respiração aeróbia).

O *anabolismo* é um processo de biosíntese, que utiliza cadeias metabólicas semelhantes às utilizadas no *catabolismo* mas em ordem inversa. A energia gerada nos processos catabólicos, armazenada na forma de ATP, é transferida para compostos metabólicos intermediários, como o dinucleotido adenina (NAD) e o dinucleotido de nicotinamida-adenina-fosfato (NADP), que alternam entre a forma oxidada (NAD e NADP) e a forma reduzida (NADH e NADPH), para serem utilizados nas cadeias anabólicas. Ou seja, o NAD e o NADP funcionam como compostos aceptadores de electrões das reacções catabólicas, formando o NADH e o NADPH, respectivamente, que actuam como compostos dadores de electrões para a síntese de novas células. A transferência de energia (electrões e iões hidrogénio), do *catabolismo* para o *anabolismo*, é esquematicamente representada na Figura 1.7.

Os principais processos responsáveis pela remoção de substratos em filtros biológicos de leito imerso são a oxidação carbonada de compostos orgânicos (em ambiente aeróbio, anaeróbio e anóxico), solúveis e insolúveis (*e.g.* material coloidal e biomassa), e a remoção de matéria inorgânica insolúvel como, por exemplo, formas de azoto (*e.g.* processos de nitrificação e desnitrificação), de fósforo e de enxofre (Criddle *et al.*, 1991; Grady Jr. *et al.*, 1999).

A matéria orgânica presente nos efluentes após tratamento secundário, de acordo com Levine *et al.* (1985), é principalmente constituída por partículas em suspensão (*e.g.* material coloidal e material orgânico particulado). As transformações de substratos ao nível do biofilme, bem como a transferência de nutrientes, envolvem, de acordo com Zhang e Bishop (1994) e Cloete e Muyima (1997), as seguintes etapas fundamentais

- i) Transporte de material solúvel (essencialmente por advecção e difusão) e em suspensão (por advecção) da fase líquida para a superfície do biofilme;
- ii) adsorção de compostos orgânicos de elevada massa molecular ao biofilme e sua transformação, por acção de enzimas extracelulares, em compostos de menor massa molecular;

- iii) difusão de compostos solúveis de baixo peso molecular para o interior das células;
 iv) utilização dos substratos e nutrientes em processos metabólicos.

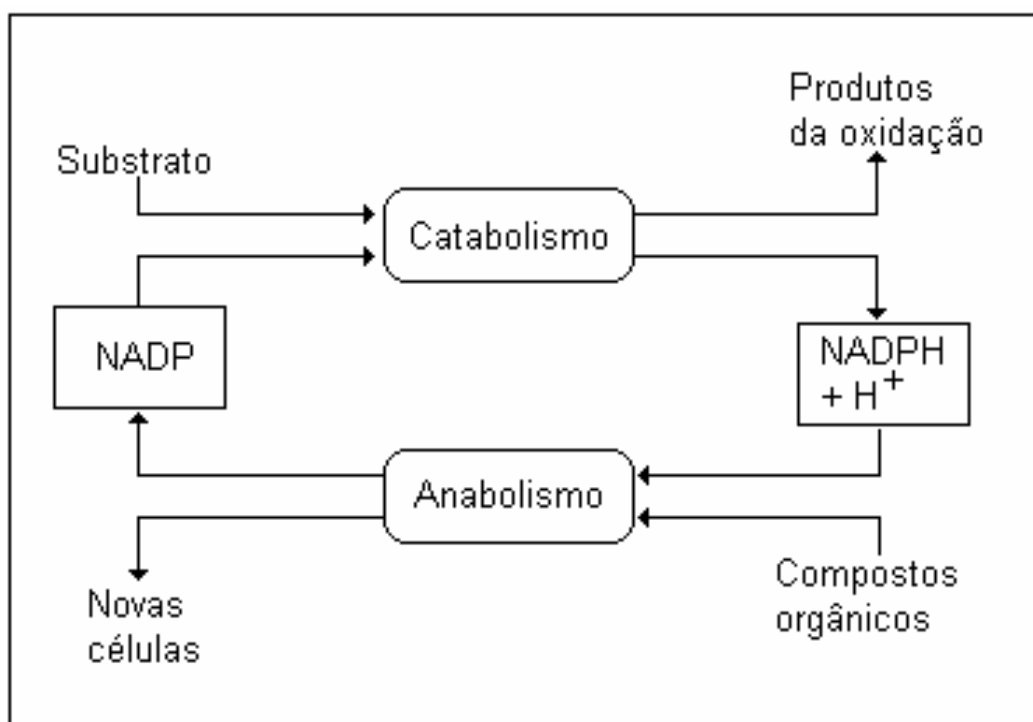


Figura 1.7. – Diagrama esquemático da transferência de energia no ciclo NADP
 (adaptada de Cloete e Muyima, 1997)

Todo o material orgânico em suspensão, dada a sua dimensão, não pode ser transportado directamente para o interior das células, necessitando de ser transformado em constituintes mais simples, em geral, através de reacções de hidrólise, catalizadas por enzimas extracelulares.

São muitas as espécies de bactérias heterotróficas responsáveis pela remoção de carbono em ambiente aeróbio, podendo destacar-se, pela sua abundância, os géneros *Aeromonas spp.*, *Alcaligenes spp.*, *Enterobacter spp.*, *Escherichia spp.*, *Falvobacterium spp.*, *Pseudomonas spp.*, *Salmonella spp.*, *Serratia spp.*, *Shigella spp.* e *Vibrio spp.* (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999), a maior parte dos quais é do tipo Gram-negativa facultativo (*i.e.* também removem carbono na ausência de oxigénio molecular). A remoção de carbono na presença de concentrações baixas deste substrato (inferiores a 1,0 mg C L⁻¹) foi detectada em alguns trabalhos (Rittmann *et al.*, 1986; Furumai e Rittmann, 1994), tendo sido atribuída a espécies heterotróficas dos géneros *Pseudomonas spp.* e *Vibrio spp.* que, por removerem carbono nestas condições, se denominam *oligotróficas*.

Outros substratos residuais que estão presentes em efluentes tratados, podendo provocar impactos ambientais, quando os efluentes são descarregados em massas de água ou no solo, são o azoto amoniacal e as formas oxidada de azoto (nitritos e nitratos). A sua remoção pode ser obtida em filtros biológicos através dos processos de nitrificação e de desnitrificação, que poderão ocorrer em simultâneo no mesmo leito, como comprovam os estudos de Akunna *et al.* (1994), Mano (1996), Chui *et al.* (1996), Koenig e Liu (2001) e Nogueira *et al.* (2002).

O processo de biológico nitrificação é realizado por bactérias quimioautotróficas, estritamente aeróbias, que oxidam o azoto amoniacal a nitrato em duas etapas consecutivas (Metcalf e Eddy, 1991; Bothe *et al.*, 2000): a nitritação (oxidação do azoto amoniacal a ião nitrito, essencialmente por bactérias dos géneros *Nitrosomonas spp.*, *Nitrosococcus spp.*, *Nitrosopira spp.*, *Nitrosovibrio spp.* e *Nitrosolobus spp.*) e a nitratação (oxidação do ião nitrito a ião nitrato, essencialmente por bactérias do género *Nitrobacter spp.*). Estas espécies segregam duas das enzimas principais (a monoxigenase e a oxidoreductase-hidroxiloamina) utilizadas nas cadeias metabólicas para a oxidação da amónia. Trata-se de espécies caracterizadas por apresentarem taxas de crescimento celular (μ e μ_m) e coeficientes de rendimento celular (Y) muito inferiores às das espécies heterotróficas aeróbias, que se reduzem significativamente quando a temperatura é inferior a 10,0 °C, necessitando, por outro lado, de períodos de adaptação mais dilatados e de tempos de retenção celular superiores a 5 dias (Mano 1997; Grady Jr. *et al.*, 1999).

O processo de nitrificação é, ainda, caracterizado (Metcalf e Eddy, 1996; Mano, 1997) por necessitar de concentrações de oxigénio superiores a 2,0 mg O₂ L⁻¹ e por remover alcalinidade do meio (*i.e.* provoca o decréscimo do pH), sendo desejável que este parâmetro não se apresente com valores inferiores a 50,0 mg CaCO₃ L⁻¹.

Algumas espécies de bactérias heterotróficas (*e.g.* *Thiosphaera pantotropha*) demonstraram, contudo, capacidade para oxidar o amónio e, simultaneamente, reduzir formas oxidadas de azoto, em ambientes com baixas concentrações de oxigénio, como comprovam os estudos de Gupta e Gupta (2001).

A desnitrificação dissimilativa biológica (também designada por redução dissimilativa do nitrato ou respiração anóxica) é caracterizada pela redução do ião nitrato em etapas consecutivas que passam pela produção de ião nitrito (NO₂⁻), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) até à formação de azoto gasoso (N₂). Trata-se de mecanismos de respiração em ambiente anóxico (*i.e.* na ausência de oxigénio livre), realizado em ambientes com concentrações de oxigénio, preferencialmente, inferiores a 0,2 mg O₂ L⁻¹ (Rittmann e Langeland, 1985), em que o nitrato substitui o oxigénio como composto

aceitador de electrões, reduzindo-se até azoto molecular. São realizados, essencialmente, por espécies heterotróficas dos seguintes géneros principais (Martins, 1998): *Achromobacter spp.*, *Alcaligenes spp.*, *Bacillus spp.*, *Flavobacterium spp.*, *Neisseria spp.*, *Pseudomonas spp.*, *Rhizobium spp.*, *Spirillum spp.*, *Thiobacillus spp.* e *Vibrio spp.* A maior parte destes géneros, incluem espécies que sintetizam enzimas do tipo reductase, que são as responsáveis pelas várias cadeias redutoras do nitrato. As taxas de crescimento celular e coeficientes de rendimento celular são inferiores às das espécies heterotróficas aeróbias, mas superiores às das espécies autotróficas nitrificantes.

A redução de nitrato também pode ocorrer por via assimilativa, embora seja um processo menos importante, com formação intermédia de nitrito e, como produto final, se não existir azoto orgânico no meio, amónio, que é incorporado no tecido celular. O processo de desnitrificação é, ainda, caracterizado (Metcalf e Eddy, 1996; Mano, 1997) por gerar alcalinidade no meio (*i.e.* provoca o aumento do pH), por necessitar de carbono orgânico (fonte de energia e de carbono para as bactérias heterotróficas desnitrificantes), sendo menos susceptível a variações de temperatura e pH, relativamente ao processo de nitrificação.

Alguns estudos referem, também, a ocorrência de desnitrificação realizada por espécies autotróficas, como a *Thiobacillus denitrificans* que, de acordo como Lu *et al.* (2001), apresenta capacidade para reduzir o nitrato a azoto molecular, utilizando compostos sulfurados como fonte de energia, evitando, desta forma, a necessidade de fontes de carbono orgânico, libertando elevadas quantidades de sulfatos e consumindo alcalinidade.

Contudo, outros estudos comprovaram que espécies autotróficas, como as *Nitrosomonas europaea* e *Nitrosomonas eutropha* (Bothe *et al.*, 2000), e heterotróficas, como a *Pseudomonas denitrificans* (Robertson *et al.*, 1989), podem realizar simultaneamente a nitrificação e a desnitrificação em ambientes em que o OD se torna limitante.

A remoção de azoto, através dos processos de nitrificação/desnitrificação, sem a formação de nitratos (*i.e.* envolvendo apenas as etapas de nitrificação e desnitrificação) foi estudada com sucesso por Rahmani *et al.* (1992) e Mano (1996). Este processo, designado por bloqueio de nitratos (*shunt*), de acordo com aqueles autores, tem várias vantagens para os sistemas de tratamento, que se traduzem, por exemplo, na diminuição da energia e da quantidade de oxigénio necessárias para o mecanismo de nitrificação, a redução do consumo de carbono por desnitrificação, a diminuição do volume de reactor anóxico, o aumento das taxas de nitrificação e desnitrificação e a redução da quantidade

de biomassa produzida. A grande desvantagem, resultante da menor remoção de carbono, está associada à deterioração da qualidade do efluente final.

Na ausência de oxigénio, o metabolismo ocorre por via anaeróbia, sendo as bactérias envolvidas anaeróbias obrigatórias, cujos principais géneros incluem espécies acidogénicas (e.g. *Pseudomonas* spp., *Aerobacter* spp., *Flavobacterium* spp., *Escherichia* spp. e *Clostridium* spp.) e metanogénicas (*Methanosarcina* spp., *Methanococcus* spp. e *Methanobacterium* spp.).

A distribuição das comunidades de microrganismos mais importantes (heterotróficos aeróbios, autotróficos aeróbios, heterotróficos anóxicos e heterotróficos anaeróbios) depende, essencialmente, da concentração de OD no meio, podendo verificar-se uma colonização diferenciada, quer ao longo do filtro, quer no biofilme (neste caso ocorre, em geral, por camadas), como observaram Nogueira *et al.* (2002). De acordo com Henze *et al.* (1997) e Grady Jr. *et al.* (1999), nas camadas exteriores do biofilme predominam as comunidades heterotróficas aeróbias, sendo as camadas inferiores, onde o OD está em menores concentrações, ocupadas pelas comunidades que utilizam outros compostos aceitadores de electrões.

Nestes termos, apresenta-se, na Figura 1.8., uma representação esquemática da distribuição hipotética dos ambientes bioquímicos em várias camadas do biofilme agregado a uma partícula esférica de um meio de enchimento, com referência aos principais tipos de microrganismos que, usualmente, colonizam as diferentes camadas.

A manutenção de zonas anóxicas e aeróbias depende, essencialmente, da concentração de OD e da espessura do biofilme, sendo este afectado pela velocidade do escoamento (Vieira e Melo, 1998). Se o biofilme for espesso e parcialmente penetrado pelo oxigénio podem coexistir as três camadas, sendo a exterior (colonizada essencialmente por espécies heterotróficas aeróbias e autotróficas nitrificantes) mais desenvolvida. Por outro lado, se o biofilme for pouco espesso e totalmente penetrado pelo oxigénio, as camadas anóxicas e anaeróbias podem não existir, o que normalmente acontece quando a velocidade de escoamento é elevada, como foi observado no trabalho de Nogueira *et al.* (2002).

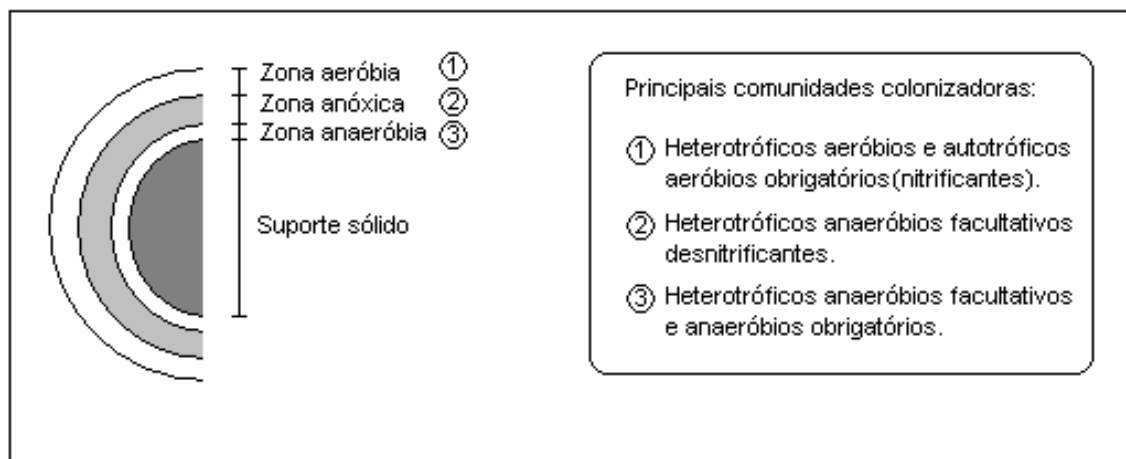


Figura 1.8. – Representação esquemática dos ambientes bioquímicos em várias camadas de biofilme agregado a uma partícula sólida esférica

1.4.4. Modelação em filtros biológicos

Uma das abordagens mais utilizadas para descrever os processos de remoção de substrato que ocorrem num filtro biológico consiste na modelação matemática dos mecanismos físicos, químicos e bioquímicos intervenientes. Trata-se de ferramentas importantes, quer para o diagnóstico do funcionamento dos sistemas, quer para previsão do seu desempenho, face a alterações dos procedimentos de operação. As equações que governam aqueles mecanismos podem ser deduzidas a partir de balanços materiais, ou energéticos, que, usualmente, consideram a variação das massas de substrato e de microrganismos no sistema.

No âmbito da análise de sistemas de tratamento de efluentes, os modelos mais sofisticados utilizam, em geral, um ou vários balanços de massa, escritos na forma de equações diferenciais que tentam descrever o comportamento de um sistema de variáveis, geralmente, nos espaços temporal ou espacial. Estes modelos, como refere Chapra (1997), são baseados em aproximações teóricas e pressupõem o conhecimento conceptual dos mecanismos que ocorrem em determinadas condições de operação, bem como dados suficientes para validar as equações definidas. Uma das metodologias utilizadas para descrever os mecanismos que ocorrem em sistemas de tratamento, de acordo com Weber Jr. e DiGiano (1996) e Chapra (1997), consiste, a partir de resultados experimentais obtidos em protótipos à escala laboratorial, no desenvolvimento de modelos matemáticos conceptuais.

A modelação de sistemas de tratamento por biomassa fixa envolve, normalmente, o estabelecimento de relações que definem a transferência de massa entre a fase líquida e o interior do biofilme, considerando que o transporte ocorre, essencialmente, por difusão molecular, conjugando a remoção de substrato com a dinâmica do crescimento biológico. Na ausência de dados relativos à difusão de substrato para e no interior do biofilme é aconselhado utilizarem-se, para os respectivos coeficientes de difusão, valores entre cerca de 80,0% a 90,0% dos observados na água (Chen e Bungay, 1981; Henze *et al.*, 1997).

Na década de setenta foram apresentados alguns modelos (*e.g.* Williams e McCarty, 1976; Harremoes, 1976) que consideravam, no essencial, o transporte de um substrato para o interior do biofilme, de espessura e densidade constantes (*i.e.* assumindo a distribuição de biomassa constante), sendo a sua remoção descrita por expressões semelhantes à representada na Eq. (1.12). Estes modelos permitiam a dedução de soluções analíticas de simples resolução.

Williamson e McCarty (1976) e mais tarde Rittmann e McCarty (1980a) foram os promotores de modelos que consideravam a estratificação da biomassa, incluindo relações para o crescimento e o decaimento microbiológico. Vários modelos dinâmicos foram desenvolvidos, e actualizados, para a remoção de um único substrato, considerando condições estacionárias (Rittmann e McCarty, 1980a) e não estacionárias (Rittmann e Brunner, 1984), e de dois substratos (Namkung e Rittmann, 1987), que incluíam a possibilidade de simular a variação da espessura e da densidade do biofilme. A maior parte destes modelos assumia, contudo, o crescimento microbiológico no biofilme como representativo de todas as espécies microbiológicas.

O maior avanço na modelação de biofilmes surgiu com a inclusão de relações para o crescimento e o decaimento associados a várias espécies de microrganismos, apresentados, na forma 1-D, nos estudos de Kissel *et al.* (1984) e Wanner e Gujer (1985). Conceptualmente, os modelos que ambos apresentaram são idênticos mas, o dos últimos autores evoluiu para uma versão comercial (AQUASIM), hoje em dia muito utilizado para o controlo ou dimensionamento de sistemas de tratamento. Mais recentemente, têm surgido modelos conceptuais, como o apresentado por van Loosdrecht *et al.* (1995), que incluem relações entre o crescimento do biofilme, o consumo de substrato e as características hidrodinâmicas do filtro, nomeadamente no que se refere ao efeito do transporte advectivo.

Os modelos atrás referidos, independentemente das simplificações admitidas, baseiam-se, essencialmente, na divisão do biofilme em fracções destinadas ao crescimento

microbiológico, associado à remoção de substrato por inclusão do formalismo de Monod, à respiração endógena, com inclusão de coeficientes que tentam traduzir o decaimento da biomassa, e uma parte destinada ao material não activo. O biofilme é considerado composto por uma fase líquida e outra gasosa, mantendo-se invariável a cinética associada às transformações de substrato. Estas formulações estiveram, também, na base da elaboração do modelo da International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC), apresentado em 1987 por um grupo de especialistas mundiais (Henze *et al.*, 1987).

A modelação da remoção de substrato em sistemas de biomassa fixa deve incluir, como refere Santana (1986), balanços de massa, quer para a biomassa, quer para o substrato, de forma a poderem ser definidas relações entre as quantidades que são transferida para o interior do biofilme e as que são efectivamente consumidas, fixando limitações à difusão. A análise pode realizar-se, quer ao volume total do leito, quer a troços específicos da unidade de tratamento, como se observou no trabalho de Mano (1996).

Na ausência de dados experimentais relacionados com o transporte de massa para o interior do biofilme, o sistema pode ser modelado, de acordo com Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998), considerando apenas balanços de massa para o substrato e para a biomassa, como realizado por Hamoda (1989) e Smith *et al.* (1998). O balanço ao nível de substrato é, geralmente, realizado com base em determinações de parâmetros com a CBO, CQO, COT, SST, ou formas oxidadas de azoto e fósforo, assumindo-se que, no afluente, todo o substrato se encontra na forma solúvel e a presença de SST é nula. A utilização da fracção solúvel de substrato é considerada mais adequada para efeitos de modelação (Metcalf e Eddy, 1991; Henze *et al.*, 1997; Crites e Tchobanoglous, 1998). O balanço para a componente microbiológica é, geralmente, efectuado em função da concentração de microrganismos, considerada igual à concentração de SSV.

Num troço de um filtro biológico, onde se assume que possam ocorrer condições de mistura, desde que não se preveja recirculação do efluente para a entrada do sistema, o balanço material para a biomassa é descrito pela seguinte relação

$$\left[\begin{array}{l} \text{Variação da massa} \\ \text{de microrganismos no} \\ \text{volume de reactor} \\ \text{dentro das fronteiras} \\ \text{do sistema} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Massa de} \\ \text{microrganismos} \\ \text{na fronteira a} \\ \text{montante} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Massa de} \\ \text{microrganismos} \\ \text{na fronteira a} \\ \text{jusante} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{l} \text{Massa} \\ \text{de microrganismos} \\ \text{produzida no volume} \\ \text{de reactor dentro das} \\ \text{fronteiras do sistema} \end{array} \right] \quad (1.25)$$

a qual, considerando o volume disponível do troço (V_p), pode ser simbolicamente representada pela Eq. (1.26), sendo r_g dado por uma expressão semelhante à (1.23).

$$\frac{dX}{dt} V_p = QX_0 - QX + V_p r_g \quad (1.26)$$

sendo X_0 a concentração inicial de biomassa e r_g dado pela Eq. (1.23).

O balanço de massa para o substrato poderá ser obtido de forma análoga, apresentando-se as respectivas relações nas Eq. (1.27) e (1.28).

$$\left[\begin{array}{l} \text{Variação da massa} \\ \text{de substrato no} \\ \text{volume de reactor} \\ \text{dentro das fronteiras} \\ \text{do sistema} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Massa de} \\ \text{substrato} \\ \text{na fronteira} \\ \text{a montante} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Massa de} \\ \text{substrato} \\ \text{na fronteira} \\ \text{a jusante} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Massa de substrato} \\ \text{removida no volume} \\ \text{de reactor dentro das} \\ \text{fronteiras do sistema} \end{array} \right] \quad (1.27)$$

$$\frac{dS}{dt} V_p = QS_0 - QS - V_p r_s \quad (1.28)$$

sendo S_0 a concentração inicial de substrato e r_s dado por uma expressão semelhante a (1.20).

A modelação matemática em sistemas de tratamento por filtros biológicos apresenta, actualmente, uma tendência para a sofisticação, com inclusão de processos de transporte, em duas ou três dimensões, de fracções solúveis dos substratos desde a fase líquida até à superfície do biofilme, seguidos da sua transformação em vários níveis do seu interior como se pode observar nos trabalhos de Noguera *et al.* (1999), Wik (1999) e Vanhooren (2002). A descrição dos mecanismos de transporte, nomeadamente no que refere à difusão molecular, para a superfície do biofilme e, deste ponto, para o seu interior, não é, contudo, ainda bem conhecido, especialmente em aglomerados de biomassa heterogénea. A utilização de técnicas para a determinação dos coeficientes de difusão, quer de oxigénio, quer de substratos orgânicos e inorgânicos, difere de estudo para estudo, como se observou no resumo apresentado por Stewart (1998), originando valores muito diferentes para o mesmo tipo de substrato, que podem ser atribuídos a diferenças, quer da densidade, quer das características dos biofilmes.

A sofisticação de um modelo não significa, necessariamente, que este apresente soluções mais fiáveis do que outro menos sofisticado e, por vezes, a inclusão de muitas variáveis pode, para combinações diferentes, conduzir a estimativas de resultados semelhantes.

1.5. Principais factores que influenciam a remoção carbonada

1.5.1. Aspectos gerais

A actividade microbiológica num filtro biológico e o respectivo rendimento global de tratamento dependem de diversos factores como as fontes de carbono orgânico e de nutrientes, o volume disponível para reacção, as características do leito (*e.g.* tipo de material, altura do leito e sua porosidade) e da biomassa (*e.g.* tipo de colonização e espessura do biofilme), a velocidade de escoamento, a carga orgânica, a temperatura, o pH e o OD. Estes factores influenciam directamente, quer a distribuição dos substratos, quer a sua remoção no biofilme, bem como a eliminação dos subprodutos da reacção.

A inoculação de processos biológicos com culturas adaptadas, ou aclimatadas, aos substratos presentes no meio permite acelerar a respectiva degradação, desde que sejam facilmente biodegradáveis. Na presença de substratos complexos, a biodegradação pode também ocorrer, como comprovam os estudos de Domingos (1999), desde que existam espécies microbianas com capacidade de sintetizar as enzimas específicas necessárias. Esta adaptação consiste, essencialmente, em alterações fisiológicas (mudanças na composição bioquímica das espécies microbianas) que os microrganismos sofrem quando se tentam ajustar a novas condições ambientais e que ocorrem sempre que há alterações no meio (Grady Jr. *et al.*, 1999). A purga diária de biomassa (na forma de lamas), de acordo com Pitter e Chudoba (1990), ajuda ao desenvolvimento das espécies mais aptas para degradar os substratos do meio. A biomassa pode considerar-se aclimatada quando a remoção de compostos ultrapassa 90,0%, o que geralmente acontece para períodos entre 3 e 6 vezes o tempo de retenção de sólidos ou idade de lamas (θ_c).

A produção de inóculos adaptados é um processo comum em estudos com filtros biológicos, como demonstram os trabalhos de Mano (1996), Martins (1998) e Fonseca (2000). São, habitualmente, utilizados para a colonização do leito, permitindo a instalação de espécies aptas para a degradação de substrato a remover, o que se traduz, na prática, por uma eficiência elevada de remoção de substrato num curto espaço de tempo.

Os compostos orgânicos e inorgânicos residuais constituintes de águas residuais tratada podem actuar, quer como dadores, quer como aceitadores de electrões, ou ainda como fonte de carbono nas reacções bioquímicas de oxidação-redução responsáveis pelos processos catabólicos e anabólicos. O conhecimento das características deste substrato e das condições de operação do filtro biológico (*e.g.* pH, temperatura, OD, velocidade de

escoamento e carga orgânica aplicada) constituem factores importantes para esclarecer o desempenho do sistema de tratamento.

1.5.2. Tipo de substrato orgânico

O carbono pode ser metabolizado, quer na forma inorgânica, quer na forma orgânica. As fontes de carbono inorgânico (essencialmente dióxido de carbono dissolvido, carbonatos e bicarbonatos) podem ser convertidas a materiais celulares orgânicos por acção, essencialmente, de microrganismos quimioautotróficos. A maior parte dos microrganismos presentes em filtros biológicos são, contudo, quimioheterotróficos e utilizam o carbono orgânico (ver Quadro 1.9.), mais energético que o inorgânico para as seguintes funções principais:

- i) Como fonte de carbono e energia para a respiração em ambiente aeróbio, utilizando o oxigénio molecular como receptor final de electrões;
- ii) como fonte de carbono e de energia para a fermentação, utilizando compostos orgânicos como receptores finais de electrões;
- iii) como fonte de carbono e energia para a redução de compostos oxidados (*e.g.* nitratos e sulfatos) em ambiente anóxico;
- iv) para a produção de massa biológica (novas células).

Num ambiente complexo, como é o caso dos filtros biológicos, onde os substratos orgânicos e inorgânicos se apresentam com composição variada, os microrganismos heterotróficos crescem mais rapidamente do que os autotróficos, estimulando inúmeras reacções bioquímicas extra e intracelulares. Ao nível das células, podem encontrar-se, essencialmente, dois tipos de metabolismos (Domingos, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999):

- i) *Exógeno*: engloba a metabolização de substratos e fontes de carbono externas presentes nas águas residuais, ou polímeros orgânicos sintetizados pelos próprios microrganismos. Alguns destes compostos são, previamente, hidrolisados, através da acção de enzimas extracelulares, transformando-se em compostos mais simples de transportar e metabolizar.
- ii) *Endógeno*: ocorre, em geral, quando as fontes exteriores de substrato são limitadas (*e.g.* na presença de baixas concentrações de carbono). Os microrganismos, para não cessarem as suas actividades, iniciam a metabolização dos compostos orgânicos armazenados no interior das células. Quando estes produtos são totalmente utilizados,

e a fonte exterior continua a não estar disponível, inicia-se o processo de auto oxidação do protoplasma.

O conhecimento do estado de oxidação e da constituição da fonte de carbono é essencial para a compreensão dos mecanismos envolvidos na sua degradação. Quanto maior for o estado de oxidação do substrato, menores quantidades de NADH e ATP são formadas e vice-versa (Grady Jr. *et al.*, 1999). Por outro lado, quanto mais curta for a cadeia carbonada, mais rápida é a sua degradação por descarboxilação. Os compostos orgânicos mais reduzidos e de cadeia mais curta são mais fáceis de remover, independentemente dos mecanismos envolvidos (*e.g.* remoção carbonada em ambiente aeróbio ou desnitrificação em ambiente anóxico).

A remoção carbonada pode ser estudada em filtros biológicos laboratoriais, através da utilização de compostos orgânicos simples. As fontes mais utilizadas, encontradas na bibliografia, são o acetato de sódio (Rittmann e McCarty, 1980b; Saez e Rittmann, 1988; Rahmani *et al.*, 1992; Mano, 1996; Dircks *et al.*, 1999; e Insel *et al.*, 2002; Nogueira *et al.*, 2002), a dextrose (Shanableh *et al.*, 1997), o etanol (Martins, 1998; Fonseca, 2000), a glucose (Rós e MejaC, 1991; Akunna *et al.*, 1994; Chui *et al.*, 1996; Narang *et al.* 1997; Tay e Show, 1998) e o metanol (Henze *et al.*, 1997; Farabegoli *et al.*, 2003).

Os resultados têm-se destinado, de um modo geral, a facilitar a compreensão dos mecanismos envolvidos na remoção carbonada em meios com substratos complexos (*e.g.* águas residuais ou águas), como observado em alguns estudos. Namkung *et al.* (1983) avaliaram a remoção de vários substratos secundários (alanina, galactose e fenol) na presença de diferentes concentrações de acetato de sódio. Mano (1996) utilizou, como fonte de carbono, substratos simples (acetato de sódio e metanol) e complexos (água residual doméstica) para estudar o bloqueio de nitratos no processo de desnitrificação. Efluentes à base de glucose e acetato de sódio foram utilizados por Gupta e Gupta (2001) como substratos orgânicos para avaliar a desnitrificação em ambiente aeróbio. Nabizabeh *et al.* (2000) testaram, alternativamente, efluente doméstico e glicogénio como co-substratos para o tratamento de efluentes de petroquímicas.

O tipo de substrato e a apetência dos microrganismos para sintetizar enzimas específicas para os metabolizar condicionam, igualmente, a cinética da reacção, reflectindo-se nos valores das constantes cinéticas (ver Quadro 1.8.). Stratton *et al.* (1983) realizaram um estudo para a avaliar a degradação de vários compostos orgânicos, presentes em amostras de água a baixas concentrações de carbono (inferiores a 1,2 mg C L⁻¹). Os compostos de constituição mais simples e com cadeias degradativas mais curtas (acetato e alanina) foram rapidamente metabolizados, apresentando uma cinética mais rápida

(valores mais baixos de K_S e mais elevados de k), relativamente aos compostos de cadeia mais longa (timina e galactose), considerados mais difíceis de biodegradar.

A actividade microbiológica, não fotossintética, como foi referido no ponto 1.4.3., utiliza os substratos fornecidos pelas águas residuais para, fundamentalmente, a produção de energia (através de processos catabólicos, essencialmente dissimilativos) e a síntese celular (através de processos anabólicos, essencialmente assimilativos). O carbono necessário para a produção de biomassa é convertido em tecido celular, enquanto que o carbono convertido a CO_2 permite a produção de energia. Os nutrientes, energia e electrões necessários para a síntese celular são, geralmente, obtidos a partir de substâncias simples denominadas substratos primários dadores de electrões. Quando estes compostos são oxidados, como referem van Briesen e Rittmann (2000), alguns dos electrões são transferidos para os substratos primários aceitadores de electrões para produção de energia. Se não se produzirem produtos metabólicos intermédios, os electrões que não foram incorporados nos substratos aceitadores são transferidos para nutrientes e incorporados em novas células. Estas transformações envolvem reacções de oxidação-redução e a transferência de electrões de compostos dadores para compostos receptores.

Nestes termos, é, teoricamente, possível definir relações estequiométricas entre os vários compostos envolvidos, de acordo com as várias reacções dos processos catabólicos e anabólicos. Estas relações podem ser desenvolvidas em termos, quer de reacções molares, quer de relações de massa entre os constituintes. A proporcionalidade de electrões entre as reacções anabólicas de síntese e as catabólicas de oxidação define o rendimento da produção de células em relação ao substrato consumido.

Quando são utilizados substratos simples (e.g. acetato ou glucose) e as condições do meio são conhecidas e controladas, a estequiometria das reacções envolvidas pode ser deduzida, através de relações molares ou mássicas para cada um dos constituintes. No caso das águas residuais, como a composição dos compostos dadores de electrões não é exactamente conhecida, torna-se mais difícil o estabelecimento daquelas relações. Contudo, como referem Grady Jr. *et al.* (1999), é possível determinar, por aproximação, relações semelhantes para a água residual considerando-a representada pela fórmula química empírica $C_{10}H_{19}O_3N$. Alternativamente, pode avaliar-se experimentalmente a CQO, que é uma medida da disponibilidade de electrões dos vários constituintes do efluente, e estabelecer conversões entre as relações estequiométricas molares ou mássicas e aquele parâmetro, como as que se apresentam no Quadro 1.10. para vários compostos que podem ser encontrados em águas e águas residuais domésticas.

Quadro 1.10. – Equivalentes mássicos em termos de CQO para alguns constituintes de águas e águas residuais domésticas (adaptado de Grady Jr. *et al.*, 1999)

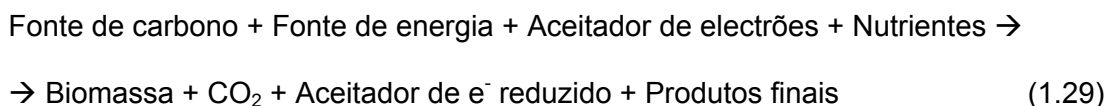
Constituinte	Alteração do estado de oxidação	Equivalente em CQO
Biomassa, C ₅ H ₇ O ₂ N	C para +IV	1,42 g CQO/g C ₅ H ₇ O ₂ N
		1,42 g CQO/g SSV
		1,20 g CQO/g SST
Oxigénio (receptor de electrões)	O(0) para O(-II)	1,00 g CQO/g O ₂
Nitrato (receptor de electrões)	N(+V) para N(0)	0,65 g CQO/g NO ₃ ⁻
		2,86 g CQO/g N
Nitrato (fonte de azoto)	N(+V) para N(-III)	1,03 g CQO/g NO ₃ ⁻
		4,57 g CQO/g N
Dióxido de carbono (receptor de electrões)	C(+IV) para C(-IV)	1,45 g CQO/g CO ₂
		5,33 g CQO/g C
Dióxido de carbono, ião hidrogeno carbonato	Não altera o estado de oxidação	0,0 g CQO/g CO ₂
Matéria orgânica em águas residuais domésticas, C ₁₀ H ₁₉ O ₃ N	C para +IV	1,99 g CQO/g matéria orgânica
Acetato, CH ₃ COO ⁻	C para +IV	1,08 g CQO/g acetato
		0,41 g C/ g acetato
Glucose, C ₆ H ₁₂ O ₆	C para +IV	1,07 g CQO/g glucose
		0,40 g C/ g glucose
Etanol, C ₂ H ₅ OH	C para +IV	2,09 g CQO/g etanol
		0,52 g C/ g etanol
Metanol, CH ₃ OH	C para +IV	1,50 g CQO/g metanol
NH ₄ ⁺ --> NO ₃ ⁻	N(-III) para N(+V)	3,55 g CQO/g NH ₄ ⁺
		4,57 g CQO/g N
NH ₄ ⁺ --> NO ₂ ⁻	N(-III) para N(+III)	2,67 g CQO/g NH ₄ ⁺
		3,43 g CQO/g N
NO ₂ ⁻ --> NO ₃ ⁻	N(+III) para N(+V)	0,36 g CQO/g NO ₂ ⁻
		1,14 g CQO/g N
H ₂	H(0) para H(+I)	8,00 g CQO/g H

O conhecimento da estequiometria das reacções biológicas é importante, na medida em que permite antecipar, ou avaliar, alterações nas propriedades físicas ou químicas no ambiente do filtro biológico. Como referem Criddle *et al.* (1991), mesmo em situações de baixas taxas de crescimento celular, ocorre libertação de gases, como o azoto e o metano, que interferem com a distribuição de substratos no meio. O consumo, ou

produção, de alcalinidade durante determinados processos metabólicos pode, também, introduzir alterações no meio devido, por exemplo, à variação do pH.

A síntese celular envolve múltiplas e complexas reacções até à produção de macromoléculas necessárias à manutenção das células. Para efeitos de modelação considera-se, no entanto, a biomassa representada pela fórmula molecular empírica $C_5H_7O_2N$ (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999) e a síntese celular gerada a partir de formas inorgânicas simples de carbono e azoto (VanBriesen e Rittmann, 2000).

O coeficiente estequiométrico associado ao termo que representa a biomassa será equivalente ao rendimento de produção celular (representado pelo coeficiente Y). O crescimento microbiológico poderá, então, ser representada pela seguinte relação:



McCarty, citado por Criddle *et al.* (1991) e Grady Jr. *et al.* (1999), desenvolveu um método quantitativo para a descrição do crescimento microbiológico considerando a associação de três tipos de reacções parciais, escritas na forma de electrões-equivalentes do dador ou do aceitador, de forma a facilitar a sua combinação: uma para o substrato dador de electrões (R_d), outra para o substrato aceitador terminal de electrões (R_a) e para a síntese de biomassa (R_c). No Quadro 1.11. apresentam-se os três tipos de reacções para diversos substratos orgânicos e inorgânicos. A relação estequiométrica global (R), que resulta do somatório das três reacções parciais, é dada pela expressão (1.30).

$$R = R_d - f_e R_a - f_s R_c \quad (1.30)$$

Os coeficientes f_e e f_s representam a fracção do dador de electrões que é utilizada, respectivamente, para fins energéticos e para a síntese celular. A sua soma é igual à unidade, o que equivale a estabelecer que a quantidade total de electrões disponíveis no substrato dador se divide em duas fracções associadas a cada um dos coeficientes. O sinal negativo das reacções parciais R_a e R_c significa que os respectivos termos devem ser invertidos antes do somatório final.

O valor de f_s depende, entre outros factores, do tipo de microrganismo, do tipo de substratos e nutrientes disponíveis e da taxa de decaimento. De acordo com Grady Jr. *et al.* (1999), a taxa de produção de biomassa por substrato consumido (Y) representa,

também, o número de electrões disponíveis no carbono incorporado nas novas células por unidade de electrões removidos do substrato, (*i.e.*, a fracção de dador de electrões capturado através da síntese). Nestes termos, é possível estimar um valor máximo de f_s a partir de Y , quando a reacção global de crescimento (R) é conhecida, e expressá-la em unidades de CQO ou carbono (*e.g.* SSV produzido, em termos de CQO, por CQO de substrato removido). Nas Eq. (1.31) a (1.33) apresentam-se as relações entre $f_{s(\text{máxima})}$, $Y_{H(C)}$ (taxa de rendimento celular para os microrganismos heterotróficos responsáveis pela remoção carbonada em ambiente aeróbio), $Y_{H(D)}$ (taxa de rendimento celular para os microrganismos heterotróficos desnitrificantes) e $Y_{A(N)}$ (taxa de rendimento celular para os microrganismos autotróficos nitrificantes).

$$f_{s(H(C), \text{máxima})} = Y_{H(C)} \quad (\text{amónio como fonte de azoto, matéria orgânica como dador de electrões}) \quad (1.31)$$

$$f_{s(H(D), \text{máxima})} = 1,4 Y_{H(D)} \quad (\text{nitrato como fonte de azoto, matéria orgânica como dador de electrões}) \quad (1.32)$$

$$f_{s(A(N), \text{máxima})} = 0,22 Y_{A(N)} \quad (\text{amónio como fonte de azoto e de electrões}) \quad (1.33)$$

Quando Y é conhecido, os valores de $f_{s(\text{máxima})}$ para microrganismos heterotróficos e autotróficos são estimados a partir das Eq. (1.30) a (1.33). Caso contrário, podem utilizar-se, para a sua estimativa, métodos baseados em relações termodinâmicas que utilizam reacções parciais como as apresentadas no Quadro 1.11.

McCarty apresentou, na década de setenta, um método, apresentado em Criddle *et al.* (1991) e Grady Jr. *et al.* (1999), que se baseia em relações termodinâmicas que traduzem o fluxo de energia e de electrões entre as várias cadeias de reacções catabólicas e anabólicas envolvendo vários substratos. Heijnen e Dijken (1992) e Heijnen *et al.* (1992), mais recentemente, desenvolveram um método semelhante que se baseia na dissipação de energia de Gibbs por mole de carbono de biomassa produzida, no grau de redução do substrato carbonado dador, na natureza da fonte de azoto e na energia de Gibbs disponível por electrão entre os substratos dador e o receptor.

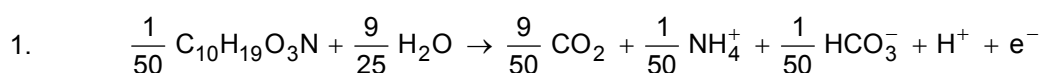
No Quadro 1.12. apresentam-se os intervalos de valores para o coeficiente de rendimento celular (Y) encontrados em vários estudos com filtros biológicos. O valor de Y pode, para o mesmo substrato, apresentar valores diferentes. Esta circunstância está associada à existência de diferentes cadeias metabólicas para a degradação de compostos, bem como à variação de parâmetros como o OD, temperatura e pH.

Quadro 1.11. – Reacções parciais de oxidação intervenientes na actividade microbiológica
(adaptado de Criddle *et al.*, 1991; Grady Jr. *et al.*, 1999)

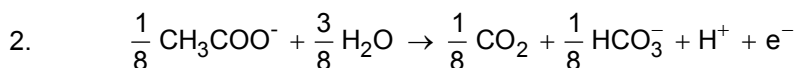
Número da reacção	Reacções parciais
-------------------	-------------------

***R_d*: Reacções para compostos orgânicos dadores de electrões (microrganismos heterotróficos)**

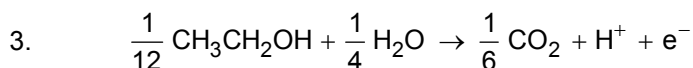
Água residual doméstica:



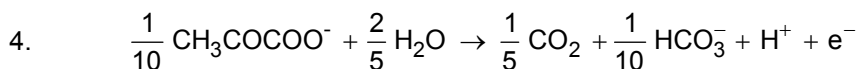
Acetato:



Etanol:

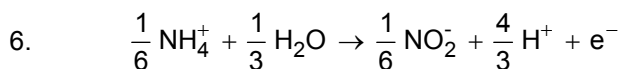
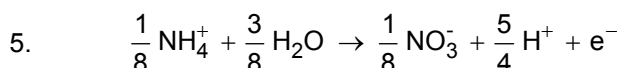


Piruvato:

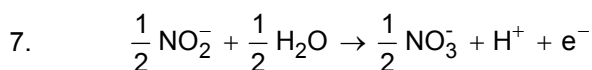


***R_d*: Reacções para compostos inorgânicos dadores de electrões (microrganismos autotróficos)**

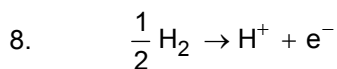
Amónio:



Nitrito:



Hidrogénio:



Quadro 1.11. (continuação)

Número da reacção	Reacções parciais
<i>R_a</i>: Reacções para compostos aceitadores de electrões	
Oxigénio:	
9.	$\frac{1}{2} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \frac{1}{4} \text{O}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^-$
Nitrato:	
10.	$\frac{1}{10} \text{N}_2 + \frac{3}{5} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \frac{1}{5} \text{NO}_3^- + \frac{6}{5} \text{H}^+ + \text{e}^-$
Nitrito:	
11.	$\frac{1}{6} \text{N}_2 + \frac{1}{3} \text{H}_2\text{O} + \frac{1}{3} \text{OH}^- \rightarrow \frac{1}{3} \text{NO}_2^- + \text{H}^+ + \text{e}^-$
Dióxido de carbono (metanogénese):	
12.	$\frac{1}{8} \text{CH}_4 + \frac{1}{4} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \frac{1}{8} \text{CO}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^-$
<i>R_c</i>: Reacções para a síntese celular	
Amónio como fonte de azoto:	
13.	$\frac{1}{20} \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + \frac{9}{20} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \frac{1}{5} \text{CO}_2 + \frac{1}{20} \text{HCO}_3^- + \frac{1}{20} \text{NH}_4^+ + \text{H}^+ + \text{e}^-$
	$\frac{1}{20} \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + \frac{2}{5} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \frac{1}{4} \text{CO}_2 + \frac{1}{20} \text{NH}_3 + \text{H}^+ + \text{e}^-$
Nitrato como fonte de azoto:	
14.	$\frac{1}{28} \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + \frac{11}{28} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \frac{5}{28} \text{CO}_2 + \frac{1}{28} \text{NO}_3^- + \frac{29}{28} \text{H}^+ + \text{e}^-$
Nitrito como fonte de azoto:	
15.	$\frac{1}{26} \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + \frac{10}{26} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \frac{5}{26} \text{CO}_2 + \frac{1}{26} \text{NO}_2^- + \frac{27}{26} \text{H}^+ + \text{e}^-$

O valor de f_s , para qualquer período de tempo t de crescimento, pode ser estimado através da seguinte relação (Criddle *et al.*, 1991):

$$f_s = f_{s(\text{máxima})} (0,2 + 0,8 e^{-bt}) \quad (1.34)$$

Esta expressão pode, igualmente, ser utilizada para determinar Y_{obs} em função de Y .

Quadro 1.12. – Valores típicos do coeficiente de rendimento celular

Substrato	Ambiente bioquímico	Mecanismo	Y (g CQO _{SSV} / g CQO _{substrato})	Referência
Água residual doméstica	Aeróbio	Remoção carbonada (Y _{H(c)})	0,60 - 0,75 (0,67)	Grady Jr. <i>et al.</i> (1999), Drolka <i>et al.</i> (2001), Insel <i>et al.</i> (2002)
	Aeróbio	Nitrificação (Y _{A(N)})	0,10 - 0,30 (0,24)	Metcalf e Eddy (1991), Grady Jr. <i>et al.</i> (1999), Drolka <i>et al.</i> (2001)
	Anóxico	Desnitrificação (Y _{H(d)})	0,24 - 0,39 (0,25)	Saez e Rittmann (1990), Grady Jr. <i>et al.</i> (1999), Drolka <i>et al.</i> (2001)
	Anaeróbio	Digestão anaeróbia de lamas (Y _{H(c)})	0,03 - 0,21	Metcalf e Eddy (1991), Crites e Tchobanoglous (1998)
Acetato	Aeróbio	Remoção carbonada (Y _{H(c)})	0,48 - 0,78 (0,60)	Dircks <i>et al.</i> (1999), Insel <i>et al.</i> (2002)
	Anóxico	Desnitrificação (Y _{H(d)})	0,38 - 0,45	Criddle <i>et al.</i> (1991), Saez e Rittmann (1990)
	Anaeróbio	Metanogénese (Y _{H(c)})	0,03 - 0,07 (0,05)	Saez e Rittmann (1990), Criddle <i>et al.</i> (1991), Noguera <i>et al.</i> (1994)
Glucose	Aeróbio	Remoção carbonada (Y _{H(c)})	0,71 - 0,91	Dircks <i>et al.</i> (1999)
	Anóxico	Desnitrificação (Y _{H(d)})	0,54	Narang <i>et al.</i> (1997)
	Anaeróbio	Acidogénese (Y _{H(c)})	0,14 - 0,27 (0,24)	Criddle <i>et al.</i> (1991), Noguera <i>et al.</i> (1994)
Metanol	Aeróbio	Remoção carbonada (Y _{H(c)})	0,34 - 0,51	Henze <i>et al.</i> (1997)
	Anóxico	Desnitrificação (Y _{H(d)})	0,20	Farabegoli <i>et al.</i> (2003)
	Anaeróbio	Fermentação (Y _{H(c)})	0,15	Criddle <i>et al.</i> (1991)
Amónio	Aeróbio	Nitrificação (Y _{A(N)})	0,12 - 0,30 (0,24)	Wanner e Gujer (1985), Criddle <i>et al.</i> (1991), Grady Jr. <i>et al.</i> (1999)
Sulfuretos	Aeróbio	Oxidação a sulfatos (Y _A)	0,21	Criddle <i>et al.</i> (1991)

() - valor típico

1.5.3. Nutrientes e relação C/N

Os nutrientes englobam todos os elementos químicos que são utilizados na formação de novas células. Na terminologia associada ao tratamento de águas residuais, convencionou-se (Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999) designar por *macronutrientes*, ou simplesmente por *nutrientes*, as formas disponíveis de azoto e de fósforo, por se considerarem dois elementos limitantes do crescimento microbiológico. Outros elementos essenciais ao crescimento celular (*e.g.* cádmio, cobre, ferro, sódio e potássio) são necessários em concentrações mais pequenas, pelo que é comum designá-los por *micronutrientes*.

O azoto pode encontrar-se nos efluentes domésticos, ou em águas naturais, essencialmente, na forma orgânico e inorgânico. As formas orgânicas (*e.g.* proteínas, aminoácidos e ureia) predominam relativamente às formas inorgânicas (azoto amoniacal e iões nitritos e nitratos), encontrando-se, contudo, em equilíbrio dinâmico, sendo o azoto orgânico continuamente transformado em inorgânico, por processos de mineralização (*e.g.* hidrólise da ureia), e este incorporado na fracção orgânica, por processos assimilativos celulares. Numa água residual doméstica não tratada, cerca de 60,0% do azoto está na forma orgânica e 40,0% na forma amoniacal, sendo as concentrações de iões nitrito e nitrato praticamente nulas. Num efluente doméstico tratado a concentração de ião nitrato pode atingir a 50,0% do azoto total.

No âmbito deste trabalho, convencionou-se designar apenas por *azoto* o azoto total, que inclui o somatório do azoto orgânico, do azoto associado ao ião amónio ou azoto amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) e do azoto associado às formas oxidadas ($\text{NO}_x^-\text{-N}$), nomeadamente o ião nitrito ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) e o ião nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$).

As transformações destas formas de azoto podem incluir diferentes cadeias metabólicas catalizadas por enzimas produzidas por distintas estirpes bacteriológicas (ver Quadro 1.9.). Enquanto o azoto amoniacal é utilizado como fonte de energia por bactérias quimioautotróficas, em ambiente aeróbio, o ião nitrato é utilizado, como composto receptor de electrões, por bactérias quimioheterotróficas na respiração em ambiente anóxico.

A remoção, quer de carbono, quer de azoto, depende, entre outro factores, como foi referido no ponto 1.4.3., do ambiente bioquímico do meio, que pode determinar a predominância de determinado mecanismo. Em ambientes aeróbios, a remoção de carbono é realizada por microrganismos heterotróficos aeróbios, enquanto a eliminação de azoto amoniacal decorre por acção de microrganismos autotróficos aeróbios (via

nitrificação). Ambos os mecanismos competem pelo mesmo composto aceitador de electrões (o oxigénio molecular), sendo as primeiras espécies beneficiadas por apresentarem taxas específicas de crescimento celular, taxas específicas máximas de consumo de substrato e coeficientes de rendimento celular mais elevados (Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999). Parte do azoto amoniacal é, também, utilizado pelos microrganismos heterotróficos por via assimilativa. O estudo da variação da razão C/NH_4^+-N pode dar indicações sobre a interferência que cada um dos substratos pode ter na remoção do outro. Os valores mais comuns encontrados em efluentes domésticos tratados variam entre 3,5 e 4,8 (ver Quadro 1.3.).

Em ambiente anóxico, o carbono orgânico é utilizado como fonte de carbono e de energia na redução de iões nitrito e nitrato, pelo que o estudo da relação $C/NO_x^- - N$ se torna importante para avaliar a quantidade de substrato orgânico necessária para a desnitrificação. A afluência de carbono em excesso não conduz, necessariamente, ao aumento da remoção de nitrato, uma vez que, como refere Martins (1998), o coeficiente de rendimento celular dos microrganismos heterotróficos desnitrificantes ($Y_{H(D)}$) não é afectado significativamente pelo aumento da concentração de substrato orgânico. De facto, pode verificar-se uma diminuição da eficiência do sistema por ocorrência do fenómeno de *passagem de carbono*, mencionado por Carley e Mavinic (1991), e encontrado por Her e Huang (1995) e por Mano (1996). No primeiro estudo, onde se utilizaram quatro fontes de carbono (acetato de sódio, ácido benzóico, glucose e metanol) observou-se, para razões $C/NO_x^- - N$ superiores a 15,0, o processo de desnitrificação diminuiu drasticamente; no segundo, utilizando três fontes de carbono (acetato de sódio, água residual e etanol), constatou-se que a adição de carbono em excesso podia contribuir para fenómenos de competição por carbono, não havendo, contudo, evidência de alteração da eficiência da desnitrificação.

O estabelecimento de relações estequiométricas para C/NH_4^+-N ou $C/NO_x^- - N$, para qualquer substrato, pode ser efectuado a partir das relações mássicas incluídas na reacção estequiométrica global (R), representada pela Eq. (1.30), definida por conjugação das reacções parciais de oxidação, de acordo com o indicado no Quadro 1.11. Pode utilizar-se, para este efeito, o método desenvolvido por McCarty, apresentado em Criddle *et al.* (1991), Crites e Tchobanoglous (1998) e Grady Jr. *et al.* (1999), e adoptarem-se valores para Y, de acordo com os apresentados no Quadro 1.12.

Para o mesmo tipo de efluente e para velocidades de escoamento e cargas orgânicas semelhantes podem, contudo, encontrarem-se razões C/NH_4^+-N ou $C/NO_x^- - N$ aplicadas, ou de consumo entre ambos ($\Delta C/\Delta NH_4^+-N$ ou $\Delta C/\Delta NO_x^- - N$), diferentes. Este facto poderá, especialmente em efluentes com grande variabilidade de substratos, ser explicado pela

presença de diferentes substratos orgânicos e azotados, pelas características dos subprodutos gerados, ou pelo estabelecimento de diferentes condições de operação, em especial, como refere Mano (1996), em termos de pH, temperatura e OD.

1.5.4. pH

As reacções que envolvem a remoção de substratos orgânicos podem produzir ou consumir alcalinidade, de acordo com o predomínio de reacções químicas que produzam ou consomem, fundamentalmente, iões hidrogeno carbonato (HCO_3^-) e hidróxido (OH^-), que provocam o aumento ou a diminuição do pH. Esta variação de pH pode afectar a actividade dos microrganismos que, de acordo com Metcalf e Eddy (1991), Crites e Tchobanoglous (1998) e Grady Jr. *et al.* (1999), apresentam taxas de crescimento mais elevadas no intervalo 6,0 a 8,0.

A actividade de nitrificação consome alcalinidade que, de acordo com Mano (1997), se traduz em cerca de 7,2 mg CaCO_3 por mg de azoto amoniacal oxidado. O consequente abaixamento de pH pode, de acordo com Crites e Tchobanoglous (1998), diminuir consideravelmente as taxas de crescimento de espécies nitrificantes, como as pertencentes aos géneros *Nitrosomonas spp.* e *Nitrobacter spp.*, que são sensíveis a valores inferiores a 7,0. As taxas de crescimento mais elevadas são observadas para a faixa de pH entre 7,5 e 9,0 (Metcalf e Eddy, 1991). De acordo com Mano (1997), para evitar que o pH baixe a níveis que inibam a acção dos microrganismos nitrificantes, a alcalinidade do meio deve ser superior a 50,0 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Caso contrário, só poderá evitar-se o abaixamento de pH do meio através da adição de soluções tampão.

A actividade de desnitrificação, por outro lado, produz alcalinidade que, de acordo com Mano (1997), se traduz em cerca de 3,0 mg CaCO_3 por mg de azoto associado ao ião nitrato reduzido, e na subida do pH. Os microrganismos heterotróficos desnitrificantes apresentam, relativamente aos autotróficos nitrificantes, melhor adaptação à variação de pH, apresentando taxas mais elevadas de crescimento no intervalo entre 6,5 e 9,0 (Metcalf e Eddy, 1991). O coeficiente de rendimento celular e a taxa de crescimento celular são superiores às observadas para os microrganismos autotróficos aeróbios, mas inferiores às dos heterotróficos aeróbios.

A variação de pH resulta, portanto, da predominância de mecanismos que consomem alcalinidade, como a nitrificação, ou que a produzem, como a desnitrificação que, por sua vez, dependem da variação de factores como o tipo de substrato presente no meio, a temperatura e o OD, bem como da presença de substâncias inibitórias. Em meios onde a

concentração de oxigénio é superior a $2,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ observa-se, em geral, consumo de alcalinidade, por ser mais significativo o processo de nitrificação, sendo comum o abaixamento do pH. Em ambientes anóxicos, onde predomina a desnitrificação, observa-se, normalmente, a produção de alcalinidade e a subida do pH. Estas circunstâncias foram observadas em alguns estudos sobre tratamento de águas residuais domésticas, quer com filtros biológicos não arejados (Mano, 1996), quer com arejados (Akunna *et al.* 1994; Nabizabeh *et al.*, 2000; Silva *et al.*, 2003). Da combinação dos efeitos dos vários mecanismos resulta, em geral, a tamponização do meio que, ao manter o pH próximo de 7,0, favorece o rendimento global do sistema.

No Quadro 1.13. apresentam-se os intervalos óptimos de pH, aos quais correspondeu uma maior eficiência de remoção de substratos, encontrados em alguns estudos com filtros biológicos de leito imerso. Os valores mais elevados são observados nos sistemas com filtros não arejados, especialmente nos trabalhos com substratos simples, o que faz admitir maior produção de alcalinidade devido à influência do processo de desnitrificação. Independentemente da predominância de mecanismos que removem ou produzem alcalinidade, a actividade microbiológica parece ser mais sensível a meios ácidos, apresentando uma actividade superior em meios neutros e alcalinos.

Quadro 1.13. – Faixas de valores de pH observados em filtros biológicos de leito imerso

Substrato	Tipo de filtro	pH	Referência
Acetato	Não arejado, fluxo ascendente	7,0 - 10,3	Mano (1996)
Água residual doméstica	Não arejado, fluxo ascendente	7,7 - 8,6	Mano (1996)
Água residual sintética	Arejado, fluxo descendente	6,3 - 7,7	Akunna <i>et al.</i> (1994)
Etanol	Não arejado, fluxo ascendente	6,9 - 10,1	Martins (1998)
Etanol	Não arejado, fluxo ascendente	6,7 - 9,5	Fonseca (2000)

1.5.5. Temperatura

A influência da temperatura no tratamento de águas residuais por filtros biológicos, à semelhança do que acontece noutros sistemas de tratamento, reflecte-se, fundamentalmente, na cinética do crescimento microbiológico e, portanto, nos mecanismos responsáveis pela remoção de substratos. Pode, também, afectar, por exemplo, as taxas de transferência de oxigénio entre as fases gasosa e líquida e a líquida e o biofilme, bem como a sedimentabilidade dos sólidos.

O efeito da temperatura é considerado através da modificação dos coeficientes que traduzem taxas de transferência ou de remoção, com recurso à expressão desenvolvida por Arrhenius (Crites e Tchobanoglous, 1998),

$$r_T = r_{T20} \Theta^{(T-20)} \quad (1.35)$$

sendo r_T e r_{T20} as taxas de transferência ou de remoção de substrato às temperaturas T e de $20,0$ °C, respectivamente, T a temperatura (°C) e Θ o coeficiente de actividade relacionado com a temperatura que se situa no intervalo entre 1,02 e 1,09, sendo o valor típico de 1,04. Para temperaturas de $20,0$ °C \pm $1,0$ °C, Θ é considerado igual à unidade.

Para temperaturas superiores a $15,0$ °C a adaptação da maior parte das espécies heterotróficas aeróbias pode ser inferior a 10,0 horas (Grady Jr. *et al.*, 1999). A actividade biológica pode, ainda, ocorrer para temperaturas termofílicas (entre $50,0$ °C $65,0$ °C), em especial em ambiente anaeróbio (Crites e Tchobanoglous, 1998).

A maior parte dos microrganismos autotróficos nitrificantes apresentam taxas de crescimento específicas mais elevadas para temperaturas no intervalo entre $18,0$ °C e $35,0$ °C, podendo a adaptação a substratos complexos demorar apenas 3,0 dias. As taxas de crescimento reduzem-se significativamente para temperaturas inferiores a $10,0$ °C e superiores a $35,0$ °C (Metcalf e Eddy, 1991), podendo ser necessários 8,0 dias até se observar actividade nitrificante significativa, a qual se realiza com baixas taxas de remoção de amónio. As espécies nitrificantes são, comparativamente com as espécies heterotróficas, mais sensíveis a variações bruscas de temperatura.

A desnitrificação tem sido observada em faixas de temperatura entre $5,0$ °C e $60,0$ °C (Henze *et al.*, 1997; Crites e Tchobanoglous, 1998), com taxas de remoção de NO_x^- -N mais elevadas no intervalo entre $15,0$ °C e $35,0$ °C.

1.5.6. Oxigénio dissolvido

O oxigénio dissolvido (OD) que, por definição, é entendido como a quantidade de oxigénio molecular existente numa amostra de água em determinadas condições de pressão, salinidade e temperatura (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998), é um dos principais parâmetros que pode actuar como limitante, condicionando a remoção de substratos em filtros biológicos.

A transferência de oxigénio da fase gasosa para a fase líquida depende fortemente das condições de pressão, salinidade e temperatura, sendo o respectivo coeficiente de transferência variável no tempo. A Figura 1.9. apresenta, a título exemplificativo, a

variação da solubilidade de dois gases (azoto e oxigénio) em função da variação da temperatura para condições de baixa salinidade e pressão constante. Como se pode observar, a solubilidade do oxigénio molecular na água é inferior à do azoto molecular e ambos diminuem com o aumento da temperatura. De acordo com Crites e Tchobanoglous (1998), para a mesma temperatura, a solubilidade diminui com o aumento da salinidade do meio e com a diminuição da pressão.

A taxa de consumo do OD presente na fase líquida depende, por outro lado, da sua difusão para o interior do biofilme, das características dos substratos presentes e do tipo de microrganismos que colonizam o biofilme. Estes factores, tornam o OD um parâmetro dinâmico com variação temporal e espacial. A manutenção de condições aeróbias no filtro, que podem limitar a actividade, quer dos microrganismos heterotróficos aeróbios, quer dos autotróficos nitrificantes, pode ser conseguida através da introdução de sistemas de ventilação desde que mantenham a concentração de OD a valores superiores a $2,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Valores inferiores a este limite, de acordo com Arvin e Harremoes (1990), afectam negativamente a remoção carbonada por via aeróbia e a nitrificação, sendo, contudo, mais limitante para os microrganismos autotróficos nitrificantes do que para os heterotróficos.

O oxigénio também actua como agente regulador da desnitrificação. Quando o seu valor é inferior a $0,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (Rittmann e Langeland, 1985), criam-se condições anóxicas que favorecem a síntese de enzimas reductases, essenciais para a redução dos nitritos e nitratos. Para valores superiores àquele limite, o oxigénio pode actuar como agente bloqueador da síntese enzimática, podendo, como refere Martins (1998), prosseguir a actividade enzimática enquanto existirem reductases em quantidade suficiente para catalizarem a redução de $\text{NO}_x^- \text{-N}$. Autores como Henze *et al.* (1997) e Grady Jr. *et al.* (1999) identificam esta situação como desnitrificação aeróbia, comum em filtros onde ocorre, em simultâneo, nitrificação e desnitrificação. Esta circunstância parece ter-se materializado no filtro utilizado por Mano (1996), sendo relatada a ocorrência de desnitrificação para concentrações OD entre $0,5$ e $1,1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. A desnitrificação aeróbia pode ser considerada, de acordo com Rittmann e Langeland, (1985) e Hagedorn-Olsen *et al.* (1994), como consequência da limitação à difusão do oxigénio no interior do biofilme podendo gerar no seu interior regiões aeróbias e anóxicas onde pode ocorrer nitrificação e desnitrificação, respectivamente.

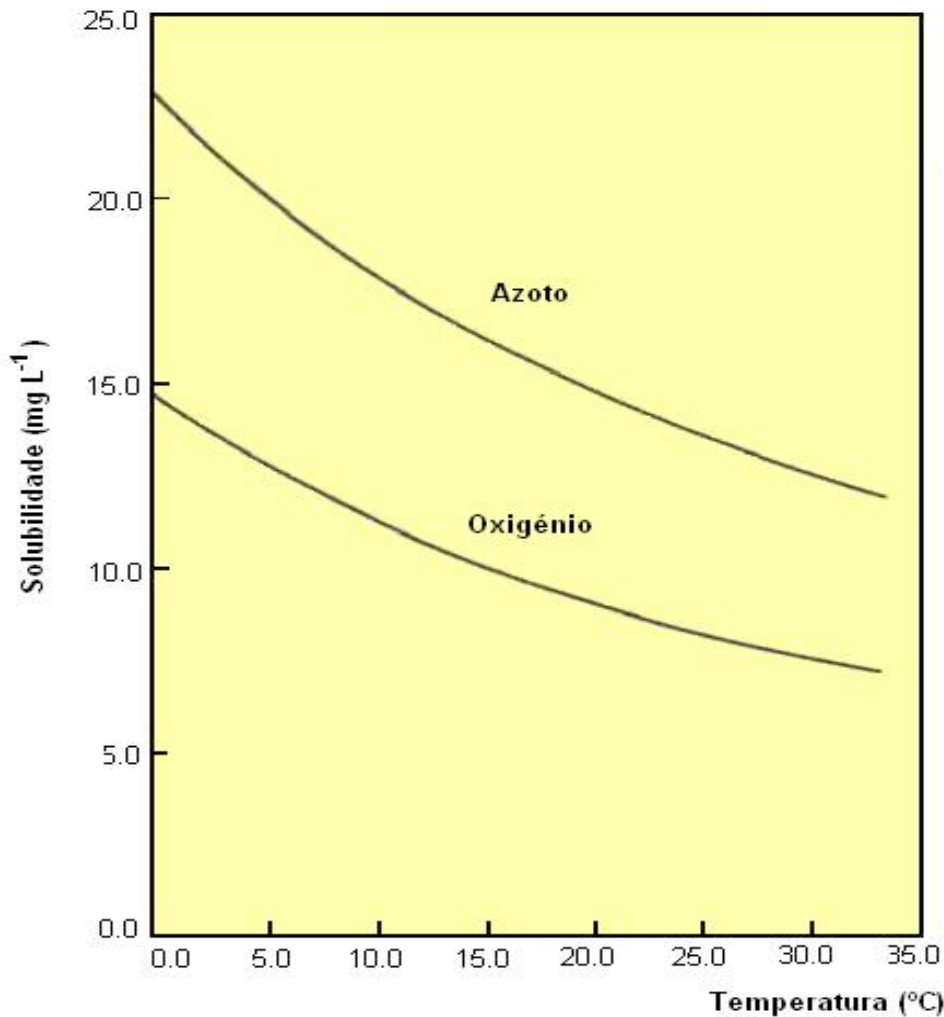


Figura 1.9. – Variação da solubilidade do oxigênio e do azoto em água destilada à pressão de 760,0 mm Hg (adaptada de Sayer *et al.*, 2002)

A difusibilidade do oxigênio para o interior do biofilme varia, entre outros factores, com a sua espessura e com a temperatura do meio. Chen e Bungay (1981) detectaram valores para o coeficiente de difusão de $0,82 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, a $25,0 \text{ }^\circ\text{C}$, para espessuras de biofilme inferiores a $0,20 \text{ mm}$. Para espessuras entre $0,50 \text{ mm}$ e $1,00 \text{ mm}$, o coeficiente de difusão variou entre $1,20 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ e $1,90 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, para o intervalo de temperaturas entre $22,0 \text{ }^\circ\text{C}$ e $27,0 \text{ }^\circ\text{C}$. Harremoes (1994), ao estudar a difusibilidade do oxigênio entre o filme líquido e o interior do biofilme, cuja camada exterior era constituída, essencialmente, por microrganismos heterotróficos aeróbios, observou coeficientes de difusão entre $2,00 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ e $2,40 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, a $20,0 \text{ }^\circ\text{C}$, para uma espessura média de $1,00 \text{ mm}$. Os valores estimados para o biofilme são, normalmente, cerca de 70,0 dos observados na fase líquida, como verificado por Harremoes (1994) e Nogueira *et al.* (1998).

As taxas de utilização de oxigénio do podem, por outro lado, variar com as características do biofilme. De acordo com o trabalho de Chen e Bungay (1981), os valores mais elevados (entre $0,36 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ s}^{-1}$ e $0,40 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ s}^{-1}$) ocorreram para espessuras de biofilme inferiores a 0,5 mm, no intervalo de temperaturas entre 22,0 °C e 25,0 °C. Para espessuras da ordem de 1,00 mm, os valores variaram entre $0,19 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ s}^{-1}$ e $0,29 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ s}^{-1}$ no intervalo de temperaturas entre 8,0 °C e 27,0 °C. Apesar da difusibilidade do oxigénio ser superior à de muitas macromoléculas orgânicas que fazem parte dos efluentes domésticos e das águas superficiais, à do azoto amoniacal ($1,6 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$) e às dos iões nitrito e nitrato (entre $0,6 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ e $1,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$), a sua penetração no biofilme, de acordo com Toettrup *et al.* (1994), pode ser mais curta, dado que vai sendo reduzido durante a oxidação dos substratos orgânicos e do amónio.

Por outro lado, o ambiente bioquímico num filtro biológico pode, ainda, ser avaliado pelo potencial redox, que traduz o somatório das reacções de oxidação-redução no meio. Valores de potencial redox positivos (superiores a 50,0 mV), são indicativos de condições aeróbias, enquanto valores negativos (inferiores a - 50,0 mV) sugerem condições anaeróbias. Entre estes dois limites (*i.e.* potenciais redox próximos de 0,0 mV) as condições são consideradas anóxicas.

1.5.7. Cargas hidráulica e orgânica

No dimensionamento hidráulico-sanitário de unidades de tratamento de águas residuais por filtração biológica utilizam-se, entre outros factores, critérios de carga hidráulica e de carga orgânica volúmica (DGQA, 1989; LNEC/DGA, 1991; Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998; Grady Jr. *et al.*, 1999). Estas cargas são também utilizadas, quer para a avaliação do funcionamento dos sistemas, por comparação com valores de experiência, quer para a sua classificação que, no caso de filtros biológicos de leito imerso, se tipificam em processos de baixa, média e alta carga.

A *carga hidráulica*, traduzida do inglês *hydraulic loading*, é entendida no domínio, quer do projecto, quer da gestão de instalações de tratamento, bem como pela maior parte das referências na área da Engenharia Sanitária (*e.g.* Arceivala, 1981; DGQA, 1989; LNEC/DGA, 1991; Metcalf e Eddy, 1991; Grady Jr. *et al.*, 1999), como o caudal escoado por unidade de área, sendo, no caso dos sistemas por filtração, numericamente igual à velocidade média aparente de escoamento.

O termo *carga hidráulica* pode, contudo, confundir-se com o de *carga total*, entendido este último, de acordo com Lencastre (1996) e Quintela (2000), como a energia mecânica

total por unidade de peso líquido, que resulta do somatório das energias de posição, de pressão e cinética por unidade de peso. Nestes termos, convencionou-se, no âmbito deste trabalho, utilizar os termos *velocidade de escoamento* (U) e *carga* como referências à *carga hidráulica* e à energia mecânica total, respectivamente.

O escoamento em filtros biológicos, como se referiu anteriormente, pode considerar-se laminar, relacionando-se a velocidade de escoamento com a perda de carga unitária, através da lei de Darcy. A carga total (energia mecânica total) é praticamente coincidente com a carga, ou cota piezométrica, podendo, esta última, ser avaliada em determinado ponto do leito, através da medição da altura de água num piezómetro ligado a esse ponto.

O desenvolvimento de biomassa associado à acumulação de sólidos e à desfragmentação de algum material de enchimento provoca a colmatação progressiva do meio diminuindo a área disponível para a percolação. Durante o escoamento através do leito, o líquido perde parte da sua energia, quer para o suporte sólido, por atrito, quer para zonas que criam resistência ao escoamento (e.g. zonas pouco irrigadas). Este fenómeno traduz-se, na prática, por um aumento da pressão hidrostática devido à resistência criada ao escoamento, reflectindo a evolução da colmatação no interior do leito, designando-se geralmente por *perda de carga*.

A perda de carga correspondente a um troço de um leito com meio poroso (Δl) pode ser determinada experimentalmente através da diferença entre cotas piezométricas, medidas em dois piezómetros colocados nas secções a montante e a jusante do troço. Para avaliar a perda de carga entre o topo do leito (TL) e um ponto a jusante, como se pode observar na Figura 1.10., instala-se um piezómetro nesse ponto, sendo Δl dada pela diferença entre o nível do líquido (H_l) e a cota piezométrica (P_l) relativamente a esse ponto.

A perda de carga varia, entre outros factores, com a altura, o tipo e características do meio de enchimento, a velocidade do escoamento, a carga orgânica aplicada e as características físico-químicas do afluente. O critério estabelecido para a lavagem do filtro, em geral, relaciona um valor de perda de carga com o grau de tratamento, ou com a qualidade do efluente desejado, pelo que as lavagens são, normalmente, realizadas para perdas de carga inferiores a um valor máximo tolerável (i.e. correspondente a determinada fracção de colmatação total do leito).

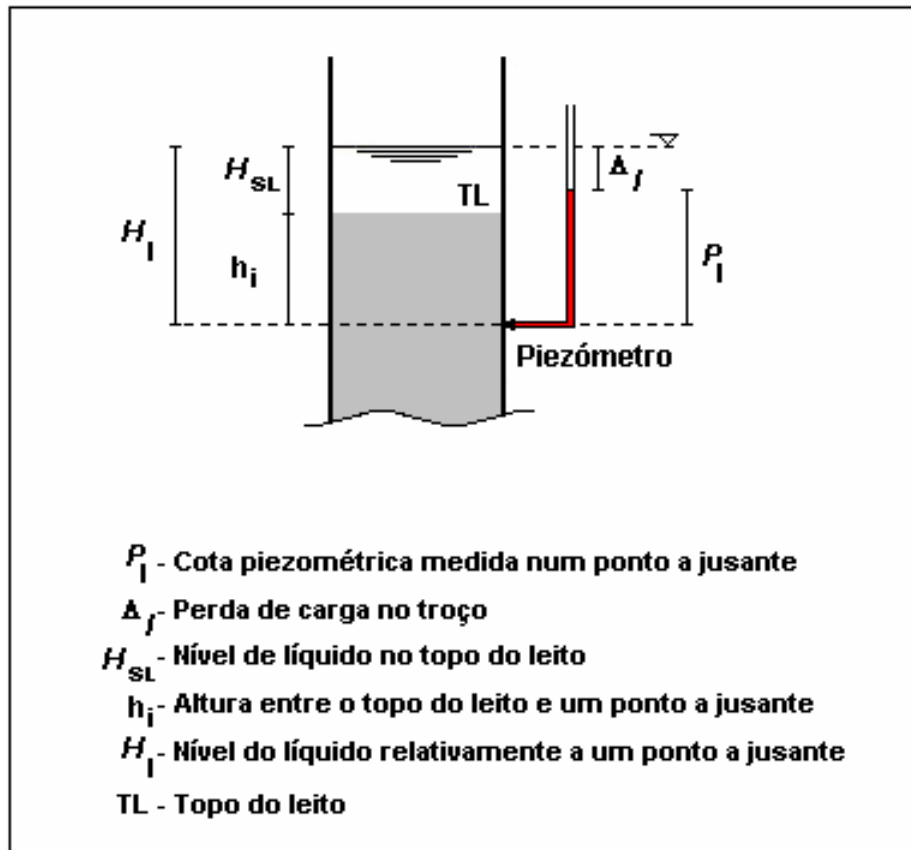


Figura 1.10. – Representação esquemática da avaliação da perda de carga no trecho superior de um leito poroso (e.g. filtro biológico)

Na maior parte dos trabalhos consultados que incluíram o estudo da perda de carga, os ciclos de lavagem foram efectuados para valores inferiores ao máximo admissível. Mano (1996), apesar de ter estabelecido um valor máximo de 1,00 metro de coluna de água (m c.a.), realizou lavagens para 0,48 m c.a. para manter um bom desempenho do processo de desnitrificação num filtro com 2,15 m de altura de leito. Gonçalves *et al.* (1996) observaram a deterioração da qualidade do efluente, em termos de SST, sempre que a perda de carga se aproximava de 1,00 m c.a. (0,50 m c.a. abaixo do valor máximo estabelecido), em leitos com 2,50 m de altura.

O critério de carga orgânica é definido pela carga mássica aplicada, em termos de CBO, CQO ou COT, por unidade de área ou por unidade de volume, por unidade de tempo.

No projecto, e na operação de instalações de tratamento que utilizam unidades com meio poroso, é comum utilizar-se o critério de carga orgânica volúmica, calculada em função do caudal médio diário, da concentração média diária de matéria orgânica (expressa em termos de CBO, CQO ou COT) e do volume, para o horizonte de projecto, com eventual verificação das condições de carga para o caudal de ponta horário.

Em trabalhos de investigação, como se constatou em alguns estudos consultados (e.g. Santana, 1986; Mano, 1996; Tay e Show, 1998; Martins, 1998; Nabizadeh *et al.*, 2000; Fonseca, 2000), para melhor analisar a evolução de mecanismos de degradação ao longo do meio poroso, é comum considerar-se a avaliação de taxas de remoção volumétricas em termos da massa de substrato eliminada por unidade de volume disponível (V_p).

2. OBJECTIVOS

Este trabalho teve como objectivo principal contribuir para o estudo da biodegradação de residuais de carbono presentes em substratos orgânicos, através da utilização de um filtro biológico de leito imerso. Complementarmente, o trabalho incidiu no estudo da remoção de azoto (amónio e formas oxidadas de azoto), incluindo a influência da variação da razão C/NH_4^+-N na competição microbiológica. Para avaliar a aplicabilidade do processo estudado, no seu desenvolvimento experimental testaram-se condições próximas de dois casos reais, designadamente utilizando efluente de tratamento secundário de águas residuais urbanas e água bruta de origem superficial.

Assim, os objectivos específicos do estudo centraram-se nos seguintes aspectos:

- 1) Avaliação das características hidrodinâmicas do leito e identificação dos principais mecanismos que podem causar interferência no escoamento e na distribuição, quer de substratos, quer dos produtos resultantes da biodegradação.
- 2) Estudo da biodegradação de residuais orgânicos e sua relação com a transformação de formas de azoto inorgânico, utilizando um substrato orgânico simples (acetato de sódio) e biomassa adaptada, sob influência da variação da razão C/NH_4^+-N e da carga orgânica aplicada, com e sem arejamento do leito.
- 3) Desenvolvimento de um modelo cinético para simulação do consumo de carbono.
- 4) Estudo da biodegradação de residuais orgânicos e sua relação com a transformação de formas de azoto inorgânico, utilizando substratos complexos (água residual tratada e água com origem superficial) e biomassa não adaptada, com e sem arejamento do leito.

3. PLANO EXPERIMENTAL

3.1. Apresentação

Para a prossecução dos objectivos propostos adoptou-se o Plano Experimental apresentado nos Quadros 3.1. e 3.2., que incluiu quatro Fases de ensaios, sendo uma destinada a ensaios preliminares, com duas Séries de ensaios, outra ao estudo das características hidrodinâmicas do filtro a utilizar, com duas Séries de ensaios, e duas finais, destinadas aos ensaios de biodegradação, com dez e oito Séries de ensaios, respectivamente. As Séries III.1. a III.10. englobaram ensaios com e sem lavagem prévia do filtro.

Quadro 3.1. – Plano Experimental - objectivos

Fase	Série de Ensaios	Objectivos
I - Ensaios preliminares	1, 2	Verificação de condições básicas de operação do filtro, em função da estabilidade do processo e da evolução da perda de carga ao longo do tempo.
II - Ensaios de traçagem	1, 2	Avaliação das características hidrodinâmicas do leito.
III - Ensaios de carga	1, 2, 3, 4 6, 7, 8, 9	Estudo da biodegradação de residuais de carbono orgânico, considerando a variação da razão C/NH ₄ ⁺ -N e a carga orgânica aplicada, utilizando um substrato simples (acetato de sódio).
	5, 10	Estudo da biodegradação de residuais de carbono orgânico, considerando a variação da carga orgânica aplicada, em duas passagens pelo leito, utilizando um substrato simples (acetato de sódio).
IV - Ensaios de carga	1, 2, 3, 4 5, 6, 7, 8	Estudo da biodegradação de residuais de carbono orgânico, utilizando substratos complexos (água residual tratada e água de origem superficial), em uma e duas passagens pelo leito.

Quadro 3.2. – Plano Experimental – descrição sumária

Fase	Série de Ensaio	Número de Passagens	Substrato	Arejamento	Biomassa
I - Ensaio preliminares	1	1	Acetato de sódio	<input type="checkbox"/>	Adaptada
	2	1	Acetato de sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	Adaptada
II - Ensaio de traçagem	1	1	Acetato de sódio	<input type="checkbox"/>	Adaptada
	2	1	Acetato de sódio	<input type="checkbox"/>	Adaptada
III - Ensaio de carga	1, 2, 3, 4	1	Acetato de sódio	<input type="checkbox"/>	Adaptada
	5	2	Acetato de sódio	<input type="checkbox"/>	Adaptada
	6, 7, 8, 9	1	Acetato de sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	Adaptada
	10	2	Acetato de sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	Adaptada
IV - Ensaio de carga	1	1	Água residual doméstica	<input type="checkbox"/>	Não adaptada
	2	2	Água residual doméstica	<input type="checkbox"/>	Não adaptada
	3	1	Água superficial	<input type="checkbox"/>	Não adaptada
	4	2	Água superficial	<input type="checkbox"/>	Não adaptada
	5	1	Água residual doméstica	<input checked="" type="checkbox"/>	Não adaptada
	6	2	Água residual doméstica	<input checked="" type="checkbox"/>	Não adaptada
	7	1	Água superficial	<input checked="" type="checkbox"/>	Não adaptada
	8	2	Água superficial	<input checked="" type="checkbox"/>	Não adaptada

3.2. Descrição

Para facilitar a identificação dos ensaios optou-se por seguir um critério de numeração como a seguir se indica:

Número da Fase . Número da Série . Número do ensaio

A numeração dos ensaios foi realizada em função da concentração de COT, para as Fases I a III, e para um intervalo de concentrações de COT para a Fase IV.

3.2.1. Fase experimental I - ensaios preliminares

Previamente à realização dos ensaios para avaliação das características hidrodinâmicas do filtro (Fase II) e aos estudos de biodegradação (Fases III e IV), procedeu-se à sua operação em contínuo, durante vários dias, até se atingir um limite máximo admissível de perda de carga. Esta avaliação do comportamento do filtro ao longo do tempo, teve por objectivo identificar condições básicas para a sua operação e definir um plano de amostragem para os ensaios das três Fases seguintes, tendo englobado duas Séries de ensaios, como se indica no Quadro 3.3.

As concentrações indicadas, em termos de carbono e azoto amoniacal, foram as seleccionadas para a operação do filtro em contínuo, tendo o valor de COT representado uma carga de aproximadamente $1000 \text{ mg C dia}^{-1}$, o equivalente, de acordo com as relações estequiométricas de $0,41 \text{ g C / g acetato}$ e $1,08 \text{ g CQO/ g acetato}$ (ver Quadro 1.10, p. 56), a $110,6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ em termos de CQO. Estas cargas estão de acordo com os valores que, normalmente, caracterizam as águas residuais domésticas tratadas (ver Quadro 1.3., p. 5).

Quadro 3.3. – Fase experimental I - ensaios preliminares (Séries I.1. e I.2.)

Ensaio	Q (L h ⁻¹)	Substrato	Arejamento	COT (mg C L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N
I.1.1.	1,0	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	42,0	4,0
I.2.1.	1,0	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	42,0	4,0

3.2.2. Fase experimental II - ensaios de traçagem

Realizaram-se duas de Séries de ensaios de traçagem, de acordo com as condições indicadas nos Quadros 3.4. e 3.5. Na Série II.1., realizada a caudal e cargas orgânicas variáveis, avaliaram-se as características hidrodinâmicas do filtro entre o topo do leito (TL) e um ponto de amostragem próximo da saída (toma P5, de acordo com a simbologia indicada na Figura 4.1., p. 84), ou seja, considerando um volume próximo do total disponível. Na Série II.2., estudaram-se as características hidrodinâmicas em quatro troços isolados do leito, para um caudal constante de $1,5 \text{ L h}^{-1}$ e carga orgânica variável.

A numeração dos ensaios, relativamente ao que foi convencionado (ver início do ponto 3.2.) incluiu um dígito adicional para facilitar a respectiva identificação em cada uma das Séries. Assim, ao penúltimo dígito corresponde, na Série II.1., o caudal ($1,0 \text{ L h}^{-1}$: “1”; $2,0 \text{ L h}^{-1}$: “2”; $2,5 \text{ L h}^{-1}$: “3”) e, na Série II.2., o troço (TL – P1: “1”; TL – P2: “2”; TL – P4: “3”; TL – P5: “4”), e ao último o número do ensaio.

O intervalo de COT considerado foi seleccionado de forma a permitir estudar a variação do comportamento hidrodinâmico do filtro sob influência da alteração da carga orgânica afluyente, entre um valor mínimo e um valor máximo, normalmente encontrados em águas residuais domésticas tratadas (ver Quadro 1.3., p. 5).

Quadro 3.4. – Fase experimental II - ensaios de traçagem (Série II.1.)

Ensaio	Q (L h^{-1})	Substrato	Biomassa	COT (mg C L^{-1})	C/NH ₄ ⁺ -N
II.1.1.1.	1,0	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	0,0	—
II.1.1.2.	1,0	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	4,0	4,0
II.1.1.3.	1,0	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	52,0	4,0
II.1.2.1.	2,0	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	0,0	—
II.1.2.2.	2,0	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	4,0	4,0
II.1.2.3.	2,0	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	52,0	4,0
II.1.3.1.	2,5	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	0,0	—
II.1.3.2.	2,5	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	4,0	4,0
II.1.3.3.	2,5	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	52,0	4,0

Quadro 3.5. – Fase experimental II - ensaios de traçagem (Série II.2.)

Ensaio	Troço do Leito ¹⁾	Substrato	Biomassa	COT (mg C L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N
II.2.1.1.	TL – P1	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	0,0	—
II.2.1.2.	TL – P1	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	4,0	4,0
II.2.1.3.	TL – P1	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	52,0	4,0
II.2.2.1.	TL – P2	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	0,0	—
II.2.2.2.	TL – P2	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	4,0	4,0
II.2.2.3.	TL – P2	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	52,0	4,0
II.2.3.1.	TL – P4	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	0,0	—
II.2.3.2.	TL – P4	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	4,0	4,0
II.2.3.3.	TL – P4	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	52,0	4,0
II.2.4.1.	TL – P5	Acetato sódio	<input type="checkbox"/>	0,0	—
II.2.4.2.	TL – P5	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	4,0	4,0
II.2.4.3.	TL – P5	Acetato sódio	<input checked="" type="checkbox"/>	52,0	4,0

¹⁾ Identificação do troço de acordo com a simbologia indicada na Figura 4.1. (p.84)

Os ensaios sem biomassa e a carga nula de carbono serviram para avaliar o efeito das características do meio de enchimento no comportamento hidrodinâmico do leito. Os valores de COT indicados corresponderam, tendo em atenção as relações estequiométricas de 0,41 g C / g acetato e 1,08 g CQO/ g acetato (ver Quadro 1.10., p. 56), a concentrações de 10,5 mg O₂ L⁻¹ e 137,0 mg O₂ L⁻¹ em termos de CQO.

3.2.3. Fases experimentais III e IV - ensaios de carga

A Fase III englobou dez Séries de ensaios, realizados a um caudal de 1,0 L h⁻¹, com e sem arejamento do filtro, a cargas orgânicas e razões C/NH₄⁺-N variáveis, como é indicado nos Quadros 3.6. e 3.7. Utilizaram-se, como fontes de carbono e azoto, o acetato de sódio e o cloreto de amónio, respectivamente. Preferiu-se o acetato de sódio como fonte de carbono por se tratar de um substrato simples e, conseqüentemente, fácil de biodegradar.

A numeração dos ensaios, relativamente ao que foi convencionado (ver início do ponto 3.2.), incluiu um dígito adicional para facilitar a identificação dos ensaios com e sem

lavagem do leite. Assim, ao penúltimo dígito corresponde a condição de lavagem (*com*: “1”; *sem*: “2”) e ao último o número do ensaio, que foi atribuído em função da concentração de TOC utilizada (i.e. os ensaios realizados à mesma concentração de carbono, apresentam o último dígito igual).

Quadro 3.6. – Fase experimental III - ensaios de carga (Séries III.1. a III.5.)

Série	Ensaio		Número de Passagens	COT (mg C L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N
	Com lavagem	Sem lavagem			
III.1.	III.1.1.1.	III.1.2.1.	1	62,0	20,0
	III.1.1.3.	III.1.2.3.	1	42,0	20,0
	III.1.1.4.	III.1.2.4.	1	21,0	20,0
	III.1.1.6.	III.1.2.6.	1	4,0	20,0
III.2.	III.2.1.1.	III.2.2.1.	1	62,0	10,0
	III.2.1.3.	III.2.2.3.	1	42,0	10,0
	III.2.1.4.	III.2.2.4.	1	21,0	10,0
	III.2.1.6.	III.2.2.6.	1	4,0	10,0
III.3.	III.3.1.1.	III.3.2.1.	1	62,0	4,0
	III.3.1.2.	III.3.2.2.	1	52,0	4,0
	III.3.1.3.	III.3.2.3.	1	42,0	4,0
	III.3.1.4.	III.3.2.4.	1	21,0	4,0
	III.3.1.5.	III.3.2.5.	1	10,5	4,0
	III.3.1.6.	III.3.2.6.	1	4,0	4,0
	III.3.1.7.	III.3.2.7.	1	2,0	4,0
	III.3.1.8.	III.3.2.8.	1	1,0	4,0
III.4.	III.4.1.1.	III.4.2.1.	1	62,0	2,0
	III.4.1.3.	III.4.2.3.	1	42,0	2,0
	III.4.1.4.	III.4.2.4.	1	21,0	2,0
	III.4.1.6.	III.4.2.6.	1	4,0	2,0
III.5.	III.5.1.3.	III.5.2.3.	2	42,0	4,0
	III.5.1.4.	III.5.2.4.	2	21,0	4,0
	III.5.1.6.	III.5.2.6.	2	4,0	4,0

Quadro 3.7. – Fase experimental III - ensaios de carga (Séries III.6. a III.10.)

Série	Ensaio		Número de Passagens	COT (mg C L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N
	Com lavagem	Sem lavagem			
III.6.	III.6.1.1.	III.6.2.1.	1	62,0	20,0
	III.6.1.3.	III.6.2.3.	1	42,0	20,0
	III.6.1.4.	III.6.2.4.	1	21,0	20,0
	III.6.1.6.	III.6.2.6.	1	4,0	20,0
III.7.	III.7.1.1.	III.7.2.1.	1	62,0	10,0
	III.7.1.3.	III.7.2.3.	1	42,0	10,0
	III.7.1.4.	III.7.2.4.	1	21,0	10,0
	III.7.1.6.	III.7.2.6.	1	4,0	10,0
III.8.	III.8.1.1.	III.8.2.1.	1	62,0	4,0
	III.8.1.2.	III.8.2.2.	1	52,0	4,0
	III.8.1.3.	III.8.2.3.	1	42,0	4,0
	III.8.1.4.	III.8.2.4.	1	21,0	4,0
	III.8.1.5.	III.8.2.5.	1	10,5	4,0
	III.8.1.6.	III.8.2.6.	1	4,0	4,0
	III.8.1.7.	III.8.2.7.	1	2,0	4,0
	III.8.1.8.	III.8.2.8.	1	1,0	4,0
III.9.	III.9.1.1.	III.9.2.1.	1	62,0	2,0
	III.9.1.3.	III.9.2.3.	1	42,0	2,0
	III.9.1.4.	III.9.2.4.	1	21,0	2,0
	III.9.1.6.	III.9.2.6.	1	4,0	2,0
III.10.	III.10.1.3.	III.10.2.3.	2	42,0	4,0
	III.10.1.4.	III.10.2.4.	2	21,0	4,0
	III.10.1.6.	III.10.2.6.	2	4,0	4,0

As concentrações de carbono e as razões C/NH₄⁺-N mínimas adoptadas (entre 2,0 e 4,0) foram seleccionadas de forma a permitir estudar a biodegradação de um substrato simples numa faixa de valores normalmente encontrados em águas residuais domésticas tratadas (Quadro 1.3., p. 5). Para avaliar o efeito da limitação de azoto na remoção de residuais de carbono orgânico, incluíram-se ensaios a razões C/NH₄⁺-N entre 10,0 e 20,0. Os ensaios com valores de COT inferiores a 4,0 mg C L⁻¹ foram incluídos para avaliar a capacidade de tratamento do filtro para concentrações de carbono orgânico muito baixas. Os valores de COT indicados corresponderam, tendo em atenção as relações

estequiométricas de 0,41 g C / g acetato e 1,08 g CQO/ g acetato (ver Quadro 1.10., p. 56), a concentrações entre 2,6 mg O₂ L⁻¹ e 163,2 mg O₂ L⁻¹ em termos de CQO.

A Fase IV englobou oito Séries de ensaios, realizados a um caudal de 1,0 L h⁻¹, sem lavagem prévia do filtro, utilizando substratos complexos (água residual tratada de ETAR e água de duas origens superficiais), como é indicado no Quadro 3.8.

Os intervalos de concentrações indicados para o carbono, o azoto amoniacal, as formas oxidadas de azoto e a razão C/NH₄⁺-N, nos ensaios das Séries IV.1., IV.2., IV.5. e IV.6., foram seleccionados de acordo com os valores que, normalmente, caracterizam as águas residuais domésticas tratadas (Quadro 1.3., p. 5). As faixas de concentrações admitidas para as amostras de água superficial foram definidas de acordo com os valores de referência indicados na bibliografia (INAG, 2001b e 2001c; INAG, 2002) para os meios hídricos superficiais.

Quadro 3.8. – Fase experimental IV - ensaios de carga (Séries IV.1. a IV.8.)

Série	Ensaio	Substrato	Número de passagens	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	N-NO _x (mg L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N
Sem arejamento							
IV.1.	IV.1.1., IV.1.2.	Água residual tratada	1	42,0 – 62,0	8,0 – 15,0	1,0 – 3,0	3,5 – 5,0
IV.2.	IV.2.1., IV.2.2.		2	42,0 – 62,0	8,0 – 15,0	1,0 – 3,0	3,5 – 5,0
IV.3.	IV.3.1., IV.3.2.	Água superficial	1	4,0 – 21,0	1,0 – 4,0	0,5 – 2,0	2,5 – 3,5
IV.4.	IV.4.1., IV.4.2.		2	4,0 – 21,0	1,0 – 4,0	0,5 – 2,0	2,5 – 3,5
Com arejamento							
IV.5.	IV.5.1., IV.5.2.	Água residual tratada	1	42,0 – 62,0	8,0 – 15,0	1,0 – 3,0	3,5 – 5,0
IV.6.	IV.6.1., IV.6.2.		2	42,0 – 62,0	8,0 – 15,0	1,0 – 3,0	3,5 – 5,0
IV.7.	IV.7.1., IV.7.2.	Água superficial	1	4,0 – 21,0	1,0 – 4,0	0,5 – 2,0	2,5 – 3,5
IV.8.	IV.8.1., IV.8.2.		2	4,0 – 21,0	1,0 – 4,0	0,5 – 2,0	2,5 – 3,5

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Instalação piloto

Para a realização do Plano Experimental, utilizou-se uma instalação piloto, à escala laboratorial, constituída por um filtro imerso de fluxo descendente e um decantador, amovível, como se mostra na representação esquemática e na fotografia apresentada nas Figuras 4.1. e 4.2., respectivamente. A primeira unidade destinou-se ao estudo da remoção de substratos orgânicos e a segunda à separação da fase sólida, bem como ao controlo do nível do líquido no topo do leito (H_{SL}).

O filtro, construído em tubo de vidro acrílico com 7,0 cm de diâmetro interno e 1,25 m de altura total, era constituído por um leito imerso de 40,5 cm de altura, preenchido com pozolana (cujo aspecto é apresentado na Figura 4.3.), perfazendo um volume total de enchimento de 1,56 L, e dispunha de treze tomas para amostragem, espaçadas entre si de 5,0 cm a 10,0 cm (ver pormenores na Figura 4.3.). O nível do líquido no topo do leito, após lavagem do filtro, era de cerca de 3,0 cm. Colocaram-se piezómetros em cinco das tomas referidas, para acompanhar a variação da perda de carga no leito ao longo dos ensaios.

A parte superior do filtro apresentava, ainda, quatro tomas, sendo duas para descarga de emergência e saída da água de lavagem, e duas, equipadas com válvulas de seccionamento, para a entrada das soluções de alimentação, ou para eventual recirculação do efluente do decantador. Na parte inferior, o filtro dispunha de uma flange com três tomas destinadas, respectivamente, à saída do efluente e às entradas de ar e de água de lavagem, cujos pormenores podem ser observados na Figura 4.4.

Para manter a temperatura aproximadamente constante, o corpo do filtro foi envolvido por duas fitas de traçagem eléctrica HBRC, com 6,0 mm de espessura, revestidas por fita de isolamento, ligadas a dois controladores de temperatura, um da marca HORST HT30 e outro da HELIWELL EWTC102, com três sensores, tendo-se fixado a temperatura de operação em $20,0\text{ °C} \pm 1,0\text{ °C}$ (ver Figura 4.4).

Utilizou-se, como meio de enchimento, um tufo vulcânico de composição traquibasáltica (pozolana), cuja composição química, determinada no Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro, inclui: óxido de silício (45,4% de SiO_2), óxido de alumínio (16,5% de Al_2O_3), óxido de ferro III (12,1% de Fe_2O_3), óxido de titânio (2,5 % de TiO_2), óxido de manganês (0,2% de MnO), óxido de cálcio (8,8% de CaO), óxido de magnésio (7,5% de MgO), óxido de sódio (4,3% de Na_2O), óxido de potássio (1,6% de K_2O), pentóxido de fósforo (0,5% de P_2O_5), perda ao rubro (0,6%).

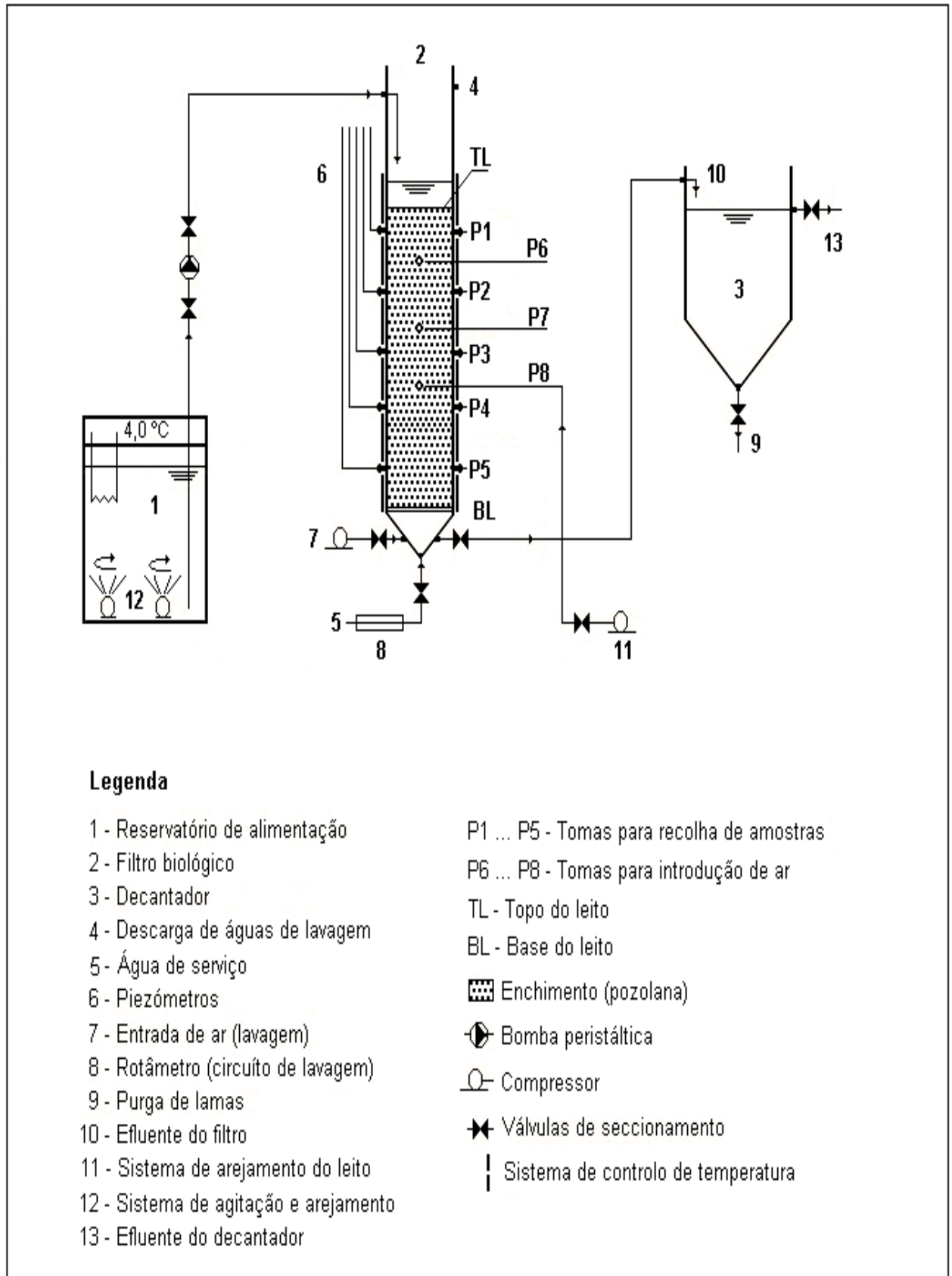


Figura 4.1. – Esquema da instalação piloto

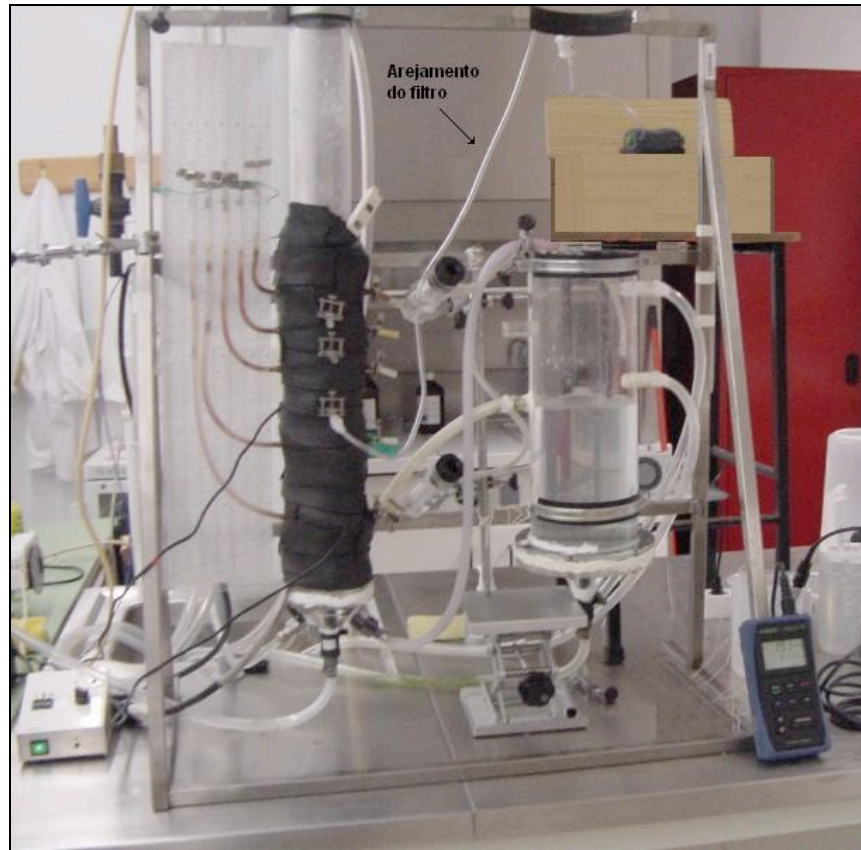


Figura 4.2. – Vista geral do conjunto da instalação piloto



Figura 4.3. – Pormenor de uma das tomas e do meio de enchimento (fotografia tirada antes da instalação da fita de traçagem eléctrica)

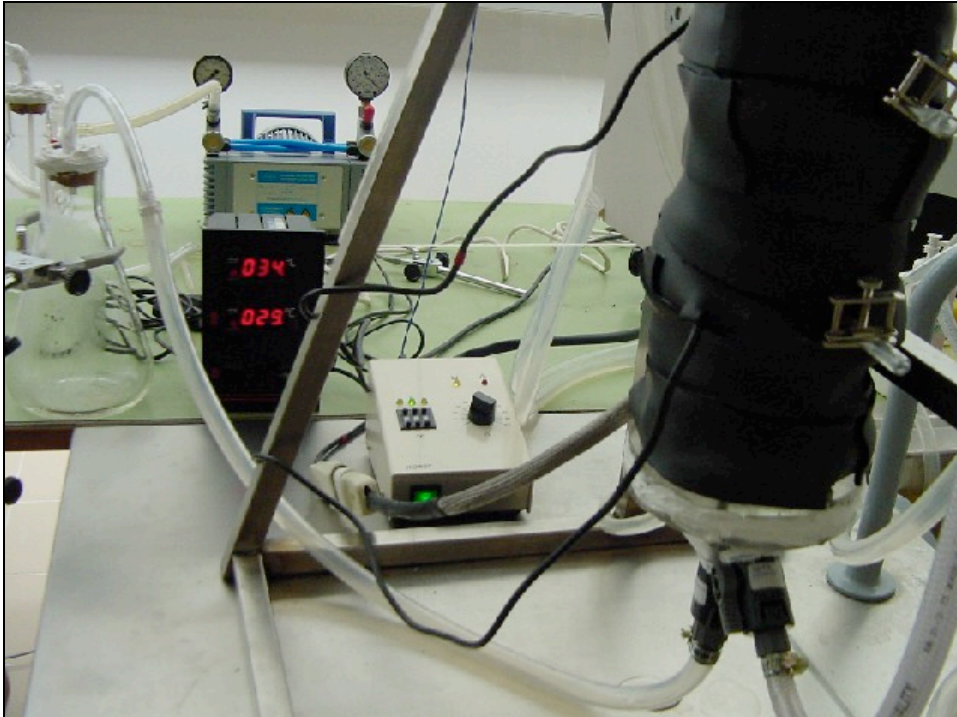


Figura 4.4. – Sistemas de controlo de temperatura (fita de traçagem eléctrica e controlador de temperatura) e de lavagem (entrada de água e compressor para o fornecimento de ar) na flange inferior

Este tipo de material foi também utilizado por Fdz-Polanco *et al.* (1996), Mano (1996), Martins (1998), Vilaverde *et al.* (2000) e Fonseca (2000), em filtros com características semelhantes.

Seleccionou-se uma amostra homogénea, compactada de forma uniforme no início de cada ensaio e após cada lavagem, para reduzir a heterogeneidade do meio e, conseqüentemente, minimizar a ocorrência de perturbações do escoamento provocadas por zonas de estrutura diferente. Algumas das características da pozolana e do leite, determinadas no Departamento de Engenharia Civil da Universidade da Beira Interior e no Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro, são apresentadas no Quadro 4.1. Uma amostra de grãos foi sujeita a uma análise por difracção do raio X, no Centro de Óptica da Universidade da Beira Interior, apresentando-se, na Figura 4.5., o aspecto interno do grão ampliado. Utilizou-se uma granulometria uniforme, de forma a garantir um meio homogéneo e isotrópico. O diâmetro médio escolhido (4,0 mm), encontra-se dentro do intervalo de valores normalmente utilizados (2,0 a 6,0 mm) para materiais desta natureza (Quadro 1.5., p. 9) e que, de acordo com Fdz-Polanco *et al.*, (1996), pode facilitar a transferência de massa, não aumentando significativamente a perda de carga por fricção.

Quadro 4.1. – Características do leito

Parâmetro	Valor
<i>Material: pozolana</i>	
Diâmetro médio do grão (mm)	4,0
Granulometria (mm)	3,0 – 5,0
Massa volúmica (g cm^{-3})	2,18
Superfície específica ($\text{m}^2 \text{m}^{-3}$) ¹⁾	1 744
<i>Meio de enchimento</i>	
Porosidade total (%)	52,0
Permeabilidade (m s^{-1})	0,0014

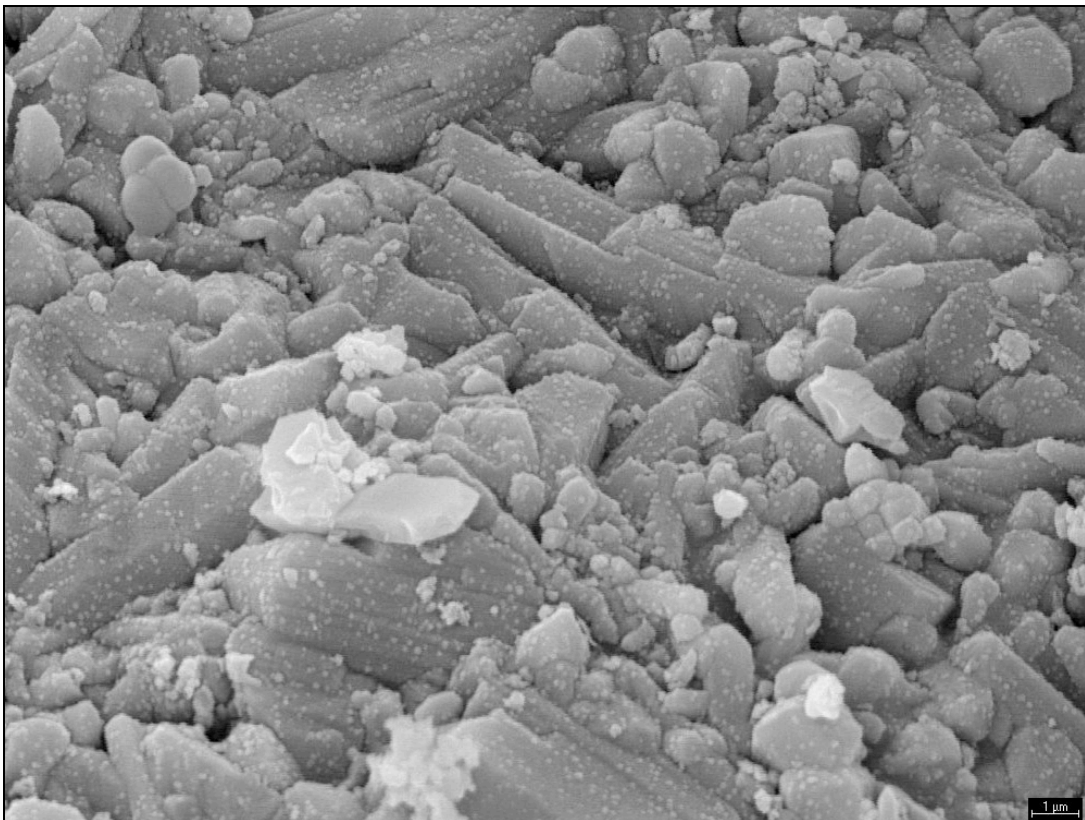


Figura 4.5. – Aspecto da estrutura interna de um grão de pozolana (ampliação: 1500 x)

A porosidade total (n) corresponde à razão entre o volume total de vazios do leito e o seu volume total. A porosidade efectiva (n_e), que corresponde à razão entre o volume de vazios efectivo do leito e o seu volume total, é difícil de estimar, pois varia de acordo com as características do meio e com o modo de operação do filtro, apresentando-se uma estimativa do seu valor, para várias condições de operação, no ponto 5.5.2.

O decantador, construído em tubo de vidro acrílico com 14,5 cm de diâmetro interno, apresentava 39,5 cm de altura total, quatro tomas superiores, duas para descarga de emergência e duas para a saída do efluente decantado, e uma flange inferior com uma descarga de fundo e uma válvula de seccionamento (ver Figura 4.2).

A solução de alimentação, preparada para vários dias em função do caudal de operação (três dias para um caudal de $1,0 \text{ L h}^{-1}$), foi mantida a $4,0 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,8 \text{ }^\circ\text{C}$ numa arca refrigeradora ISCO FTD 220, adaptada para funcionar como reservatório, com capacidade útil de 80,0 L, temperatura regulável e termóstato. A agitação do líquido foi mantida através de duas bombas GARDENA RP 300 com capacidade para $300,0 \text{ L h}^{-1}$ cada, a funcionar em contínuo. O sistema de alimentação ao filtro incluía, ainda, um conjunto de tubos em *Ismaprene* de diâmetro variável, válvulas de não retorno e uma bomba peristáltica ISAMATEC MCP CA4.

O sistema de lavagem era constituído por uma tubagem, com 10,0 mm de diâmetro, uma torneira de alimentação de água de serviço (rede pública) ligada a um rotâmetro GARDENA T120 e uma bomba de vácuo-pressão VACUUBRAND ME 4R, com sistema de protecção de refluxo e filtro de ar (ver Figura 4.4).

Nos ensaios com arejamento utilizou-se um sistema constituído por uma bomba TretraTec AP150 auto-regulável, com dois canais de alimentação e capacidade máxima de $150,0 \text{ L h}^{-1}$ de ar, e tubagem de distribuição. A introdução de ar foi efectuada na toma P8 (ver Figura 4.1.) a cerca de dois terços do topo do leito, tal como sugerido por Grady Jr. *et al.* (1999) e observado nos estudos de Visvanathan e Nhien (1995).

4.2. Inóculo e meio de cultura

Os inóculos utilizados na colonização do leito foram previamente aclimatados em reactor semi-contínuo a partir de lamas recolhidas na linha de recirculação da ETAR de Verdelhas (Covilhã), que utiliza o sistema de lamas activadas (arejamento prolongado), cuja caracterização é apresentada no Quadro IV.1. do Anexo IV (p. 387). Previamente à sua utilização, as lamas foram crivadas por um peneiro de $50,0 \text{ } \mu\text{m}$ para retirar as partículas sólidas indesejáveis.

O meio de cultura líquido utilizado na aclimação, na colonização, nos ensaios preliminares (Fase I), nos ensaios de traçagem com presença de biomassa (Fase II), na alimentação em contínuo e nos ensaios de biodegradação com biomassa adaptada (Fase III), incluiu um meio mineral, adaptado do que foi utilizado por Domingos (1999), uma fonte de carbono (acetato de sódio) e uma fonte de azoto (cloreto de amónio), também utilizados por Mano (1996). Este meio base foi enriquecido com uma solução de oligoelementos, de composição idêntica à do meio mineral apresentado na norma AFNOR T90-306 (Ensaio de biodegradabilidade). A sua composição, bem como as proporções base utilizadas, são indicadas no Quadro 4.2.

A solução de acetato de sódio constituiu a única fonte de carbono orgânico e assegurou-se, com a solução de cloreto amónio, que o azoto não era limitante para a cultura microbiológica. As concentrações de carbono e as relações C/NH_4^+-N utilizadas nos diversos ensaios foram definidas a partir da diluição da solução de alimentação base. A utilização das proporções indicadas no Quadro 4.2. garantiu a manutenção de uma relação mínima entre o carbono e os nutrientes azoto e fósforo, essencial para a actividade microbiológica.

Nos ensaios de biodegradação em que se utilizou água residual tratada ou água de origem superficial (Fase IV), não foram adicionadas as soluções indicadas no Quadro 4.2.

4.3. Adaptação e conservação da biomassa

A aclimação da biomassa teve por objectivo seleccionar as espécies de microrganismos mais aptas para a degradação do substrato simples. Com espécies adaptadas a degradação de substratos é mais rápida, reduzindo-se o tempo de arranque da instalação piloto.

O processo de aclimação, utilizando o inóculo à base de lamas de ETAR, cuja preparação foi descrita no ponto 4.2., foi realizada em reactores completamente agitados com volume de 5,0 L, funcionando em regime semi-contínuo, tal como se pode observar na Figura 4.6. A agitação e arejamento do meio foram assegurados por duas bombas TretraTec AP80 auto-reguláveis, com capacidade máxima para fornecer $80,0 \text{ L h}^{-1}$ cada, dois difusores de placa de vidro sintetizada e tubagem de distribuição.

Quadro 4.2. – Composição do meio mineral e das fontes de carbono e azoto

Composição	Concentração da solução base (g L ⁻¹)	Volume para a preparação de uma solução de alimentação a 1,0 g C L ⁻¹ (mL)
Meio mineral:		
Solução tampão		10,0
KH ₂ PO ₄	8,50	
K ₂ HPO ₄	21,75	
Na ₂ HPO ₄ .7H ₂ O	33,40	
NH ₄ Cl	1,70	
Solução de sulfato de magnésio		1,0
MgSO ₄ .7H ₂ O	22,50	
Solução de cloreto de cálcio		1,0
CaCl ₂ .2H ₂ O	36,43	
Solução de cloreto férrico		1,0
FeCl ₃ .6H ₂ O	0,25	
Solução de oligoelementos		1,0
MnSO ₄ .4H ₂ O	0,040	
H ₃ BO ₃	0,060	
ZnSO ₂ .7H ₂ O	0,040	
(NH ₄) ₆ .Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,032	
C ₁₀ H ₁₂ FeN ₂ NaO ₈ .3H ₂ O (quelato de ferro) ¹⁾	0,100	
Fonte de azoto:		
Solução de cloreto de amónio (20,0 g N L ⁻¹)		2)
NH ₄ Cl	76,41	
Fonte de carbono:		
Solução de acetato de sódio (20,0 g C L ⁻¹)		50,0
C ₂ H ₃ O ₂ Na.3H ₂ O	113,4	

¹⁾ Solução obtida por mistura de 0,0555 g de EDTA sal dissódico (C₁₀H₁₄N₂Na₂O₈.3H₂O) e de 0,0445 g de cloreto férrico (FeCl₃.6H₂O)

²⁾ Adição de 2,5 mL, 5,0 mL, 12,5 mL e 25,0 mL para uma razão C/NH₄⁺-N de 20,0, 10,0, 4,0 ou 2,0, respectivamente

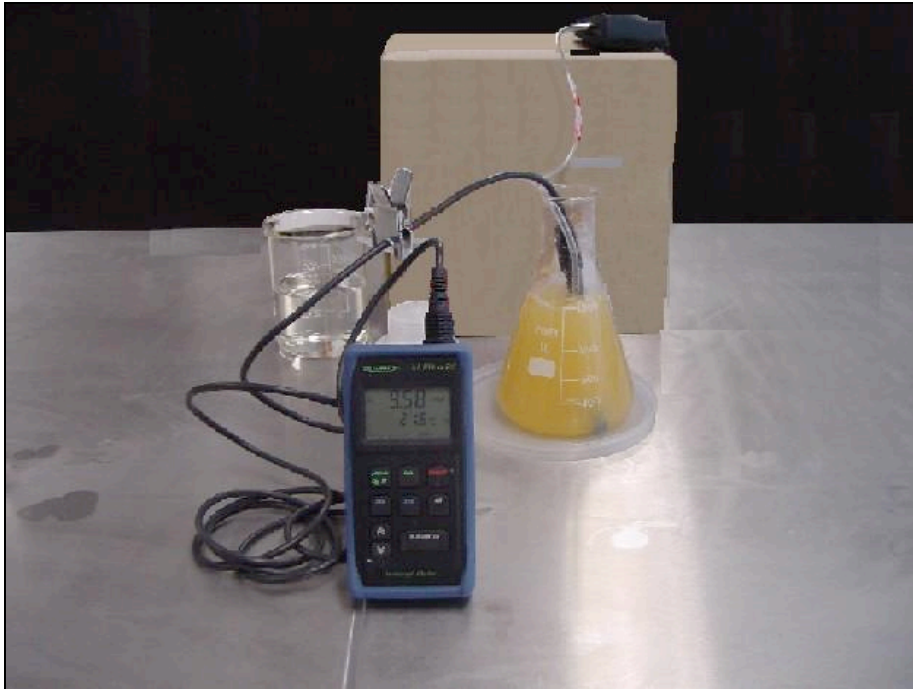


Figura 4.6. – Aclimação de biomassa – etapa de arejamento

As lamas, após lavagem, foram arejadas por um período de 12,0 horas, de acordo com o proposto por Domingos (1999). Após um período de decantação de 2,0 horas, removia-se o sobrenadante e diluía-se uma amostra de lamas até se obter uma concentração em SSV de aproximadamente $2\,500,0\text{ mg L}^{-1}$. Esta amostra foi adaptada a acetato de sódio e cloreto de amónio, à carga de $1\,000,0\text{ mg C L}^{-1}\text{ dia}^{-1}$, para a razão $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ de 4,0, utilizando o meio mineral e volumes (ajustados) indicados no Quadro 4.2.

Utilizou-se uma idade de lamas (θ_c) de 5,0 dias, alimentação em semi-contínuo, tal como indicado por Pitter e Chudoba (1990), e o seguinte ciclo de operação: arejamento contínuo durante 22,0 horas, decantação durante 1,5 horas, remoção do sobrenadante, adição da solução de alimentação e água até perfazer 5,0 L. A separação entre as fases sólida e líquida, durante a etapa de decantação, foi visível ao fim de aproximadamente 1,0 hora, como se pode observar na Figura 4.7.

Tratando-se de um reactor aberto, a idade de lamas é directamente proporcional ao volume total e inversamente proporcional ao volume purgado. Nestes termos, para garantir o valor de θ_c admitido, previamente à etapa de decantação, retirou-se, por dia, 1,0 L de solução homogénea (final do ciclo). Parte desta solução foi acidificada com ácido clorídrico a 37,0% até pH inferior a 2,0 e congelada a $-30,0\text{ }^\circ\text{C}$. Outra parte foi utilizada para a determinação dos parâmetros de controlo COT, SSV e SST. No início de cada ciclo, após a alimentação, foi retirada uma amostra homogénea de 60,0 mL para determinação dos mesmos parâmetros. Os ensaios foram realizados à temperatura de

20,0 °C \pm 1,0 °C, durante um período mínimo de 3,0 θ_c (como sugerido por Pitter e Chudoba, 1990). O valor de OD foi mantido acima de 2,0 mg O₂ L⁻¹ (medido várias vezes ao longo de cada ciclo) e o pH ajustado sempre que necessário. O OD, temperatura e pH foram medidos no início e no final de cada ciclo.

Após o último ciclo de operação, cerca de 250,0 mL de lamas, cujo aspecto pode ser observado na Figura 4.7., foram utilizadas para a colonização do leite. A parte restante (cerca de 250,0 mL), após adição de 75,0 mL de glicerol (cerca de 30,0% do volume de lamas), utilizado como crioprotector, foi congelada a - 80,0 °C para posteriores inoculações do leite.

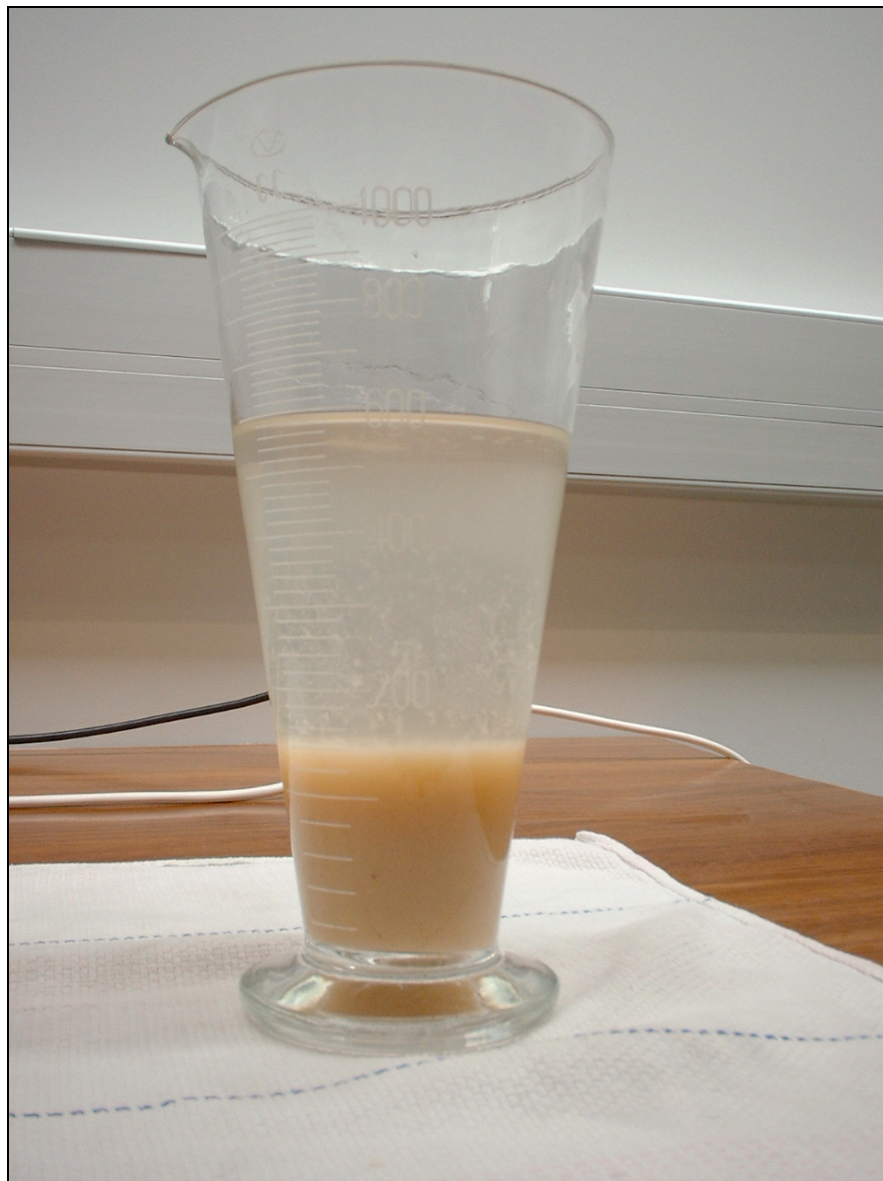


Figura 4.7. – Aclimação de biomassa – etapa de sedimentação

4.4. Modo de operação

4.4.1. Introdução

De acordo com o Plano Experimental, a operação do filtro foi realizada de forma a satisfazer os objectivos traçados para as Fases I a IV. A velocidade média de escoamento, utilizada nas quatro Fases de ensaios, variou entre 0,26 e 0,65 m h⁻¹, correspondendo-lhe a variação do tempo de retenção hidráulico teórico (τ), nos vários troços do leito, indicada no Quadro 4.3.

Quadro 4.3. – Tempo de retenção hidráulico teórico nos vários troços do leito, para as velocidades de escoamento aplicadas

Troço do Leito ¹⁾	h_e (cm)	V_p (L)	τ (min)			
			0,26 m h ⁻¹	0,39 m h ⁻¹	0,52 m h ⁻¹	0,65 m h ⁻¹
TL - P1	3,0	0,06	3,6	2,4	1,8	1,4
TL - P2	8,0	0,16	9,6	6,4	4,8	3,8
TL - P3	13,0	0,26	15,6	10,4	7,8	6,2
TL - P4	23,0	0,46	27,6	18,4	13,8	11,1
TL - P5	33,0	0,66	39,6	26,4	19,8	15,9
TL - BL	40,5	0,81	48,6	32,4	24,3	19,5

¹⁾ Identificação do troço de acordo com a simbologia indicada na Figura 4.1. (p. 84)

4.4.2. Colonização do leito

A colonização do leito teve como objectivo principal introduzir biomassa adaptada no meio, criando, simultaneamente, condições para o desenvolvimento e fixação rápida do biofilme nos grãos de pozolana. O filtro foi inoculado com a biomassa adaptada, tendo sido operado em circuito fechado durante 15,0 dias, em regime semi-contínuo, a um caudal de 1,0 L h⁻¹, tal como se pode observar na Figura 4.8. O efluente foi recirculado para a entrada através de uma bomba peristáltica Ismatec MV CA4, tendo sido utilizado um procedimento semelhante ao observado nos trabalhos de Mano (1996), Martins (1998) e Fonseca (2000).

Utilizou-se acetato de sódio e cloreto de amónio como fontes de carbono e azoto, respectivamente. O meio mineral e as fontes de carbono e azoto, adaptadas a partir da solução base apresentada no Quadro 4.2., foram adicionados de uma só vez, no início de cada ciclo de 24,0 horas. O pH, o OD e a temperatura foram controlados diariamente à

entrada, nas várias tomas, e à saída do filtro. Adicionalmente, foram recolhidas amostras em cada um dos pontos atrás referidos, para a determinação do COT e de azoto amoniacal.



Figura 4.8. – Vista geral do filtro durante a colonização do leito

Os valores médios, e respectivos intervalos de confiança, para a temperatura, pH, OD, COT e $\text{NH}_4^+\text{-N}$, observados no início (logo após a adição da solução de alimentação) e no final (24,0 horas após a adição da solução de alimentação) de cada ciclo, na toma P1, durante os 15,0 dias de operação, são apresentados no Quadro 4.4. Os valores iniciais foram determinados cerca de 5,0 minutos após a adição da solução de alimentação e reflectem os efeitos da degradação de substrato, ocorrida no troço superior do leito (TL – P1). Os valores finais foram avaliados cerca de 5,0 minutos antes da adição da solução de alimentação e traduzem o efeito da remoção de substrato devido a passagens sucessivas do efluente pelo leito durante 24,0 horas.

A remoção média observada durante o ciclo foi de 98,9% e de 98,6% em termos de COT e de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, respectivamente, indicando uma boa adaptação da biomassa. A observação local do filtro, ao nível do topo do leito, confirmou, como se pode observar na Figura 4.9., que a colonização dos grãos de pozolana foi bem sucedida. Estes resultados, contudo, não serão objecto de qualquer análise adicional, uma vez que foram utilizados apenas para acompanhar a evolução das cargas de carbono e de azoto ao longo de cada ciclo de colonização.

Quadro 4.4. – Condições médias de operação durante a colonização do leito (toma P1)

Fase do ciclo de colonização	Temperatura °C	pH	OD (mg O_2 L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg L ⁻¹)
Início	20,1 ± 0,1	1,16 ± 0,01	1,98 ± 0,13	2 645,29 ± 15,75	658,38 ± 10,45
Final	20,2 ± 0,1	1,41 ± 0,01	2,37 ± 0,11	27,18 ± 3,62	9,36 ± 1,14

Nota: Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0%, para $n_A = 16$



Figura 4.9. – Aspecto de grãos do meio de enchimento colonizados (topo do leito)

4.4.3. Fase experimental I - ensaios preliminares

Após o período de colonização, o filtro passou a ser operado em contínuo com uma solução de alimentação à base de acetato de sódio, cuja composição é indicada no Quadro 4.2., a cargas médias de $0,26 \text{ m h}^{-1}$ e $51,8 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, designadas por *condições de serviço*. A operação foi prolongada no tempo, procurando observar-se, nos vários pontos de amostragem e na descarga do filtro, condições próximas da estabilidade em termos de produção de SST e SSV e da remoção de carbono. Estas condições determinaram um estado próximo do estacionário, que se designou por estado *quase estacionário*. Este período de funcionamento prolongado, sem arejamento, constituiu o ensaio I.1.1.

Para a realização do ensaio I.2.1., o filtro foi arejado a partir da toma P8, localizada a cerca de 18,5 cm do topo leito, tal como indicado na Figura 4.1. O sistema de arejamento foi ajustado de forma a fornecer um caudal de ar de aproximadamente $2,5 \text{ L min}^{-1}$, ao qual correspondiam concentrações de OD superiores a $2,0 \text{ mg L}^{-1}$. Estes valores aproximam-se dos utilizados por Gonçalves e Oliveira (1996), $5,0 \text{ L min}^{-1}$, Shanableh *et al.* (1997), $4,5 \text{ L min}^{-1}$, e Visvanathan e Nhien (1995), 1,0 a $10,0 \text{ L min}^{-1}$. Na Figura 4.10. mostra-se um aspecto da instalação a funcionar com arejamento, podendo observar-se o registo contínuo do OD.

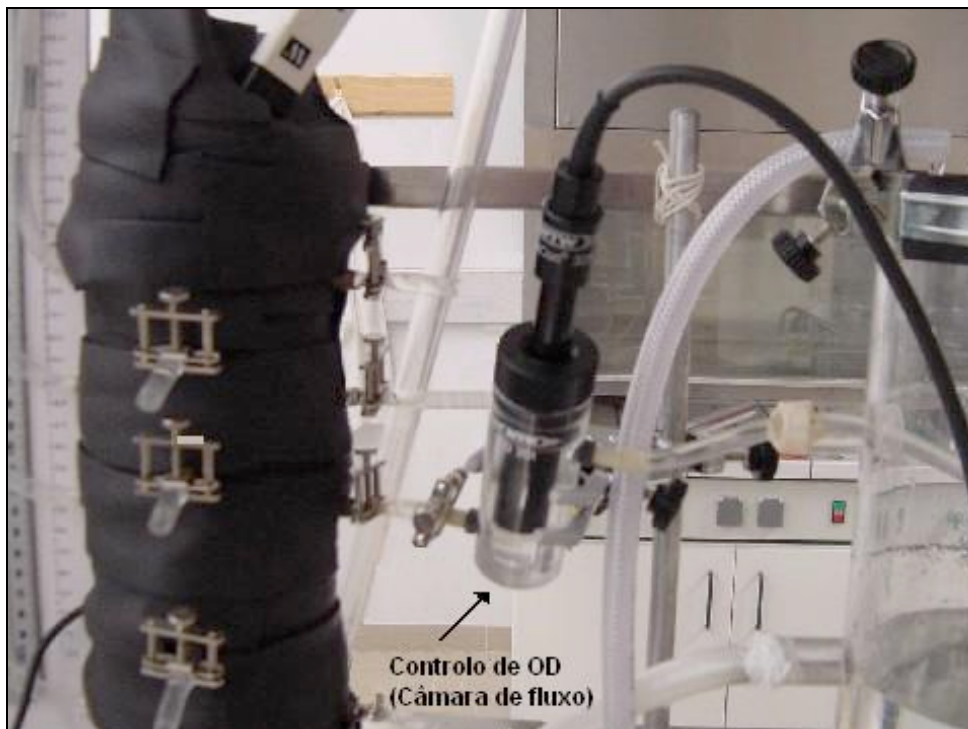


Figura 4.10. – Controlo de OD no interior do leito durante os ensaios com arejamento

Os ensaios preliminares consistiram, essencialmente, na operação do filtro em contínuo até se atingir a perda de carga máxima admissível (estimada em 50,0 cm c.a.) para as *condições de serviço*, tendo sido observada, em cada toma e à saída, a variação diária de SST, SSV e a remoção de COT, bem como a colmatação do leito, através do registo da perda de carga em todos os troços do leito. O pH, a temperatura e o OD foram controlados duas vezes por dia.

No Quadro 4.5. apresentam-se os valores médios, e respectivos intervalos de confiança, para os parâmetros controlados à entrada do filtro durante o período de duração dos ensaios. Para cada ensaio efectuaram-se dois ciclos completos de operação, tendo-se adoptado, para a análise do estado *quase estacionário*, o valor médio dos resultados obtidos naqueles ciclos. A análise de perdas de carga refere-se apenas a um ciclo em cada ensaio.

Quadro 4.5. – Condições de operação – Fase experimental I (Séries de ensaios I.1. e I.2.)

Ensaio	Temp. ¹⁾ (°C)	pH ¹⁾	OD ¹⁾ (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	Carga org. ²⁾ (g C m ⁻³ h ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N
I.1.1.	19,7 ± 0,2	7,20 ± 0,01	7,73 ± 0,06	41,52 ± 0,40	51,3	10,61 ± 0,08	3,9
I.2.1.	20,2 ± 0,3	7,20 ± 0,01	7,55 ± 0,03	41,64 ± 0,30	51,4	10,23 ± 0,10	4,1
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Q: 1,0 L h ⁻¹		Uma passagem	
Fonte de azoto: cloreto de amónio.							

¹⁾ Medidos no volume de líquido no topo do leito (V_{SL})

²⁾ Calculada em relação ao volume total disponível (V_p)

Nota: Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0%, para $n_A = 17$ (ensaio I.1.1.) e $n_A = 9$ (ensaio I.2.1.)

Dado que estes ensaios tinham por objectivo definir as condições básicas de operação do filtro, necessárias para o estabelecimento do programa de amostragens para a realização dos ensaios das Fases seguintes, apresenta-se, desde já, uma análise dos resultados obtidos em termos da evolução da perda de carga ao longo do leito e da definição do estado *quase estacionário*. Esta análise permitirá estabelecer *ciclos de operação* para a realização dos ensaios das Fases II a IV e definir a frequência de lavagem em função dos procedimentos de operação.

Evolução da perda de carga

A perda de carga do escoamento (Δl) no troço inicial do leito (entre TL e P1) foi estimada pela diferença entre o nível do líquido e a cota piezométrica, medidos relativamente a P1. A perda de carga nos troços seguintes do leito foi calculada através da diferença entre as cotas piezométricas medidas em dois piezómetros colocados nas secções a jusante e a montante de cada troço, tal como indicado na Figura 4.1. A perda de carga total no leito (Δy) foi estimada pelo somatório das perdas de carga calculadas em cada troço (Δl). Nas Figuras 4.11. e 4.12. apresentam-se, para os ensaios das Séries I.1. e I.2., respectivamente, os resultados referentes à evolução da perda de carga do escoamento ao longo do tempo nos vários troços do leito. Os resultados globais são apresentados nos Quadros VI.5. e VI.6. do Anexo VI (pp. 399 e 400).

Os resultados, para qualquer dos ensaios, permitem verificar que a perda de carga ocorreu, principalmente, no troço superior do leito, localizado entre o topo de enchimento e a toma P2 (8,0 cm iniciais). Neste troço observou-se, por inspecção local, uma maior concentração de biomassa. O aumento da colmatação do leito, indicado pelo aumento da perda de carga, ao longo do período de operação parece ter provocado a diminuição do rendimento do tratamento. Para avaliar esta hipótese relacionou-se, para os ensaios das Séries I.1. e I.2., o rendimento do sistema, em termos de remoção de carbono orgânico (ΔC), e a variação da qualidade do efluente final, em termos de SST, com a evolução da perda de carga total (Δy) para o período de duração de cada ensaio, apresentando-se os resultados nas Figuras 4.13. e 4.14.

No ensaio I.1., a perda de carga máxima admitida (50,0 cm c.a.) foi atingida ao fim de 16,0 dias, tendo sido observada uma diminuição da remoção de carbono e um aumento da concentração de SST no efluente a partir do décimo dia de operação (Figura 4.13.), ao qual correspondeu uma perda de carga total estimada em 4,8 cm c.a. (3,9 cm c.a. da qual ocorreu no troço TL - P2). Na presença de arejamento (ensaio I.2.) foram necessários 8,0 dias para atingir a perda de carga máxima admitida, tendo sido observada diminuição na remoção de carbono e deterioração da qualidade do efluente, a partir do quinto dia de operação (Figura 4.14.). A perda de carga total correspondente àquele período foi de 5,1 cm c.a. (4,2 cm c.a. da qual ocorreu no troço TL - P2).

Como se pode observar nas figuras mencionadas, a partir do décimo primeiro (ensaio sem arejamento) e do quinto dia de operação (ensaio com arejamento), a perda de carga total aumentou muito rapidamente, o que se admite ter resultado do aumento rápido da colmatação no interior do leito devido à retenção progressiva de material sólido. Esta

circunstância terá provocado o aumento da pressão hidrostática devido à maior resistência criada ao escoamento.

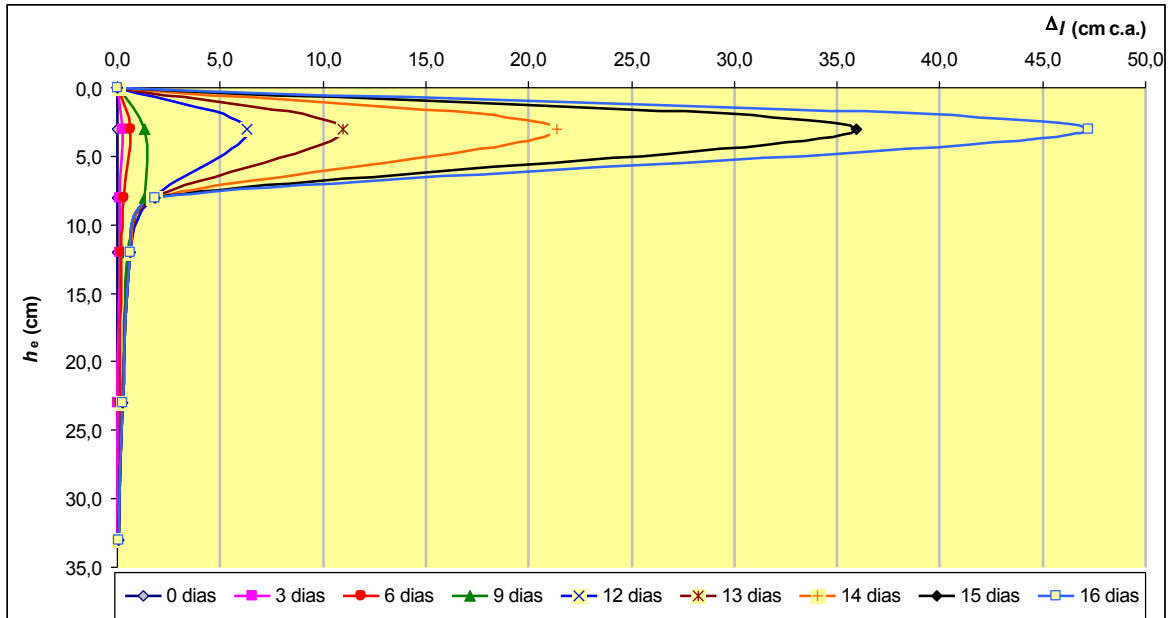


Figura 4.11. – Variação da perda de carga em cada troço do leito - ensaio I.1.1. (sem arejamento)

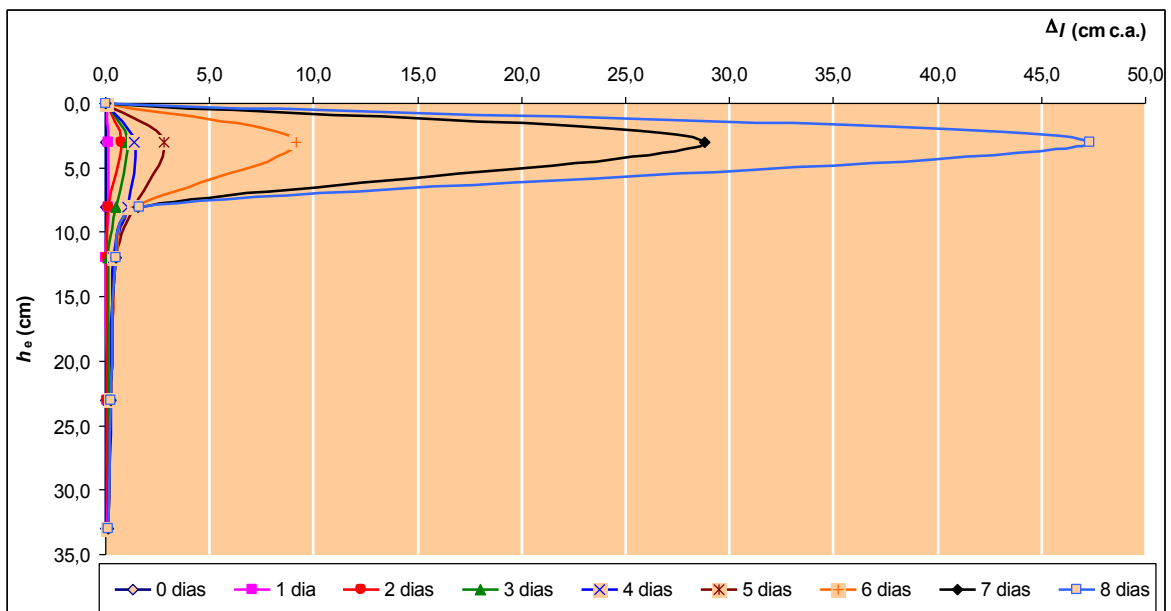


Figura 4.12. – Variação da perda de carga em cada troço do leito - ensaio I.2.1. (com arejamento)

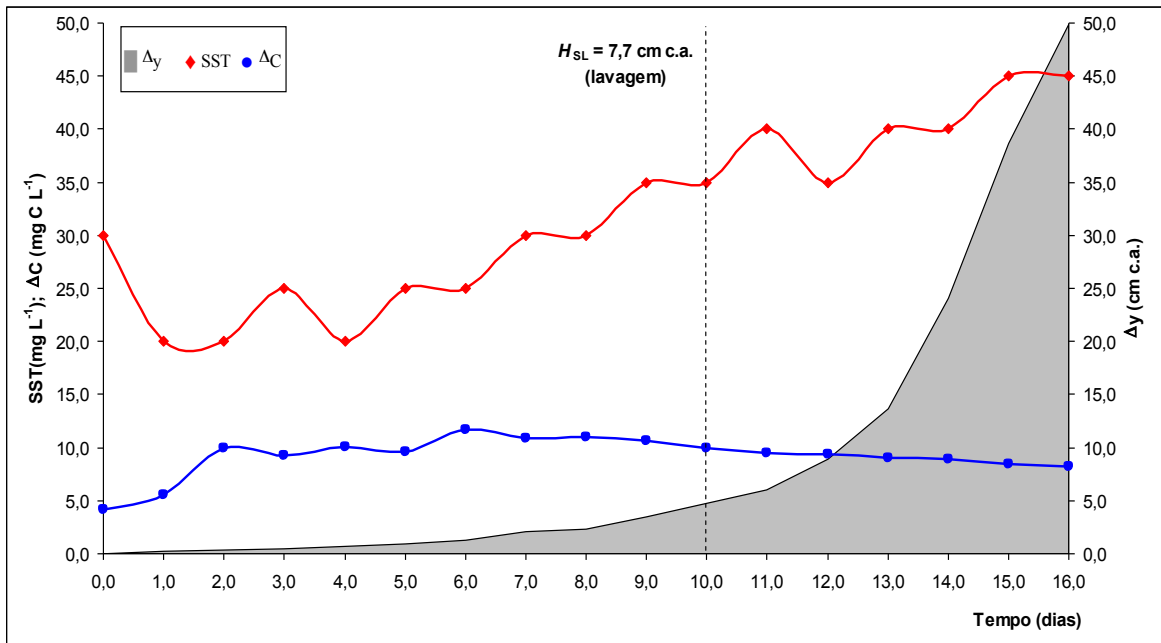


Figura 4.13. – Evolução da perda de carga total, da remoção de carbono e dos SST no efluente - ensaio I.1.1. (sem arejamento)

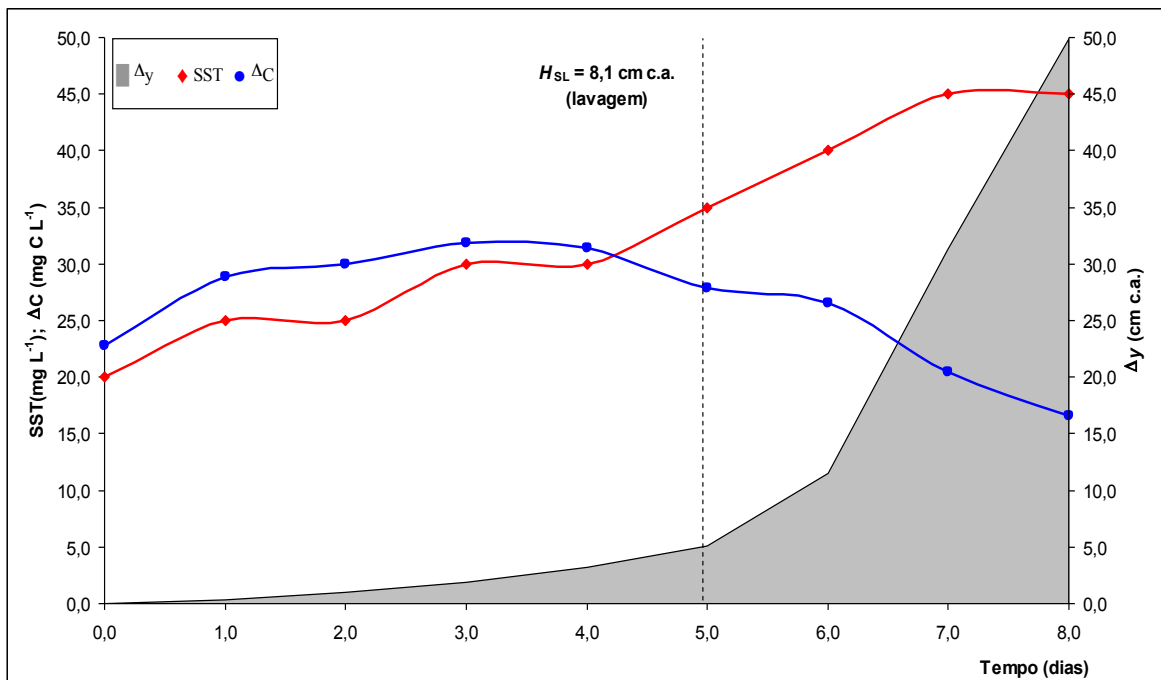


Figura 4.14. – Evolução da perda de carga total, da remoção de carbono e dos SST no efluente - ensaio I.2.1. (com arejamento)

Identificação de condições de estado quase estacionário

O pH e a temperatura apresentaram pouca variabilidade ao longo do leito, o que pode ser explicado pela utilização da solução tampão e da fita de traçagem eléctrica, podendo considerar-se pouco significativa a sua influência na variação do estado *quase estacionário*. O OD desceu de 7,73 mg O₂ L⁻¹ (entrada) para 2,28 mg O₂ L⁻¹ (P1) e 0,97 mg O₂ L⁻¹ (P2), na ausência de arejamento (ensaio I.1.1.), e de 7,55 mg O₂ L⁻¹ (entrada) para 2,37 mg O₂ L⁻¹ (P1) e 2,51 mg O₂ L⁻¹ (P2), na presença de arejamento (ensaio I.2.1.).

Para a avaliação do estado *quase estacionário* observou-se a variação do COT e da remoção de carbono, em cada toma e à saída do filtro, ao longo dos períodos de duração dos ensaios, apresentando-se, a título exemplificativo, nas Figuras 4.15. e 4.16., os resultados referentes a amostras colhidas em P1, P3 e no efluente. Nos Quadros VI.1. a VI.4. do Anexo VI (pp. 395 a 398), apresentam-se os resultados respeitantes a todos os pontos de amostragem.

Dado que apenas se realizou uma repetição de cada ensaio, escolheu-se, como medida de incerteza das determinações, o maior dos desvios absolutos entre o valor médio de COT observado diariamente em cada toma e os respectivos valores analíticos, tal como sugerido por Amoreira (2002).

Pela análise das Figuras 4.13. e 4.15., e 4.14. e 4.16. pode verificar-se que o filtro atingiu o estado *quase estacionário* ao fim de aproximadamente 2,0 (ensaio I.1.1.) e 1,0 dias (ensaio I.2.1.) de operação, respectivamente. Os resultados do ensaio I.1.1. parecem indicar um período óptimo de funcionamento entre o segundo e o nono dia, onde se observou uma eficiência média de remoção global de carbono de 26,7%, à qual correspondeu uma remoção média global de carga orgânica volúmica de 13,5 g C m⁻³ h⁻¹ (Figura 4.15.), 88,5% da qual ocorreu no troço TL – P2.

Na presença de arejamento (ensaio I.2.1.) o período óptimo de funcionamento ocorreu entre o primeiro e o quarto dia, tendo a eficiência média de remoção de carbono sido, neste período, de 77,0%, à qual correspondeu uma remoção média global de carga orgânica volúmica de 39,0 g C m⁻³ h⁻¹ (Figura 4.16.), 90,5% da qual ocorreu no troço TL – P2.

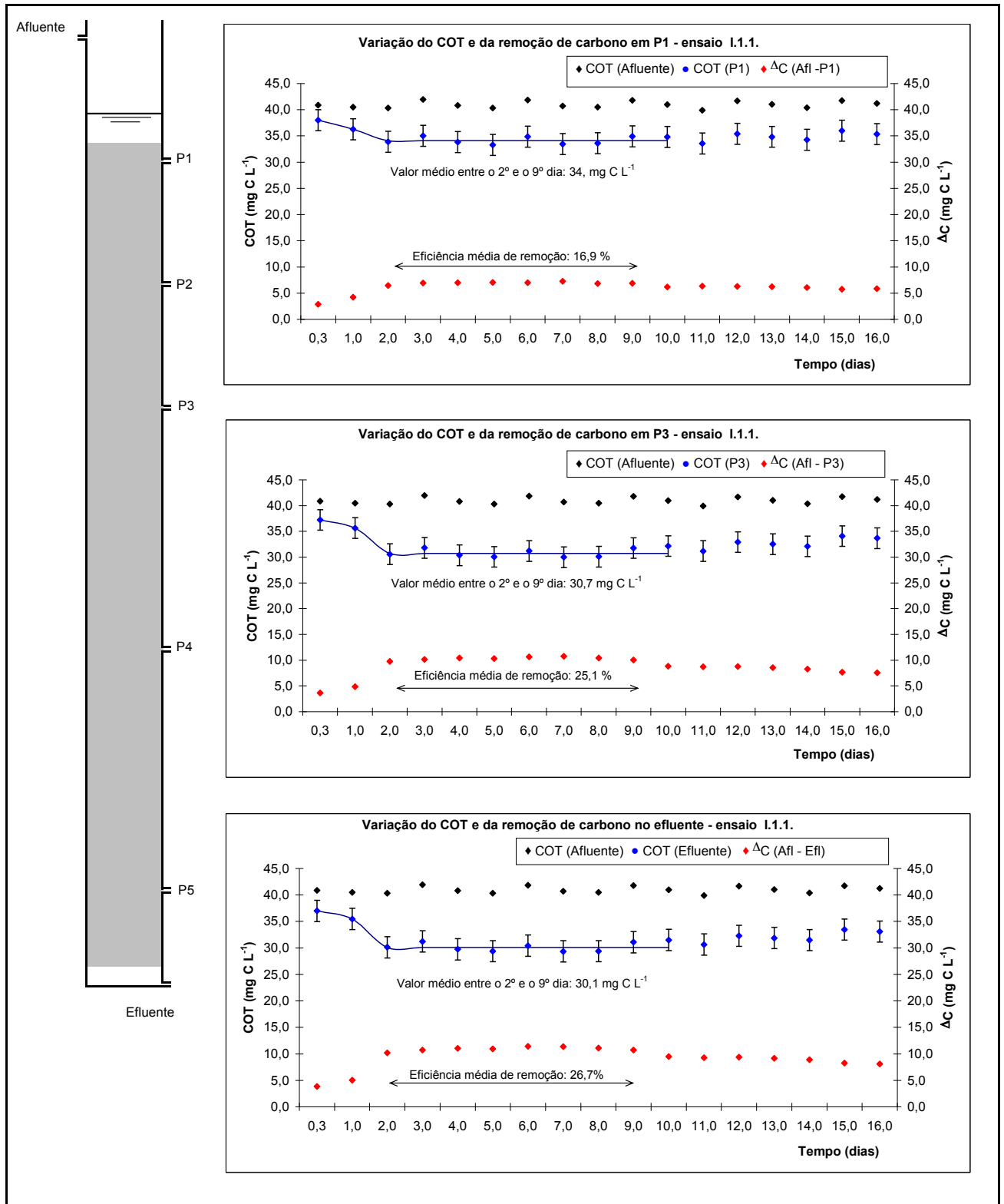


Figura 4.15. – Definição do estado *quase estacionário* - ensaio I.1.1. (sem arejamento)

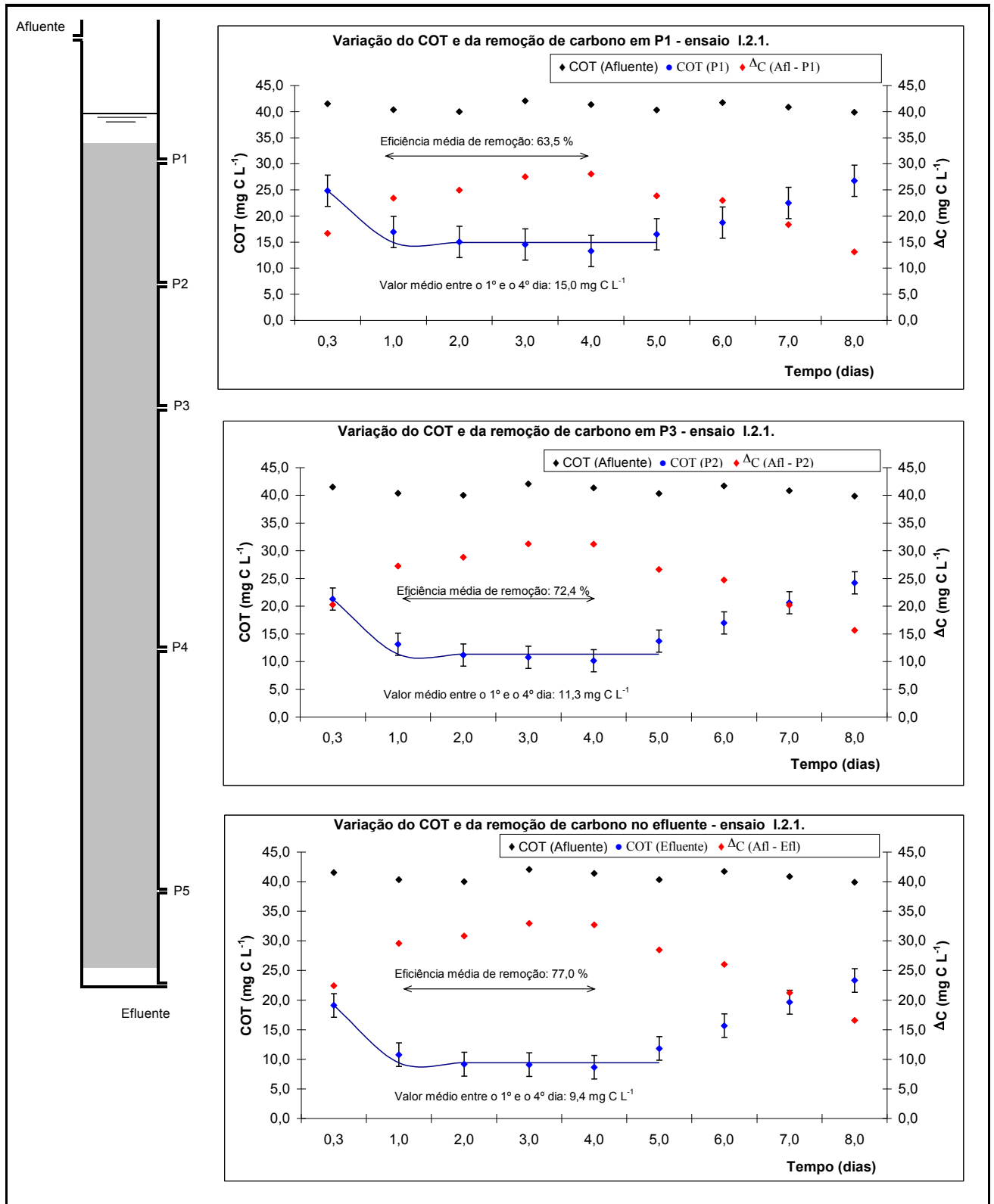


Figura 4.16. – Definição do estado *quase estacionário* - ensaio I.2.1. (com arejamento)

A remoção de carbono orgânico com o filtro arejado foi sempre superior à verificada na ausência de arejamento. O valor médio total removido, no primeiro caso (Figura 4.16.), no final do período de ensaio (oitavo dia) foi de $16,6 \text{ mg C L}^{-1}$, valor que nunca foi alcançado no segundo caso (Figura 4.15.), inclusive no período onde se observaram condições *quase estacionárias* (entre o segundo e o nono dia). Considerando-se que, com arejamento, o volume de leito disponível para reacção foi cerca de dois terços do teoricamente existente na ausência de arejamento, funcionando a restante parte apenas para filtração, a ocorrência de valores mais elevados de remoção de carbono orgânico estará associada à presença de concentrações de OD superiores a $2,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Esta circunstância parece indicar que as condições de arejamento influenciaram mais significativamente a remoção do substrato orgânico do que o volume disponível para crescimento microbiológico e para reacção.

A deterioração da qualidade do efluente em termos de SST foi mais rápida quando o filtro foi arejado, tendo sido observado um acréscimo significativo daquele parâmetro no efluente a partir do quarto dia de operação (Figura 4.14.). Esta circunstância poderá estar relacionada, principalmente, com a redução de volume disponível para filtração a partir daquele período de operação.

Na ausência de arejamento, a libertação de biofilme em fase de decaimento por acção da fricção causada pelo escoamento terá, conjuntamente com o material sólido em suspensão, contribuído para a colmatação progressiva do leito, situação que se manifestou pelo aumento da perda de carga, em especial a partir do décimo dia de operação (Figuras 4.11. e 4.13.). Esta circunstância, além de ter provocado a diminuição da capacidade de filtração do biofiltro, manifestada pelo aumento de SST no efluente, terá sido, conjuntamente com a limitação de OD, responsável pelo decréscimo de remoção de carbono.

A introdução de arejamento na metade superior do leito terá contribuído para o aumento das condições de mistura que, conjuntamente com a presença de elevadas concentrações de OD, terão estimulado o crescimento rápido do biofilme e o aumento da actividade microbiológica aeróbia, responsável pelo maior consumo de carbono orgânico registado. Admite-se que a fricção causada pela libertação de bolhas de ar terá, à semelhança do observado por Visvanathan e Nhien (1995), obrigado à libertação de maiores quantidades de biofilme em fase de decaimento que, juntamente com os subprodutos da reacção, terão contribuído, em especial a partir do quarto dia de operação, para a colmatação mais rápida de algumas zonas do leito. Como consequência, a capacidade de filtração e o volume disponível para reacção ter-se-ão

reduzido, tendo esta situação sido manifestada pelo aumento da perda de carga e pela deterioração da qualidade do efluente final.

A maior remoção de carbono foi registada no troço TL – P2 com valores médios, nos períodos onde se admitiu a ocorrência de condições *quase estacionárias*, que representaram 88,5% (ensaio I.1.1.) e 90,5% (ensaio I.2.1.) dos valores globais removidos no leito. Na ausência de arejamento, tal situação terá estado relacionada com as concentrações de OD observadas (entre 1,0 e 2,0 mg O₂ L⁻¹) que, tendo sido mais elevadas que as verificadas nos troços seguintes, terão produzido uma maior colonização naquele troço. Na presença de arejamento, não tendo havido limitação de OD, a remoção de carbono observada terá estado associada à acumulação de biomassa no troço TL – P2, em virtude da limitação de volume para reacção imposta pelo arejamento.

Os resultados parecem, pois, indicar que a capacidade de filtração do leito começou a ficar saturada a partir do décimo (filtro não arejado) e do quinto dia (filtro arejado), tendo sido observado, a partir daqueles períodos, um aumento significativo da perda de carga e diminuição acentuada do rendimento em termos de remoção de carbono orgânico. Nestes termos, de forma a poder ser garantida a estabilidade do processo e a manutenção de uma eficiência adequada de remoção de matéria orgânica e de sólidos em suspensão definiram-se, para os ensaios das Fases II a IV que não incluíram lavagem prévia do filtro, dois *ciclos de operação* com a duração de 10,0 (filtro não arejado) e 5,0 dias (filtro arejado). Após aqueles períodos, ou sempre que a perda de carga ultrapassava os 5,0 cm c.a., realizou-se uma operação de lavagem em contracorrente.

4.4.4. Fase experimental II - ensaios de traçagem

A Série II.1. englobou nove ensaios de traçagem, realizados num troço entre o topo do leito (TL) e a toma P5 (33,0 cm de meio de enchimento). Utilizaram-se os caudais de 1,0 L h⁻¹, 2,0 L h⁻¹ e 2,5 L h⁻¹, aos quais correspondiam as velocidades de escoamento de 0,26 m h⁻¹, 0,52 m h⁻¹ e 0,65 m h⁻¹, na ausência de biomassa e a carga orgânica nula (*i.e.* apenas com água), e na presença de biomassa, para as cargas orgânicas média referidas no Quadro 4.6., de acordo com as condições previstas no Quadro 3.4. (p. 78). O objectivo desta Série de ensaios foi estudar a influência da variação da velocidade de escoamento e da carga orgânica nas características hidrodinâmicas do filtro.

Quadro 4.6. – Condições de operação - Fase experimental II (Série de ensaios II.1.)

Ensaio	Q (L h ⁻¹)	U (m h ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N	Carga orgânica	
					Superficial ¹⁾ (g C m ⁻² h ⁻¹)	Volúmica ²⁾ (g C m ⁻³ h ⁻¹)
II.1.1.1.	1,0	0,26	0,00	—	0,0	0,0
II.1.1.2.	1,0	0,26	4,28	3,9	2,1	6,5
II.1.1.3.	1,0	0,26	51,86	4,1	25,9	78,6
II.1.2.1.	2,0	0,52	0,00	—	0,0	0,0
II.1.2.2.	2,0	0,52	4,20	3,7	4,2	12,7
II.1.2.3.	2,0	0,52	52,28	4,2	52,3	158,4
II.1.3.1.	2,5	0,65	0,00	—	0,0	0,0
II.1.3.2.	2,5	0,65	4,41	4,0	5,5	16,7
II.1.3.3.	2,5	0,65	52,36	4,1	65,5	198,3

¹⁾ Calculada em relação à área disponível total (0,002 m²)

²⁾ Calculada em relação ao volume disponível (V_p) do troço TL – P5 (0,81 L, de acordo com o Quadro 4.3.)

Na Série II.2. realizaram-se doze ensaios de traçagem, para o caudal de 1,5 L h⁻¹, ao qual correspondeu a velocidade de escoamento de 0,39 m h⁻¹, na ausência de biomassa e a carga nula de carbono, e na presença de biomassa para as cargas orgânicas apresentadas no Quadro 4.7., de acordo com as condições previstas no Quadro 3.5. (p. 79). Utilizaram-se quatro troços diferentes do leito, entre TL e as tomas P1, P2, P4 e P5 com 3,0 cm, 8,0 cm, 23,0 cm e 33,0 cm de comprimento (ver Figura 4.1.), respectivamente, de forma a poderem ser analisadas as características hidrodinâmicas em troços de altura diferente.

Os ensaios com o leito colonizado foram efectuados cinco dias após a última lavagem, tendo as amostras sido recolhidas, no mínimo, 10,0 horas após o início da alimentação com a carga orgânica prevista. As concentrações de carbono e a razão C/NH₄⁺-N utilizadas nos diversos ensaios foram definidas a partir da diluição da solução de alimentação base apresentada no Quadro 4.2.

A velocidade média de filtração (v_p), na Série II.1., variou entre 0,50 m h⁻¹, 1,00 m h⁻¹ e 1,25 m h⁻¹ para 1,0 L h⁻¹, 2,0 L h⁻¹ e 2,5 L h⁻¹, respectivamente, enquanto que, na Série II.2., foi de 0,75 m h⁻¹. Os ensaios foram realizados em duplicado e as cargas de carbono e de azoto utilizadas correspondiam aos intervalos definidos para os ensaios de biodegradação (Fase III).

Quadro 4.7. – Condições de operação - Fase experimental II (Série de ensaios II.2.)

Ensaio	Troço do leite	COT (mg C L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N	Carga orgânica	
				Superficial ¹⁾ (g C m ⁻² h ⁻¹)	Volúmica ²⁾ (g C m ⁻³ h ⁻¹)
II.2.1.1.	TL – P1	0,00	—	0,0	00,0
II.2.1.2.	TL – P1	4,02	3,8	3,0	100,5
II.2.1.3.	TL – P1	51,77	4,1	38,8	1 294,3
II.2.2.1.	TL – P2	0,00	—	0,0	0,0
II.2.2.2.	TL – P2	3,90	3,9	2,9	36,6
II.2.2.3.	TL – P2	52,25	4,0	39,2	489,8
II.2.3.1.	TL – P4	0,00	—	0,0	0,0
II.2.3.2.	TL – P4	4,27	3,8	3,2	13,9
II.2.3.3.	TL – P4	52,17	4,2	39,1	170,1
II.2.4.1.	TL – P5	0,00	—	0,0	0,0
II.2.4.2.	TL – P5	4,15	4,1	3,1	9,4
II.2.4.3.	TL – P5	51,94	4,1	39,0	118,1

¹⁾ Calculada em relação à área disponível total (0,002 m²)

²⁾ Calculada em relação ao volume disponível (V_p) dos troços referidos, cujos valores são indicados no Quadro 4.3.

Utilizou-se a técnica de estímulo por injeção discreta de um pequeno volume (V_i) de uma solução de *Azul Dextran* (traçador), utilizado também nos estudos realizados por Fdz-Polanco *et al.* (1996), Mano (1996), Martins (1998), de Nardi *et al.* (1999) e Fonseca (2000). A concentração variou entre 3 250 mg L⁻¹, nos ensaios sem biomassa e carga nula de carbono (só com água), e entre 3 270 mg L⁻¹ e 3 278 mg L⁻¹, nos ensaios com biomassa, tendo a resposta sido avaliada pela variação da absorvância das amostras recolhidas, ao comprimento de onda de 610 nm.

Para garantir a saída de toda a massa de traçador injectada considerou-se, como duração mínima de cada ensaio, três vezes o tempo de retenção teórico (τ), tal como Martins (1998), a qual se considerou aceitável face aos valores sugeridos por Arceivala (1981) e aos utilizados por Fdz-Polanco *et al.* (1996), Tay e Show (1998) e Fonseca (2000). Para cada ensaio, e adoptando o procedimento seguido por Martins (1998), recolheram-se 60 amostras (n_A) discretas e instantâneas de efluente, igualmente espaçadas no tempo (Δt_i), sendo Δt_i o quociente entre a duração total do ensaio (3τ) e n_A.

No início de cada experiência, registou-se a absorvância residual do efluente para, posteriormente, ser descontada aos valores das amostras.

A injeção do traçador foi efectuada no topo do leito. Utilizaram-se 10,0 mL de solução (cerca de 1,5% do volume disponível do leito), num intervalo de tempo inferior a 5,0% de τ , como recomendado por Riemer *et al.* (1980), compatíveis com os valores adoptados por Mano (1996), Tay e Show (1998), Martins (1998), e Fonseca (2000), a que corresponderam injeções de 32,5 mg, 32,7 mg e 32,8 mg de *Azul Dextran*, que constituíram as massas iniciais de traçador (M_0).

Apesar de o traçador utilizado estar referenciado como conservativo e, de acordo com Fdz-Polanco *et al.* (1996), dado o seu elevado peso molecular ($2,0 \times 10^6$), apresentar baixa difusibilidade, para despistar a hipótese de adsorção nos grãos de pozolana, realizaram-se ensaios de adsorção. Utilizaram-se soluções de *Azul Dextran* com concentrações de 0,0 mg L⁻¹, 25,0 mg L⁻¹, 50,0 mg L⁻¹, 100,0 mg L⁻¹, 150,0 mg L⁻¹, 200,0 mg L⁻¹, 250,0 mg L⁻¹ e 300,0 mg L⁻¹ e uma relação sólido/líquido de 0,81 (equivalente à existente no filtro). O método utilizado bem como os resultados destes ensaios são apresentados no ponto I.1. do Anexo I (pp. 355 e 356).

O volume efectivo (V_e) do leito foi avaliado experimentalmente para um nível de líquido constante (H_{SL}) de 3,0 cm, na ausência de biomassa e carga nula de carbono, e na presença de biomassa, para uma carga orgânica média de 64,6 g C m⁻³ h⁻¹ (à qual correspondia uma concentração média afluente de 52,30 mg C L⁻¹), para o intervalo de velocidades considerado no estudo (entre 0,26 m h⁻¹ e 0,65 m h⁻¹). O procedimento envolveu o corte da alimentação, seguido da drenagem rápida do filtro e quantificação do volume drenado. Na presença de biomassa a drenagem do filtro realizou-se 5,0 dias após o início do *ciclo de operação*. Este procedimento teve como objectivo, comparar o valor de V_e calculado experimentalmente com o estimado teoricamente através dos resultados dos ensaios de traçagem (*i.e.* a partir das curvas DTR). A estimativa do volume morto (V_m), experimental e estimado, foi obtida pela diferença entre o volume efectivo, experimental e estimado, e o volume disponível para escoamento (V_p). A correspondente porosidade efectiva (n_e) foi, então, estimada através do quociente entre os volumes efectivo e total (V).

Determinou-se, seguindo um procedimento análogo ao descrito no parágrafo anterior, a variação do volume morto (V_m) com o leito colonizado, ao longo de dois ciclos de operação, com e sem arejamento, para o caudal de 1,0 L h⁻¹ (à qual correspondia uma velocidade média de 0,26 m h⁻¹) e para uma carga orgânica média de 64,6 g C m⁻³ h⁻¹.

Com este estudo pretendeu-se avaliar o efeito da introdução de arejamento no volume efectivo, no volume morto e na porosidade efectiva do leito ao longo do tempo.

4.4.5. Fases experimentais III e IV - ensaios de carga

Na Fase III realizaram-se noventa e dois ensaios, distribuídos por dez Séries, cinco relativas a ensaios sem arejamento (Séries III.1 a III.5) e as restantes a ensaios com arejamento (Séries III.6 a III.10), de acordo com as condições indicadas nos Quadros 3.6. e 3.7. (pp. 80 e 81) Utilizou-se uma solução de alimentação à base de acetato de sódio e de cloreto de amónio, de composição idêntica à apresentada no Quadro 4.2., tendo as concentrações de carbono e de azoto amoniacal sido ajustadas de acordo com a razão C/NH₄⁺-N desejada. As faixas de valores observados, para alguns parâmetros caracterizadores do afluente, são apresentadas nos Quadros 4.8. e 4.9., para os ensaios na ausência e na presença de arejamento).

Na Fase IV realizaram-se oito Séries de ensaios, quatro sem arejamento (Séries IV.1. a IV.4.) e outras quatro utilizando arejamento (Séries IV.5. a IV.8.), com amostras de efluente doméstico tratado e de duas origens de água superficial, perfazendo um total de dezasseis ensaios, de acordo com o definido no Quadro 3.8. (p. 82). Os valores observados, para alguns parâmetros caracterizadores das referidas amostras, à entrada do filtro, são apresentadas nos Quadro 4.10.

Nos ensaios com água residual doméstica (Séries de ensaios IV.1., IV.2., IV.5. e IV.6.), utilizou-se um efluente proveniente da ETAR da Boidobra (tratamento secundário), recolhido no ponto de descarga final, identificado na Figura 4.17. A partir de boletins de análises referentes ao efluente, constatou-se que as suas características variavam ao longo do ano. Nestes termos, decidiu-se realizar duas campanhas de amostragem, em períodos de tempo diferentes. A primeira decorreu no Inverno (mês de Dezembro), tendo servido de base aos ensaios IV.1.1., IV.2.1., IV.5.1. e IV.6.1. A segunda teve lugar na Primavera (mês de Abril), tendo dado origem aos ensaios IV.1.2., IV.2.2., IV.5.2. e IV.6.2. Os ensaios correspondentes às Séries IV.1. e IV.2. foram realizados sem arejamento e para uma e duas passagens pelo leito, respectivamente. Os das Séries IV.5. e IV.6. realizaram-se com o filtro arejado, para uma e duas passagens pelo leito, respectivamente.

Quadro 4.8. – Intervalo de valores observados para alguns parâmetros à entrada do filtro - Fase experimental III (Séries de ensaios III.1. a III.5.)

Ensaio	Temperatura ¹⁾ (°C)	pH ¹⁾	OD ¹⁾ (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	Cargas observadas ²⁾		C/NH ₄ ⁺ -N
						(g C m ⁻³ h ⁻¹)	(g NH ₄ ⁺ -N m ⁻³ h ⁻¹)	
III.1.1.1. - III.1.2.1.	17,2 - 17,6	7,2	7,7 - 7,8	62,7 - 62,8	3,1 - 3,2	77,4 - 77,5	3,8 - 4,0	19,6 - 20,5
III.1.1.3. - III.1.2.3.	17,5 - 18,0	7,2	7,6 - 7,8	41,7 - 41,8	2 - 2,2	51,5 - 51,6	2,5 - 2,7	19,3 - 20,8
III.1.1.4. - III.1.2.4.	16,8 - 17,0	6,9 - 7,0	7,7	20,6 - 20,8	1,1	25,4 - 25,6	1,4	19,1
III.1.1.6. - III.1.2.6.	17,2 - 17,3	6,8 - 6,9	7,7 - 7,9	4,2	0,2	5,2	0,3	18,4 - 19,2
III.2.1.1. - III.2.2.1.	17,5 - 17,9	7,2	7,7 - 7,9	62,6 - 62,7	6,2 - 6,3	77,3 - 77,4	7,6 - 7,8	9,9 - 10,1
III.2.1.3. - III.2.2.3.	17,5 - 17,8	7,2	7,7 - 7,8	41,6	4,1 - 4,2	51,4	5,1 - 5,2	9,9 - 10,0
III.2.1.4. - III.2.2.4.	17,2 - 17,6	7,2	7,8	20,7 - 20,8	2,1 - 2,2	25,6 - 25,7	2,5 - 2,7	9,6 - 10,1
III.2.1.6. - III.2.2.6.	17,6 - 18,0	6,8 - 6,9	7,7	4,1 - 4,2	0,4 - 0,5	5,1 - 5,2	0,5 - 0,6	9,2 - 10,8
III.3.1.1. - III.3.2.1.	18,8 - 20,0	7,2	7,7 - 7,8	62,6 - 62,7	15,5 - 15,7	77,2 - 77,4	19,1 - 19,4	4,0
III.3.1.2. - III.3.2.2.	17,8 - 19,8	7,2	7,9 - 8,0	52,1 - 52,2	12,8 - 12,9	64,3 - 64,4	15,8 - 15,9	4,1
III.3.1.3. - III.3.2.3.	18,2 - 18,4	7,2	7,4 - 7,7	41,5 - 41,6	10,1 - 10,6	51,3 - 51,4	12,5 - 13,0	3,9 - 4,1
III.3.1.4. - III.3.2.4.	17,7 - 17,8	7,2	7,8	20,7 - 20,8	5,2 - 5,3	25,6 - 25,7	6,4 - 6,5	3,9 - 4,0
III.3.1.5. - III.3.2.5.	17,6 - 18,0	7,2	7,7 - 7,8	10,4 - 10,5	2,6 - 2,7	12,7 - 12,9	3,2 - 3,3	3,9
III.3.1.6. - III.3.2.6.	17,2 - 17,8	7,1	7,7 - 7,8	4,2	1,0 - 1,1	5,2	1,3 - 1,4	3,8 - 4,1
III.3.1.7. - III.3.2.7.	17,8 - 17,9	6,9 - 7,0	7,6 - 7,8	2,1	0,5 - 0,6	2,6	0,6 - 0,7	3,9 - 4,2
III.3.1.8. - III.3.2.8.	18,2 - 19,3	6,8	7,8	1,1	0,3	1,4	0,4	3,7 - 3,8
III.4.1.1. - III.4.2.1.	17,8	7,2	7,8	62,2 - 62,6	31,2 - 31,3	76,8 - 77,3	38,5 - 38,7	2,0
III.4.1.3. - III.4.2.3.	17 - 17,6	7,2	7,8 - 7,9	41,3 - 41,6	20,8 - 21	51,0 - 51,3	25,7 - 26,0	2,0
III.4.1.4. - III.4.2.4.	17,8 - 18,1	7,2	7,8	20,9	10,4 - 10,6	25,8	12,8 - 13,1	2,0
III.4.1.6. - III.4.2.6.	17,2 - 17,5	7,2	7,6 - 7,8	4,2 - 4,3	2,0 - 2,2	5,2 - 5,3	2,5 - 2,7	1,9 - 2,1
III.5.1.3. - III.5.2.3.	17 - 17,8	7,2	7,9	41,7 - 41,8	10,5 - 10,6	51,5 - 51,6	13 - 13,1	3,9 - 4,0
III.5.1.4. - III.5.2.4.	17,4	7,2	7,7 - 7,8	20,7 - 20,9	5,2 - 5,3	25,6 - 25,9	6,4 - 6,5	4,0
III.5.1.6. - III.5.2.6.	17,8 - 18,4	7,1 - 7,2	7,7	4,3	1,0 - 1,1	5,3	1,3 - 1,4	3,8 - 4,2

¹⁾ Medidos no volume de líquido no topo do leito (V_{SL})

²⁾ Calculada em relação ao volume total disponível (V_p)

Quadro 4.9. – Intervalo de valores observados para alguns parâmetros à entrada do filtro - Fase experimental III (Séries de ensaios III.6. a III.10.)

Ensaio	Temperatura ¹⁾ (°C)	pH ¹⁾	OD ¹⁾ (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	Cargas observadas ²⁾		C/NH ₄ ⁺ -N
						(g C m ⁻³ h ⁻¹)	(g NH ₄ ⁺ -N m ⁻³ h ⁻¹)	
III.6.1.1. - III.6.2.1.	18,9 – 19,3	7,2	7,6 – 7,9	62,6 – 62,7	3,1 – 3,2	77,3 – 77,4	3,8 – 4,0	19,5 – 20,4
III.6.1.3. - III.6.2.3.	18,5	7,2	7,6 – 7,7	41,9	2,1	51,7	2,6	19,9 – 20,3
III.6.1.4. - III.6.2.4.	19,5 – 19,6	7,2	7,7 – 7,9	20,8	1,1	25,7	1,3	19,2 – 19,8
III.6.1.6. - III.6.2.6.	19,5 – 19,8	6,8	7,7 – 7,9	4,2 – 4,3	0,2	5,2 – 5,3	0,3	20,4 – 20,9
III.7.1.1. - III.7.2.1.	19,4 – 19,6	7,2	7,7 – 7,8	62,5	6,3 – 6,4	77,2	7,8 – 7,9	9,7 – 9,9
III.7.1.3. - III.7.2.3.	18,5 – 18,9	7,2	7,7 – 7,9	41,5 – 41,7	4,0 – 4,3	51,3 – 51,4	5,0 – 5,3	9,8 – 10,3
III.7.1.4. - III.7.2.4.	18,9	7,2	7,6 – 7,7	20,6	2,1	25,4	2,6	9,7 – 10,1
III.7.1.6. - III.7.2.6.	18,8 – 19,5	6,8 – 6,9	7,8 – 7,9	4,3 – 4,4	0,4 – 0,5	5,3 – 5,4	0,5 – 0,6	9,8 – 10,4
III.8.1.1. - III.8.2.1.	19,5 – 19,8	7,2	7,7	62,5 – 63,1	15,8 – 15,9	77,2 – 77,9	19,5 – 19,6	3,9 – 4,0
III.8.1.2. - III.8.2.2.	19,6 – 19,8	7,2	7,7 – 7,8	52,2 – 52,5	12,6 – 12,8	64,4 – 64,8	15,6 – 15,8	4,1
III.8.1.3. - III.8.2.3.	19,5 – 20,4	7,2	7,8	41,8 – 42,1	10,2 – 10,6	51,6 - 52	12,6 – 13,1	4,0 – 4,1
III.8.1.4. - III.8.2.4.	18,2 – 18,8	7,2	7,6 – 7,8	20,6 – 20,9	5,1	25,4 – 25,7	6,3	4,0 – 4,1
III.8.1.5. - III.8.2.5.	18,5 – 19,2	7,1 – 7,2	7,6 – 7,8	10,2 – 10,5	2,5 – 2,7	12,6 - 13	3,1 – 3,3	4,0
III.8.1.6. - III.8.2.6.	18,5 – 18,9	7,1	7,6 – 7,8	4,4 – 4,6	1,1 – 1,2	5,4 – 5,7	1,4 – 1,5	3,9 – 4,0
III.8.1.7. - III.8.2.7.	18,3 – 19,5	6,9	7,8 – 7,9	2,1	0,5	2,6	0,6	4,3
III.8.1.8. - III.8.2.8.	18,4 – 19,7	6,7 – 6,8	7,6 – 7,8	1,0 – 1,1	0,3	1,2 – 1,4	0,4	
III.9.1.1. - III.9.2.1.	19,2 – 19,5	7,2	7,7	62,4 – 62,8	30,5 - 31	77 – 77,6	37,6 – 38,3	2,0
III.9.1.3. - III.9.2.3.	19,2 – 19,5	7,2 – 7,3	7,7	41,6 – 41,8	20,4 – 20,9	51,4 – 51,7	25,2 – 25,9	2,0
III.9.1.4. - III.9.2.4.	19,2 – 19,5	7,2	7,7	20,8 – 20,9	10,2 – 10,3	25,7 – 25,8	12,6 – 12,8	2,0
III.9.1.6. - III.9.2.6.	18,9 – 19,1	7,1 – 7,2	7,6 – 7,8	4,2	2,1	5,2	2,6	2,0
III.10.1.3. - III.10.2.3.	18,9 – 19,5	7,2	7,6	41,6 – 42,0	10,1 – 10,3	51,3 – 51,8	12,5 – 12,8	4,0 – 4,0,
III.10.1.4. - III.10.2.4.	18,8 – 19,2	7,2	7,6 – 7,7	20,5 – 20,8	5,1 – 5,3	25,3 – 25,6	6,3 – 6,5	3,9 – 4,1
III.10.1.6. - III.10.2.6.	18,9 – 19,6	7,1	7,8 – 7,9	4,2 – 4,5	1,0 – 1,2	5,2 – 5,6	1,2 – 1,5	3,8 – 4,3

¹⁾ Medidos no volume de líquido no topo do leito (V_{SL})

²⁾ Calculada em relação ao volume total disponível (V_p)

Quadro 4.10. – Intervalo de valores observados para alguns parâmetros à entrada do filtro - Fase experimental IV (Séries de ensaios IV.1. a IV.8.)

Ensaio	Temperatura ¹⁾ (°C)	pH ¹⁾	OD ¹⁾ (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NO _x ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	Cargas observadas ²⁾		C/NH ₄ ⁺ -N
							(g C m ⁻³ h ⁻¹)	(g NH ₄ ⁺ -N m ⁻³ h ⁻¹)	
IV.1.1.	18,8	7,0	6,9	32,5	3,7	11,2	40,1	13,8	2,9
IV.1.2.	19,2	6,9	7,2	49,2	3,0	11,8	60,8	14,6	4,2
IV.2.1.	19,7	7,0	6,7	37,9	2,7	9,8	46,7	12,2	3,9
IV.2.2.	19,4	7,1	7,0	34,4	3,2	9,1	42,5	11,3	3,8
IV.3.1.	18,2	6,9	7,6	3,3	1,1	0,2	4,1	0,3	15,9
IV.3.2.	19,6	7,1	7,5	17,7	7,5	1,5	21,9	1,9	11,8
IV.4.1.	19,3	7,0	7,9	5,1	1,3	0,2	6,3	0,2	34,1
IV.4.2.	19,0	7,3	7,6	24,3	6,5	2,1	30,0	2,6	11,3
IV.5.1.	19,2	6,9	7,1	41,9	2,1	12,1	51,7	15,0	3,5
IV.5.2.	19,1	7,1	6,4	55,3	2,2	11,8	68,3	14,6	4,7
IV.6.1.	19,4	7,1	6,8	56,3	2,8	12,7	69,4	15,6	4,4
IV.6.2.	19,1	6,9	7,1	62,2	2,5	11,8	76,8	14,5	5,3
IV.7.1.	19,5	6,8	7,9	4,7	2,2	0,2	5,9	0,2	31,6
IV.7.2.	19,6	7,1	7,6	14,9	5,8	1,4	18,4	1,8	10,4
IV.8.1.	18,2	7,1	7,7	4,3	2,5	0,3	5,3	0,3	17,3
IV.8.2.	19,5	7,1	7,5	19,7	8,2	2,5	24,4	3,1	8,0

¹⁾ Medidos no volume de líquido no topo do leito (V_{SL})

²⁾ Calculada em relação ao volume total disponível (V_p)



Figura 4.17. – Ponto de colheita de amostras de efluente à saída da ETAR da Boidobra

Nos ensaios com água de origem superficial, utilizaram-se amostras recolhidas na margem direita do rio Zêzere, junto à povoação do Peso (ensaios IV.3.1., IV.4.1., IV.7.1. e IV.8.1.), local destinado à captação de água para abastecimento público, identificado na Figura 4.18., e na ribeira da Boidobra (ensaios IV.3.2., IV.4.2., IV.7.2. e IV.8.2.), afluente do rio Zêzere, cerca de vinte metros a jusante de um ponto de descarga de uma ETAR, como se pode observar na Figura 4.19. A escolha de dois locais diferentes para amostragem, decorreu de se pretender testar o desempenho do filtro no tratamento de águas com origens e características diferentes (nos pontos de amostragem seleccionados, a água da ribeira da Boidobra apresentava uma carga orgânica superior à existente no rio Zêzere).

A caracterização, quer do efluente doméstico, quer das águas, realizada logo após a colheita das amostras, é apresentada nos Quadros IV.2. a IV.4. do Anexo IV (pp. 387 a 388).

Cada Série de ensaios permite, portanto, avaliar efeitos da mudança de substrato (acetato de sódio, água residual doméstica tratada ou água de origem superficial), da razão C/NH_4^+-N , do número de passagens pelo leito e, ainda, da alteração das condições de arejamento.



Figura 4.18. – Ponto de colheita de amostras de água na margem direita do rio Zêzere



Figura 4.19. – Ponto de colheita de amostras de água na ribeira da Boidobra

Os valores observados em cada ensaio de carga, para os parâmetros pH, temperatura, OD, COT, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, SST, SSV e alcalinidade, à entrada, em cada toma e à saída do filtro, para os ensaios das Séries III.1. a III.5., III.6. a III.10. e IV.1. a IV.8., são apresentados nos Anexos VIII, IX e X, respectivamente Estudou-se a evolução da perda de carga nos ensaios III.3.2.1. e III.3.2.6. (Série III.3.), III.5.2.3. (Série III.5.), IV.1.1. (Série IV.1.), IV.2.1. (Série IV.2.), III.8.2.1. e III.8.2.6. (Série III.8.), III.10.2.3. (Série III.10.), IV.5.1. (Série IV.5.) e IV.6.1. (Série IV.6.), apresentando-se os respectivos resultados no Anexo VI.

4.4.6. Avaliação da recuperação do filtro após lavagem

O desempenho do filtro após a operação de lavagem, foi avaliado nos ensaios III.3.1.3. e III.3.1.6. (sem arejamento) e III.8.1.3. e III.8.1.6. (com arejamento), para um caudal de $1,0 \text{ L h}^{-1}$ e cargas orgânicas médias de $5,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $51,5 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (às quais correspondiam cargas mássicas de aproximadamente $100,0$ e $1000,0 \text{ g C d}^{-1}$).

Cada ciclo de lavagens incluiu a seguinte sequência de operações:

- i) Lavagem em contracorrente com água ($30,0 \text{ m h}^{-1}$ a $40,0 \text{ m h}^{-1}$) e ar ($50,0 \text{ m h}^{-1}$) em simultâneo, durante dez minutos, como se pode observar na Figura 4.20.;
- ii) lavagem com água ($40,0 \text{ m h}^{-1}$ a $72,0 \text{ m h}^{-1}$), durante cinco minutos.

Este ciclo foi definido de acordo com a necessidade de fluidizar o leito, evitando a perda de material de enchimento. As velocidades aplicadas encontram-se dentro dos intervalos de valores utilizados por Nouvion *et al.* (1987), $25,0 \text{ m h}^{-1}$ (água) e $50,0 \text{ m h}^{-1}$ (ar), Mano (1996), $40,0 \text{ m h}^{-1}$ a $60,0 \text{ m h}^{-1}$ (água) e $50,0 \text{ m h}^{-1}$ (ar) e Martins (1998) $60,0 \text{ m h}^{-1}$ (água) e $50,0 \text{ m h}^{-1}$ (ar), e de acordo com os critérios estabelecidos por Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998) para este tipo de filtro.

O objectivo desta operação consistiu em recolher informação sobre o tempo de espera necessário para se proceder à recolha de amostras nos ensaios de carga com lavagem prévia do filtro. Realizaram-se duas repetições de cada ensaio, com recolhas de amostras, à saída de cada toma e no efluente, em cada hora de operação, tendo a variação dos SST, dos SSV e do COT sido registada ao longo do tempo até se observarem condições *quase estacionárias*.



Figura 4.20. – Aspecto da operação de lavagem do filtro

Nas Figuras 4.21. e 4.22. apresentam-se os resultados destes ensaios, em termos da variação do COT e da remoção de carbono (ΔC), com e sem arejamento do leito, respectivamente. Os resultados globais são listados nos Quadros VI.18. a VI.25. do Anexo VI (pp. 404 a 411). Os resultados apresentados nas figuras referidas dizem respeito às médias das duas repetições, podendo observar-se que, independentemente da carga orgânica utilizada, o filtro parece ter atingido o estado *quase estacionário* após, respectivamente, 6,0 (operação sem arejamento) e 7,0 horas (operação com arejamento) de funcionamento.

O padrão de estabilização do leito (recuperação após lavagem) não parece ser influenciado significativamente pela carga orgânica aplicada, mas apenas pelas condições de arejamento. A variação detectada não deverá decorrer apenas da alteração das condições de carga afluente, mas também da variação da quantidade de biomassa estabilizada devido ao reforço de condições de oxigenação do meio.

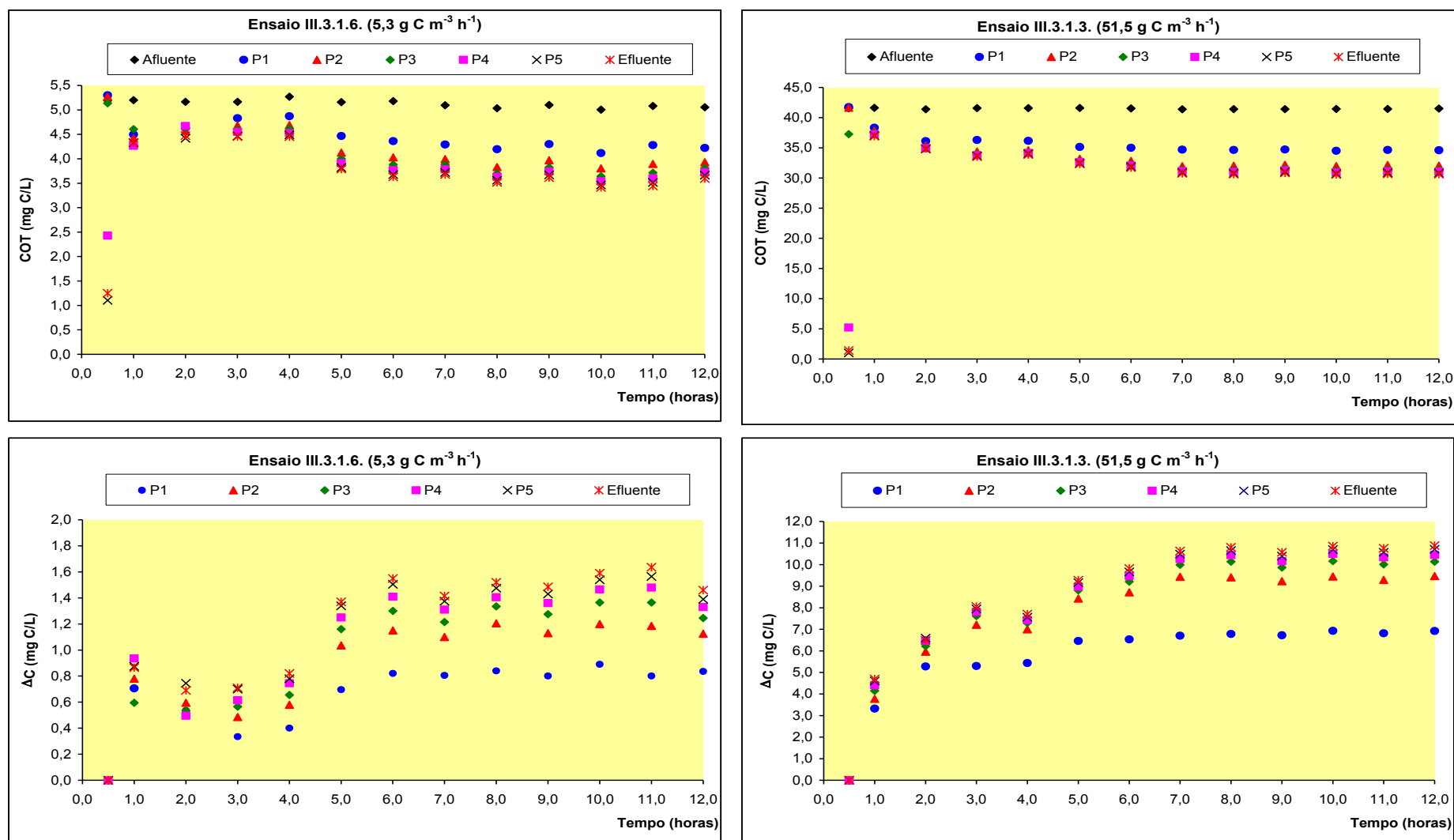


Figura 4.21. – Variação do COT e da remoção de carbono após a operação de lavagem - ensaios III.3.1.3. e III.3.1.6. (filtro não arejado)

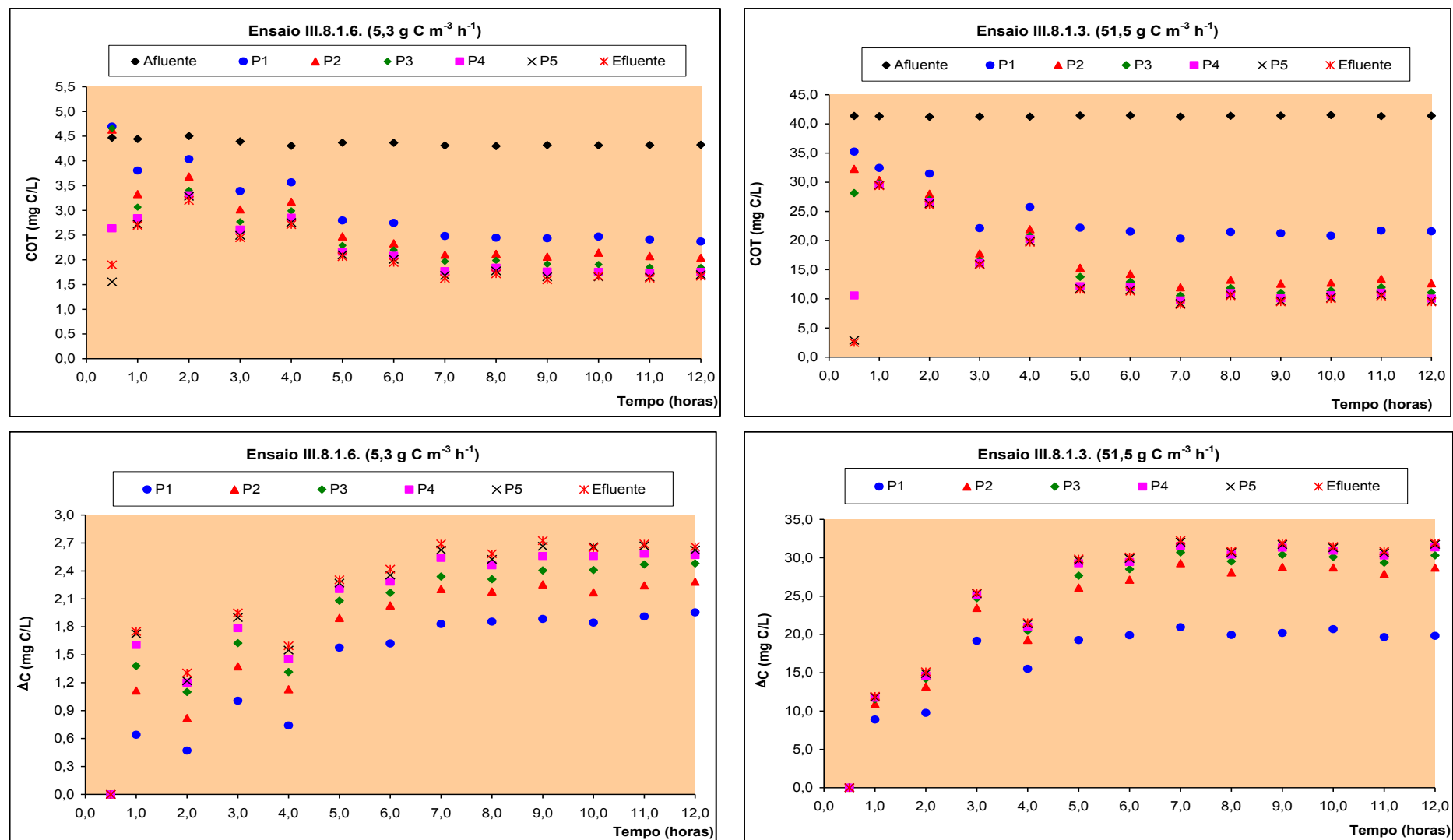


Figura 4.22. – Variação do COT e da remoção de carbono após a operação de lavagem - ensaios III.8.1.3. e III.8.1.6. (filtro arejado)

Durante os ensaios de carga, para se garantir a colheita de amostras em condições *quase estacionárias*, optou-se por adoptar um factor de segurança de 0,5, tendo as amostras sido recolhidas 10,0 horas após a lavagem do filtro, valor que está dentro dos intervalos utilizados por Mano (1996), entre 8,0 e 10,0 horas, Shanableh *et al.* (1997), entre 6,0 e 12,0 horas, Martins (1998), 6,0 horas, e Fonseca (2000), 5,0 horas.

4.5. Amostragem e procedimentos analíticos

4.5.1. Amostragem

Durante o processo de adaptação da biomassa em reactor semi-contínuo recolheram-se, no início e no final de cada ciclo, amostras para a determinação dos SST, SSV e COT.

De forma a harmonizar o período de amostragem, de acordo com os resultados observados no ponto 4.4.6., estabeleceu-se um período de 10,0 horas como duração mínima de cada ensaio de carga. Nos ensaios com uma passagem pelo leito (Séries III.1. a III.4., III.6. a III.9., IV.1., IV.3., IV.5. e IV.7.), a amostragem foi realizada de acordo com o indicado na Figura 4.23.

Nos ensaios com duas passagens pelo leito (Séries III.5., III.10., IV.2., IV.4., IV.6. e IV.8.), o efluente foi recolhido durante as dez primeiras horas de ensaio (a que correspondeu uma primeira passagem) e reintroduzido no filtro durante igual período de tempo. A colheita final (correspondente à segunda passagem) foi efectuada de acordo com o esquema apresentado na Figura 4.24.

No final de cada ensaio de carga recolheram-se, nas tomas P1 a P5 e no efluente, 80,0 mL de amostra, 50,0 mL da qual para a determinação de SST, SSV, COT, azoto amoniacal, nitratos, nitritos e alcalinidade, tendo os restantes 30,0 mL sido conservados em meio ácido. O pH, o OD e a temperatura foram avaliados directamente.

Recolheram-se, em condições *quase estacionárias* e nos ensaios III.3.2.1. a III.3.2.6., III.8.1. a III.8.6., IV.1.1. e IV.5.1., nas tomas P1 a P5, 10 grãos de pozolana colonizados, dos quais se registou o peso seco após calcinação. Determinaram-se os SVB, para avaliar a biomassa fixa por grão, os SST e os SSV referentes a cada ponto de amostragem.

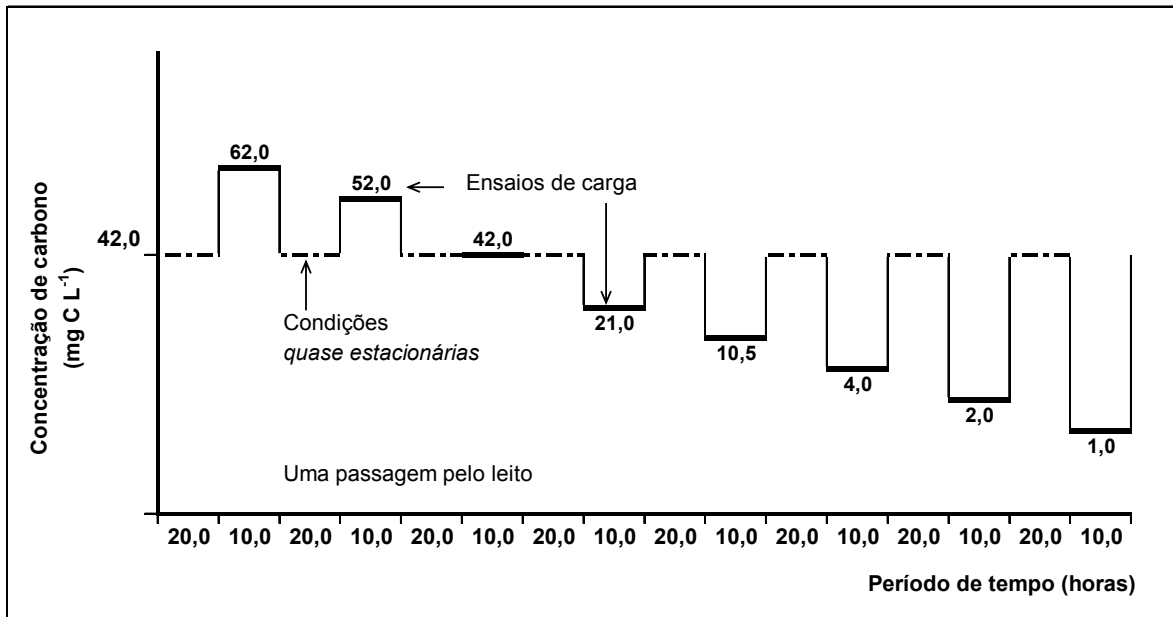


Figura 4.23. – Representação esquemática da duração e intervalo mínimo entre ensaios (uma passagem pelo leito)

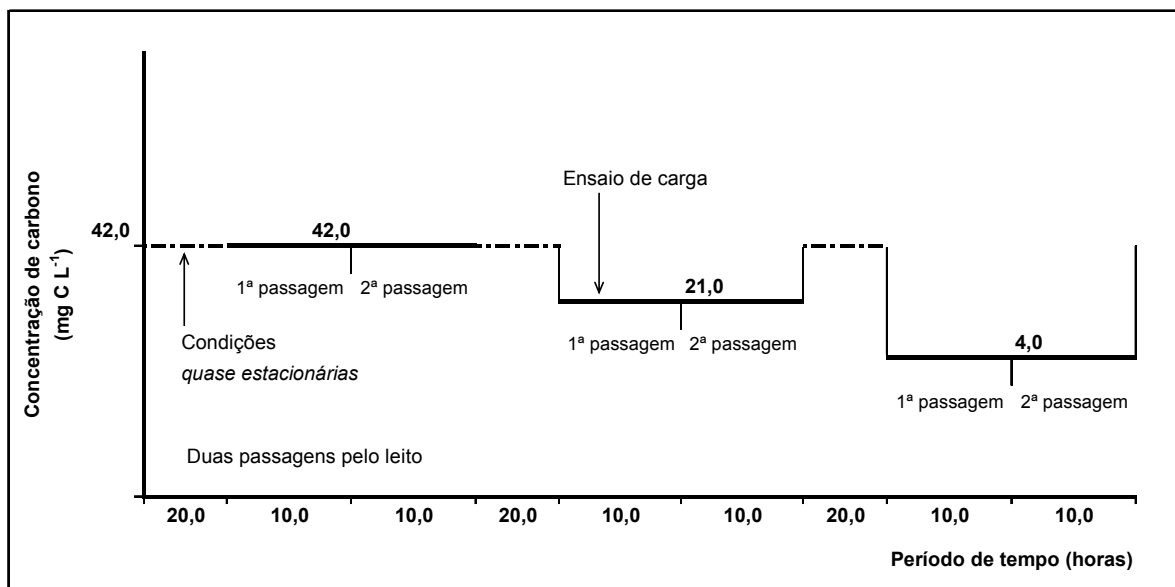


Figura 4.24. – Representação esquemática da duração e intervalo mínimo entre ensaios (duas passagens pelo leito)

A estrutura do biofilme de alguns dos grãos colhidos nos ensaios III.3.2.1., III.3.2.6., III.8.2.1. e IV.5.1. foi observada através de microscopia electrónica. Amostras líquidas e grãos colonizados, recolhidos na toma P1, nos ensaios III.2.2.1., III.3.2.1., III.3.2.6., III.8.2.6., IV.1.2. e IV.3.2., foram objecto de análise microbiológica para identificação dos géneros e das espécies dos microrganismos presentes.

As perdas de carga no leito foram estimadas a partir de leituras dos níveis de líquido, efectuadas nos cinco piezómetros colocados ao longo do leito, tal como apresentado na Figura 4.1.

Entre dois ensaios consecutivos, dentro do mesmo *ciclo de operação*, respeitou-se um período de espera mínimo de 20,0 horas, que está no intervalo, entre 18,0 e 24,0 horas, utilizado por Mano (1996), Martins (1998) e Fonseca (2000). Durante aquele intervalo de tempo, o filtro foi alimentado de acordo com as *condições de serviço*, tendo sido sempre garantidas as condições *quase estacionárias* antes da realização de novo ensaio.

A bomba utilizada para a alimentação foi calibrada no início de cada ensaio, tendo o caudal sido verificado diariamente e ajustado sempre que necessário. Para evitar a contaminação do circuito de alimentação, que poderia ter como consequência a alteração das características do afluente ao filtro, as tubagens foram substituídas diariamente e todo o sistema foi lavado, de três em três dias, e antes do início de cada ensaio de carga.

Para reduzir o erro analítico e aumentar a significância dos resultados foram, sempre que possível, duplicados os ensaios e cada parâmetro analisado três vezes com o mesmo procedimento.

4.5.2. Procedimentos analíticos

Para leituras dos parâmetros pH, temperatura e OD no interior do leito, utilizaram-se duas câmaras de fluxo D201 da WTW (ver pormenor na Figura 4.10.) que, de acordo com o fornecedor, minimizam possíveis interferências nas características hidrodinâmicas do meio. Para as determinações de temperatura e de pH utilizou-se um sensor Sentix 41, tendo a concentração de OD sido obtida através do sensor Oxical SL. Todos os sensores, da marca WTW, eram adaptáveis a um medidor multiparamétrico MultiLine P4 da mesma marca.

Para as leituras de absorvâncias utilizou-se um espectrofotómetro de visível (340 nm a 900 nm) com tecnologia de raio de referência (RBT) Dr. Lange Cadas 50.

Para determinação de SST e de SSV seguiu-se o procedimento indicado no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995). A quantificação de SVB foi efectuada de acordo com o procedimento sugerido por Visvanathan e Nhien (1995), que incluiu a desidratação, entre 103,0 °C e 105,0 °C, de grãos de pozolana colonizados, seguidos de calcinação, a 500,0 °C ± 50,0 °C, até se obter peso constante. O valor de SVB foi calculado através da diferença entre os pesos da amostra desidratada e calcinada.

O COT foi determinado através de um analisador TOC – 5000 A da Shimadzu, que determina o carbono total (CT) e o carbono inorgânico total (CIT). O carbono orgânico é oxidado a CO₂, sendo detectado por um analisador de infravermelhos não dispersivo (NDIR) e gerada uma curva de proporcionalidade. A integração da área da curva foi considerada proporcional à concentração de CT. A mistura da amostra com ácido fosfórico permitiu a conversão dos compostos inorgânicos a CO₂, detectado pelo NDIR, sendo a concentração de CIT detectada de forma análoga. A concentração de COT foi estimada pela diferença entre CT e CIT.

O azoto amoniacal foi avaliado através de eléctrodo ORION™ (método potenciométrico). A determinação de nitratos foi realizada com base na reacção colorimétrica com 2,6 – dimetilfenol, de acordo com o especificado norma DIN 38 405–09-2, enquanto que os nitritos foram determinados após reacção em meio ácido com aminas primárias aromáticas, de acordo com o procedimento apresentado na norma DIN 38 405–D10.

A alcalinidade foi determinada através do método titrimétrico com titulação potenciométrica à fenolftaleína (APHA, 1995).

A avaliação da oxidabilidade nas amostras de água foi realizada através da oxidação da matéria orgânica, em meio ácido, com permanganato de potássio (método Kubel – Tiemann), seguida de titulação com ácido oxálico (APHA, 1995).

As amostras recolhidas nos ensaios de carga para a determinação do COT e de formas de azoto, ou para conservação, e nos ensaios de traçagem para determinar a concentração de *Azul Dextran*, bem como as amostras colhidas nos ensaios de adsorção com pozolana, foram previamente filtradas em membranas 0,45 µm CHROMAFIL® PET-45/25 da Macherey-Nagel.

As fotografias da estrutura do biofilme fixo aos grãos de pozolana foram obtidas por microscopia electrónica de varrimento utilizando um aparelho da marca Hitach S – 2700. A desidratação de amostras envolveu a substituição da água por etanol, seguido de secagem a 35,0 °C, num Critical Point Drier (CPD) K850, para conversão do álcool a CO₂ e, por fim, evaporação da amostra até obtenção do resíduo seco para microscopia, de acordo com os procedimentos seguidos pelo Centro de Óptica da UBI.

Todos os parâmetros, com excepção do COT, foram determinados no Laboratório de Saneamento Ambiental do DEC-UBI. As determinações do COT, foram realizados no Laboratório de Sistemas de Tratamento do DCEA da FCT-UNL, sendo as amostras previamente conservadas, por adição de ácido clorídrico a 37,0%, até se atingir um valor de pH inferior a 2,0.

5. RESULTADOS

5.1. Introdução

Dado o volume de dados obtidos com a execução do Plano Experimental optou-se por seguir a metodologia de apresentação de resultados que a seguir se indica.

Nos pontos 5.2., 5.4. e 5.5. apresentam-se os resultados referentes às Fases experimentais II, III e IV, respectivamente. Os resultados da aclimação da biomassa, essenciais para a realização das Fases experimentais III e IV, são analisados no ponto 5.3. enquanto que, os referentes à variação da perda de carga detectada em vários ensaios, são apresentados no ponto 5.6. No ponto 5.7. é desenvolvido um modelo cinético, com base no formalismo de Monod, para a remoção carbonada e são apresentados os resultados da sua aplicação a ensaios da Fase experimental III.

A análise e discussão integrada de resultados são desenvolvidas no Cap. 6.

5.2. Fase experimental II – ensaios de traçagem

5.2.1. Determinação das curvas DTR

As curvas-resposta em termos de absorvâncias, correspondentes a cada ensaio, foram convertidas em curvas-resposta $C(t)$, em termos de concentração de *Azul Dextran*, utilizando-se, para o efeito, a expressão deduzida da respectiva curva de calibração, apresentada no Quadro I.2. do Anexo I (p. 356). As curvas finais $C(t)$ representam o valor médio de duas repetições que foram efectuadas para cada ensaio.

Foram calculados os momentos da distribuição (t_m e s^2) para cada curva resposta, a partir das Eq. (II.1) e (II.2) (ver Quadro II.1. do Anexo II, p. 361), bem como as curvas $E(t)$ a partir das curvas $C(t)$ e da integração numérica das áreas por elas definidas, de acordo com a Eq. (1.9), utilizando-se, para o efeito, um algoritmo programado em Matlab. A variância adimensional (s^2_*), que traduz a relação s^2/t_m^2 , e o tempo médio de residência adimensional ($t_{(m,*)}$) foram, igualmente, estimados.

A massa total de traçador recolhida no efluente (M_s) ao longo de cada ensaio foi calculada analiticamente pela Eq. (1.11). As curvas $E(t)$ constituem as curvas DTR na forma dimensional.

Os resultados, para as Séries II.1. e II.2. são apresentados nos Quadros 5.1. e 5.2., respectivamente, para as cargas orgânicas médias de $0,0 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (médias relativas aos ensaios efectuadas em ambas as séries à mesma carga), calculadas, para facilitar a comparação, interpretação e discussão posterior dos dados, em relação ao volume total disponível (V_p). τ^* e Δt_i^* são o tempo de retenção hidráulico teórico e o intervalo de tempo entre amostragens, respectivamente, corrigidos relativamente aos valores de τ apresentados no Quadro 4.3. (p. 93), em função de V_p e correspondente à altura H_{SL} .

Os ensaios de adsorção, realizados para despistar a possibilidade de adsorção do *Azul Dextran* nos grãos de pozolana, cuja metodologia e resultados são apresentados no ponto I.1. do Anexo I (pp. 355 e 356), revelaram baixa dependência da massa adsorvida com o aumento da concentração de traçador em solução. A adsorção do *Azul Dextran* no material de enchimento utilizado foi, então, considerada negligenciável.

A variação do volume efectivo (V_e) depende da presença, e dimensão, de zonas que podem constituir obstáculo ao escoamento. A sua quantificação pode realizar-se experimentalmente, por métodos volumétricos, tal como foi descrito no ponto 4.4.4. (p. 108), por pesagem do filtro (Karamanev *et al.*, 1994) ou, na ausência de dados experimentais, por aproximação utilizando expressões que, geralmente, relacionam o caudal escoado com o tempo de retenção hidráulico determinado a partir de curvas DTR (Fogler, 1999; Santamaria *et al.*, 1999; Lemos *et al.*, 2002).

5.2.2. Avaliação dos volumes efectivo e morto

Considerando que, no interior do leito, podem ocorrer, simultaneamente, zonas pouco irrigadas, zonas de volume morto e curto-circuito hidráulico, admite-se que o volume disponível para o escoamento seja inferior ao estimado (V_p). Consequentemente, o tempo de retenção hidráulico efectivo será inferior ao teórico previsto. Nestes termos, de acordo com o referido por Lemos *et al.* (2002), o volume efectivo é assumido como sendo directamente proporcional ao caudal, ao tempo médio de residência (t_m) e à razão M_s/M_0 , podendo ser estimado através da seguinte expressão:

$$V_e = t_m Q \frac{M_s}{M_0} \quad (5.1)$$

Quadro 5.1. – Resultados dos ensaios de traçagem – Série de ensaios II.1.

Ensaio	Q (L h ⁻¹)	Carga orgânica média (g C m ⁻³ h ⁻¹) ¹⁾	τ^* (min)	Δt_i^* (s)	t_m (min)	$t_{(m,s)}$ (t_m/τ^*)	s_i^2	M_0 (mg)	M_S (mg)	M_S/M_0
II.1.1.1.	1,0	0,0	46,3	139,2	47,96	1,035	0,099	32,50	29,13	0,896
II.1.1.2.	1,0	5,2	46,3	139,2	46,21	0,998	0,133	32,70	27,26	0,834
II.1.1.3.	1,0	64,3	46,1	138,0	44,02	0,955	0,158	32,69	26,35	0,806
II.1.2.1.	2,0	0,0	23,1	69,6	26,97	1,165	0,085	32,50	27,01	0,831
II.1.2.2.	2,0	5,2	23,1	69,6	24,32	1,050	0,097	32,70	25,98	0,794
II.1.2.3.	2,0	64,3	23,0	69,0	25,20	1,094	0,126	32,69	25,54	0,781
II.1.3.1.	2,5	0,0	18,5	55,8	21,73	1,173	0,075	32,50	25,87	0,796
II.1.3.2.	2,5	5,2	18,5	55,8	19,42	1,048	0,102	32,70	25,60	0,783
II.1.3.3.	2,5	64,3	18,3	55,2	19,23	1,049	0,121	32,69	25,40	0,777

¹⁾ Valores médios referentes aos ensaios realizados à mesma concentração afluente de carbono, de acordo com os resultados apresentados nos Quadros 4.6. e 4.7. (pp. 106 e 107), calculados em relação ao volume máximo (V_p) utilizado (0,81 L)

Nota: Ensaios realizados no troço TL – BL, a caudal e carga orgânica variáveis, de acordo com a simbologia indicada na Figura 4.1. (p. 84).

Quadro 5.2. – Resultados dos ensaios de traçagem – Série de ensaios II.2.

Ensaio	Troço do Leito	Carga orgânica média (g C m ⁻³ h ⁻¹) ¹⁾	τ^* (min)	Δt_i^* (s)	t_m (min)	$t_{(m,s)}$ (t_m/τ^*)	s_s^2	M_0 (mg)	M_S (mg)	M_S/M_0
II.2.1.1.	TL – P1	0,0	6,7	20,4	5,62	0,838	0,210	32,50	31,03	0,955
II.2.1.2.	TL – P1	5,2	6,9	20,4	5,62	0,818	0,284	32,78	29,05	0,886
II.2.1.3.	TL – P1	64,3	6,9	20,4	5,51	0,802	0,307	32,78	27,60	0,842
II.2.2.1.	TL – P2	0,0	10,7	32,4	9,42	0,880	0,190	32,50	30,02	0,924
II.2.2.2.	TL – P2	5,2	10,9	32,4	9,31	0,856	0,189	32,78	27,13	0,828
II.2.2.3.	TL – P2	64,3	10,9	32,4	8,63	0,794	0,249	32,78	26,85	0,819
II.2.3.1.	TL – P4	0,0	22,7	68,4	21,15	0,931	0,112	32,50	29,36	0,903
II.2.3.2.	TL – P4	5,2	22,9	68,4	21,17	0,925	0,139	32,78	26,93	0,821
II.2.3.3.	TL – P4	64,3	23,0	69,0	19,45	0,845	0,148	32,78	26,99	0,823
II.2.4.1.	TL – P5	0,0	31,0	93,0	32,16	1,036	0,057	32,50	28,72	0,884
II.2.4.2.	TL – P4	5,2	30,9	92,4	29,90	0,968	0,099	32,78	26,96	0,822
II.2.4.3.	TL – P4	64,3	31,0	93,0	30,14	0,971	0,125	32,78	26,02	0,794

¹⁾ Valores médios referentes aos ensaios realizados à mesma concentração afluyente de carbono, de acordo com os resultados apresentados nos Quadros 4.6. e 4.7. (pp. 106 e 107), calculados em relação ao volume máximo (V_p) utilizado (0,81 L)

Nota: Ensaios realizados nos troços indicados, a caudal constante (1,5 L h⁻¹) e carga orgânica variável, de acordo com a simbologia indicada na Figura 4.1. (p. 84).

No Quadro 5.3. apresentam-se, para as velocidades de escoamento utilizadas neste estudo, na ausência de biomassa e carga nula de carbono, e na presença de biomassa à carga orgânica média de $64,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, os valores de V_e , V_m e n_e observados experimentalmente e estimados a partir dos resultados dos ensaios de traçagem (Quadros 5.1. e 5.2.). O volume efectivo avaliado experimentalmente resultou da drenagem completa do filtro, imediatamente após o corte da alimentação, tal como foi definido no ponto 4.4.4. (p. 108). O volume efectivo estimado resultou da aplicação da Eq. (5.1).

Quadro 5.3. – Valores experimental e estimado dos volumes efectivo e morto e de porosidade efectiva do leito

U (m h^{-1})	V_e (L)		V_m (L)		V_m (%)		n_e	
	Exp.	Est.	Exp.	Est.	Exp.	Est.	Exp.	Est.
Ensaios sem	biomassa e	carga	nula de	carbono				
0,26	0,630	0,605	0,030	0,055	4,55	8,37	0,496	0,476
0,39	0,628	0,595	0,032	0,065	4,89	9,86	0,494	0,468
0,52	0,632	0,636	0,028	0,024	4,24	3,71	0,498	0,500
0,65	0,633	0,609	0,027	0,051	4,13	7,70	0,498	0,480
Ensaios com	biomassa e	carga de	$64,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$					
0,26	0,531	0,484	0,129	0,176	19,55	26,73	0,418	0,381
0,39	0,527	0,482	0,133	0,178	20,11	26,90	0,415	0,380
0,52	0,544	0,548	0,116	0,112	17,54	16,90	0,429	0,432
0,65	0,542	0,519	0,118	0,141	17,92	21,41	0,427	0,408

Est.: Estimado; Exp.: Experimental

O volume morto (V_m) no leito foi estimado pela diferença entre o volume disponível e o volume efectivo, enquanto que a porosidade efectiva (n_e) resultou do quociente entre o volume efectivo e o volume total do leito (V). Na Figura 5.1. confrontam-se os valores da percentagem de volume morto, avaliados experimentalmente e estimados pela Eq. (5.1.).

A variação da percentagem de volume morto no leito ao longo de dois ciclos de operação distintos, com e sem arejamento do filtro, para o caudal de $1,0 \text{ L h}^{-1}$ (velocidade de $0,26 \text{ m h}^{-1}$) e a carga orgânica média de $64,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ foi avaliada experimentalmente, utilizando o mesmo método volumétrico, apresentando-se os respectivos resultados na Figura 5.2.

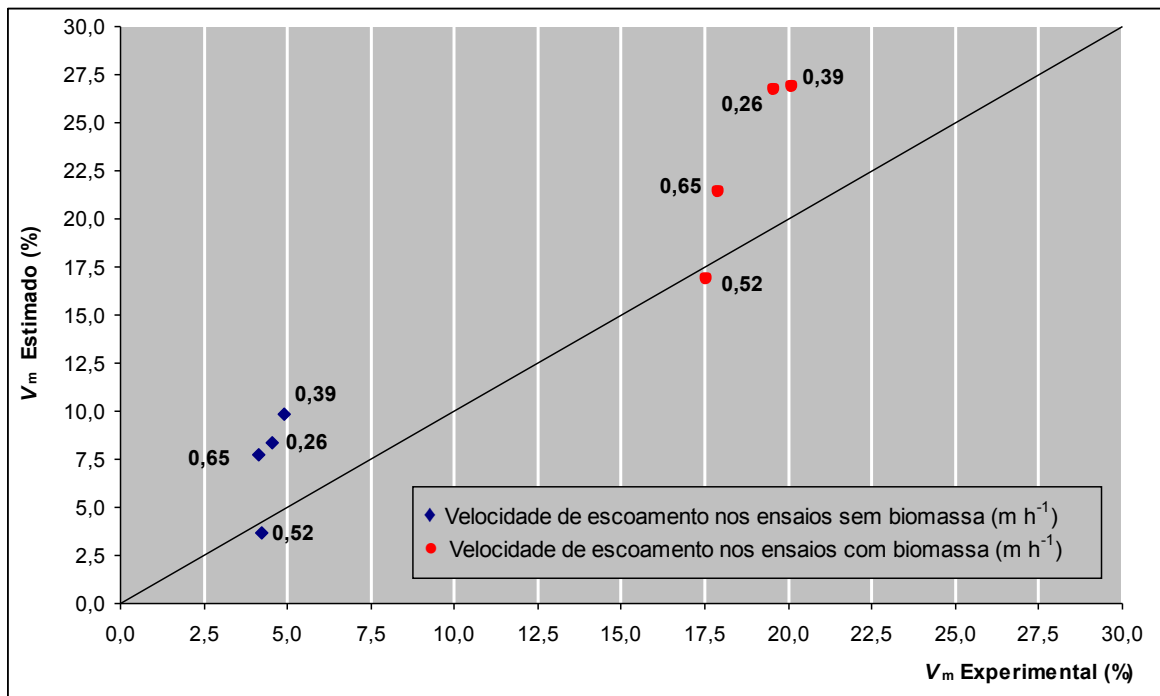


Figura 5.1. – Comparação do volume morto, experimental e estimado, na ausência de biomassa a carga nula de carbono e na presença de biomassa a $64,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$

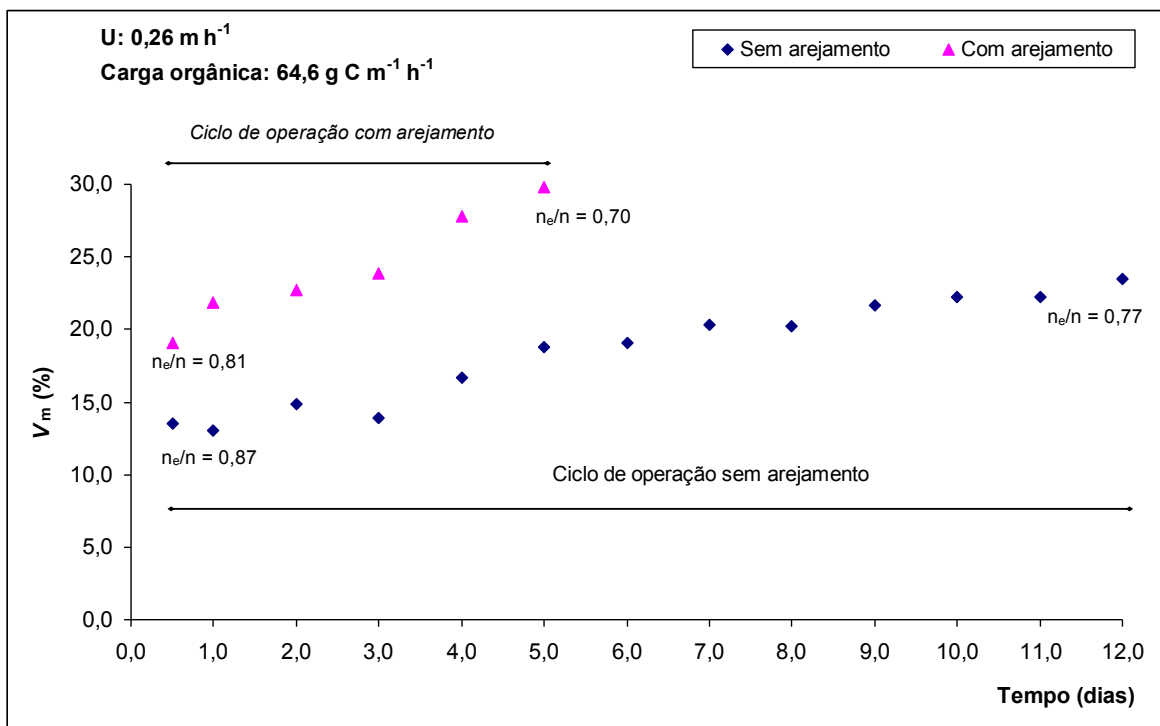


Figura 5.2. – Variação da percentagem de volume em função das condições de arejamento

5.2.3. Ajustamento de modelos matemáticos

As curvas resposta $E(t)$, definidas para os ensaios das Séries II.1 e II.2, foram tornadas adimensionais, através da aplicação da Eq. (1.10), considerando $\theta_i = t/t_m$ para a variável independente, resultando as respectivas curvas respostas $E(\theta)$. Estas curvas constituem as curvas DTR na forma adimensional.

Uma forma de avaliar a magnitude da dispersão e a extensão de zonas que podem interferir com o escoamento (e.g. zonas de volume morto), consiste no ajustamento paramétrico de soluções analíticas do modelo ADR (Eq. (1.8)), que podem ser desenvolvidas para o modelo físico, aos resultados dos ensaios de traçagem. O ajustamento paramétrico permite, através da estimativa de parâmetros característicos do modelo (e.g. número de dispersão), a avaliação de, por exemplo, a magnitude da dispersão. Alternativamente, como referem Levenspiel (1986), Fogler (1999) e Santamaria *et al.* (1999), podem ser aplicadas soluções analíticas, desenvolvidas por outros autores, desde que as condições iniciais e de fronteira sejam consideradas próximas das observadas para o sistema físico.

O desenvolvimento de uma solução analítica para aplicação ao filtro biológico não se incluía nos objectivos deste estudo. Com efeito, apenas se pretendia avaliar, de forma aproximada, quer as condições de escoamento, quer de dispersão, identificando os possíveis mecanismos que pudessem interferir no escoamento e na distribuição de substratos. Assim, à semelhança do observado noutros estudos (Mano, 1996; Martins, 1998; Fonseca, 2000), optou-se por tentar ajustar soluções analíticas desenvolvidas por outros autores. A avaliação das características do escoamento e a quantificação da dispersão foi realizada através da estimativa de parâmetros característicos de dois modelos matemáticos (o modelo *advecção-dispersão-reação* (ADR) e o modelo de *N Compartimentos em Série* (NCS)), cujas soluções analíticas, na forma adimensional, são apresentadas nos pontos II.2.1. (pp. 362 a 366) e II.2.2. (p. 367) do Anexo II, respectivamente.

A injeção do traçador no topo do leito pode ter induzido a formação de condições de mistura, imediatamente a montante do meio poroso, podendo este volume ter actuado como um impulso no leito. Nestas condições, pode não ter havido perturbação das condições de escoamento na fronteira de montante, (*i.e.* as características do escoamento fora, na fronteira e dentro da secção em estudo podem ter permanecido constantes). A resposta foi avaliada pela colheita de amostras sequenciais nas tomas P1 a P5 podendo, à partida, não ter existido perturbação das condições de escoamento a jusante. Levenspiel (1986) refere, contudo, que a utilização do método de amostras

múltiplas pode perturbar as condições de escoamento no limite a jusante, ocorrendo dispersão apenas dentro do troço em estudo, tal como assumido por Fdz-Polanco *et al.* (1996), Mano (1996) e Tay e Show (1998).

A incerteza na definição das condições de contorno para o sistema físico tornou difícil a selecção de uma solução analítica representativa da experiência. Para situações de incerteza, van Genuchten e Alves (1982), Levenspiel (1986), Bedient *et al.* (1999), Fogler (1999) e Santamaria *et al.* (1999), sugerem a aplicação de vários modelos, ou várias soluções analíticas do mesmo modelo, desde que as imposições matemáticas utilizadas para a sua formulação sejam consideradas semelhantes às observadas para o modelo físico. Nestes termos, optou-se por testar três soluções analíticas do modelo ADR e uma solução analítica do modelo NCS, tendo as condições de funcionamento do filtro sido analisadas face às respostas mais representativas. Para facilitar a comparação de resultados, utilizaram-se soluções 1-D na forma adimensional, de acordo com as Eq. (II.3) e (II.16) do Anexo II (pp. 362 e 367) para os modelos ADR e NCS, respectivamente.

Relativamente ao modelo ADR optou-se por aplicar a solução clássica de Levenspiel (1986), desenvolvida para o sistema *aberto*, e duas soluções analíticas usualmente utilizadas no domínio do controlo da poluição em águas subterrâneas, que consideram o sistema a jusante como *finito* ou *semi-infinito* (van Genuchten e Parker, 1984; van Genuchten e Alves, 1992). A aplicação destas soluções permitiu avaliar a extensão da dispersão, através da estimativa do número de dispersão (N_d). Para despistar a hipótese de pequena dispersão, optou-se por testar, também, uma solução para baixa intensidade de dispersão, desenvolvido por Levenspiel (1986). A aplicação do modelo NCS permitiu, por estimativa do número de compartimentos (N), avaliar se o escoamento se aproximou ou se afastou do ideal *fluxo pistão*.

É prática comum, na avaliação das características hidrodinâmicas em filtros biológicos, como indicam os estudos de Zarook *et al.*, (1998), Martins (1998) e de Nardi *et al.*, (1999), testarem-se soluções analíticas daqueles dois modelos, desde que as condições matemáticas que os suportam sejam consideradas próximas das observadas para o sistema físico. Relativamente às soluções seleccionadas para os sistemas *finito* e *semi-infinito*, apesar de não terem sido encontradas referências da sua aplicação a filtros biológicos, existem alguns estudos onde foram utilizadas para o estudo da migração de poluentes conservativos (*e.g.* van Genuchten, 1980; Leitão *et al.*, 2001) em colunas laboratoriais.

A estimativa de N_d e de N foi realizada por ajustamento paramétrico das soluções, na forma adimensional, representadas pelas Eq. (II.4) e (II.9), com aproximações iniciais dadas pelas Eq. (II.5) e (II.10) através da aplicação do método de Newton-Raphson, pelas Eq. (II.6) e (II.8), ajustadas à Eq. (II.11), e pela Eq. (II.16), aos resultados das Séries II.1 e II.2.

Qualquer das soluções analíticas apresentadas para o modelo ADR (pontos II.2.1.3. e II.2.1.4. do Anexo II, pp. 363 a 366) admite, como pressuposto, que o meio poroso é homogéneo e isotrópico, que o filtro se encontra em condições *quase estacionárias*, sendo portanto válida a Lei de Darcy, e que o escoamento é maioritariamente longitudinal (fluxo 1-D no plano xz). Para poderem ser adequadamente aplicadas, avaliou-se o modo de escoamento no filtro em função da gama de velocidades utilizadas, com recurso à estimativa de R_e , apresentando-se os resultados no Quadro I.3. do Anexo I (p. 357). Como o valor de R_e , para o intervalo de velocidades considerado, foi sempre inferior à unidade, o escoamento foi considerado laminar e, assumindo válidas as condições de homogeneidade, isotropia e *quase estacionárias*, aquelas soluções foram aplicadas aos resultados apresentados nos Quadros 5.1. e 5.2.

Para a estimativa dos valores da variável N do modelo NCS utilizou-se o *software* NLREG (Sherrod, 2001). Incluiu-se uma rotina para a minimização do somatório do quadrado da diferença entre os valores calculados e os valores experimentais (SQD), de acordo com a Eq. (II.18) apresentada no Anexo II (p. 368). O algoritmo incluiu, essencialmente, uma combinação dos métodos de Gauss-Newton e Levenberg-Marquardt.

Para a estimativa dos valores de N_d , característicos das soluções analíticas do modelo ADR, foi utilizado o *software* STANMOD (Simunek *et al.*, 1999), que inclui o programa CFITM (van Genuchten, 1980). Este programa apresenta, como algoritmo, uma simplificação do método não linear de Meeter dos mínimos quadrados. A técnica de ajustamento utiliza o método de máxima verossimilhança de Marquardt, baseada no desenvolvimento em série de Taylor e no método do declive máximo.

Para melhor comparar o ajustamento realizado com as diferentes soluções, adoptou-se o erro médio quadrático (ξ_{MD}), calculado por aproximação à Eq. (II.19) do Anexo II (p. 369). O método utilizado para a estimação dos parâmetros característicos pode considerar-se um processo de inferência estatística, pelo que foi testada a validade das suposições básicas do método (*i.e.* normalidade na distribuição dos resíduos, ausência de autocorrelação, homoscedasticidade e média nula). Quando qualquer dos pressupostos

não é verificado, ainda que o ξ_{MD} seja baixo, o ajustamento não poderá ser considerado adequado (Sen e Srivastava, 1990).

Para avaliar a qualidade do ajustamento, determinou-se o coeficiente de correlação (R_{res}^2), entre os resíduos esperados em modelo Normal e os calculados a partir da aplicação dos modelos, como sugerido por McBean e Rovers (1998) e Pinheiro (2002), tendo sido testadas, ainda, as hipóteses de variância constante (homoscedasticidade) e média nula, de acordo com o descrito no ponto II.3. do Anexo II (pp. 368 e 369).

Calculou-se, através da Eq. (II.17), o índice φ , de acordo com o método apresentado por Morgan-Sagastume *et al.* (1999) que é descrito no ponto II.2.3. do Anexo II (p. 368).

Os Quadros 5.4. e 5.5. apresentam os resultados do ajustamento paramétrico aos resultados obtidos nas Séries de ensaios II.1 e II.2, respectivamente, para quatro das soluções utilizadas. O modelo de baixa intensidade de dispersão (Eq. (II.4)), não foi ajustável a qualquer conjunto de dados, pois o número de dispersão (N_d) apresentou valores sempre superiores a 0,01.

Nas Figuras 5.3. e 5.4., apresentam-se, para os ensaios das Séries II.1 e II.2, respectivamente, as curvas DTR experimentais, na forma adimensional, bem como as calculadas por aplicação das soluções analíticas que melhor se ajustaram aos dados experimentais. No Anexo III apresentam-se os resultados, para todos os ensaios, dos ajustamentos às curvas DTR.

A influência, quer da velocidade de escoamento, quer da carga orgânica aplicada, na determinação de N_d e de N (parâmetros caracterizadores da dispersão) foi testada estatisticamente através da análise de variância (ANOVA). Os valores daqueles parâmetros, apresentados nos Quadros 5.4. e 5.5. (neste último quadro, apenas os ensaios referentes ao troço TL - P5), foram sujeitos a uma análise multifactorial, considerando uma só determinação e a combinação das variáveis velocidade de escoamento e carga orgânica, de acordo com a técnica apresentada por Neter *et al.* (1996). As hipóteses nulas testadas foram as de igualdade entre médias para estas duas variáveis.

Tradicionalmente, como sugerem Levenspiel (1986), Fogler (1999) e Santa Maria *et al.* (1999), a avaliação das características hidrodinâmicas em filtros baseia-se na interpretação das curvas DTR e na estimativa de parâmetros caracterizadores da dispersão (e.g. N_d e N) através da utilização do método dos momentos.

Quadro 5.4. – Resultados dos ajustamentos às curvas DTR – Série de ensaios II.1.

Ensaio	Q (L h ⁻¹)	Modelo ADR									Modelo NCS			φ
		Eq. (II.6)			Eq. (II.8)			Eq. (II.9)			Eq. (II.16)			
		N _d	ξ _{MD}	R _{res} ²	N _d	ξ _{MD}	R _{res} ²	N _d	ξ _{MD}	R _{res} ²	N	ξ _{MD}	R _{res} ²	
II.1.1.1.	1,0	0,066	0,060	0,905	0,071	0,061	0,796	0,057	0,230	0,784	10	0,104	0,814	0,383
II.1.1.2.	1,0	0,074	0,042	0,898	0,080	0,043	0,855	0,069	0,276	0,846	8	0,129	0,911	0,408
II.1.1.3.	1,0	0,077	0,080	0,959	0,084	0,082	0,856	0,081	0,331	0,805	7	0,192	0,826	0,430
II.1.2.1.	2,0	0,050	0,065	0,909	0,052	0,063	0,921	0,047	0,235	0,800	12	0,128	0,804	0,373
II.1.2.2.	2,0	0,053	0,040	0,889	0,056	0,037	0,904	0,054	0,232	0,832	10	0,099	0,880	0,343
II.1.2.3.	2,0	0,061	0,068	0,963	0,065	0,070	0,932	0,064	0,296	0,877	9	0,165	0,930	0,402
II.1.3.1.	2,5	0,047	0,149	0,836	0,050	0,078	0,897	0,044	0,221	0,757	13	0,125	0,892	0,369
II.1.3.2.	2,5	0,061	0,048	0,935	0,065	0,050	0,928	0,055	0,223	0,894	10	0,083	0,915	0,271
II.1.3.3.	2,5	0,067	0,052	0,963	0,072	0,052	0,951	0,061	0,24v	0,903	9	0,086	0,932	0,326

Ensaio realizado no troço TL – BL, a caudal e carga orgânica variáveis, de acordo com a simbologia indicada na Figura 4.1. (p. 84)

Quadro 5.5. – Resultados dos ajustamentos às curvas DTR – Série de ensaios II.2.

Ensaio	Troço do Leito	Modelo ADR									Modelo NCS			φ
		Eq. (II.6)			Eq. (II.8)			Eq. (II.9)			Eq. (II.16)			
		N_d	ξ_{MD}	R_{res}^2	N_d	ξ_{MD}	R_{res}^2	N_d	ξ_{MD}	R_{res}^2	N	ξ_{MD}	R_{res}^2	
II.2.1.1.	TL – P1	0,549	0,213	0,932	1,449	0,193	0,921	0,155	0,277	0,914	4	0,181	0,951	0,473
II.2.1.2.	TL – P1	1,724	0,255	0,940	NC	NC	NC	0,238	0,339	0,834	3	0,171	0,953	0,755
II.2.1.3.	TL – P1	2,278	0,287	0,934	NC	NC	NC	0,271	0,361	0,828	2	0,192	0,949	0,799
II.2.2.1.	TL – P2	0,287	0,162	0,894	0,407	0,148	0,856	0,133	0,262	0,841	5	0,123	0,895	0,435
II.2.2.2.	TL – P2	0,268	0,162	0,927	0,371	0,150	0,901	0,130	0,260	0,842	4	0,114	0,941	0,551
II.2.2.3.	TL – P2	0,552	0,254	0,920	1,274	0,215	0,899	0,202	0,331	0,827	3	0,160	0,942	0,719
II.2.3.1.	TL – P4	0,096	0,103	0,852	0,107	0,102	0,844	0,071	0,223	0,798	8	0,099	0,941	0,364
II.2.3.2.	TL – P4	0,080	0,066	0,926	0,086	0,068	0,915	0,072	0,297	0,800	8	0,155	0,798	0,397
II.2.3.3.	TL – P4	0,119	0,078	0,920	0,135	0,077	0,917	0,088	0,251	0,791	6	0,094	0,801	0,478
II.2.4.1.	TL – P5	0,038	0,093	0,895	0,040	0,093	0,817	0,033	0,193	0,682	16	0,109	0,739	0,406
II.2.4.2.	TL – P5	0,071	0,058	0,906	0,077	0,058	0,764	0,060	0,214	0,773	9	0,086	0,851	0,377
II.2.4.3.	TL – P5	0,067	0,075	0,914	0,072	0,077	0,906	0,065	0,293	0,795	8	0,167	0,828	0,418

NC: não convergiu.

Ensaio realizados nos troços indicados, a caudal constante ($1,5 \text{ L h}^{-1}$) e carga orgânica variável, de acordo com a simbologia indicada na Figura 4.1. (p. 84)

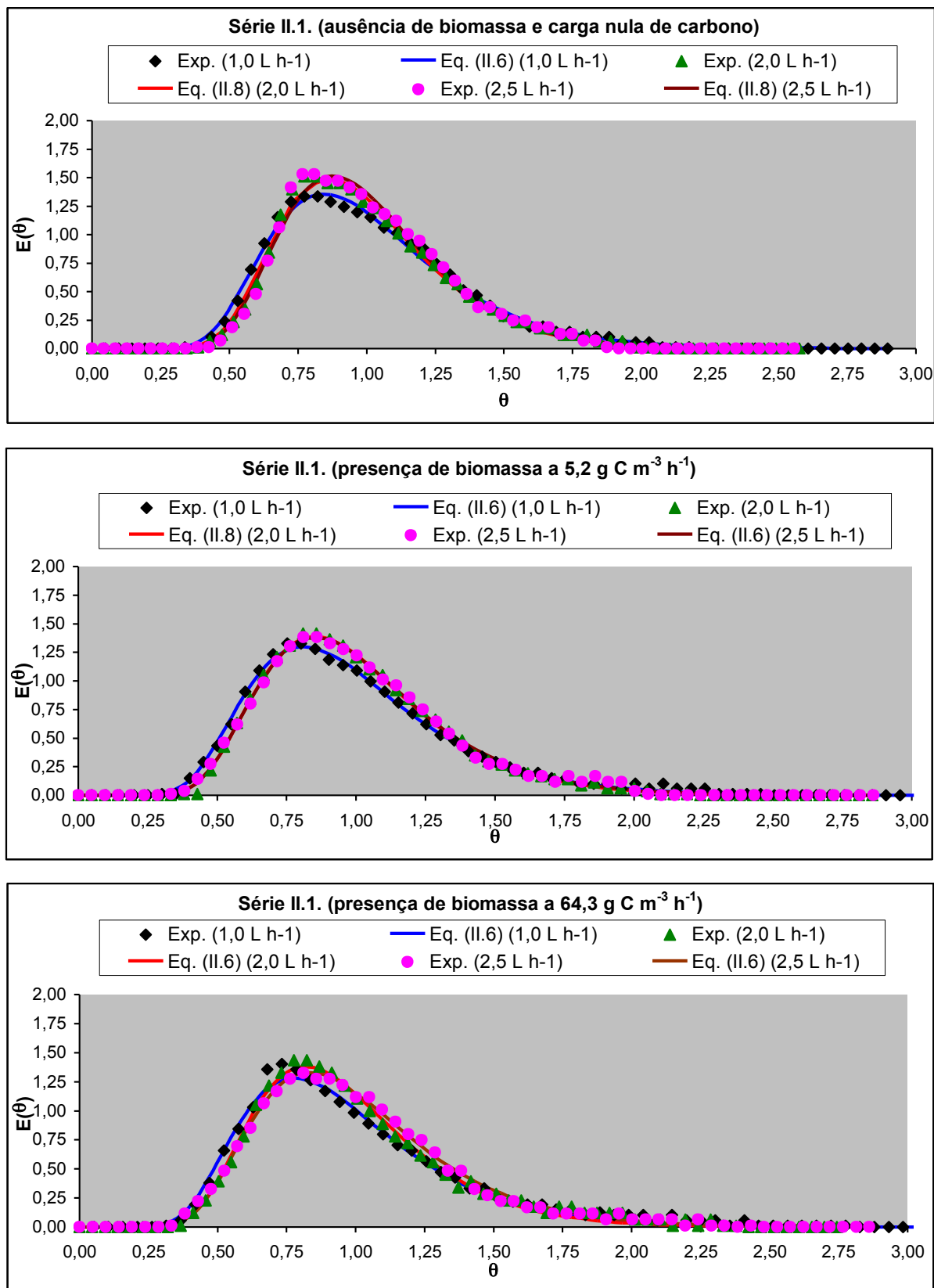


Figura 5.3. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série de ensaios II.1.

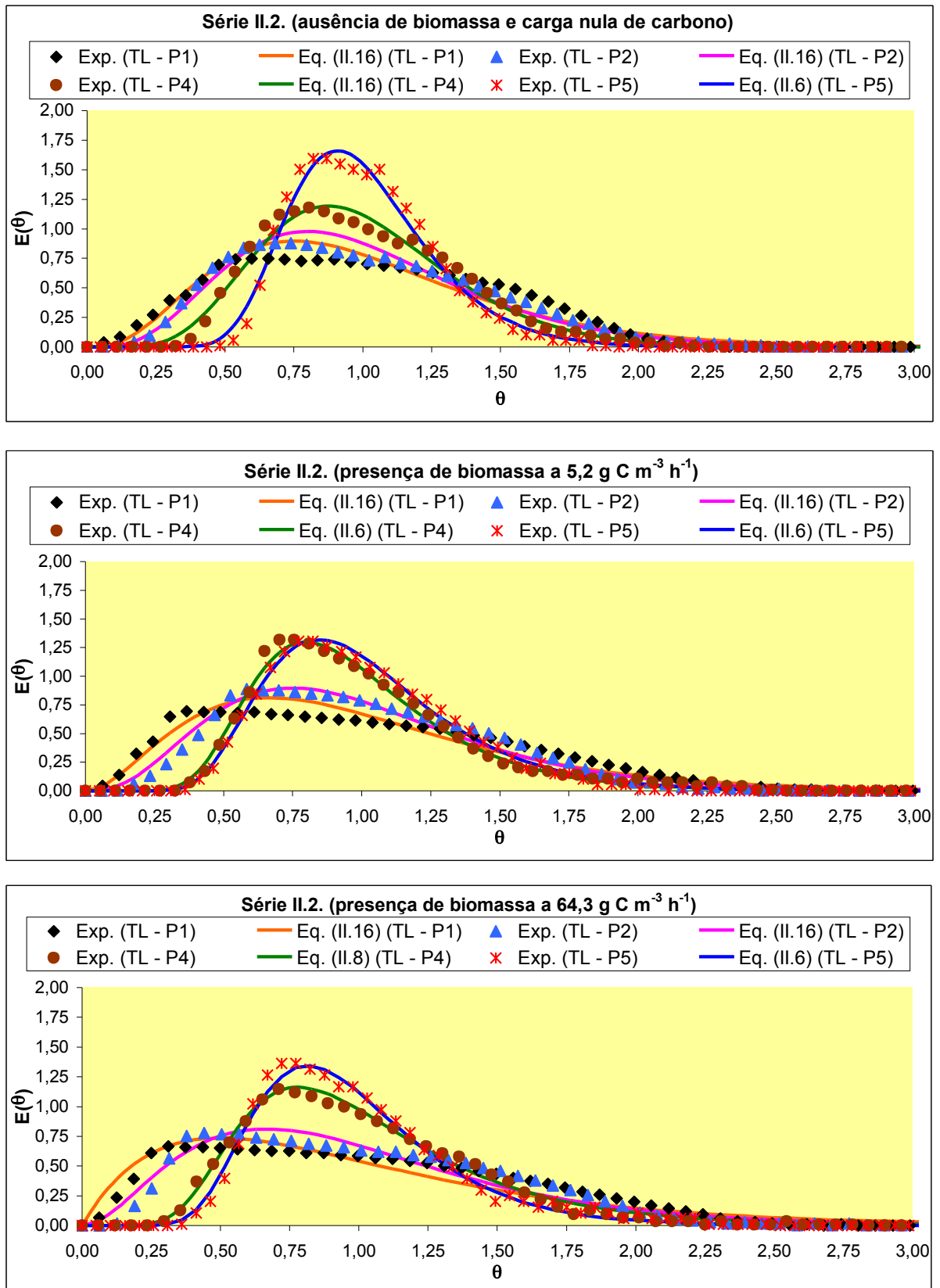


Figura 5.4. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série de ensaios II.2.

Para testar a adequabilidade deste método na estimativa do número de dispersão calcularam-se, para o intervalo de velocidades de escoamento utilizado e para as cargas orgânicas médias de $0,0 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, os valores correspondentes a N_d , por aplicação do método dos momentos e através de ajustamento paramétrico com o método não linear dos mínimos quadrados. Utilizou-se, para o primeiro caso, a solução clássica definida pela Eq. (II.9) para o sistema *aberto*, apresentada no Anexo II e, para o segundo caso, a solução representada pela Eq. (II.6) do mesmo Anexo. Os resultados são apresentados no Quadro 5.6.

Quadro 5.6. – Valores de N_d estimados por dois métodos diferentes

U (m h^{-1})	Ausência biomassa		Presença de biomassa			
			$5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$		$64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$	
	MM Eq. (II.9)	MMQ Eq. (II.6)	MM Eq. (II.9)	MMQ Eq. (II.6)	MM Eq. (II.9)	MMQ (Eq. (II.6))
0,26	0,042	0,066	0,054	0,074	0,063	0,077
0,39	0,026	0,038	0,042	0,071	0,052	0,067
0,52	0,037	0,050	0,042	0,053	0,052	0,061
0,65	0,033	0,047	0,044	0,061	0,050	0,067

MM: Método dos Momentos

MMQ: Método dos Mínimos Quadrados

5.3. Aclimação de biomassa

A adaptação da biomassa ao acetato de sódio, de acordo com o procedimento descrito no ponto 4.3. (pp. 89 a 92), teve a duração de 15,0 dias para satisfazer o período adoptado para a aclimação ($3,0 \theta_c$). Na Figura 5.5. apresenta-se a variação dos SSV e a percentagem de crescimento da biomassa em termos de SSV, enquanto que, na Figura 5.6., é apresentada a variação do COT e a percentagem de remoção de carbono durante o período de aclimação.

As condições *quase estacionárias*, em termos de crescimento de SSV e de remoção de COT, ocorreram a partir do oitavo dia de operação. Este período, apesar de ser inferior ao intervalo sugerido por Pitter e Chudoba (1990), entre $3,0$ a $6,0 \theta_c$, indica uma rápida adaptação das espécies presentes nas lamas utilizadas a um substrato facilmente biodegradável (acetato de sódio).

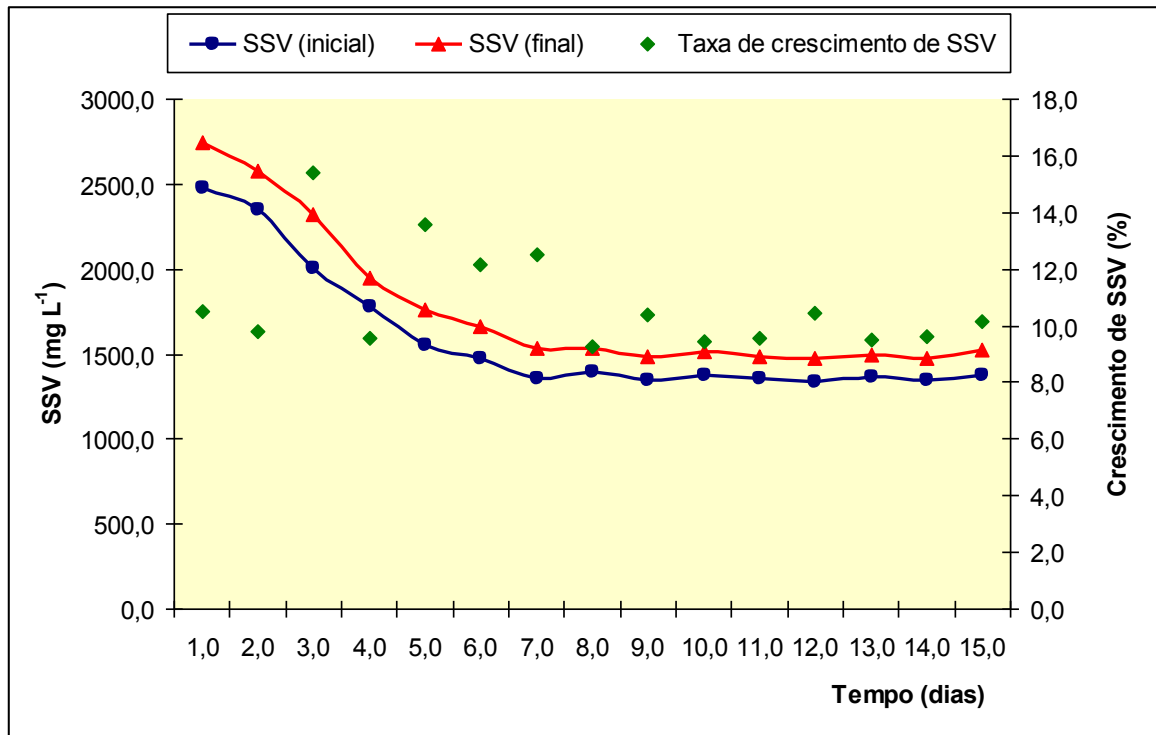


Figura 5.5. – Variação dos SSV ao longo do período de aclimação

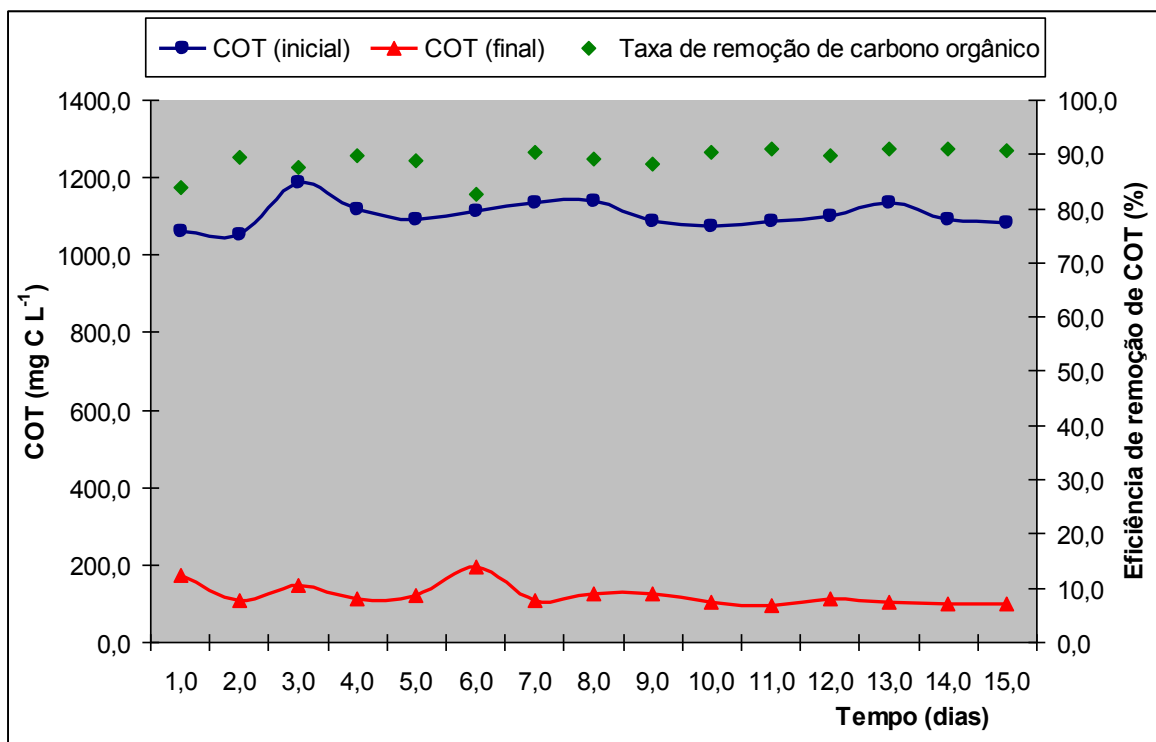


Figura 5.6. – Variação do COT ao longo do período de aclimação

Quadro 5.8. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.2.

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.2.1.1.	7,7	0,6	62,62	53,02	6,31	4,03	15,3	36,1	9,9	4,2
III.2.1.3.	7,8	0,7	41,63	33,63	4,14	2,26	19,2	45,4	10,1	4,3
III.2.1.4.	7,8	0,8	20,77	14,28	2,05	1,20	31,1	41,5	10,1	7,6
III.2.1.6.	7,7	2,8	4,10	3,18	0,38	1,84 ¹⁾	22,4	—	10,8	—
III.2.2.1.	7,9	0,5	62,69	51,89	6,19	3,64	17,2	41,2	10,1	4,2
III.2.2.3.	7,7	0,6	41,56	32,60	4,22	2,09	21,6	50,5	9,8	4,2
III.2.2.4.	7,8	0,8	20,79	13,62	2,17	1,06	34,5	51,2	9,6	6,5
III.2.2.6.	7,7	2,5	4,15	3,10	0,45	1,78 ¹⁾	25,3	—	9,2	—

Fonte de carbono: acetato de sódio Q: 1,0 L h⁻¹ Uma passagem
 Fonte de azoto: cloreto de amónio Sem arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.9. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.3.

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.3.1.1	7,8	0,4	62,74	49,36	15,72	12,70	21,3	19,2	4,0	4,4
III.3.1.2.	8,0	0,5	52,14	40,90	12,78	9,96	21,6	22,1	4,1	4,0
III.3.1.3.	7,4	0,6	41,53	31,36	10,56	7,92	24,5	25,0	3,9	3,9
III.3.1.4.	7,8	0,7	20,73	11,44	5,17	355	44,8	31,3	4,0	5,7
III.3.1.5.	7,8	0,8	10,36	4,44	2,63	2,03	57,1	22,8	3,9	9,9
III.3.1.6.	7,7	2,4	4,21	2,65	1,10	2,37 ¹⁾	37,1	—	3,8	—
III.3.1.7.	7,6	3,4	2,14	2,30 ¹⁾	0,55	2,47 ¹⁾	—	—	3,9	—
III.3.1.8.	7,8	4,0	1,11	2,08 ¹⁾	0,29	2,06 ¹⁾	—	—	3,8	—
III.3.2.1	7,7	0,4	62,60	48,22	15,49	12,32	23,0	20,5	4,0	4,5
III.3.2.2.	7,9	0,4	52,19	39,73	12,86	9,72	23,9	24,4	4,1	4,0
III.3.2.3.	7,7	0,5	41,59	30,54	10,13	7,26	26,6	28,3	4,1	3,9
III.3.2.4.	7,8	0,6	20,77	11,02	5,28	3,46	46,9	34,5	3,9	5,4
III.3.2.5.	7,7	0,8	10,46	4,04	2,69	1,98	61,4	26,4	3,9	9,0
III.3.2.6.	7,8	1,1	4,24	2,63	1,04	2,08 ¹⁾	38,0	—	4,1	—
III.3.2.7.	7,8	3,4	2,13	2,41 ¹⁾	0,51	2,48 ¹⁾	—	—	4,2	—
III.3.2.8.	7,8	4,0	1,07	1,48 ¹⁾	0,29	2,34 ¹⁾	—	—	3,7	—

Fonte de carbono: acetato de sódio Q: 1,0 L h⁻¹ Uma passagem
 Fonte de azoto: cloreto de amónio Sem arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.10. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.4.

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.4.1.1.	7,8	0,3	62,59	45,02	31,31	27,63	28,1	11,8	2,0	4,8
III.4.1.3.	7,9	0,4	41,56	24,77	20,80	17,53	40,4	15,7	2,0	5,1
III.4.1.4.	7,8	0,7	20,90	7,90	10,39	8,28	62,2	20,3	2,0	6,2
III.4.1.6.	7,8	2,4	4,25	2,25	2,01	2,79 ¹⁾	46,6	—	2,1	—
III.4.2.1.	7,8	0,4	62,23	43,63	31,20	27,42	29,9	12,0	2,0	5,0
III.4.2.3.	7,8	0,5	41,29	23,65	21,02	18,12	42,7	13,8	2,0	6,1
III.4.2.4.	7,8	0,6	20,94	7,03	10,29	7,80	66,4	26,3	2,0	5,0
III.4.2.6.	7,6	2,3	4,29	2,25	2,22	2,90 ¹⁾	47,6	—	1,9	—

Fonte de carbono: acetato de sódio
 Fonte de azoto: cloreto de amônio

Q: 1,0 L h⁻¹

Uma passagem
Sem arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.11. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.5.

Ensaio	Passagens	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
		A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.5.1.3.	1 ^a	7,9	0,6	41,80	31,36	10,51	8,41	25,0	20,0	4,0	5,0
	2 ^a	5,7	0,7	29,84	20,86	7,31	5,33	30,1	27,1	4,1	4,5
	Global	—	—	—	—	—	—	50,1	49,3	—	4,0
III.5.1.4.	1 ^a	7,7	0,6	20,94	11,49	5,29	3,75	45,1	29,1	4,0	6,1
	2 ^a	5,3	0,9	10,08	6,17	4,11	2,84	38,8	30,9	2,5	3,1
	Global	—	—	—	—	—	—	70,5	46,3	—	6,0
III.5.1.6.	1 ^a	7,7	2,0	4,26	2,64	1,11	2,53 ¹⁾	38,0	—	3,8	—
	2 ^a	5,7	2,9	2,85	2,60	2,04	2,94 ¹⁾	8,8	—	1,4	—
	Global	—	—	—	—	—	—	39,0	—	—	—
III.5.2.3.	1 ^a	7,9	0,5	41,74	30,08	10,62	7,11	27,9	33,1	3,9	3,3
	2 ^a	5,8	0,6	29,59	20,01	6,67	4,27	32,4	36,0	4,4	4,0
	Global	—	—	—	—	—	—	52,1	59,8	—	3,4
III.5.2.4.	1 ^a	7,8	0,7	20,71	10,51	5,18	3,32	49,3	35,9	4,0	5,5
	2 ^a	5,3	0,7	9,67	5,11	3,06	2,02	47,2	34,0	3,2	4,4
	Global	—	—	—	—	—	—	75,3	61,0	—	4,9
III.5.2.6.	1 ^a	7,7	2,5	4,25	2,51	1,01	2,14 ¹⁾	40,9	—	4,2	—
	2 ^a	5,9	3,2	2,08	1,59	1,84	2,40 ¹⁾	4,3	—	1,1	—
	Global	—	—	—	—	—	—	53,2	—	—	—

Fonte de carbono: acetato de sódio
 Fonte de azoto: cloreto de amônio

Q: 1,0 L h⁻¹

Duas passagens
Sem arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

A variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito, para os ensaios das Séries III.1. a III.4., são apresentadas nas Figuras 5.7. e 5.8., respectivamente, para as concentrações médias afluentes de 4,2 mg C L⁻¹, 20,8 mg C L⁻¹, 41,6 mg C L⁻¹ e 62,6 mg C L⁻¹ (médias dos valores detectados no afluente) às quais correspondiam cargas orgânicas volúmicas médias afluentes de 5,2 g C m⁻³ h⁻¹, 25,7 g C m⁻³ h⁻¹, 51,3 g C m⁻³ h⁻¹ e 77,3 g C m⁻³ h⁻¹. Na Figura 5.9. apresentam-se os perfis de variação para ambos os compostos, relativos aos resultados dos ensaios da Série III.5. (utilização de duas passagens pelo leito).

A influência da lavagem na remoção de qualquer dos compostos parece ter sido mais evidente para concentrações médias superiores a 41,6 mg C L⁻¹ (ou cargas orgânicas superiores a 51,3 g C m⁻³ h⁻¹) independentemente da razão C/NH₄⁺-N utilizada (ver Figuras 5.7. a 5.9.). A média das diferenças, calculadas a partir das eficiências apresentados nos Quadros 5.7. a 5.10., entre os rendimentos globais obtidos nos ensaios com e sem lavagem prévia do filtro é de 9,0% e 12,5%, para a remoção de carbono e de azoto amoniacal, respectivamente. O efeito da lavagem parece ter tido mais influência na remoção de azoto amoniacal, quando foi utilizada uma segunda passagem pelo leito, tendo sido observada uma diferença máxima de rendimento de 24,7% (ensaios realizados a cargas orgânicas médias de 51,3 g C m⁻³ h⁻¹).

Os resultados parecem, portanto, indicar que a operação de lavagem não teve influência significativa no rendimento do filtro biológico. Nestes termos, para facilitar a comparação, interpretação e discussão posterior dos dados obtidos nas várias Séries, optou-se por apresentar apenas os resultados dos ensaios sem lavagem prévia do filtro.

Nos ensaios a cargas orgânicas médias de 5,2 g C m⁻³ h⁻¹ (ensaios III.1.1.6., III.1.2.6., III.2.1.6., III.2.2.6., III.3.1.6., III.3.2.6., III.4.1.6., III.4.2.6., III.5.1.6. e III.5.2.6.), independentemente das condições de operação, verificou-se um decréscimo acentuado na remoção de carbono e remoção praticamente nula de azoto amoniacal. Para cargas inferiores àqueles valores (ensaios III.3.1.7., III.3.2.7., III.3.1.8. e III.3.2.8.) não se verificou qualquer eliminação de ambos os compostos, tendo as respectivas concentrações aumentado em profundidade.

Nas Figuras 5.10. e 5.11. apresentam-se os perfis de variação da remoção carbonada (ΔC) e da remoção de azoto amoniacal (ΔNH_4^+-N) ao longo do filtro para os ensaios com uma e duas passagens pelo leito, respectivamente. A variação da eficiência de remoção de ambos os compostos com a razão C/NH₄⁺-N aplicada, numa passagem pelo leito, é indicada na Figura 5.12.

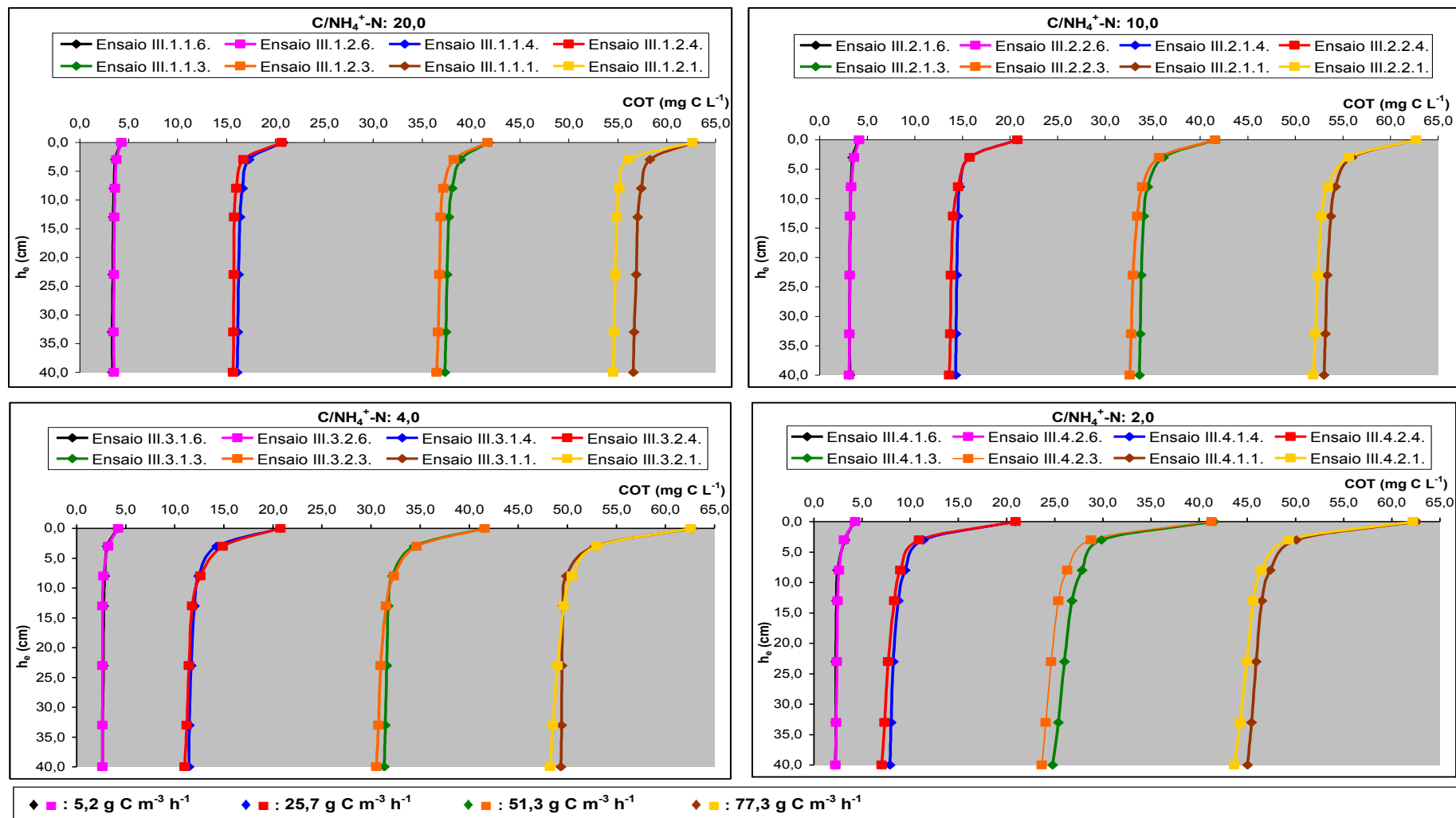


Figura 5.7. – Variação da concentração de carbono com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

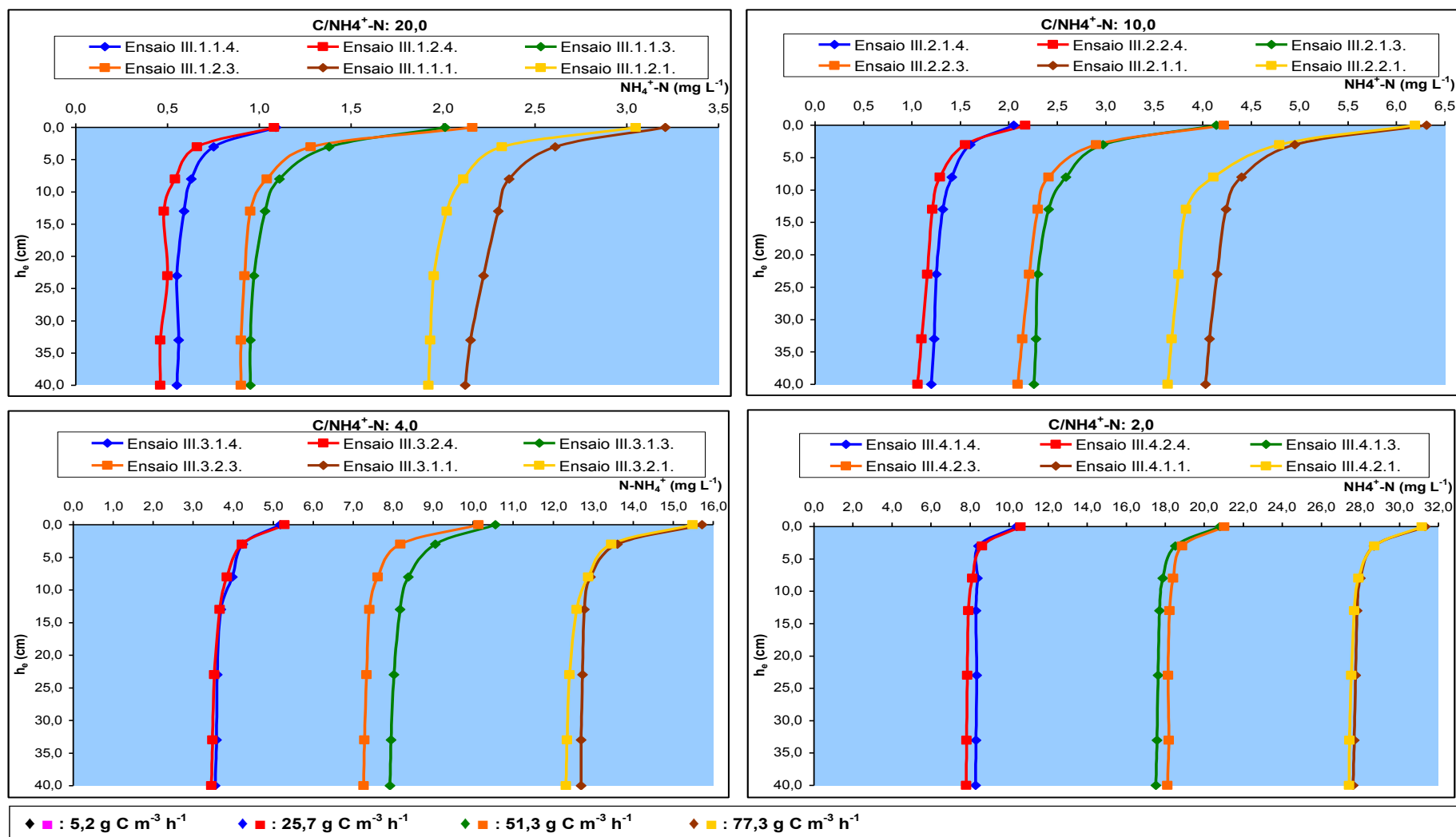


Figura 5.8. – Variação da concentração de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

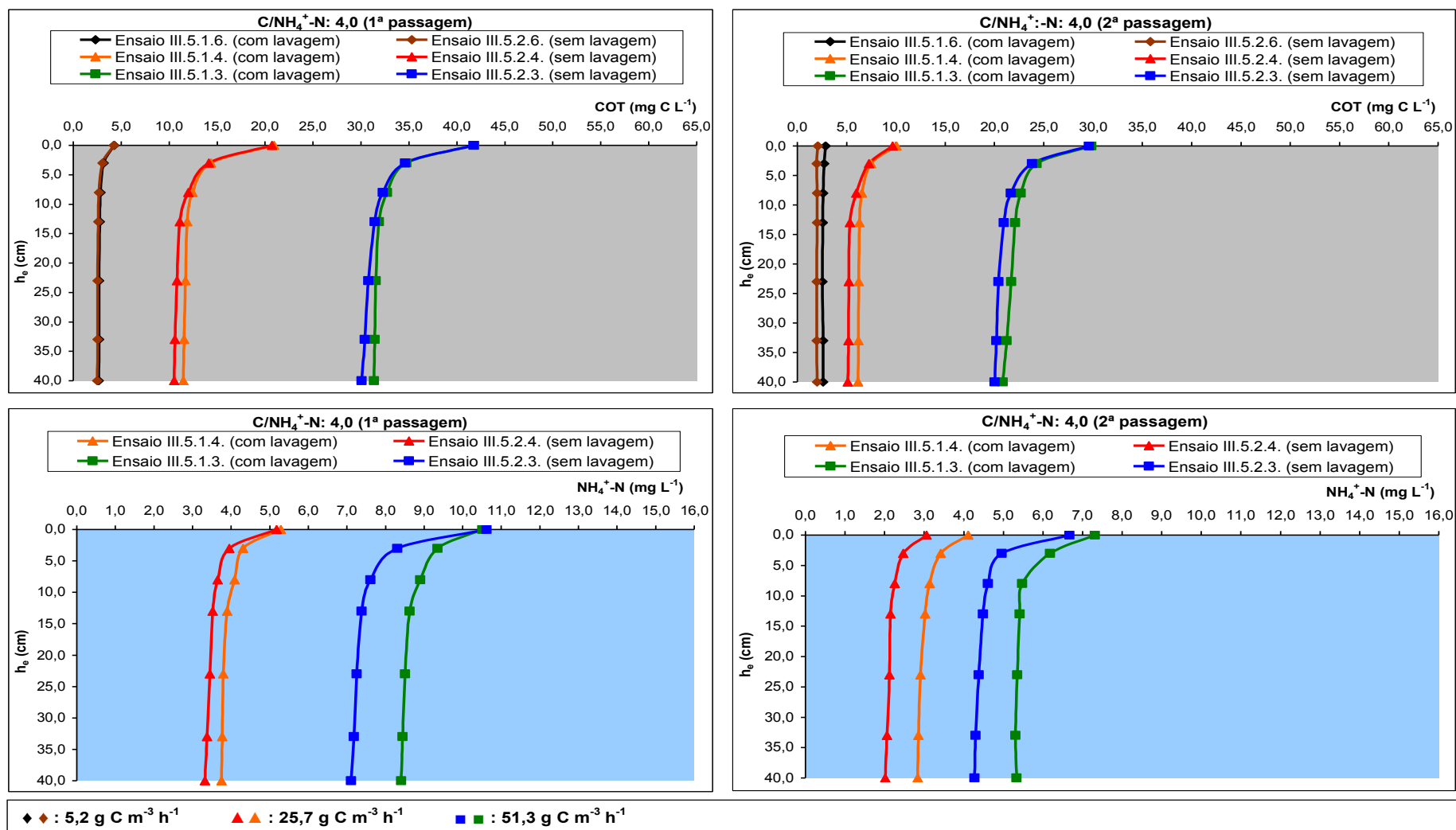


Figura 5.9. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, duas passagens, sem arejamento (Série III.5.)

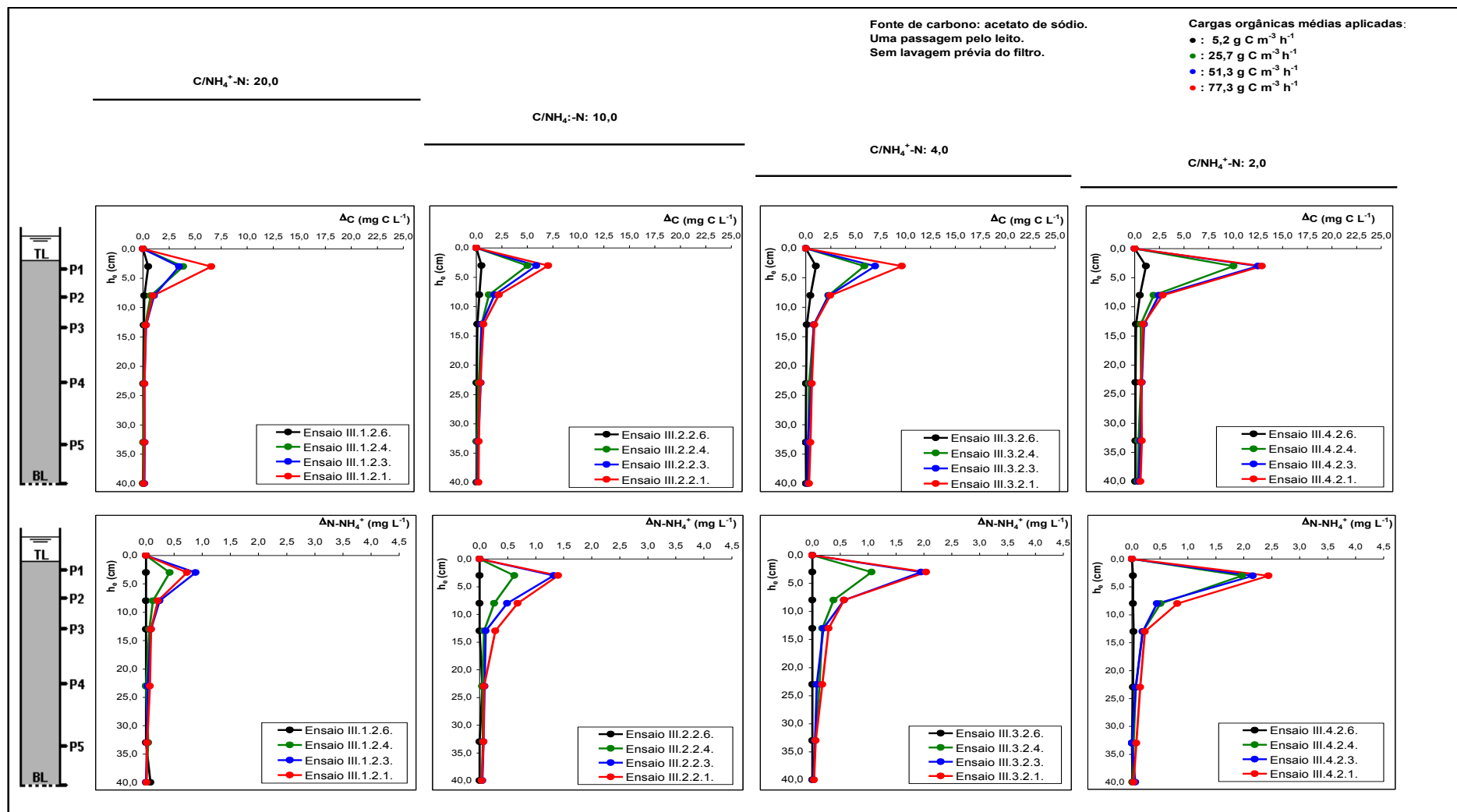


Figura 5.10. – Remoção de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito em função da carga orgânica volúmica e da razão C/NH₄⁺-N aplicadas - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

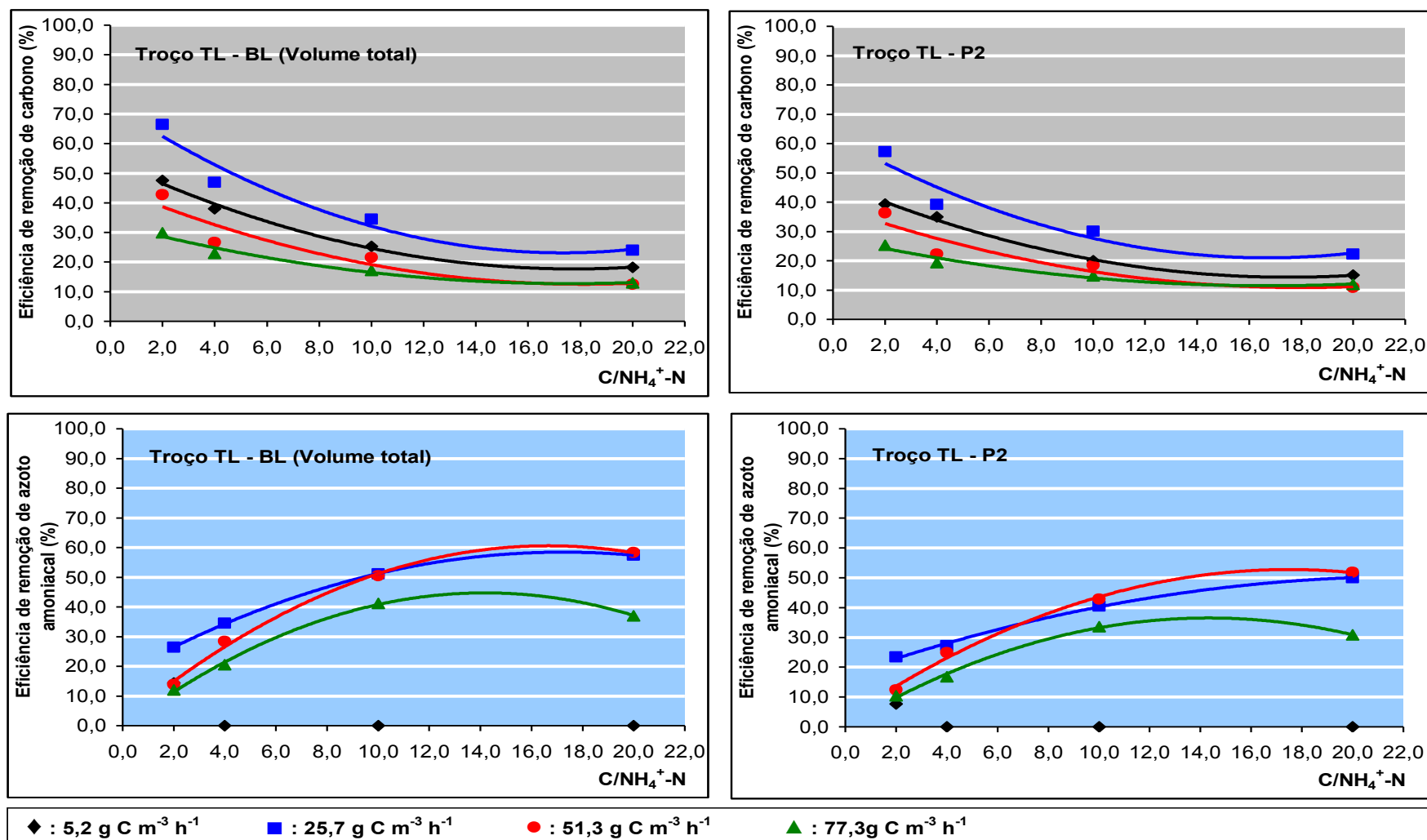


Figura 5.12. – Eficiência de remoção de carbono e de azoto amoniacal em função da razão C/NH₄⁺-N aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

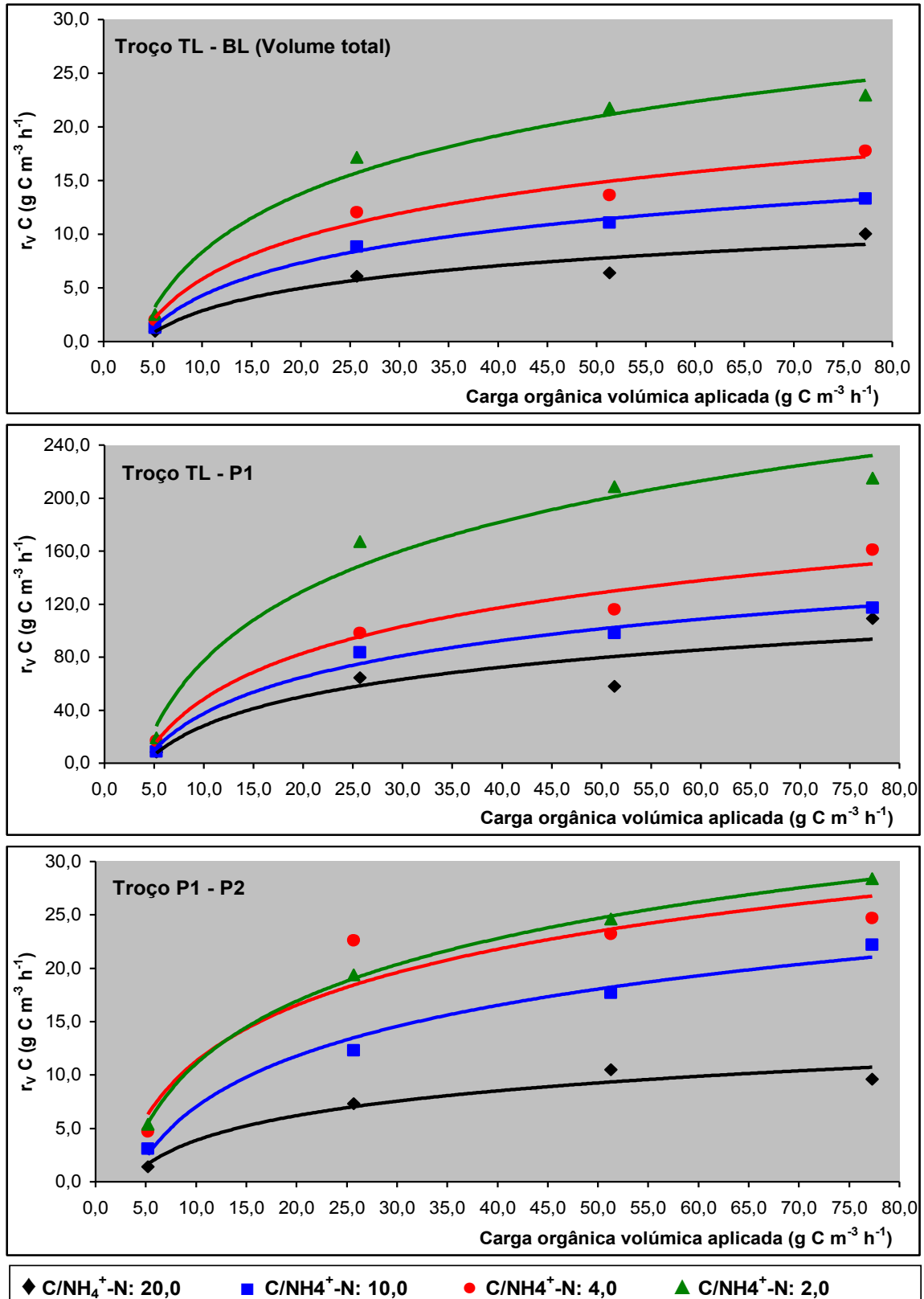


Figura 5.13. – Taxas volumétricas de remoção de carbono em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

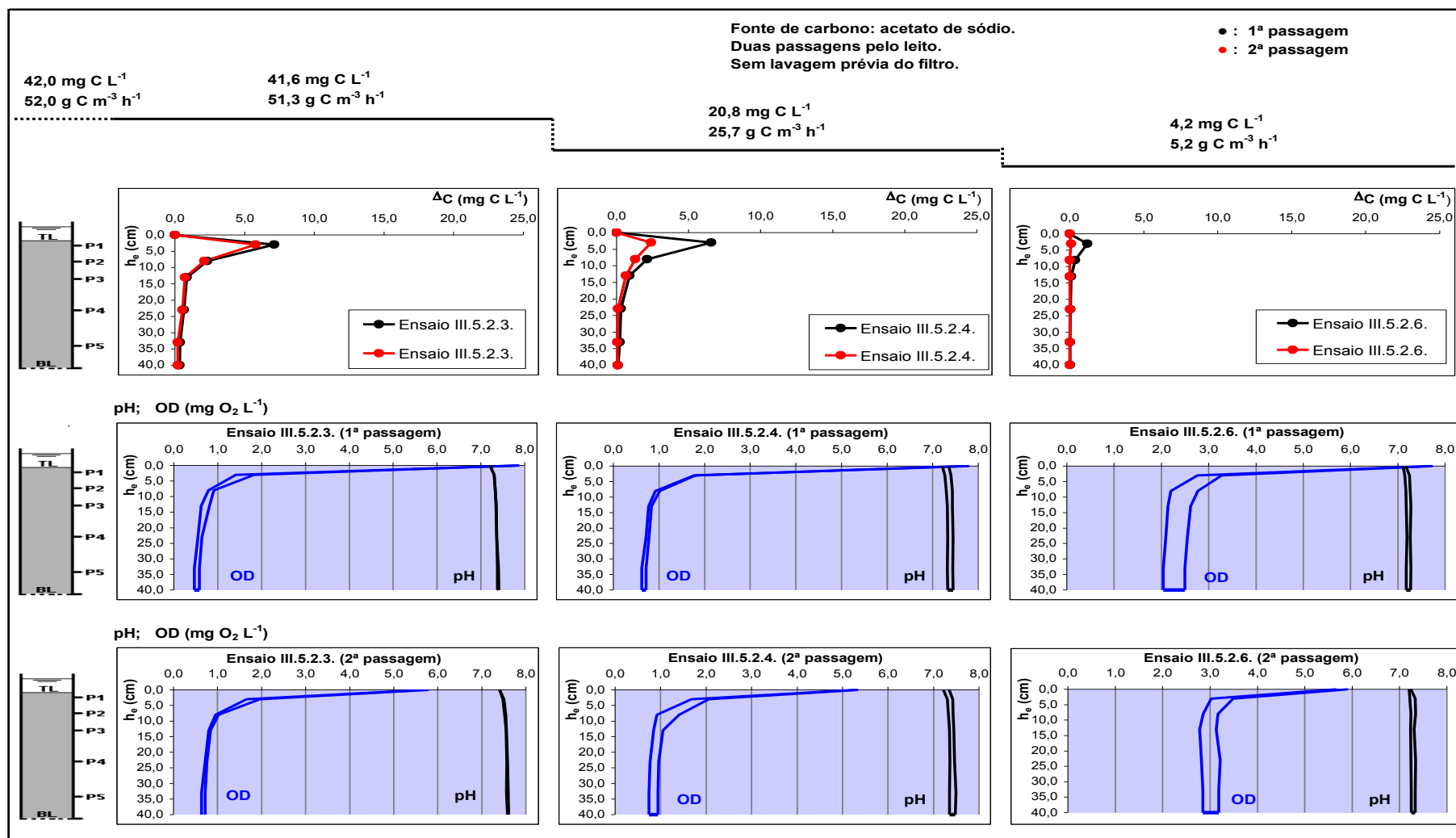


Figura 5.15. – Remoção de carbono e faixas de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, duas passagens, sem arejamento (Série III.5.)

Na Figura 5.16. apresentam-se os resultados referentes à variação da alcalinidade numa única passagem pelo leito.

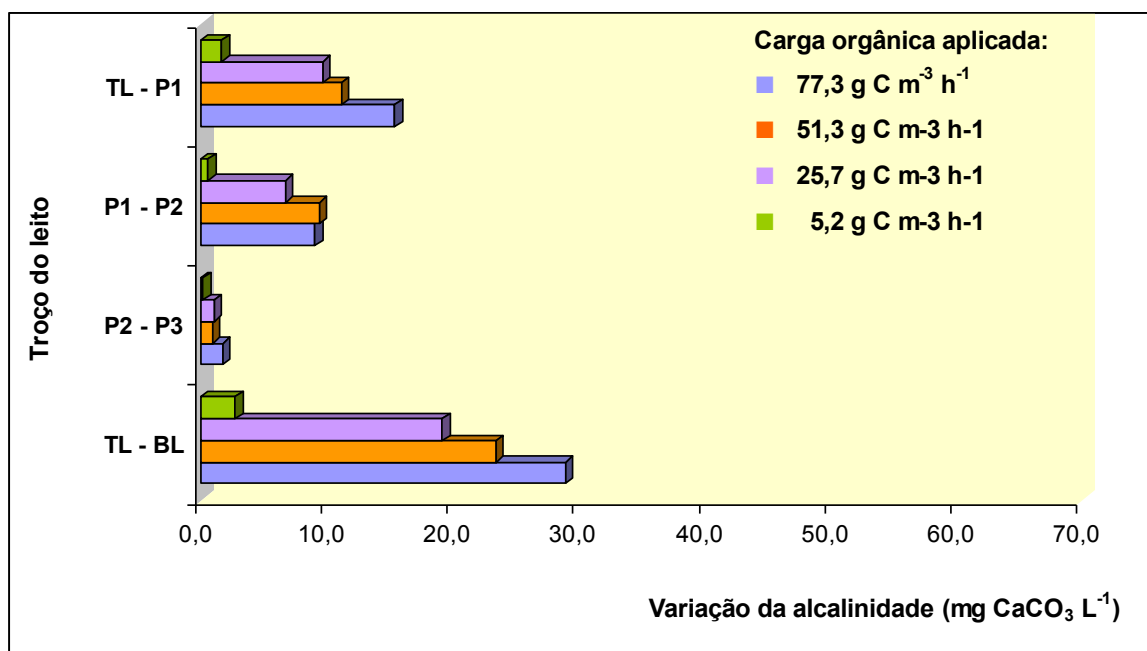


Figura 5.16. – Variação da alcalinidade média em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

Nos sistemas de biomassa fixa, a componente relativa à matéria em suspensão comporta, de acordo com Criddle *et al.* (1991), essencialmente, substratos não removidos, produtos resultantes da reacção, expelidos da matriz sólida, e micro-estruturas de biofilme em fase de decaimento, libertadas do suporte. Embora, como refere Grady Jr. *et al.* (1999), também possam existir, na fase líquida, alguns aglomerados de biomassa activa, a sua contribuição para a remoção de substrato é considerada negligenciável, comparativamente com a que ocorre no biofilme, sendo os sólidos em suspensão assumidos como um conjunto de subprodutos, normalmente designados por lamas (Metcalf e Eddy, 1991; Crites e Tchobanoglous, 1998). Nestes termos, a quantificação separada das componentes da biomassa fixa e em suspensão pode permitir diferenciar a fracção de biomassa potencialmente activa, determinada através dos SVB (Visvanathan e Nhien, 1995; Tay e Show, 1998; Villaverde *et al.*, 2000), e a correspondente à fracção libertada do biofilme, em geral em fase de decaimento, estimada através dos SSV.

No Quadro 5.12. apresentam-se os resultados do estudo de produção de lamas, realizado ao nível das cinco tomas do leito, em termos de SSV e relativos à evolução do crescimento do biofilme (SVB), determinados após calcinação de grãos de pozolana

colonizados, bem como as medições da espessura do biofilme, cujo aspecto, a título exemplificativo, se mostra na Figura 5.17. Estes resultados referem-se a amostragens efectuadas em condições *quase estacionárias* e nos ensaios III.3.2.6. e III.3.2.1., que representam dois extremos da faixa de carga orgânica utilizada, $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $77,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, respectivamente.

Quadro 5.12. – Evolução da produção de biomassa fixa e de lamas com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (ensaios III.3.2.1. e III.3.2.6.)

Toma	Condições <i>quase estacionárias</i>			Ensaio III.3.2.1.			Ensaio III.3.2.6.		
	SSV (mg L^{-1})	SVB (mg g^{-1})	Esp. (mm)	SSV (mg L^{-1})	SVB (mg g^{-1})	Esp. (mm)	SSV (mg L^{-1})	SVB (mg g^{-1})	Esp. (mm)
Afluente	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$
P1	$52,5 \pm 1,8$	$9,5 \pm 0,8$	$0,72 \pm 0,10$	$57,5 \pm 1,8$	$13,1 \pm 1,2$	$0,87 \pm 0,10$	$32,5 \pm 1,8$	$2,6 \pm 0,4$	$0,41 \pm 0,1$
P2	$43,8 \pm 1,6$	$3,2 \pm 0,4$	$0,51 \pm 0,05$	$48,8 \pm 1,6$	$3,7 \pm 0,5$	$0,62 \pm 0,05$	$27,5 \pm 1,8$	$1,6 \pm 0,2$	$0,20 \pm 0,05$
P3	$36,3 \pm 1,6$	$1,8 \pm 0,2$	$0,10 \pm 0,05$	$37,5 \pm 1,8$	$1,9 \pm 0,2$	$0,10 \pm 0,05$	$23,8 \pm 1,6$	$0,8 \pm 0,1$	$0,10 \pm 0,05$
P4	$31,3 \pm 1,6$	$0,5 \pm 0,05$	$0,05 \pm 0,05$	$32,5 \pm 1,8$	$0,5 \pm 0,05$	$0,05 \pm 0,05$	$20,0 \pm 0,0$	$0,5 \pm 0,05$	$0,05 \pm 0,05$
P5	$25,0 \pm 0,0$	$< 0,1$	$< 0,05$	$26,3 \pm 1,6$	$< 0,1$	$< 0,05$	$16,3 \pm 1,6$	$< 0,1$	$< 0,05$
Efluente	$21,3 \pm 1,6$	—	—	$22,0 \pm 1,6$	—	—	$16,0 \pm 2,0$	—	—

Esp.: Espessura de biofilme

Nota: Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0%, para $n_A = 10$ (SVB e espessura do biofilme) e $n_A = 4$ (SSV)

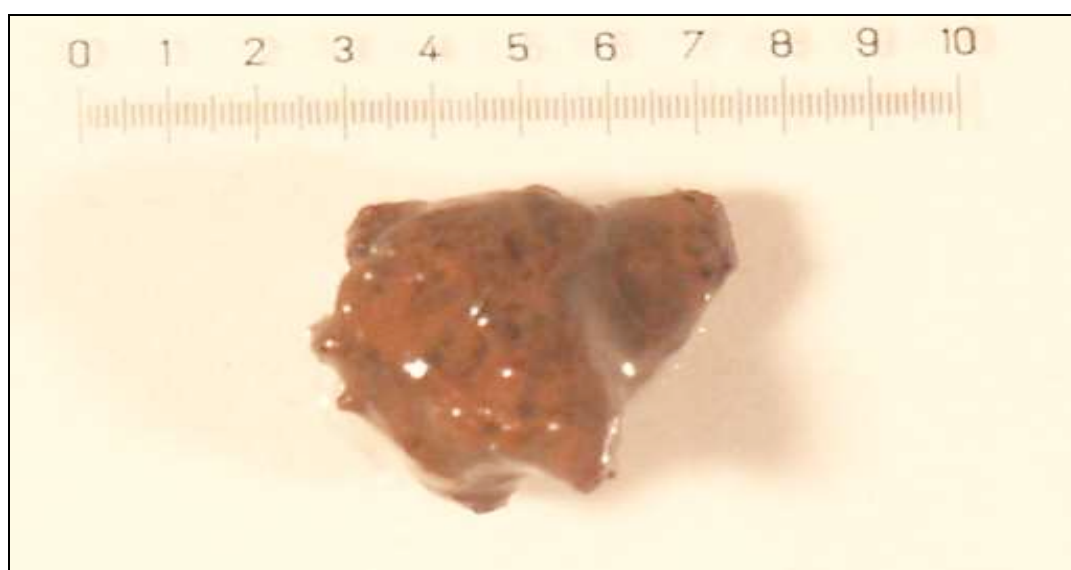


Figura 5.17. – Grão de pozolana envolvido por biofilme recolhido na toma P1 – ensaio III.3.2.1. (com acetato, uma passagem, sem arejamento)

A presença de colonização heterogénea do leito, com diminuição da quantidade de biomassa do topo para a base do leito, foi comum em condições *quase estacionárias* e em todos os ensaios de carga, independentemente da carga aplicada.

A observação, em microscopia electrónica de varrimento, de grãos colonizados retirados na toma P1, permitiu constatar que o biofilme correspondente ao ensaio III.3.2.6. (cuja estrutura é apresentada na Figura 5.18.) apresentava uma estrutura reticular, menos compacta e mais fina do que a observada no biofilme recolhido no ensaio III.3.2.1. (cuja estrutura é apresentada na Figura 5.19.).

Nos ensaios referidos no Quadro 5.12. foi observada, com menor expressão no ensaio III.3.2.6., a redução de OD ao longo da profundidade do leito (ver Figura 5.14.). Esta circunstância fez pressupor que a variação quer da biomassa, quer da espessura do filme biológico ao longo do leito, esteve mais relacionada com a disponibilidade de carbono e a limitação de nutrientes do que com a carência de oxigénio.

Qualquer estímulo exterior num sistema biológico em equilíbrio provoca a reacção dos seus componentes bióticos, para que as condições de estabilidade sejam restabelecidas. Nos sistemas de tratamento por biomassa fixa, em estado estacionário, a quantidade de microrganismos produzida diariamente é considerada, como referem Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998), proporcional à que é removida devido ao decaimento da biomassa e facilmente estimável através da realização de balanços mássicos, ou estequiométricos, que incorporam, entre outras, variáveis que podem caracterizar os substratos (*e.g.* CBO₅, CQO ou COT) e a biomassa (*e.g.* SSV).

O acréscimo de SSV no sistema pode admitir-se, portanto, proporcional à quantidade de novas células produzidas relativamente à massa de substrato consumido. No Quadro 5.13. apresenta-se, tendo por base os dados do Quadro 5.12., para três troços do leito onde a variação da actividade biológica parece ter sido mais significativa, a diferença entre as massas de carbono consumidas (ΔX) por unidade de volume, em condições *quase estacionárias* (ΔC_E) e nos dois ensaios de carga considerados ($\Delta C_{(3.2.1.)}$ e $\Delta C_{(3.2.6.)}$). A variação de lamas biológicas produzidas (P_{SSV}) entre o estado de referência e cada um dos ensaios de carga é comparada com o valor teórico ($P_{SSV(T)}$), estimado para ΔX , considerando a relação estequiométrica apresentada no ponto VII.1. do Anexo VII (p. 415) para a remoção de acetato em meio aeróbio.

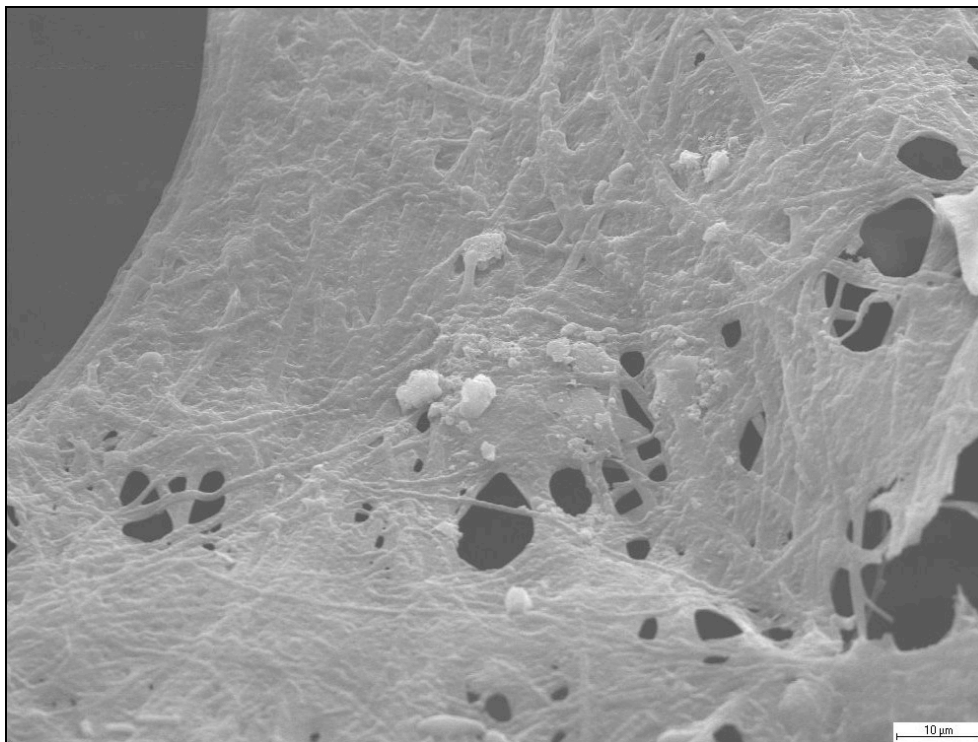


Figura 5.18. – Aspecto da estrutura do biofilme na toma P1 (ampliação: 1500 x) - ensaio III.3.2.6. (acetato, uma passagem, sem arejamento)

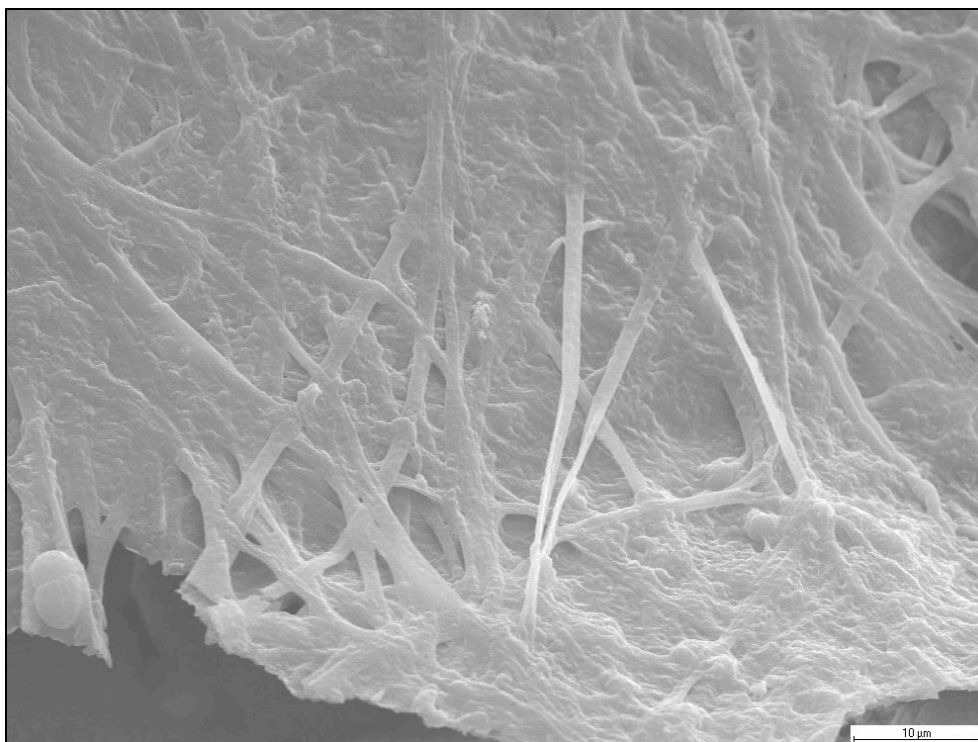


Figura 5.19. – Aspecto da estrutura do biofilme na toma P1 (ampliação: 1500 x) - ensaio III.3.2.1. (acetato, uma passagem, sem arejamento)

Quadro 5.13. – Produção de lamas teórica e observada nos três troços superiores do leito - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (ensaios III.3.2.1. e III.3.2.6.)

Troço do Leito	Ensaio III.3.2.1.			Ensaio III.3.2.6.		
	$\Delta X = \Delta C_E - \Delta C_{(3.2.1.)}$ (mg C L ⁻¹)	P _{SSV} (mg SSV L ⁻¹)	P _{SSV(T)} (mg SSV L ⁻¹)	$\Delta X = \Delta C_E - \Delta C_{(3.2.6)}$ (mg C L ⁻¹)	P _{SSV} (mg SSV L ⁻¹)	P _{SSV(T)} (mg SSV L ⁻¹)
TL - P1	2,70	5,0	3,05	-5,94	-20,0	-6,71
P1 - P2	0,15	5,0	0,17	-1,85	-16,3	-2,09
P2 - P3	0,05	1,2	0,06	-0,69	-12,5	-0,78

A acumulação de lamas no troço inicial do leito (TL – P1) foi visível através do aspecto exterior do filtro, como se pode observar na fotografia apresentada na Figura 5.20.



Figura 5.20. – Aspecto de acumulação de lamas no topo do leito - ensaio III.3.2.1. (com acetato, uma passagem, sem arejamento)

Nas tomas P1 e P2, com excepção dos ensaios realizados a cargas orgânicas médias de 5,2 g C m⁻³ h⁻¹ (ensaios III.1.2.6., III.2.2.6., III.3.2.6. e III.4.2.6. e III.5.2.6.), detectaram-se nitritos e nitratos, apresentados, para efeitos de análise de resultados, como formas oxidadas de azoto (NO_x⁻-N), como se pode observar nos quadros constantes do Anexo

VIII (pp. 421 a 437). A maior parte de NO_x^- -N era constituída, essencialmente, por nitratos que, nalguns ensaios, atingiram 100,0%. Na toma P3 detectou-se (ensaios III.3.2.1., III.3.2.3., III.4.2.1., III.4.2.3. e III.4.2.4.), embora em menor quantidade, a presença de NO_x^- -N, o mesmo já não se verificando na toma P4.

Constatou-se que, no troço entre P1 e P2, também ocorria nitrificação, embora a taxas mais reduzidas, apesar das baixas concentrações de OD ($0,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $1,4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), admitindo-se, portanto, que aquela reacção possa igualmente ocorrer em ambientes próximos de condições anóxicas. No Quadro 5.14. apresenta-se a variação da remoção de formas oxidadas de azoto (ΔNO_x^- -N).

Quadro 5.14. – Variação da remoção de NO_x^- -N – ensaios com acetato, sem arejamento (Séries III.1. a III.5.)

Ensaio	C/ NH_4^+ -N	Carga aplicada (g NO_x^- -N $\text{m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)		ΔNO_x^- -N (mg L^{-1})		Eficiência de remoção NO_x^- -N (%)	
		P2 – P3	P3 – P4	P2 – P3	P3 – P4	P2 – P3	P3 – P4
1.2.6.	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1.2.4.	20,0	2,0	0,0	0,2	0,0	100,0	0,0
1.2.3.	20,0	6,0	0,0	0,6	0,0	100,0	0,0
1.2.1.	20,0	6,6	0,0	0,7	0,0	100,0	0,0
2.2.6.	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2.2.4.	10,0	2,3	0,0	0,2	0,0	100,0	0,0
2.2.3.	10,0	6,1	0,0	0,6	0,0	100,0	0,0
2.2.1.	10,0	7,6	0,0	0,8	0,0	100,0	0,0
3.2.6.	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3.2.4.	4,0	10,3	0,0	1,0	0,0	100,0	0,0
3.2.3.	4,0	15,4	1,3	1,3	0,3	83,8	100,0
3.2.1.	4,0	17,8	1,6	1,5	0,3	82,6	100,0
4.2.6.	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4.2.4.	2,0	13,6	1,7	1,0	0,3	75,	100,0
4.2.3.	2,0	16,7	1,1	1,5	0,2	86,8	100,0
4.2.1.	2,0	24,0	2,7	1,9	0,5	77,9	100,0
5.2.6.	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2ª passagem	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5.2.4.	4,0	9,5	0,5	0,9	0,1	89,5	100,0
2ª passagem	11,9	11,8	0,5	1,0	0,2	87,3	100,0
5.2.3.	4,0	16,4	1,8	1,3	0,4	78,7	100,0
2ª passagem	36,5	13,6	2,4	0,9	0,5	65,4	100,0

5.4.2. Séries de ensaios 6 a 10

Nos Quadros 5.15. a 5.19. apresenta-se uma síntese dos resultados obtidos nos ensaios das Séries III.6. a III.10. relativos à utilização de acetato de sódio como substrato, com o filtro arejado. Os resultados obtidos em cada troço do leito são apresentados nos Quadros IX.1. a IX.10. do Anexo IX (pp. 441 a 457).

Quadro 5.15. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.6.

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.6.1.1.	7,9	1,4	62,62	52,14	3,21	1,41	16,7	56,1	19,5	5,8
III.6.1.3.	7,7	1,7	41,88	33,65	2,11	0,74	19,7	64,9	19,8	6,0
III.6.1.4.	7,9	2,0	20,83	13,84	1,05	0,41	33,6	61,0	19,8	10,9
III.6.1.6.	7,9	3,8	4,28	3,24	0,21	3,52 ¹⁾	24,3	—	20,4	—
III.6.2.1.	7,6	1,3	62,71	51,54	3,07	1,64	17,8	46,6	20,4	7,8
III.6.2.3.	7,6	1,6	41,92	33,24	2,07	0,74	20,7	64,3	20,3	6,5
III.6.2.4.	7,7	1,8	20,77	13,48	1,08	0,35	35,1	67,6	19,2	10,0
III.6.2.6.	7,7	3,7	4,18	3,11	0,20	2,93 ¹⁾	25,6	—	20,9	—

Fonte de carbono: acetato de sódio. Q: 1,0 L h⁻¹ Uma passagem.
 Fonte de azoto: cloreto de amónio. Com arejamento.

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.16. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.7.

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.7.1.1.	7,8	1,5	62,54	43,12	6,42	3,25	31,1	49,4	9,7	6,1
III.7.1.3.	7,9	1,6	41,54	27,74	4,02	1,96	33,2	51,2	10,3	6,7
III.7.1.4.	7,7	1,9	20,55	11,24	2,12	1,04	45,3	50,7	9,7	8,7
III.7.1.6.	7,8	3,0	4,39	2,88	0,45	2,95 ¹⁾	34,4	—	9,8	—
III.7.2.1.	7,7	1,4	62,51	43,02	6,31	3,02	31,2	52,1	9,9	5,9
III.7.2.3.	7,7	1,7	41,65	28,03	4,25	2,02	32,7	52,5	9,8	6,1
III.7.2.4.	7,6	1,7	20,61	11,04	2,05	0,95	46,4	53,7	10,1	8,7
III.7.2.6.	7,9	3,1	4,28	2,67	0,41	3,09 ¹⁾	37,1	—	10,4	—

Fonte de carbono: acetato de sódio Q: 1,0 L h⁻¹ Uma passagem
 Fonte de azoto: cloreto de amónio Com arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.17. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.8.

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.8.1.1.	7,7	1,1	63,13	20,61	15,78	9,18	67,4	41,8	4,0	6,4
III.8.1.2.	7,8	1,5	52,21	13,37	12,63	7,85	74,4	37,8	4,1	8,1
III.8.1.3.	7,8	1,5	42,12	10,42	10,61	4,86	75,3	54,2	4,0	5,5
III.8.1.4.	7,6	1,8	20,61	3,14	5,11	2,47	84,8	51,7	4,0	6,6
III.8.1.5.	7,6	1,9	10,24	3,31	2,72	1,88	67,7	30,9	3,8	8,3
III.8.1.6.	7,8	2,5	4,61	2,32	1,18	2,63 ¹⁾	49,7	—	3,9	—
III.8.1.7.	7,8	4,5	2,11	2,44	0,51	3,37 ¹⁾	—	—	4,1	—
III.8.1.8.	7,6	5,1	1,09	4,05	0,25	3,88 ¹⁾	—	—	4,4	—
III.8.2.1.	7,7	1,3	62,49	21,03	15,88	9,52	66,3	40,1	3,9	6,5
III.8.2.2.	7,7	1,4	52,47	13,19	12,79	7,61	74,9	40,5	4,1	7,6
III.8.2.3.	7,8	1,7	41,77	9,51	10,18	4,38	77,2	57,0	4,1	5,6
III.8.2.4.	7,8	1,7	20,87	3,12	5,12	2,85	85,1	44,3	4,1	7,8
III.8.2.5.	7,8	2,0	10,53	3,45	2,51	1,77	67,2	29,5	4,2	9,6
III.8.2.6.	7,6	2,7	4,38	2,23	1,09	2,80 ¹⁾	49,1	—	4,0	—
III.8.2.7.	7,9	5,0	2,07	2,75 ¹⁾	0,47	3,94 ¹⁾	—	—	4,4	—
III.8.2.8.	7,8	5,2	1,02	4,11 ¹⁾	0,28	3,41 ¹⁾	—	—	3,6	—

Fonte de carbono: acetato de sódio Q: 1,0 L h⁻¹ Uma passagem
 Fonte de azoto: cloreto de amônio Com arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.18. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.9.

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.9.1.1.	7,7	1,3	62,84	18,93	31,02	21,11	69,9	31,9	2,0	4,4
III.9.1.3.	7,7	1,4	41,64	8,88	20,44	11,93	78,7	41,6	2,0	3,8
III.9.1.4.	7,8	1,7	20,78	2,61	10,18	4,88	87,4	52,1	2,0	3,4
III.9.1.6.	7,6	2,5	4,15	2,04	2,12	3,56 ¹⁾	50,8	—	2,0	—
III.9.2.1.	7,7	1,4	62,35	18,54	30,46	20,14	70,3	33,9	2,0	4,2
III.9.2.3.	7,7	1,6	41,88	8,24	20,94	11,64	80,3	44,4	2,0	3,6
III.9.2.4.	7,7	1,7	20,91	2,11	10,33	4,21	89,9	59,2	2,0	3,1
III.9.2.6.	7,8	2,7	4,24	1,94	2,08	3,42 ¹⁾	54,2	—	2,0	—

Fonte de carbono: acetato de sódio Q: 1,0 L h⁻¹ Uma passagem
 Fonte de azoto: cloreto de amônio Com arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.19. – Síntese de resultados - Série de ensaios III.10.

Ensaio	Passagens	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
		A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
III.10.1.3.	1 ^a	7,6	1,5	41,96	10,14	10,12	4,21	75,8	58,4	4,1	5,4
	2 ^a	6,0	1,4	9,87	2,96	4,58	2,06	70,0	55,0	2,2	2,7
	Global	—	—	—	—	—	—	92,9	79,6	—	4,8
III.10.1.4.	1 ^a	7,7	1,8	20,77	3,58	5,11	2,53	82,8	50,5	4,1	6,7
	2 ^a	5,8	1,7	3,88	2,06	2,62	1,31	46,9	50,0	1,5	1,4
	Global	—	—	—	—	—	—	90,1	74,4	—	4,9
III.10.1.6.	1 ^a	7,8	2,4	4,51	2,28	1,19	2,90 ¹⁾	49,4	—	3,8	—
	2 ^a	6,0	3,1	2,36	1,95	2,77	3,62 ¹⁾	17,4	—	0,9	—
	Global	—	—	—	—	—	—	56,8	—	—	—
III.10.2.3.	1 ^a	7,6	1,2	41,56	9,85	10,33	4,69	76,3	54,6	4,0	5,6
	2 ^a	6,3	1,5	9,71	2,88	4,47	1,87	70,3	58,2	2,2	2,6
	Global	—	—	—	—	—	—	93,1	81,9	—	4,6
III.10.2.4.	1 ^a	7,6	1,4	20,48	3,33	5,27	2,78	83,7	47,2	3,9	6,9
	2 ^a	5,9	1,5	3,25	2,06	2,66	1,26	36,6	52,6	1,2	0,9
	Global	—	—	—	—	—	—	89,9	76,1	—	4,6
III.10.2.6.	1 ^a	7,9	2,3	4,17	2,02	0,97	3,02 ¹⁾	51,6	—	4,3	—
	2 ^a	6,3	3,2	1,96	1,47	3,22	4,13 ¹⁾	25,0	—	0,6	—
	Global	—	—	—	—	—	—	64,7	—	—	—

Fonte de carbono: acetato de sódio
 Fonte de azoto: cloreto de amónio

Q: 1,0 L h⁻¹

Duas passagens
 Com arejamento

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Os perfis de variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito, para os ensaios das Séries III.6. a III.9., são apresentados nas Figuras 5.21. e 5.22., respectivamente. Os perfis relativos à Série III.10. (duas passagens pelo leito), quer para a variação de carbono, quer para o azoto amoniacal são apresentados na Figura 5.23.

À semelhança do assumido no ponto 5.4.1., de forma a poder comparar os resultados entre as várias Séries, apenas foram incluídos, nas referidas figuras, os resultados dos ensaios realizados a concentrações médias afluentes de 4,2 mg C L⁻¹, 20,8 mg C L⁻¹, 41,6 mg C L⁻¹ e 62,6 mg C L⁻¹ (médias dos valores detectados no afluente), às quais correspondiam cargas orgânicas volúmicas médias de 5,2 g C m⁻³ h⁻¹, 25,7 g C m⁻³ h⁻¹, 51,3 g C m⁻³ h⁻¹ e 77,3 g C m⁻³ h⁻¹.

O efeito da lavagem não parece interferir com a remoção de carbono, tendo-se observado, relativamente às diferenças entre os rendimentos globais obtidos nos ensaios com e sem lavagem prévia do filtro, valores médios de 2,8%. No caso do azoto amoniacal, esta diferença atingiu 14,0% nos ensaios com uma passagem (Figura 5.22.) e 30,5% na segunda passagem, nos ensaios com duas passagens (Figura 5.23.). Nestes termos, à semelhança do que foi efectuado para as Séries de ensaios III.1. a III.5., optou-se por apresentar apenas os resultados dos ensaios sem lavagem prévia do filtro.

Nos ensaios a cargas orgânicas médias inferiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ não foi observada remoção de qualquer dos compostos, tendo-se verificado o aumento das concentrações em profundidade.

As variações da remoção de carbono (ΔC) e de azoto amoniacal ($\Delta \text{NH}_4^+ \text{-N}$) ao longo do leito, para os ensaios com uma e duas passagens, são apresentados nas Figuras 5.24. e 5.25., respectivamente. Na Figura 5.26. é indicada a variação da eficiência de remoção de ambos os compostos com a razão $\text{C}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ aplicada.

Na Figura 5.27. apresenta-se a variação da taxa de remoção de carbono por unidade de volume ($r_v \text{ C}$) em função da carga orgânica média aplicada, considerando o volume total do leito e os troços TL – P1 e P1 – P2, para os ensaios com uma única passagem no leito.

A variação dos perfis de remoção observados para ambos os compostos, independentemente do número de passagens pelo leito, parece, à semelhança do verificado nos ensaios sem arejamento, estar associado à disponibilidade de OD ao longo do leito. Nas Figuras 5.28. e 5.29. apresentam-se as variações da remoção carbono e das faixas de OD e de pH, observadas em ensaios com uma e duas passagens pelo leito, respectivamente.

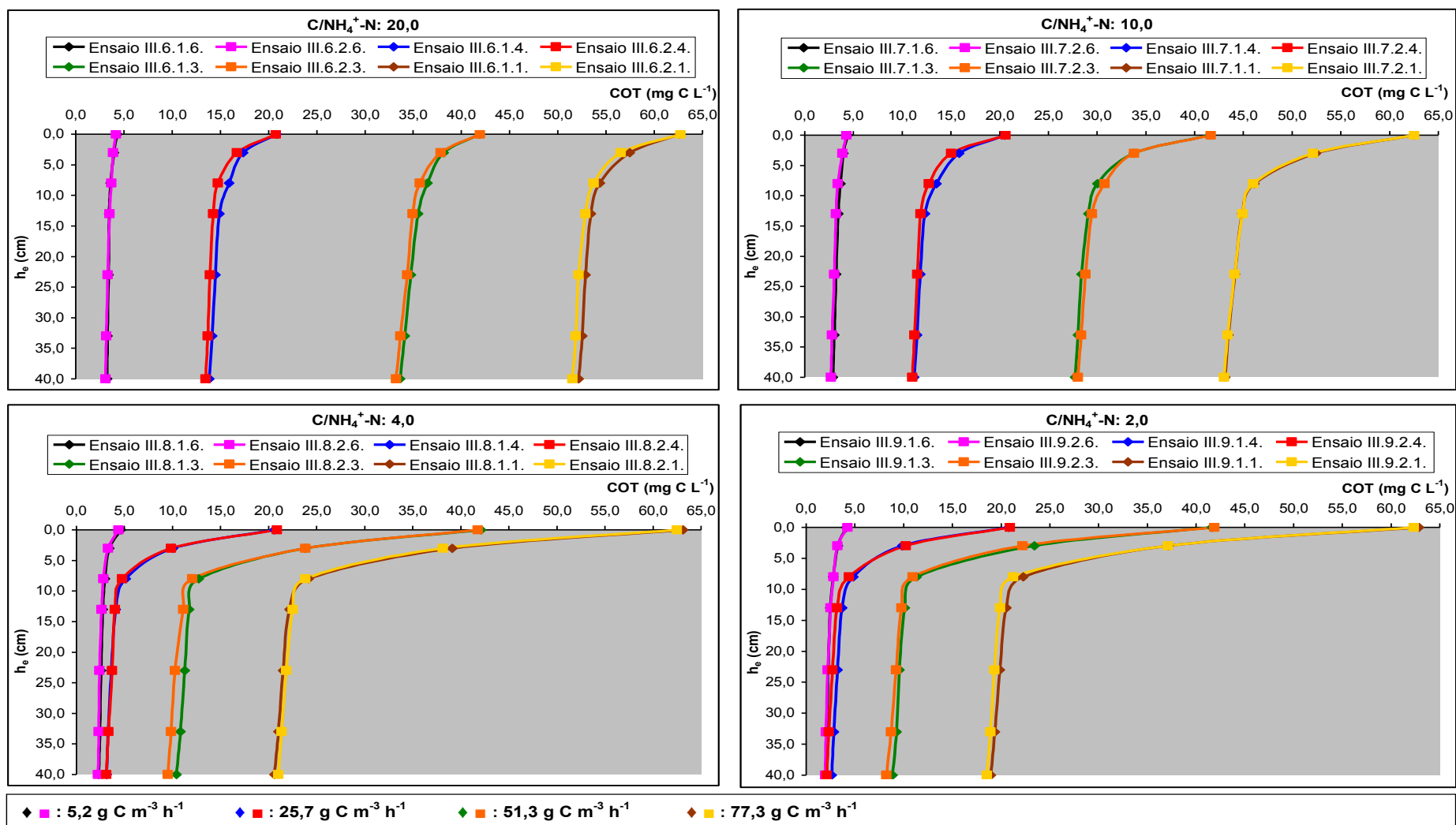


Figura 5.21. – Variação da concentração de carbono com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)

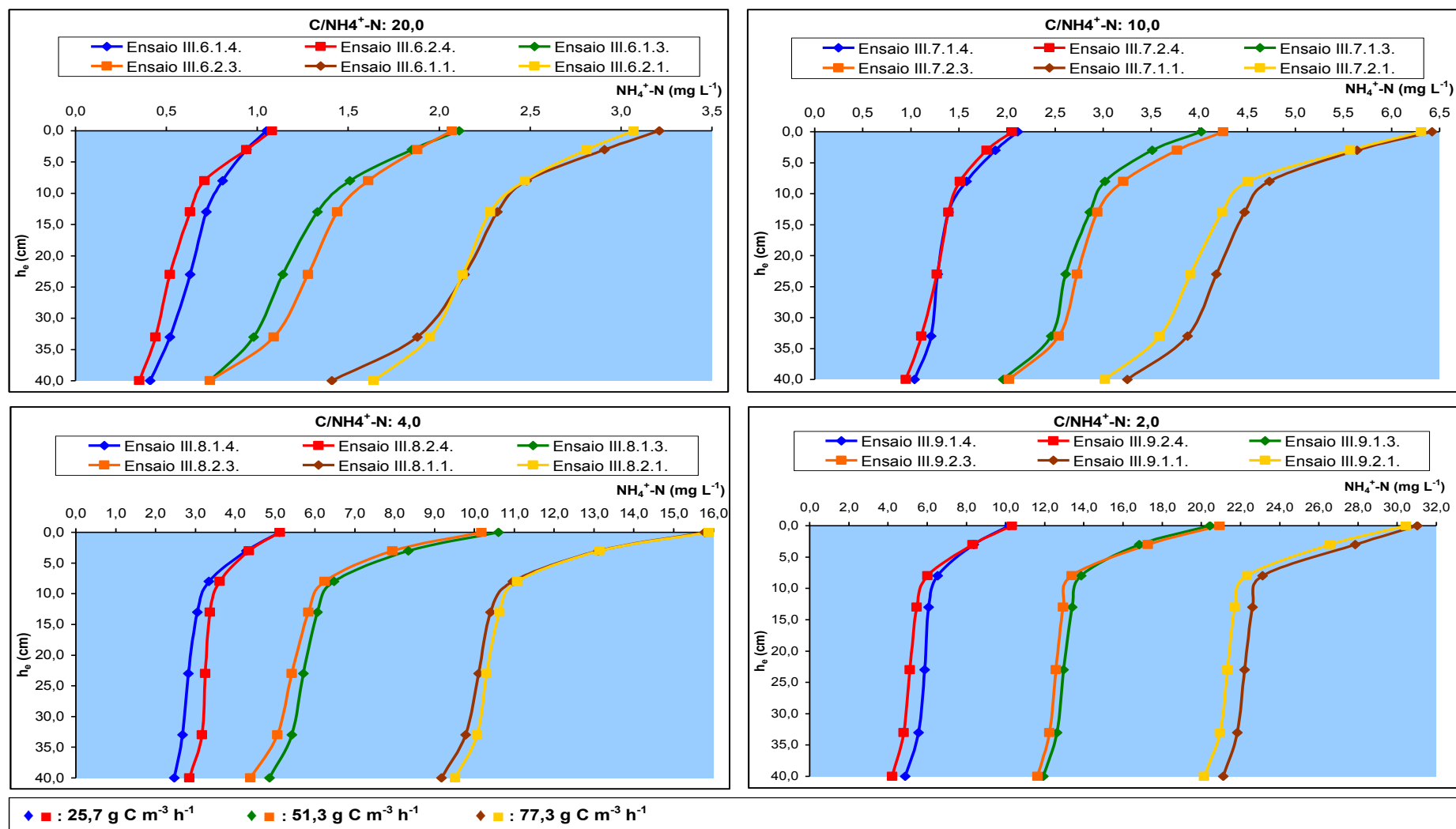


Figura 5.22. – Variação da concentração de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)

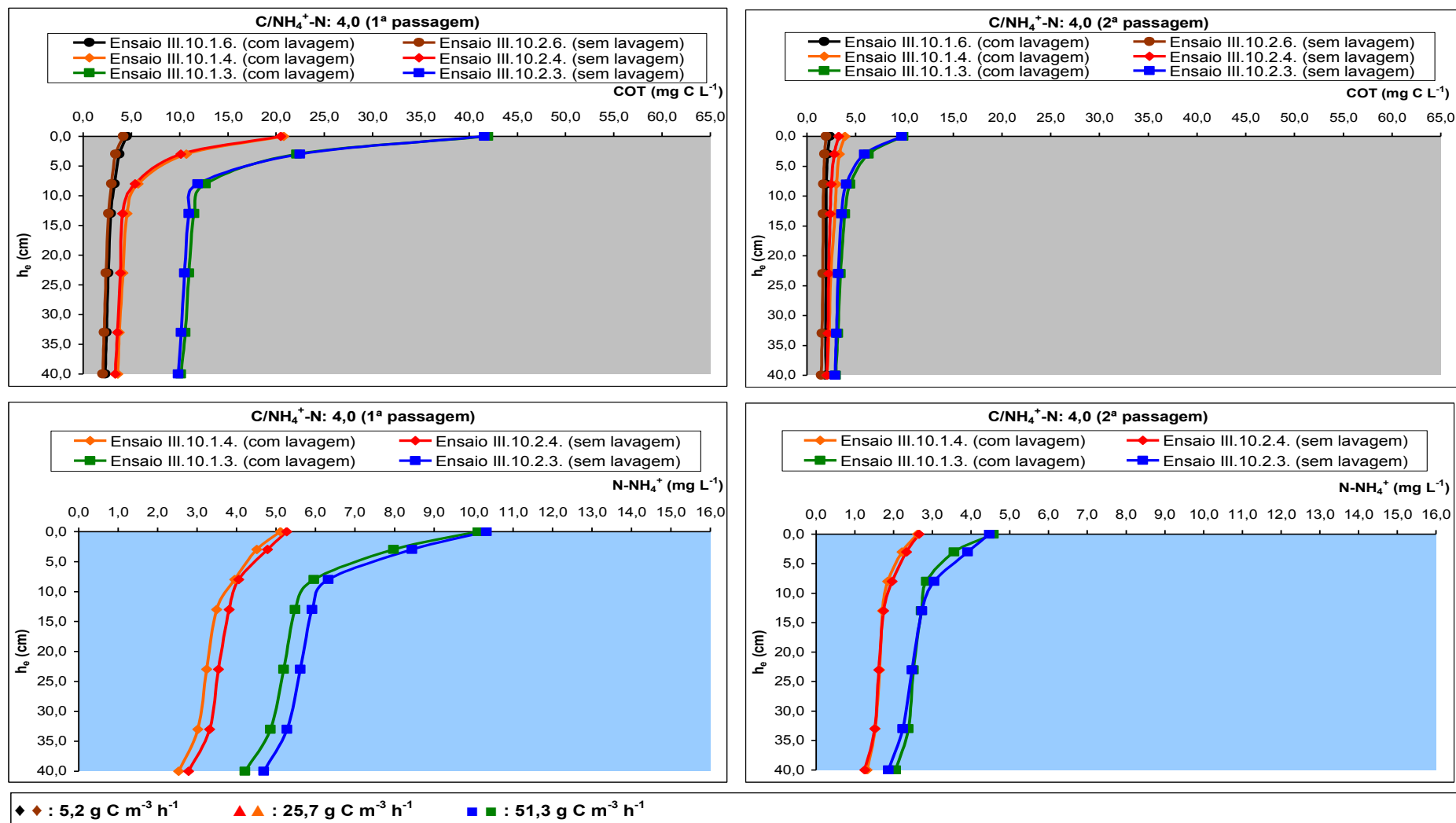


Figura 5.23. - Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com acetato, duas passagens, com arejamento (Série III.10.)

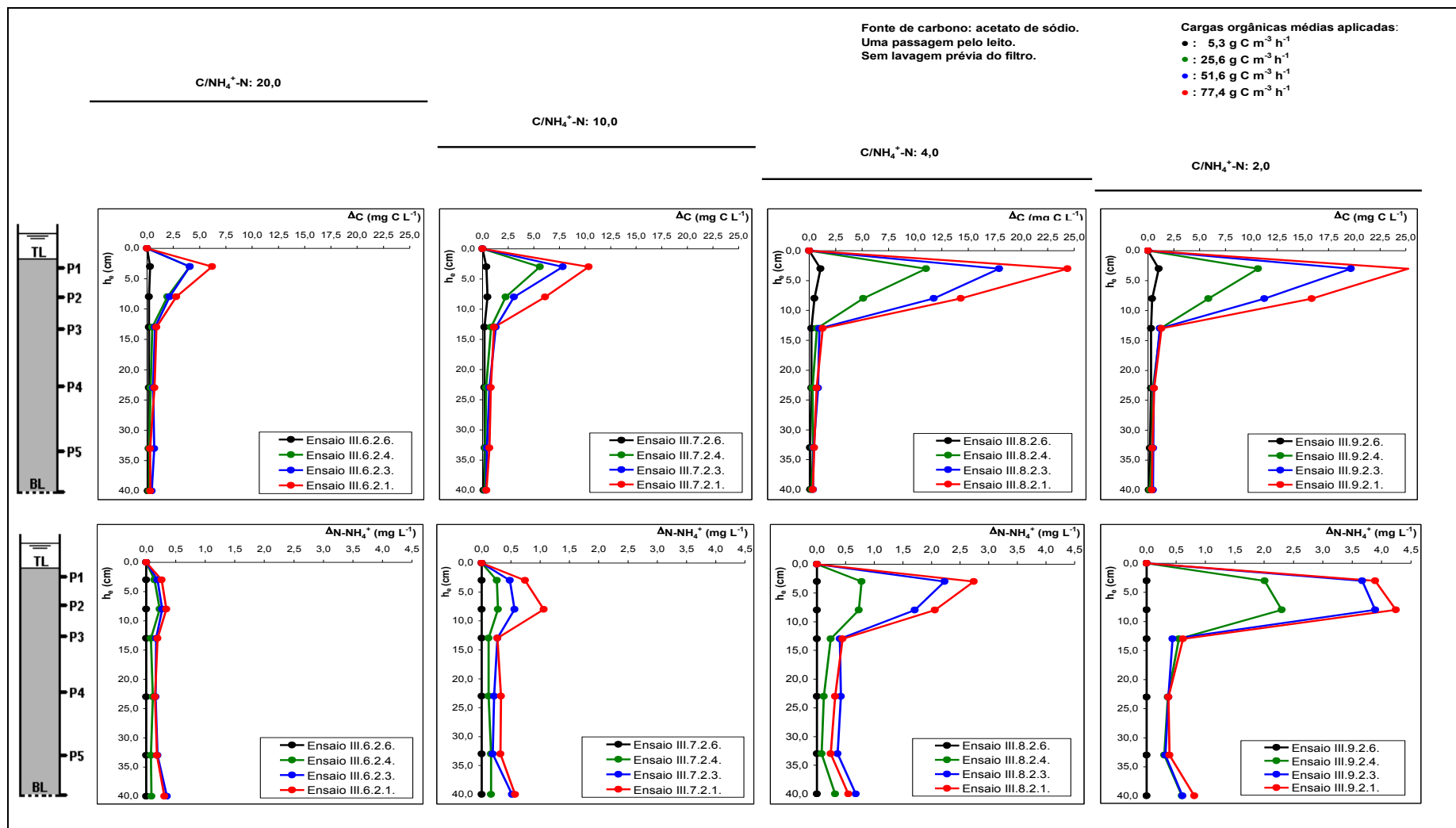


Figura 5.24. – Remoção de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito em função da carga orgânica volúmica e da razão C/NH₄⁺-N aplicadas - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)

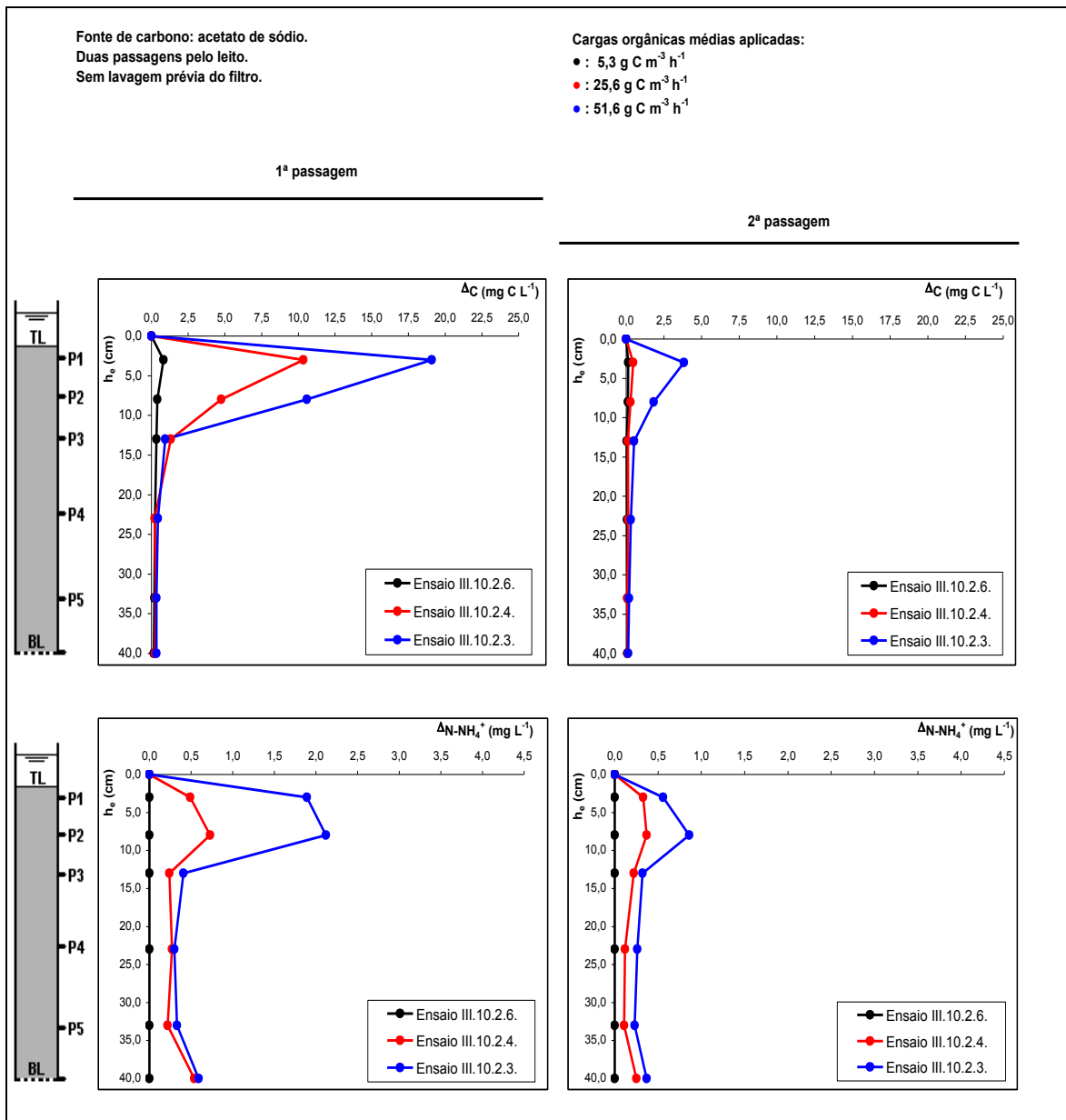


Figura 5.25. – Remoção de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com acetato, duas passagens, com arejamento (Série III.10.)

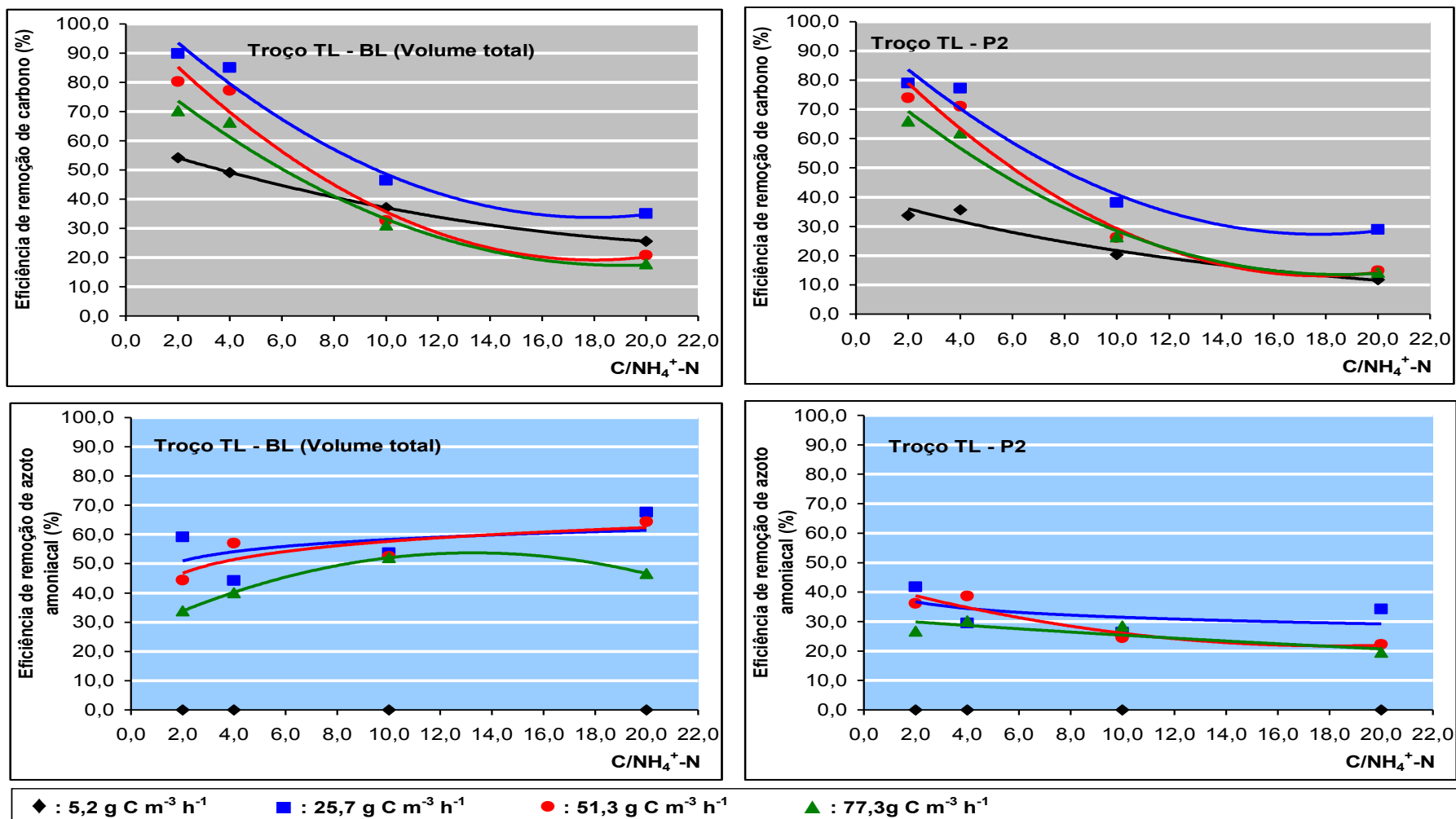


Figura 5.26. – Eficiência de carbono e de azoto amoniacal em função da razão C/NH₄⁺-N aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)

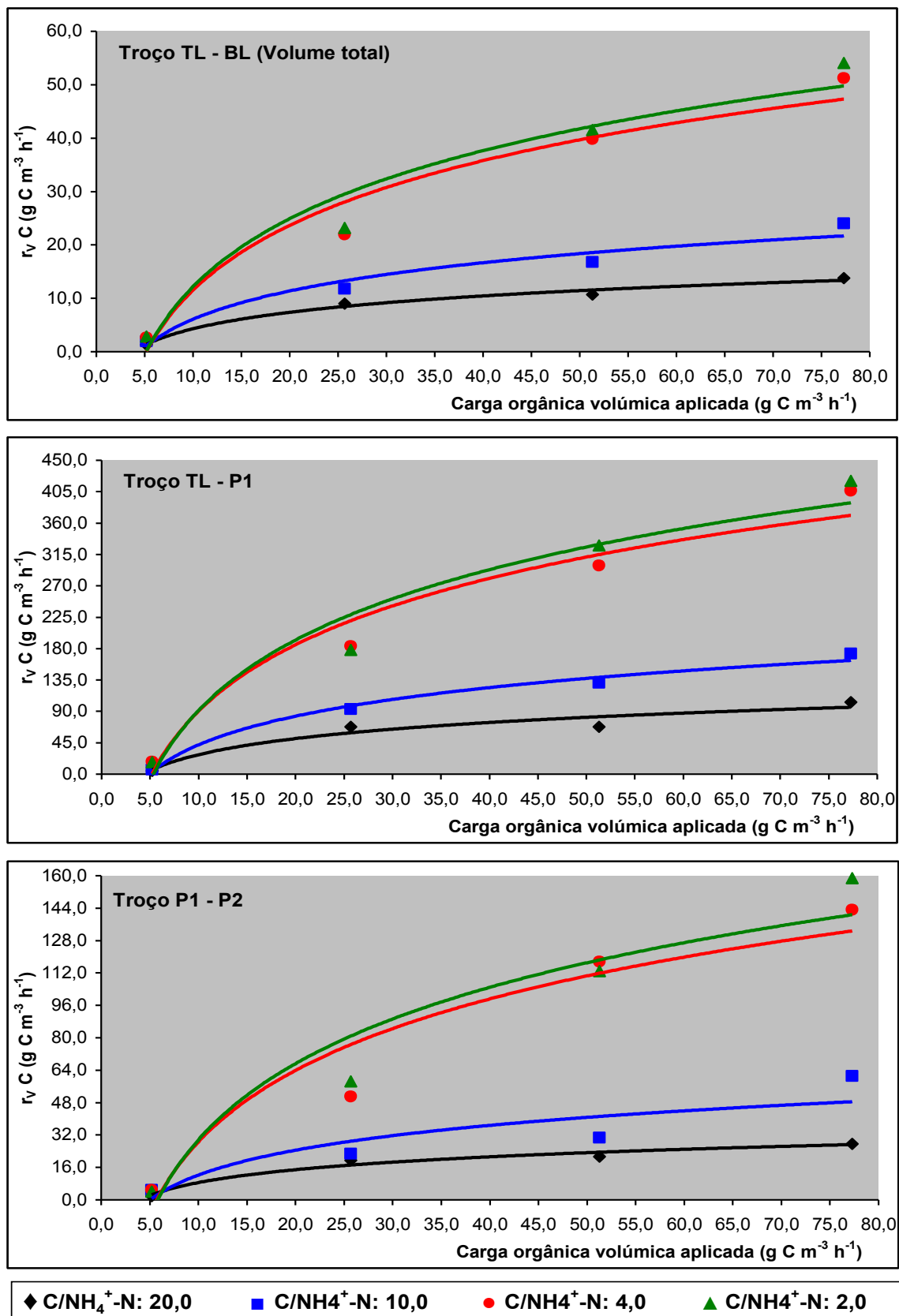


Figura 5.27. – Taxas volumétricas de remoção de carbono em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)

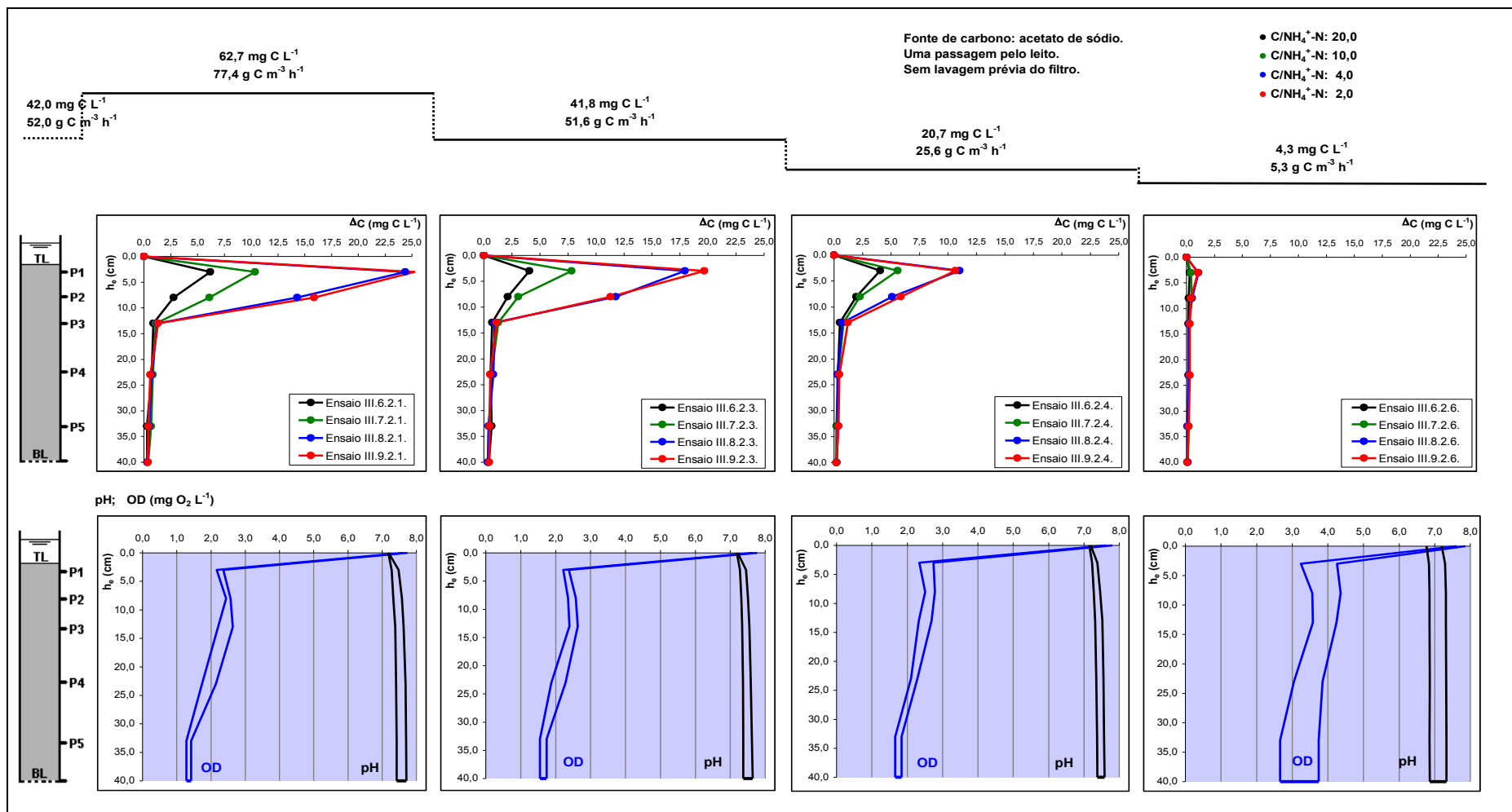


Figura 5.28. – Remoção de carbono e faixas de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6 a III.9.)

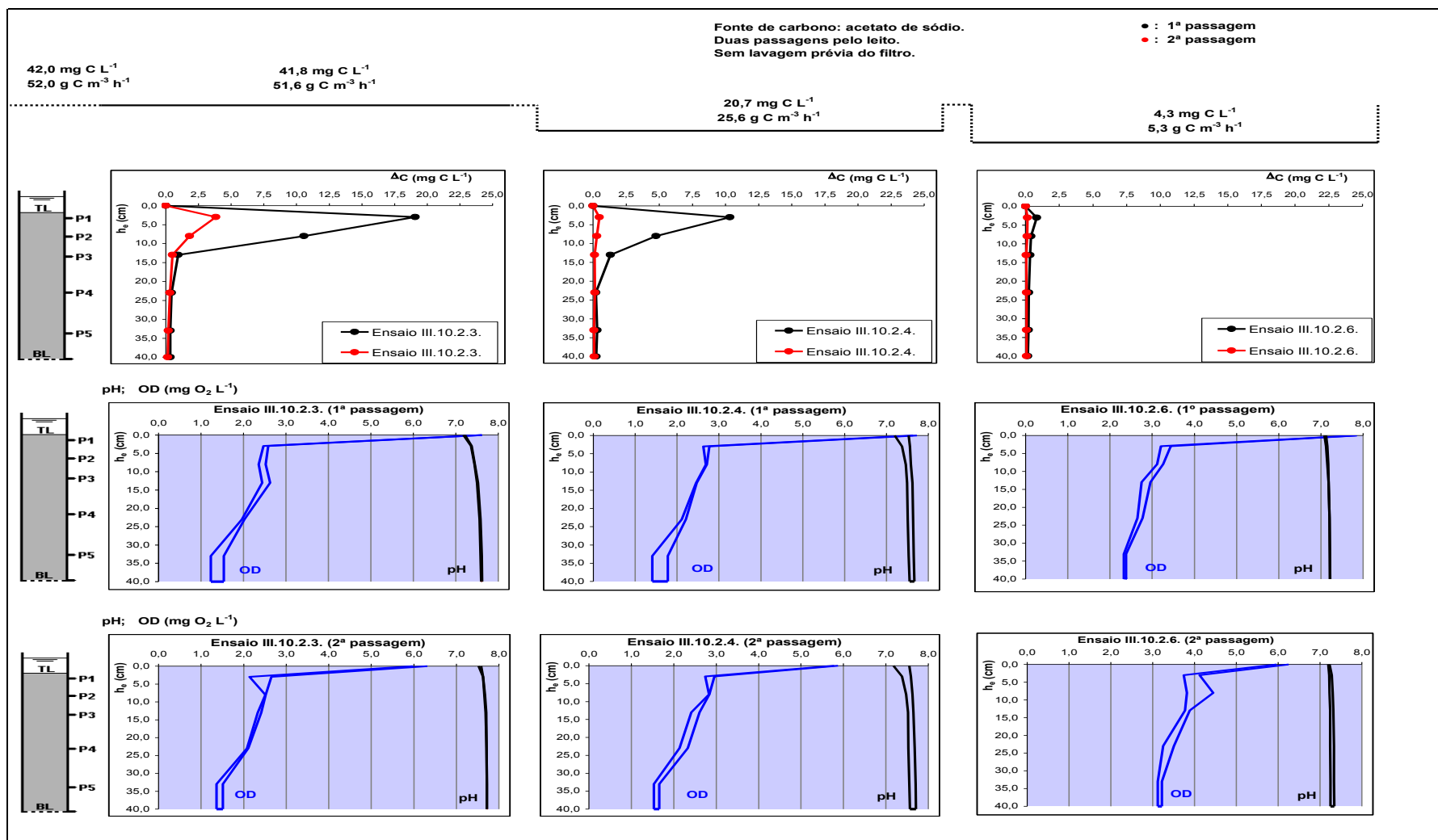


Figura 5.29. – Remoção de carbono e faixas de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, duas passagens, com arejamento (Série III.10.)

Na Figura 5.30. apresenta-se a variação da alcalinidade observada nos ensaios com uma única passagem pelo leito.

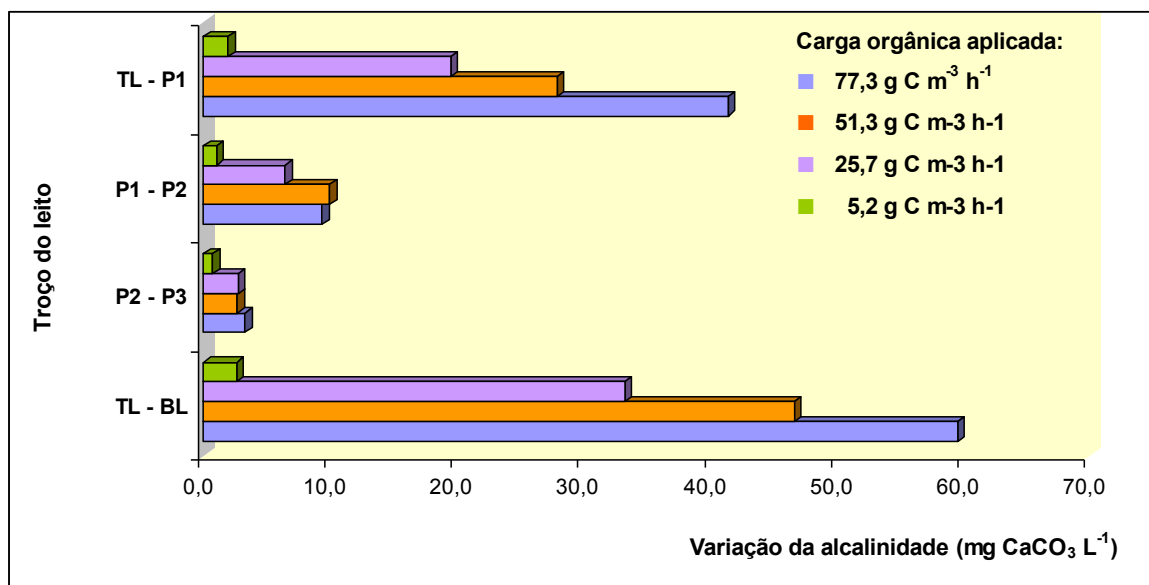


Figura 5.30. – Variação da alcalinidade média em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Séries III.6. a III.9.)

No Quadro 5.20. apresentam-se as características da biomassa, em termos de SSV e SVB e da espessura do biofilme, cujo aspecto pode ser observado na amostra de grão colonizado apresentada na Figura 5.31., antes (em condições *quase estacionárias*) e após a realização dos ensaios III.8.2.6. e III.8.2.1., que representam dois extremos da faixa de carga orgânica utilizada, 5,2 g C m⁻³ h⁻¹ e 77,3 g C m⁻³ h⁻¹, respectivamente.

À semelhança do detectado nos ensaios sem arejamento, foi observada, independentemente das cargas iniciais aplicadas, colonização heterogénea do leito. Na Figura 5.32. apresenta-se o aspecto do biofilme observado, por microscopia electrónica de varrimento, no ensaio III.8.2.1., podendo verificar-se que apresenta a mesma estrutura densa e reticular observada no ensaio III.3.2.1. (ver Figura 5.19.).

O OD ao longo do leito, em especial no troço entre TL e P4, contrariamente ao observado nos ensaios sem arejamento, apresentou-se superior a 1,0 mg O₂ L⁻¹ (ver Figuras 5.28. e 5.29.), sendo de admitir que as variações, quer das características da biomassa, quer da espessura do biofilme, ao longo da profundidade do leito, tenham estado relacionadas com a concentração de substrato utilizado, que poderão ter sido limitantes. No troço entre P5 e a saída do filtro, apesar das concentrações de OD terem sido superiores, relativamente às observadas nos ensaios sem arejamento do leito, o seu valor médio (1,8 mg O₂ L⁻¹) pode ser considerado baixo para a respiração em meio aeróbio.

Quadro 5.20. – Evolução da produção de biomassa fixa e de lamas com a profundidade do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (ensaios III.8.2.1. e III.8.2.6.)

Toma	Condições <i>quase estacionárias</i>			Ensaio III.8.2.1.			Ensaio III.8.2.6.		
	SSV (mg L ⁻¹)	SVB (mg g ⁻¹)	Esp. (mm)	SSV (mg L ⁻¹)	SVB (mg g ⁻¹)	Esp. (mm)	SSV (mg L ⁻¹)	SVB (mg g ⁻¹)	Esp. (mm)
Afluente	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
P1	55,0 ± 2,5	10,3 ± 0,6	0,81 ± 0,10	60,0 ± 2,5	16,8 ± 1,4	0,95 ± 0,20	33,8 ± 1,6	2,9 ± 0,4	0,50 ± 0,10
P2	46,3 ± 3,0	4,5 ± 0,4	0,64 ± 0,05	53,8 ± 1,6	6,6 ± 0,6	0,72 ± 0,05	30,0 ± 0,0	1,4 ± 0,2	0,20 ± 0,05
P3	35,0 ± 2,5	1,7 ± 0,1	0,1 ± 0,05	38,8 ± 3,0	2,0 ± 0,1	0,10 ± 0,05	23,8 ± 1,6	0,7 ± 0,1	0,10 ± 0,05
P4	28,8 ± 1,6	0,5 ± 0,05	0,05 ± 0,05	30,0 ± 0,0	0,5 ± 0,05	0,05 ± 0,05	20,0 ± 0,0	0,5 ± 0,05	0,05 ± 0,05
P5	26,3 ± 1,6	< 0,1	< 0,05	26,3 ± 1,6	< 0,1	< 0,05	20,0 ± 0,0	< 0,1	< 0,05
Efluente	20,0 ± 0,0	—	—	22,5 ± 1,8	—	—	16,3 ± 1,6	—	—

Esp.: Espessura de biofilme

Nota: Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0%, para $n_A = 10$ (SVB e espessura do biofilme) e $n_A = 4$ (SSV)



Figura 5.31. – Grão de pozolana envolvido por biofilme recolhido na toma P1 - ensaio III.8.2.1. (com acetato, uma passagem, com arejamento)

A partir dos resultados apresentados no Quadro 5.20. calculou-se, para três os troços do leito, a diferença entre as massas de carbono consumidas (ΔX) por unidade de volume, em condições *quase estacionárias* (ΔC_E) e nas duas condições de carga consideradas ($\Delta C_{(8.2.1.)}$ e $\Delta C_{(8.2.6.)}$), bem como a variação de lamas biológicas produzidas (P_{SSV}) e o valor teórico ($P_{SSV(T)}$), estimado para ΔX , considerando a relação estequiométrica apresentada no ponto VII.1. do Anexo VII. (p. 415). Os resultados são indicados no Quadro 5.21.

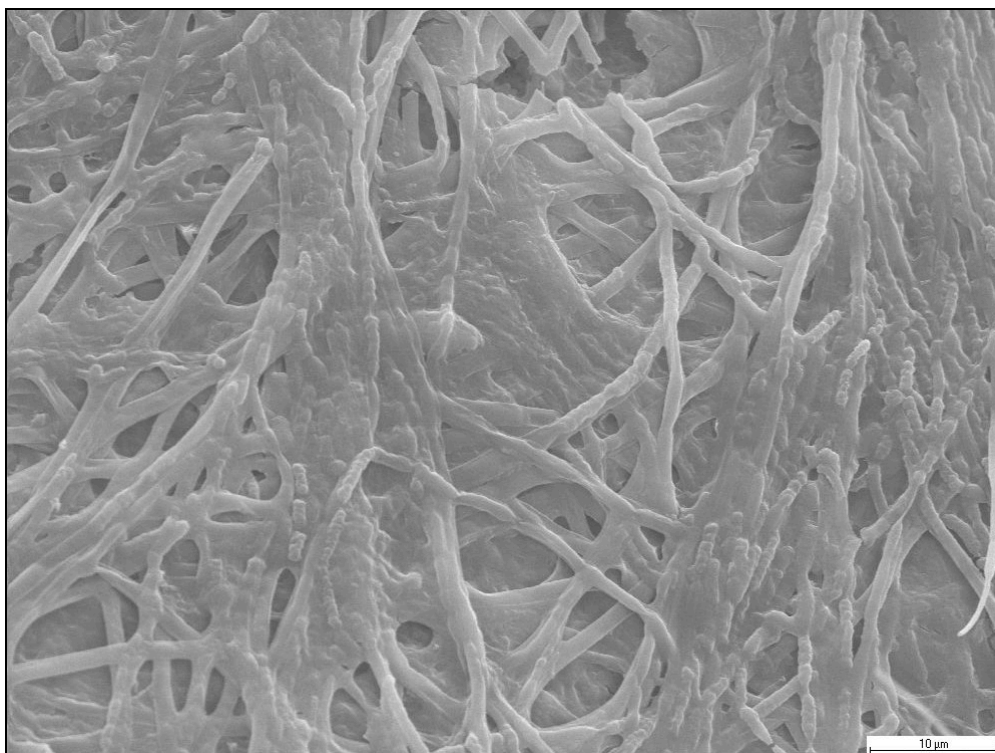


Figura 5.32. – Aspecto da estrutura do biofilme na toma P1 (ampliação: 1500 x) - ensaio III.8.2.1. (com acetato, uma passagem, com arejamento)

Quadro 5.21. – Produção de lamas teórica e observada nos três troços superiores do leito - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (ensaios III.8.2.1. e III.8.2.6.)

Troço do leito	Ensaio III.8.2.1.			Ensaio III.8.2.6.		
	$\Delta X = \Delta C_E - \Delta C_{(8.2.1)}$ (mg C L ⁻¹)	P _{SSV} (mg SSV L ⁻¹)	P _{SSV(T)} (mg SSV L ⁻¹)	$\Delta X = \Delta C_E - \Delta C_{(8.2.6)}$ (mg C L ⁻¹)	P _{SSV} (mg SSV L ⁻¹)	P _{SSV(T)} (mg SSV L ⁻¹)
TL - P1	6,40	5,0	7,30	-16,70	-21,3	-19,00
P1 - P2	2,60	7,5	2,90	-11,30	-16,3	-12,70
P2 - P3	0,32	3,8	0,36	-0,76	-11,3	-0,86

A formação de NO_x⁻-N, como se pode observar nos quadros apresentados no Anexo IX (pp. 441 a 457), foi detectada, com excepção dos ensaios realizados a cargas orgânicas médias afluentes de 25,7 g C m⁻³ h⁻¹ (para a razão C/NH₄⁺-N de 20,0) e inferiores a 5,3 g C m⁻³ h⁻¹, a partir da toma P1, não tendo diminuído até à toma P5. Esta tendência pode ser confirmada pela observação dos perfis de variação do NO_x-N, apresentados, a título exemplificativo, na Figura 5.33. para alguns ensaios da Série III.8.

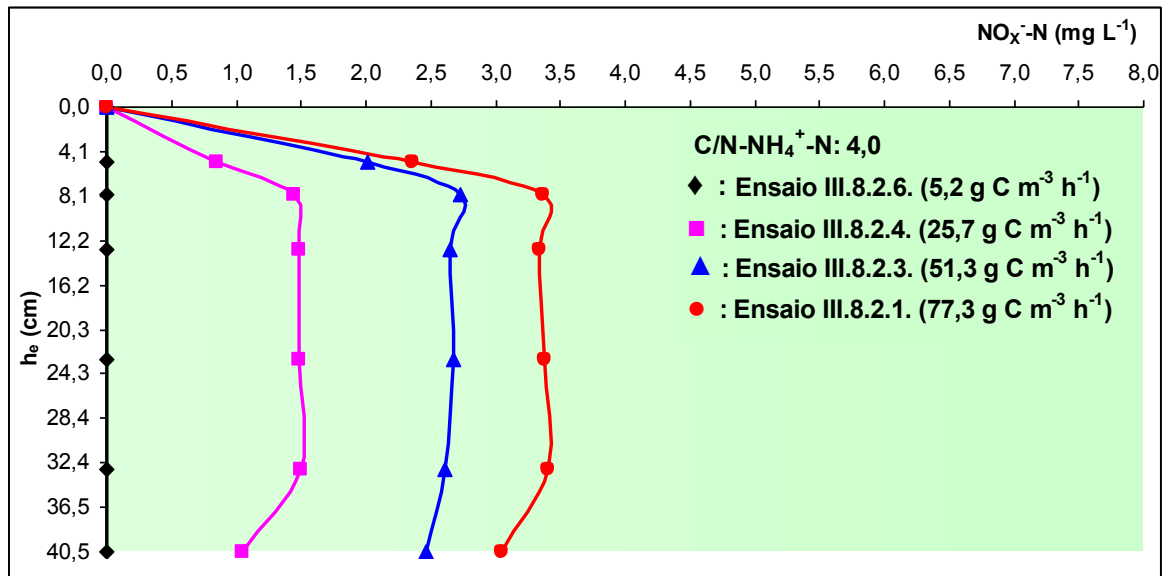


Figura 5.33. – Variação de NO_x^- -N com a profundidade do leito – ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Série III.8.)

A análise microbiológica, em termos de género e espécie, a amostras de grãos colonizados, recolhidos nos ensaios III.2.2.1. (Série III.2.), III.3.2.1. e III.3.2.6. (Série III.3.) e III.8.2.6. (Série III.8.) é apresentada no Quadro 5.22., tendo-se revelado inconclusiva a detecção de microorganismos nitrificantes.

Quadro 5.22. – Tipo de microrganismos detectados no biofilme (toma P1) e no efluente do filtro - ensaios com acetato, uma passagem, com (ensaios III.8.2.6.) e sem arejamento (ensaios III.2.2.1., III.3.2.1. e III.3.2.6.)

Ensaio III.2.2.1.	Ensaio III.3.2.1.	Ensaio III.3.2.6.	Ensaio III.8.2.6.
<i>Pseudomonas spp.</i> , <i>Flavobacterium spp.</i>			
<i>Vibrio fluvialis</i>			<i>Escherichia Coli</i>
<i>Escherichia Coli</i>			
<i>Staphilococcus spp.</i>			

5.5. Fase experimental IV – ensaios de carga

5.5.1. Séries de ensaios 1, 2, 5 e 6

Nos Quadros 5.23. e 5.24. apresenta-se uma síntese dos resultados obtidos nos ensaios das Séries IV.1. e IV.5. (uma única passagem pelo leito) e IV.2. a IV.6. (duas passagens pelo leito), respectivamente, realizados com água residual tratada da ETAR da Boidobra. Os resultados globais obtidos em cada troço do leito são apresentados nos Quadros X.1., X.2., X.5. e X.6. do Anexo X (pp. 461, 462, 465 e 466).

Quadro 5.23. – Síntese de resultados – ensaios com uma passagem, com (Série IV.5.) e sem arejamento (Série IV.1.)

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
IV.1.1.	6,9	0,2	32,51	24,11	11,20	9,14	25,8	18,4	2,9	4,1
IV.1.2.	7,2	0,3	49,22	40,12	11,80	9,34	18,5	20,8	4,2	3,7
IV.5.1.	7,1	1,4	41,88	16,62	12,12	7,77	60,3	35,9	3,5	5,8
IV.5.2.	6,4	1,3	55,33	27,52	11,83	7,14	50,3	39,6	4,7	5,9
Fonte de carbono e azoto: água residual doméstica							Q: 1,0 L h ⁻¹		Uma passagem	

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Quadro 5.24. – Síntese de resultados – ensaios com duas passagens, com (Série IV.6.) e sem arejamento (Série IV.2.)

Ensaio	Passagens	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
		A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
IV.2.1.	1ª	6,7	0,3	37,86	29,15	9,84	7,62	23,0	22,6	3,8	3,9
	2ª	5,1	0,2	27,84	22,74	7,48	5,51	18,3	26,3	3,7	2,6
	Global	—	—	—	—	—	—	39,9	44,0	—	3,5
IV.2.2.	1ª	7,0	0,5	34,41	26,44	9,12	6,65	23,2	27,1	3,8	3,2
	2ª	5,2	0,3	25,12	20,24	6,48	4,74	19,4	26,9	3,9	2,8
	Global	—	—	—	—	—	—	41,2	48,0	—	3,2
IV.6.1.	1ª	6,8	1,2	56,25	26,78	12,67	8,51	52,4	32,8	4,4	7,1
	2ª	5,4	1,4	25,12	14,34	8,35	6,12	42,9	26,7	3,0	4,8
	Global	—	—	—	—	—	—	74,5	51,7	—	6,4
IV.6.2.	1ª	7,1	1,2	62,17	35,79	11,77	7,35	42,4	37,6	5,3	6,0
	2ª	6,3	1,5	34,37	19,54	7,21	4,64	43,1	35,6	4,8	5,8
	Global	—	—	—	—	—	—	68,6	60,6	—	6,0
Fonte de carbono e azoto: água residual doméstica							Q: 1,0 L h ⁻¹		Duas passagens		

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

As equações estequiométricas, nas formas molar e mássica, representativas da remoção carbonada, em meio aeróbio e anóxico, associada ao efluente doméstico e da nitrificação, são apresentadas nos pontos VII.3., VII.4., e VII.5. do Anexo VII (pp. 416 a 418). Estas relações foram desenvolvidas a partir das Eq. (1.30), (1.31) e (1.33), apresentadas no ponto 1.5.2. (pp. 57 e 58).

Os perfis de variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito, utilizando uma e duas passagens, são apresentados nas Figuras 5.34. e 5.35. Nas quatro Séries em análise, de acordo com o indicado nos Quadros 4.9. (p. 111), 5.23. e 5.24., a concentração de carbono afluente apresentou variações entre 32,5 mg C L⁻¹ e 62,2 mg C L⁻¹, às quais correspondiam cargas orgânicas afluentes no intervalo entre 40,1 g C m⁻³ h⁻¹ e 76,8 g C m⁻³ h⁻¹ e relações C/NH₄⁺-N entre 2,9 e 5,3. Estes valores encontram-se, em termos de carga orgânica volúmica e da relação C/NH₄⁺-N afluentes, dentro do intervalo observado para as Séries de ensaios III.3. a III.5. e III.8. a III.10. (realizadas com acetato) podendo, portanto, ser analisados em termos comparativos.

Nas Figuras 5.36. e 5.37. apresentam-se as variações das remoções observadas para carbono orgânico (ΔC) e azoto amoniacal ($\Delta \text{NH}_4^+\text{-N}$), respectivamente, numa única passagem pelo leito (Séries IV.1. e IV.5.), podendo observar-se, à semelhança do que ocorreu nos ensaios com acetato, maior remoção de ambos os compostos no troço TL – P2. Incluiu-se, a título comparativo, os resultados obtidos nos ensaios com o substrato orgânico simples realizados em condições de carga semelhantes (Séries III.3., III.4. e III.8. e III.9.).

As variações das taxas de remoção, quer de carbono, quer de azoto amoniacal, parecem ter sido influenciadas, à semelhança do que ocorreu nos ensaios com acetato, pela variação da concentração do OD e do pH, cujos respectivos perfis, ao longo da profundidade do leito, para uma e duas passagens, se apresentam na Figura 5.38. Os valores de pH, contrariamente ao detectado nos ensaios com uma única fonte de carbono, são decrescentes, com valores a variarem na faixa de 6,4 a 7,0. Este comportamento deverá estar associado à variação negativa detectada para a alcalinidade ($\Delta \text{Alcalinidade}$), cujos resultados, em termos comparativos com os obtidos nos ensaios realizados com acetato, considerando o volume total e o troço TL – P2, onde se observaram maiores remoções de carbono e azoto amoniacal, são apresentados na Figura 5.39.

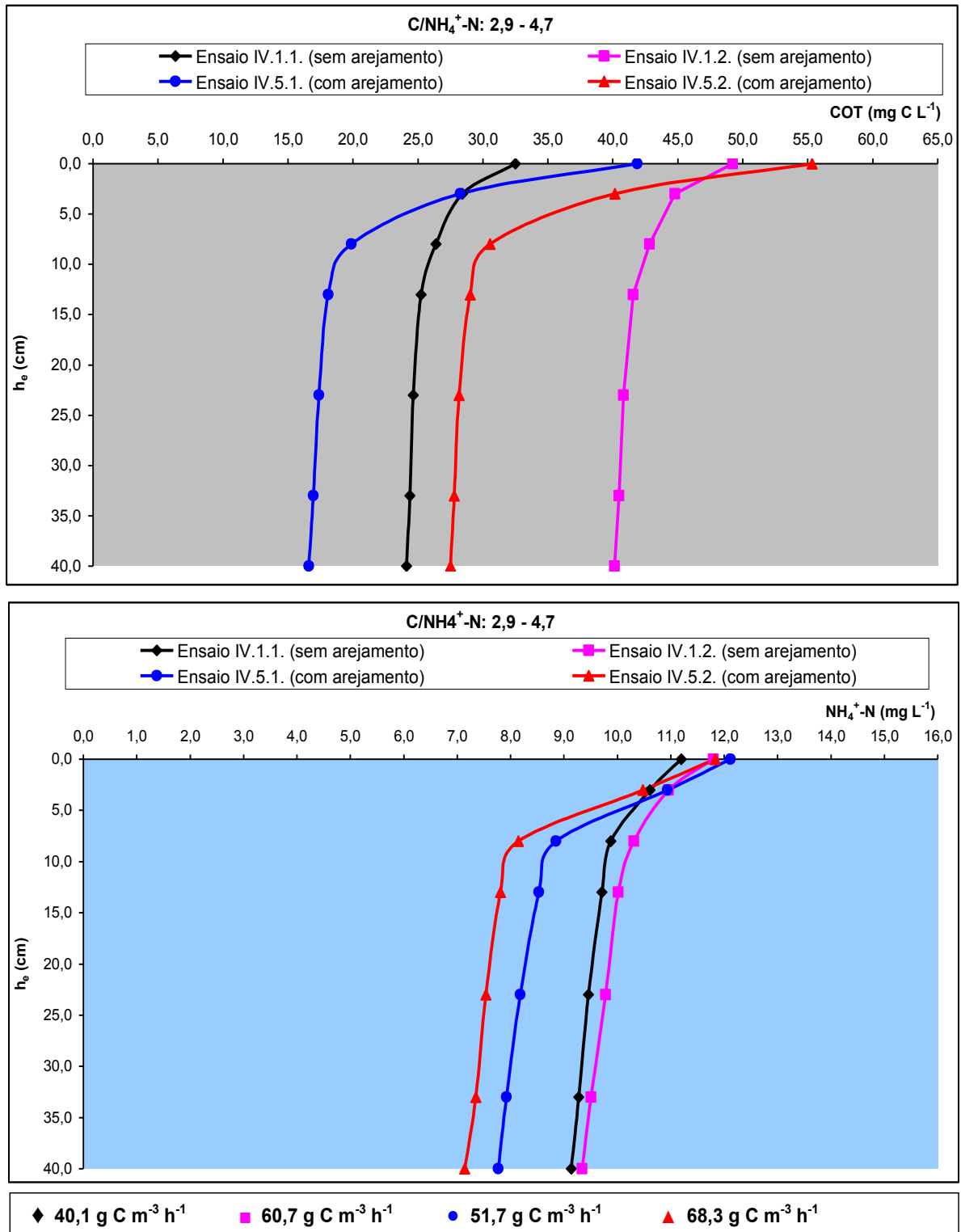


Figura 5.34. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Série IV.5.) e sem arejamento (Série IV.1.)

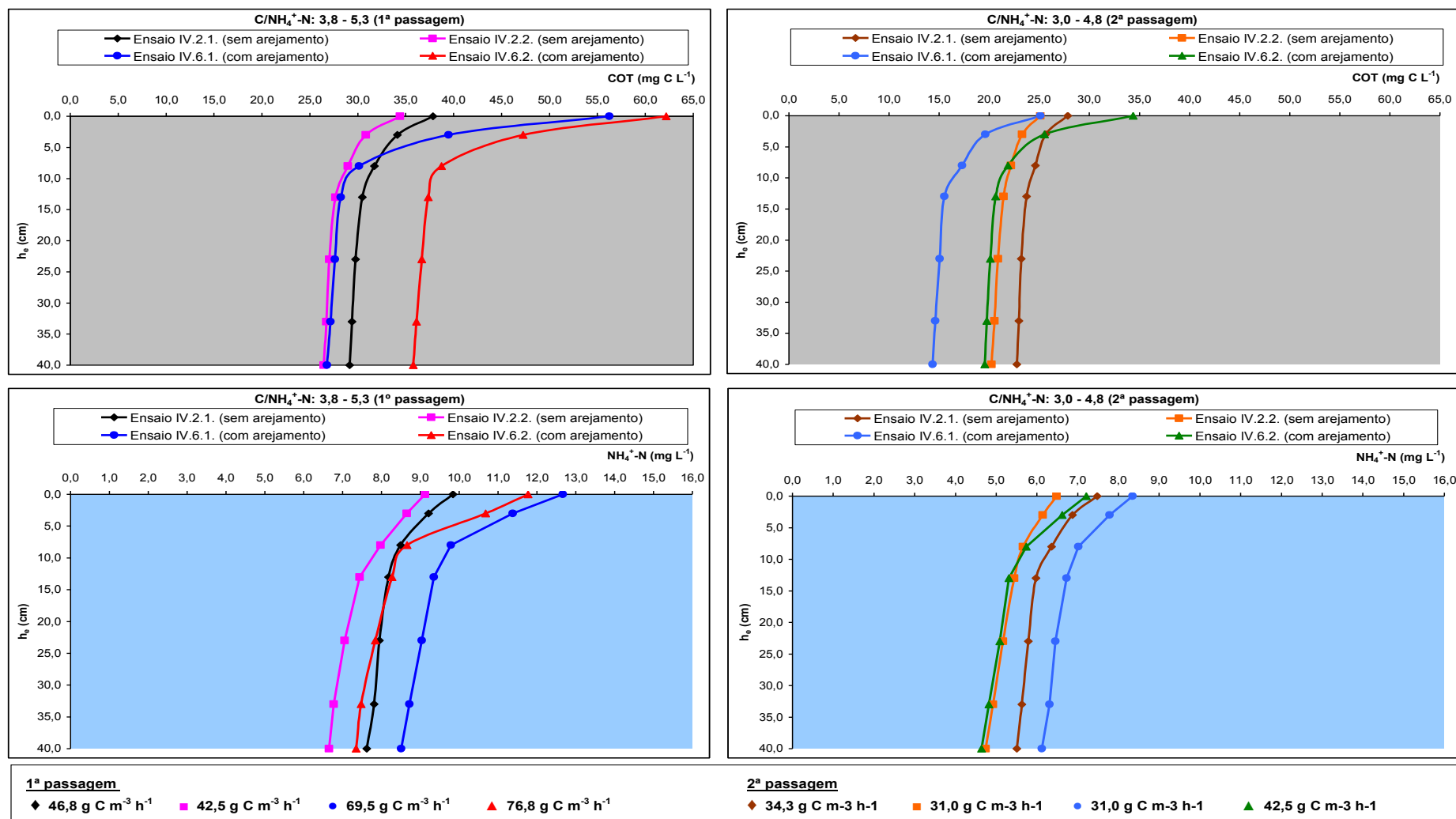


Figura 5.35. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, duas passagens, com (Série IV.6.) e sem arejamento (Série IV.2.)

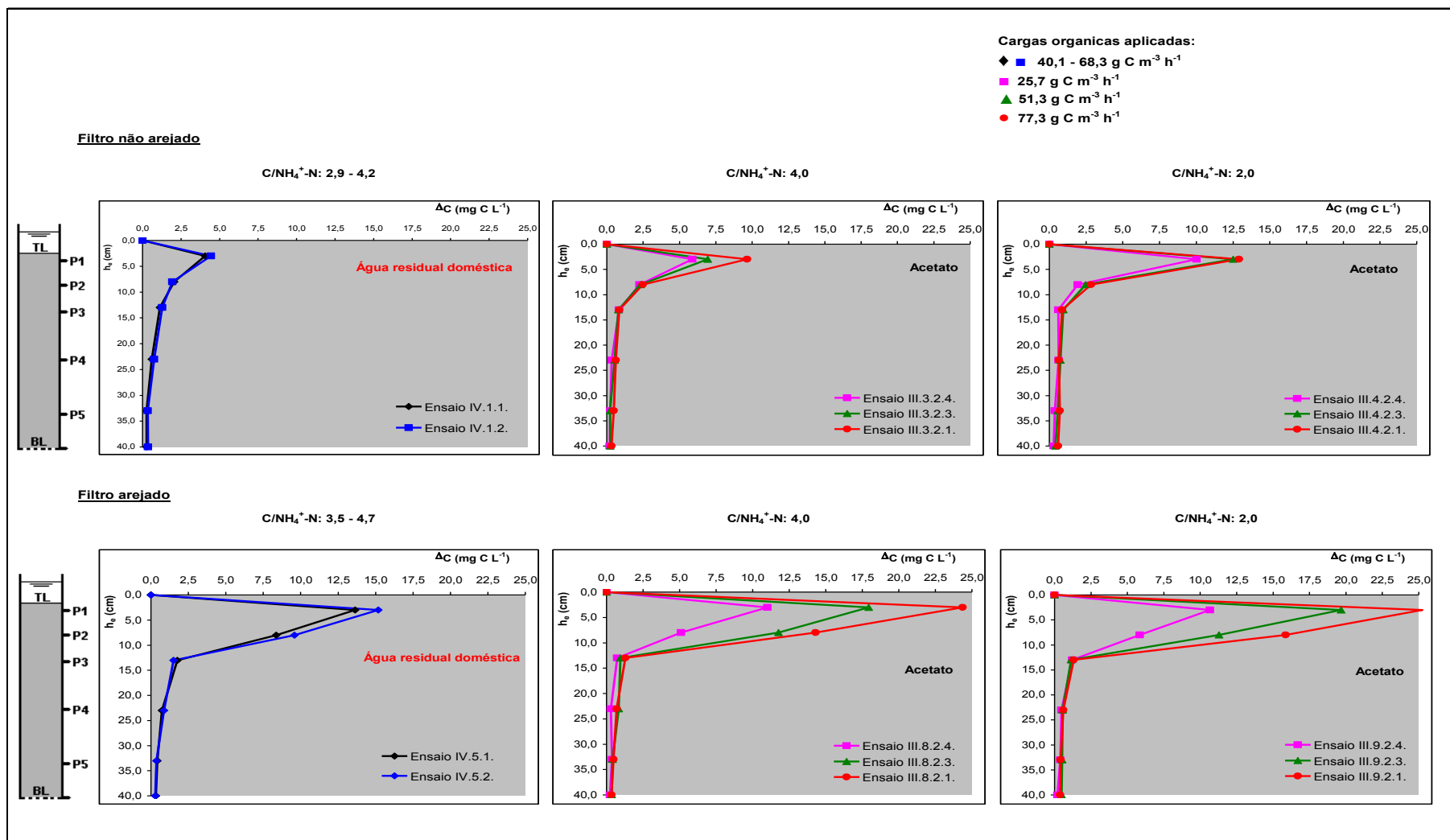


Figura 5.36. – Remoção de carbono ao longo leito em função da carga orgânica volumica aplicada - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Séries III.8., III.9. e IV.5.) e sem arejamento (Séries III.3., III.4. e IV.1.)

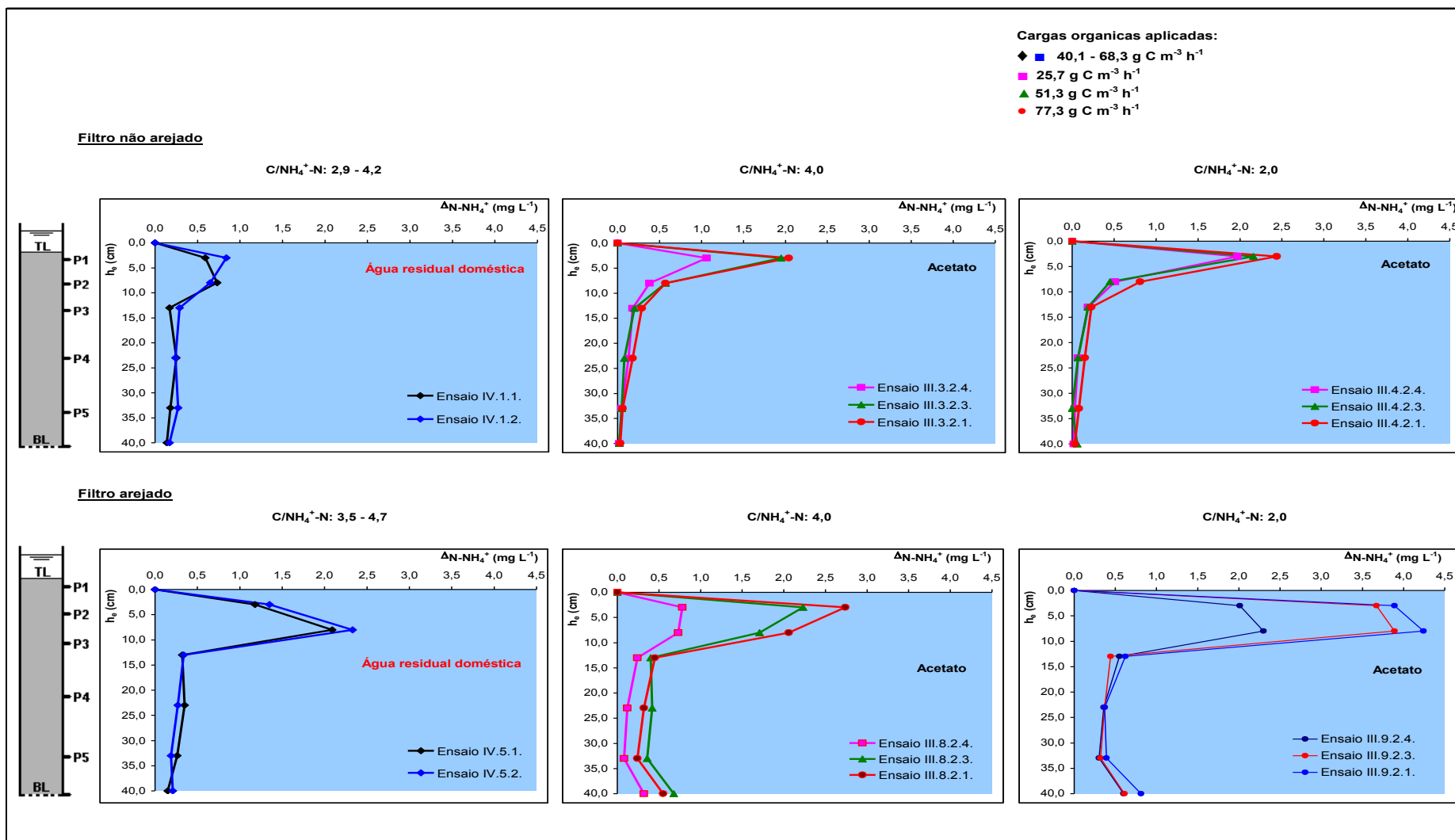


Figura 5.37. – Remoção de azoto amoniacal ao longo leito em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Séries III.8., III.9. e IV.5.) e sem arejamento (Séries III.3., III.4. e IV.1.)

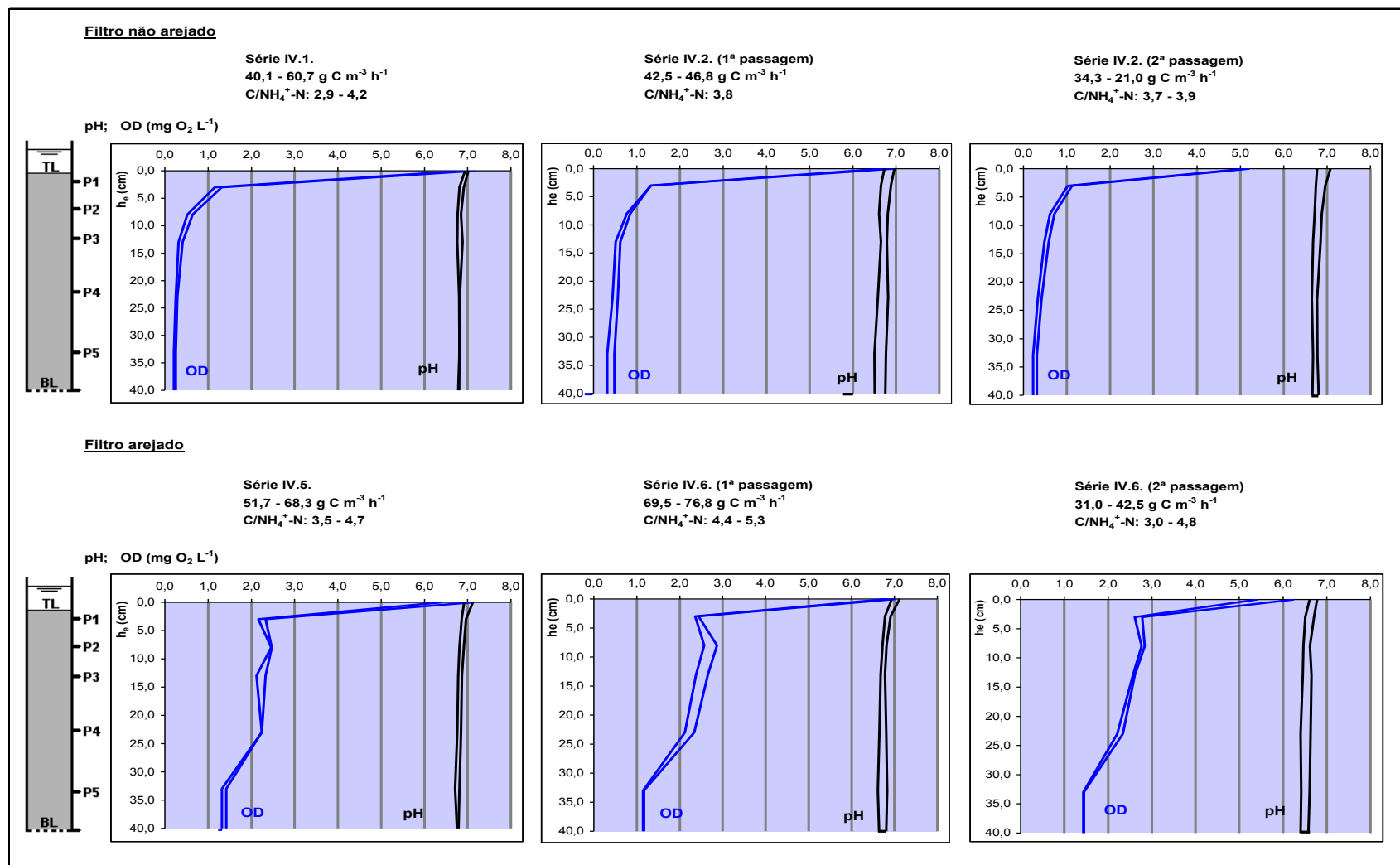


Figura 5.38. – Intervalos de OD e de pH observados ao longo do leito - ensaios com água residual doméstica, uma passagem, com (Séries IV.5. e IV.6.) e sem arejamento (Séries IV.1. e IV.2.)

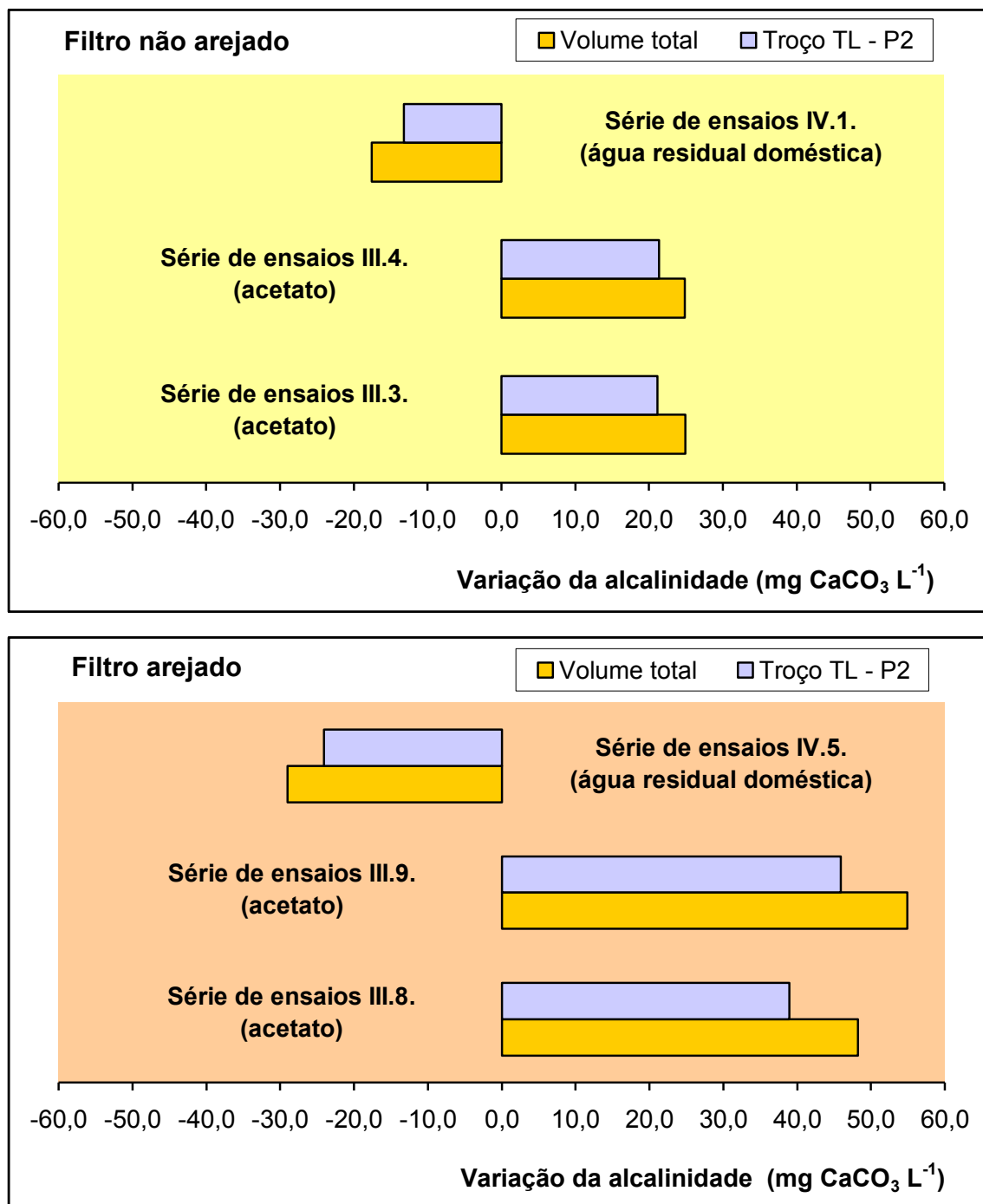


Figura 5.39. – Variação da alcalinidade média em função da carga orgânica aplicada - ensaios com substratos diferentes, com (Séries III.8., III.9. e IV.5.) e sem arejamento (Séries III.3., III.4. e IV.1.)

As características da biomassa, em termos de SSV e SVB e da espessura do biofilme, para o estado *quase estacionário* (em *condições de serviço*, i.e. alimentação com acetato de sódio) e para os ensaios IV.1.1. e IV.5.1., são apresentados no Quadro 5.25. Estes resultados referem-se a amostragens efectuadas em condições *quase estacionárias* e

nos ensaios IV.2.1. e IV.5.1., que representam dois extremos da faixa de carga orgânica utilizada, $40,1 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $51,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, respectivamente. A acumulação de lamas no topo do leito foi visível em todos os ensaios, como se verificar na fotografia apresentada na Figura 5.40.

A manutenção da colonização heterogénea na matriz sólida foi comum em todos os ensaios, independentemente das condições de operação. A análise, ao microscópio electrónico de varrimento, do biofilme agregado a grãos retirados do ensaio IV.5. 1., cujo aspecto é apresentado na Figura 5.41., revelou a presença de uma estrutura densa e reticular semelhante às observadas nos ensaios com acetato (ver Figuras 5.19. e 5.32.).

Quadro 5.25. – Evolução da produção de biomassa fixa e de lamas com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, com (ensaio IV.5.1.) e sem arejamento (ensaio IV.2.1.)

Toma	Condições quase estacionárias			Ensaio IV.2.1.			Ensaio IV.5.1.		
	SSV (mg L^{-1})	SVB (mg g^{-1})	Esp. (mm)	SSV (mg L^{-1})	SVB (mg g^{-1})	Esp. (mm)	SSV (mg L^{-1})	SVB (mg g^{-1})	Esp. (mm)
Afluente	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$	$0,0 \pm 0,0$
P1	$52,0 \pm 1,5$	$9,6 \pm 0,7$	$0,76 \pm 0,20$	$58,2 \pm 2,3$	$12,4 \pm 0,8$	$0,83 \pm 0,10$	$61,5 \pm 2,1$	$15,3 \pm 0,8$	$0,98 \pm 0,20$
P2	$45,5 \pm 1,3$	$4,8 \pm 0,5$	$0,61 \pm 0,05$	$50,1 \pm 2,1$	$5,6 \pm 0,9$	$0,69 \pm 0,05$	$55,5 \pm 1,5$	$8,5 \pm 0,3$	$0,77 \pm 0,10$
P3	$32,3 \pm 1,5$	$1,6 \pm 0,1$	$0,10 \pm 0,05$	$41,3 \pm 2,5$	$2,4 \pm 0,2$	$0,10 \pm 0,05$	$46,6 \pm 1,1$	$2,8 \pm 0,1$	$0,10 \pm 0,05$
P4	$25,0 \pm 1,0$	$0,6 \pm 0,05$	$0,05 \pm 0,05$	$32,3 \pm 1,6$	$0,8 \pm 0,05$	$0,05 \pm 0,05$	$33,6 \pm 1,8$	$0,8 \pm 0,05$	$0,05 \pm 0,05$
P5	$23,8 \pm 1,3$	$< 0,1$	$< 0,05$	$25,5 \pm 1,1$	$< 0,1$	$< 0,05$	$25,8 \pm 0,5$	$< 0,1$	$< 0,05$
Efluente	$20,0 \pm 0,0$	—	—	$20,5 \pm 1,1$	—	—	$22,5 \pm 0,5$	—	—

Esp.: Espessura de biofilme

Nota: Os intervalos de confiança foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0%, para $n_A = 10$ (SVB e espessura do biofilme) e $n_A = 4$ (SSV)

Apesar de, nas amostras de efluente colhidas à saída da ETAR, ter sido detectado a presença de $\text{NO}_x\text{-N}$, houve produção destes compostos no filtro como se pode verificar na Figura 5.42., observada a partir da toma P1, sendo constituído essencialmente por nitratos (ver resultados no Anexo X, pp. 461 a 468). A referida figura permite, ainda, verificar que ocorreu remoção parcial destes compostos a partir da toma P2, apresentando-se os correspondentes resultados no Quadro 5.26.



Figura 5.40. – Aspecto de acumulação de lamas no topo do leito - ensaio IV.5.1. (com água residual doméstica, uma passagem, com arejamento)

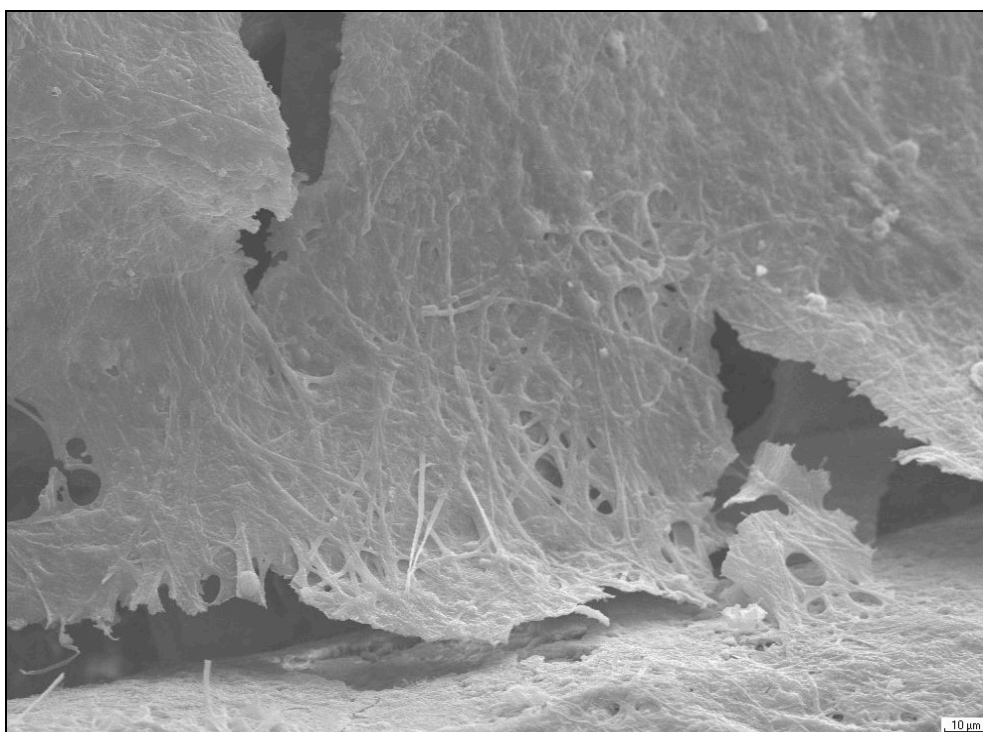


Figura 5.41. – Aspecto da estrutura do biofilme na toma P1 (ampliação: 1500 x) - ensaio IV.5.1. (com água residual doméstica, uma passagem, com arejamento)

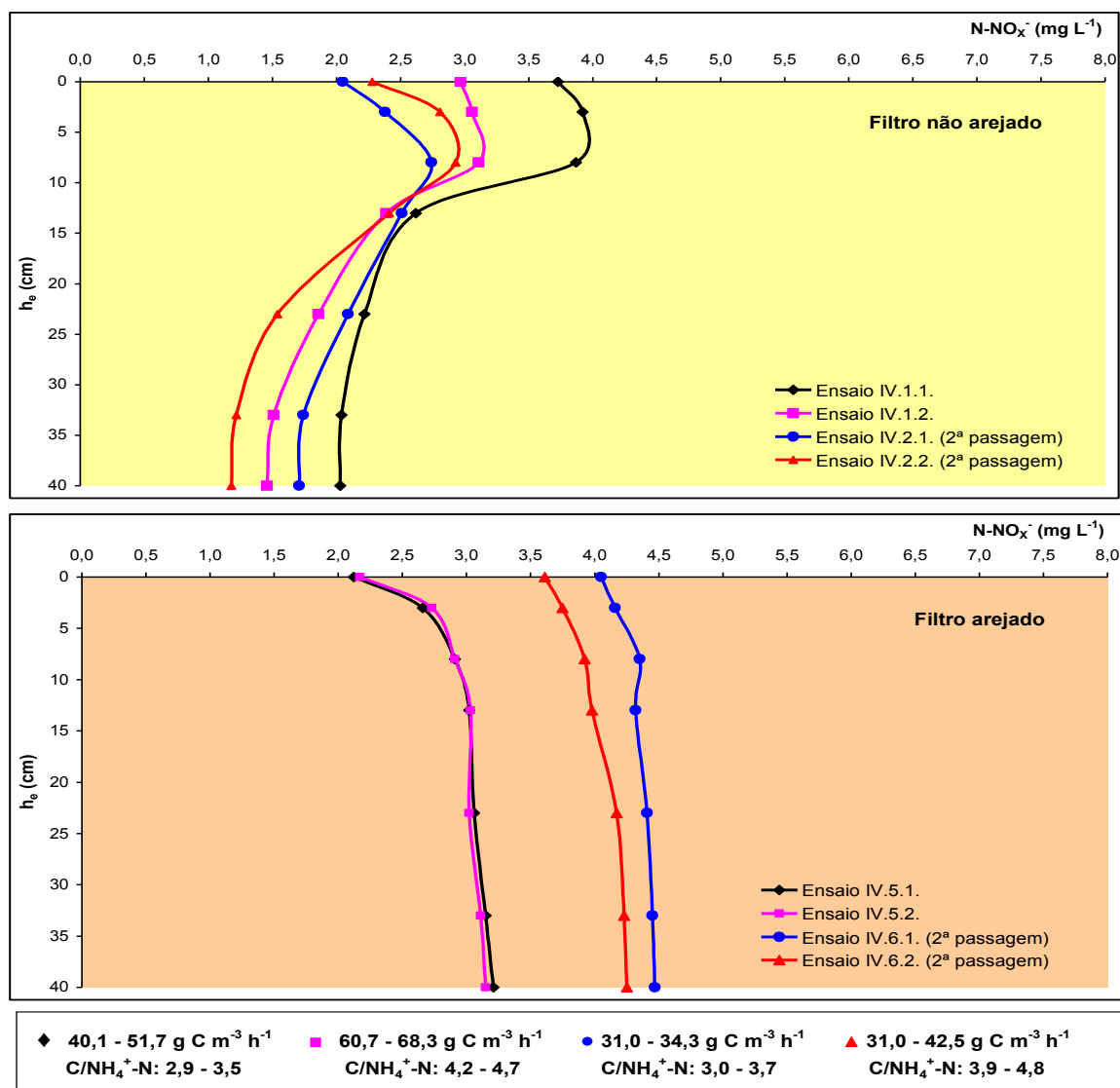


Figura 5.42. – Variação de NO_x⁻-N com a profundidade do leito - ensaios com água residual doméstica, com (Série IV.1. e IV.2.) e sem arejamento (Série IV.5. e IV.6.)

Quadro 5.26. – Variação da remoção de NO_x⁻-N - ensaios com água residual doméstica, sem arejamento (Séries IV.1. e IV.2.)

Ensaio	Carga aplicada (g NO _x ⁻ -N m ⁻³ h ⁻¹)		ΔNO _x ⁻ -N (mg L ⁻¹)		Eficiência de remoção de NO _x -N (%)	
	P2 - P3	P3 - P4	P2 - P3	P3 - P4	P2 - P3	P3 - P4
IV.1.1.	38,7	13,1	1,3	0,4	32,3	15,3
IV.1.2.	31,1	12,0	0,7	0,5	23,2	22,2
IV.2.1.	31,2	11,7	1,0	0,9	26,5	33,9
2ª passagem	27,4	12,6	0,2	0,4	8,4	16,7
IV.2.2.	37,8	14,3	1,5	1,4	33,7	32,6
2ª passagem	28,1	29,3	0,5	0,9	17,1	36,1

A caracterização microbiológica do biofilme, ao nível da toma P1, para o ensaio IV.1.2., revelou a presença dos seguintes géneros e espécies: *Aeromons hydrophila*, *Escherichia Coli*, *Flavobacterium spp.*, *Mycobacterium spp.*, *Pseudomonas spp.*, *Sthaphilococcus spp.* e *Vibrio spp.* A detecção de microrganismos nitrificantes também aqui se revelou inconclusiva.

5.5.2. Séries de ensaios 3, 4, 7 e 8

Nos Quadros 5.27. e 5.28. apresenta-se uma síntese dos resultados obtidos nos ensaios das Séries IV.3. e IV.7. (uma única passagem pelo leito) e IV.4. a IV.8. (duas passagens pelo leito), respectivamente. Os resultados globais obtidos em cada troço do leito são apresentados nos Quadros X.3., X.4., X.7. e X.8. do Anexo X (pp. 463, 464, 467 e 468).

A variação das concentrações de carbono e de azoto amoniacal ao longo do leito, utilizando uma e duas passagens pelo leito, são apresentadas nas Figuras 5.43. e 5.44. Apenas nos ensaios com água da ribeira da Boidobra se observou variação significativa de ambos os parâmetros, especialmente no troço TL – P1 (8,0 cm iniciais).

Quadro 5.27. – Síntese de resultados – ensaios com uma passagem, com (Série IV.7.) e sem arejamento (Série IV.3.)

Ensaio	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
	A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
IV.3.1.	7,6	5,3	3,33	4,35 ¹⁾	0,21	3,71 ¹⁾	—	—	15,9	—
IV.3.2.	7,5	0,9	17,74	12,93	1,51	1,70 ¹⁾	27,1	—	11,7	—
IV.7.1.	7,9	6,3	4,74	5,05 ¹⁾	0,15	3,19 ¹⁾	—	—	31,6	—
IV.7.2.	7,6	1,6	14,92	8,75	1,44	1,67 ¹⁾	41,4	—	10,4	—
Fonte de carbono e azoto: água de origem superficial							Q: 1 L h ⁻¹		Uma passagem.	

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Nota: Os ensaios IV.3.1. e IV.7.1. foram interrompidos ao fim de 4,0 horas, por se observar perda excessiva de biomassa

Quadro 5.28 – Síntese de resultados - ensaios com duas passagens, com (Série IV.8.) e sem arejamento (Série IV.4.)

Ensaio	Passagens	OD (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg C L ⁻¹)		NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)		Remoção (%)		C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N
		A	E	A	E	A	E	COT	NH ₄ ⁺ -N		
IV.4.1.	1º	7,9	6,4	5,12	5,98 ¹⁾	0,15	3,50 ¹⁾	—	—	34,1	—
	2º	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	—	—	—	—
	Global	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
IV.4.2.	1º	7,6	0,9	24,26	19,70	2,14	2,15 ¹⁾	18,8	—	11,3	—
	2º	6,1	1,9	18,15	16,88	2,33	2,60 ¹⁾	7,0	—	7,8	—
	Global	—	—	—	—	—	—	30,4	—	—	—
IV.8.1.	1º	7,7	6,5	4,32	5,55 ¹⁾	0,25	2,91 ¹⁾	—	—	17,3	—
	2º	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	—	—	—	—
	Global	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
IV.8.2.	1º	7,5	1,5	19,74	13,60	2,48	2,76 ¹⁾	31,1	—	8,0	—
	2º	5,1	1,8	12,81	9,71	2,52	2,68 ¹⁾	24,2	—	5,1	—
	Global	—	—	—	—	—	—	50,8	—	—	—

Fonte de carbono e azoto: água de origem superficial

Q: 1 L h⁻¹

Duas passagens.

¹⁾ Admite-se que tenha ocorrido erro analítico

A: Afluente ao filtro (o OD foi medido no volume de líquido V_{SL} no topo do leito)

E: Efluente do filtro

Nota: Os ensaios IV.4.2.1. e IV.8.2.1. foram interrompidos ao fim de 4,0 horas, por se observar perda excessiva de biomassa.

No tratamento de amostras de água do rio Zêzere (ensaios IV.3.1., IV.7.1., IV.4.1. e IV.8.1.), verificou-se, entre a terceira e a quarta hora de ensaio, independentemente dos procedimentos de operação, ligeira mudança de cor do efluente o que fez ponderar a hipótese de ter havido purga de biomassa naqueles ensaios. O ensaio foi interrompido, sendo os resultados apresentados nos Quadros 5.27. e 5.28. referentes a apenas quatro horas de operação. Os resultados permitiram verificar que, independentemente das condições de operação, não ocorreu remoção de qualquer dos substratos, tendo as suas concentrações, à saída do filtro, sido superiores às observadas à entrada, o que se admite ter sido consequência de erro analítico.

Nos quatro ensaios com amostras da ribeira da Boidobra, de acordo com os valores apresentados nos dois quadros anteriores, a concentração de carbono inicial apresentou variações entre 14,9 mg C L⁻¹ e 24,3 mg C L⁻¹, aos quais correspondiam cargas orgânicas afluentes no intervalo entre 18,4 g C m⁻³ h⁻¹ e 30,0 g C m⁻³ h⁻¹ e relações C/NH₄⁺-N entre 8,0 e 11,8. Estes valores encontram-se, em termos de carga orgânica volúmica e da

relação C/NH_4^+-N afluentes, dentro do intervalo observado nos ensaios III.2.4. e III.7.4. (realizados com acetato) podendo, portanto, ser analisados em termos comparativos.

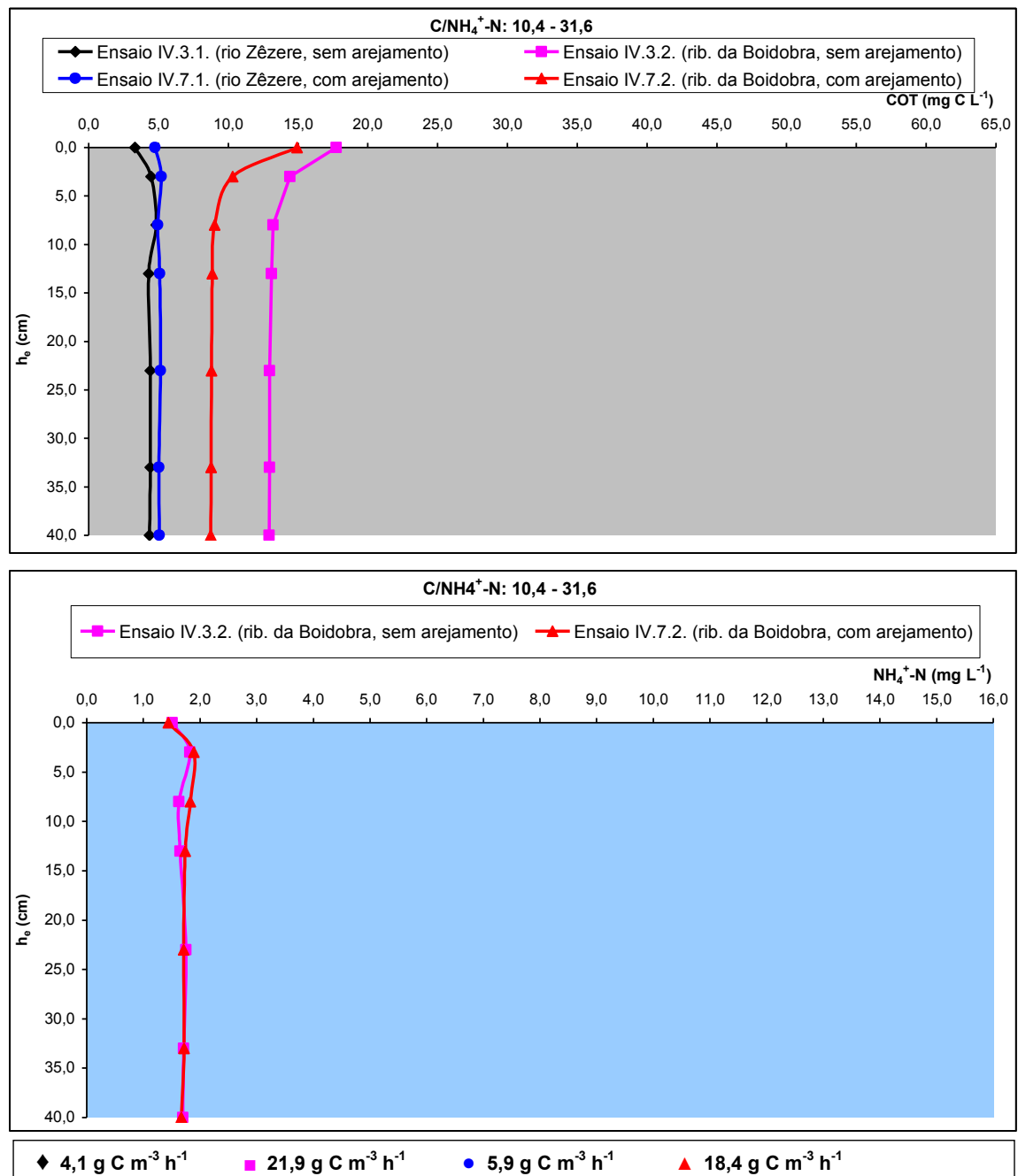


Figura 5.43. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água, uma passagem, com (Série IV.7.) e sem arejamento (Série IV.3.)

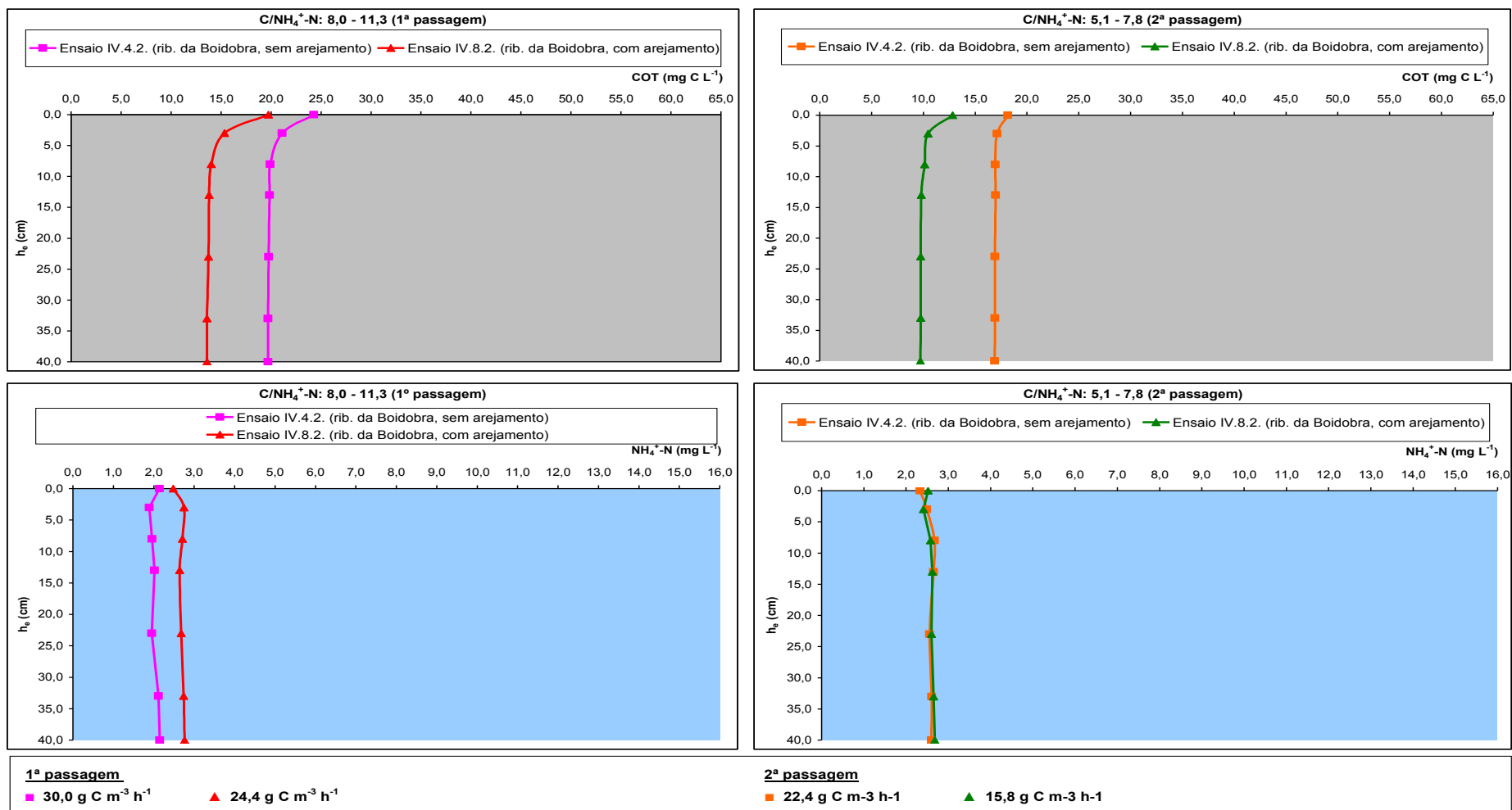


Figura 5.44. – Variação da concentração de carbono e de azoto amoniacal com a profundidade do leito - ensaios com água, duas passagens, com (Série IV.8.) e sem arejamento (Série IV.4.)

No Quadro 5.29. apresenta-se a variação da remoção de carbono (ΔC) ao longo do filtro, tendo sido incluído, a título comparativo, os resultados obtidos nos ensaios com acetato a cargas semelhantes.

Quadro 5.29. – Remoção global de carbono - ensaios com acetato e água, com (Séries III.7., IV.7. e IV.8.) e sem arejamento (Séries III.2., IV.3. e IV.4.)

Ensaio/Substrato	Carga aplicada (g C m ⁻³ h ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC (mg C L ⁻¹)			Eficiência de remoção (%)		
			TL - BL	TL - P1	P1 - P2	TL - BL	TL - P1	P1 - P2
Acetato								
III.2.2.4.	25,7	10,0	7,2	5,0	1,2	34,5	24,1	7,8
III.7.2.4.	25,7	10,0	9,6	5,6	2,3	46,4	27,1	15,1
Água ribeira da Boidobra								
IV.3.2.	21,1	11,7	4,8	3,3	1,2	27,1	18,8	8,4
IV.7.2.	18,4	10,4	6,2	4,6	1,3	41,4	30,9	12,5
IV.4.2.	30,0	11,3	7,4	4,2	1,2	30,4	—	—
2ª passagem	22,5	7,8	1,3	1,0	0,2	7,	5,7	0,9
IV.8.2.	24,3	8,0	10,0	6,8	1,6	50,8	—	—
2ª passagem	15,8	5,1	3,1	2,4	0,3	24,2	18,5	3,1

A variação da concentração de OD e de pH é apresentada na Figura 5.45. À semelhança do observado nos ensaios com efluente doméstico, observou-se, independentemente das condições de operação, a diminuição dos valores de alcalinidade com a profundidade do leito como se pode verificar pela análise dos Quadros X.3., X.4., X.7. e X.8., do Anexo X (pp. 463, 464, 467 e 468). Estas observações, após ter sido constatada remoção nula de azoto amoniacal, parecem estar exclusivamente associados à degradação da matéria orgânica por acção de microrganismos heterotróficos aeróbias.

Apesar de não ter sido detectada actividade nitrificante, verificou-se, contudo, nos ensaios sem arejamento (ensaios IV.3.2. e IV.4.2.) a remoção parcial de formas oxidadas de azoto, com maior amplitude entre as tomas P2 e P3, como se pode verificar pelos respectivos perfis de NO_x⁻-N, apresentados na Figura 5.46., e pela variação da remoção de NO_x⁻-N (Δ NO_x⁻-N) indicada no Quadro 5.30.

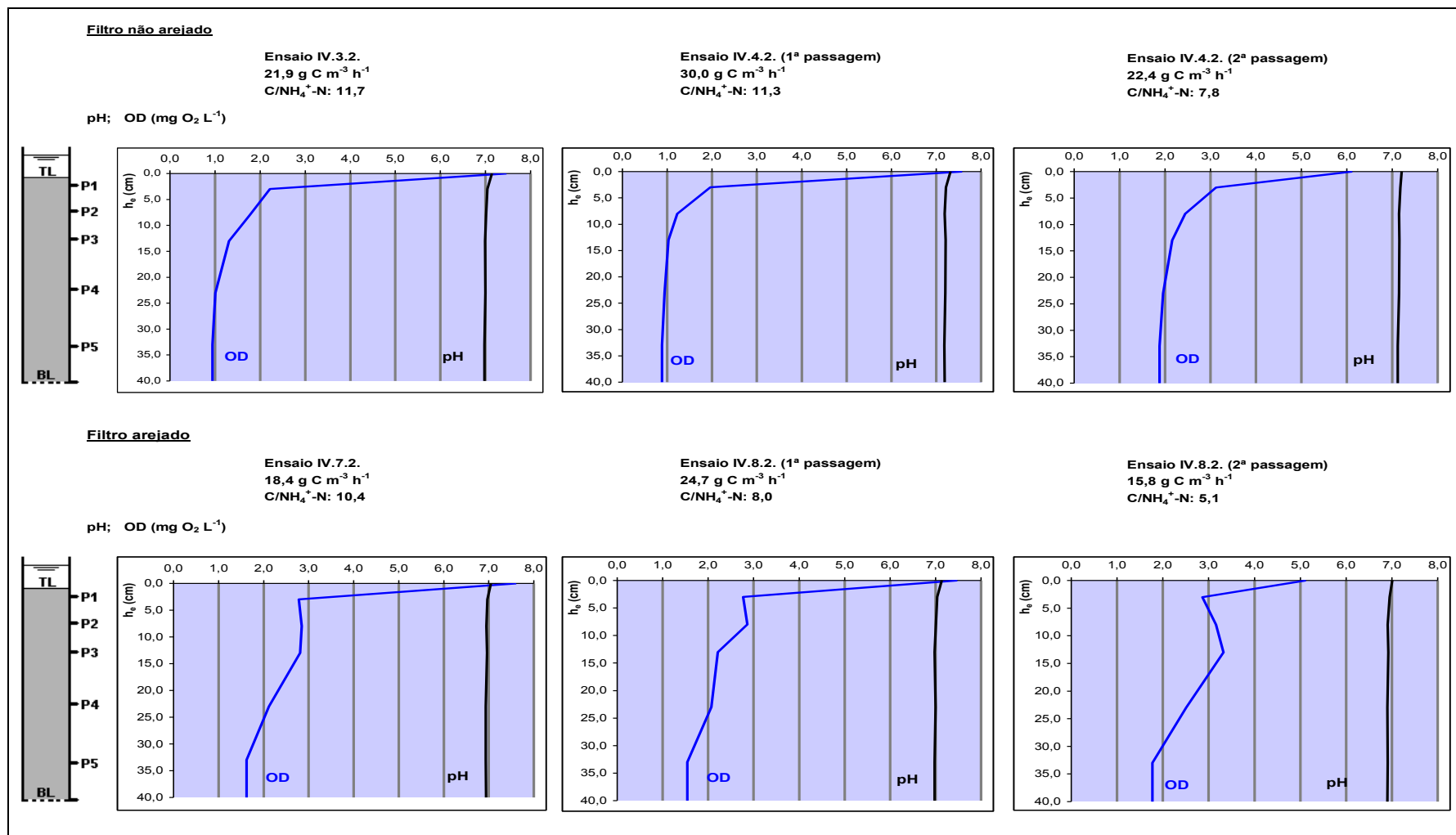


Figura 5.45. – Intervalos de OD e de pH observados ao longo do leito em função da carga orgânica aplicada - ensaios com água, com (Séries IV.7. e IV.8.) e sem arejamento (Séries IV.3. e IV.4.)

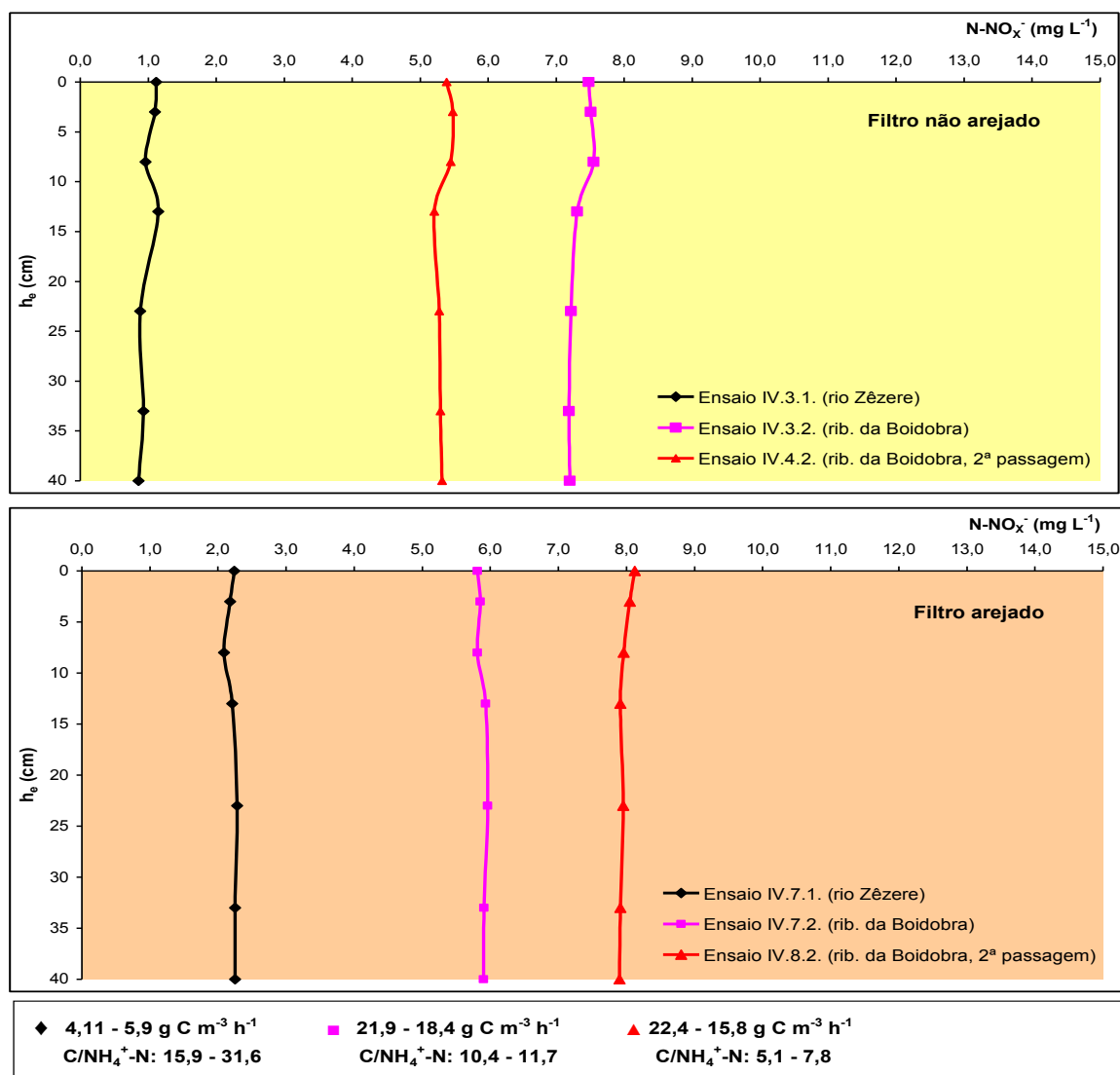


Figura 5.46. – Variação de $\text{NO}_x^- \text{-N}$ com a profundidade do leito - ensaios com água, com (Série IV.7. e IV.8.) e sem arejamento (Série IV.3. e IV.4.)

Quadro 5.30. – Variação da remoção de $\text{NO}_x^- \text{-N}$ - ensaios com água, sem arejamento (Séries IV.3. e IV.4.)

Ensaio	Carga aplicada (g $\text{NO}_x^- \text{-N}$ m ⁻³ h ⁻¹)		$\Delta \text{NO}_x^- \text{-N}$ (mg L ⁻¹)		Eficiência de remoção de $\text{NO}_x^- \text{-N}$ (%)	
	P2 - P3	P3 - P4	P2 - P3	P3 - P4	P2 - P3	P3 - P4
IV.3.1.	11,0	48,0	0,1	0,3	12,7	28,1
IV.3.2.	75,5	36,6	0,2	0,1	2,6	1,4
IV.4. 1.	13,5	6,6	0,04	0,07	3,0	5,3
2ª passagem	13,5	6,6	0,0	0,0	0,0	0,0
IV.4.2.	65,5	32,4	1,4	0,1	21,4	1,5
2ª passagem	54,8	27,3	0,2	0,0	3,6	0,0

A caracterização microbiológica do biofilme, a partir de amostras recolhidas, ao nível da toma P1, no ensaio IV.3.2., revelou presença dos seguintes géneros e espécies: *Escherichia Coli*, *Flavobacterium spp.*, *Pseudomonas spp.*, *Staphilococcus spp.* e *Vibrio fluvialis*.

5.6. Análise da variação da perda de carga

A evolução perda de carga, ao longo do leito, foi avaliada, a título exemplificativo, em ensaios com acetato, com (ensaio III.8.2.1., III.8.2.6. e III.10.2.3.) e sem arejamento (ensaio III.3.2.1., III.3.2.6. e III.5.2.3.) e água residual doméstica, com (ensaio IV.5.1. e IV.6.1.) e sem arejamento (ensaio IV.1.1. e IV.2.1.) de forma a estudar a variação da colmatação do leito, em função da modificação das condições de operação. Esta avaliação considerou ensaios realizados com substrato diferentes, a cargas orgânicas no intervalo utilizado neste estudo, para uma razão C/NH₄⁺-N próxima de 4,0, com e sem arejamento do filtro.

Nas Figuras 5.47. e 5.48. indicam-se os resultados do estudo da perda de carga total do escoamento no leito (Δy) para os ensaios acima referidos. A estimativa das perdas de carga, nos vários troços do leito, para cada ensaio, é apresentada nos Quadros VI.7. a VI.17. do Anexo VI (pp.401 a 403).

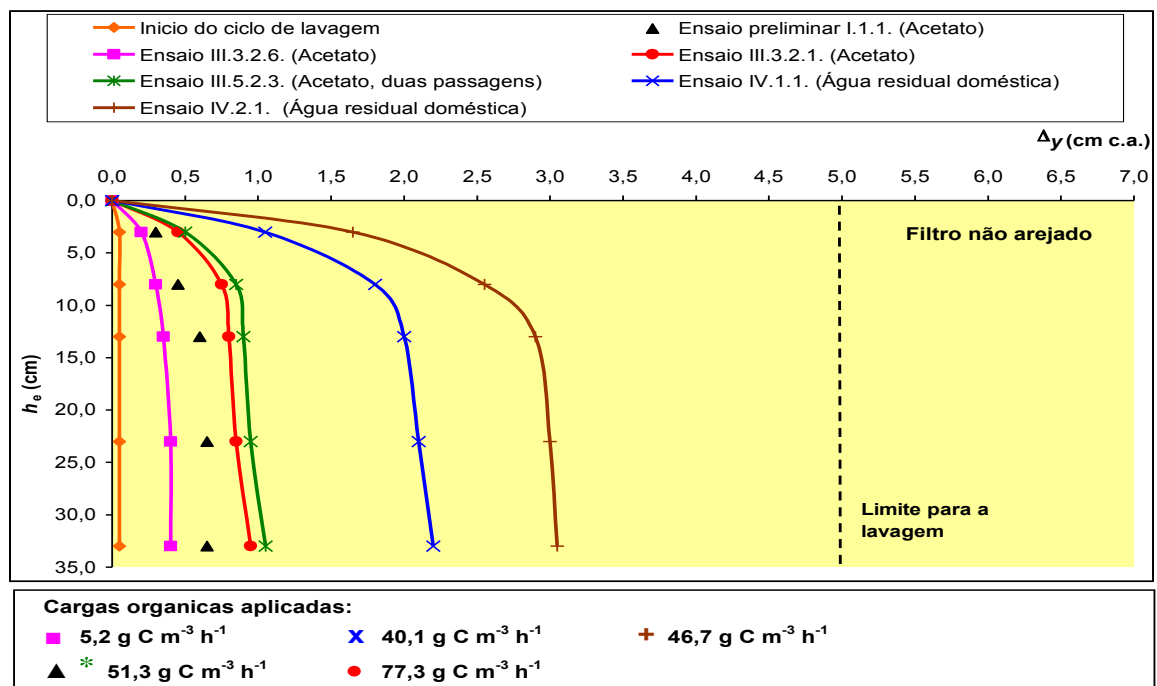


Figura 5.47. – Variação da perda de carga com a profundidade do leito - ensaios com diferentes substratos, sem arejamento

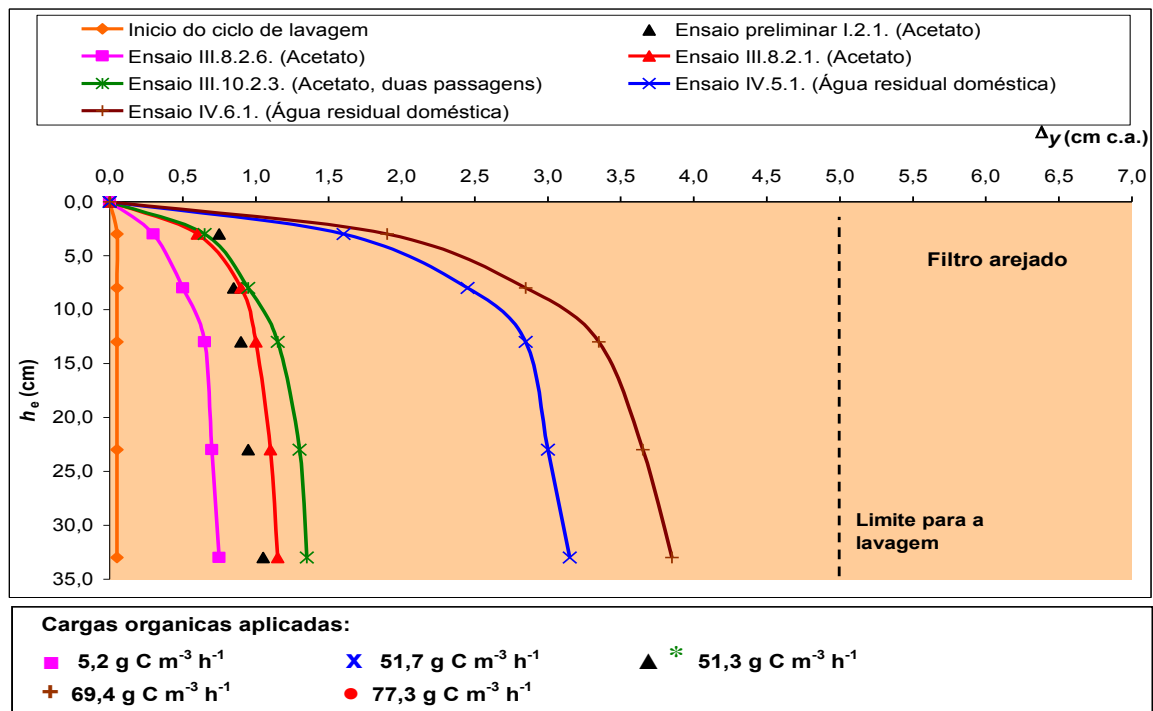


Figura 5.48. – Variação da perda de carga com a profundidade do leito - ensaios com diferentes substratos, com arejamento

5.7. Avaliação da cinética de remoção

5.7.1. Desenvolvimento de um modelo cinético

A variação da remoção do carbono orgânico, que se admite ter ocorrido, essencialmente, por acção de microrganismos heterotróficos aeróbios, fixos aos grãos de pozolana (*i.e.* presentes no biofilme), ao longo da faixa de cargas orgânicas utilizadas neste estudo, pode ser analisada relacionando a taxa de consumo de substrato (r_s) com a concentração limitante de carbono (S).

Para efeitos de modelação, assume-se: r_s como a taxa de consumo de carbono por unidade de volume (V_p) do meio poroso, que é numericamente igual à taxa volumétrica de remoção de carbono ($r_V C$); r_g como a taxa de crescimento celular, para a biomassa fixa, por unidade de volume do meio poroso; S_0 e S como as concentrações de carbono à entrada e detectada na fronteira a jusante de um troço do leito, respectivamente; X e X_{SVB} como a concentração de biomassa em suspensão, em termos de SSV, e fixa, em termos de SVB, respectivamente. A remoção de carbono relacionada com a biomassa em suspensão foi considerada negligenciável em comparação com a utilizada pela biomassa fixa.

O estudo das características hidrodinâmicas revelou que, para o caudal de $1,0 \text{ L h}^{-1}$ e no intervalo de cargas orgânicas utilizado nos ensaios da Fase III, nos troços TL – P1 e P1 – P2, a dispersão foi muito forte (ver Quadro 5.5.) tendo, eventualmente, ocorrido condições de mistura.

A variação de r_s com o aumento da concentração de carbono (S) pode considerar-se semelhante à apresentada nas Figuras 5.13. (ensaios com o filtro não arejado) e 5.27. (ensaios com o filtro arejado) para a variável $r_V C$. Ambas as figuras parecem indicar, em especial para razões $C/\text{NH}_4^+\text{-N}$ inferiores a 4,0, relações hiperbólicas entre $r_V C$ e a concentração de carbono (S) no sistema, o que faz supor que, sendo $r_V C$ numericamente igual a r_s , a primeira variável pode ser matematicamente relacionada com S por formalismo do tipo que é proposto por Monod (apresentado no ponto 1.4.2., pp. 35 a 39).

Por outro lado, o estudo das características hidrodinâmicas do leito (cujos resultados são apresentados no ponto 5.2. e discutidos no ponto 6.1.) não revelou influência significativa da velocidade de escoamento relativamente ao transporte difusivo de substratos para o interior do biofilme, podendo, à semelhança do assumido por Hamoda (1989), considerar-se negligenciável o efeito de resistência à difusão causado pela fase líquida. Os resultados dos ensaios com um substrato simples (Séries III.1. a III.10.) revelaram, por outro lado, que, apesar de terem ocorrido concentrações baixas de OD na generalidade dos ensaios sem arejamento, a remoção de carbono parece ter sido principalmente influenciada pela concentração deste substrato.

Nestes termos, considerou-se, à semelhança do adoptado por Mano (1996), e de acordo com os resultados apresentados nos pontos 5.4.1. e 5.4.2., que a remoção de carbono no biofilme era, essencialmente, limitada pela disponibilidade deste substrato que, por outro lado, se admite ter penetrado totalmente a espessura de biofilme.

Estes pressupostos permitiram desenvolver um modelo matemático simplificado, assente no formalismo cinético de Monod, que se considerou poder descrever satisfatoriamente a remoção de carbono e o crescimento da biomassa fixa. Admitiu-se que o modelo era aplicável apenas para os troços TL – P1 e P1 – P2, onde se observaram condições de mistura.

Nestes termos, considerou-se para o balanço de massa do substrato (carbono), em condições *quase estacionárias*, a relação dada pela Eq. (1.28), apresentada no ponto 1.4.4. (p. 51).

Considerando negligenciável o crescimento celular associado à biomassa em suspensão, comparativamente com o crescimento da biomassa fixa, qualquer relação matemática para r_s deveria considerar potenciais limitações à transferência de massa por interacção

dos mecanismos de difusão e reacção, do filme líquido para o interior do biofilme (ver Figura 1.4., p. 34.). Dada a dificuldade em avaliar a extensão da limitação à difusão na superfície do biofilme, incorporou-se, tal como Hamoda (1989), o efeito das limitações associadas à transferência de massa e à reacção, na taxa específica máxima de consumo de substrato (k).

Deste modo, obteve-se r_s (Eq. (5.2), adaptada da Eq. (1.20), referida no ponto 1.4.2. (p. 36)

$$r_s = k \frac{S X_{SVB}}{K_S + S} \quad (5.2)$$

Em condições *quase estacionárias* admitiu-se que dS/dt se anulava, tendo-se:

$$Q(S_0 - S) = V \frac{k S X_{SVB}}{K_S + S} \quad (5.3)$$

Considerando o tempo de retenção hidráulico (τ), desenvolvendo, obteve-se a solução apresentada na Eq. (5.4), que traduz a variação da concentração de substrato (S) na fronteira a jusante de um troço do leito.

$$S^2 + (\tau k X_{SVB} + K_S - S_0)S - S_0 K_S = 0 \quad (5.4)$$

Para o balanço de massa associado ao crescimento microbiológico considerou-se a Eq. (1.26) apresentada no ponto 1.4.4. (p. 51), sendo X_0 e X as concentrações de biomassa em suspensão à entrada e na fronteira a jusante de um troço de leito, respectivamente.

A concentração de biomassa à entrada (X_0) foi considerada negligenciável. Assumindo o formalismo de Monod, r_g foi definida por uma relação semelhante à da Eq. (1.23), tendo resultado a seguinte expressão:

$$r_g = \mu_m \frac{S X_{SVB}}{K_S + S} - b X_{SVB} = Y r_s - b X_{SVB} \quad (5.5)$$

Assumindo que em condições *quase estacionárias* dX/dt se anulava, por substituição na Eq. (1.26) obteve-se:

$$\frac{Q}{V} X = \frac{Q Y}{V} (S_0 - S) - b X_{SVB} \quad (5.6)$$

que se pode traduzir na seguinte expressão:

$$X_{SVB} = \frac{Y (S_0 - S) - X}{\tau b} \quad (5.7)$$

Se se dispusesse de dados relativos à área superficial do suporte, poder-se-ia ter desenvolvido expressões semelhantes às Eq. (5.4) e (5.7), a partir de taxas de remoção de substrato (r_s) e de crescimento celular (r_g) por unidade de área.

5.7.2. Aplicação do modelo cinético

As Eq. (5.4) e (5.7) são expressões que podem ser utilizados para simular a remoção de carbono e o crescimento de biomassa fixa, respectivamente, nos troços TL – P1 e P1 – P2 do leito, sendo necessário, para o efeito, estimar os coeficientes cinéticos envolvidos. De forma a avaliar a sua aplicabilidade, estimaram-se os referidos coeficientes para cada uma das expressões, a partir dos dados experimentais referentes aos ensaios das Séries III.3. e III.8. A análise foi realizada, apenas, para a remoção de carbono nos troços TL – P1 e P1 – P2 do leito, tendo sido escolhidas aquelas Séries, por incluírem ensaios realizados num intervalo de carga orgânica afluyente mais alargado.

Nos Quadros 5.31. e 5.32. apresentam-se os resultados referentes à concentração de carbono orgânico, inicial (S_0) e à saída (S) dos dois troços referidos, à concentração da biomassa em suspensão à saída de cada troço (X), bem como uma estimativa da concentração da biomassa fixa (X_{SVB}), para os ensaios das Séries III.3. e III.8. Esta última foi calculada considerando a massa de SVB, avaliada por calcinação dos grãos, tal como descrito no ponto 4.5.2. (p. 121), uma estimativa do número de grãos em cada troço considerado (cerca de 131 entre TL – P1 e 219 entre P1 – P2) e o respectivo volume disponível.

Os parâmetros cinéticos definidos nas Eq. (5.3) e (5.4) e nas Eq. (5.6) e (5.7) foram estimados através de regressão linear, após linearização das referidas expressões, como seguidamente se indica.

$$\frac{V X_{SFV}}{Q(S_0 - S)} = \frac{1}{S} \frac{K_S}{k} + \frac{1}{k} \quad (5.8)$$

A partir dos dados dos Quadros 5.31. e 5.32., foram traçadas as curvas $1/S$ vs $V X_{SVB}/Q(S_0 - S)$ obtendo-se valores para os coeficientes cinéticos K_S e k a partir do declive e da ordenada na origem das respectivas rectas de regressão.

Dividindo ambos os termos da Eq. (5.6) por $1/\tau (S_0 - S)$ e rearranjando a expressão, obteve-se a seguinte forma linearizada:

$$\frac{X}{(S_0 - S) X_{SVB}} = b \frac{\tau X_{SVB}}{(S_0 - S)} + Y \quad (5.9)$$

Quadro 5.31. – Resultados para os troços TL - P1 e P1 - P2 - ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Série III.3.)

Ensaio	Troço TL – P1				Troço P1 – P2			
	S ₀ (mg C L ⁻¹)	S (mg C L ⁻¹)	X _{SVB} (mg SVB L ⁻¹)	X (mg SSV L ⁻¹)	S ₀ (mg C L ⁻¹)	S (mg C L ⁻¹)	X _{SVB} (mg SVB L ⁻¹)	X (mg SSV L ⁻¹)
III.3.2.6.	4,24	3,23	231,9	30,0	3,23	2,76	153,1	25,0
III.3.2.5.	10,46	6,31	603,8	40,0	6,31	4,55	207,8	30,0
III.3.2.4.	20,77	14,88	752,5	45,0	14,88	12,62	253,8	40,0
III.3.2.3.	41,59	34,64	859,7	55,0	34,64	32,32	301,9	40,0
III.3.2.2.	52,19	44,22	1008,4	55,0	44,22	41,97	315,0	45,0
III.3.2.1.	62,60	52,95	1120,0	65,0	52,95	50,48	323,8	50,0

Quadro 5.32. – Resultados para os troços TL - P1 e P1 - P2 - ensaios com acetato, uma passagem, com arejamento (Série III.8.)

Ensaio	Troço TL – P1				Troço P1 – P2			
	S ₀ (mg C L ⁻¹)	S (mg C L ⁻¹)	X _{SVB} (mg SVB L ⁻¹)	X (mg SSV L ⁻¹)	S ₀ (mg C L ⁻¹)	S (mg C L ⁻¹)	X _{SVB} (mg SVB L ⁻¹)	X (mg SSV L ⁻¹)
III.8.2.6.	4,38	3,31	264,7	35,0	3,31	2,82	153,1	30,0
III.8.2.5.	10,53	6,74	643,1	35,0	6,74	5,09	264,7	30,0
III.8.2.4.	20,87	9,85	846,6	40,0	9,85	4,75	295,3	35,0
III.8.2.3.	41,77	23,84	951,6	50,0	23,84	12,08	323,8	40,0
III.8.2.2.	52,47	28,17	1133,1	55,0	28,17	15,11	341,3	45,0
III.8.2.1.	62,49	38,12	1150,6	55,0	38,12	23,81	345,6	55,0

A partir dos dados dos Quadros 5.31. e 5.32., foram traçadas as curvas $\tau X_{SVB}/(S_0-S)$ vs $X/((S_0-S) X_{SVB})$, tendo sido obtidos os valores para os coeficientes cinéticos b e Y a partir do declive e da ordenada na origem das respectivas rectas de regressão, que se indicam no Quadro 5.33.

A taxa específica máxima de crescimento celular (μ_m) foi estimada a partir do produto entre k e Y , enquanto que a concentração mínima de carbono (S_{min}), para a qual as taxas de crescimento e de decaimento celular se assumiu terem sido iguais, foi calculada a partir da Eq. (1.24), apresentada no ponto 1.4.2. (p. 38).

Na Figura 5.49. apresentam-se, a título ilustrativo, as curvas experimentais e calculadas através da Eq. (5.4.), relativas à variação da concentração de carbono (S) à saída dos troços TL - P1 e P1 - P2. Para avaliar a qualidade dos valores simulados pelo modelo, determinou-se o coeficiente de correlação (R_{res}^2), entre os resíduos esperados em modelo Normal e os calculados a partir da aplicação da Eq. (5.4), como sugerido por

McBean e Rovers (1998) e Pinheiro (2002), tendo sido testadas, ainda, as hipóteses de variância constante (homoscedasticidade) e média nula, de acordo com o descrito no ponto II.3. do Anexo II (pp. 368 e 369).

Quadro 5.33. – Resultados da estimativa dos parâmetros cinéticos e de S_{\min} – ensaios com acetato e uma passagem (Séries III.3. e III.8.)

Parâmetros cinéticos	Série III.3.		Série III.8.	
	TL - P1	P1 - P2	TL - P1	P1 - P2
K_s (mg C L ⁻¹)	3,29	4,55	33,82	22,12
k (mg C mg SVB ⁻¹ d ⁻¹):	3,68	2,34	17,59	15,94
Y (mg SVB mg C ⁻¹):	0,45	0,33	0,20	0,30
b (d ⁻¹):	0,13	0,11	0,03	0,04
μ_m (d ⁻¹):	1,65	0,77	3,60	4,85
S_{\min} (mg C L ⁻¹)	0,28	0,76	0,28	0,50

Os valores de R_{res}^2 , como se pode observar na Figura 5.49., são superiores a 0,90 o que, de acordo com o referido por Sherrod (2001), evidencia normalidade na distribuição dos resíduos. A hipótese de média nula não foi, contudo, verificada na simulação com os dados referentes à Série III.8., em particular para o troço P1 – P2, circunstância esta que também é perceptível na referida figura. Esta observação admite-se que possa estar associada ao valor de k estimado (15,94 mg C mg SVB⁻¹ d⁻¹), uma vez que a respectiva recta de regressão apresentou um coeficiente de correlação mais baixo (0,77).

Nestes termos, considera-se que o modelo matemático desenvolvido, apesar de simplificado, simulou adequadamente a variação da concentração de carbono orgânico nos troços TL – P1 e P1 – P2. No entanto, admite-se que poderá ser melhorado, adoptando um formalismo cinético mais elaborado, e utilizando técnicas de ajustamento paramétrico.

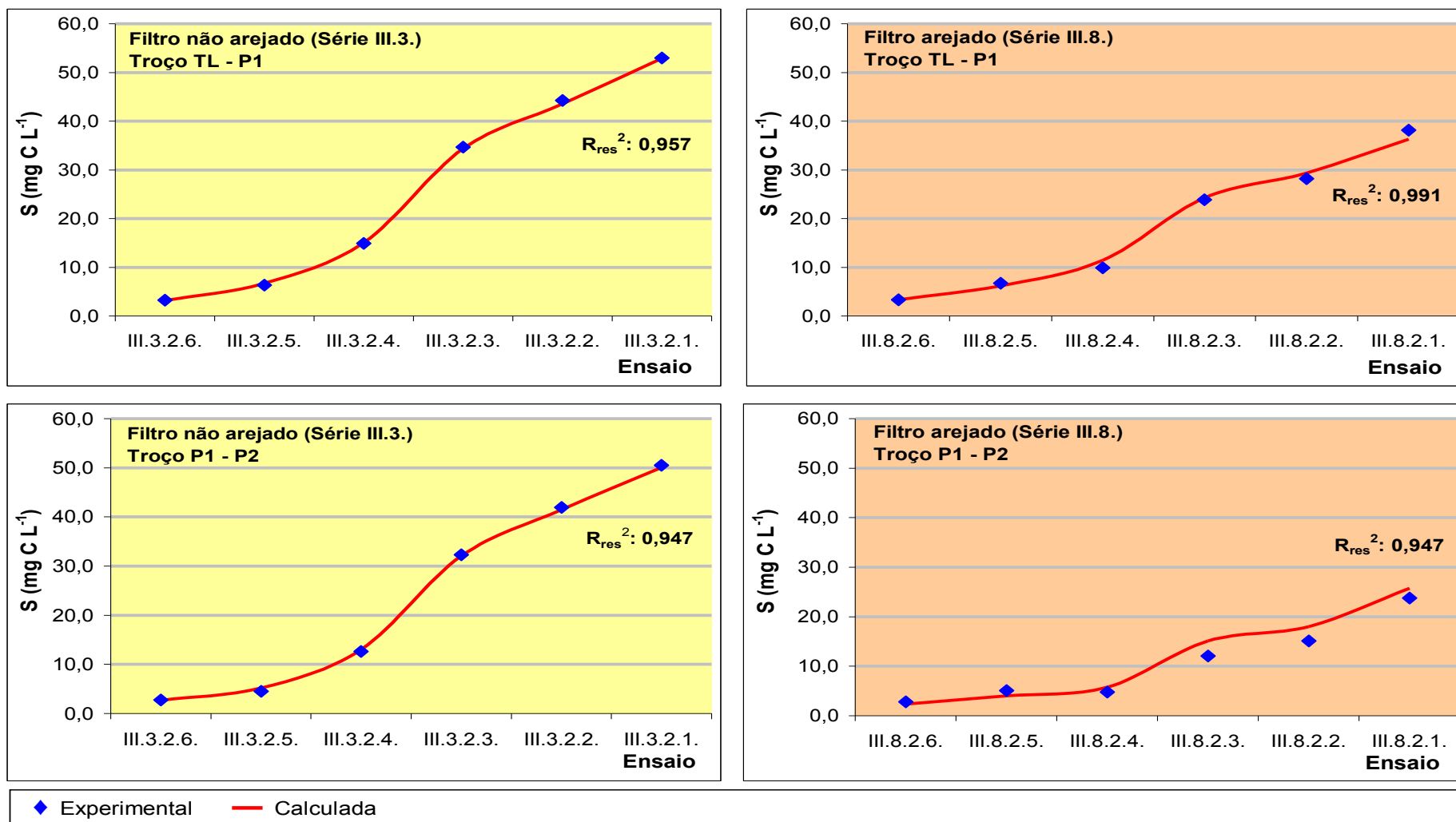


Figura 5.49. – Variação da concentração de carbono experimental e calculada através do formalismo cinético desenvolvido – ensaios com acetato e uma passagem (Séries III.3. e III.8.)

6. ANÁLISE E DISCUSSÃO

6.1. Fase experimental II – ensaios de traçagem

Observando as formas das curvas DTR (ver Figuras 5.3. e 5.4., pp. 135 e 136, e Figuras III.1 a III.6 do Anexo III, pp. 379 a 384), pode verificar-se que são assimétricas negativas e da família de curvas gaussianas evidenciando, de acordo com Levenspiel (1986) e Fogler (1999), uma resposta antecipada, típica de uma injeção discreta de traçador num meio poroso de comprimento finito, com presença de zonas pouco irrigadas (pouco activas), zonas de volume morto e de curto-circuito hidráulico.

Os dados dos Quadros 5.1. e 5.2. (pp. 125 e 126) permitem observar, pela análise da variância da curva $E(\theta)$, uma ligeira diminuição da dispersão de dados, em torno do centróide, com o aumento da velocidade de escoamento (U). Esta tendência inverteu-se, quer com o aumento da carga orgânica, quer com a diminuição da distância ao ponto de alimentação.

A quantidade de traçador recuperada, em todos os ensaios, foi sempre inferior à introduzida, tendo os valores mais baixos sido registados nos ensaios com elevadas velocidades de escoamento e carga orgânica mais elevada. Para a Série de ensaios II.1., a razão M_S/M_0 situou-se entre 77,7% e 83,4%, nos ensaios com presença de biomassa, e entre 79,6% e 89,6%, nos ensaios sem biomassa. Estes valores são inferiores aos obtidos por Fdz-Polanco *et al.* (1996), 90,0%, Tay e Show (1998), entre 95,0% e 98,0%, mas em concordância com os obtidos por Martins (1998), entre 82,0% e 88,0%. Para a Série II.2., verificou-se um decréscimo na recuperação de *Azul Dextran* à medida que aumentou o comprimento do troço, com reduções entre TL – P1 e TL – P5 de 7,4% (ausência de biomassa a carga nula de carbono), 7,2% (presença de biomassa à carga orgânica média de 5,2 g C m⁻³ h⁻¹) e 5,7% (presença de biomassa à concentração média de 64,3 g C m⁻³ h⁻¹), indicando maior conservação de traçador ao longo do filtro, no ensaio a carga orgânica mais elevada.

Estes resultados, para qualquer das Séries, parecem indicar a presença de zonas deficientemente irrigadas, na ausência e na presença de biomassa, provavelmente com diferentes dinâmicas no que respeita à transferência de massa e à actividade biológica, responsáveis pela retenção temporária do traçador, com diferentes contribuições relativamente ao processo de transporte. As características do meio de enchimento, como constataram Tay e Show (1998), podem interferir nos fenómenos de transferência de massa, retardando ou acelerando a permanência de solutos no seu interior. O aspecto da camada exterior dos grãos de pozolana e do seu interior, após corte e difracção por raio X, são apresentados nas Figuras 6.1. e 6.2., respectivamente.

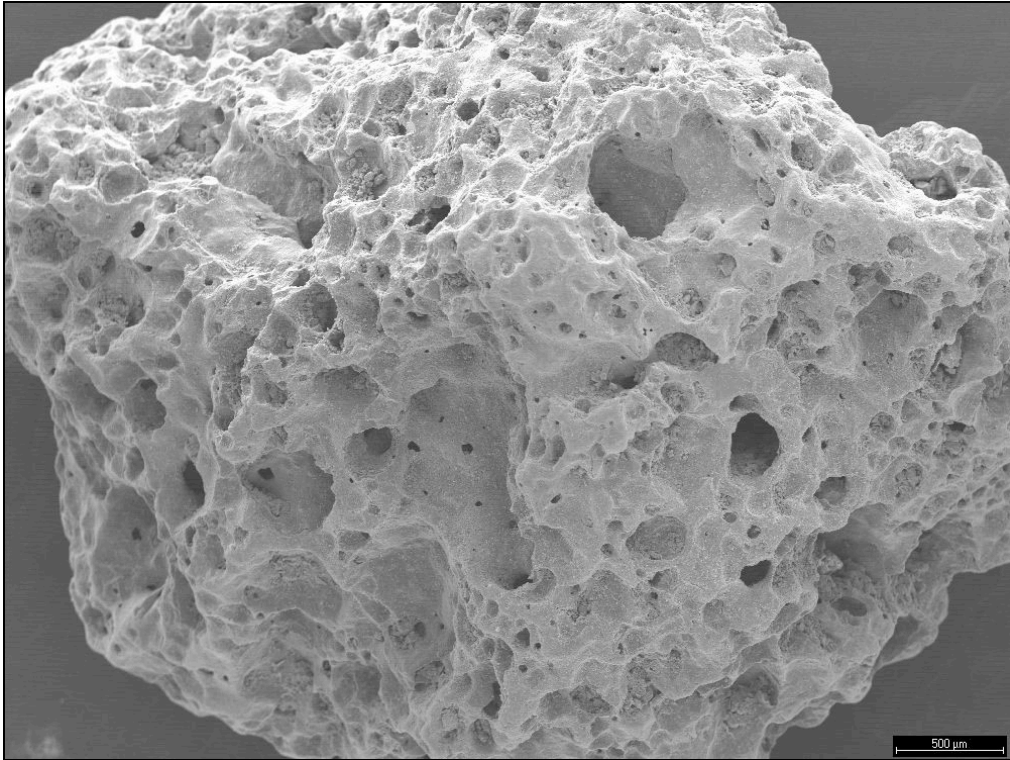


Figura 6.1. – Aspecto da estrutura exterior de um grão de pozolana (ampliação: 10 x)

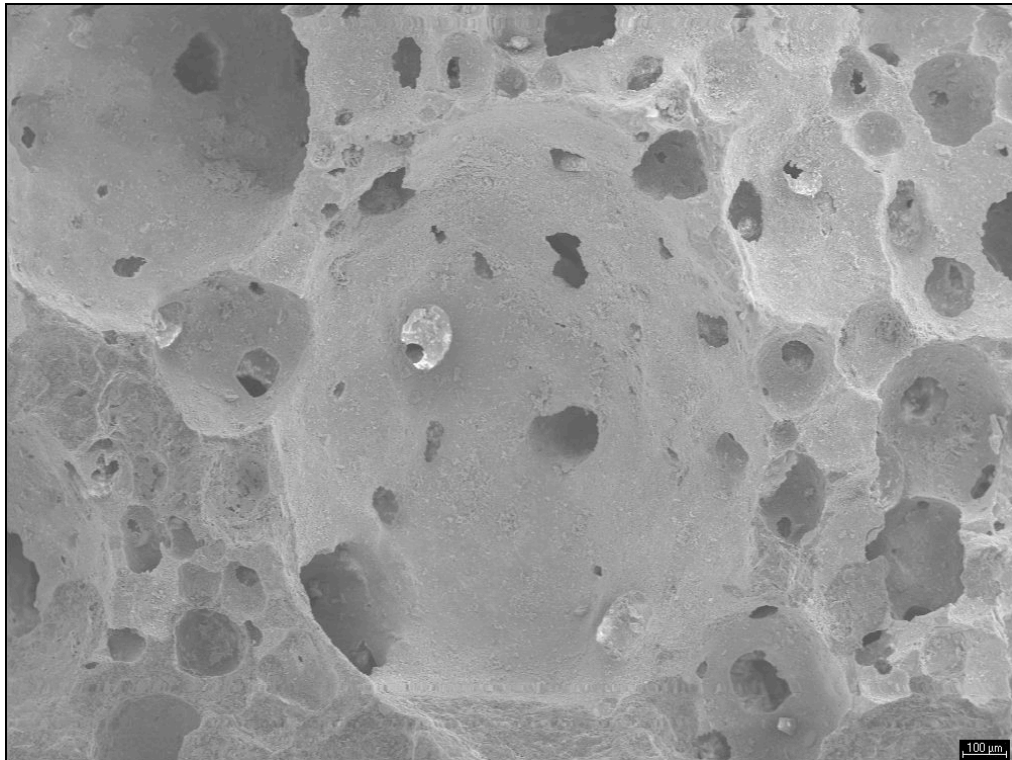


Figura 6.2. – Aspecto da estrutura interna de um grão de pozolana (ampliação: 50 x)

A observação de ambas as fotografias revela uma estrutura, quer interna, quer externamente, porosa, cujas cavidades apresentaram dimensões superiores às das moléculas de *Azul Dextran* (que, de acordo com o fornecedor, se admite terem uma dimensão de 10,0 nm), fazendo admitir a possibilidade de ter ocorrido difusão interna do traçador.

A análise dos resultados dos ensaios de adsorção (apresentados no ponto I.1. do Anexo I, pp. 355 e 356) permitiu, por outro lado, constatar uma atípica distribuição da massa de traçador adsorvida com o aumento da respectiva concentração em solução. Não se tendo verificado qualquer tendência de crescimento da massa adsorvida (C_s), relativamente à massa de traçador adicionada (C_0), não foi possível ajustar qualquer das isotérmicas de adsorção sugeridas por Weber Jr. e DiGiano (1996), Bedient *et al.* (1999) e Charbeneau (2000), e, no presente caso, considerou-se, portanto, negligenciável a adsorção de traçador na matriz sólida.

As zonas pouco irrigadas (pouco activas) podem ter actuado, como referem Jiménez *et al.* (1988), como zonas estagnadas, tendo favorecido a criação de gradientes de concentração durante a passagem do impulso de traçador, com conseqüente transporte de moléculas de *Azul Dextran* para o seu interior e, até, para o interior da matriz sólida. Quando a perturbação abandonou estes pontos, a concentração de traçador terá sido maior no interior das zonas pouco irrigadas do que no seu exterior, podendo ter provocado uma inversão do gradiente, com conseqüente difusão do *Azul Dextran* para o espaço exterior. Estas fracções de traçador apresentaram, conseqüentemente, tempos de permanência superiores às das fracções que acompanharam a frente do impulso, o que poderá ajudar a explicar, quer a retenção de traçador, quer as caudas observadas em todos os ensaios (ver Figuras 5.3. e 5.4., pp. 135 e 136, e Figuras III.1 a III.6 do Anexo III, pp. 379 a 384). As concentrações de traçador nas últimas amostragens podem ter atingido valores abaixo do limite de detecção, podendo esta situação ter contribuído para a menor quantidade de *Azul Dextran* detectada à saída (*i.e.* menor valor de M_S).

A presença de zonas de volume morto (consideradas impermeáveis à entrada de substratos), por outro lado, terá diminuído o volume disponível para escoamento e os elementos de volume que atravessam estas zonas terão, num ponto a jusante, chegado com tempos de residência mais curtos do que os que não atravessam aquelas zonas, situação que foi identificada como curto-circuito hidráulico.

Nestes termos, é de supor que, na ausência de biomassa, a retenção deverá ter ocorrido, sobretudo, em pequenos aglomerados de grãos, com eventual presença de material de enchimento desfragmentado (visíveis durante a lavagem do filtro) e de bolhas de ar. Na

presença de biomassa o aprisionamento terá ocorrido, essencialmente, em aglomerados de massa biológica, quer fixa ao suporte, quer em suspensão, associada a eventual libertação de biogás e azoto gasoso, decorrente de actividade biológica em ambiente anaeróbio e anóxico, respectivamente. A combinação destes factores deverá ter contribuído para a menor recuperação de massa observada nos ensaios com biomassa por, eventualmente, ter ocorrido menor resistência à difusão de traçador para o interior daqueles aglomerados, em especial quando o filtro foi alimentado a concentrações de carbono mais elevadas.

A relação $t_{(m,e)}$, conhecida como o tempo de residência adimensional da curva $E(\theta)$, dá indicação da maior ou menor retenção de líquido no interior do filtro. Analisando os resultados apresentados nos Quadros 5.1. e 5.2. (pp. 125 e 126), neste último quadro apenas para os ensaios realizados no troço TL – P5, que incluíram a mesma altura de leito utilizada nos ensaios da Série I.1., pode constatar-se que, com excepção dos ensaios para $1,0 \text{ L h}^{-1}$ e $1,5 \text{ L h}^{-1}$ na presença de biomassa, aquele quociente foi sempre superior à unidade. Registaram-se valores de t_m entre 4,6%, para $0,65 \text{ m h}^{-1}$ e $5,4 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, e 14,7%, na ausência de biomassa e para a mesma velocidade, superiores aos teóricos esperados. Para a velocidade de escoamento mais reduzida, a cargas de carbono crescentes, t_m apresentou diferenças negativas entre 0,2% a 4,5%. O mesmo se verificou na Série II.2., entre os troços TL – P1 e TL – P4, tendo as maiores diferenças negativas (19,8% e 20,6%) sido registadas nos troços TL – P1 e TL – P2 para a carga orgânica mais elevada.

Após a colonização do filtro (ver Figura 4.8., p. 94) e durante o estudo, quer para a definição das condições *quase estacionárias* (ponto 4.4.3., pp. 101 a 105), quer para a avaliação da recuperação após lavagem (ponto 4.4.6., pp. 115 a 119), observou-se um desenvolvimento superior de biomassa nas camadas do filtro mais próximas da entrada. Esta colonização heterogénea, também observada nos estudos de Mano (1996), Martins (1998), e Fonseca (2000), parece ter sido responsável pelo aparecimento de maior quantidade de volumes mortos nos troços TL – P1 e P1 – P2, em especial a cargas crescentes de carbono, e, sobretudo, para velocidades inferiores a $0,39 \text{ m h}^{-1}$, explicando, deste modo, os valores mais baixos de $t_{(m,e)}$ verificados naquelas situações.

A análise dos resultados apresentados no Quadro 5.3 (p. 127) permite verificar que o volume efectivo, independentemente da presença de biomassa no filtro ou do modo como foi determinado, diminuiu com a redução da velocidade de escoamento, por aumento do volume morto. Estes resultados estão de acordo com os observados nos estudos de Karamanev *et al.* (1994) e de Fdz-Polanco *et al.* (1996). Os primeiros autores, utilizando vários caudais, na presença de biomassa, avaliaram experimentalmente o volume

efectivo num filtro laboratorial de dimensão semelhante ao utilizado no presente estudo. Concluíram que, para velocidades superiores a $5,0 \text{ m h}^{-1}$, o volume efectivo (V_e) era muito próximo do volume teórico disponível (V_p), tendo negligenciado a presença de zonas pouco irrigadas. Para velocidades inferiores a $0,29 \text{ m h}^{-1}$, o volume efectivo distanciou-se do teórico, por aumento da fracção de volume morto.

Os resultados referentes àquele quadro permitem, ainda, reforçar a convicção de maior presença de volumes mortos nos ensaios com biomassa, em especial a velocidades inferiores a $0,39 \text{ m h}^{-1}$, que poderão ter provocado o aumento do curto-circuito hidráulico e, conseqüentemente, o aparecimento de valores de $t_{(m,e)}$ inferiores à unidade. O volume morto estimado a partir dos resultados dos ensaios de traçagem foi superior ao avaliado experimentalmente tendo, na presença de biomassa, apresentado diferenças positivas entre 26,9% e 25,2% para as velocidades de escoamento mais reduzidas ($0,26 \text{ m h}^{-1}$ e $0,39 \text{ m h}^{-1}$). Na ausência de biomassa, o valor experimental oscilou, tendo, contudo, apresentado uma variação negativa entre 45,6% (para a velocidade de $0,26 \text{ m h}^{-1}$) e 50,4% (para a velocidade de $0,39 \text{ m h}^{-1}$), relativamente ao estimado.

O valor de volume efectivo estimado a partir das curvas DTR reflecte o conjunto de zonas pouco irrigadas e de volume morto, em condições de carga (dinâmicas, portanto), enquanto que o experimental foi avaliado após corte da alimentação, podendo não ter incluído a fracção de zonas pouco irrigadas formadas em condições dinâmicas. O volume de líquido retido no filtro, após o corte da alimentação e drenagem do mesmo, de acordo com Karamanev *et al.* (1994), pode considerar-se equivalente às zonas de volume morto, uma vez que as zonas pouco irrigadas, ainda que pouco activas, acabam por ser drenadas.

O volume morto avaliado experimentalmente na ausência de biomassa parece ter sido pouco significativo e invariável com a velocidade de escoamento, podendo, esta situação, ter estado associada à disposição e compactação do meio de enchimento. O valor estimado a partir dos resultados dos ensaios de traçagem apresentou-se, contudo, cerca de 50,0% superior ao determinado experimentalmente e variável com a velocidade de escoamento. Na presença de biomassa, o volume morto foi superior ao registado na ausência de biomassa, tendo aumentado com a diminuição da velocidade de escoamento. Verificou-se uma maior variabilidade nos valores avaliados a partir dos resultados dos ensaios de traçagem.

A observação de valores mais elevados, e de maior variabilidade, independentemente da presença de biomassa, na avaliação feita a partir dos resultados dos ensaios de traçagem, poderá ser explicada pela quantificação do volume equivalente às zonas pouco

irrigadas. Estas observações levam, também, a admitir que zonas pouco irrigadas (também denominadas por zonas de baixa actividade hidrodinâmica), difíceis de quantificar, podem ter evoluído, em função das condições de operação, para zonas de volume morto, tendo estas últimas sido mais significativas para baixas velocidades de escoamento.

Observando, por outro lado, a Figura 5.2. (p. 128), verifica-se que o volume morto avaliado experimentalmente com o filtro arejado, apesar de ter sido determinado imediatamente após o corte do arejamento e da alimentação, atingiu mais 21,3%, em 41,7% do tempo de operação, relativamente à situação sem arejamento. Esta circunstância poderá estar relacionada com a turbulência causada pela entrada de ar forçado e pela presença de bolhas de ar que poderão ter contribuído para o aumento das zonas de volume morto. As percentagens máximas de volume morto estimado variaram entre 23,5% (sem arejamento) e 29,9% (com arejamento), encontrando-se estes valores de acordo com os determinados por Tay e Show (1998), entre 9,0% e 51,0%, embora inferiores aos calculados por Karamanev *et al.* (1994), entre 40,0% e 60,0%, Martins (1998), entre 40,0% e 54,0%, e Fonseca (2000), 36,5%.

Os resultados destes dois últimos autores, apesar de terem utilizado uma instalação laboratorial semelhante, mas de fluxo ascendente, referem-se a estimativas feitas a partir de resultados de ensaios de traçagem, sem arejamento. As percentagens de volume morto que obtiveram foram superiores para as velocidades de escoamento mais elevadas (entre $0,81 \text{ m h}^{-1}$ e $0,88 \text{ m h}^{-1}$), o que parece contrariar o observado neste estudo. A explicação para esta ocorrência poderá estar relacionada, quer com a forma utilizada para a avaliação do volume morto (em condições dinâmicas a partir das curvas DTR), quer com a utilização de fluxo ascendente, quer, ainda, devido à libertação de biogás, associado à operação em condições anaeróbias.

Comparando as Figuras 5.1. e 5.2. (p. 128), pode observar-se que a percentagem de volume morto, determinado experimentalmente ao quinto dia de operação, para as mesmas condições de carga ($0,26 \text{ m h}^{-1}$ e $52,30 \text{ mg C L}^{-1}$), mas em ensaios diferentes, apresentou diferenças de apenas 3,9%. A porosidade efectiva (n_e) apresentou-se variável com as condições de operação, tendo diminuído com o tempo de operação do filtro (ver Figura 5.2.) e aumentado ligeiramente com o acréscimo da velocidade de escoamento na presença de biomassa (ver Quadro 5.3., p. 127). Os valores de n_e/n variaram entre 0,70 e 0,81 (ciclo com arejamento) e entre 0,77 e 0,87 (ciclo sem arejamento), à carga máxima de carbono. Considerando a variação da velocidade de escoamento, n_e/n apresentou valores entre 0,80 e 0,82, na presença de biomassa, e de aproximadamente 0,95, na ausência de biomassa. Nestes termos, pode admitir-se que a dimensão das zonas pouco

irrigadas e de volume morto, terá variado com a dinâmica do filtro ao longo do tempo, tornando difícil o estabelecimento de valores representativos para V_e , V_m e n_e .

Quando as zonas pouco irrigadas deixaram de ser completamente irrigadas poderão ter evoluído para aglomerados de volume morto, com maior resistência ao transporte de massa, tendo, conseqüentemente, estimulado o curto-circuito hidráulico. Este fenómeno, caracterizado por implicar trajetórias mais curtas do traçador até à saída, não tem uma causa única podendo estar associado à presença das zonas atrás referidas, bem como à forma como o afluente foi distribuído. Alguns estudos (Karamanev *et al.*, 1994; Fdz-Polanco *et al.*, 1996; Tay e Show, 1998) admitem, contudo, que as zonas pouco irrigadas podem, igualmente, contribuir para o curto-circuito hidráulico. Esta situação é, normalmente, caracterizada, na curva DTR, por picos de duração rápida (Levenspiel, 1986; Fogler, 1999; Santamaria *et al.*, 1999), que podem não ter sido observados à saída. O procedimento experimental utilizado, por recolhas múltiplas à saída, espaçadas de Δt_i intervalos de tempo, pode não ter permitido a detecção de picos entre recolhas sucessivas, podendo justificar os valores de M_S observados.

A observação de razões mais elevadas de $t_{(m,e)}$, independentemente das condições de operação, nos ensaios realizados a velocidades mais elevadas, parece indicar que, naquelas condições de escoamento, a presença de zonas pouco irrigadas assumiu maior relevo do que a ocorrência de curto-circuito hidráulico. Esta constatação faz supor que, apesar de se ter verificado a ocorrência de curto-circuito hidráulico, a menor recuperação de traçador observada a velocidades superiores a $0,39 \text{ m h}^{-1}$ terá estado associada à sua retenção em zonas pouco irrigadas e, eventualmente, a recirculações internas de pequena intensidade, não detectadas nas curvas DTR.

A ocorrência de desvios ao escoamento ideal foram confirmadas em todos os ensaios pela análise das curvas DTR (ver Figuras 5.3. e 5.4., pp. 135 e 136, e Figuras III.1 a III.6 do Anexo III, pp. 379 a 384), onde se pode observar que, quer o alargamento da curva, quer o aparecimento antecipado do pico máximo, sugerem ter ocorrido acentuada dispersão e redução do volume efectivo no filtro, respectivamente.

Os resultados do ajustamento paramétrico, apresentados nos Quadros 5.4. e 5.5. (pp. 133 e 134), permitiram verificar, globalmente, um aumento do número de compartimentos (N) com o incremento da velocidade de escoamento, e, para a mesma velocidade, uma diminuição com o aumento da carga orgânica aplicada. O parâmetro N_d apresentou, para as mesmas condições, uma tendência inversa.

A solução analítica do modelo ADR, representada pela Eq. (II.6), reproduziu melhor as curvas DTR obtidas a diferentes velocidades para o maior comprimento do filtro (Série

II.1. e ensaios realizados no troço TL – P5 na Série II.2.), como se pode verificar pelos valores de ξ_{MD} mais reduzidos e pelos elevados valores de R_{res}^2 , que se apresentaram superiores a 0,90 o que, de acordo com o referido por Sherrod (2001), evidencia normalidade na distribuição dos resíduos. Simultaneamente, os resíduos apresentaram média nula e homoscedasticidade (variância constante) o que, de acordo com Sen e Srivastava (1990), permitem considerar o ajustamento com aquele modelo como o mais adequado.

Nos ensaios sem biomassa, para velocidades entre $0,52 \text{ m h}^{-1}$ e $0,65 \text{ m h}^{-1}$, e nos com biomassa, à velocidade de $0,52 \text{ m h}^{-1}$ e carga orgânica de $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ obtiveram-se melhores resultados com a solução do modelo ADR, definida pela Eq. (II.8). Esta observação pode ser comprovada pela análise dos valores de ξ_{MD} , de R_{res}^2 e das linhas correspondentes aos resultados experimentais apresentados nas Figuras 5.3. (p. 135) e III.1 a III.3 do Anexo III (pp. 379 a 181). As respostas destas curvas foram, contudo, muito próximas das obtidas com a Eq. (II.6), para as referidas condições.

O intervalo de valores de N_d , considerando os resultados dados pela aplicação das soluções representadas pelas Eq. (II.6) e (II.8), variaram entre 0,047 e 0,084, o que, associado aos valores obtidos para o índice φ (entre 0,271 e 0,430), e de acordo com o referido nos pontos II.2.1.4. (pp. 364 a 366) e II.2.3. (p. 368) do Anexo II, permite admitir ter existido forte dispersão ao longo do filtro, tendo o escoamento, contudo, sido próximo do ideal fluxo pistão. Apesar do modelo NCS ter apresentado um erro de ajustamento superior ao evidenciado pelas duas soluções atrás referidas, os valores de N obtidos (entre 7 e 13) confirmam, de acordo com o referido no ponto II.2.2. do Anexo II, que o escoamento foi próximo do ideal fluxo pistão.

Nos ensaios da Série II.2., em especial na presença de biomassa e para a carga orgânica de $64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, nos troços TL – P1 e P1 – P2 (8,0 cm iniciais do leito), obtiveram-se melhores ajustamentos com o modelo NCS (Eq. (II.16)). A análise do tratamento de resíduos permitiu observar normalidade, média nula e homoscedasticidade, condições essenciais, de acordo com Sen e Srivastava (1990), para considerar o ajustamento deste modelo como tendo sido o mais adequado. Os valores estimados, quer para a variável N (entre 2 e 4), quer para o índice φ (superior a 0,551), parecem indicar, de acordo com o referido nos pontos II.2.2. (p. 367) e II.2.3. (p. 368) do Anexo II, que, naqueles dois troços, o escoamento se afastou do ideal fluxo pistão.

Os ajustamentos realizados com as soluções do modelo ADR (Eq. (II.6) e (II.8)), apesar de terem apresentado, nos troços TL – P1 e P1 – P2, erros de ajustamento (ξ_{MD}) mais elevados e valores mais baixos para R_{res}^2 , relativamente ao observado pela aplicação da

solução referente ao modelo NCS, os respectivos resíduos evidenciaram, contudo, normalidade, média nula e homoscedasticidade. Nestes termos, os valores estimados para o número de dispersão, podem ser utilizados para a interpretação das condições do escoamento e da dispersão. Os valores de N_d , obtidos por aplicação das duas equações atrás referidas, apresentaram uma variação entre 0,268 e 2,278 o que, de acordo com o referido no ponto II.2.1.4. do Anexo II (pp. 364 a 366), evidencia ter ocorrido de dispersão muito forte no trecho TL – P2, em especial na presença de biomassa e a cargas de carbono crescentes.

Para comprimentos superiores a 8,0 cm, independentemente das condições de operação, à semelhança do ocorrido no ensaios das Série II.1., a solução representada pela Eq. (II.6) apresentou melhores resultados. O valores de N_d e de φ indicam que a dispersão foi forte e que o escoamento se aproximou do ideal fluxo pistão, situação esta que, tendo em conta a análise feita aos resultados da Série II.1., foi semelhante à observada para o comprimento total do leito.

Os resultados dos Quadros 5.4. e 5.5. (pp. 133 e 134), no último quadro apenas se consideraram os correspondentes ao trecho TL – P5, permitem verificar que o valor de N_d , estimados pela aplicação da Eq. (II.6), aumentou com o incremento da carga orgânica aplicada e parece ter diminuído com o aumento velocidade de escoamento. Os valores de N apresentaram um comportamento inverso. Estas observações, fazem supor um aumento da dispersão com o aumento da carga orgânica aplicada, como era de esperar e, contrariando o que seria previsível, uma diminuição da mesma com o incremento da velocidade.

No entanto, quando os dados de N_d foram sujeitos ao teste ANOVA multifactorial para a combinação das duas variáveis de carga, considerando apenas uma determinação, para um nível de significância de 5,0% ($\alpha = 0,05$), verificou-se que a hipótese nula de igualdade de médias relativamente à velocidade de escoamento, não podia ser rejeitada ($p = 0,108$), por estas não serem, do ponto de vista estatístico, significativamente diferentes. Como consequência, o efeito da velocidade na determinação de N_d foi considerado nulo. No caso da carga orgânica, existiu significância estatística ($p = 0,037$) e não se rejeitou a hipótese nula de igualdade entre médias, pelo que o efeito da carga orgânica na determinação de N_d , não foi considerado nulo. Relativamente aos valores de N , obtiveram-se resultados semelhantes, quer para a velocidade de escoamento ($p = 0,140$), quer para a carga orgânica ($p = 0,008$).

Na Figura 6.3. mostram-se os valores de N_d calculados por aplicação do método dos mínimos quadrados, utilizando a Eq. (II.6), e pelo métodos dos momentos, utilizando a

Eq. (II.9), apresentada por Levespiel (1986), de acordo com o apresentado no Quadro 5.6. (p. 137).

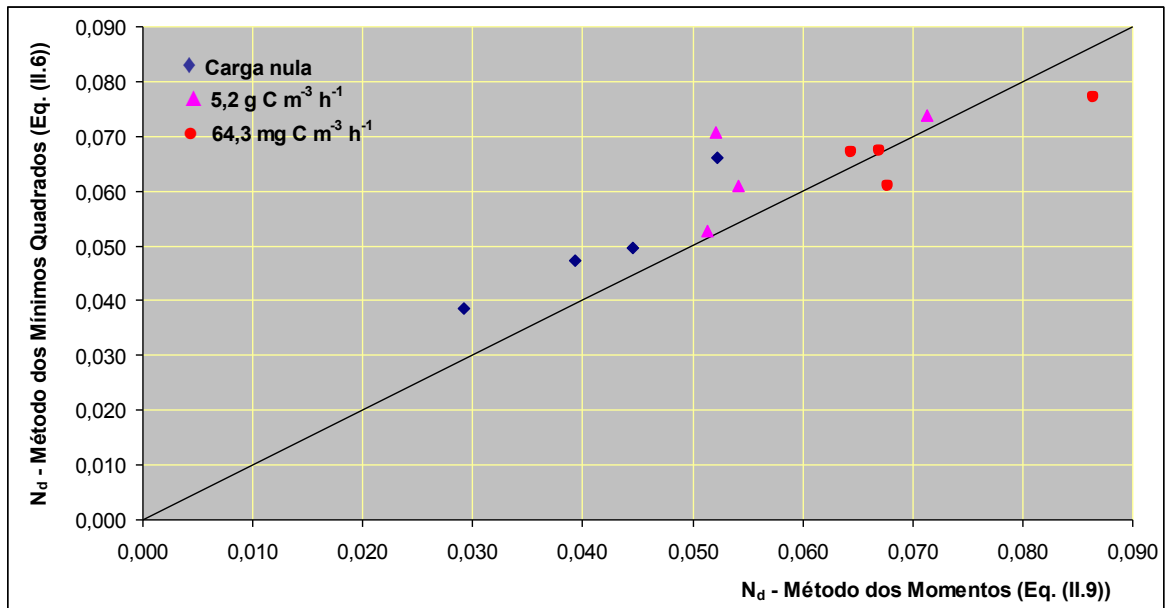


Figura 6.3. – Variação de N_d calculado pelo método dos momentos e pelo método dos mínimos quadrados

A solução desenvolvida por Levenspiel (1986) para o sistema *aberto* (Eq. II.9 do Anexo II) conduziu a valores mais baixos de N_d em todos os ensaios (ver Quadro 5.6., p. 137), com variações negativas entre 14,8% (para 0,39 m h⁻¹ e 5,2 g C m⁻³ h⁻¹) e 40,8% (para 0,52 m h⁻¹ e 64,3 g C m⁻³ h⁻¹), relativamente ao estimado pela solução representada pela Eq. (II.6). Estes resultados contrariaram as conclusões de Karamanev *et al.* (1994), que obtiveram fortes correlações entre os valores de N_d , calculados pelos mesmos métodos.

Nas Figuras 6.4. e 6.5. apresenta-se, a título exemplificativo, para um ensaio de cada Série à mesma carga orgânica volúmica, a comparação entre as curvas $E(\theta)$ experimentais e teóricas, desenvolvidas a partir dos valores de N_d estimados por cada uma das expressões (apresentados no Quadro 5.6.). É possível verificar que a curva calculada com o valor de N_d estimado através do método dos mínimos quadrados apresentou maior aproximação aos valores experimentais. Nestes termos, de acordo com os valores apresentados no Quadro 5.6., é de supor que a aplicação do método dos momentos conduziu à subestimativa do número de dispersão, para as condições de operação do filtro utilizadas neste estudo.

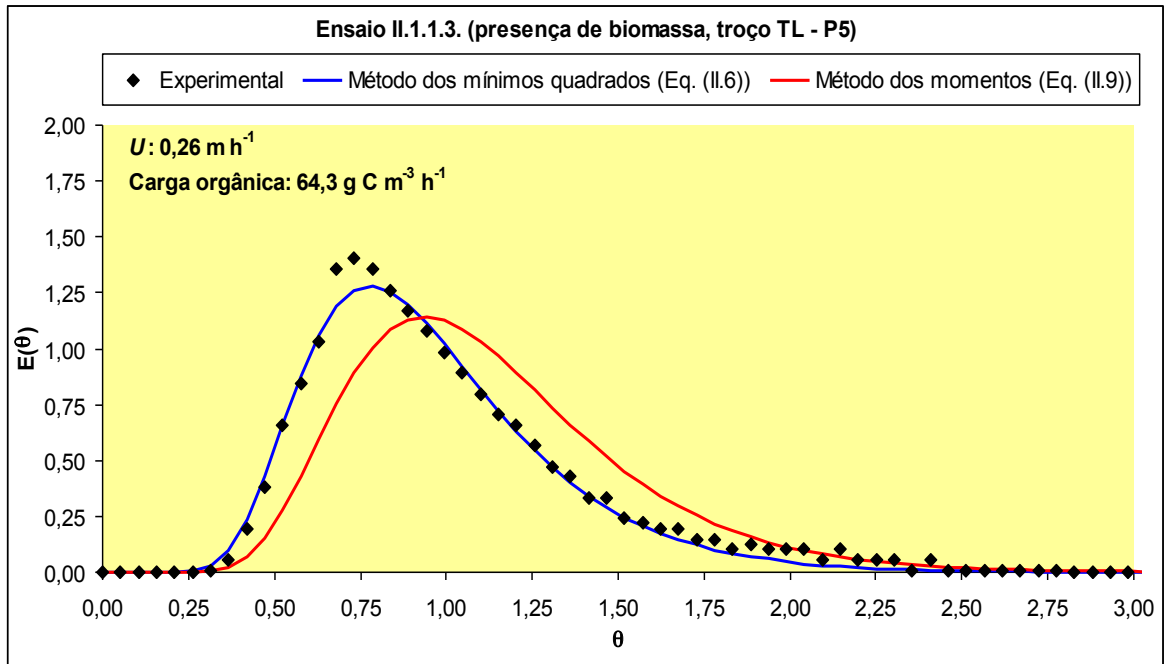


Figura 6.4. – Comparação das curvas experimentais e teóricas calculadas de acordo com valores de N_d estimados por dois métodos diferentes – ensaio II.1.1.3.

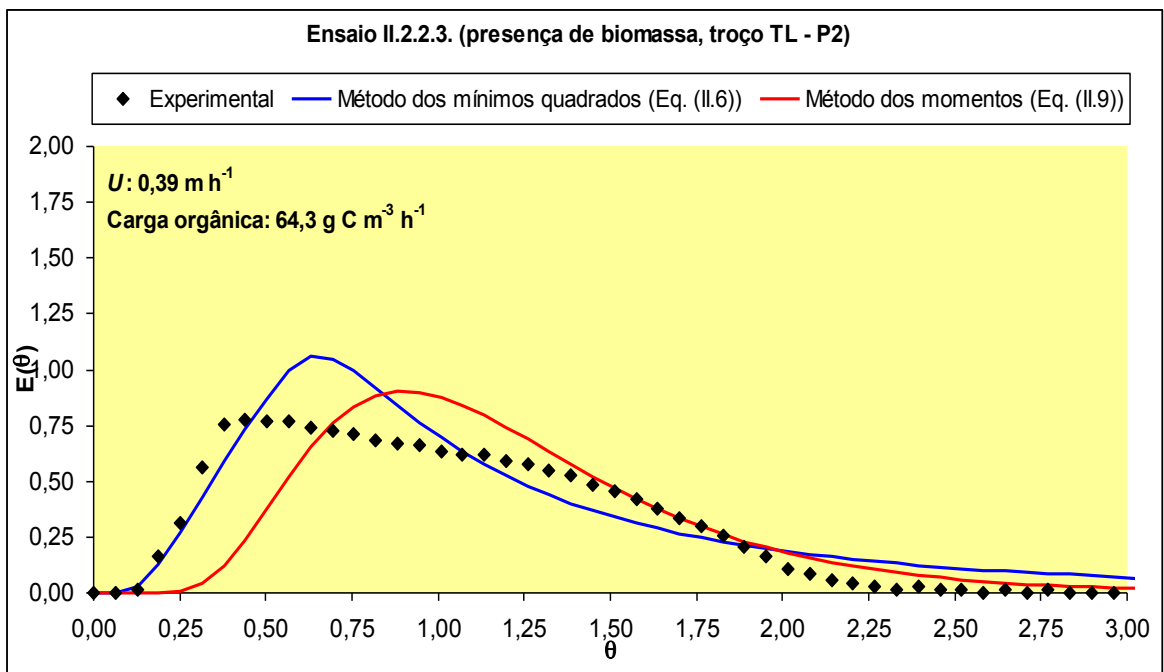


Figura 6.5. – Comparação das curvas experimentais e teóricas calculadas de acordo com valores de N_d estimados por dois métodos diferentes – ensaio II.2.2.3.

A solução analítica representada pela Eq. (II.6), desenvolvida para o sistema *semi-infinito*, descreveu melhor as curvas DTR, para os ensaios da Série II.1., do que qualquer das outras soluções utilizadas. Ao utilizar a condição de fronteira do *primeiro tipo de Dirichlet* a montante, admitiu, durante o período de duração da injeção, que a concentração à superfície do meio poroso foi constante e igual à inicial (*i.e.* o gradiente de concentrações foi nulo), não tendo existido perturbação das condições de escoamento à entrada.

Esta condição, contudo, não parece ter reproduzido exactamente o que se observou na prática. A injeção de traçador sobre o volume líquido no topo do meio de enchimento (V_{SL}) parece ter introduzido condições de mistura nas camadas iniciais do filtro. Como os ensaios decorreram a caudal constante, a concentração de traçador após a injeção, em qualquer ponto daquele volume, diminuiu de instante para instante. Esta constatação, faz pressupor que, para condição de fronteira a montante, $C(0,t)$ não deveria ter sido igualado a C_0 mas, antes, ter sido descrita por uma função exponencial decrescente que, de acordo com as indicações de Sousa e Sobey (2002), seguidamente se apresenta:

Considerando, na fronteira de montante, $C_{FM}(z=0, t) = C_{FM}(t)$ para $t \geq 0$, sendo $C_{FM}(t)$ a função que pode representar a variação da concentração de traçador, em cada instante, naquele limite, pode ser dada por:

$$C_{FM}(t) = C_{SL} - C_{SL} \frac{Q t}{V_{SL}}, \text{ sendo } C_{SL} \text{ a concentração de traçador no volume } V_{SL} \text{ dada}$$

pela seguinte expressão

$$C_{SL} = \frac{M_0}{V_{SL} + V_i}, \text{ sendo } V_i \text{ o volume de traçador injectado.}$$

Considerando que a concentração de traçador, em cada ponto, diminuiu ao longo do tempo, a sua variação poderá ser representada pela seguinte expressão:

$$\left(C_{SL} - C_{SL} \frac{Q t}{2V_{SL}} \right) - \left(C_{SL} - C_{SL} \frac{Q t}{2V_{SL}} \right) \frac{Q t}{2V_{SL}} = C_{SL} \left(1 - \frac{Q t}{2V_{SL}} \right)^2$$

Generalizando a expressão anterior, obtêm-se a seguinte igualdade para $C_{FM}(t)$:

$$C_{FM}(t) = C_{SL} \left(1 - \frac{Q t}{nV_{SL}} \right)^n$$

No limite obtêm-se

$$C_{FM}(t) = C_{SL} \lim_{n \rightarrow \infty} \left(1 - \frac{Q t}{n V_{SL}} \right)^n$$

que conduz à seguinte função de decaimento

$$C_{FM}(t) = C_{SL} e^{\left(-\frac{Q t}{V_{SL}} \right)} \quad (6.1)$$

Nestes termos, a montante, quer a condição do *primeiro tipo de Dirichlet*, assumida para a solução que define o sistema *semi-infinito* (Eq. (II.6)), quer a do *terceiro tipo de Robin*, admitida para a solução que define o sistema *finito* (Eq. (II.8)), devem ser alteradas, substituindo C_0 pela função definida pela Eq. (6.1), o que conduzirá a obtenção de soluções analíticas diferentes.

A solução representada pela Eq. (II.6), desenvolvida para o sistema *semi-infinito*, apresentou melhor resultados que a definida pela Eq. (II.8), desenvolvida para o sistema *finito*, para distâncias superiores a 8,0 cm. Ou seja, as equações de transporte que simularam a distribuição de concentrações num sistema *semi-infinito*, sujeitas a uma condição do tipo *concentração* a montante (Eq. II.6), apresentaram resultados semelhantes aos estimados pelas expressões que descreveram curvas DTR em sistemas *finitos*, sujeitas a uma condição limite a montante do tipo *fluxo* (Eq. II.8). Este facto permite supor que, tendo em conta que interessa, sobretudo, a optimização do rendimento global do filtro, a Eq. (II.6), menos complexa de implementar do ponto de vista matemático, pode ser adequadamente aplicada a ensaios laboratoriais realizados em filtros biológicos de leito compacto, desde que o seu comprimento não seja muito curto. van Genuchten e Parker (1984), por seu lado, referem que a solução representada pela Eq. (II.8) apresenta inconsistências em termos de continuidade de concentrações nas condições de fronteira, aconselhando a utilização da Eq. (II.6) para avaliar a concentração de solutos, quer em sistemas *finitos* (e.g. coluna laboratoriais), quer em *semi-finitos* (ensaios de campo).

A aplicação das soluções definidas pelas Eq. (II.6) e (II.8) conduziu, como se referiu anteriormente, a soluções convergentes em termos da estimativa do número de dispersão que, de acordo com van Genuchten e Parker (1984) e van Genuchten e Alves (1992), pode ser explicado pelos níveis de dispersão detectados (de fraca a forte dispersão). Apesar das soluções se apresentarem diferentes do ponto de vista matemático, parece ter existido, para as condições de operação utilizadas, pequena interferência das diferentes imposições introduzidas pelas condições de fronteira.

Nestes termos, tendo em conta os objectivos traçados para o estudo das características hidrodinâmicas do filtro, a solução representada pela Eq. (II.6), para o intervalo de caudais e de cargas orgânicas utilizadas, pode ser adequadamente utilizada para a simulação do transporte de solutos no filtro. Não se considera, portanto, necessário o desenvolvimento de uma nova solução analítica para a Eq. (II.3), baseada numa condição limite a montante com inclusão da função definida pela Eq. (6.1.), que será, contudo, objecto de trabalho futuro.

6.2. Fases experimentais III e IV – ensaios de carga

A realização de ensaios de carga com um único substrato orgânico (acetato), e biomassa adaptada (Fase III), permitiu, tal como era o objectivo principal do trabalho, avaliar o desempenho do filtro em relação à remoção de carbono orgânico a baixas concentrações, tendo em consideração os valores que usualmente se encontram em efluentes domésticos de tratamento secundário (ver Quadro 1.3., p. 5). A utilização de razões iniciais C/NH_4^+-N que variaram entre 2,0 e 4,0, normalmente encontradas na descarga de instalações de tratamento convencional (ver Quadro 1.3.), e entre 10,0 a 20,0, impondo-se, neste caso, concentrações mais baixas para o azoto amoniacal, possibilitou, por um lado, acompanhar a remoção simultânea aqueles compostos e, por outro, estudar a evolução do azoto ao longo leito, quer em termos de NH_4^+-N , quer de $NO_x^- -N$.

A viabilidade da incorporação de duas etapas de tratamento (tratamento em duas passagens) foi igualmente estudada, de forma a definir as circunstâncias em que poderá ser oportuna a sua utilização. A influência da disponibilidade de oxigénio, essencial para a remoção carbonada e para a oxidação do azoto amoniacal, foi avaliada através da realização de ensaios com arejamento.

A introdução de substratos de composição complexa (água residual doméstica e água de origem superficial), para os quais a biomassa não estava adaptada (Fase IV), permitiu estudar a resposta do filtro ao efeito de cargas transientes, comum em sistemas de tratamento à escala real. A utilização de substratos de origens diferentes possibilitou, por um lado, avaliar a capacidade de tratamento, quer de efluentes domésticos, quer de águas, com baixas concentrações de matéria orgânica, através da resposta do filtro.

Relativamente à eventual interferência da operação de lavagem constata-se, pela análise dos resultados obtidos nos ensaios com e sem lavagem prévia do filtro (ver Figuras 5.7. a 5.9., pp. 143 a 145, e Figuras 5.21. a 5.23., pp. 162 a 164), não ter afectado

significativamente o rendimento do filtro no que respeita à remoção, quer carbonada, quer de azoto amoniacal. O atrito a que o biofilme foi sujeito durante a fluidização do meio para a remoção de lamas pode, tendo em atenção o referido por Visvanathan e Nhlen (1995), ter removido a camada superficial, constituída essencialmente por matéria orgânica adsorvida, subprodutos da reacção expelidos da matriz biológica e aglomerados de biofilme em fase de decaimento e, eventualmente, parte de biofilme activo.

Os resultados demonstram, contudo, que o sistema manteve, dez horas após a lavagem, uma boa capacidade de remoção próxima da observada nos ensaios que não incluíram lavagem prévia, para os *ciclos de operação* adoptados. Esta circunstância pode ser explicada, tendo em atenção o referido por Rittmann (1982), pela substituição rápida da fracção de biofilme removida por equivalente activo, que terá sido suficiente para a manutenção do rendimento de remoção observado.

As diferenças mais significativas foram observadas na remoção de azoto amoniacal, facto que poderá estar relacionado com uma resposta mais lenta da comunidade autotrófica eventualmente por, como referem Henze *et al.* (1997), apresentarem taxas de crescimento mais reduzidas e serem mais sensíveis a variações das condições de operação. Esta circunstância foi mais saliente nos ensaios em que, apesar das concentrações de OD não terem sido limitantes, a concentração de nutrientes fornecida, apesar de considerada não limitante, foi mais baixa.

Os resultados da Fase experimental III parecem indicar, para o intervalo de cargas orgânicas e de razões C/NH₄⁺-N aplicadas, independentemente do número de passagens utilizados e da concentração de OD disponível, uma remoção satisfatória, quer de carbono, quer de azoto amoniacal, que se verificou ter sido superior no troço entre TL e P2 (8,0 cm iniciais do leito). Na ausência de arejamento, a remoção de ambos os compostos, a partir da toma P2, foi muito reduzida.

Nos ensaios com arejamento e acetato como substrato verificou-se, contrariamente ao esperado, no último troço do leito (P5 - BL) uma ligeira diminuição da concentração de azoto amoniacal que será objecto de análise mais adiante.

As remoções mais elevadas, para qualquer dos compostos, foram observadas nos ensaios realizados com acetato à carga orgânica média de 77,3 g C m⁻³ h⁻¹ (à qual correspondia a concentração média afluente de 62,6 mg C L⁻¹) e razão C/NH₄⁺-N de 2,0. Para o carbono, foram registadas remoções máximas de 18,6 mg C L⁻¹, na ausência de arejamento (ver Figura 5.10., p. 146), e de 43,8 mg C L⁻¹, na presença de arejamento (ver Figura 5.24., p. 165), tendo cerca de 85,0% e 94,0%, respectivamente, da carga sido removida no troço TL – P2. Relativamente à remoção de azoto amoniacal, observaram-se

teores máximos de $3,7 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ sem o filtro arejado (ver Figura 5.10.), cerca de 87,0% do qual foi eliminado no troço TL – P1, e de $10,3 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$ com o filtro arejado (ver Figura 5.24.), tendo cerca de 41,0% sido consumido no troço P1 - P2.

As remoções de carbono mais baixas ocorreram nos ensaios com acetato realizados à carga orgânica média de $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (à qual correspondia a concentração média afluyente de $4,2 \text{ mg C L}^{-1}$) e razão C/NH₄⁺-N de 20,0. Os valores mínimos observados variaram entre $1,1 \text{ mg C L}^{-1}$, na presença de arejamento (ver Figura 5.28., p. 169), e $0,8 \text{ mg C L}^{-1}$, na ausência de arejamento (ver Figura 5.14., p. 150). As remoções de carbono, para cargas orgânicas médias inferiores a $2,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (às quais correspondiam concentrações médias afluentes inferiores a $2,1 \text{ mg C L}^{-1}$), e de azoto amoniacal, para cargas orgânicas médias inferiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, foram praticamente nulas, independentemente das condições de operação (ver Quadros 5.9. e 5.17., pp. 140 e 159).

Nos ensaios, quer com efluente doméstico, quer com água superficial, apesar de, comparativamente ao observado nos ensaios com acetato, se ter verificado um decréscimo na remoção de carbono, o filtro apresentou uma resposta satisfatória, tendo em atenção que a biomassa se encontrava inadaptada aos substratos, evidenciando, portanto, uma capacidade rápida de adaptação a fontes de carbono de origem diferente. A remoção de carbono nos ensaios com água superficial só foi notada para as amostras da ribeira da Boidobra, para cargas orgânicas a variar entre $18,4 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $30,0 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (às quais correspondiam concentrações afluentes entre $14,9 \text{ mg C L}^{-1}$ e $24,3 \text{ mg C L}^{-1}$), não tendo sido registada qualquer remoção de azoto amoniacal para as origens de água utilizadas.

A própria natureza daquelas amostras, com eventual presença de metabolitos, gerados, no caso dos efluentes, durante o tratamento, e, no caso das águas, incorporados devido à contribuição de fontes naturais ou antropogénicas, não parece ter inibido a acção dos microrganismos heterotróficos aeróbios, em particular no troço TL – P2, revelando, esta comunidade, apetência para a degradação de substratos orgânicos complexos. Esta capacidade de adaptação, relatada por Henze *et al.* (1997) e Grady Jr. *et al.* (1999), foi igualmente notada nos trabalhos de Mano (1996) e Gupta e Gupta (2001), no âmbito do estudo dos processos de desnitrificação e desnitratação, e por Nabizadeh *et al.* (2000) no tratamento de efluentes de petroquímicas, utilizando, em qualquer dos casos, reactores de biomassa fixa.

Os resultados parecem indicar que, independentemente do tipo de substrato utilizado, a variação dos procedimentos de operação só terá tido efeito significativo na remoção de

ambos os compostos para cargas orgânicas médias superiores a $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Para melhor avaliar esta hipótese apresenta-se, na Figura 6.6., para uma passagem pelo leito, a variação da remoção de carbono (ΔC) e de azoto amoniacal ($\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$) em função das condições de operação utilizadas.

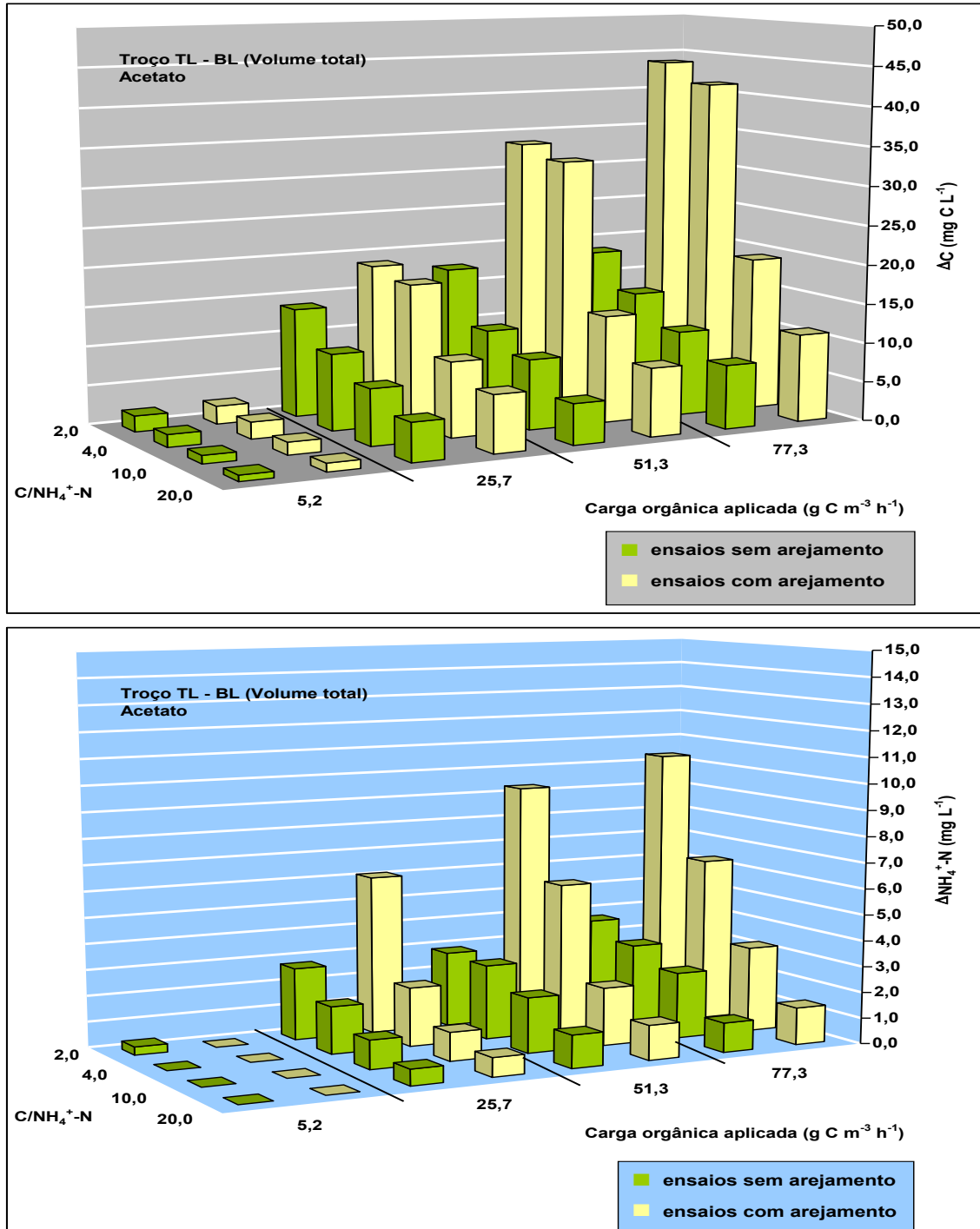


Figura 6.6. – Variação da remoção global de carbono (ΔC) e de azoto amoniacal ($\Delta\text{NH}_4^+\text{-N}$) em função da carga orgânica volúmica e da razão $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ aplicadas - ensaios com acetato, com (Séries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

A partir de cargas orgânicas médias superiores a $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, em particular para as razões $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ mais baixas, a utilização de arejamento provocou aumento da remoção de carbono. No caso do azoto amoniacal, o aumento só foi significativo para cargas orgânicas médias superiores a $51,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Os acréscimos máximos registados, relativamente ao observado nos ensaios realizados sem arejamento, foram de 65,7% para o carbono e de 68,8 % para o azoto amoniacal, para os ensaios com acetato à carga orgânica média de $51,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e razões $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ entre 2,0 e 4,0.

A utilização de duas passagens pelo leito permitiu uma melhoria na remoção de ambos os compostos, que foi mais significativa nos ensaios realizados à carga orgânica média mais elevada como se pode observar, a título exemplificativo para os ensaios com acetato, na Figura 6.7. Os acréscimos de remoção, relativamente à utilização de uma passagem, atingiram valores máximos de 45,3% (filtro não arejado) e 18,0% (filtro arejado), para o carbono, e de 55,6% (filtro não arejado) e 33,3% (filtro arejado), para o azoto amoniacal. A remoção de carbono, para a carga orgânica média mais baixa ($5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), não foi significativamente afectada, quer pela introdução de arejamento, quer pela utilização de uma segunda passagem, ou pela variação da razão $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ (ver Figura 6.6.).

Nos ensaios com efluente doméstico observou-se, embora a valores mais reduzidos, da primeira para a segunda passagem, a continuidade da remoção, quer de carbono, quer de azoto amoniacal, o que foi indicativo da manutenção da capacidade de eliminação de ambos, quando o filtro foi alimentado com o próprio efluente. A segunda etapa de tratamento parece não ter sido vantajosa, em termos de remoção de carbono, nos ensaios com água superficial.

Na segunda passagem, independentemente do procedimento de operação, a introdução de arejamento não parece ter influenciado significativamente a remoção de azoto amoniacal. Tal facto poderá estar, por um lado, associado à menor disponibilidade de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, já que a maior parte foi consumida na primeira passagem, e, por outro, à eventual descompensação de nutrientes e presença de metabolitos. Estes últimos, libertados durante a primeira passagem do tratamento, são, normalmente, constituídos, de acordo com Grady Jr. *et al.* (1999), por produtos microbiológicos solúveis, considerados inibidores e tóxicos para algumas espécies de microrganismos (Kuo *et al.*, 1996), e poderão ter diminuído a actividade nitrificante.

Nestes termos, não parece interessante a utilização de duas passagens e de arejamento para cargas orgânicas afluentes inferiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (o equivalente a $4,2 \text{ mg C L}^{-1}$).

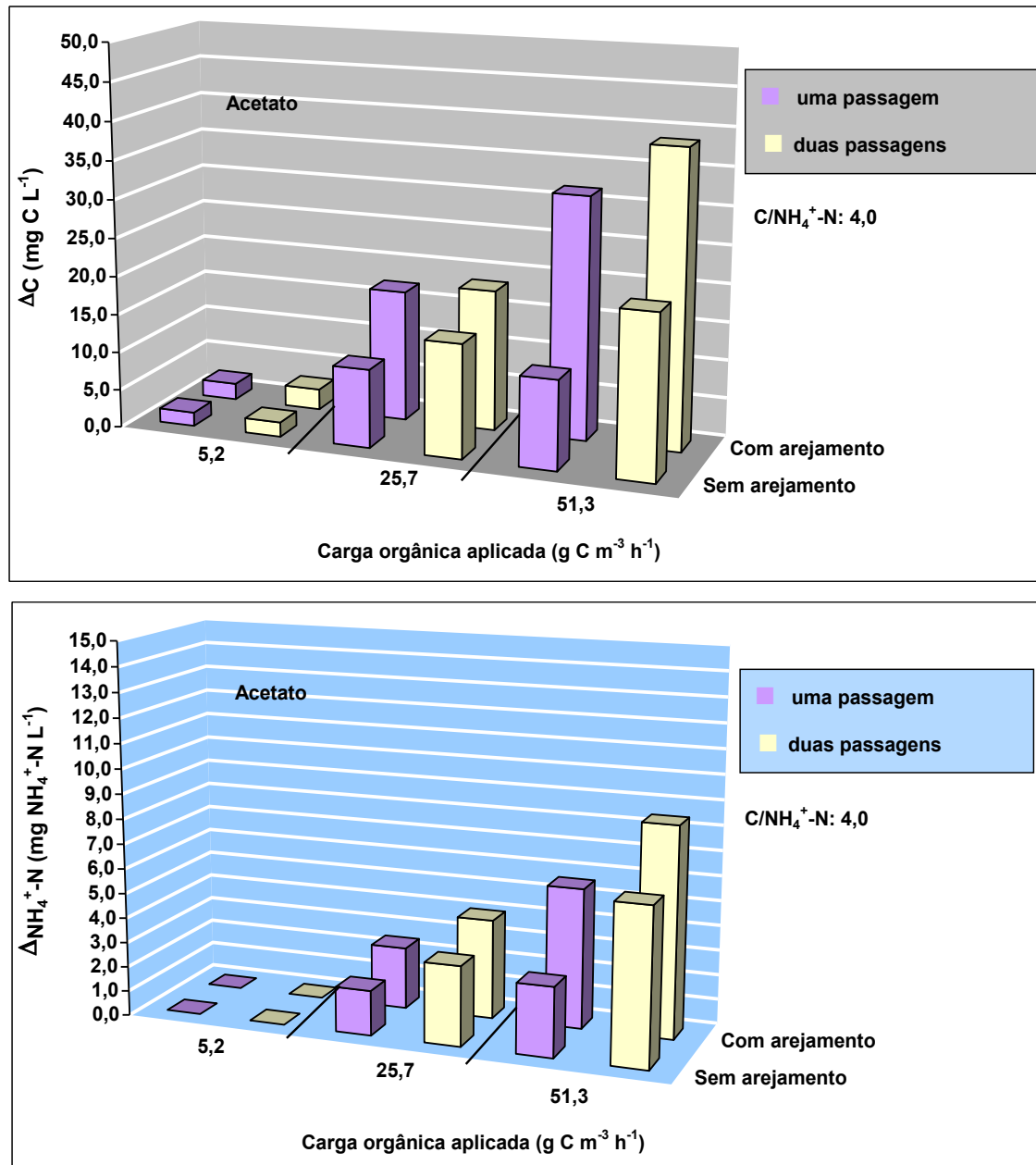


Figura 6.7. – Variação da remoção de carbono (ΔC) e de azoto amoniacal ($\Delta \text{NH}_4^+ \text{-N}$) em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, com (Séries III.8. e III.10.) e sem arejamento (Séries III.3. e III.5.)

A eficiência de remoção de carbono foi, independentemente dos procedimentos de operação, superior nos ensaios com substrato simples, para a carga orgânica média de 25,7 g C $\text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$ (ver Figuras 5.12. e 5.26., pp. 148 e 167), com valores máximos de 66,4% (filtro não arejado) e 89,9% (filtro arejado) para a razão C/NH₄⁺-N de 2,0. No que respeita ao azoto amoniacal, as eficiências de remoção foram superiores para o intervalo de cargas orgânicas médias entre 25,7 e 51,3 mg C L^{-1} , tendo sido observados valores máximos de 58,3%, com o filtro não arejado, e de 67,6%, com o filtro arejado.

Estes resultados parecem indicar um máximo de rendimento de remoção de carbono para a carga orgânica média afluyente de 25,7 g C m⁻³ h⁻¹, em particular quando a razão C/NH₄⁺-N foi inferior a 4,0, o que foi igualmente observado, como se pode verificar na Figura 6.8., nos ensaios com duas passagens. A introdução de uma segunda passagem parece, contudo, ter sido mais vantajosa nos ensaios sem arejamento, tendo sido observado, relativamente ao verificado nos ensaios com uma passagem, acréscimos máximos de remoção, para o carbono, de 28,4%, com o filtro não arejado, e de, apenas, 4,0%, com o filtro arejado. As eficiências de remoção para qualquer dos compostos parecem, contudo, ter decrescido com o aumento da carga orgânica aplicada.

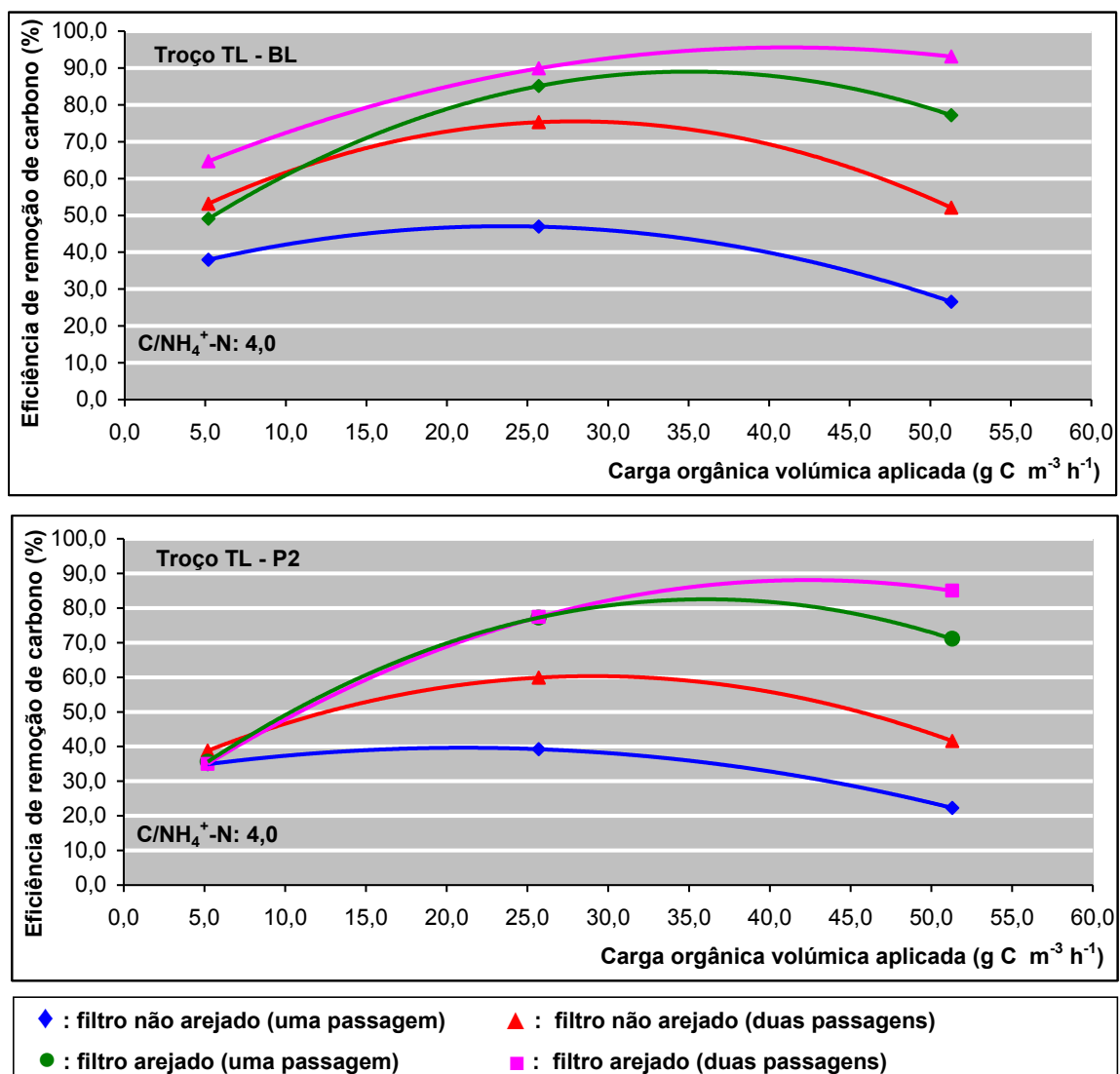


Figura 6.8. – Eficiências de remoção de carbono em função da carga orgânica aplicada – ensaios com acetato, com (Séries III.8. e III.10.) e sem arejamento (Séries III.3. e III.5.)

Para melhor avaliar o desempenho do filtro na de remoção de ambos os compostos, na presença de substratos diferentes, apresenta-se, nas Figuras 6.9. e 6.10., a variação da eficiência de remoção em função da carga orgânica aplicada. Pode verificar-se que, independentemente das condições de operação e do tipo de substrato utilizado, o rendimento decresceu com o aumento da carga orgânica, apesar de, para o intervalo de cargas orgânicas entre $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $51,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, o rendimento de remoção, de ambos os compostos, ter sido superior. Este comportamento é referido por Grady Jr. (1999) e foi também observado noutros estudos (Gray e Learner, 1984; Toettrup *et al.*, 1994) apesar de utilizarem cargas orgânicas aplicadas mais elevadas.

Esta observação leva admitir que, para as concentrações de carbono e nutrientes aplicadas, o decréscimo verificado deverá ter estado relacionado com a capacidade do leito, que terá atingido um estado de remoção próximo do máximo. Esta circunstância é comprovada pelo aumento pouco significativo da remoção de carbono quando, na presença de arejamento, se introduziu uma segunda passagem pelo leito (ver Figura 6.8.).

No que respeita aos ensaios com efluente doméstico ou água superficial, o decréscimo verificado poderá estar relacionado com a presença de menores concentrações de OD, de maiores quantidades de metabolitos, produzidos proporcionalmente à carga aplicada, pela resistência ao escoamento associada ao aumento da colmatação do meio, que provocou o aumento da perda de carga (ver Figuras 5.47. e 5.48., pp. 193 e 194), e à ausência de enzimas específicas para catalizarem a degradação de novos substratos. Nos ensaios com duas passagens, além dos factores atrás referidos, o rendimento do sistema poderá ainda ter sido afectado pela possível presença, na segunda passagem, de produtos resultantes da actividade metabólica. Nos ensaios com água superficial verificou-se, para cargas orgânicas inferiores a $6,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, independente das condições de operação, remoção quase nula de ambos os compostos (ver Quadros 5.27. e 5.28., pp. 186 e 187).

Nos ensaios com acetato, para cargas orgânicas médias inferiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ observaram-se, independentemente das condições de operação, remoções nulas de azoto amoniacal (ver Quadros 5.7. a 5.11., pp. 139 a 141, e Quadros 5.15. a 5.19., pp. 158 a 160) e decréscimo acentuado na eliminação de carbono, que foi praticamente nula para cargas orgânicas médias inferiores a $2,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (ver Quadros 5.9. e 5.17., pp. 140 e 159). Estes resultados contrariam, contudo, o observado por Stratton *et al.* (1983) que, utilizando um leito compacto não arejado e acetato como substrato orgânico, obteve remoção de carbono para concentrações afluentes de $3,0 \text{ mg C L}^{-1}$. e razões $\text{C}/\text{NH}_4^+-\text{N L}^{-1}$ inferiores a 10,0.

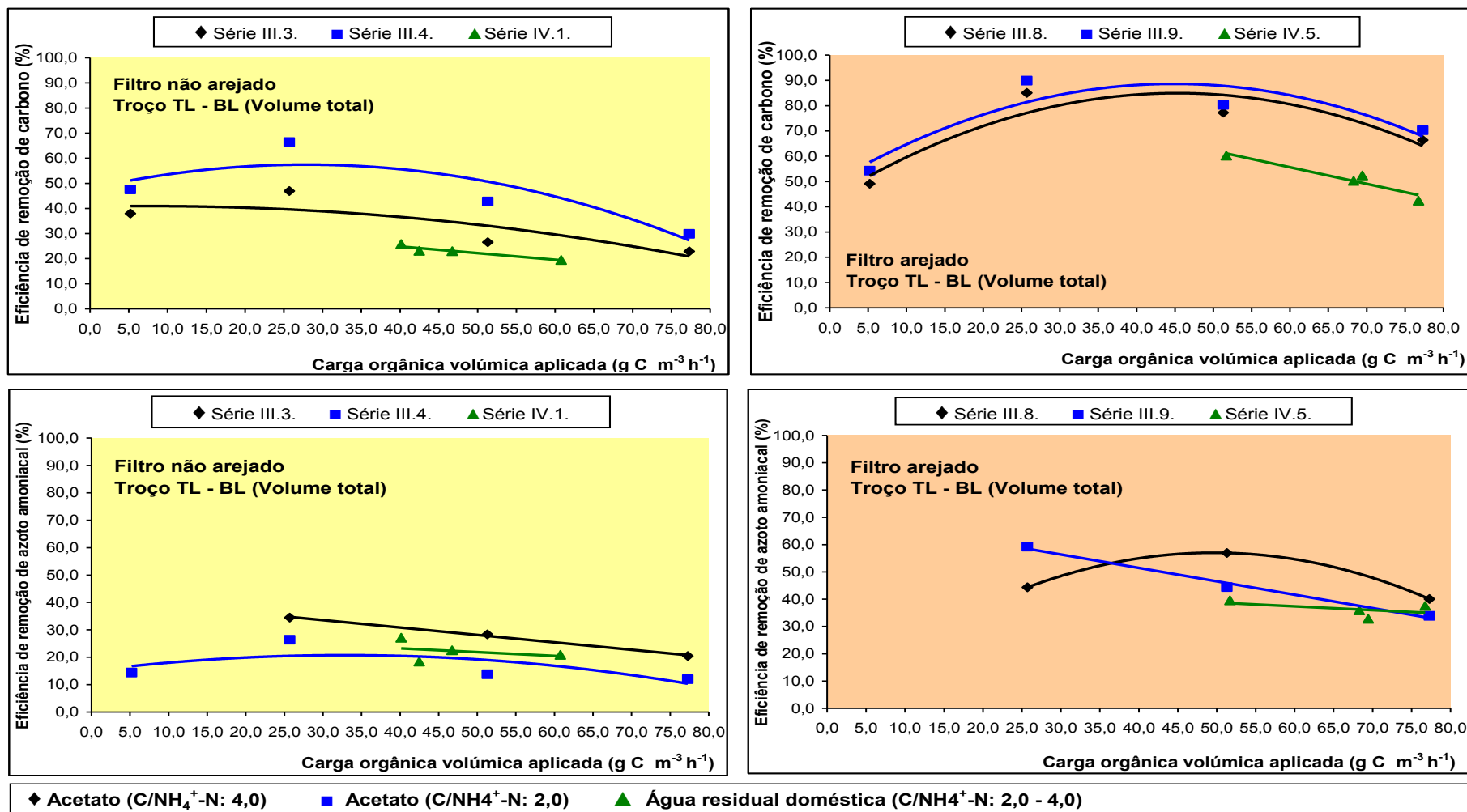


Figura 6.9. – Eficiências de remoção de carbono e azoto amoniacal em função da carga orgânica aplicada para razões C/NH₄⁺-N entre 2,0 e 4,0 – ensaios com acetato e água residual doméstica, com (III.8., III.9., IV.5.) e sem arejamento (III.3., III.4., IV.1.)

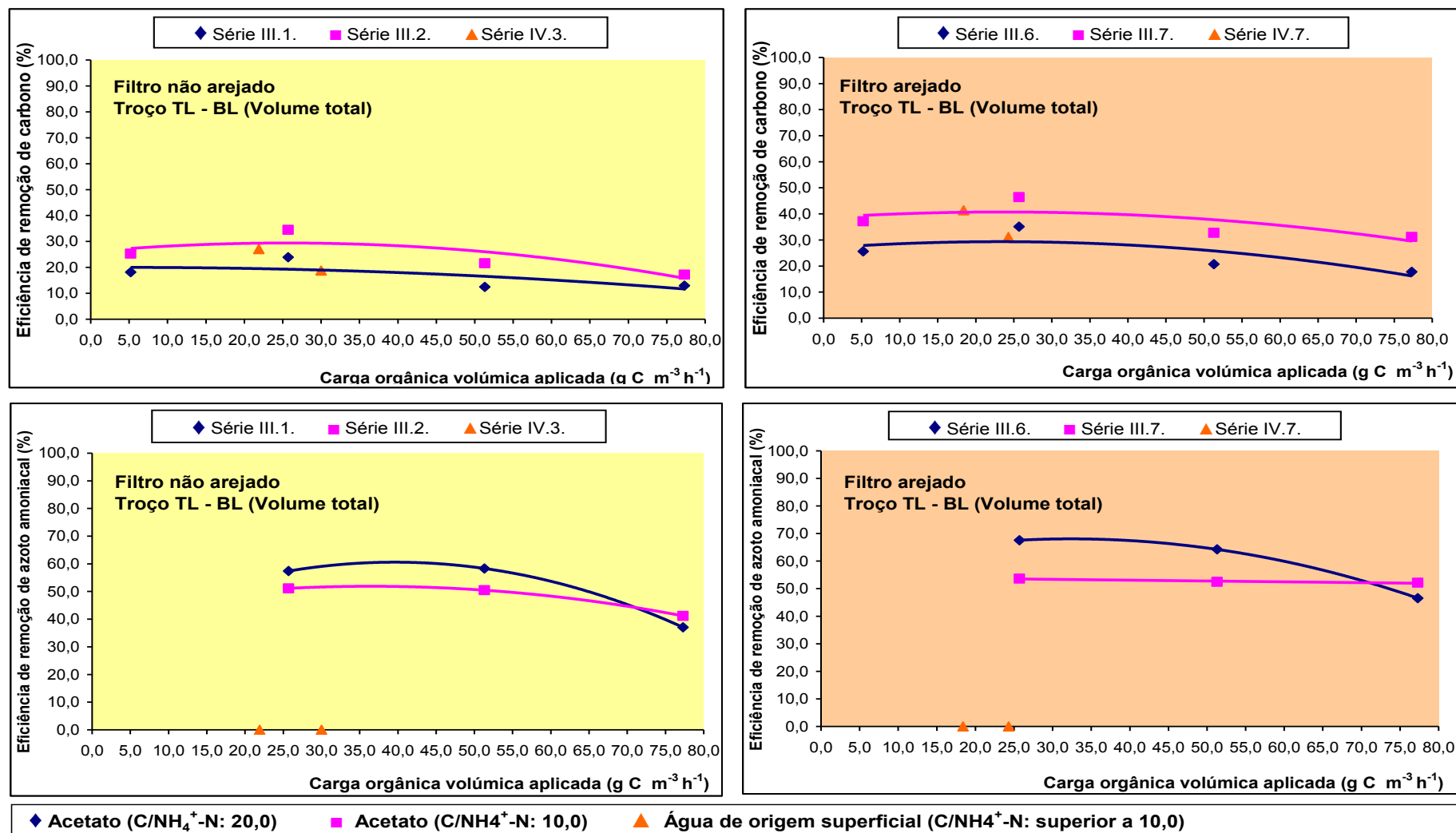


Figura 6.10. – Eficiências de remoção de carbono e azoto amoniacal em função da carga orgânica aplicada para razões C/NH₄⁺-N superiores a 10,0 – ensaios acetato e água residual doméstica, com (III.6., III.7., IV.7.) e sem arejamento (III.1., III.2., IV.3.)

A circunstância de ter sido registado, no intervalo de cargas orgânicas entre $2,6 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, alguma remoção de carbono, evidencia, por outro lado, que a comunidade heterotrófica se manteve activa, apesar da baixa concentração de substrato orgânico e de nutrientes, durante as dez horas de duração dos ensaios, o que parece contrariar a hipótese de ter ocorrido purga de biomassa.

O aumento de azoto amoniacal no efluente pode ter estado, parcialmente, associado a mecanismos que, em ambiente anaeróbio, promoveram a redução de nitratos. Este processo, de acordo Grady Jr. *et al.* (1999) e Tiedje (1988), citado por Mano (1996), ocorre, contudo, por via assimilativa, na ausência de azoto orgânico ou amoniacal, podendo, quando os compostos orgânicos dadores de electrões estão em excesso e apenas existe nitrato no meio, conduzir a uma acumulação de azoto amoniacal no material celular. Nestes termos, tendo em conta que, naqueles ensaios, o azoto amoniacal esteve sempre presente no meio e a concentração de nitratos foi quase nula (ver Quadros VIII.1. a VIII.10. do Anexo VIII, pp. 421 a 437, e Quadros IX.1. a IX.10. do Anexo IX, pp. 441 a 457), a hipótese de ter ocorrido acumulação de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ no material celular é remota e o aumento da concentração deste composto em profundidade não terá estado relacionado com a eventual purga de biomassa. Os aumentos detectados à saída do filtro poderão, assim, ter estado mais relacionados com erro analítico associado às baixas concentrações utilizadas para ambos os compostos.

Os ensaios realizados com água superficial, a cargas orgânicas inferiores a $6,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, foram interrompidos ao fim de 4,0 horas por ter sido detectado, a partir da toma P1, aumento das concentrações de COT e de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e alteração da coloração do efluente. Esta ocorrência deverá ter estado, crê-se, tendo em conta que as razões $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ variaram entre 15,9 e 34,1, associada à alteração das condições de equilíbrio do biofilme que, a partir de uma concentração mínima de substratos (Rittmann, 1982), considerada limitante, deixou de ter energia, fonte de carbono e nutrientes suficientes para acções anabólicas, tendo as taxas de decaimento superado as de crescimento celular. Nestas condições, pode ter ocorrido diminuição da resistência da superfície do biofilme à pressão causada pelo fluxo longitudinal do líquido com, conseqüente, libertação conjunta das fracções activa e em decaimento

A análise da variação das taxas de remoção de carbono ($r_V \text{ C}$) permite observar, independentemente dos procedimentos de operação, que foram superiores no troço TL - P1 (ver Figuras 5.13. e 5.27., pp. 149 e 168), em particular para as relações $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ mais baixas. Para melhor avaliar a evolução de $r_V \text{ C}$ na presença de substratos simples e

complexos apresenta-se, nos Quadros 6.1. e 6.2., a sua variação para as diferentes condições de operação utilizadas neste estudo.

Quadro 6.1. – Taxas volumétricas de remoção de carbono – ensaios com diferentes substratos, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. a IV.4.)

Ensaio/Substrato	Carga orgânica aplicada (g C m ⁻³ h ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N (ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N global)	r _v C (g C m ⁻³ h ⁻¹)		
			TL - BL	TL - P1	P1 - P2
Acetato					
III.1.2.6.	5,2	20,0 (—)	0,9	8,3	1,4
III.1.2.4.	25,7	20,0 (8,0)	6,1	64,3	7,3
III.1.2.3.	51,3	20,0 (4,1)	6,4	57,8	10,5
III.1.2.1.	77,3	20,0 (7,2)	10,0	109,2	9,6
III.2.2.6.	5,2	10,0 (—)	1,3	8,7	3,1
III.2.2.4.	25,7	10,0 (6,5)	8,9	83,5	12,3
III.2.2.3.	51,3	10,0 (4,2)	11,1	98,2	17,7
III.2.2.1.	77,3	10,0 (4,2)	13,3	117,3	22,2
III.3.2.6.	5,2	4,0 (—)	2,0	16,8	4,7
III.3.2.4.	25,7	4,0 (5,4)	12,0	98,2	22,6
III.3.2.3.	51,3	4,0 (3,9)	13,6	115,8	23,2
III.3.2.1.	77,3	4,0 (4,5)	17,7	160,8	24,7
III.4.2.6.	5,2	2,0 (6,4)	2,5	19,2	5,4
III.4.2.4.	25,7	2,0 (5,0)	17,2	167,2	19,4
III.4.2.3.	51,3	2,0 (6,1)	21,8	208,5	24,6
III.4.2.1.	77,3	2,0 (5,0)	22,9	215,0	28,4
III.5.2.4.	25,7	4,0 (4,9)	19,3	149,7	34,2
2ª passagem	11,9	3,2 (4,4)	5,6	40,0	13,0
III.5.2.3.	51,5	4,0 (3,4)	26,8	215,3	44,5
2ª passagem	36,5	4,4 (4,0)	11,8	96,5	21,2
Água residual doméstica					
IV.1.1	40,1	2,9 (4,1)	10,4	67,8	20,6
IV.1.2.	60,8	4,2 (3,7)	11,2	74,0	19,4
IV.2.1.	46,7	3,9 (3,5)	18,7	99,2	34,2
2ª passagem	34,4	3,7 (2,6)	6,3	36,8	10,2
IV.2.2.	42,5	3,8 (3,2)	17,5	90,2	18,8
2ª passagem	31,0	3,9 (2,8)	6,0	30,8	11,1
Água superficial					
IV.3.2.	21,9	11,7 (—)	5,9	55,5	12,1
IV.4.2.	30,0	11,3 (—)	9,1	69,8	15,1
2ª passagem	22,4	7,8 (—)	1,6	17,3	1,6

Quadro 6.2. – Taxas volumétricas de remoção de carbono – ensaios com diferentes substratos, com arejamento (Séries III.6. a III.10. e IV.5. a IV.8.)

Ensaio/Substrato	Carga orgânica aplicada (g C m ⁻³ h ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N (ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N global)	r _v C (g C m ⁻³ h ⁻¹)		
			TL - BL	TL - P1	P1 - P2
Acetato					
III.6.2.6.	5,2	20,0 (—)	1,32	5,00	1,90
III.6.2.4.	25,7	20,0 (10,0)	9,00	67,67	19,50
III.6.2.3.	51,3	20,0 (6,5)	10,72	67,83	21,40
III.6.2.1.	77,3	20,0 (7,8)	13,79	103,33	27,70
III.7.2.6.	5,2	10,0 (—)	1,96	6,50	4,80
III.7.2.4.	25,7	10,0 (8,7)	11,81	93,17	22,70
III.7.2.3.	51,3	10,0 (6,1)	16,81	130,67	30,60
III.7.2.1.	77,3	10,0 (5,9)	24,06	172,83	61,10
III.8.2.6.	5,2	4,0 (—)	2,65	17,83	4,90
III.8.2.4.	25,7	4,0 (7,8)	21,91	183,67	51,00
III.8.2.3.	51,3	4,0 (5,6)	39,83	298,83	117,60
III.8.2.1.	77,3	4,0 (6,5)	51,19	406,17	143,10
III.9.2.6.	5,2	2,0 (—)	2,84	17,17	4,00
III.9.2.4.	25,7	2,0 (3,1)	23,21	177,83	58,50
III.9.2.3.	51,3	2,0 (3,6)	41,53	327,83	112,90
III.9.2.1.	77,3	2,0 (4,3)	54,09	420,67	158,70
III.10.2.4.	25,7	4,0 (4,6)	22,7	180,2	50,4
2ª passagem	11,9	1,2 (0,9)	1,5	7,8	2,9
III.10.2.3.	51,5	4,0 (4,6)	47,8	381,8	124,1
2ª passagem	36,5	2,2 (2,6)	8,4	63,7	18,3
Água residual doméstica					
IV.5.1	51,7	3,5 (5,8)	31,2	227,2	83,7
IV.5.2.	68,3	4,7 (5,9)	34,3	253,0	95,9
IV.6.1.	69,4	4,4 (6,4)	51,7	371,7	116,3
2ª passagem	31,0	3,0 (4,8)	13,3	91,8	23,2
IV.6.2.	76,8	5,3 (6,0)	52,6	396,5	121,4
2ª passagem	42,4	4,8 (5,8)	18,3	147,7	36,5
Água superficial					
IV.7.2.	18,4	10,4 (—)	7,6	76,8	12,9
IV.8.2.	24,4	8,0 (—)	12,4	112,8	16,4
2ª passagem	15,8	5,1 (—)	3,8	39,5	3,2

Os valores de r_v C nos ensaios com efluente doméstico, sem arejamento do filtro, foram sempre inferiores aos verificados nos ensaios com acetato. Este comportamento não foi observado em todos os ensaios com o filtro arejado, particularmente nos realizados em duas passagens pelo leito, onde se observaram valores mais elevados para o tratamento do efluente doméstico. Os valores calculados para os ensaios com água superficial, para

condições de carga orgânica afluyente equivalentes, foram sempre inferiores, quer aos estimados para os ensaios com acetato, quer aos observados para o tratamento do efluente doméstico.

Para razões C/NH_4^+-N superiores a 10,0, o aumento de $r_V C$, em particular a partir de cargas orgânicas médias superiores a $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ foi reduzido. Esta circunstância leva a admitir que o aumento da carga orgânica inicial parece não afectar a taxa de remoção de carbono. A tendência observada, para as razões C/NH_4^+-N no intervalo 2,0 a 4,0, aproxima-se da apresentada noutros estudos, como os de Gonçalves *et al.* (1996) e Tay e Show (1998), que utilizaram intervalos de concentrações iniciais de carbono muito diferentes, entre $500,0 \text{ mg C L}^{-1}$ e $2\,000,0 \text{ mg C L}^{-1}$ e entre $44,8 \text{ mg C L}^{-1}$ e $84,0 \text{ mg C L}^{-1}$, respectivamente.

Para a carga orgânica média mais baixa ($5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) constatou-se, independentemente das condições de operação, que as taxas de remoção de carbono foram semelhantes, fazendo admitir que a utilização de arejamento, de duas passagens pelo leito e a variação da razão C/NH_4^+-N não tiveram influência relevante no desempenho do filtro. Aplicando o teste ANOVA multifactorial para a combinação das duas variáveis ($r_V C$ e C/NH_4^+-N), considerando apenas uma determinação e a carga orgânica afluyente mais baixa, para um nível de significância de 5,0% ($\alpha = 0,05$), verifica-se que não se pode rejeitar a hipótese nula de igualdade de médias relativamente à razão C/NH_4^+-N (valores de p entre 0,122 e 0,145, para ANOVA de factor único entre cada par de variáveis, e igual a 0,292, quando os dados foram sujeitos a análise dupla considerando os ensaios com e sem arejamento), por estas não serem, do ponto de vista estatístico, significativamente diferentes. Como consequência, o efeito da relação C/NH_4^+-N na remoção de carbono, para cargas orgânicas médias iguais a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ pode ser considerado estatisticamente nulo.

Na Figura 6.11. apresenta-se uma comparação entre valores de $r_V C$, observados neste e noutros estudos com efluente doméstico, realizados em condições de operação semelhantes, com e sem arejamento do filtro. Apesar dos valores detectados no presente trabalho serem superiores aos observados nos trabalhos de Silva *et al.* (2003), para um filtro não arejado, e de Gonçalves e Oliveira (1996), para um filtro arejado, não foi evidente, em quaisquer circunstâncias de operação, contrariamente ao detectado por aqueles autores, uma relação proporcional entre a carga volúmica aplicada e a removida. Esta observação poderá ter decorrido da menor amplitude de cargas orgânicas iniciais admitidas naqueles estudos, relativamente às utilizadas neste trabalho.

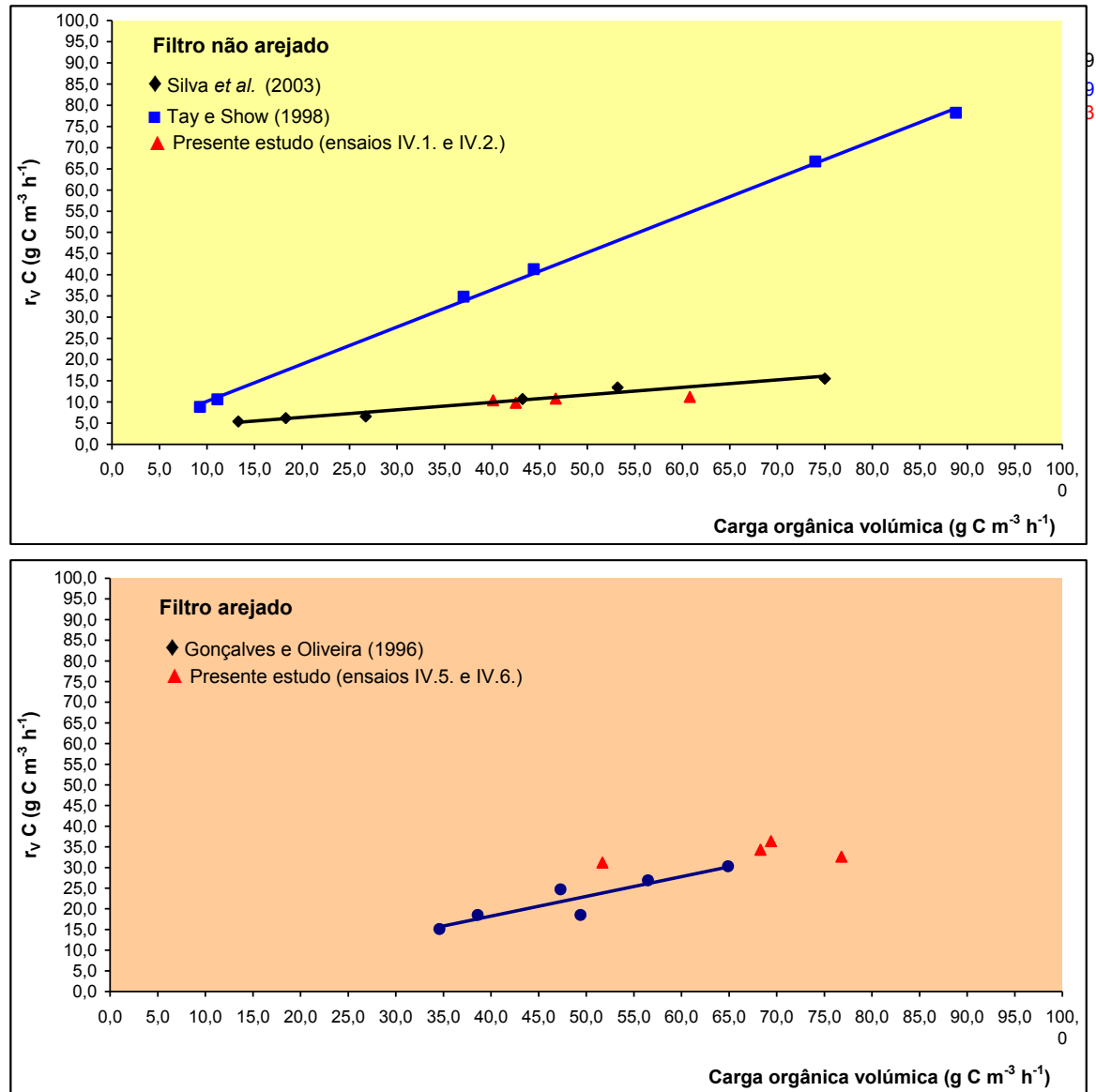
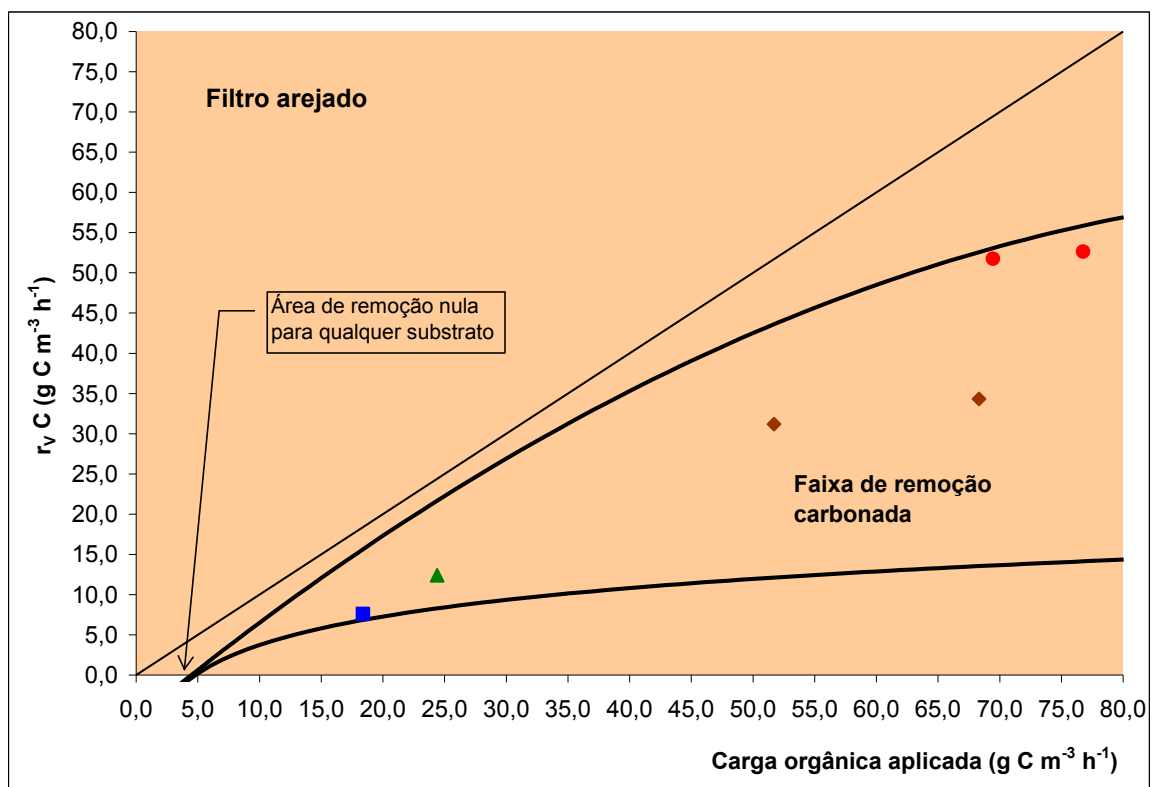
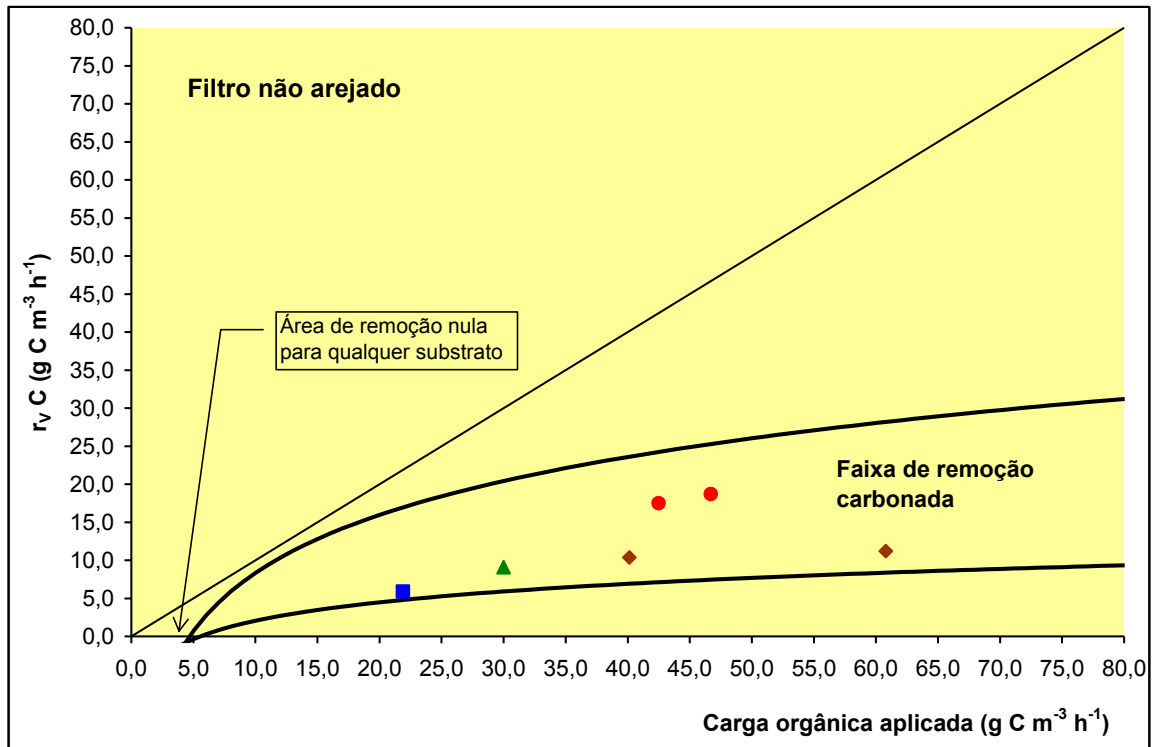


Figura 6.11. – Variação da taxa volumétrica de remoção de carbono com a carga orgânica aplicada - ensaios com água residual doméstica de acordo com vários estudos

A partir das taxas de $r_v C$ estimadas para os diferentes ensaios (ver Quadros 6.1. e 6.2.) definiram-se faixas de variação de $r_v C$ em função da carga orgânica aplicada, para as condições de operação utilizadas neste estudo, que estão representadas na Figura 6.12. Incluíram-se, a título ilustrativo, os pontos experimentais correspondentes aos resultados obtidos nos ensaios com efluente doméstico e com água superficial.



- ◆ Efluente doméstico (uma passagem) ■ Água superficial (uma passagem)
- Efluente doméstico (duas passagens) ▲ Água superficial (duas passagens)

Figura 6.12. – Variação da taxa volumétrica de remoção de carbono em função da carga orgânica volúmica aplicada - ensaios das Fase III e IV

A variação taxa de remoção de carbono, independentemente dos critérios de operação e da relação C/NH_4^+-N aplicada, como tinha sido anteriormente admitido, não parece ter significado para cargas orgânicas iniciais inferiores a aproximadamente $5,0 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (à qual correspondia uma concentração de carbono de cerca de $4,0 \text{ mg C L}^{-1}$). Admite-se assim que a utilização do filtro para a remoção de cargas residuais de carbono inferiores àquele valor, independentemente do tipo de substrato utilizado, não seja atractiva.

A análise da variação do OD ao longo do leito permite verificar que, nos ensaios sem arejamento, excluindo os realizados a cargas médias de $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, a sua concentração decresceu em profundidade até valores inferiores a $1,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (ver Figuras 5.14. e 5.15., pp. 150 e 151, e Figuras 5.38. e 5.45., pp. 181 e 191). Na presença de arejamento, as concentrações de OD atingiram valores mínimos entre $1,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $2,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (ver Figuras 5.28. e 5.29., pp. 169 e 170, e Figuras 5.38. e 5.45., pp. 181 e 191).

A análise das referidas figuras permite constatar, também, que a faixa de pH não, apresentou variação significativa. Nos ensaios com acetato esta ocorrência era esperada uma vez que a alimentação incluía uma solução tampão. O facto de, nos ensaios com substratos complexos, não ter sido significativa a variação daquele parâmetro, leva a admitir que, para as condições de carga utilizadas neste estudo, não seria necessária a utilização da solução tampão.

A análise conjunta das Figuras 5.10. e 5.11. (pp. 146 e 147) e das Figuras 5.14. e 5.15. (pp. 150 e 151), para ensaios com acetato, e das Figuras 5.36. e 5.38. (pp. 179 e 181), para ensaios com efluente doméstico, permite verificar que, na ausência de arejamento, no troço TL – P2, apesar de terem sido registadas concentrações de OD inferiores a $1,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, ocorreu simultaneamente remoção de carbono e de azoto amoniacal, fazendo supor, ao contrário do que acontece em sistemas de tratamento terciário, alimentados normalmente com cargas orgânicas superiores, ter existido, nas camadas superiores do leito, uma colonização conjunta de microrganismos auto e heterotróficos.

Para melhor analisar esta constatação apresenta-se, no Quadro 6.3., a título exemplificativo para os ensaios com acetato, uma comparação entre as concentrações de OD medidas (disponíveis, portanto) à entrada dos troços TL - P1 e P1 - P2 e as necessidades teóricas, obtidas estequiometricamente, bem como as massas de carbono e de azoto amoniacal removidas nos referidos troços. As necessidades teóricas foram estimadas através do somatório das fracções que resultaram da aplicação das relações estequiométricas apresentados nos pontos VII.1. (remoção carbonada, pp. 415) e VII.5. (nitrificação, pp. 418) do Anexo VII.

Quadro 6.3. – Comparação de valores de oxigênio dissolvido observados e calculados estequiometricamente e massas de carbono e azoto amoniacal removidas – ensaios com acetato, sem arejamento (Séries III.1. a III.5.)

Troço do leito	Ensaio	Valores observados			Necessidade de OD (mg O ₂ L ⁻¹)	ΔOD (mg O ₂ L ⁻¹)
		OD ¹⁾ (mg O ₂ L ⁻¹)	ΔC (mg C L ⁻¹)	ΔN-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)		
TE - P1	1.2.4.	7,7	3,8	0,4	5,8	1,9
	1.2.3.	7,8	3,4	0,8	7,0	0,8
	1.2.1.	7,7	6,5	0,7	9,9	-2,2
	2.2.4.	7,8	5	0,6	7,9	-0,1
	2.2.3.	7,7	5,8	1,3	11,7	-4,0
	2.2.1.	7,9	7	1,4	13,4	-5,5
	3.2.4.	7,8	5,8	1,0	10,4	-2,6
	3.2.3.	7,7	6,9	1,9	15,4	-7,7
	3.2.1.	7,7	9,6	2,0	18,8	-11,1
	4.2.4.	7,8	10,0	1,9	18,8	-11,0
	4.2.3.	7,8	12,5	2,1	22,3	-14,5
	4.2.1.	7,8	12,9	2,4	24,0	-16,2
	5.2.4.	7,8	5,8	1,0	10,4	-2,6
	2ª passagem	5,3	2,4	0,6	5,1	0,2
	5.2.3.	7,7	6,9	1,9	15,4	-7,7
	2ª passagem	5,8	5,7	1,7	13,3	-7,5
P1 - P2	1.2.4.	2,5	0,7	0,1	1,2	1,3
	1.2.3.	1,9	1	0,2	1,9	0,0
	1.2.1.	1,8	0,9	0,2	1,8	0,0
	2.2.4.	2,2	1,2	0,2	2,1	0,1
	2.2.3.	1,8	1,7	0,5	3,9	-2,1
	2.2.1.	1,6	2,2	0,7	5,3	-3,7
	3.2.4.	1,8	2,2	0,4	4,1	-2,3
	3.2.3.	1,4	2,3	0,6	5,0	-3,6
	3.2.1.	1,5	2,4	0,6	5,1	-3,6
	4.2.4.	1,8	1,9	0,6	4,6	-2,8
	4.2.3.	1,5	2,4	0,4	4,3	-2,8
	4.2.1.	1,1	2,8	0,8	6,4	-5,3
	5.2.4.	1,8	2,2	0,4	4,1	-2,3
	2ª passagem	1,7	1,3	0,2	2,2	-0,5
	5.2.3.	1,4	2,3	0,6	5,0	-3,6
	2ª passagem	1,7	2,1	0,3	3,5	-1,8

¹⁾ Valor à entrada do troço (troço TL – P1: medido no volume de líquido no topo do leito; troço P1 – P2: medido na toma P1)

A estimativa teórica das necessidades de OD foi calculada com base nas quantidades totais de carbono e azoto amoniacal removidas, sem diferenciar entre a fracção oxidada, que efectivamente foi responsável pela transferência de electrões para as moléculas de oxigénio, da que foi consumida por difusão para o interior das células. O coeficiente determinado para oxidação do azoto amoniacal (4,24 mg O₂ por mg de NH₄⁺-N eliminado) está no intervalo de valores (entre 4,25 e 4,57 mg O₂ por mg de NH₄⁺-N eliminado) encontrados na bibliografia (Henze *et al.*, 1997; Mano, 1997), pelo que os valores de OD apresentados crê-se estarem correctamente estimados. Admite-se, no entanto, que possa haver desvios na quantificação daqueles valores, relacionados com a dedução das expressões estequiométricas, cujos coeficientes molares e mássicos podem variar em função dos factores assumidos por f_s e f_e .

Os valores de OD que, teoricamente, seria necessário manter apresentam-se, com excepção dos ensaios a razões C/NH₄⁺-N de 20,0, superiores aos detectados experimentalmente, com diferenças (ΔO) que atingiram 67,5%, no troço TL – P1, e 82,8% no troço P1 – P2. A título exemplificativo, realizou-se o mesmo tipo análise para o troço superior do filtro explorado por Mano (1996), cujo comprimento entre o topo de enchimento e a primeira toma era superior ao utilizado no presente estudo, aplicando as mesmas relações estequiométricas. Utilizaram-se apenas os resultados dos ensaios que foram realizados a cargas de carbono e azoto amoniacal dentro do intervalo de valores utilizados neste estudo. A diferença máxima entre o OD medido experimentalmente e o estimado estequiométricamente (cerca de 78,0%) foi semelhante às obtidas neste estudo (ver Quadro 6.3.).

Nestes termos, de acordo com os resultados apresentados no Quadro 6.3., o OD disponível à entrada do leito não parece ter sido suficiente para explicar os valores, quer de carbono, quer de azoto amoniacal removidos, pelo que se admite ter havido acréscimo de oxigénio para a remoção daqueles compostos por, presumivelmente, ter ocorrido rearejamento da lâmina líquida causada pela entrada do afluente. No troço P1 – P2, apesar de, na generalidade dos ensaios, terem sido observados, na toma P1, concentrações de OD inferiores a 2,0 mg O₂ L⁻¹ (ver Figuras 5.14. e 5.15., pp. 150 e 151), tendo em conta que estes valores podem ter sido insuficientes para a actividade dos microrganismos autotróficos nitrificantes (Arvin e Harremoes, 1990), a remoção de azoto amoniacal manteve-se, embora mais reduzida (ver Figuras 5.10. e 5.11., pp. 146 e 147), tendo sido detectada a formação de NO_x⁻-N (ver Quadros VIII.1. a VIII.10. do Anexo VIII, pp. 421 a 437).

Os resultados referentes à alcalinidade indicam o aumento deste parâmetro com a profundidade do leito, nos ensaios com acetato (ver Figuras 5.16. e 5.30., pp. 152 e 171),

e a sua diminuição nos ensaios com efluente doméstico (ver Figura 5.39., p. 182) e água (ver Quadros X.3. X.4., X.7. e X.8. do Anexo X, pp. 463, 464, 467 e 468), em especial no troço TL – P2, onde parece ter ocorrido maior actividade biológica. Esta variação, para o substrato simples, era esperada, uma vez que, de acordo com as reacções estequiométricas desenvolvidas nos pontos VII.1. e VII.2. do Anexo VII (pp. 415 e 416), a remoção de acetato em meios aeróbio e anóxico provoca o aumento da alcalinidade do meio. Nas zonas do leito onde foram detectadas baixas concentrações de OD (a partir da toma P2, nos ensaios sem arejamento, e da toma P4, nos ensaios com arejamento) observou-se, também, embora com menor expressão, aumento de alcalinidade. Esta observação estará, previsivelmente, associada, quer à degradação de acetato, quer à redução de formas oxidadas de azoto, nomeadamente de nitratos, em ambiente anóxico, de acordo com a relação estequiométrica formulada no ponto VII.2. do Anexo VII (p. 416). Comportamento semelhante, ao nível dos troços superiores de filtros biológicos de leito imerso, embora utilizados para a remoção de carbono e de nitratos, em diferentes condições de operação, foi observado nos trabalhos de Mano (1996), Martins (1998) e Fonseca (2000), no estudo da eliminação de substratos orgânicos (etanol e acetato) e da remoção de NO_x^- (desnitritação e desnitratação).

A alcalinidade acumulada ao longo do leito foi sempre superior na presença de arejamento. No caso do efluente doméstico, o consumo verificado deve ter estado associado à degradação da matéria orgânica e à oxidação do amónio em meio aeróbio, como decorre das relações estequiométricas desenvolvidas nos pontos VII.3. e VII.5. do Anexo VII (pp. 416 a 418), respectivamente, e que se pode observar, comparativamente com os ensaios onde se constatou a acumulação daquele parâmetro, na Figura 5.39. (p.182). A alcalinidade residual, contudo, apresentou valores superiores a $58,5 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ que, de acordo com o referido por Mano (1997), terá sido suficiente para a manutenção de actividade nitrificante. Nos ensaios com água superficial, o pH apresentou, igualmente, variação negativa (com valores entre 6,9 e 7,2), acompanhando o decréscimo da alcalinidade. Não tendo sido detectada actividade nitrificante, esta variação deverá ter estado, tal como se constatou nos ensaios com efluente doméstico, relacionada com a degradação da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos aeróbios.

Os resultados apresentados nos Quadros 5.12. e 5.20. (pp. 153 e 172) permitem observar alterações relativamente às características da biomassa, quer no que respeita ao crescimento da fracção fixa (SVB) e da espessura do biofilme, quer em termos de biomassa libertada para o meio (SSV), após dez horas de operação a condições de carga diferentes das que se consideraram para o estado *quase estacionário*. Para melhor

compreensão das relações entre aquelas características apresentam-se, a título exemplificativo para os ensaios com acetato e sem arejamento, na Figura 6.13., a variação de SSV, de SVB e da espessura do biofilme observado nos três estados de operação definidos no Quadro 5.12. (p. 153) Incluíram-se, também, as diferenças observadas em relação ao estado *quase estacionário*.

Os acréscimos de biomassa e o crescimento do biofilme verificados para a carga orgânica mais elevada foram sempre superiores às perdas por decaimento de massa biológica, observadas para a carga orgânica menor. A variação de SSV detectada a partir da toma P3 está associada à biomassa libertada no troço TL – P2.

Admitindo que a disponibilidade de OD, ao estimular a remoção carbonada e de azoto amoniacal, pode ter influenciado o crescimento da biomassa fixa, apresenta-se, na Figura 6.14., para os ensaios referidos nos Quadros 5.12. e 5.20., a variação da espessura do biofilme em função das condições de arejamento. Constata-se assim que, com a utilização de arejamento, a produção de biomassa fixa, para as mesmas condições de carga orgânica, aumentou ligeiramente, em especial no troço TL a P2.

Verificaram-se maiores variações de SSV, SVB e espessura do biofilme quando o filtro foi alimentado com a carga mais baixa. Nestes termos, a redução de carga orgânica, relativamente às condições *quase estacionárias*, provocou uma variação negativa mais significativa (perda de biomassa) do que o acréscimo de biomassa verificado quando a carga orgânica foi duplicada (ver Figura 6.13.).

Estes resultados confirmam ter existido colonização heterogénea do leito, encontrando-se as espessuras de biofilme observadas no intervalo de valores (0,50 mm a 1,00 mm) apresentado por Tjihuis *et al.* (1994) para leitos imersos. Tay e Show (1998) reportam, igualmente, uma heterogeneidade na colonização de três filtros biológicos, operados a concentrações de carbono superiores (entre 500,0 mg C L⁻¹ e 2 000,0 mg C L⁻¹) e razões C/NH₄⁺-N semelhantes (4,8). Estes últimos autores observaram, contudo, espessuras de biofilme que variaram entre 2,0 mm e 5,0 mm, no troço mais próximo do ponto de alimentação, e entre 1,0 mm a 2,0 mm, para troços mais afastados, superiores ao valor máximo detectado neste estudo (0,95 mm para a carga orgânica mais elevada), confirmando que a carga orgânica influencia o desenvolvimento do biofilme.

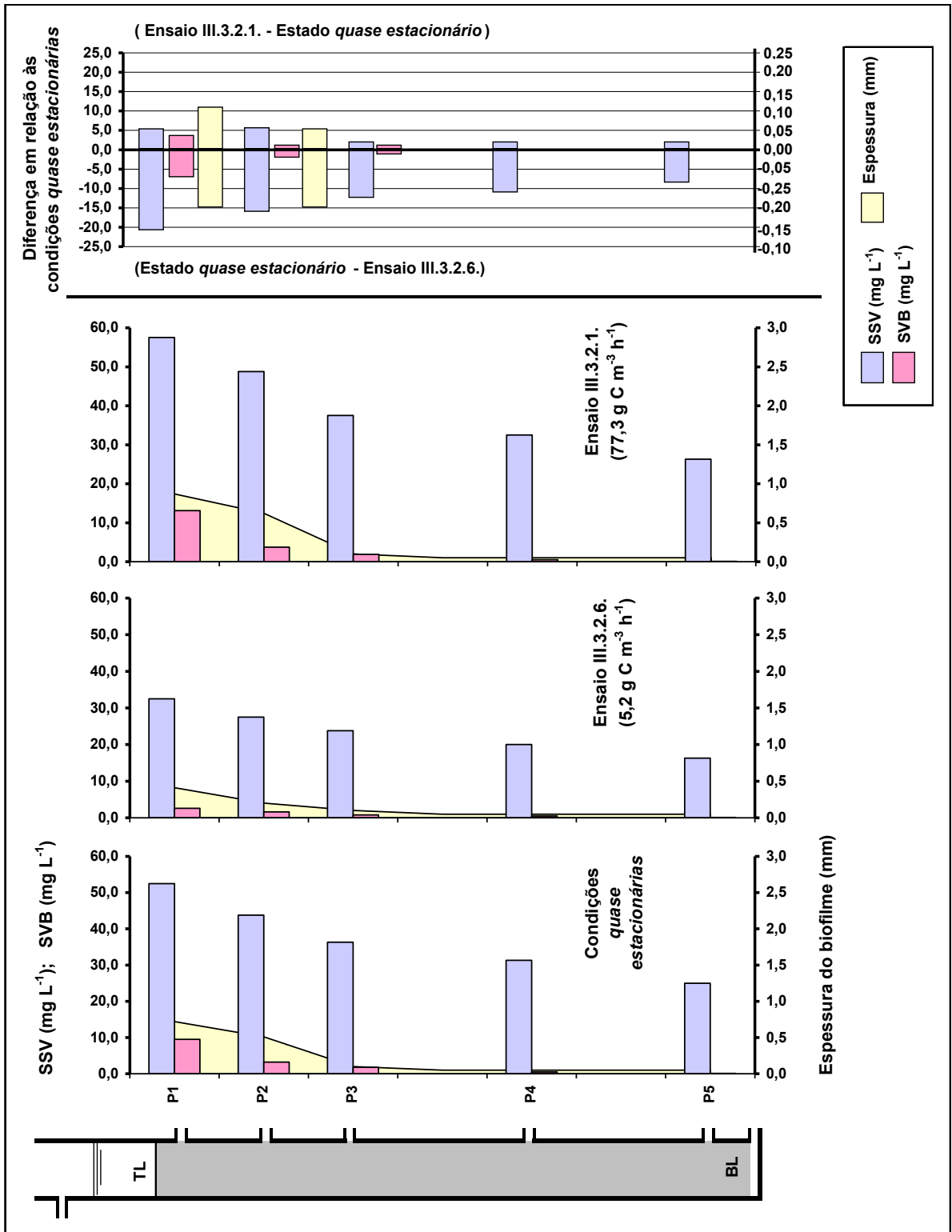


Figura 6.13. – Variação da biomassa em condições quase estacionárias e em dois ensaios de carga – ensaios com acetato, uma passagem e sem arejamento (série III.3.)

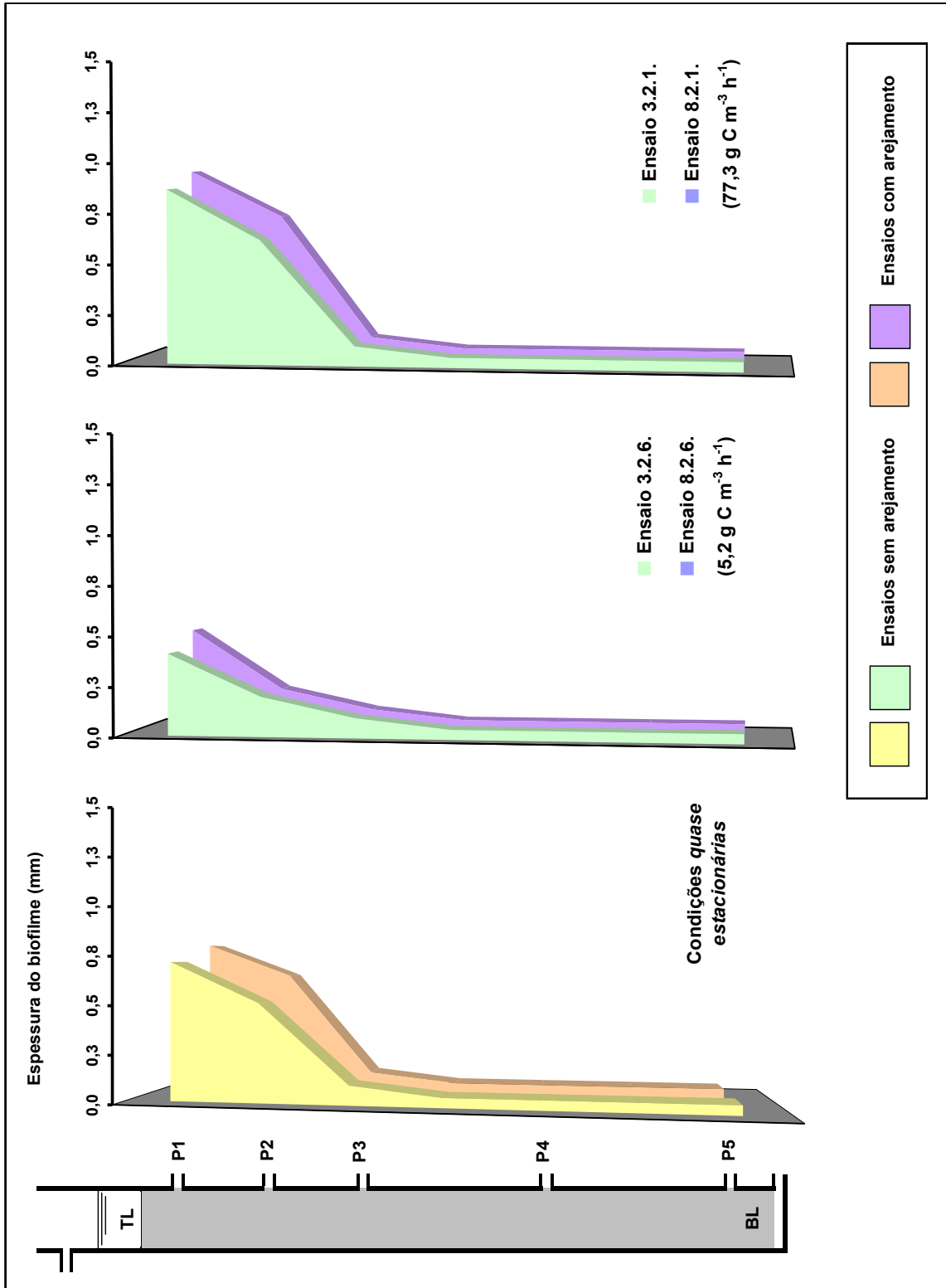


Figura 6.14. – Variação do crescimento do biofilme em condições quase estacionárias e em dois ensaios de carga - ensaios com acetato, uma passagem, com (série III.8.) e sem arejamento (série III.3.).

A alteração da espessura do biofilme num período de dez horas de ensaio, que mediou entre as colheitas realizadas em condições *quase estacionárias* e após cada ensaio de carga, é indicativa da sensibilidade destes sistemas, e da sua rápida resposta, face à alteração das condições afluentes. Para melhor visualizar a evolução do biofilme nos vários estados de operação, apresenta-se, a título exemplificativo, na Figura 6.15., uma representação esquemática da projecção das espessuras médias observadas nos referidos ensaios sobre a secção longitudinal de um grão de pozolana.

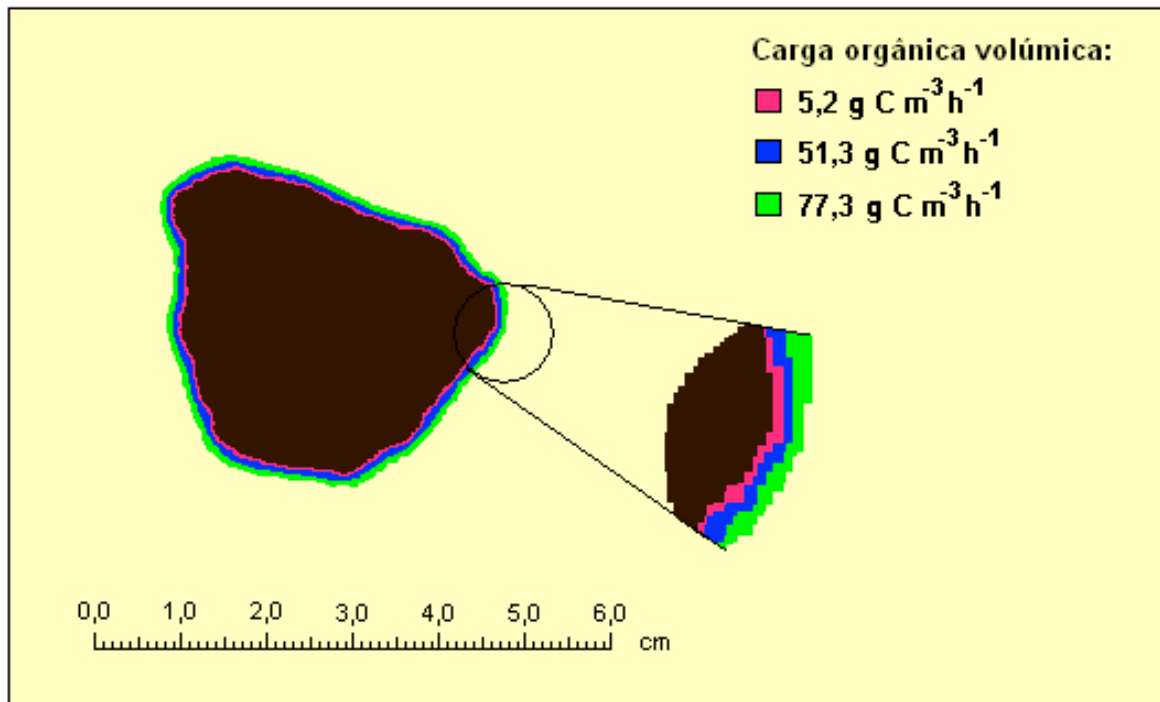


Figura 6.15. – Representação esquemática das espessuras médias do biofilme projectadas numa secção longitudinal de grão de pozolana – ensaios com acetato, uma passagem, sem arejamento (Série de ensaios III.3.)

O formalismo cinético desenvolvido para a remoção de carbono (Eq. (5.4)) parece adequado para simular a variação do carbono orgânico nos troços PL – P1 e P1 – P2 do leito, com ou sem arejamento do filtro, como se pode observar pela análise das curvas experimental e calculada, apresentadas na Figura 5.49. (p. 200) Os coeficientes cinéticos estimados (ver Quadro 5.33., p. 199) encontram-se dentro do intervalo de valores observados em vários estudos que utilizaram sistemas de biomassa fixa e acetato de sódio como substrato orgânico (ver Quadro 1.8., p. 38). Os valores estimados, contudo, em termos da taxa específica máxima de crescimento celular (μ_m), da constante de saturação para o substrato (K_S) e da taxa específica máxima de consumo de substrato (k), podem, de acordo com Rittmann *et al.* (1986), ser considerados baixos e característicos de actividade de microrganismos aeróbios oligotróficos.

O género de bactérias *Pseudomonas spp.*, encontrado na análise microbiológica de amostras de biofilme (ver Quadro 5.22, p. 174), engloba espécies oligotróficas que apresentam capacidade para remoção de carbono em presença de baixas concentrações de carbono. Rittmann *et al.* (1986) observaram actividade de remoção de carbono associada a estas espécies para concentrações de carbono inferiores a $1,0 \text{ mg C L}^{-1}$, tendo obtido valores baixos para os referidos coeficientes cinéticos (K_S entre $0,0005 \text{ mg C L}^{-1}$ e $0,11 \text{ mg C L}^{-1}$ e k inferiores a $1,7 \text{ mg C mg SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Nestes termos, a remoção carbonada detectada na presença de baixas concentrações de carbono, poderá estar associada à actividade destas espécies.

Um dos pressupostos admitidos para o desenvolvimento do formalismo cinético foi o de considerar o biofilme totalmente penetrado pelo carbono, não havendo resistência da fase líquida à difusão. Dado que se obtiveram, na maior parte dos casos, coeficientes de correlação entre as curvas experimentais e teóricas superiores a 0,90, tendo em atenção o referido por Harremoes (1994) e Grady Jr. *et al.* (1998), é de admitir que, nos troços PL – P1 e P1 – P2, tenha ocorrido uma cinética de ordem entre zero e a unidade.

Os valores estimados para a constante de saturação para o substrato (ver Quadro 5.33., p. 199) apresentaram, em especial no troço TL – P1, valores inferiores à concentração limitante de substrato (S), pelo que, de acordo com o sugerido por Criddle *et al.* (1991) e Grady Jr. *et al.* (1998), se pode considerar que a cinética tivesse uma ordem mais próxima de zero relativamente ao consumo do carbono (provavelmente de ordem $\frac{1}{2}$). Situação análoga foi detectada por Mano (1996), nos estudos em que avaliou a competição por carbono entre microrganismos desnitrificantes e heterotróficos aeróbios, para concentrações de carbono superiores aos utilizados neste estudo.

A partir da toma P2 observaram-se taxas de remoção de carbono baixas, não tendo sido detectada qualquer relação hiperbólica entre r_S e a concentração de carbono, pelo que é de admitir, tendo em conta as sugestões de Grady Jr. *et al.* (1998), que a cinética fosse de ordem um.

Nos ensaios com arejamento do filtro, apesar dos valores de K_S , que reflectem a afinidade da biomassa para o substrato, terem sido superiores, relativamente aos calculados com base nos resultados dos ensaios sem arejamento do leito, observaram-se valores mais elevados para a taxa específica máxima de consumo de substrato, revelando, como referem Grady Jr. *et al.* (1998), a ocorrência de rápido crescimento celular. Como a biomassa se encontrava adaptada ao acetato e, tendo sido observados baixos valores para o coeficiente de decaimento celular, aquele aumento de massa celular poderá ser explicado, de acordo com as conclusões do trabalho de Domingos

(1999), como uma resposta à diminuição da comunidade heterotrófica por aumento da actividade predadora na presença de oxigénio.

Para concentrações de OD baixas (valores inferiores a $1,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) verificaram-se menores valores de k , o que pode ser indicativo da presença de menor actividade predatória. Os valores do coeficiente de rendimento celular (Y) apresentaram, relativamente aos resultados obtidos quando o filtro foi arejado, valores mais baixos. Esta circunstância deverá estar associada, não à menor produção de biomassa, mas a um maior consumo de carbono por massa de biomassa produzida. Os valores calculados foram, contudo, inferiores, quer ao teórico ($0,60 \text{ mg SSV mg C}^{-1}$) adoptado para a dedução das relações estequiométricas apresentadas no ponto VII.1. do Anexo VII (pp. 415), quer aos típicos encontrados noutros trabalhos (ver Quadro 1.12., p. 61), fazendo pressupor uma menor produção de biomassa por massa de carbono consumido, na presença de baixas concentrações de carbono.

Os valores estimados para a concentração mínima de carbono (S_{\min}), a partir da qual as taxas de crescimento e de decaimento celular se pressupõe terem sido iguais (*i.e.* a partir da qual deixou de haver condições para o biofilme se fixar ao suporte sólido), revelaram uma variação entre $0,28 \text{ mg C L}^{-1}$ e $0,76 \text{ mg C L}^{-1}$ (ver Quadro 5.33., p. 199). Estes resultados são inferiores ao valor mínimo ($4,0 \text{ mg C L}^{-1}$) detectado experimentalmente, a partir do qual se constatou remoção nula de carbono e, presume-se, alguma perda de biomassa do sistema. Admite-se assim que, apesar de não ter sido detectada remoção de carbono orgânico para concentrações afluentes inferiores a $4,0 \text{ mg C L}^{-1}$, entre $0,3 \text{ mg C L}^{-1}$ e aquele valor, ainda que tenha ocorrido perda de biomassa, continuou a existir uma espessura mínima de biofilme activo que poderá explicar a recuperação da remoção carbonada no filtro quando este voltou a ser alimentado a carga superior.

Nestes termos, o modelo cinético desenvolvido para o consumo de carbono, apesar das simplificações assumidas, descreveu satisfatoriamente os resultados obtidos, indicando que o formalismo de Monod pode ser utilizado para explicar as reacções de remoção daquele substrato no troço TL – P2, quer na ausência, quer na presença de arejamento, para a gama de cargas orgânicas aplicadas. Apesar de um dos pressupostos utilizados para a dedução das equações ter considerado a penetração total do substrato, os resultados apontam para uma cinética de ordem entre zero e a unidade, provavelmente de ordem $\frac{1}{2}$, fazendo pressupor uma penetração apenas parcial do biofilme.

O transporte dos compostos orgânicos e inorgânicos para o interior da matriz biológica pode, a partir de determinada espessura de biofilme, por influência da presença de forças electrostáticas repulsivas e da agregação de polímeros extracelulares, ter sofrido

resistência, ocorrendo, tendo em atenção o referido por Criddle *et al.* (1991) e observado nos estudos de Vieira e Melo (1999), apenas penetração parcial do biofilme. As distâncias máximas que cada constituinte pode atingir variam, entre outros factores, com os tipos de microrganismos que colonizam a matriz sólida, a densidade do biofilme, a difusibilidade de cada constituinte, a disponibilidade de enzimas para catalizarem as reacções de degradação, a velocidade com que são utilizados os substratos através das inúmeras cadeias metabólicas e as condições hidrodinâmicas.

O aumento do consumo, quer de carbono, quer de azoto amoniacal, no troço TL – P1, em especial quando a razão C/NH₄⁺-N variou entre 2,0 e 4,0, esteve, provavelmente, relacionado com a presença simultânea de comunidades heterotróficas aeróbias e autotróficas nitrificantes que tiveram maior desenvolvimento dada a maior disponibilidade destes compostos, bem como a presença de concentrações de OD superiores a 2,0 mg O₂ L⁻¹. Na parte superior do leito, onde o carbono foi consumido a taxas mais elevadas (ver Quadros 6.1. e 6.2.), a presença de camadas mais densas de biofilme, com espessuras entre 0,41 mm e 0,95 mm, em P1, e entre 0,20 mm e 0,72 mm, em P2 (ver Quadros 5.12., 5.20. e 5.25., pp. 153, 172 e 183), pode ser indicativo de um maior desenvolvimento de comunidades heterotróficas aeróbias que terão colonizado, tal como referido por Arvin e Harremoes (1990), as camadas exteriores do filme biológico. Esta circunstância, de acordo com os resultados dos estudos de Nogueira *et al.* (2002), pode estar também relacionada com o tempo de retenção hidráulico.

Chen e Bungay (1981) e Harremoes (1994), por outro lado, avaliaram a difusibilidade do oxigénio em biofilmes com diferentes espessuras, tendo observado coeficientes de difusão mais elevados a profundidades entre 0,20 mm e 1,00 mm, onde predominavam microrganismos heterotróficos aeróbios. Nestes termos, é de admitir que, independentemente das condições de operação, estas comunidades dominaram a parte superior do leito. Apesar das moléculas de oxigénio apresentarem coeficientes de difusão superiores aos do acetato, do ião amónio e da maior parte das macromoléculas que fazem parte dos efluentes domésticos e das águas superficiais, a sua penetração pode ter sido, tendo em atenção os resultados obtidos por Toettrup *et al.* (1994) e Nogueira *et al.* (1998), mais curta, dado que foi sendo reduzido durante a oxidação daqueles substratos.

A penetração do oxigénio pode ter sido total para espessuras inferiores a 0,2 mm, o que terá favorecido, tendo em conta o referido por Harremoes (1994), o desenvolvimento e actividade das comunidades autotróficas nitrificantes, enquanto aquele composto esteve disponível.

A permanência de espessuras de biofilme de aproximadamente 1,00 mm, em especial no troço TL – P1, poderá ter criado condições para a penetração do substrato, nutrientes e oxigênio, que se presume terá sido parcial. Esta situação terá sido mais benéfica para os microrganismos heterotróficos aeróbios, responsáveis pela remoção carbonada, do que para os autotróficos nitrificantes que, como referem Grady Jr. *et al.*, (1999), apresentam taxas de crescimento inferiores.

Nestes termos, a partir de determinadas condições de carga, para as concentrações de OD detectadas nos vários ensaios, o leito terá atingido uma capacidade máxima de remoção de carbono e azoto amoniacal, que poderá explicar a diminuição da eficiência de remoção de ambos os compostos com o aumento da carga orgânica aplicada (ver Figuras 6.8. a 6.10.).

A penetração, quer das moléculas orgânicas, quer do ião amónio, pode, contudo, ter continuado a ocorrer para zonas do biofilme em anaerobiose, podendo os compostos orgânicos terem sido degradados por cadeias metabólicas características daquele ambiente, justificando as baixas remoções de carbono observadas a partir da toma P2.

As eficiências globais de remoção de azoto amoniacal foram, para condições de operação semelhantes, superiores nos ensaios com arejamento, com valores mais elevados no intervalo de cargas orgânicas entre 25,7 g C m⁻³ h⁻¹ e 51,3 g C m⁻³ h⁻¹ (ver Figuras 6.9. e 6.10.). Para cargas orgânicas médias inferiores a 5,2 g C m⁻³ h⁻¹ não ocorreu qualquer remoção de NH₄⁺-N. Para melhor avaliar a remoção de NH₄⁺-N estimou-se a taxa de nitrificação (r_v NH₄⁺-N), que também pode ser designada como taxa volumétrica de remoção de azoto amoniacal, cuja variação é apresentada nos Quadros 6.4. e 6.5. (neste último quadro incluíram-se os valores observados no troço P5 - BL por ter sido detectada redução de NH₄⁺-N). Pode observar-se que, em especial nos ensaios sem arejamento, os valores foram, com excepção dos ensaios com efluente doméstico realizados com arejamento e uma passagem, mais elevados no troço TL – P1, eventualmente devido à disponibilidade de azoto amoniacal ter sido superior à observada no troço seguinte (P1 – P2).

No troço P1 – P2, as taxas de nitrificação foram, em particular nos ensaios a razões NH₄⁺-N inferiores a 4,0, muito superiores nos ensaios com arejamento, com valores próximos dos verificados no troço TL – P1. Esta circunstância esteve, provavelmente, relacionada com a maior disponibilidade de OD no troço P1 – P2, cujos valores (entre 2,2 mg O₂ L⁻¹ e 2,8 mg O₂ L⁻¹ foram superiores aos verificados nos ensaios sem arejamento (entre 0,5 mg O₂ L⁻¹ e 2,5 mg O₂ L⁻¹, o que terá estimulado a actividade nitrificante.

Quadro 6.4. – Taxas de nitrificação - ensaios com acetato e água residual doméstica, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. e IV.2.)

Ensaio/Substrato	Carga orgânica aplicada (g C m ⁻³ h ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N ($\Delta C/\Delta NH_4^+-N$ global)	r _v NH ₄ ⁺ -N (g NH ₄ ⁺ -N m ⁻³ h ⁻¹)		
			TL - BL	TL - P1	P1 - P2
Acetato					
III.1.2.6.	5,2	20,0 (—)	0,0	0,0	0,0
III.1.2.4.	25,7	20,0 (8,0)	0,8	7,0	1,2
III.1.2.3.	51,3	20,0 (4,1)	1,6	14,7	2,4
III.1.2.1.	77,3	20,0 (7,2)	1,4	12,2	2,1
III.2.2.6.	5,2	10,0 (—)	0,0	0,0	0,0
III.2.2.4.	25,7	10,0 (6,5)	1,4	10,3	2,6
III.2.2.3.	51,3	10,0 (4,2)	2,6	22,0	4,9
III.2.2.1.	77,3	10,0 (4,2)	3,1	23,3	6,8
III.3.2.6.	5,2	4,0 (—)	0,0	0,0	0,0
III.3.2.4.	25,7	4,0 (5,4)	2,2	17,7	3,8
III.3.2.3.	51,3	4,0 (3,9)	3,5	32,5	5,7
III.3.2.1.	77,3	4,0 (4,5)	3,9	34,0	5,7
III.4.2.6.	5,2	2,0 (—)	0,0	0,0	0,0
III.4.2.4.	25,7	2,0 (5,0)	3,4	32,8	5,1
III.4.2.3.	51,3	2,0 (6,1)	3,6	36,0	4,5
III.4.2.1.	77,3	2,0 (5,0)	4,6	40,7	8,1
III.5.2.4.	25,7	4,0 (4,9)	3,9	30,3	5,1
2ª passagem	11,9	3,2 (4,4)	1,3	9,8	5,9
III.5.2.3.	51,5	4,0 (3,4)	7,8	67,0	10,5
2ª passagem	36,5	4,4 (4,0)	3,0	28,5	3,5
Água residual doméstica					
IV.1.1	40,1	2,9 (4,1)	2,5	9,8	7,3
IV.1.2.	60,8	4,2 (3,7)	3,0	14,0	6,5
IV.2.1.	46,7	3,9 (3,5)	5,3	20,7	12,3
2ª passagem	34,4	3,7 (2,6)	2,4	10,2	5,1
IV.2.2.	42,5	3,8 (3,2)	5,4	13,5	11,1
2ª passagem	31,0	3,9 (2,8)	2,1	5,7	4,8

Quadro 6.5. – Taxas de nitrificação - ensaios com acetato e água residual doméstica, com arejamento (Séries III.6. a III.10. e IV.5. e IV.6.).

Ensaio/Substrato	Carga orgânica aplicada (g C m ⁻³ h ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N (ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N global)	r _v NH ₄ ⁺ -N (g NH ₄ ⁺ -N m ⁻³ h ⁻¹)			
			TL - BL	TL - P1	P1 - P2	P5 - BL
Acetato						
III.6.2.6.	5,2	20,0 (—)	0,0	0,0	0,0	0,0
III.6.2.4.	25,7	20,0 (10,0)	0,9	2,3	2,3	0,0
III.6.2.3.	51,3	20,0 (6,5)	1,6	3,2	2,7	0,7
III.6.2.1.	77,3	20,0 (7,8)	1,8	4,3	3,4	1,4
III.7.2.6.	5,2	10,0 (—)	0,0	0,0	0,0	0,0
III.7.2.4.	25,7	10,0 (8,7)	1,4	4,3	2,8	1,1
III.7.2.3.	51,3	10,0 (6,1)	2,8	8,0	5,6	3,5
III.7.2.1.	77,3	10,0 (5,9)	4,1	12,3	10,6	3,8
III.8.2.6.	5,2	4,0 (—)	0,0	0,0	0,0	0,0
III.8.2.4.	25,7	4,0 (7,8)	2,8	13,0	7,3	2,1
III.8.2.3.	51,3	4,0 (5,6)	7,2	37,2	17,1	4,5
III.8.2.1.	77,3	4,0 (6,5)	7,9	45,7	20,6	3,7
III.9.2.6.	5,2	2,0 (—)	0,0	0,0	0,0	0,0
III.9.2.4.	25,7	2,0 (3,1)	7,6	33,5	23,0	4,0
III.9.2.3.	51,3	2,0 (3,6)	11,5	61,2	38,9	4,1
III.9.2.1.	77,3	2,0 (4,3)	12,7	64,8	42,4	5,4
III.10.2.4.	25,7	4,0 (4,6)	5,0	13,7	11,0	5,3
2ª passagem	11,9	1,2 (0,9)	1,7	5,5	3,3	1,7
III.10.2.3.	51,5	4,0 (4,6)	10,4	40,8	29,8	6,4
2ª passagem	36,5	2,2 (2,6)	3,2	9,3	8,6	2,5
Água residual doméstica						
IV.5.1	51,7	3,5 (5,8)	5,4	19,7	20,9	1,0
IV.5.2.	68,3	4,7 (5,9)	5,8	22,5	23,3	1,4
IV.6.1.	69,4	4,4 (6,4)	8,1	31,0	23,5	2,7
2ª passagem	31,0	3,0 (4,8)	2,8	9,5	7,6	1,3
IV.6.2.	76,8	5,3 (6,0)	8,8	28,0	29,0	2,1
2ª passagem	42,4	4,8 (5,8)	3,2	9,8	8,8	1,2

Nestes termos, a nitrificação, na presença de arejamento, parece ter sido mais significativa no troço TL – P2, enquanto que, na ausência de arejamento, foi mais expressiva no troço TL – P1.

Os valores estimados para o efluente doméstico, no troço P1 – P2, foram, para condições de carga semelhantes, próximos, e em alguns casos até superiores, dos observados para o acetato. Esta observação leva a admitir ter ocorrido boa adaptação da comunidade autotrófica aos substratos presentes no efluente doméstico, tendo beneficiado, em especial no troço P1 – P2, de uma eventual menor adaptação dos microrganismos heterotróficos que, para condições de operação semelhantes, apresentaram taxas de remoção de carbono inferiores às verificadas nos ensaios com acetato (ver Quadros 6.1. e 6.2.).

Para melhor analisar a evolução de r_v $\text{NH}_4^+\text{-N}$ nos ensaios realizados com substrato simples, apresenta-se, na Figura 6.16., a sua variação em função da carga orgânica aplicada, para uma passagem pelo leito.

Nos ensaios com uma passagem, para relações $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ superiores a 10,0, e duas passagens, as taxas de nitrificação, no troço TL – P1, foram superiores nos ensaios sem arejamento, situação que se inverteu para razões $\text{C}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ inferiores a 4,0. Esta circunstância parece indicar que, para estes procedimentos de operação, a introdução de arejamento não parece ter produzido aumento significativo das taxas de nitrificação no troço TL – P1. Verificou-se, contudo, independentemente das cargas orgânicas, razões $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e número de passagens aplicadas, maior actividade nitrificante no troço seguinte (P1 – P2), onde o OD apresentou valores mais elevados.

A presença, no troço P1 – P2, de uma camada de biofilme mais fina (ver Quadros 5.12., 5.20. e 5.25., pp. 153, 172 e 183, e Figuras 6.12. e 6.13.), pode ter favorecido o transporte dos compostos com maior difusibilidade, como o ião amónio e moléculas de oxigénio, para o seu interior. As baixas concentrações de carbono podem, por outro lado, ter reduzido a competição por oxigénio por parte dos microrganismos heterotróficos, o que poderá ter estimulado a actividade dos autotróficos nitrificantes. Por outro lado, o consumo de azoto amoniacal associado a actividades de síntese e manutenção foi, de acordo com a expressão estequiométrica desenvolvida no ponto VII.5. do Anexo VII (p. 418), de apenas 17,0%, o que leva a admitir que a remoção deste composto, nos troços TL – P1 e P1 – P2, terá ocorrido, essencialmente, por via dissimilitativa.

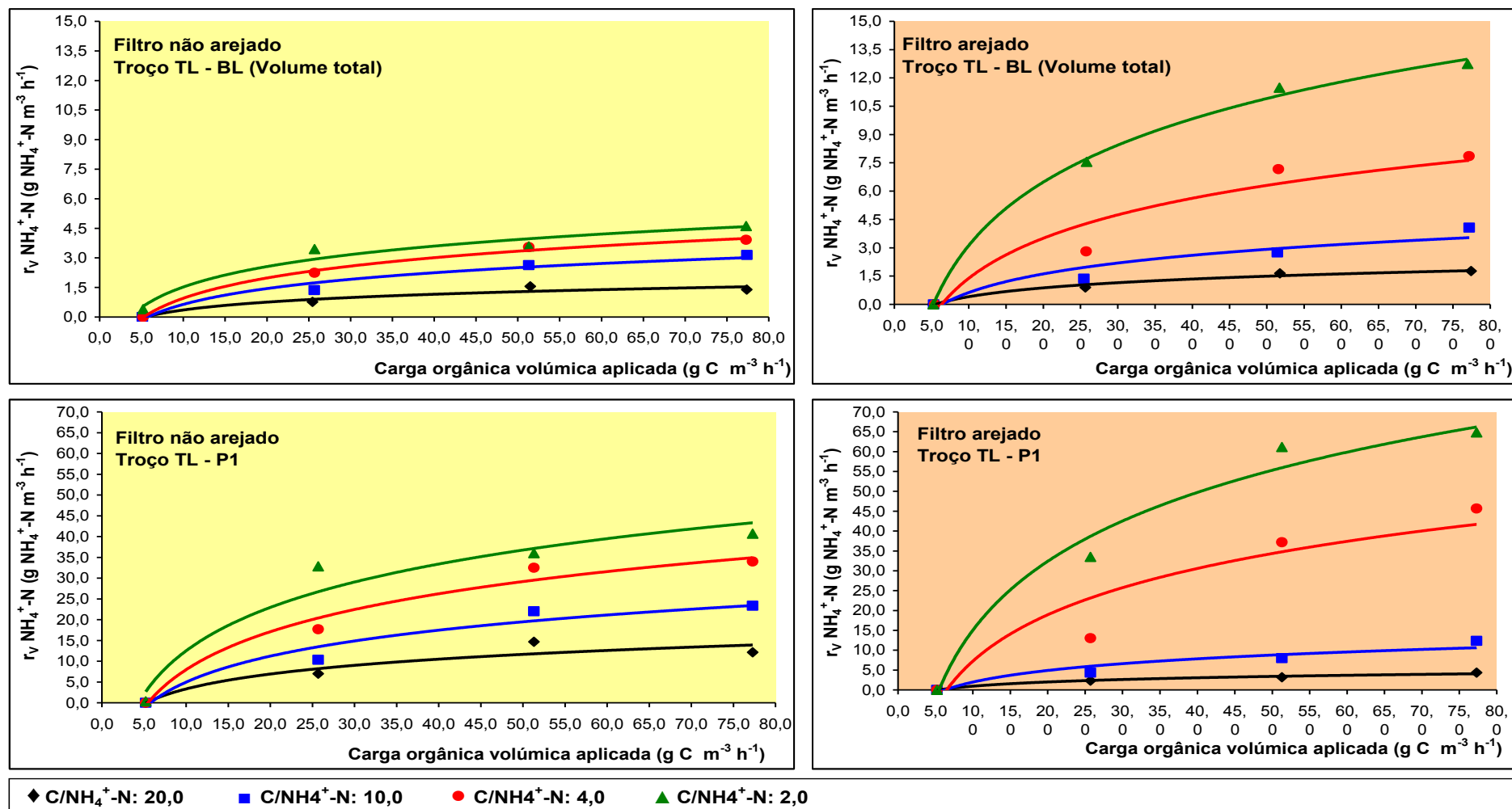


Figura 6.16. – Variação da taxas de nitrificação em função da carga orgânica aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com (Séries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

Assim, sendo os microrganismos autotróficos nitrificantes estritamente aeróbios, a sua concentração deve ter estado confinada aos troços TL – P1, na ausência de arejamento, e TL – P2, quando o filtro foi arejado. Estes microrganismos utilizam, como fonte de carbono, compostos inorgânicos como o CO₂ (ver Quadro 1.9., p. 42), que, normalmente, resultam da respiração aeróbia dos microrganismos heterotróficos. O substrato orgânico removido no troço TL – P1, independentemente das condições de arejamento, parece ter estado associado à exclusiva actividade da comunidade heterotrófica aeróbia, que o utilizou como fonte de carbono e de energia e que, competindo pelo mesmo composto aceitador de electrões (oxigénio), terá limitado a actividade dos autotróficos aeróbios.

A partir do troço P1 – P2, nos ensaios em que a concentração de oxigénio foi mais reduzida, para ambas as comunidades, o consumo de substrato orgânico terá, presumivelmente, ocorrido devido a actividades metabólicas de espécies heterotróficas que utilizaram a respiração, quer em ambiente aeróbio, quer em anóxico, ou a fermentação (neste caso, em zonas do biofilme próximas do meio de enchimento onde não ocorreu difusão, nem do oxigénio molecular, nem dos nitratos).

A análise microbiológica realizada a amostras de grãos colonizados, recolhidos ao nível da primeira toma, e do efluente do filtro mostrou-se inconclusiva, mas não negativa, quanto à presença de microrganismo autotróficos nitrificantes estritamente aeróbios. Observou-se, contudo, a presença de estirpes heterotróficas facultativas anaeróbias (espécies *Aeromonas hydrophila*, *Escherichia Coli* e *Vibrio fluvialis*, e os géneros *Mycobacterium spp.* e *Vibrio spp.*), que podem remover carbono orgânico em ambiente aeróbio e anaeróbio, e microrganismos com capacidade para realizar simultaneamente nitrificação e desnitrificação na presença de oxigénio molecular (géneros *Flavobacterium spp.* e *Pseudomonas spp.*).

Estas observações reforçam a convicção de que a comunidade heterotrófica aeróbia foi dominante no troço inicial e responsável pelo consumo do substrato orgânico registado e, fazem admitir, a possibilidade de terem coexistido microrganismos que podem ter realizado, simultaneamente, nitrificação e desnitrificação na presença de baixas concentrações de OD.

Entre as tomas P3 e P5, com o filtro arejado (ver Figuras 5.24., 5.25. e 5.37., pp. 165, 166 e 180), e entre P3 e a saída, com o filtro não arejado (ver Figuras 5.10., 5.11. e 5.37., pp. 146, 147 e 165), a remoção de NH₄⁺-N, independentemente do número de passagens utilizado, diminuiu com a profundidade, o que faz supor ter sido baixa a actividade nitrificante nos respectivos troços. Esta circunstância, para os ensaios realizados a relações C/NH₄⁺-N iniciais inferiores a 4,0, não terá estado relacionada com uma eventual

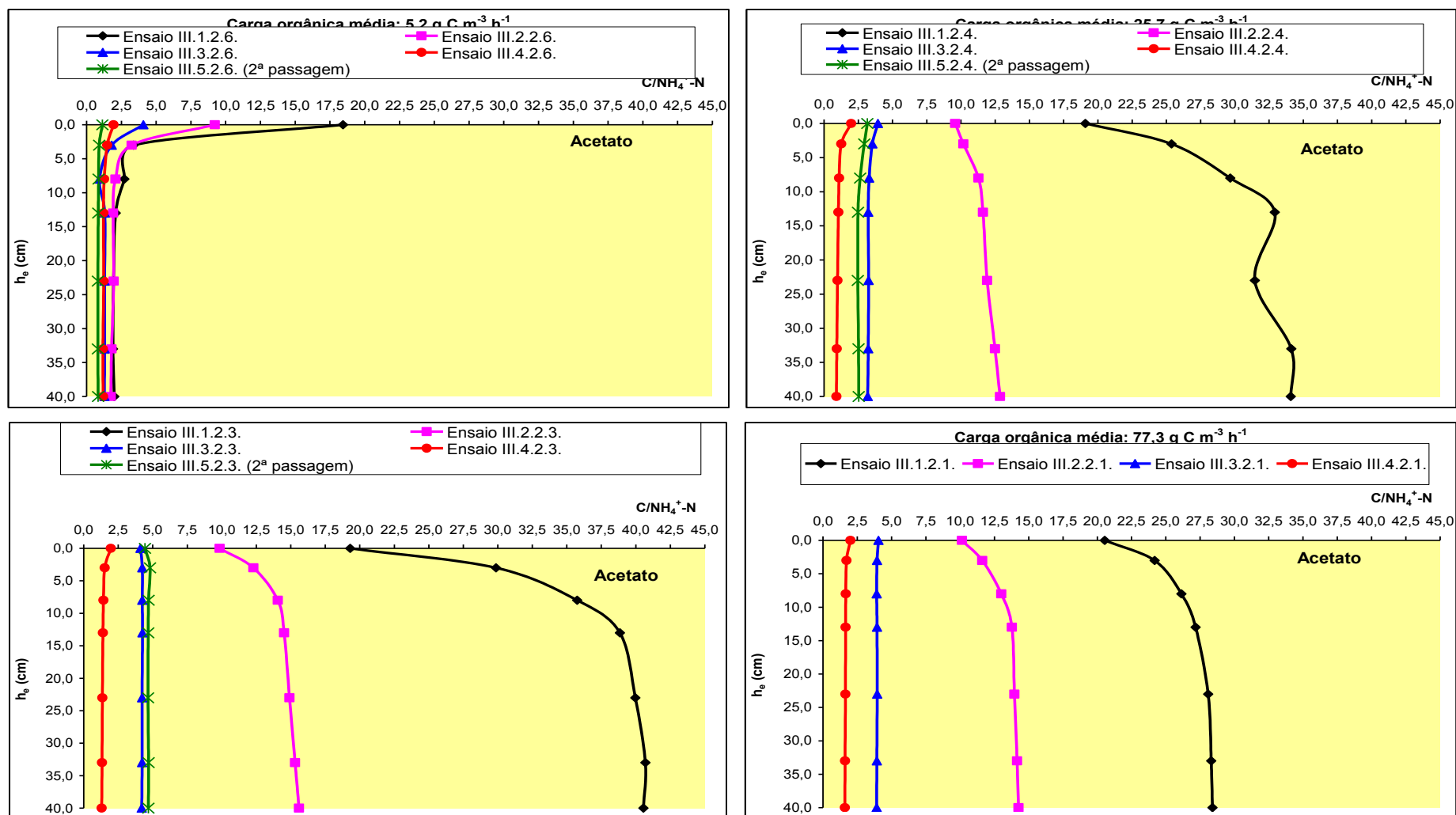
descompensação desta relação ao longo do leito, como se pode observar nas Figuras 6.17. a 6.19., mas com a concentração de OD disponível naqueles troços. Os valores de OD, que variaram entre $0,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $0,7 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ na ausência de arejamento e entre $1,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $2,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ na presença de arejamento, não terão sido suficientes para o desenvolvimento da comunidade autotrófica aeróbia. A verificação de valores $\text{C/NH}_4^+\text{-N}$ inferiores ou próximos de 4,0 garantia a disponibilidade de constituintes suficientes para a actividade microbiológica.

Para razões $\text{C/NH}_4^+\text{-N}$ superiores a 10,0, verificou-se o aumento desta fracção em profundidade. Neste caso, a diminuição da remoção, verificada para ambos os compostos, terá estado relacionada quer com a concentração de OD, quer com a variação da razão $\text{C/NH}_4^+\text{-N}$ em profundidade, que não terá sido adequada para o desenvolvimento de ambas as comunidades microbiológicas.

Apesar de, entre as tomas P2 a P5, ter ocorrido decréscimo da nitrificação, a actividade dos microrganismos heterotróficos, que apresentam velocidades de crescimento superiores aos autotróficos nitrificantes (Henze *et al.*, 1997; Grady Jr. *et al.*, 1998), não aumentou, o que poderá ser explicado, pelos mesmos motivos justificados anteriormente para o decréscimo da actividade nitrificante.

Contudo, no troço P5 - BL observaram-se, nos ensaios com acetato e o filtro arejado, consumos de azoto amoniacal superiores aos observados no troço P2 – P5 (ver Figuras 5.24. e 5.25., pp. 165 e 166), não tendo sido registado comportamento semelhante relativamente à remoção de carbono. Esta situação, face ao que foi exposto e ao valor médio de OD observado em P5 ($1,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), faz admitir que, no último troço do leito, poderá ter ocorrido, simultaneamente, remoção de azoto amoniacal por via assimilativa e dissimilativa. Esta hipótese será discutida mais adiante durante a análise da variação de $\text{NO}_x\text{-N}$ no referido troço. Nestes termos, a remoção de azoto amoniacal, com o filtro arejado, terá ocorrido em maiores extensões do filtro.

No troço P1 – P2, na ausência de arejamento, observou-se, apesar das baixas concentrações de OD, remoção de azoto amoniacal, ainda que a taxas de nitrificação mais reduzidas que as observadas no troço anterior (ver Quadro 6.4.). Não havendo outra fonte de oxigénio ao nível daquele troço podem, à semelhança do observado por Gupta e Gupta (2001), ter ocorrido zonas de transição entre os ambientes aeróbio e anóxico, com presença de oxigénio livre e de espécies heterotróficas capazes de oxidar o amónio.



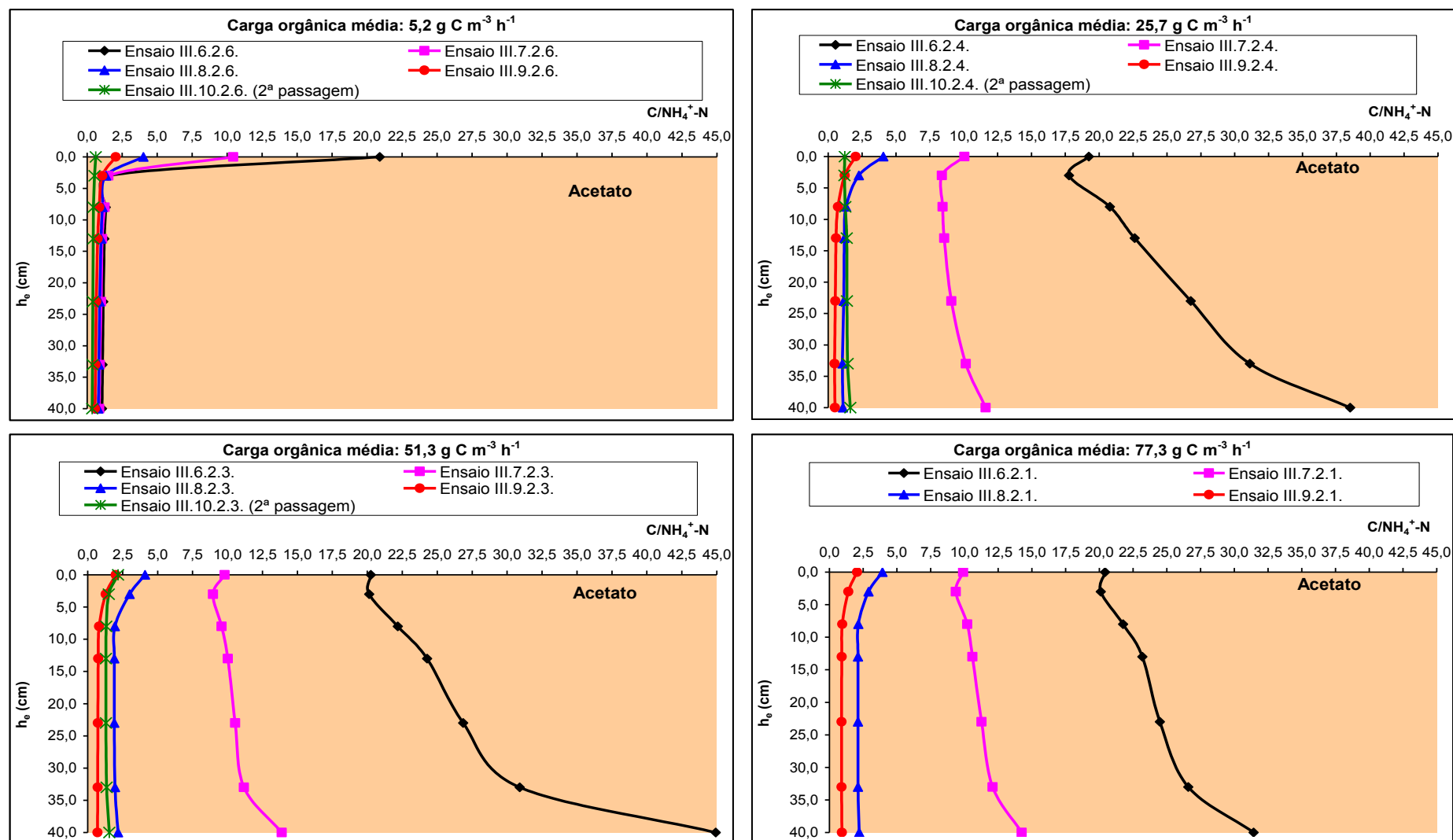


Figura 6.18. – Variação da razão C/NH₄⁺-N ao longo do leito - ensaios com acetato, com arejamento (Séries III.6. a III.10.)

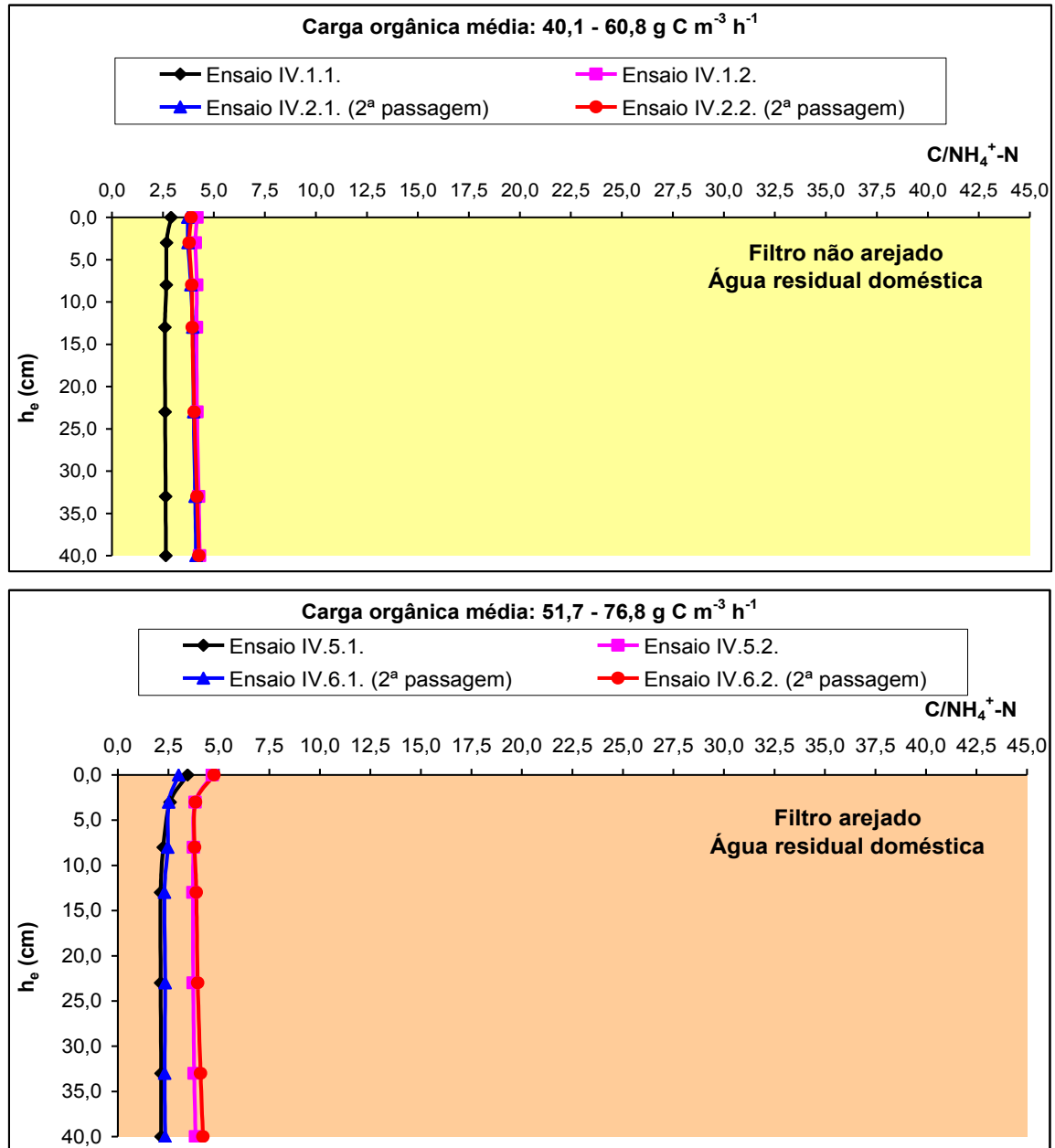


Figura 6.19. – Variação da razão C/NH₄⁺-N ao longo do leito - ensaios com água residual doméstica, com (Séries IV.5. e IV.6.) e sem arejamento (Séries IV.1. e IV.2.).

Esta situação pode ter ocorrido, quer no troço referido, nos ensaios sem arejamento, quer no último troço (P5 – BL) nos ensaios com acetato e arejamento. Na análise microbiológica efectuada, para qualquer das fontes de carbono utilizada (ver Quadro 5.22., p. 174), foi detectada, ao nível da toma P1, a presença do género *Pseudomonas spp.* que, de acordo com Robertson *et al.* (1989), pode incluir espécies como a *denitrificans*, com capacidade de realizar, em ambiente aeróbio, simultaneamente, a oxidação do azoto amoniacal e a redução dos nitratos (denominada por desnitrificação aeróbia).

De forma a melhor avaliar o desenvolvimento das comunidades heterotróficas (responsáveis, presume-se, pela remoção da maior parte do carbono orgânico) e autotróficas nitrificantes (responsáveis, presume-se, pela oxidação da maior parte do azoto amoniacal), apresenta-se, nos Quadros 6.6. e 6.7., para diferentes condições de arejamento, a relação entre os consumos de carbono e de azoto amoniacal nos troços onde se observou maior eliminação destes compostos (TL – P1 e P1 – P2).

Quadro 6.6. – Relações entre carbono e azoto amoniacal aplicadas e consumidas - ensaios com acetato e água residual doméstica, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. e IV.2.)

Ensaio/Substrato	Carga orgânica aplicada (g C m ⁻³ h ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N		
			TL - BL	TL - P1	P1 - P2
Acetato					
III.1.2.6.	5,2	20,0	—	—	—
III.1.2.4.	25,7	20,0	8,0	9,19	6,08
III.1.2.3.	51,3	20,0	4,1	3,94	4,38
III.1.2.1.	77,3	20,0	7,2	8,97	4,57
III.2.2.6.	5,2	10,0	—	—	—
III.2.2.4.	25,7	10,0	6,5	8,08	4,73
III.2.2.3.	51,3	10,0	4,2	4,46	3,61
III.2.2.1.	77,3	10,0	4,2	5,03	3,26
III.3.2.6.	5,2	4,0	—	—	—
III.3.2.4.	25,7	4,0	5,4	5,56	5,95
III.3.2.3.	51,3	4,0	3,9	3,56	4,07
III.3.2.1.	77,3	4,0	4,5	4,73	4,33
III.4.2.6.	5,2	2,0	—	—	—
III.4.2.4.	25,7	2,0	5,0	5,09	3,80
III.4.2.3.	51,3	2,0	6,1	5,79	5,47
III.4.2.1.	77,3	2,0	5,0	5,29	3,51
III.5.2.4.	25,7	4,0	4,9	4,93	6,71
2ª passagem	11,9	3,2	4,4	4,07	6,19
III.5.2.3.	51,5	4,0	3,4	3,21	4,24
2ª passagem	36,5	4,4	4,0	3,39	6,06
Água residual doméstica					
IV.1.1.	40,1	2,9	4,1	6,9	2,8
IV.1.2.	60,8	4,2	3,7	5,3	3,0
IV.2.1.	46,7	3,9	3,5	4,8	2,8
2ª passagem	34,4	3,7	2,6	3,6	2,0
IV.2.2.	42,5	3,8	3,2	6,7	1,7
2ª passagem	31,0	3,9	2,8	5,4	2,3

Quadro 6.7. – Relações entre carbono e azoto amoniacal aplicadas e consumidas - ensaios com acetato e água residual doméstica, com arejamento (Séries III.6. a III.10. e IV.5. e IV.6.)

Ensaio/Substrato	Carga orgânica aplicada (g C m ⁻³ h ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N	ΔC/ΔNH ₄ ⁺ -N		
			TL - BL	TL - P1	P1 - P2
Acetato					
III.6.2.6.	5,2	20,0	—	—	—
III.6.2.4.	25,7	20,0	10,0	29,00	8,48
III.6.2.3.	51,3	20,0	6,5	21,42	7,93
III.6.2.1.	77,3	20,0	7,8	23,85	8,15
III.7.2.6.	5,2	10,0	—	—	—
III.7.2.4.	25,7	10,0	8,7	21,50	8,11
III.7.2.3.	51,3	10,0	6,1	16,33	5,46
III.7.2.1.	77,3	10,0	5,9	14,01	5,76
III.8.2.6.	5,2	4,0	—	—	—
III.8.2.4.	25,7	4,0	7,8	14,13	6,99
III.8.2.3.	51,3	4,0	5,6	8,04	6,88
III.8.2.1.	77,3	4,0	6,5	8,89	6,95
III.9.2.6.	5,2	2,0	—	—	—
III.9.2.4.	25,7	2,0	3,1	5,31	2,54
III.9.2.3.	51,3	2,0	3,6	5,36	2,90
III.9.2.1.	77,3	2,0	4,3	6,49	3,74
III.10.2.4.	25,7	4,0	4,6	13,18	4,58
2ª passagem	11,9	1,2	0,9	1,42	0,78
III.10.2.3.	51,5	4,0	4,6	9,35	4,16
2ª passagem	36,5	2,2	2,6	6,82	2,13
Água residual doméstica					
IV.5.1.	51,7	3,5	5,8	11,6	4,0
IV.5.2.	68,3	4,7	5,9	11,2	4,1
IV.6.1.	69,4	4,4	6,4	12,0	5,0
2ª passagem	31,0	3,0	4,8	9,7	3,1
IV.6.2.	76,8	5,3	6,0	14,2	4,2
2ª passagem	42,4	4,8	5,8	15,0	4,2

Os valores mais elevados de $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$, independentemente das condições de operação, foram observados quase sempre para a carga orgânica média de 25,7 g C m⁻³ h⁻¹ e no troço inicial (TL - P1). Para razões C/NH₄⁺-N inferiores a 4,0, na presença de arejamento, a fracção consumida, em qualquer dos troços analisados, foi sempre superior à inicial.

Os valores estimados para o troço TL - P1 foram quase sempre superiores aos verificados no troço seguinte (P1 - P2), facto que estará relacionado com a variação das

taxas de remoção de carbono e de azoto amoniacal nos referidos troços. Para melhor avaliar a influência do tipo de substrato e das condições de operação na variação de $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$, apresenta-se, na Figura 6.20., a relação entre ambas as fracções nos ensaios realizados a cargas semelhantes, para os troços em análise. Nos ensaios com arejamento, para relações C/NH_4^+-N inferiores a 4,0, e sem arejamento para relações C/NH_4^+-N de 2,0, os valores de $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$, no troço TL – P1, foram entre aproximadamente 2,0 e 3,5 vezes superiores ao valor inicial. Esta circunstância, apesar das taxas de nitrificação no referido troço terem sido das mais elevadas (ver Quadros 6.4. e 6.5.), terá estado relacionada com maior actividade heterotrófica aeróbia, responsável pela remoção de maiores quantidades de carbono, como pode ser comprovada pelas taxas de remoção obtidas que foram das mais elevadas (ver Quadros 6.1. e 6.2.).

Apesar das taxas de remoção de carbono e de nitrificação terem sido, para condições de carga semelhantes, independentemente das condições de arejamento, inferiores nos ensaios com efluente doméstico, as fracções $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$ removidas foram quase sempre superiores. Esta observação permite admitir que, na presença de substratos de composição complexa, para os quais não estava adaptada, a comunidade heterotrófica parece ter mantido actividade mais relevante do que a autotrófica nitrificante.

A variação de $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$ observada nos ensaios com efluente doméstico, na ausência de arejamento, no troço TL – P1, não parece muito dependente da variação da fracção inicial C/NH_4^+-N . Aplicando análise ANOVA factorial para a combinação das duas variáveis (C/NH_4^+-N e $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$), aos dados obtidos nas Séries de ensaios IV.1. e IV.2., para um nível de significância de 5,0% ($\alpha = 0,05$), verificou-se que os valores de p (0,831) foram superiores ao nível de significância adoptado, inviabilizando a rejeição de hipótese nula de igualdade entre médias, podendo considerar-se, do ponto de vista estatístico, nulo o efeito de C/NH_4^+-N em $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$.

Nos ensaios com acetato e biomassa adaptada, por outro lado, em condições de operação semelhantes às referidas no parágrafo anterior, a fracção de consumo $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$ parece ter aumentado com o decréscimo da razão inicial C/NH_4^+-N , fazendo admitir que este parâmetro pode ter influenciado a actividade heterotrófica aeróbia. Aplicando a mesma análise factorial, para combinação dos valores de ambas as fracções, naquelas condições de operação, para os valores das Séries III.3., III.4. e III.5. (apenas a primeira passagem), constatou-se a existência de significância estatística ($p = 0,013$) não podendo ser rejeitada a hipótese nula de igualdade entre médias, pelo que, o efeito de C/NH_4^+-N na determinação de $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$, não pode ser considerado nulo.

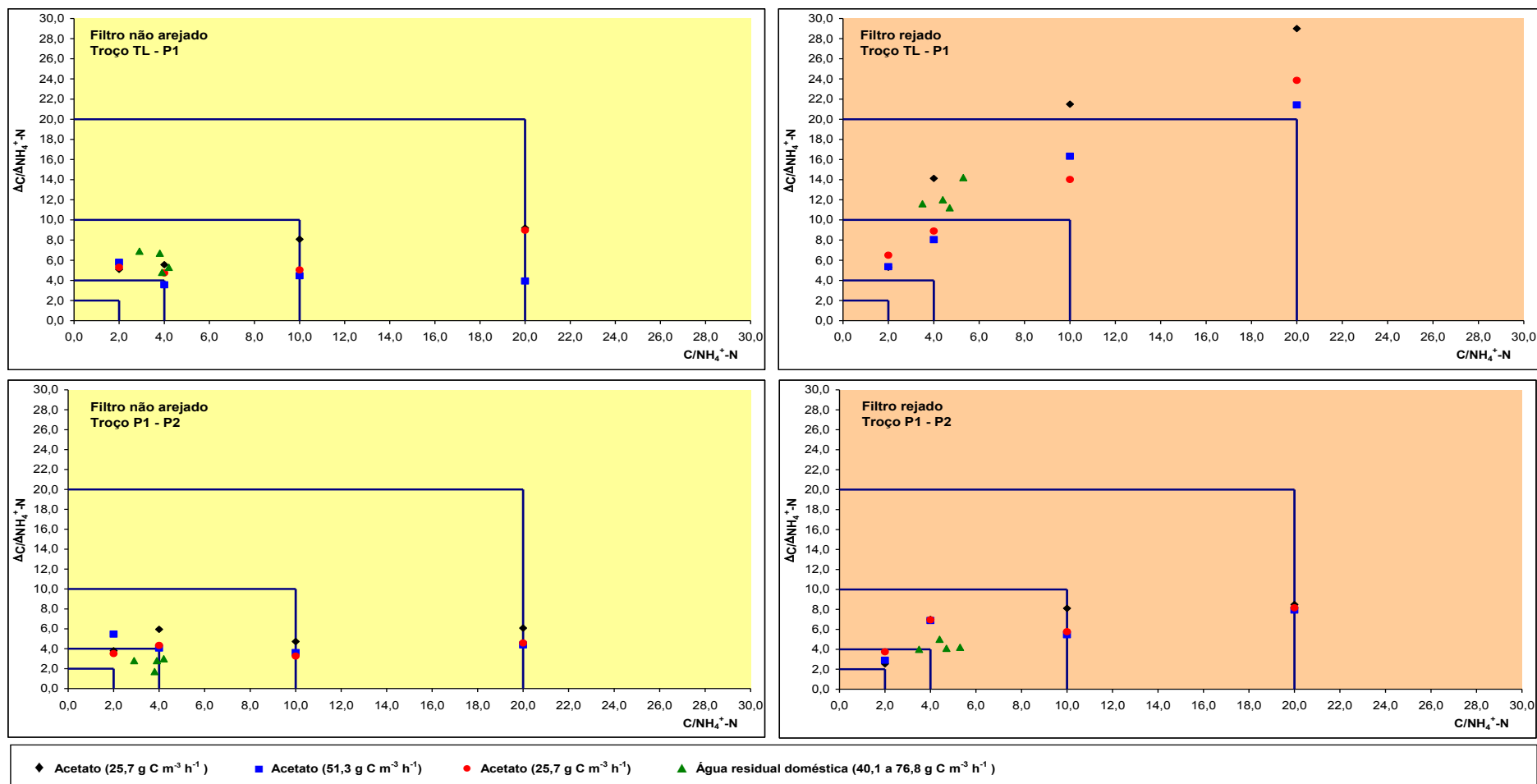


Figura 6.20. – Variação da fração $\Delta C/\Delta NH_4^+-N$ com a relação C/NH_4^+-N aplicada - ensaios com vários substratos, uma passagem, com (Séries III.6. a III.9. e IV.5. a IV.6.) e sem arejamento (Séries III.1. a III.4. e IV.1. a IV.2)

No troço seguinte (P1 – P2), para as mesmas condições de operação, as fracções $\Delta C/\Delta \text{NH}_4^+\text{-N}$ apresentaram menor variação com valores próximos dos iniciais. Admite-se assim que esta observação, nos ensaios com arejamento, tendo em atenção que as taxas de remoção de carbono foram das mais elevadas (ver Quadro 6.2.), terá estado relacionada com aumento a actividade nitrificante que é confirmada pelas taxas de nitrificação que apresentaram valores dos mais elevados (ver Quadro 6.5.).

Nos ensaios realizados a $C/\text{NH}_4^+\text{-N}$ de 2,0, independentemente dos procedimentos de operação, as relações $\Delta C/\Delta \text{NH}_4^+\text{-N}$, nos troços TL – P1 e P1 – P2, foram semelhantes apesar de, com a introdução de arejamento, se ter verificado o aumento da eficiência de remoção de carbono e azoto amoniacal (ver Figuras 6.6. e 6.9.), o que faz admitir, para aquelas condições de carga, ter ocorrido remoção proporcional de ambos os compostos.

Para relações $C/\text{NH}_4^+\text{-N}$ superiores a 10,0, nos ensaios sem arejamento, verificou-se, em ambos os troços, fracções removidas inferiores às iniciais, situação que se inverteu, no troço TL – P1, quando o filtro foi arejado. Esta circunstância, no troço TL – P1, tendo em atenção que as taxas de remoção de carbono foram semelhantes (ver Quadros 6.1. e 6.2.) está, previsivelmente, relacionada com a maior actividade nitrificante observada naquele troço quando o troço não foi arejado (ver Quadros 6.4. e 6.5.). Estas observações reforçam a convicção que, para relações $C/\text{NH}_4^+\text{-N}$ superiores a 10,0, a introdução de arejamento fez aumentar ligeiramente a remoção de carbono mas não afectou significativamente a nitrificação.

Nos troços onde ocorreu maior remoção de azoto amoniacal (TL – P2, em quaisquer condições de arejamento, e P5 – BL, apenas com o filtro arejado) observou-se a produção de $\text{NO}_x^-\text{-N}$, a maior parte do qual constituído por nitrato, o que reforça a hipótese de admitir que a maior parte do azoto amoniacal foi removido via nitrificação. Para melhor avaliar a correlação entre ambos os compostos e a importância do processo de nitrificação, relaciona-se, na Figura 6.21., a variação do consumo de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ com a produção de $\text{NO}_x\text{-N}$, para os dois troços superiores do leito. Analisando a figura, pode confirmar-se que a maior actividade nitrificante ocorreu na presença de arejamento, nos troços TL – P1 e P2 – P2, enquanto que, na ausência de arejamento, esteve confinada ao troço superior TL – P1. Apenas se incluíram os resultados referentes aos ensaios com acetato pois, não havendo $\text{NO}_x\text{-N}$ no afluente, toda a produção de $\text{NO}_x\text{-N}$ teve origem na oxidação do amónio (*i.e.* no processo de nitrificação).

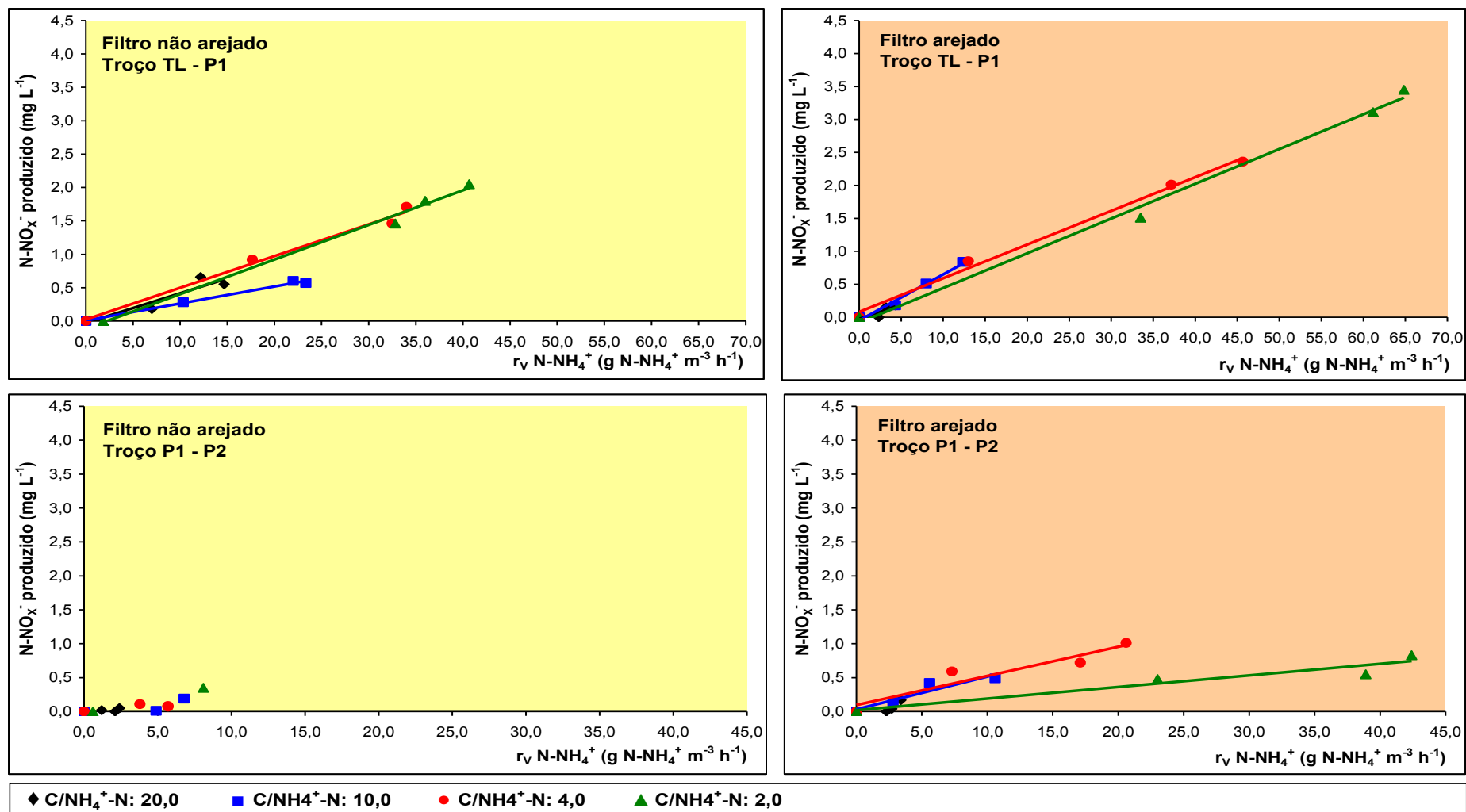


Figura 6.21. – Variação da concentração de NO_x-N em função da taxa de nitrificação - ensaios com acetato, uma passagem, com (Séries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)

Independentemente das condições de operação e do troço analisado, verifica-se que a relação entre as duas variáveis é linear, tendo os respectivos coeficientes de correlação variado entre 0,88 e 0,99, com valores mais elevados no troço TL – P1. Esta circunstância sugere que praticamente todo o amónio oxidado nestes troços resultou em $\text{NO}_x\text{-N}$, ou seja, a sua remoção ocorreu praticamente por via dissimilativa (nitrificação).

Por outro lado, nos ensaios com duas passagens, para cargas orgânicas médias superiores a $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, além de se ter traduzido num aumento de eficiência na remoção de carbono e de azoto amoniacal (ver Figura 6.7.), evidenciou, também, uma manutenção da actividade nitrificante da primeira para a segunda passagem, que parece não ter sido significativamente afectada pela presença da actividade heterotrófica aeróbia e parece não ter beneficiado da introdução de arejamento.

Observando a Figura 6.16. é possível verificar que as taxas de nitrificação, na presença de arejamento, não parecem ter sido muito afectadas pelo aumento da carga orgânica para relações $\text{C/NH}_4^+\text{-N}$ superiores a 10,0, apresentando variação reduzida e com tendência para linearizar em torno de um valor de $r_v \text{ NH}_4^+\text{-N}$. Verifica-se um maior crescimento da taxa de nitrificação para razões $\text{C/NH}_4^+\text{-N}$ inferiores a 4,0, com maior amplitude no troço superior do leito (TL – P1). Independentemente dos procedimentos de operação utilizadas, a nitrificação só parece ter tido significado para cargas orgânicas médias superiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$.

Relacionando as taxas de nitrificação, observadas nos ensaios com acetato, com a carga volumica de azoto amoniacal aplicada foi possível definir a faixa de variação de $r_v \text{ NH}_4^+\text{-N}$ nos ensaios com e sem arejamento do leito que se apresenta na Figura 6.22. A partir dos resultados obtidos em todos os ensaios (ver Quadros 6.4. e 6.5.) definiram-se as faixas de variação para $r_v \text{ NH}_4^+\text{-N}$ para as condições de operação utilizadas neste estudo, que estão representadas na Figura 6.23. A título ilustrativo incluem-se os pontos experimentais correspondentes aos ensaios com efluente doméstico.

Nos ensaios onde foi registada remoção simultânea de carbono e azoto amoniacal, as cargas aplicadas, entre $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $77,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e entre $0,3 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $38,6 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ encontram-se dentro dos valores referenciados na bibliografia (Metcalf e Eddy, 1991; Mano, 1996 e 1997; Grady Jr. *et al.*, 1999), como indicativos de condições favoráveis à nitrificação (cargas iguais ou inferiores a $83,5 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e a $41,7 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$).

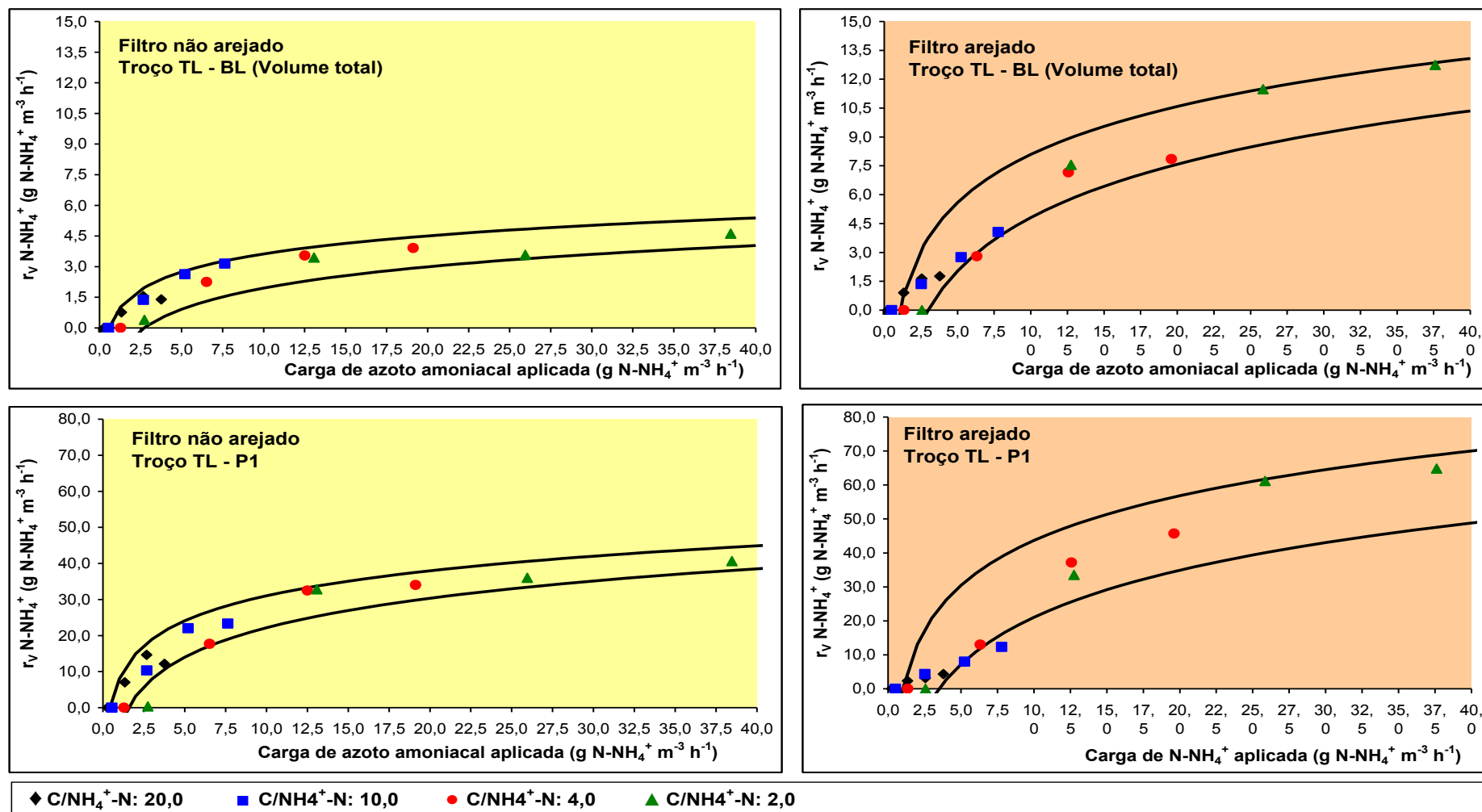
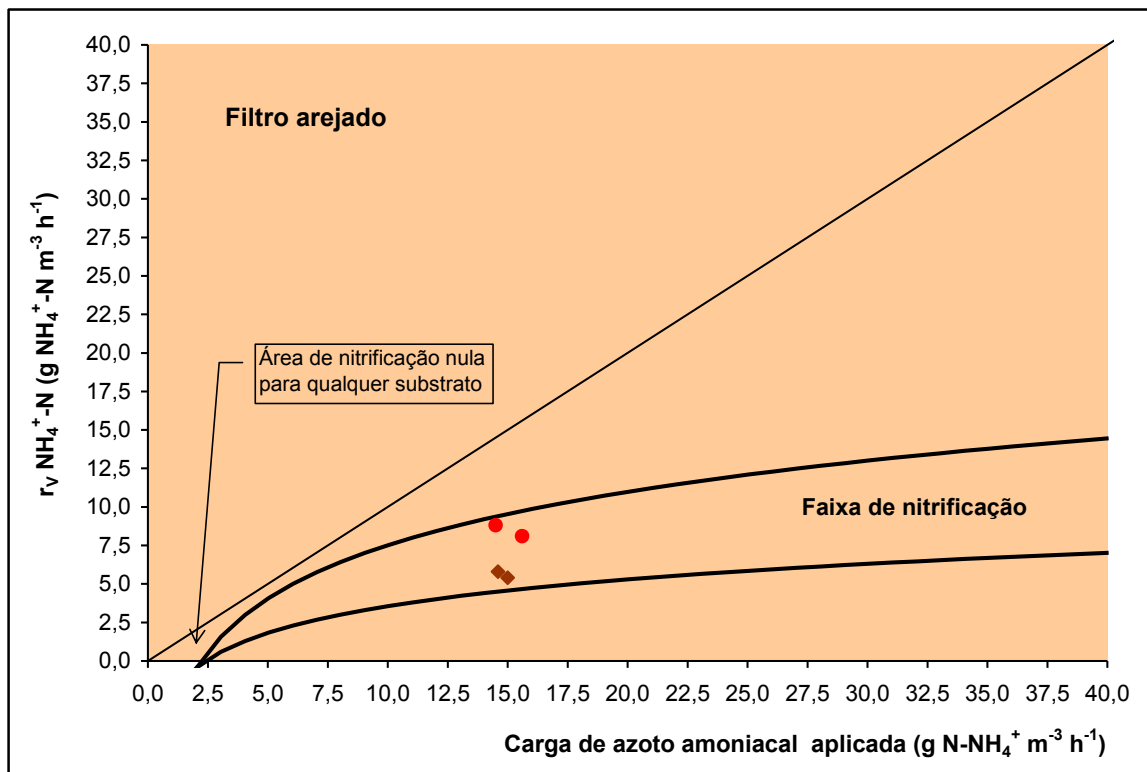
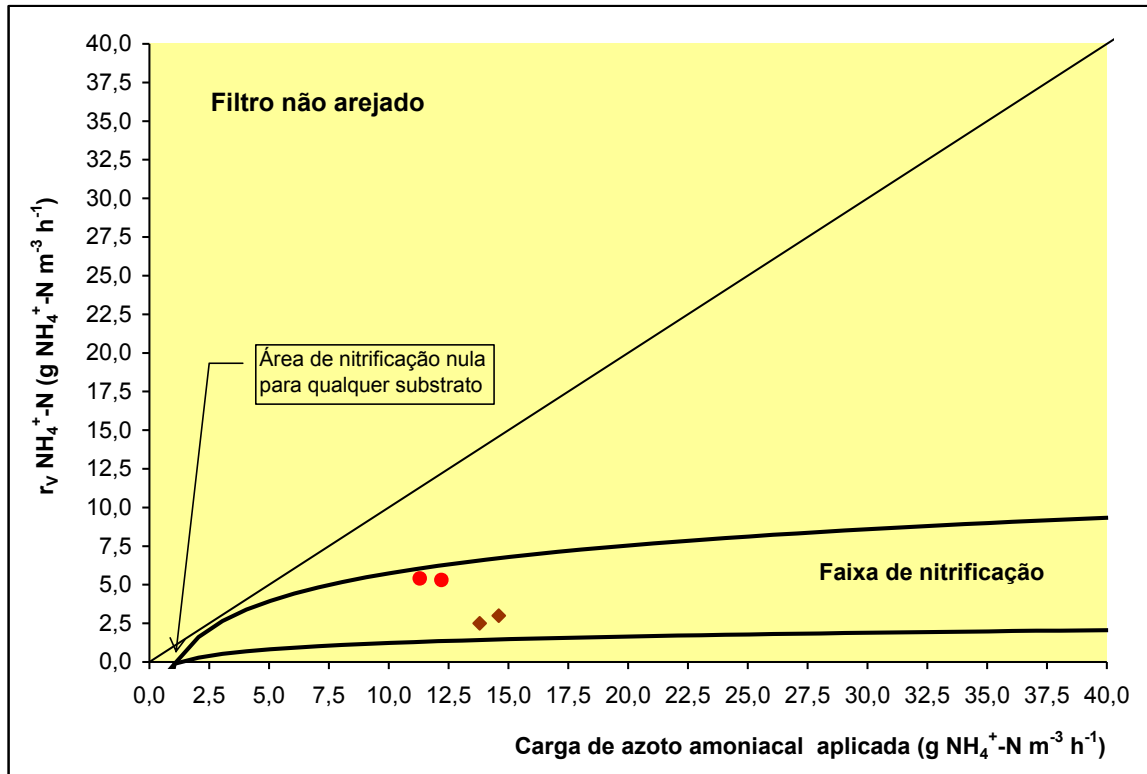


Figura 6.22. – Variação das taxas de nitrificação em função da carga de azoto amoniacal aplicada - ensaios com acetato, uma passagem, com (Séries III.6. a III.9.) e sem arejamento (Séries III.1. a III.4.)



◆ Efluente doméstico (uma passagem)

● Efluente doméstico (duas passagens)

Figura 6.23. – Variação da taxa da taxa de nitrificação em função da carga de azoto amoniacal aplicada - ensaios das Fase III e IV

A permanência da biomassa no sistema durante 5,0 (*ciclo de operação* para os ensaios com arejamento) e 10,0 dias (*ciclo de operação* para os ensaios sem arejamento), parece satisfazer, por outro lado, a condição mínima de 5,0 dias de retenção, referida pelos mesmos autores como desejável para o estabelecimento de uma comunidade estável de microrganismos nitrificantes.

A variação de $r_V \text{NH}_4^+\text{-N}$, independentemente do troço analisado, do tipo de substrato e das condições de operação utilizadas, só começou a ter significado para cargas iniciais de azoto amoniacal superiores a aproximadamente $1,5 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. As taxas de nitrificação apresentam um maior crescimento para cargas de azoto amoniacal aplicadas entre o valor mínimo referido e aproximadamente $12,5 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, tendo as cargas removidas atingido valores máximos de cerca de 60,0%, nos ensaios com arejamento. A partir de cargas iniciais superiores a aproximadamente $12,5 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, nos ensaios sem arejamento, e $26,0 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, nos ensaios com o filtro arejado, as taxas de nitrificação apresentaram, independentemente da carga orgânica aplicada, um crescimento baixo, observável através das respectivas linhas de variação, que tendem a linearizar em torno de um valor constante de $r_V \text{NH}_4^+\text{-N}$.

Curvas com características semelhantes, até valores de carga inicial de $14,0 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, foram observadas no trabalho de Boller *et al.* (1994). Gonçalves e Oliveira (1996), pelo contrário, utilizando cargas iniciais até $29,2 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, e um filtro de leito imerso à escala real, para o tratamento terciário de efluentes de um sistema de lagunagem, obtiveram curvas crescentes quase rectilíneas, tendo, também, detectado taxas de nitrificação para cargas iniciais inferiores a $1,5 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Os resultados de Okey e Albertson (1989), obtidos com filtros biológicos não arejados à escala real, mostram um crescimento exponencial inicial da taxa de nitrificação (para cargas iniciais inferiores a aproximadamente $10,0 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), tendo o crescimento desacelerado quando a carga inicial aumentou. A variação da taxa de nitrificação evidenciou, então, uma tendência semelhante às observadas nas Figura 6.23. A remoção de azoto amoniacal atingiu 100,0%, cargas iniciais inferiores a aproximadamente $4,0 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$.

Nos ensaios com água superficial não foi observada nitrificação, admitindo-se que as baixas cargas de azoto amoniacal afluentes (entre $0,2$ e $0,3 \text{ g NH}_4^+\text{-N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), que se situam, de acordo com as faixas propostas para a ocorrência de nitrificação (Figura 6.23.), numa área de remoção nula, associadas à baixa alcalinidade do meio (valores inferiores a $50,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), poderão ter inibido a actividade dos microrganismos autotróficos nitrificantes. Nestas condições de operação, à semelhança do relatado nos estudos de Stratton *et al.* (1983) admite-se que o azoto amoniacal terá constituído um

substrato secundário, podendo considerar-se que a sua presença foi inconsequente para a manutenção da comunidade microbiológica do leito. A fonte de carbono, pelo contrário, parece ter constituído um substrato primário, tendo sido registado remoção carbonada (ver Quadro 6.1. e 6.2.).

A actividade de nitrificação, como referem Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998), consome alcalinidade, como decorre da relação estequiométrica desenvolvida no ponto VII.5. do Anexo VII (p. 418), sendo necessário, de acordo com Mano (1997), garantir um valor residual entre $50,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ a $100,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para evitar que o pH baixe a níveis que inibam a acção dos microrganismos nitrificantes. Apesar daquele valor mínimo ter sido assegurado, por adição de uma solução tampão à alimentação, tendo sido observado, no afluente, valores médios de pH superiores a 7,1 e de alcalinidade entre $88,5 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e $120,7 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, não se detectou qualquer consumo deste último parâmetro. Tal observação, poderá ser explicada pelo aumento de alcalinidade registado, que era esperado, como consequência da degradação do acetato, de acordo com as expressões estequiométricas desenvolvidas nos pontos VII.1. e VII.2. do Anexo VII (pp. 415 e 416), que terá sido superior à consumida pela actividade nitrificante, tendo daí resultado a acumulação deste parâmetro (ver Figuras 5.16. e 5.30., pp. 152 e 171).

No que respeita à variação de $\text{NO}_x\text{-N}$, os resultados revelam que, independentemente do tipo de substrato utilizado, na ausência de arejamento, ocorreu sempre remoção destes compostos entre a toma P2 e a saída do filtro (ver Quadro 5.14., p. 157, e Figuras 5.42. e 5.46., pp. 185 e 192). O OD variou, nestas condições, entre $0,4 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $1,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (ensaios com acetato), $0,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $0,6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (ensaios com efluente doméstico) e $0,9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $1,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (ensaios com água da ribeira da Boidobra). Nos ensaios com acetato, todo o $\text{NO}_x\text{-N}$ detectado foi produzido no leito (essencialmente via nitrificação como se pode observar na Figura 6.21.) tendo sido totalmente removido entre as tomas P2 e P4. Nos ensaios com substratos complexos a concentração de $\text{NO}_x\text{-N}$ observada nas tomas P1 e P2 incluía uma fracção relativa à amostra original e, nos ensaios com efluente doméstico, outra fracção referente à quantidade formada via nitrificação. A remoção de $\text{NO}_x\text{-N}$, entre as tomas P2 e P4, atingiu valores máximos de 53,1%, para o efluente doméstico, e 44,6%, para a água da ribeira da Boidobra, numa única passagem, atingindo aos 83,2% (efluente doméstico) em duas passagens pelo leito.

Nos ensaios com acetato e com o filtro arejado foi detectada, no troço final (P5 – BL), contrariamente ao esperado, remoção de azoto amoniacal (ver Figuras 5.24. e 5.25., pp. 165 e 166), a taxas mais baixas do que as verificadas no troço TL – P2 (ver Quadro 6.5.)

mas superiores às observadas no troço P2 – P5. Observou-se, também, a remoção de $\text{NO}_x\text{-N}$ (ver Figura 5.33., p. 174), apesar do OD ter variado entre $1,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $1,8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, a taxas que variaram entre 18,7% e 50,0%. Estas observações levaram a admitir que, na presença de um substrato simples e arejamento, no troço final do leito, como foi anteriormente referido, terá ocorrido simultaneamente nitrificação e desnitrificação.

A natureza heterogênea dos biofilmes, com capacidade para reter no seu interior, substratos e oxigénio livre, pode ter proporcionado zonas de maior resistência à difusão de nitratos, continuando, no entanto, a ocorrer acções metabólicas tendo o oxigénio molecular como aceitador final de electrões. Nestas situações, a fronteira entre zonas de nitrificação e desnitrificação não é coincidente com as divisões físicas de segmentos do leito, embora, como referência, se possam considerar estes pontos como referências do final, ou do início, de cada um dos mecanismos. O consumo de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ observado nos ensaios sem arejamento, no troço P2 - BL, foi inferior a 10,0% do total removido, valor que é concordante com os referidos por Henze *et al.* (1997) e Grady Jr. *et al.* (1999), e poderá ser explicado pela utilização de azoto amoniacal em mecanismos de síntese e manutenção celular (consumo por via assimilativa) por parte das bactérias auto e heterotróficas.

O *ciclo de operação* utilizado para os ensaios de biodegradação (10,0 dias), associado à duração dos mesmos (mínimo de 10,0 horas), mais longos do que os utilizados por Mano (1996), Martins (1996) e Fonseca (2000), para o estudo da redução de carbono e desnitrificação, e Shanableh *et al.* (1997), na avaliação conjunta da remoção de carbono, amónio e nitrato, parece ter, por um lado, favorecido a nitrificação e, por outro, permitido o estabelecimento de zonas anóxicas e anaeróbias, em particular, quando não foi aplicado arejamento. Esta circunstância poderá ter estimulado o consumo do nitrato e de algum carbono, via desnitrificação, que se observou a partir da segunda toma nos ensaios sem arejamento, e no troço final do leito, nos ensaios com acetato e arejamento.

Estas observações poderão ser interpretadas, tendo em atenção os resultados da análise microbiológica, como consequência da actividade de espécies microbiológicas heterotróficas, como os géneros *Flavobacterium spp.* e *Pseudomonas spp.* Estes géneros, além de incluírem espécies com capacidade para degradarem, em ambiente aeróbio, carboidratos (van der Toorn, 1987), podem também realizar a desnitrificação em ambiente aeróbio (Roberterson *et al.* 1989) ou anóxico (Drysdale *et al.*, 1999). A espécie *Escherichia Coli*, também detectada em todos os ensaios, por ser anaeróbia facultativa, adapta-se bem a ambientes anóxicos e, apesar de estar associada ao consumo de carbono orgânico (Metcalf e Eddy, 1991), de acordo com estudos de Stewart (1993), citado por Bothe *et al.* (2000), segrega duas enzimas redutases com capacidade

para reduzir o ião nitrato. Contudo, crê-se que, não excluindo a sua possível intervenção na remoção de NO_x^- -N, de acordo com o apresentado por Drysdale *et al.* (1999), a sua actividade seja inferior à das espécies desnitrificantes, pertencentes aos dois géneros atrás referidos, conseguindo apenas uma desnitrificação parcial até à formação de nitritos ou óxido nitroso.

Nestes termos, crê-se, que algumas espécies pertencentes aos géneros detectados terão removido o azoto amoniacal naquelas condições de operação, à semelhança do observado por Bang *et al.* (1995), Garrido *et al.* (1997), Henze *et al.* (1997) e Gupta e Gupta (2001) que, em estudos realizados com cargas orgânicas mais elevadas, detectaram a presença de microrganismos heterotróficos nitrificantes, capazes de simultaneamente realizarem nitrificação e desnitrificação em ambientes com baixas concentrações de oxigénio molecular.

Para melhor avaliar a remoção de NO_x^- -N na presença de substratos diferentes calculou-se, para os troços onde se observou maior variação de ΔNO_x^- -N, a taxa de remoção volumétrica, normalmente designada por taxa de desnitrificação ($r_v \text{NO}_x^-$ -N), cujos intervalos de valores são apresentados nos Quadros 6.8. e 6.9. e, a título exemplificativo, para os ensaios sem arejamento, na Figura 6.24. No tratamento da água superficial, apesar de não ter sido detectada remoção de azoto amoniacal, observou-se a remoção de formas oxidadas de azoto, que se encontravam nas amostras colhidas na ribeira da Boidobra.

Quadro 6.8. – Intervalos para as taxas de desnitrificação - ensaios com os vários substratos, sem arejamento (Séries III.1. a III.5. e IV.1. a IV.4.)

Série/Substrato	Carga aplicada (g NO_x^- -N $\text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$)		$r_v \text{NO}_x^-$ -N (g NO_x^- -N $\text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$)		Eficiência de remoção de NO_x^- -N (%)	
	P2 – P3	P3 – P4	P2 – P3	P3 – P4	P2 – P3	P3 – P4
Acetato						
III.1.	2,0 – 6,6	0,0	2,0 – 6,6	0,0	100,0	0,0
III.2.	2,3 – 7,6	0,0	2,3 – 7,6	0,0	100,0	0,0
III.3.	10,3 – 17,8	1,3 – 1,6	10,3 – 14,7	1,3 – 1,6	82,6 – 100,0	100,0
III.4.	13,6 – 24,0	1,1 – 2,7	10,2 – 18,7	1,1 – 2,7	75,0 – 86,8	100,0
Água residual	doméstica					
IV.1.	31,1 - 38,7	120 - 13,1	7,2 - 12,5	2,0 – 2,7	23,2 - 32,3	15,3 – 22,2
Água superficial						
IV.3.	75,5	36,6	2,4	0,5	3,2	1,2

Quadro 6.9. – Intervalos para as taxas de desnitrificação - ensaios com acetato, com arejamento (Séries III.6. a III.10.)

Ensaio/Substrato	Carga aplicada (g NO _x ⁻ -N m ⁻³ h ⁻¹)	r _v NO _x ⁻ -N (g NO _x ⁻ -N m ⁻³ h ⁻¹)	Eficiência de remoção de NO _x -N (%)
	P5 – BL	P5 – BL	P5 – BL
Acetato			
III.6.	1,5 - 2,9	0,7 - 1,5	50,0 – 51,7
III.7.	2,8 – 8,3	0,9 - 3,0	33,3 – 52,3
III.8.	10,0 – 22,7	0,9 – 3,1	5,4 – 30,7
III.9.	14,3 – 29,1	2,7 – 9,7	11,2 – 33,3

Apesar da carga de NO_x⁻-N aplicada nos ensaios com substratos de composição complexa ter sido superior à registada nos ensaios com acetato (que foi integralmente gerada no leito), a remoção de formas oxidadas de azoto (ΔNO_x⁻-N) e as taxas de desnitrificação (no troço P2 a P3) apresentaram sempre valores inferiores aos observados nos ensaios com substrato simples. No troço P3 - P4, pelo contrário, as taxas de desnitrificação, para o efluente doméstico, foram superiores às observadas nos ensaios com acetato, facto que pode estar associado às menores cargas de NO_x⁻-N afluentes àquele troço. A remoção de NO_x-N, à semelhança do observado nos estudos de Gray e Learner (1984) e de Mano (1996), não foi completa.

A análise dos resultados permite constatar que, nos ensaios com substrato simples, praticamente toda a carga de NO_x⁻-N aplicada, gerada no troço TL – P2, foi removida ao nível do troço P2 – P3. A presença de biomassa adaptada, associada à disponibilidade de carbono orgânico e a presença de baixas concentrações de OD, terão favorecido a permanência de um ambiente propício para a eliminação total de NO_x⁻-N. Na presença de substratos complexos, para os quais a biomassa não estava adaptada, as eficiências de remoção de NO_x-N, apesar das baixas concentrações de OD (ver Figuras 5.38. e 5.45., pp. 181 e 191), foram inferiores. Esta circunstância poderá ter estado relacionada com o tipo de substratos presentes, essencial para a actividade dos microrganismos heterotróficos desnitrificantes, com a concentração de nitratos e nitritos detectada e com a eventual presença de metabolitos com propriedades inibidoras.

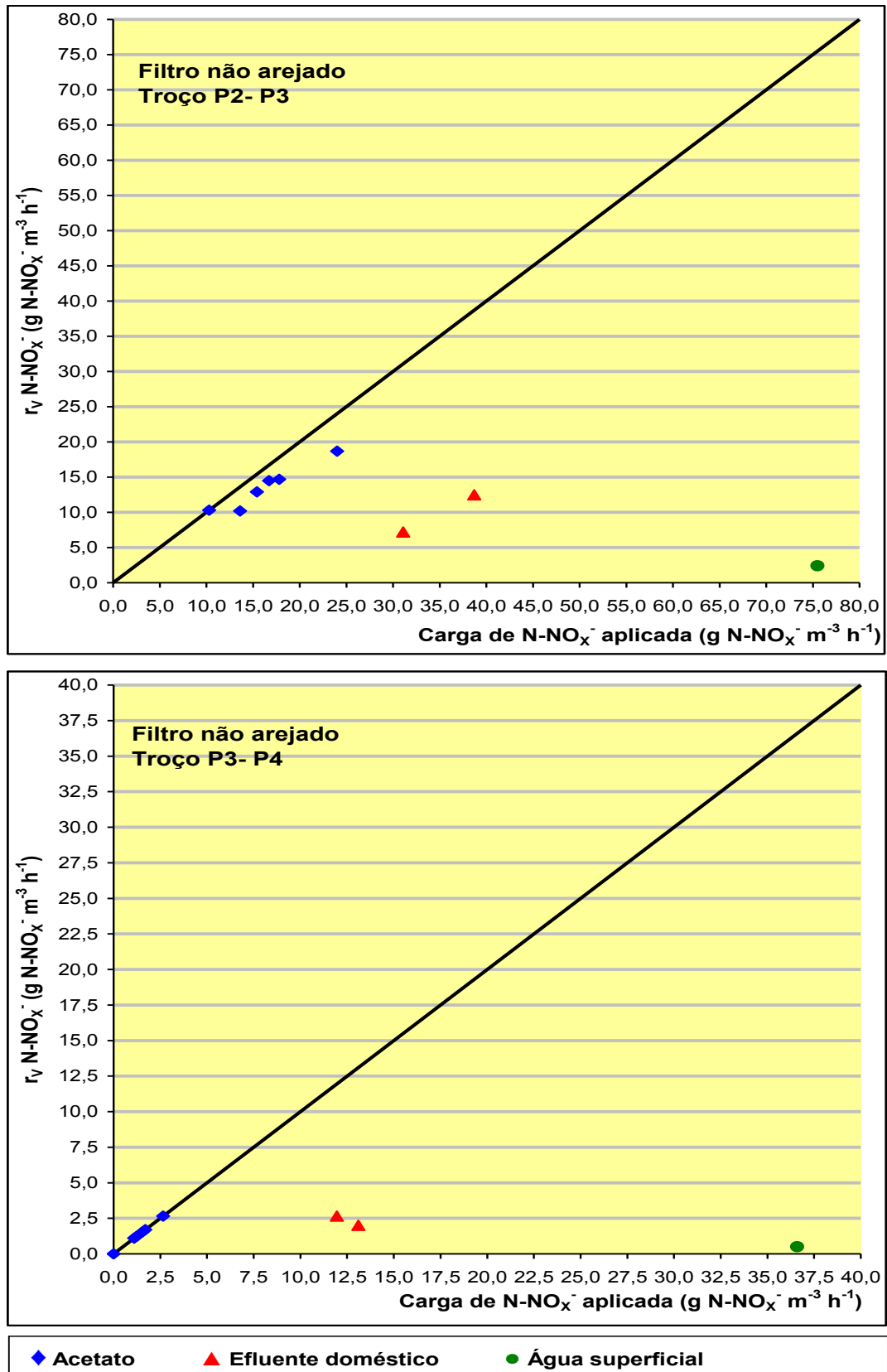


Figura 6.24. – Variação da taxa de desnitrificação em função da carga de NO_x-N aplicada – ensaios com vários substratos, sem arejamento (Séries III.3. e III.4, IV.1. e IV.3.)

O tempo de duração dos ensaios (10,0 horas), por outro lado, poderá não ter sido suficiente para uma adaptação adequada dos microrganismos desnitrificantes às novas condições de substrato. Shanableh *et al.* (1997), em estudos realizados num filtro não arejado, observou taxas de remoção de NO_x^- -N da ordem dos 20,0%, semelhantes às verificadas nos troços TL – P1 e P1 – P2 do presente estudo (ver Quadro 5.26., p. 185), após ciclos de operação de 12,0 horas, não tendo detectado qualquer actividade desnitrificante para ciclos de operação inferiores a 6,0 horas. Uma das razões, de acordo com Jones *et al.* (1990), está relacionada com a inibição, ou o retardamento, da actividade desnitrificante, na presença de microrganismos estritamente anaeróbios, responsáveis pela fermentação de substratos orgânicos, que só é ultrapassada a partir de períodos de adaptação mais longos.

Os resultados deste trabalho não permitiram, contudo, avaliar a extensão da actividade fermentativa nas zonas menos arejadas do filtro, pelo que não foi possível avançar uma explicação mais detalhada para a diminuição da desnitrificação quando o filtro não foi arejado.

A desnitrificação, como referem Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998), consome alcalinidade, também identificada na relação desenvolvida no ponto VII.2. do Anexo VII (p. 416). Esta observação pode justificar, admitindo que não ocorreu remoção aeróbia de acetato, o acréscimo da alcalinidade, detectada no troço P2 – P3 (ver Figura 5.16., p. 152).

Apesar de, como referem Rittmann e Langeland (1985), a desnitrificação, em ambiente anóxico, ocorrer, de preferência, para concentrações críticas de OD inferiores a $0,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, nos troços do leito onde se observou a eliminação de NO_x^- -N (a partir da toma P2), observaram-se concentrações de OD superiores àquele valor que, considerando os ensaios com os diferentes substratos, com excepção dos realizados a cargas orgânicas médias inferiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, oscilaram entre $0,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $1,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (troço P2 – BL com o filtro não arejado) e entre $1,3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $1,8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (troço P5 – BL com o filtro arejado). Estas circunstâncias revelam, por um lado, boa capacidade de adaptação dos microrganismos heterotróficos desnitrificantes à entrada de substratos complexos, para os quais não estavam adaptados, e, por outro, capacidade para reduzir NO_x -N na presença de concentrações de OD superiores ao valor crítico.

Valores de OD acima do crítico, de acordo com Martins (1998), podem reprimir a síntese, ou inibir a actividade, das enzimas que catalizaram a redução dos NO_x^- , não permitindo a ocorrência de desnitrificação. O OD é um parâmetro que, em sistemas de tratamento por biofilme fixo, pode variar rapidamente de instante para instante, podendo, num mesmo

troço do leito, encontrarem-se intervalos de valores diferentes na fase aquosa e no biofilme. É provável que na base do filtro, que nos ensaios com arejamento funcionou como zona de filtração, possam, temporariamente, ter ocorrido concentrações de OD próximas de zero. Estas condições de anaerobiose poderão ter estimulado, nos microrganismos heterotróficos desnitrificantes, a produção de enzimas reductases do nitrato. Com a subida da concentração de OD a síntese de reductases pode ter sido inibida, tendo, contudo, continuado a existir enzimas suficientes para a redução de nitratos que podem justificar a actividade de desnitrificação observada no intervalo de concentrações detectado (de 0,2 mg O₂ L⁻¹ a 1,8 mg O₂ L⁻¹).

As taxas de desnitrificação ($r_v \text{ NO}_x^- \text{-N}$) obtidas encontram-se dentro do intervalo de valores encontrados nos estudos indicados no Quadro 6.10. (os valores referem-se a troços de leito onde foi detectada desnitrificação). As eficiências de remoção, independentemente do tipo de substrato utilizado, foram superiores às obtidas por Mano (1996) em troços de leito de dimensão equivalente e para concentrações de OD e razões C/NH₄⁺-N semelhantes.

Quadro 6.10. – Taxas de desnitrificação e eficiências de remoção de NO_x⁻-N para vários estudos

Características do afluente			$r_v \text{ NO}_x^- \text{-N}$ (g NO _x ⁻ -N m ⁻³ h ⁻¹)	Eficiência remoção NO _x -N (%)	Referência
COT (mg C L ⁻¹)	C/NH ₄ ⁺ -N	NO _x ⁻ -N (mg L ⁻¹)			
Acetato					
20,0 – 80,0	2,5 – 3,0	6,8 - 25	23,4 - 87,5	ND	Rahmani <i>et al.</i> (1992)
5,9 - 43,9	1,8 - 4,4	0,4 - 24,7	2,4 - 125,4	40,7- 95,6	Mano (1996)
12,4 - 60,3	2,2 - 3,8	6,31 - 22,4	66,7 (máximo)	ND	Henze <i>et al.</i> (1994)
8,9 – 50,5	3,8	0,9 - 2,4	8,5 - 18,7	100,0	<i>Presente estudo</i> ¹⁾
Efluente doméstico					
119,6 – 126,4	3,5 – 4,4	8,8 – 54,1	13,5 – 140,1	2,4 – 26,1	Mano (1996)
32,5 – 49,2	2,9 – 4,2	3,1 – 3,9	2,5 – 3,0	48,7 – 58,1	<i>Presente estudo</i> ²⁾

ND: não disponível.

¹⁾ Valores referentes aos ensaios III.3.2.1., III.3.2.3., III.3.2.4., III.5.2.4. e III.5.2.3. para o troço P2 – P4

²⁾ Valores referentes aos ensaios das Séries IV.1. e IV.2. para o troço P2 – P4

O processo de desnitrificação, tal como referido por vários autores (e.g. Arceivala, 1981; Metcalf e Eddy, 1991 e WPCF, 1994) e de acordo com a relação estequiométrica estabelecida nos pontos VII.2. e VII.4. do Anexo VII (pp. 416 a 418), consome carbono

orgânico. A variação global do consumo de carbono, associado à remoção de NO_x^- -N, representada pela relação $\Delta\text{C}/\Delta\text{NO}_x^-$ -N, fornece, de acordo com Mano (1996) e Martins (1998), desde que as concentrações de OD sejam reduzidas e seja conhecida a relação inicial entre ambos os compostos (C/NO_x^- -N), informação indirecta sobre o desenvolvimento do processo de desnitrificação. No Quadro 6.11. apresenta-se, em termos comparativos, para os três substratos em estudo, nas Séries de ensaios realizadas em condições de carga equivalentes, a variação das referidas fracções.

Quadro 6.11. – Intervalos de variação para as razões C/NO_x^- -N e $\Delta\text{C}/\Delta\text{NO}_x^-$ -N e a eficiência de eliminação de NO_x^- -N - ensaios com diferentes substratos, sem arejamento (Séries III.2 a III.4. e IV.1. a IV.4.)

Ensaio	C/NO_x^- -N	$\Delta\text{C}/\Delta\text{NO}_x^-$ -N	Eficiência de remoção de NO_x^- -N (%)
Acetato			
Série III.2.	69,3 - 104	1,8 - 4,0	100,0
Série III.3.	20,8 - 34,8	1,2 - 1,6	100,0
Série III.4.	14,9 - 25,9	1,2 - 1,6	100,0
Efluente doméstico			
Série IV.1.	8,3 - 15,9	1,2 - 1,6	48,7 - 54,8
Série IV.2.	9,1 - 12,2	1,3 - 1,4	50 - 58,1
Água da ribeira da Boidobra			
Séries IV.3. e IV.4.	1,7 - 3,1	0,2 - 0,8	4,6 - 20,7

Para melhor avaliar a quantidade de carbono orgânico removido no processo de desnitrificação, apresenta-se, na Figura 6.25., para o troço entre P2 e a saída do filtro, assumindo que a maior parte do carbono removido esteve associado à redução de NO_x^- -N, a variação entre a fracção que representa o consumo de ambos os substratos ($\Delta\text{C}/\Delta\text{NO}_x^-$ -N) e a relação inicial C/NO_x^- -N aplicada. Os resultados referem-se aos ensaios com acetato (Série III.3.) e com água residual doméstica (Séries IV.1. e IV.2.), realizados em condições de operação equivalentes. Incluiu-se, para efeitos de comparação, as relações observadas no trabalho de Mano (1996), para um troço de leito com a mesma dimensão.

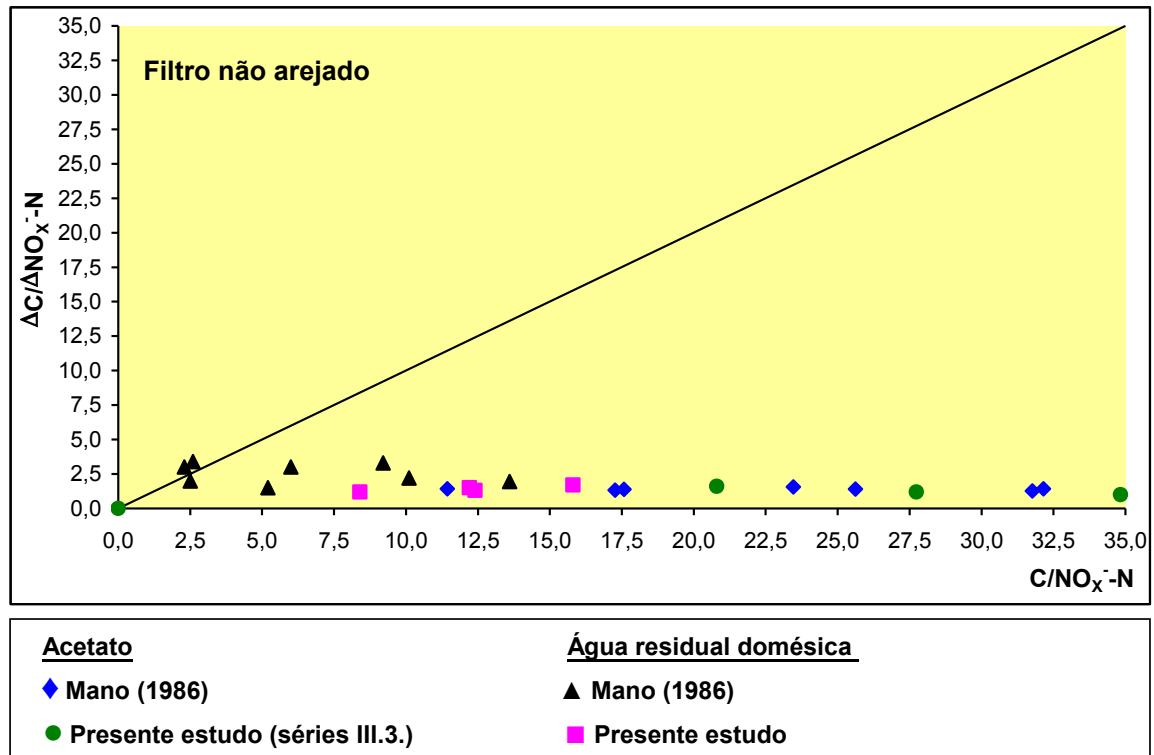


Figura 6.25. – Variação da razão $\Delta C/\Delta NO_x^- - N$ em função da $C/NO_x^- - N$ aplicada para o presente estudo e observada no trabalho de Mano (1996)

Os valores detectados nos ensaios com água superficial foram inferiores, quer à razão $C/NO_x^- - N$ inicial observada, quer aos resultados obtidos com o efluente doméstico e com o acetato, revelando não existir, à semelhança do ocorrido com os outros dois substratos (Figura 6.25.), uma correlação entre a fracção inicial aplicada e a consumida.

Os resultados permitiram constatar, à semelhança de Mano (1996), que, independentemente do tipo de substrato utilizado, parece não existir uma dependência entre a fracção inicial aplicada e a consumida. Os valores desta última foram inferiores às observadas por aquele autor, nos ensaios com efluente doméstico e, aproximadamente iguais, nos ensaios com acetato. Razões $C/NO_x^- - N$ muito superiores à estequiométrica necessária (2,44 para o acetato e 1,33 para o efluente doméstico, de acordo com as relações desenvolvidas no pontos VII.2. e VII.4. do Anexo VII (pp. 416 a 418), respectivamente, para ambiente anóxico), não parecem ter afectado a quantidade de $NO_x^- - N$ removida, tendo a actividade desnitrificante sido praticamente constante, como tinha já sido constatado anteriormente (ver Quadro 5.26., p. 185), a valores próximos dos definidos estequiometricamente (os valores de $\Delta C/\Delta NO_x^- - N$ apresentados na Figura 6.25. variaram entre 0,0 e 1,6, para o acetato, e entre 1,2 e 1,7, para a água residual doméstica).

Relações iniciais C/NO_x^- muito superiores à estequiometricamente necessária permitiram, também, avaliar o efeito de *passagem de carbono*, referido por Her e Huang (1995), em estudos com metanol e ácido benzóico, e observado nos estudos de Mano (1996), que poderia ter afectado o processo de desnitrificação. Tendo em atenção ao que foi exposto no último parágrafo, à semelhança do observado nos ensaios de Martins (1998) com etanol, não existe evidência de ter ocorrido do fenómeno de *passagem de carbono*.

Os valores de carbono teoricamente removíveis em termos estequiometricos, por outro lado, apresentaram valores superiores, para o troço P2 – P3, e aproximadamente iguais, para o troço P3 – P4, observados experimentalmente (ΔC) quando o filtro não foi arejado. Esta situação leva a admitir que, todo o carbono orgânico consumido no troço P2 – P4, foi utilizado como fonte de carbono e de energia pelos microrganismos desnitrificantes e, provavelmente, para alguma actividade anaeróbia que, tendo em atenção o referido por Henze *et al.* (1997) e Grady Jr. *et al.* (1999), poderá ter substituído a primeira a partir do momento que deixou de existir NO_x^- -N no meio. A partir da toma P4, só se observou um ligeiro consumo de carbono que, dadas as baixas concentrações de oxigénio e a ausência de NO_x^- -N, deverá ter estado associado a actividade anaeróbia. O consumo de carbono observado no troço entre P5 e a saída do filtro, nos ensaios com arejamento, poderá ter estado, analogamente, associado a actividade heterotrófica desnitrificante.

A variação da produção de lamas, estimada para diferentes condições de carga orgânica afluente, relativamente a uma situação de referência, sem (Quadro 5.13., p. 156) e com arejamento (Quadro 5.21., p. 173) foi, com excepção do troço TL – P1 no ensaio III.8.2.1., superior ao valor estequiometrico, tendo-se verificado maior diferença ao nível da toma P2. Apesar do aumento da remoção de carbono, relativamente ao estado *quase estacionário*, observaram-se valores máximos de produção de lamas entre 24,00 e 33,30 mg SSV por mg de C removido, sem arejamento, e entre 2,90 e 11,90 mg SSV por mg de C removido, com arejamento. Estes valores foram, contudo, superiores ao estequiometrico (1,13 mg SSV por mg de C removido), e aos observados na bibliografia, que variaram entre 1,00 e 1,67 mg SSV por mg de C removido (Henze *et al.*, 1997; Grady Jr. *et al.*, 1999).

As causas destas diferenças poderão estar relacionadas, entre outros factores, com:

- i) Uma maior produção de lamas no troço superior, seguida de migração para as zonas inferiores, detectada nas tomas P2 e P3;
- ii) a produção de biomassa associada ao consumo de azoto amoniacal, que não foi incluída na relação desenvolvida no ponto VII.1. do Anexo VII (utilizada para a

estimativa de lamas produzidas), tendo sido considerada na relação desenvolvida no ponto VII.5. (p. 418) para a nitrificação;

- iii) o desenvolvimento da equação estequiométrica, para a qual se assumiram coeficientes para síntese (f_s) que podem estar subestimados relativamente ao que ocorreu no filtro;
- iv) erro experimental associado à análise de baixas concentrações de substratos.

Ao nível da toma P1, a taxa de produção foi mais próxima da esperada, entre 0,80 (sem arejamento) e 1,90 mg SSV por mg de C removido (com a arejamento), tendo sido observada, ainda, a remoção de carga orgânica volúmica de 106,7 e 45 g C m⁻³ h⁻¹, para as mesmas condições de operação.

No Quadro 6.12. apresentam-se as eficiências de remoção globais de carbono, azoto amoniacal e formas oxidadas de azoto, observadas nos ensaios com efluente doméstico. As eficiências de remoção, sem arejamento, em termos de carbono e de NO_x⁻-N, foram semelhantes às observadas nos trabalhos de Gray e Learner (1984) e Mano (1996). Em termos de remoção de azoto amoniacal e de NO_x⁻-N os valores foram superiores aos apresentados pelo segundo autor. Relativamente ao tratamento do efluente doméstico com arejamento do filtro, o rendimento de remoção de carbono foi superior ao referido nos estudos de Gonçalves e Oliveira (1994), tendo o oposto sido verificado no que concerne à eliminação de azoto amoniacal.

Quadro 6.12. – Eficiências globais de remoção e valores finais encontrados no efluente final para alguns parâmetros

Ensaio	COT. (mg C L ⁻¹)	ER COT (%)	N- NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	ER NH ₄ ⁺ -N (%)	NO _x ⁻ -N ⁻ (mg L ⁻¹)	ER NO _x ⁻ -N (%)	SST (mg L ⁻¹)	ER SST (%)
Sem arejamento								
IV.1.1.	24,1	25,8	9,1	18,4	2,0	45,6	30,0	60,0
IV.1.2.	40,1	18,5	9,3	20,8	1,5	50,8	40,0	66,7
IV.2.1.	22,7	39,9	5,5	44,0	1,7	35,7	25,0	72,2
IV.2.2.	25,1	41,2	4,7	48,0	1,2	55,6	25,0	58,3
Com arejamento								
IV.5.1.	16,6	60,3	7,8	35,9	3,2	0,0	25,0	70,6
IV.5.2.	27,5	50,3	7,1	39,6	3,2	0,0	30,0	70,0
IV.6.1.	14,3	74,5	6,1	51,7	4,5	0,0	25,0	77,3
IV.6.2.	19,5	68,6	4,6	60,6	3,2	0,0	25,0	79,2

ER: Eficiência de remoção

Relativamente ao rendimento global, tendo em conta o resumo apresentado no Quadro 6.12., o desempenho do filtro permitiu obter a afinação do efluente final a níveis comparáveis com os de outros estudos, como se pode observar pela análise do Quadro 6.13., e de acordo com os valores que são característicos do tratamento de afinação em instalações de tratamento (ver Quadro 1.4., p. 6).

Nestes termos, os procedimentos de operação testados neste estudo poderão vir a ser geridos em função dos objectivos definidos para o efluente final. A inclusão de arejamento pode permitir uma redução superior de matéria orgânica e de azoto amoniacal, não garantindo, contudo, a eliminação total de NO_x^- -N, podendo ser utilizado, sempre que a concentração deste último substrato não se torne prejudicial para a reutilização do efluente. A utilização do filtro sem arejamento não permite obter níveis de redução tão elevados, em termos de carbono e de azoto amoniacal, embora possibilite a eliminação significativa de NO_x^- -N.

Quadro 6.13. – Características do efluente final para o presente estudo em outros trabalhos com filtros biológicos de leito imerso

COT (mg C L-1)	NH_4^+ -N (mg L-1)	NO_x^- -N (mg L-1)	SST (mg L-1)	Referência
Filtros não arejados				
—	0,05 - 0,1	0,8 - 14,3	24,7 - 71	Gray e Learner (1984) ¹⁾
24,3	—	—	10,9	Canler e Perret (1994) ¹⁾
63,2 - 110,3	19,2 - 31,2	0,0 - 32,8	—	Mano (1996) ³⁾
5,9 - 8,7	9,5	5,5 - 12,9	2,2 - 7,9	Crites e Tchobanoglous (1998) ²⁾
24,7	—	—	24,0	Silva <i>et al.</i> (2003) ¹⁾
22,7 - 40,1	4,7 - 9,3	1,2 - 2,0	25,0 - 40,0	Presente estudo
Filtros arejados				
34,7	—	—	27,0	Canler e Perret (1994) ¹⁾
12,4	—	—	4,2	Visvanathan e Nhien (1995) ¹⁾
28,7	3,9	11,2	30,0	Gonçalves e Oliveira (1996) ²⁾
1,2 - 1,7	1,1	16,2 - 25,8	1,3 - 4,5	Crites e Tchobanoglous (1998) ²⁾
14,3 - 27,5	4,6 - 7,8	3,2 - 4,5	25,0 - 30,0	Presente estudo

¹⁾ Os valores de COT foram estimados em função da origem do efluente, admitindo um rácio COT/CQO igual a 0,45 de acordo com os valores apresentados no Quadro 1.3. (p. 5)

²⁾ Os valores de COT foram estimados em função da origem do efluente, admitindo um rácio COT/CQO igual a 0,4 de acordo com os valores apresentados no Quadro 1.3. (p. 5)

³⁾ Foram adicionados nitrito de sódio e nitrato de potássio ao afluente

Os dados relativos à remoção de sólidos (Quadro 6.12.), parecem indicar, dentro dos *ciclos de operação* adoptados, uma boa capacidade de retenção do filtro, inclusive quando, por inclusão de arejamento, a área de filtração ficou reduzida a um terço, não se notando qualquer variação significativa na qualidade do efluente. Nestes termos, é de admitir que, contrariamente ao observado em alguns exemplos apresentados por Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998), e nos estudos de Visvanathan e Nhien (1995) e Silva *et al.* (2003), para o tratamento de efluentes domésticos com características semelhantes aos testados neste estudo, não seja necessário incluir uma operação de decantação final que, a avaliar pelo observado em alguns estudos, como o de Silva *et al.* (2003), só beneficiaria a remoção de carbono em cerca de 20,0% a 38,0%.

A diminuição do rendimento em termos de remoção de SST foi, igualmente, observada nos estudos de Visvanathan e Nhien (1995) e de Gonçalves e Oliveira (1996), no tratamento terciário de efluentes domésticos em leitos compactos arejados, que utilizaram velocidades de escoamento superiores (entre 1,9 m h⁻¹ e 8,0 m h⁻¹) e *ciclos de operação* semelhantes (entre 4,0 e 6,0 dias). Apesar de terem observado taxas de remoção, entre 41,5% e 93,2%, superiores às observadas neste estudo, para ensaios com efluente doméstico, as concentrações de SST verificadas (entre 5,0 e 48,0 mg L⁻¹) foram semelhantes às apresentadas por vários autores (ver Quadro 6.12.).

À semelhança do observado nos ensaios preliminares (ver Figuras 4.11. e 4.12., p. 99), a perda de carga foi superior nos troços TL – P1 e P1 – P2 e, para o mesmo período de operação, superior nos ensaios com arejamento, não tendo, contudo, sido atingido o valor máximo imposto para a lavagem (5,0 cm c.a.). A perda de carga após a lavagem do leito, foi, como era esperado, mais baixa, tendo aumentado com o aumento da carga orgânica aplicada, como se pode observar analisando os respectivos perfis apresentados nas Figuras 5.47. e 5.48 (pp. 193 e 194).

Nos ensaios sem arejamento, a perda de carga foi estimada ao quarto dia do respectivo *ciclo de operação*. Os valores calculados (Figura 5.47.) foram, com excepção do ensaio realizado com acetato à carga orgânica mais baixa (ensaio III.3.2.6.), superiores aos observados no ensaio preliminar realizado em condições semelhantes (ensaio I.1.1.), considerando o mesmo período de operação. As diferenças mais significativas, entre a perda de carga observada nos ensaios de carga e nos preliminares, foram verificadas relativamente ao ensaio com água residual doméstica. Nos ensaios realizados com este substrato, o aumento da perda de carga foi mais rápido tendo sido registadas diferenças mais elevadas (cerca de 0,90 cm c.a.) do que as observadas em ensaios com o substrato simples (0,10 cm c.a.), realizados em condições de carga semelhantes.

A perda de carga nos troços TL – P1 e P1 – P2, mais próximos do ponto de alimentação, cresceu proporcionalmente com a carga orgânica aplicada e com a presença de substratos orgânicos complexos, tendo atingido valores máximos de 0,95 cm c.a. (ensaios sem arejamento) e 2,85 cm c.a. (ensaios com arejamento).

Nos ensaios com arejamento, realizados ao segundo dia do respectivo *ciclo de operação* observaram-se, para ensaios semelhantes e o mesmo período de operação, perdas de carga superiores às verificadas nos ensaios sem arejamento, como se pode constatar na Figura 5.48. (p. 194), tendo a perda de carga máxima registada sido de 3,85 cm c.a.. Esta circunstância sugere que, independentemente do tipo de substrato e do número de passagens utilizados, a turbulência gerada pela libertação de bolhas de ar, terá provocado a resuspensão do material sólido retido, que, por seu lado, terá contribuído para o estabelecimento de zonas de resistência ao escoamento.

As taxas de remoção de carbono, para condições de carga orgânica afluyente semelhantes, foram, contudo, quase sempre superiores quando o filtro foi alimentado com acetato (Ver Quadros 6.1. e 6.2.). O aumento da perda de carga observado nos ensaios com efluente doméstico, durante as 10,0 horas de duração dos ensaios, parece, portanto, ter estado associado mais à concentração de SST no afluyente, do que às condições de operação. Esta circunstância poderá, também, ter contribuído para a diminuição do rendimento do sistema, em termos de remoção de substratos, nos ensaios com efluente doméstico (Figuras 6.9. e 6.10.), embora tenha sido observado uma boa capacidade de retenção de SST, com taxas de remoção entre 25,0% e 30,0%, nos ensaios sem arejamento, e entre 25,0% e 30,0%, nos ensaios com arejamento (Quadro 6.12.). Nos ensaios realizados com água residual doméstica, observaram-se as diferenças de perda de carga mais elevadas (cerca de 0,70 cm c.a.) relativamente às observadas em ensaios com substrato simples (0,20 cm c.a.), realizados em condições de carga semelhantes.

Para períodos de operação a longo termo, como se observou no ponto 4.4.3. (pp. 96 a 100) para os ensaios das Série I.1.1. e I.2.1., as condições de operação, nomeadamente no que respeita ao arejamento, influenciaram significativamente a perda de carga no leito.

Nos ensaios com substrato simples, apesar da concentração nula de SST no afluyente, observou-se, independentemente das condições de arejamento e do número de passagens, um ligeiro aumento da perda de carga total com o incremento da carga orgânica afluyente. Quando o filtro foi alimentado com efluente doméstico, tendo este apresentado concentrações iniciais de SST entre 75,0 mg L⁻¹ e 90,0 mg L⁻¹ (ensaios sem arejamento) e entre 85,0 mg L⁻¹ e 100,0 mg L⁻¹ (ensaios com arejamento), a variação de

Δy foi mais significativa, tendo aumentado, quer com a introdução de arejamento, quer com a realização de uma segunda passagem.

Na Figura 6.26. apresentam-se os valores de perda de carga máxima observada no leito, em ensaios com acetato e efluente doméstico, para diferentes condições de arejamento, podendo verificar-se que o valor mais elevado foi observado nos ensaios com efluente doméstico. Os valores verificados para o substrato complexo foram, para uma passagem pelo leito, cerca de duas (ensaios sem arejamento) e três vezes (ensaios com arejamento) superiores aos verificados nos ensaios com acetato. A diferença observada entre ensaios realizados com uma e duas passagens, independentemente do tipo de substrato utilizado, não parece ter sido muito significativa, em especial nos ensaios com arejamento. Esta circunstancia faz supor que, tendo em conta que a concentração de sólidos no afluente com acetato foi quase nula, a presença de SST no efluente doméstico terá contribuído mais significativamente para o aumento da perda de carga do que as condições operatórias, para o período de duração dos ensaios (10,0 horas).

As características finais do efluente tratado (ver Quadro 6.12.) permitem admitir a sua reutilização em actividades diversas. Metcalf e Eddy (1991) e Crites e Tchobanoglous (1998), tendo por base o teor em matéria orgânica e em nutrientes destes efluentes, aconselham a sua reutilização, embora considerem a necessidade de incluir análises à turvação, a alguns metais pesados e a parâmetros microbiológicos, em actividades como a rega de culturas agrícolas e a utilização doméstica e industrial, que não incluam o contacto directo ou o consumo. Apresentam exemplos de aplicação de efluentes nitrificados na agricultura, com concentrações de nitratos entre 4,0 mg L⁻¹ e 20,0 mg L⁻¹, em locais onde consideraram mínimo o risco de contaminação das águas subterrâneas.

Este aspecto, foi também considerado por Marecos do Monte (1995), que refere que a reutilização de efluentes nitrificados, na rega de culturas ou de espaços verdes, com teores entre 5,0 mg N-NO₃⁻ e 30,0 mg N-NO₃⁻, pode constituir um risco moderado de contaminação das águas subterrâneas.

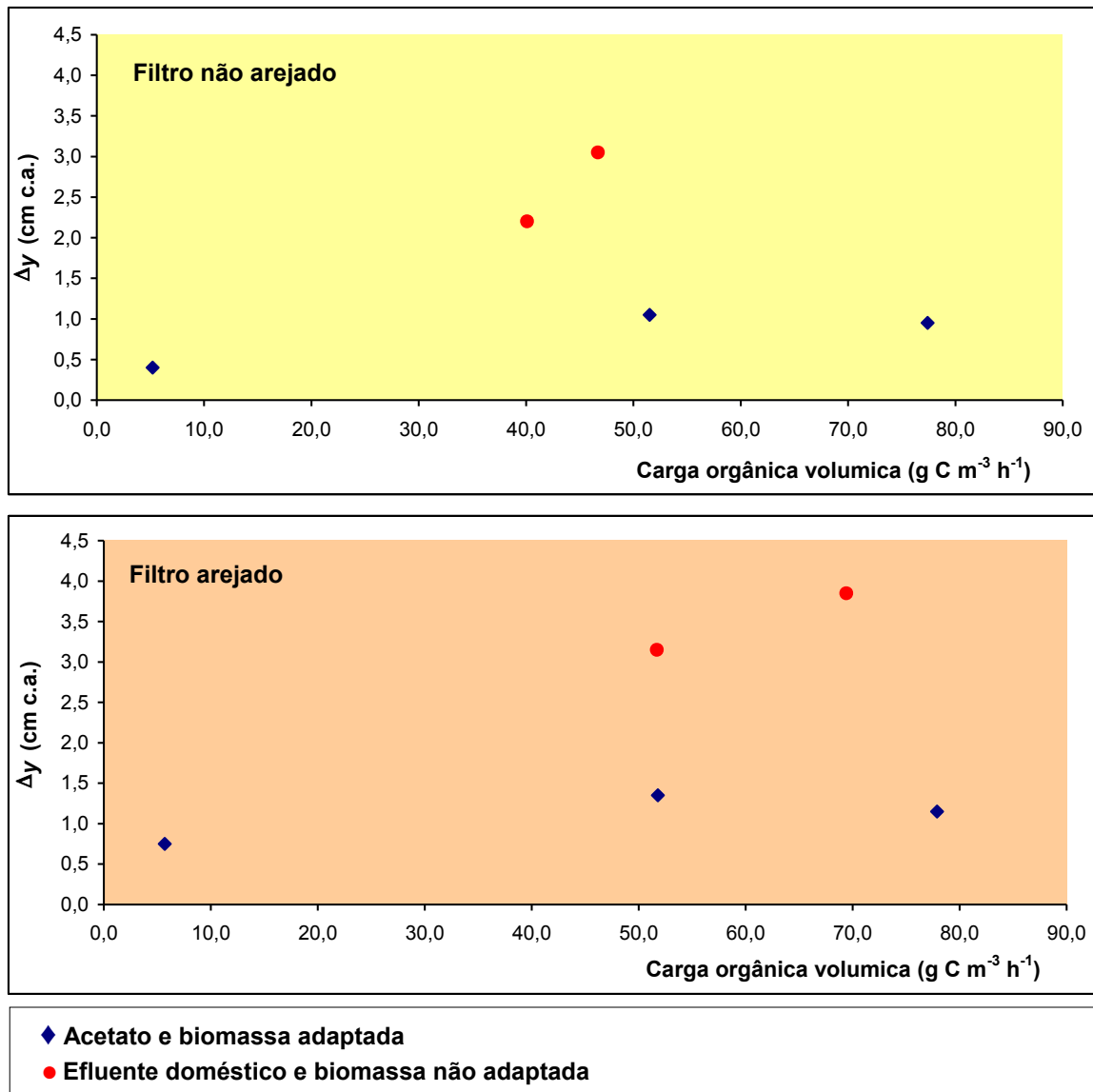


Figura 6.26. – Perda de carga máxima nos ensaios com acetato e com efluente doméstico, para diferentes condições de arejamento

Nestes termos, as actividades que poderão considerar-se mais adequadas para a reutilização do efluente doméstico tratado são a aplicação na agricultura, como corrector orgânico e fertilizante, a rega de espaços verdes, a lavagem de espaços públicos, a utilização doméstica e industrial, que não inclua contacto directo. A sua utilização para a recarga de aquíferos e utilizações domésticas e industriais, que não envolvam o seu consumo, deverão ser consideradas apenas após avaliação prévia da carga bacteriológica associada e dos possíveis riscos sanitários envolvidos.

As reutilizações consideradas poderão trazer, além da redução do impacte ambiental, diminuição da poluição provocada, benefícios associados à redução da captação de

água, preservando a sua disponibilidade, e ao interesse económico, ao nível da poupança, quer doméstica, quer industrial, quer para as entidades gestoras do recurso.

Os resultados, independentemente dos substratos e das cargas de carbono e azoto utilizadas, reflectem alterações do comportamento, e rendimento, do filtro face à alteração do *ciclo de operação* e à introdução de fonte suplementar de oxigenação. Nestes termos, à semelhança do proposto por Zhao *et al.* (1994) para o sistema de lamas activadas, o seu desempenho pode ser melhorado através da introdução de um sistema de arejamento intermitente que permita a oxigenação, favorecendo, por um lado, a remoção aeróbia de carbono e a nitrificação, e, por outro, a formação de condições anóxicas propícias à desnitrificação. O aumento da duração dos *ciclos de operação* poderá, também, permitir a melhoria do rendimento, quer em termos de nitrificação, em especial com o filtro arejado, quer de desnitrificação, na ausência de arejamento.

A utilização de filtros biológicos para o tratamento de águas apresenta-se vantajosa na redução de carbono, pelo que parece apenas adequado para a remoção de matéria orgânica, não eliminando, contudo, formas de azoto. A sua utilização, como complemento no tratamento de águas, pode ser considerado, em especial em águas com características como a da ribeira da Boidobra (ver Quadro IV.4. do Anexo IV, p. 388).

Assim, a utilização de filtros biológicos de leito compacto, para tratamento complementar de efluentes domésticos, pode ser considerada como um meio adequado para satisfazer os objectivos definidos no PNA, nomeadamente as medidas para o uso eficiente da água e a eficiência da rega e controlo das perdas. Poderá, também, constituir uma ferramenta de apoio à prossecução de objectivos do uso eficiente da água, enquadrados, ainda que parcialmente, no PEASAR (MAOT, 2000), que refere, nas suas linhas de acção, a promoção da poupança e uso eficiente da água, que se encontram explicitadas no Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (INAG, 2001).

7. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO

Conclusões

Os resultados do estudo das características hidrodinâmicas permitem concluir que, para os intervalos de velocidade de escoamento e de carga orgânica utilizados, ocorreu forte dispersão ao longo filtro, com maior amplitude na presença de biomassa e a cargas crescentes de carbono, podendo o escoamento considerar-se próximo do ideal fluxo pistão. A solução analítica do modelo *advecção-dispersão-reacção*, desenvolvida para o sistema *semi-infinito*, que admitiu uma condição de fronteira do *primeiro tipo de Dirichlet* a montante, foi a que melhor descreveu as curvas DTR para a distância máxima analisada (33,0 cm).

No entanto, para o troço superior do filtro (8,0 cm iniciais) a dispersão foi muito forte, tendo a solução analítica do modelo *N compartimentos em série* apresentado melhor ajustamento às curvas DTR, ou seja, o escoamento assumiu características particulares para zonas específicas.

Foram detectadas variações de dispersão, que podem ter influenciado o escoamento e a distribuição de substratos no filtro, as quais terão resultado da presença de zonas pouco irrigadas, de zonas de volume morto e de curto-circuito hidráulico. A primeira foi mais acentuada, com e sem biomassa no filtro, para velocidades superiores a $0,39 \text{ m h}^{-1}$, enquanto que as duas últimas foram mais significativas para velocidades inferiores a $0,39 \text{ m h}^{-1}$ e para as cargas orgânicas mais elevadas que foram testadas.

Constatou-se, ainda, do ponto de vista estatístico, que a carga orgânica volúmica influenciou significativamente os parâmetros caracterizadores da dispersão, embora a sua variação se tenha revelado independente da velocidade de escoamento aplicada.

Relativamente à remoção de residuais de carbono, comuns em efluentes domésticos tratados e em águas superficiais, os resultados permitiram concluir, para a gama de cargas orgânicas aplicadas ($5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ a $77,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) e de azoto amoniacal ($0,2 \text{ g NH}_4^+-\text{N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ a $38,7 \text{ g NH}_4^+-\text{N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) aplicadas, que o filtro utilizado permitia obter remoção carbonada, nitrificação e desnitrificação, a taxas de eliminação satisfatórias.

No entanto, para cargas inferiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e $1,5 \text{ g NH}_4^+-\text{N m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, independentemente das condições de operação ou da fonte de carbono utilizada, não se observou remoção de qualquer dos compostos, admitindo-se, em especial para a água superficial, que aquelas cargas impliquem purga de biomassa do sistema.

A remoção mais significativa, quer de carbono, quer de azoto amoniacal, foi observada no intervalo de cargas orgânicas médias de $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ a $77,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ e, em particular, quando o oxigénio dissolvido e a alcalinidade apresentavam concentrações superiores a $2,0 \text{ mg O}_2^- \text{ L}^{-1}$ e a $25,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente.

Por outro lado, conclui-se que a actividade nitrificante era favorecida quando o oxigénio dissolvido e a alcalinidade se encontravam a concentrações superiores a $2,0 \text{ mg O}_2^- \text{ L}^{-1}$ e $58,5 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente.

A remoção carbonada e a nitrificação foram, independentemente das condições de operação, do oxigénio disponível e do tipo substrato utilizado, mais elevadas no troço superior do filtro (8,0 cm iniciais), onde se observaram maiores produções de biomassa e uma camada de biofilme mais densa.

Os resultados permitiram, ainda, concluir que a remoção de formas oxidadas de azoto, essencialmente constituídas por nitratos, ocorreu por desnitrificação, quer na ausência, quer na presença de arejamento.

A adopção de uma segunda passagem pelo leito promoveu o incremento da remoção quer de carbono orgânico, quer de azoto amoniacal, para cargas orgânicas médias aplicadas superiores a $25,7 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, o mesmo não se verificando para cargas inferiores a $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Observação semelhante foi constatada para a utilização de arejamento do leito.

O arejamento permitiu aumentar a remoção de carbono e de azoto amoniacal, embora conduzindo a teores mais elevados de formas oxidadas de azoto, consequência do favorecimento de condições de nitrificação. Assim, para além de custos de operação mais elevados, em instalações que vierem a adoptar esta alternativa, a utilização de arejamento poderá implicar o recurso a uma etapa anóxica para desnitrificação, ou o uso de ciclos alternados (aeróbio/anóxico), havendo, portanto, que analisar as correspondentes consequências económicas.

Relativamente às condições de operação do filtro, conclui-se que a lavagem não afectou significativamente o seu rendimento, tendo sido, por outro lado, essencial para a remoção de biofilme em fase de decaimento e de lamas produzidas.

A remoção de sólidos, independentemente da sua concentração inicial e do tipo de operação utilizado, ocorreu a eficiências elevadas, permitindo concluir que a utilização deste tipo de filtro poderá dispensar a utilização de uma etapa de decantação final.

Perspectivas de trabalho futuro

Como perspectivas de trabalho futuro resumem-se, seguidamente, as principais ideias que decorrem da realização do presente estudo:

- Desenvolvimento de uma solução analítica da equação de advecção-dispersão-reacção, de acordo com a função proposta para a condição de fronteira a montante (Eq. (6.1), p. 213), para o estudo das características hidrodinâmicas em filtros biológicos com leito imerso.
- Identificação dos géneros e espécies microbiológicas presentes no meio, ao longo da altura leito, que poderão fornecer informações complementares sobre a localização das actividades de remoção carbonada (em ambiente aeróbio, anóxico ou anaeróbio), de nitrificação e de desnitrificação.
- Operação do filtro com ciclos de arejamento intermitente, de forma a otimizar a remoção simultânea de carbono e azoto com a potencial redução de custos energéticos.
- Realização de ensaios adicionais com formas oxidadas de azoto, de forma a melhor compreender a extensão dos mecanismos de nitrificação e nitrificação/desnitrificação, na presença e na ausência de arejamento, respectivamente.
- Desenvolvimento de um modelo cinético que inclua o possível efeito da resistência à difusão de substrato para o interior do biofilme, bem como a remoção de substratos de difícil biodegradação eventualmente associados a residuais de carbono e de azoto.
- Adopção de alimentação escalonada, em diferentes pontos do filtro, de forma a provocar uma colonização mais homogénea do leito, com o estudo dos mecanismos de remoção de carbono e de azoto.
- Ampliação do estudo a outros tipos de substratos residuais que são usuais em efluentes domésticos de ETAR (e.g. formas oxidadas de fósforo).

BIBLIOGRAFIA

1. Akunna J., Bizeau C., Moletta R., Bernet N. e Héduit A (1994). Combined organic carbon and complete nitrogen removal using anaerobic and aerobic upflow filters. *Water Science and Technology*, V. 30, N.º 12, pp. 297-306.
2. Amoreira J. (2002). Medições e erros. Textos de apoio do Dep. de Física, Universidade da Beira Interior, Covilhã, 32 pp.
3. APHA (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19ª Edição, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington DC, EUA, 1 220 pp.
4. Appelo C. e Postma D. (1993). Geochemistry, groundwater and pollution. A. A. Balkema, Roterdão, Holanda, 536 pp.
5. Arceivala S. (1986). Wastewater treatment for pollution control. 1ª Edição, Marcel Dekker, Inc., New York, EUA, 534 pp.
6. Arceivala S. (1981). Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control. 1ª Edição, Marcel Dekker, Inc., New York, EUA, 892 pp.
7. Arvin E. e Harremoes P. (1990). Concepts and models for biofilme reactor performance. *Water Science and Technology*, V. 22, Nº 1/2, pp. 171-192.
8. Avnimelech Y., Diab S. e Kochba M. (1993). Development and evaluation of a biofilter for turbid and nitrogen rich irrigation water. *Water Research*, V.27, Nº 5, pp. 785-790.
9. Bang D., Watanabe Y. e Noike T. (1995). Na experimental study on aerobic denitrification with polyvinyl alcohol as a carbon source in biofilms. *Water Science and Technology*, V. 32, Nº 8, pp. 235-242.
10. Barros M., Mesquita M., Silva M. e Vieira P. (1995) Laboratórios de águas e resíduos. Série sobre Gestão de Sistemas de Saneamento Básico, Volume 11, MARN/LNEC, Lisboa, 182 pp.
11. Bear J. e Verruijt A. (1998). Modeling groundwater flow and pollution. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holanda, 414 pp.
12. Bedient P., Rifai H. e Newell C. (1999). Ground water contamination - transport and remediation. 2ª Edição, Prentice Hall PTR, New Jersey, EUA, 604 pp.
13. Boller M., Gujer W. e Tschui M. (1994). Parameters affecting nitrifying biofilme reactors. *Water Science and Technology*, V. 29, Nº 10/11, pp. 1-11.

14. Bothe H., Jost G., Scheoter M., Ward D. e Witzel K. (2000). Molecular analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. *FEMS Microbiology Reviews*, V. 24, pp. 673-690.
15. Brenner H. (1962). The diffusion model of longitudinal mixing in beds of finite length. Numerical values. *Chemical Engineering Sciences*, V. 17, pp. 229-243.
16. Canler J. e Perret J. (1994). Biological aerated filters: assessment of the process based on 12 sewage treatment plants. *Water Science and Technology*, V. 29, N° 10/11, pp. 13-22.
17. Campos T. (2001). Aspectos teóricos e práticos de contaminação de águas subterrâneas: estudo de campo e laboratório. *in Conferência de Geotecnia ambiental sobre contaminação de solos e de águas subterrâneas*, 18 a 19 de Novembro 2001 FEUP, Porto.
18. Carley B. e Mavinic D. (1991). The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate. *Research Journal of Water Pollution Control Federation*, V. 63, N° 1, pp. 51-59.
19. Chapra S. (1997). Surface water-quality modeling. McGraw-Hill, New York, EUA, 844 pp.
20. Charbeneau R. (2000). Groundwater hydraulics and pollutant transport, Prentice Hall PTR, New Jersey, EUA, 593 pp.
21. Chen Y. e Bungay H. (1981). Microelectrode studies of oxygen transfer in trickling filter slimes. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 23, pp. 781-792.
22. Chui P., Terashima Y., Tay J. e Ozaki H. (1996). Performance of a partly aerated biofilter in the removal of nitrogen. *Water Science and Technology*, V. 34, N.º 1/2, pp. 187-194.
23. Cloete T. e Muyima N. (1997). Microbial community analysis: the key to the design of biological wastewater treatment systems. Scientific and technical report N°. 5, IAWQ, Londres, Inglaterra, 98 pp.
24. Cox H. e Deshusses M. (2000). Innovative experimental setup for the parallel operation of multiple bench scale biotrickling filters for waste air treatment. *Environmental Technology*, V. 21, pp. 427-435.
25. Criddle C., Alvarez L. e McCarty P. (1991). Microbial processes in porous media. *in* Bear J. & Corapcioglu (Eds.) Transport processes in porous media, Kluwer Academic Publ., Holanda, pp. 639-691.

26. Crites R. e Tchobanoglous G. (1998). Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill International Edit., New York, EUA, 1 084 pp.
27. Curk B., Obal M., Veselic M. e Kogovsek J. (1997). Laboratory tracer experiments in carbonate porous media from. In *Proceedings of Tracer Hydrology 97*, International Symposium on Water Tracing, Portoroz, Eslovénia, 26-31 Maio de 1997, pp. 19-26.
28. de Nardi I., Zaiat M. e Foresti E. (1999). Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. *Bioprocess Engineering*, V. 21, Nº 5, pp 469-476.
29. DGA (2001). Relatório do estado do ambiente 2000. Direcção Geral do Ambiente, MAOT, Lisboa, 47 pp.
30. DGQA (1989). Manual de tecnologias de saneamento básico apropriadas a pequenos aglomerados. Direcção Geral da Qualidade do Ambiente, Lisboa, 324 pp.
31. Dircks K., Pind P., Mosbaek H. e Henze M. (1999). Yield determination by respirometry - The possible influence of storage under aerobic conditions in activated sludge. *Water SA*, V. 25, Nº. 1, pp. 69-74.
32. Domingos I. J. (1999). Contribuição para o estudo da biodegradação aeróbia de ácido abiético e terpineol. Tese de Doutoramento em Engenharia Sanitária, FCT, Universidade Nova de Lisboa, Monte de Caparica, 263 pp.
33. Drolka M., Plazl I. e Koloini T. (2001). The results of mathematical model and pilot plant research of wastewater treatment. *Chemical Biochemical*, V. 15, Nº 2, pp. 71-74.
34. Drysdale G., Kasan H. e Bux F. (1999). Denitrification by heterotrophic bacteria during activated sludge treatment. *Water SA*, V. 25, No. 3, pp. 357-362.
35. EPA (2000). Wastewater technology fact sheet. Trickling filters. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 832-F-00-014, Washington, EUA, 7 pp.
36. Farabegoli G., Gavasci R., Lombardi F. e Romani F. (2003) Denitrification in Tertiary Filtration: Application of an Up-Flow Filter. *Journal of Environmental Science and Health, Part A - Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, V. 38 , Nº. 10, pp. 2169 – 2177.
37. Fdz-Polanco F., Garcia P. e Villaverde S. (1996). Adsorption and diffusion effects on the residence time distribution of submerged biofilters. *Environmental Technology*, V. 17, pp. 687-696.

38. Fogler H. (1999). Elements of chemical reaction engineering. Bk&cdr, 3ª Edição, Prentice Hall Inc., New Jersey, EUA, 967 pp.
39. Fonseca A. F. (2000). Contribuição para o estudo do efeito do pH no processo de desnitrificação. Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária, FCT, Universidade Nova de Lisboa, Monte de Caparica, 137 pp.
40. Furumai H. e Rittmann B. (1994). Interpretation of bacterial activities in nitrification filters by a biofilm model considering the kinetics of soluble microbial products. *Water Science and Technology*, V. 30, Nº 11, pp. 147-156.
41. Garrido J., Campos J., Méndez R. e Lema J. (1997). Nitrous oxide production by nitrifying biofilms in a biofilme airlift suspension reactor. *Water Sciences and Technology*, V. 36, Nº 1, pp. 157-163.
42. Gonçalves F. e Oliveira F. (1996). Improving the effluent quality of facultative stabilization ponds by means of submerged aerated biofilters. *Water Science and Technology*, V. 33, Nº 3, pp. 145-152.
43. Gonçalves F., Nogueira F., Le Grand L. e Rogalla F. (1994). High rate biofilters: simultaneous phosphorus precipitation and nitrogen removal. *Water Science and Technology*, V. 30, Nº 11, pp. 1-12.
44. Grady Jr W., Daigger G. e Lim H. (1999). Biological wastewater treatment. 2ª Edição, Marcel Decker, Basel, Suíça, 1 076 pp.
45. Gray N. e Learner M. (1984). Comparative pilot-scale investigation into uprating the performance of percolating filters by partial medium replacement. *Water Research*, V. 18, Nº 4, pp. 409-422.
46. Gupta A. e Gupta K. (2001). Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. *Water Research*, V. 35, Nº 7, pp. 1714-1722.
47. Hagedorn-Olsen C., Moller I., Tottrup H. e Harremoes P. (1994). Oxygen reduces denitrification in biofilme reactors. *Water Science and Technology*, V. 29, Nº 10/11, pp. 83-91.
48. Hamoda M. (1989): Kinetic analysis of aerated submerged fixed-film (ASFF) bioreactors. *Water Research*, V. 23, Nº 9, pp. 1147-1154.
49. Harremoes P. (1994). Biofilm kinetics and reactor performance. Proceedings of *EERO Seminar*, Luzern, Dinamarca, 11 de Fevereiro, 32 pp.

50. Harremoës P. (1976). The significance of pore diffusion to filter denitrification. *Journal of Pollution Control Federation*, V. 48, pp. 377-388.
51. Heijnen J. e van Dijken J. (1992). In search of a thermodynamic description of biomass yields for the chemotrophic growth of microorganisms. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 39, pp. 833-858.
52. Heijnen J., van Loosdrecht M. e Tijhuis L. (1992). A black box mathematical model to calculate auto- and heterotrophic yields based on Gibbs energy dissipation. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 40, pp. 1139-1154.
53. Henze M. (1994). Process modeling and plant design for biological nutrient removal treatment plants. Proceedings da Conferência em *Design and operational experience of treatment plants for nutrient removal*, Perugia, Italia, pp. 23-41.
54. Henze M., Grady Jr. C., Gujer W., Marais G. e Matsuo T. (1987). Activated sludge model N° 1. Scientific and Technical report N° 1. Londres, Inglaterra.
55. Henze M., Harremoës P., Jansen J. e Arvin E. (1997). Wastewater treatment - Biological and chemical processes. 2ª Edição, Springer-Verlag, Berlim, Alemanha, 383 pp.
56. Her J. e Huang j. (1995). Influence of carbon source and C/N ration on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 54, pp. 45-51.
57. INAG (2002). Anuário de qualidade da água superficial. Instituto da Água, MAOT, Lisboa.
58. INAG (2001a). Programa nacional para o uso eficiente da água. ISA/LNEC, Instituto da Água, MAOT, Lisboa, 210 pp.
59. INAG (2001b). Plano Nacional da Água. Volume I, Versão para consulta pública, Instituto da Água, MAOT, Lisboa.
60. INAG (2001c). Plano Nacional da Água. Volume II, Versão para consulta pública, Instituto da Água, MAOT, Lisboa.
61. INAG (2000). Águas residuais urbanas. Relatório síntese. Instituto da Água, MAOT, Lisboa (consultado on-line em http://snirh.inag.pt/snirh/dados_sintese/insb/insb.html).
62. Insel G., Orhon D., Vanrolleghem P. e Henze M. (2002). Important limitations in the modeling of activated sludge - biased calibration of the hydrolysis process. *Water Science and Technology*, V. 45, N° 12, pp. 23-36.

-
63. Janning F. e Harremoes P. (1995). Kinetics in a full scale submerged denitrification filter. *in New and emerging environmental technologies and products for wastewater treatment and stormwater collection*. Proceedings of the WEF Seminar, Alexandria, USA, 4-7 June 1995, pp. 11.1-11.11.
 64. Jiménez B., Noyola A., Capdeville B., Roustan M. e Faup M. (1988). Design Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. *Water Research*, Vol. 22, N° 10, pp. 1253-1257.
 65. Jiménez B. e Buttron G. (1996). Comparison between three secondary effluents in tertiary high rate filtration. *Environmental Technology*, V. 17, pp. 987-995.
 66. Jones W., Schroeder E. e Wilderer P. (1990). Denitrification in a batch wastewater treatment system using sequestered organic substances. *Journal Water Pollution Control Federation*, V. 62, pp. 259 – 267.
 67. Karamanev D., Belanger M. e Chavarie C. (1994). Hydrodynamic characteristics of a trickling bed of peat moss used for biofiltration of wastewater. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, V. 72, N° 6, pp. 411-417.
 68. Kissel J., McCarty P. e Street R. (1984). Numerical-simulation of mixed-culture biofilm. *Journal of Environmental Engineering*, V. 110, pp. 393 – 411.
 69. Koenig A. e Liu L. (2001). Kinetic model of autotrophic denitrification in sulphur packed bed reactors. *Water Research*, V. 35, N° 8, pp. 1969-1978.
 70. Kuo W., Sneve M. e Parkin G. (1996). Formation of soluble microbial products during anaerobic treatment. *Water Environment Research*, V. 68, N.º 3, pp. 279-285.
 71. Leitão T., Smets S., van Beek C. e Ferreira J. (2001). Migration of heavy metals in saturated porous media – Simulation in laboratory experiments. *in Conferência de Geotecnia ambiental sobre contaminação de solos e de águas subterrâneas*, 18 a 19 de Novembro 2001, FEUP, Porto, pp. 45-63.
 72. Lemos F., Lopes J. e Ribeiro F. (2002). Reactores químicos. IST, Lisboa, 282 pp.
 73. Lencastre A. (1996). Hidráulica geral. Edição Luso-Brasileira, Lisboa, 651 pp.
 74. Levenspiel O. (1986). The chemical reactor omnibook. O. S. U., Book Store Inc, New York, EUA, 720 pp.
 75. Levine A., Tchobanoglous, G. e Asano, T. (1985). Characterisation of the size distribution of contaminants in wastewater: treatment and reuse implications. *Journal Water Pollution Control Federation*, V. 57, nº 7, pp. 805 – 816.

76. Lindstron F., Haque R., Freed V. e Boersma L.(1967). Theory on th movement of dome herbicides in soils: linear diffusion and convection o chemicals in soils. *Environmental Sciences*, V. 1, 561-565.
77. LNEC/DGA (1991). Seminário sobre ETAR. APESB/DGA/EWPCA/LNEC, Lisboa, 12 a 13 de Março de 1991.
78. Lu S., Imai T., Ukita M., Sekine M., Higuchi T. e Fukagawa (2001). A model for membrane bioreactor process based on the concept of formation and biodegradation of SMP. *Water Research*, Vol. 35, Nº 8, pp. 2038-2048.
79. Mange P. e Gros H. (1990) Traitment biologique d'eaux usees communales par biofiltration sur materiau granuleux et nitrification sur support immerge. *Water Science and Technology*, V. 22, Nº. 1/2, pp. 293-303.
80. Mano A. (1997). Tratamento biológico e remoção de nutrientes de águas residuais. In Seminário sobre *Tratamento Biológico de Águas Residuais*, LNEC, Lisboa, 13 de Novembro de 1997, 19 pp.
81. Mano A. P. (1996). Contribuição para o estudo do processo de desnitrificação em reactores biológicos de filme fixo. Tese de Doutoramento em Engenharia Sanitária, FCT, Universidade Nova de Lisboa, Monte de Caparica, 317 pp.
82. Marecos do Monte M. (1995). Reutilização de efluentes do tratamento d águas residuais. Direcção-Geral de Saúde, Ministério da Saúde, Maio 1995, 74 pp.
83. Martins A. M. (1998). Contribuição para o estudo dos efeitos do oxigénio dissolvido e do excesso de carbono no processo de desnitrificação. Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária, FCT, Universidade Nova de Lisboa, Monte de Caparica, 188 pp.
84. McBean E. e Rovers F. (1998) Statistical procedures for analysis of environmental monitoring data & risk assessment. Prentice-Hall Inc., New Jersey, EUA, 313 pp.
85. Metcalf e Eddy (1991) Wastewater engineering - Treatment, disposal and reuse. 3ª Edição, McGraw Hill International Editions, Ney York, USA, 1 338 pp.
86. MAOT (2000). Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2000 – 2006). Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa, 143 pp.
87. Monod J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annu. Review Microbiology*, V. 3, pp. 371-394.

88. Morgan-Sagastume J. M., Jiménez B. e Noyola A. (1999). Alternative index for interpretation of RTD curves. *Journal of Environmental Engineering*, V. 125, Nº. 3, pp. 290-294.
89. Moura C. (2001). Mobilidade de contaminantes orgânicos voláteis em solos não saturados. *in Conferência de Geotecnia ambiental sobre contaminação de solos e de águas subterrâneas*, 18 a 19 de Novembro 2001, FEUP, Porto, pp. 87-113.
90. Nabizadeh R., Mesdaghinia A., Nasser S., Mahvi A. e Shariat M. (2000). Analyzing flow characteristics and influence of biological growth on dispersion in aerated submerged fixed-film reactors (ASFFR). *Biofilm Journal*, V. 5, Paper 1, pp. 1-10.
91. Namkung E., Stratton R. e Rittmann B. (1983). Predicting removal of trace organic compounds by biofilms. *Journal of Water Pollution Control Federation*, V. 35, Nº 11, pp. 1366-1372.
92. Namkung E. e Rittmann B. (1987). Modeling bisubstrate removal by biofilms. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 29, pp. 269-278.
93. Narang A., Konopka A. e Ramkrishna D. (1997). New patterns of mixed-substrate utilization during batch growth of *Escherichia coli* K12. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 55, Nº. 5, pp. 747-756.
94. Nicoll E. (1988) Small water pollution control works: Design and practice. Ellis Horwood Limited, John Wiley e Sons, Sussex, Inglaterra, 502 pp.
95. Neter J., Kutner M., Nachtshein C. e Wasserman W. (1996) Applied linear statistical models. Irwin Publishers, Chicago, EUA, 1408 pp.
96. Nogueira R., Melo L., Purkhold U., Wuertz S. e Wagner M. (2002). Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilme reactors: effects of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. *Water Research*, V. 36, pp. 469-481.
97. Nogueira R., Lazarova V., Manem J. e Melo L. (1998). Influence of dissolved oxygen on the nitrification kinetics in a circulating bed biofilme reactor. *Bioprocess Engineering*, V. 19, pp. 441-449.
98. Noguera D., Okabe S e Picioreanu C. (1999). Biofilm modelling: present status and future directions. *Water Science and Technology*, V. 39, Nº 7, pp. 273-278.
99. Noguera D., Araki N. e Rittmann B. (1994). Soluble microbial products (SMP) in anaerobic chemostats. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 44, pp. 1040-1047.

100. Nouvion N., Block J. e Faup G. (1987) Effect of biomas quantity and activity on TOC removal in a fixed-bed reactor. *Water Research*, V. 21, Nº. 1, pp. 35-40.
101. Nunes L. (1998). Estimativa do campo de permeabilidades potenciais e dos tensores de macrodispersividades em aquíferos heterogéneos a partir de informação geofísica. Tese de Mestrado em Georecursos, IST, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 154 pp.
102. Ogata A. e Banks R. (1961). A Solution of the Differential equation of Longitudinal Dispersion in Porous Media. *U. S. Geol. Survey*, Paper 411-A, 7 pp.
103. Okey R. e Albertson O. (1989). Evidence for oxygen-limiting conditions during tertiary fixed-film nitrification. *Journal of Water Pollution Control Federation*, V. 61, Nº4, pp. 511-519.
104. Orr P. e Lawty R. (1990). Operating experience with large random packed biofilm reactors. *Water Science and Technology*, V. 22, Nº 1/2, pp. 203-214.
105. Parker W., Monteith H. e Melcer H. (1996). VOCs in packed film processes. I: pilot studies. *Journal of Environmental Engineering*, V. 122, Nº 7, pp. 557-570.
106. Pinheiro I. M. (2002). Controlo estatístico de qualidade em sistemas de águas residuais. Tese de Mestrado em Probabilidades e Estatística, FC, Universidade de Lisboa, Lisboa, 110 pp.
107. Piter P. e Chudoba J. (1990). Biodegradability of organic substances in the aquatic environment. CRC Press, Florida, EUA, 306 pp.
108. Quintela A. (2000). Hidráulica. 7ª Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 539 pp.
109. Rahmani H., Rols J., Nguyen K. e Capdville B. (1992). Etude du processe de denitrification dans un biofiltro de puzzolane. 12ª reunião de coordenação do projecto STEP (CT 90-0082) intitulada *Optimization des processus et procedu biologiques de conversion des pollutions aqueuses azotéd*, Lisboa, 13-14 Fevereiro de 1992.
110. Rangaiah G. e Krishnaswamy P. (1990). Application of time domain curve-fitting to parameter estimation in RTD models. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, V. 23, Nº 2, pp. 124-130.
111. Riemer M., Kristensen G. H. e Harremoes P. (1980). Residence time distribution in submerged biofilters. *Water Research*, V. 14, pp. 949-958.

112. Rittmann B. (1993). The significance of biofilms in porous media. *Water Resources*, V. 29, N° 7, pp. 2195-2202.
113. Rittmann B. (1982). Comparative performance of biofilms reactor types. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 24, pp. 1341-1370.
114. Rittmann B. e Brunner C. (1984): The nonsteady-state-biofilm process for advanced organics removal. *Journal of Water Pollution Control Federation*, V. 56, N° 7, pp. 875-880.
115. Rittmann B., Crawford L., Tuck C. e Namkung E. (1986). In situ determination of kinetic parameters for biofilms: Isolation and characterization of oligotrophic biofilms. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 28, pp. 1753-1760.
116. Rittmann B. e Langeland W. (1985). Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditches. *Journal of Water Pollution Control Federation*, V. 57, N° 4, pp. 300-308.
117. Rittmann B. e McCarty P. (1980a): Model of steady-state-biofilm kinetics. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 22, pp. 2343-2357.
118. Rittmann B. e McCarty P. (1980b): Design of fixed-film processes with steady-state-biofilm model. *Progress Water Technology*, V. 12, pp. 271-281.
119. Robertson L., Cornelisse R., Vos P., Hadjoetomo R. e Kuenen J. (1989). Aerobic denitrification in various heterotrophic nitrifiers. *Antonie van Leeuwenhoek*, V. 56, pp. 289-299.
120. Rogalla F., Payraudeau M., Bacquet G., Boubigot M., Sibony J. e Gilles P. (1990). Nitrification and phosphorus precipitation with biological aerated filters. *Research Journal of Water Pollution Control Federation*, V. 62, N° 2, pp.169-176.
121. Ros M. e Mejac B. (1991). Treatment of wastewater in an upflow packed-bed reactor. *Water Science and Technology*, V. 24, N° 7, pp. 81-88.
122. Rusten B. (1984). Wastewater treatment with aerated submerged biological filters. *Journal Water Pollution Control Federation*, V. 56, N° 5, pp. 425-431.
123. Saez P. e Rittmann B. (1990). Error analysis of limiting-case solutions to the steady-state biofilm model. *Water Science and Technology*, V. 24, No. 10, pp. 1181-1185.
124. Sáez P. e Rittmann (1988). Improved pseudoanalytical solution for steady-state biofilm kinetics. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 32, pp. 379-385.

125. Santamaria J., Herguido J., Menéndez M. e Monzón A. (1999) Ingeniería de reactores. Editorial Síntesis SA, Espanha, 347 pp.
126. Santana F. P. (1986). Contribuição para o estudo da modelização de reactores biológicos de biomassa fixa (Discos Biológicos). Tese de Doutoramento em Engenharia Sanitária, FCT, Universidade Nova de Lisboa, Monte de Caparica, 317 pp.
127. Santos D., Sousa P. e Pereira L. (1999). Calibração do modelo OPUS para um solo de aluvião na presença de toalha freática sub-superficial. *Recursos Hídrico*, V. 20, Nº 2, pp. 71-81.
128. Sayer C., McCarty P. e Parkin G. (2002) Chemistry for environmental engineering. 5ª Edição, McGraw-Hill International Editions, Singapura, 768 pp.
129. Sen A. e Srivastava M. (1990). Regression analysis theory, methods and applications. Springer, New York, EUA, 347 pp.
130. Seto M. e Alexander M. (1985). Effect of bacterial density and substrate concentration on yield coefficients. *Applied and Environmental Microbiology*, V. 50, Nº 5, pp. 1132-1136.
131. Shanableh A., Abeysinghe e Huazi A (1997). Effect of cycle duration on phosphorus and nitrogen transformation in biofilters. *Water Research*, V. 31, Nº. 1, pp. 149-153.
132. Sherrod P. (2001) NLREG – Non linear regression analysis. S&H Computer Systems, Inc., Nashville, EUA, 70 pp.
133. Silva G., Franson R. e Gonçalves R. (2003). Filtros biológicos percoladores para pós-tratamento de efluentes anaeróbios em pequenas comunidades. In *Actas do XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*, comunicação IV – 21, Joinville, Santa Catarina, Brasil, 6 pp.
134. Smith L., McCarty P. e Kitanidis P. (1998). Spreadsheet method for evaluation of biochemical reaction rate coefficients and their uncertainties by weighted nonlinear least-squares analysis on the integrated Monod equations. *Applied and Environmental Microbiology*, V. 64, Nº 6, pp. 2044 – 2050.
135. Simunek J., van Genuchten M., Sejna M., Toride N. e Leij F. (1999) The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. Versão 1 & 2, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, EUA, 20 pp.

136. Singh S. (2003). Estimating dispersion coefficient and porosity from soil-column tests. *Journal of Environmental Engineering*, V. 128, N° 11, pp. 1 095-1 099.
137. Sousa E. e Sobey I. (2002). On the influence of numerical boundary conditions. *Applie Numerical Mathematics*, V. 41, pp. 325-344.
138. Stewart P. (1998): A review of experimental measurements of effective diffusive permeabilities and effective diffusion coefficients in biofilms. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 59, pp. 261-272.
139. Stratton R., Namkung E. e Rittman B. (1983). Secondary utilization of trace organics by biofilms on porous media. *Journal of American Works Association*, Setembro de 1983, pp. 463-469.
140. Suidan M., Rittman B. e Traegner U. (1987). Criteria establishing biofilme-kinetic types. *Water Research*, V. 21, N° 4, pp. 491-498.
141. Tay J. e Show K. (1998). Media-induced hydraulic behaviour and performance of upflow biofilters. *Journal of Environmental Engineering*, V. 124, N° 8, pp. 720-729.
142. Tijhuis L., van Loosdrecht M. e Heijnen J. (1994). Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnology Bioengineering*, V. 44, pp. 595-608.
143. Toettrup H., Rogalla F., Vidal A. e Harremoes P. (1994). The treatment trilogy of floating filters: from pilot to prototype to plant. *Water Science and Technology*, V. 29, N° 10/11, pp. 23-32.
144. van Briesen J. e Rittmann B. (2000). Mathematical description of microbiological reactions involving intermediates. *Biotechnology and Bioengineering*, V. 67, pp. 18-52.
145. van der Toorn (1987) A biological approach to water purification. I – theoretical aspects. *Aquatic Mammals*, V. 3, pp. 83-92.
146. van Genuchten M. e Parker J. (1984). Boundary conditions for displacement experiments through short laboratory soil columns. *Journal of the Soil Science Society of America*, V. 48, N° 4, pp. 703-708.
147. van Genuchten M. e Alves W. (1982). Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. Technical Bulletin N° 1661. Agricultural Research Service. USDA Riverside, California, EUA, 149 pp.

148. van Genuchten M. (1980). Determining transport parameters from solute displacement experiments. Research Report No. 118, Agricultural Research Service, USDA Riverside, California, USA, 27 pp.
149. van Loosdrecht M., Tjihuis L., Wijdieks A. e Heijnen J. (1995). Population distribution in aerobic biofilms on small suspended particles. *Water Science and Technology*, V. 31, Nº 1, pp. 163-171.
150. Vanhooren H. (2002). Modelling for optimisation of biofilme wastewater treatment processes: a complexity compromise. Tese de doutoramento, Universidade de Gent, Bélgica, 256 pp.
151. Vargas Jr E., Campos J., Silva J. e Telles I. (2001). Aspectos da modelagem numérica do transporte de contaminantes. *in Conferência de Geotecnia ambiental sobre contaminação de solos e de águas subterrâneas*, 18 a 19 de Novembro 2001 FEUP, Porto, pp. 65-86.
152. Viera M. e Melo L. (1999). Intrinsic kinetics of biofilms formed under turbulent flow and low substrate concentrations. *Bioprocess Engineering*, V. 20, pp. 369-375.
153. Villaverde S., Fdz-Polanco F. e Garcia P. (2000). Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters start-up influence. *Water Research*, V. 34, Nº 2, pp. 602-610.
154. Visvanathan C. e Nhien T. (1995). Study on aerated biofilter process under high temperature conditions. *Environmental Technology*, V. 16, Nº 4, pp. 301-314.
155. Wanner O. e Gujer W. (1985). Competitions in biofilms. *Water Science & Technology*, V. 17, Nº. 2/3, pp. 27-44.
156. Weber Jr W. e DiGiano F. (1996). Process dynamics in environmental systems. John Willey & Sons Inc., Toronto, Canada, 943 pp.
157. Wik T. (1999). On modelling the dynamics of fixed biofilme reactotrs. Tese de doutoramento, Universidade de Chalmers, Gotemburgo, Suécia, 197 pp.
158. Williamson K. e McCraty P. (1976). Verification studies of the biofilme model for bacterial substrate utilization. *Journal of Water Pollution Control Federation*, V. 48, Nº 2, pp. 281-296.
159. WPCF (1994). O & M of trickling filters, TBCs, and related processes. Water Pollution Control Federation, Alexandria, EUA, 140 pp.
160. WPCF (1996) Operation of municipal wastewater treatment plants. Manual of Practice 11, 5ª Edição, WEF, Alexandria, EUA, 400 pp.

161. Zarook S., Shaikh A. e Azam S. (1998). Axial dispersion in biofilters. *Biochemical Engineering Journal*, V. 1, pp. 77-84.
162. Zhang T. e Bishop P. (1994). Experimental determination of the dissolved oxygen boundary layer and mass transfer resistance near the fluid-biofilm interface. *Proceedings of 17th Biennial International Conference*, 24-29 Julho 1994, Budapeste, Hungria, pp. 297-306.
163. Zhao H., Isaacs S., Soeberg H. e Kummel M. (1994). A novel strategy for improved nitrogen removal in an alternating activated sludge process – part 1: process analysis. *Water Research*, V. 28, p p521-534.

LISTA DE COMUNICAÇÕES EM ENCONTOS TÉCNICO CIENTÍFICOS

Seguidamente apresentam-se as publicações mais importantes realizados no âmbito deste trabalho.

ANEXOS

This is not the end.
It is not even the beginning of the end.
But it is the end of the beginning.

Winston Churchill

ANEXO I: Resultados de ensaios de adsorção para o sistema sólido-líquido, curvas de calibração para o Azul Dextran e avaliação do regime de escoamento no filtro

I.1. Avaliação da adsorção do *Azul Dextran* no meio de enchimento

Prepararam-se soluções concentradas de 25,0 mg L⁻¹, 50,0 mg L⁻¹, 100,0 mg L⁻¹, 150,0 mg L⁻¹, 200,0 mg L⁻¹, 250,0 mg L⁻¹ e 300,0 mg L⁻¹ de *Azul Dextran* em água destilada e um branco (só água destilada). Colocou-se 40,5 mL de pozolana, previamente pesada, e 50,0 mL de cada uma das soluções em frascos de 100,0 mL de forma a obter uma relação sólido/líquido de 0,81 (semelhante à utilizada no leite). Determinou-se a absorvância inicial de cada uma das soluções.

Os frascos foram agitados durante 24,0 horas à temperatura de 20,0 °C ± 1,0 °C, tal como sugerido por Leitão *et al.* (2001), tendo-se avaliado a absorvância final em cada uma das oito amostras. Para a estimativa das concentrações iniciais (C₀) e finais (C_f) de *Azul Dextran* a partir dos valores de absorvâncias, foi utilizada a curva de calibração correspondente, apresentada no Quadro I.2. A quantidade de massa adsorvida por unidade de massa de meio de enchimento (C_s) em cada frasco foi calculada através da seguinte expressão (Leitão *et al.*, 2001):

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

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

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

Quadro I.1. – Resultados do ensaio de adsorção

C ₀ (mg L ⁻¹)	M _{MS} (kg)	C _f (mg L ⁻¹)
0,0	0,0303	0,0
28,7	0,0295	27,8
50,3	0,0295	48,7
100,3	0,0293	99,5
153,7	0,0300	151,2
203,7	0,0292	202,0
250,3	0,0296	245,3
307,0	0,0305	303,7

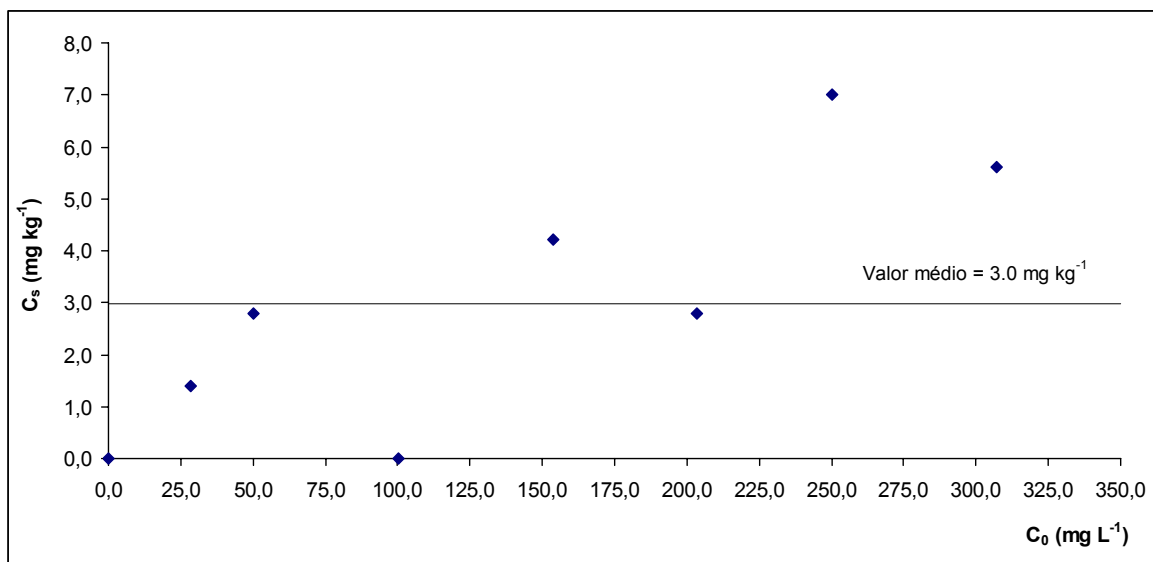


Figura I.1. – Adsorção do *Azul Dextran* na pozolana para várias concentrações em solução

I.2. Curvas de calibração para o *Azul Dextran*

No Quadro I.2. apresentam-se as absorvâncias, lidas ao comprimento de onda de 610 nm, correspondentes ao intervalo de concentrações de *Azul Dextran* entre 0,0 mg L⁻¹ e 300,0 mg L⁻¹, bem como as respectivas curvas de calibração.

Quadro I.2. – Resultados dos ensaios para a definição das curvas de calibração

Azul Dextran (mg L ⁻¹)	Absorvâncias (nm)	
	Ensaio de adsorção	Ensaio de traçagem
0,0	0,000	0,000
25,0	0,016	0,018
50,0	0,029	0,034
75,0	0,044	0,050
100,0	0,058	0,067
125,0	0,071	0,083
150,0	0,085	0,099
175,0	0,099	0,115
200,0	0,112	0,131
250,0	0,140	0,163
300,0	0,168	0,193
R ² :	0,999	0,999
a1:	0,001	0,001
a2:	0,002	0,002

Nota: Absorvância = a1 x (concentração de *Azul Dextran*) + a2

As curvas e calibração foram utilizadas para estimar as concentrações de *Azul Dextran* nos ensaios, quer para avaliar a adsorção do traçador aos grãos de pozolana, quer de traçagem.

I.3. Avaliação do regime de escoamento no filtro

O regime de escoamento no filtro foi avaliado através da estimativa do número de Reynolds (R_e), utilizando a seguinte expressão (Lencastre, 1996; Quintela, 2000):

$$R_e = \frac{U d_p}{\nu} \quad (1.2)$$

sendo U a velocidade média aparente de escoamento, d_p o diâmetro efectivo do grão e ν o coeficiente de viscosidade cinemática do fluído escoado. Adoptou-se ν igual a $1,0 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, a $20,0 \text{ }^\circ\text{C}$ (Quintela, 2000), e d_p igual a $4,0 \text{ mm}$. Os resultados, para o intervalo de velocidades utilizadas, são apresentados no Quadro I.3.

Quadro I.3. – Estimativa do número de Reynolds (R_e)

$Q \text{ (L h}^{-1}\text{)}$	$U \text{ (m s}^{-1}\text{)}$	$\nu_p \text{ (m s}^{-1}\text{)}$	R_e
2,5	0,00018	0,00035	0,722
2,0	0,00014	0,00028	0,577
1,5	0,00011	0,00021	0,433
1,0	0,00007	0,00014	0,289

Constata-se, assim, que, para a gama de velocidades utilizada, sendo R_e inferior à unidade, de acordo com Lencastre (1996) e Quintela (2000), o regime pode ser considerado laminar.

ANEXO II: Expressões para o cálculo de momentos da distribuição nas curvas DTR, leis de resposta para modelos teóricos, tratamento de resíduos e erro de ajustamento

II.1. Momentos da distribuição para as curvas DTR

As expressões de cálculo para os momentos da distribuição nas curvas DTR, tempo médio e variância, a partir das curvas $C(t)$ ou $E(t)$, são apresentadas no Quadro II.1.

Quando a curva de distribuição é conhecida, apenas num número discreto de valores, apresentando-se estes igualmente espaçados no tempo (Δt_i constante) e expressos em unidades adimensional, podem utilizar-se as expressões de aproximação (II.1) e (II.2) para estimativa dos momentos.

Quadro II.1. – Expressões para o cálculo dos momentos (adaptado de Fogler, 1991; Santamaria et al., 1999)

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

sendo T_m o tempo médio de residência, t_m o tempo médio de residência de uma amostra discreta, σ^2 a variância, s^2 a variância de uma amostra discreta, $C(t)$ a concentração de soluto em função do tempo, C a concentração de soluto no instante t , $E(t)$ a função distribuição externa de idades, t o intervalo de tempo, t_i o tempo no instante i , Δt_i o intervalo de tempo entre amostragens e n_A o número de amostras.

II.2. Leis de resposta para modelos teóricos

II.2.1. Soluções analíticas para o modelo advecção-dispersão-reacção

II.2.1.1. Considerações teóricas

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 direcção horizontal são desprezáveis em relação ao movimento vertical (Bedient *et al.*, 1999; Cherbeneau, 2000) e o escoamento é considerado próximo do fluxo pistão. Este pressuposto ganha mais consistência quando o comprimento (L) do filtro é bastante superior à sua largura (Fdz-Polanco *et al.*, 1996; Moura, 2001) e, nestas condições, D_T apresenta, geralmente, valores muito inferiores a D_L podendo, o primeiro, ser desprezado. Considerando as unidades adimensionais $\theta_i = t/\tau$ e $\zeta_i = z/L$, a Eq. (1.8), que representa o modelo de *advecção-dispersão-reacção* (ADR), transforma-se na seguinte forma 1-D adimensional:

$$R \frac{\partial C}{\partial \theta} = \left(\frac{D}{vL} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial \zeta^2} - \frac{\partial C}{\partial \zeta} \quad (\text{II.3})$$

onde θ representa tempo de retenção, ou de residência, hidráulico adimensional, ζ a direcção na vertical adimensional e (D/vL) o número de dispersão ou módulo da dispersão (N_d), que permite avaliar a extensão deste parâmetro.

N_d pode, também, ser estimado através do produto entre a intensidade da dispersão $D/(v d_p)$ e a relação geométrica d_p/L (Santamaria *et al.*, 1999; Charbeneau, 2000) e, tendo em atenção a Eq. (1.4), ser definido como inverso de P_e (Levespiel 1986; van Genuchten, 1980; van Genuchten e Alves, 1982; Weber e DiGiano, 1996).

Seguidamente apresentam-se algumas soluções analíticas para a Eq. (II.3), de acordo com diferentes condições de fronteira, aplicáveis a ensaios em colunas laboratoriais, com introdução discreta de um volume conhecido de traçador, à entrada, e a avaliação da resposta à saída. Na ausência de adsorção, R é assumido igual à unidade.

II.2.1.2. Condições iniciais e de fronteira

A definição das condições de fronteiras pode incluir várias abordagens, sendo as mais utilizadas as que se referem ao fenómeno dispersivo e ao gradiente de concentrações no limite a montante ou a jusante. O desenvolvimento de soluções analíticas da Eq. (II.3)

para aplicação a filtros biológicos considera, tradicionalmente, como referem Levenspiel (1986), Fogler (1999) e Santamaria *et al.* (1999), condições do tipo *aberto* (quando existe dispersão fora, nas fronteiras e dentro de um troço do meio) e do tipo *fechado* (significa que existe dispersão apenas dentro do troço em estudo, fora dele a dispersão é considerada nula e o escoamento do tipo fluxo pistão). A combinação destas condições permite classificar os sistemas como *aberto-aberto*, *aberto-fechado*, *fechado-aberto* e *fechado-fechado*.

No domínio do controlo da poluição em águas subterrâneas, têm sido desenvolvidas várias soluções analíticas que cobrem várias condições de contorno, apresentadas em vários estudos (van Genuchten e Alves, 1982; van Genuchten e Parker, 1984; Levenspiel, 1986; Appelo e Postma, 1993; Bedient *et al.*, 1999). Estas soluções assumem, geralmente, condições limite a montante, do tipo *fluxo* de concentrações (considerando a massa de soluto que, na unidade de tempo, atravessa uma secção normal à direcção do escoamento) ou do tipo *concentração* (considerando a distribuição da massa de soluto por volume do meio). A jusante as soluções consideram o sistema do tipo *finito*, assumindo o gradiente de concentração nulo em $z = L$, ou *semi-infinito*, em que o gradiente de concentrações é considerado nulo quando z tende para ∞ .

II.2.1.3. Solução analítica para pequena intensidade de dispersão

Se a curva de resposta a uma injeção discreta de traçador se apresenta simétrica, com uma distribuição do tipo normal e com variância reduzida, a dispersão é considerada fraca, predominando o transporte advectivo, e o escoamento é considerado próximo do ideal fluxo pistão. Considerando que o sistema não sofre perturbação à entrada e à saída e condições fronteira, a montante e a jusante, do tipo fluxo, Levenspiel (1986) deduziu, a partir da Eq. (II.3), a solução representada na Eq. (II.4).

$$C(z, 0) = 0 \quad (\text{condição inicial})$$

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

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

$$E(\theta) = \frac{1}{\sqrt{4\pi N_d}} \exp\left(-\frac{(1-\theta)^2}{4 N_d}\right) \quad (\text{II.4})$$

Appelo e Postma (1993) sugerem que, para valores de N_d inferiores a 0,010, o escoamento já será deste tipo. Levenspiel (1986) admite o escoamento próximo do fluxo pistão para N_d superiores a 0,002. Conhecendo-se a distribuição de solutos à saída, N_d pode ser inicialmente estimado através da Eq. (II.5), que relaciona os dois primeiros momentos da distribuição:

$$s_{\theta}^2 = \frac{s^2}{t_m^2} = 2N_d \quad (\text{II.5})$$

II.2.1.4. Soluções analíticas para um sistema com grande intensidade de dispersão

Se a curva resposta não for simétrica e apresentar um prolongamento em forma de cauda, a dispersão torna-se mais importante. O valor de N_d tenderá a ser superior a 0,002.

i) Assumindo contínua a concentração inicial de traçador em $z = 0$, uma condição do tipo *concentração* e o sistema *semi-infinito* resulta, a partir da Eq. (II.3), a solução representada pela Eq. (II.6), desenvolvida por Lapidus e Amundson (1952), citada por van Genuchten e Parker (1984), e por Ogata e Banks (1961).

$$C(z, 0) = 0 \quad (\text{condição inicial})$$

$$C(0, t)|_{z=0^+} = \begin{cases} C_0, & (0 < t \leq t_{SL}) \\ 0, & (t > t_{SL}) \end{cases} \quad (\text{condição primeiro tipo de Dirichlet, na fronteira de montante})$$

$$\frac{\partial C}{\partial z}(\infty, t) = 0 \quad (\text{condição na fronteira de jusante})$$

$$E(\theta) = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{1}{(4N_d R \theta)^{1/2}} (R - \theta)\right) + \frac{1}{2} \exp\left(\frac{1}{N_d}\right) x \operatorname{erfc}\left(\frac{1}{(4N_d R \theta)^{1/2}} (R + \theta)\right) \quad (\text{II.6})$$

sendo t_{SL} a duração do estímulo e $\operatorname{erfc}(x)$ a função complementar de erro definida por

$$\operatorname{erfc}(x) = 1 - \operatorname{erf}(x) = 1 - \left(\frac{2}{\sqrt{\pi}}\right) \int_0^x e^{-z^2} dz \quad (\text{II.7})$$

Esta solução, por influencia da condição do tipo *concentração* a montante, de acordo com van Genuchten e Parker (1984), não permite satisfazer a condição de conservação de massa quando o traçador é facilmente adsorvido na matriz sólida ou quando o transporte dispersivo no meio é muito superior ao advectivo (*i.e.* para N_d superiores a 1,0).

ii) Considerando uma condição fronteira do tipo *fluxo* a montante e o gradiente nulo de concentrações em $z = L$ (i.e. sistema *finito*), van Genuchten (1980), a partir da Eq. (II.3), desenvolveu a solução definida na Eq. (II.8), baseada na inicial desenvolvida por Brenner (1962).

$$C(z, 0) = 0 \quad (\text{condição inicial})$$

$$\left[-D \frac{\partial C}{\partial z} + vC \right] \Big|_{z=0^+} = \begin{cases} vC_0, & (0 < t \leq t_{SL}) \\ 0, & (t > t_{SL}) \end{cases} \quad (\text{condição } \textit{terceiro tipo de Robin} \text{ na fronteira de montante})$$

$$\frac{\partial C}{\partial z}(L, t) = 0 \quad (\text{condição na fronteira de jusante})$$

$$\begin{aligned} E(\theta) = & \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left(\frac{1}{(4N_d R \theta)^{1/2}} (R - \theta) \right) + \left(\frac{\theta}{\pi N_d R} \right)^{1/2} \times \left(3 + \frac{1}{2N_d} + \frac{\theta}{2N_d R} \right) \times \\ & \times \exp \left(-\frac{1}{4N_d R \theta} (R - \theta)^2 \right) - \frac{1}{2} \left(1 + \frac{3}{N_d} + \frac{4\theta}{N_d R} + \frac{1}{2N_d^2 R^2} (R + \theta)^2 \right) \times \\ & \times \exp \left(\frac{1}{N_d} \right) \times \operatorname{erfc} \left(\frac{1}{(4N_d R \theta)^{1/2}} (R + \theta) \right) \end{aligned} \quad (\text{II.8})$$

Esta solução é uma expansão da desenvolvida por Lindstron *et al.* (1967), que permite estudar o fluxo de concentrações num sistema *semi-infinito*. Satisfaz a condição de conservação da massa num sistema *finito*, apresentando, segundo van Genuchten e Parker (1984), melhor convergência para valores de N_d inferiores a 0,010 e permite avaliar correctamente curvas DTR em ensaios em coluna laboratorial.

De acordo com van Genuchten e Alves (1992), estas duas soluções (Eq. (II.6) e Eq. (II.8)), apresentam convergência para a mesma solução para valores de N_d inferiores 0,010, ou seja baixos valores de dispersão, quando o transporte advectivo se torna mais importante.

iii) Considerando que não ocorre perturbação das condições de escoamento antes, entre e após as fronteiras de um troço, o sistema pode ser considerado como *aberto-aberto* (Levenspiel, 1986; Fogler, 1999), assumindo N_d valor não nulo em qualquer ponto do escoamento. Admitindo as mesmas condições, inicial e de fronteira, tomadas para a solução representada pela Eq. (II.4), Levenspiel (1986) deduziu a Eq. (II.9) para grande intensidade de dispersão.

$$E(\theta) = \frac{1}{2\sqrt{\pi N_d \theta}} \exp\left(-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta N_d}\right) \quad (\text{II.9})$$

O valor de N_d pode ser, inicialmente, estimado através da variância adimensional (s_θ^2):

$$s_\theta^2 = \frac{s^2}{t_m^2} = 2N_d + 8N_d^2 \quad (\text{II.10})$$

Para ensaios com injeção discreta de um pequeno volume de traçador, a função $E(\theta)$, nas Eq. (II.6) e (II.8), é substituída pela seguinte função $E(\theta')$.

$$E(\theta') = \begin{cases} E(\theta), & 0 < \theta \leq \theta_{SL} \\ E(\theta) - E(\theta - \theta_{SL}), & \theta > \theta_{SL} \end{cases} \quad (\text{II.11})$$

sendo θ_{SL} a tempo de duração da injeção de traçador, em unidades adimensionais.

iv) Quando se verificam perturbações nas secções imediatamente a jusante da entrada e a montante da saída de um troço, o sistema é considerado como *fechado-fechado* (Levenspiel, 1986; Fogler, 1999) e soluções analíticas são difíceis de obter. N_d , que assume valor não nulo apenas entre as duas fronteiras, poderá ser determinado por aproximação a partir da Eq. (II.12), que relaciona a variância adimensional da curva resposta com o número de dispersão.

$$s_\theta^2 = \frac{s^2}{t_m^2} = 2N_d - 2N_d^2(1 - \exp(-1/N_d)) \quad (\text{II.12})$$

Para valores de N_d entre 0,002 e 0,025, a dispersão é considerada intermédia e entre este valor e 0,200 é considerada forte (Levenspiel, 1986). A partir de 0,200 o escoamento começa a ser predominantemente dispersivo e o escoamento afasta-se do ideal fluxo pistão.

Outras soluções analíticas para condições iniciais e de fronteira diferentes das aqui apresentadas, nomeadamente considerando os mecanismos de adsorção e decaimento, são apresentadas em van Genuchten (1980), van Genuchten e Alves (1982), Appelo e Postma (1993), Weber Jr. e DiGiano (1996), Bedient *et al.* (1999) e Charbeneau (2000).

II.2.2. Modelo de N compartimentos em série

O princípio de funcionamento do modelo de N compartimentos em série (NCS) assenta no escoamento através de N tanques de igual volume e igualmente agitados, colocados em série, admitindo que a distribuição de concentrações de soluto no enésimo compartimento é dado pela Eq. (1.9). A concentração de soluto em cada compartimento, em cada instante, é obtida através de balanços de massa realizados a cada unidade individualmente, conduzindo à seguinte condição:

$$QC_1 = V_1 \frac{dC_1}{dt}, (QC_1 - QC_2) = V_2 \frac{dC_2}{dt}, \dots, (QC_{(N-1)} - QC_N) = V_N \frac{dC_N}{dt}, \quad (\text{II.13})$$

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

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

$$\dots, C_N = C_0 \frac{t^{(N-1)}}{(N-1)! \tau_N^N} \exp(-t/\tau_N) \quad (\text{II.14})$$

As respectivas curvas $E(t)$, tendo em conta a Eq. (1.9), de acordo com Levenspiel (1986), Fogler (1999) e Santamaria *et al.* (1999), são dadas pela Eq. (II.15).

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

$$\dots, E_{N(t)} = \frac{t^{(N-1)}}{(N-1)! \tau_N^N} \exp(-t/\tau_N) \quad (\text{II.15})$$

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

$$E(\theta) = \frac{N^N}{(N-1)!} \theta^{(N-1)} \exp(-N\theta) \quad (\text{II.16})$$

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

II.2.3. Método semi-empírico para cálculo do índice φ

Este método, apresentado por Morgan-Sagastume *et al.* (1999), utiliza a altura da curva resposta relativamente ao eixo das abcissas e na sua excentricidade. Considera o ajustamento da área abaixo da curva resposta adimensional ($E(\theta)$), utilizando a área de dois triângulos e determina um único parâmetro (o índice φ), através da seguinte expressão:

$$\varphi = \frac{1}{1 + 2(C_{\max} / C_b)} \left[\frac{\theta_{\max} - \theta_a}{\theta_f - 2\theta_{\max} + \theta_a} \right] \quad (\text{II.17})$$

sendo:

θ_a : tempo adimensional correspondente ao instante em que o traçador é detectado pela primeira vez.

θ_{\max} : tempo adimensional correspondente ao valor mais elevado de C_i/C_0 .

θ_b : tempo adimensional correspondente a C_b .

θ_f : tempo adimensional correspondente ao instante em que o traçador deixa de ser detectado.

C_{\max} : concentração adimensional máxima de traçador.

C_b : concentração adimensional de traçador correspondente a θ_b .

Se a curva apresenta altura elevada e baixa excentricidade, o valor de φ tenderá a ser próximo de zero, indicando que o escoamento se aproxima do ideal fluxo pistão. Se a curva apresenta altura baixa e alta excentricidade, o valor de φ tenderá a ser próximo da unidade, indicando que o escoamento se afasta do ideal fluxo pistão.

Este método não é aplicável quando a curva DTR apresenta uma cauda longa ou vários picos.

II.3. Tratamento de resíduos e erro de ajustamento

Os valores das variáveis características de um modelo podem ser otimizados por minimização do somatório do quadrado dos desvios (SQD) através da seguinte expressão (adaptada de Rangaiah e Krishnaswamy, 1990):

$$\text{SQD} = \sum_{i=1}^{n_A} \{vc_i(t, t_m, \mathbf{P}) - ve_i\}^2 \quad (\text{II.18})$$

sendo \mathbf{P} o vector com os parâmetros característicos do modelo e vc_i e ve_i os valores calculado e experimental no instante i .

A análise de resíduos é uma ferramenta muito útil para avaliar a qualidade do ajustamento paramétrico de modelos teóricos a dados experimentais. Um residual e_i para a i -ésima observação é dado, genericamente, por $e_i = vc_i - ve_i$. Uma forma expedita de avaliar a qualidade do ajustamento é a de assumir que os resíduos se distribuem normalmente e, utilizando uma análise exploratória em papel de probabilidade, relacionar o valor do resíduo esperado em modelo Normal com o valor determinado a partir do ajustamento de modelos aos dados experimentais (e_i), tal como sugerem McBean e Rovers (1998) e Pinheiro (2002). Se a relação for linear, com um coeficiente de correlação (R_{res}^2) superior a 0,90 (Sherrod, 2001), e, simultaneamente, os resíduos se apresentam, positivos e negativos, com distribuição Normal, média nula, variância constante (homoscedasticidade) e não correlacionados entre si, o ajustamento é considerado adequado (Sen e Srivastava 1990). Sob influência de heteroscedasticidade, as inferências sobre o método utilizado podem ser prejudicadas.

Outra das formas de avaliar a robustez do ajustamento, após a estimativa de \mathbf{P} , passa pelo cálculo de um erro de ajustamento. No âmbito deste trabalho, seleccionou-se o erro médio quadrático (ξ), adaptado do apresentado por Rangaiah e Krishnaswamy (1990):

$$\xi = \frac{\left\{ \int_0^{\infty} [vc(t, t_m, \mathbf{P}) - ve(t)]^2 dt \right\}^{0,5}}{\left\{ \int_0^{\infty} [ve(t)]^2 dt \right\}^{0,5}} \quad (\text{II.19})$$

Para um número discreto de valores ξ é estimado por aproximação e designado por erro médio padrão (ξ_{MD}). A vantagem de utilizar este erro, relativamente ao uso de SDQ, reside no facto de, por se apresentar adimensional, pode ser facilmente comparável para diferentes conjuntos de resultados das curvas DTR. Ao inverso, o valor de SDQ pode variar drasticamente, tornando-se difícil a sua comparação.

ANEXO III: Resultados de ensaios de traçagem (Fase experimental II) e gráficos do ajustamento paramétrico às curvas DTR

III.1. Resultados de ensaios de traçagem

Quadro III.1. – Variação de $E(\theta_i)$ com θ_i - Série de ensaios II.1. (sem biomassa e carga nula de carbono)

n_A	Ensaio II.1.1.1. $U = 0,26 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$			Ensaio II.1.2.1. $U = 0,52 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$			Ensaio II.1.3.1. $U = 0,65 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$		
	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$
0	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000
1	0,05	0,00	0,000	0,04	0,00	0,000	0,04	0,00	0,000
2	0,10	0,00	0,000	0,09	0,00	0,000	0,09	0,00	0,000
3	0,14	0,00	0,000	0,13	0,00	0,000	0,13	0,00	0,000
4	0,19	0,00	0,000	0,17	0,00	0,000	0,17	0,00	0,000
5	0,24	0,00	0,000	0,21	0,00	0,000	0,21	0,00	0,000
6	0,29	0,00	0,000	0,26	0,00	0,000	0,26	0,00	0,000
7	0,34	0,33	0,009	0,30	0,00	0,000	0,30	0,00	0,000
8	0,39	0,33	0,009	0,34	0,00	0,000	0,34	0,00	0,000
9	0,43	3,67	0,101	0,39	0,33	0,011	0,38	0,33	0,012
10	0,48	8,67	0,238	0,43	2,00	0,067	0,43	0,33	0,012
11	0,53	15,33	0,421	0,47	3,67	0,122	0,47	2,00	0,070
12	0,58	25,33	0,695	0,52	7,00	0,233	0,51	5,33	0,187
13	0,63	33,67	0,924	0,56	10,33	0,344	0,55	8,67	0,303
14	0,68	42,00	1,152	0,60	17,00	0,566	0,60	13,67	0,478
15	0,72	47,00	1,290	0,64	25,33	0,843	0,64	22,00	0,770
16	0,77	48,67	1,335	0,69	35,33	1,176	0,68	30,33	1,061
17	0,82	48,67	1,335	0,73	42,00	1,398	0,72	40,33	1,411
18	0,87	47,00	1,290	0,77	45,33	1,509	0,77	43,67	1,528
19	0,92	45,33	1,244	0,82	45,33	1,509	0,81	43,67	1,528
20	0,97	43,67	1,198	0,86	43,67	1,454	0,85	42,00	1,470
21	1,01	42,00	1,152	0,90	43,67	1,454	0,90	42,00	1,470
22	1,06	38,67	1,061	0,94	42,00	1,398	0,94	40,33	1,411
23	1,11	37,00	1,015	0,99	38,67	1,287	0,98	38,67	1,353
24	1,16	33,67	0,924	1,03	37,00	1,232	1,02	35,33	1,236
25	1,21	32,00	0,878	1,07	33,67	1,121	1,07	33,67	1,178
26	1,26	27,00	0,741	1,12	30,33	1,010	1,11	32,00	1,120
27	1,30	23,67	0,649	1,16	27,00	0,899	1,15	28,67	1,003
28	1,35	18,67	0,512	1,20	25,33	0,843	1,19	27,00	0,945
29	1,40	17,00	0,466	1,25	22,00	0,732	1,24	23,67	0,828
30	1,45	13,67	0,375	1,29	18,67	0,621	1,28	20,33	0,711
31	1,50	10,33	0,284	1,33	17,00	0,566	1,32	17,00	0,595
32	1,55	8,67	0,238	1,37	13,67	0,455	1,36	13,67	0,478
33	1,59	7,00	0,192	1,42	12,00	0,399	1,41	10,33	0,362
34	1,64	7,00	0,192	1,46	10,33	0,344	1,45	10,33	0,362
35	1,69	5,33	0,146	1,50	8,67	0,289	1,49	8,67	0,303
36	1,74	5,33	0,146	1,55	7,00	0,233	1,53	7,00	0,245
37	1,79	3,67	0,101	1,59	7,00	0,233	1,58	7,00	0,245
38	1,84	3,67	0,101	1,63	5,33	0,178	1,62	5,33	0,187
39	1,88	3,67	0,101	1,67	5,33	0,178	1,66	5,33	0,187
40	1,93	2,00	0,055	1,72	3,67	0,122	1,71	3,67	0,128
41	1,98	2,00	0,055	1,76	3,67	0,122	1,75	3,67	0,128
42	2,03	2,00	0,055	1,80	3,67	0,122	1,79	2,00	0,070
43	2,08	0,33	0,009	1,85	2,00	0,067	1,83	2,00	0,070
44	2,12	0,33	0,009	1,89	2,00	0,067	1,88	0,33	0,012
45	2,17	0,33	0,009	1,93	2,00	0,067	1,92	0,00	0,000
46	2,22	0,00	0,000	1,97	0,33	0,011	1,96	0,00	0,000
47	2,27	0,00	0,000	2,02	0,33	0,011	2,00	0,00	0,000
48	2,32	0,00	0,000	2,06	0,00	0,000	2,05	0,00	0,000
49	2,37	0,00	0,000	2,10	0,00	0,000	2,09	0,00	0,000
50	2,41	0,00	0,000	2,15	0,00	0,000	2,13	0,00	0,000
51	2,46	0,00	0,000	2,19	0,00	0,000	2,17	0,00	0,000
52	2,51	0,00	0,000	2,23	0,00	0,000	2,22	0,00	0,000
53	2,56	0,00	0,000	2,28	0,00	0,000	2,26	0,00	0,000
54	2,61	0,00	0,000	2,32	0,00	0,000	2,30	0,00	0,000
55	2,66	0,00	0,000	2,36	0,00	0,000	2,34	0,00	0,000
56	2,70	0,00	0,000	2,40	0,00	0,000	2,39	0,00	0,000
57	2,75	0,00	0,000	2,45	0,00	0,000	2,43	0,00	0,000
58	2,80	0,00	0,000	2,49	0,00	0,000	2,47	0,00	0,000
59	2,85	0,00	0,000	2,53	0,00	0,000	2,52	0,00	0,000
60	2,90	0,00	0,000	2,58	0,00	0,000	2,56	0,00	0,000

Quadro III.2. – Variação de $E(\theta_i)$ com θ_i - Série de ensaios II.1. (com biomassa e carga orgânica média de $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

n_A	Ensaio II.1.1.2. $U = 0,26 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$			Ensaio II.1.2.2. $U = 0,52 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$			Ensaio II.1.3.2. $U = 0,65 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$		
	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$
0	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000
1	0,05	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000
2	0,10	0,00	0,000	0,10	0,00	0,000	0,10	0,00	0,000
3	0,15	0,00	0,000	0,14	0,00	0,000	0,14	0,00	0,000
4	0,20	0,00	0,000	0,19	0,00	0,000	0,19	0,00	0,000
5	0,25	0,00	0,000	0,24	0,00	0,000	0,24	0,00	0,000
6	0,30	0,33	0,009	0,29	0,00	0,000	0,29	0,00	0,000
7	0,35	0,33	0,009	0,33	0,00	0,000	0,33	0,33	0,011
8	0,40	5,33	0,151	0,38	0,33	0,010	0,38	1,17	0,037
9	0,45	10,33	0,292	0,43	0,33	0,010	0,43	4,50	0,142
10	0,50	15,33	0,433	0,48	7,00	0,218	0,48	8,67	0,274
11	0,55	22,00	0,621	0,52	13,67	0,426	0,52	14,50	0,458
12	0,60	32,00	0,904	0,57	20,33	0,634	0,57	19,50	0,616
13	0,65	38,67	1,092	0,62	27,00	0,842	0,62	25,33	0,801
14	0,70	43,67	1,233	0,67	33,67	1,050	0,67	31,17	0,985
15	0,75	47,00	1,328	0,71	38,67	1,207	0,72	37,00	1,170
16	0,80	47,00	1,328	0,76	42,00	1,311	0,76	41,17	1,301
17	0,85	45,33	1,280	0,81	45,33	1,415	0,81	43,67	1,380
18	0,90	42,00	1,186	0,86	45,33	1,415	0,86	43,67	1,380
19	0,95	40,33	1,139	0,90	43,67	1,363	0,91	42,00	1,328
20	1,00	38,67	1,092	0,95	42,00	1,311	0,95	40,33	1,275
21	1,05	35,33	0,998	1,00	38,67	1,207	1,00	38,67	1,222
22	1,10	32,00	0,904	1,05	35,33	1,102	1,05	35,33	1,117
23	1,15	28,67	0,810	1,10	33,67	1,050	1,10	32,00	1,012
24	1,20	25,33	0,716	1,14	29,50	0,920	1,14	30,33	0,959
25	1,25	22,00	0,621	1,19	27,00	0,842	1,19	27,00	0,853
26	1,30	18,67	0,527	1,24	23,67	0,738	1,24	23,67	0,748
27	1,35	17,00	0,480	1,29	21,17	0,660	1,29	20,33	0,643
28	1,40	13,67	0,386	1,33	17,83	0,556	1,34	17,00	0,537
29	1,45	12,00	0,339	1,38	15,33	0,478	1,38	13,67	0,432
30	1,50	10,33	0,292	1,43	11,17	0,348	1,43	10,33	0,327
31	1,55	8,67	0,245	1,48	9,50	0,296	1,48	8,67	0,274
32	1,60	7,00	0,198	1,52	8,67	0,270	1,53	8,67	0,274
33	1,65	7,00	0,198	1,57	7,00	0,218	1,57	7,00	0,221
34	1,70	5,33	0,151	1,62	6,17	0,192	1,62	5,33	0,169
35	1,75	5,33	0,151	1,67	5,33	0,166	1,67	5,33	0,169
36	1,80	3,67	0,104	1,71	4,50	0,140	1,72	3,67	0,116
37	1,85	3,67	0,104	1,76	4,50	0,140	1,77	5,33	0,169
38	1,90	3,67	0,104	1,81	2,83	0,088	1,81	3,67	0,116
39	1,95	2,00	0,056	1,86	3,67	0,114	1,86	5,33	0,169
40	2,00	3,67	0,104	1,90	2,00	0,062	1,91	3,67	0,116
41	2,06	2,00	0,056	1,95	2,00	0,062	1,96	3,67	0,116
42	2,11	3,67	0,104	2,00	2,00	0,062	2,00	1,17	0,037
43	2,16	2,00	0,056	2,05	1,17	0,036	2,05	0,33	0,011
44	2,21	2,00	0,056	2,10	0,33	0,010	2,10	0,00	0,000
45	2,26	2,00	0,056	2,14	0,33	0,010	2,15	0,00	0,000
46	2,31	0,33	0,009	2,19	0,33	0,010	2,19	0,00	0,000
47	2,36	0,33	0,009	2,24	0,00	0,000	2,24	0,00	0,000
48	2,41	0,33	0,009	2,29	0,00	0,000	2,29	0,00	0,000
49	2,46	0,33	0,009	2,33	0,00	0,000	2,34	0,00	0,000
50	2,51	0,00	0,000	2,38	0,00	0,000	2,39	0,00	0,000
51	2,56	0,00	0,000	2,43	0,00	0,000	2,43	0,00	0,000
52	2,61	0,00	0,000	2,48	0,00	0,000	2,48	0,00	0,000
53	2,66	0,00	0,000	2,52	0,00	0,000	2,53	0,00	0,000
54	2,71	0,00	0,000	2,57	0,00	0,000	2,58	0,00	0,000
55	2,76	0,00	0,000	2,62	0,00	0,000	2,62	0,00	0,000
56	2,81	0,00	0,000	2,67	0,00	0,000	2,67	0,00	0,000
57	2,86	0,00	0,000	2,71	0,00	0,000	2,72	0,00	0,000
58	2,91	0,00	0,000	2,76	0,00	0,000	2,77	0,00	0,000
59	2,96	0,00	0,000	2,81	0,00	0,000	2,81	0,00	0,000
60	3,01	0,00	0,000	2,86	0,00	0,000	2,86	0,00	0,000

Quadro III.3. – Variação de $E(\theta_i)$ com θ_i - Série de ensaios II.1. (com biomassa e carga orgânica média de $64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

n_A	Ensaio II.1.1.3. $U = 0,26 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$			Ensaio II.1.2.3. $U = 0,52 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$			Ensaio II.1.3.3. $U = 0,65 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$		
	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$
0	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000
1	0,05	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000
2	0,10	0,00	0,000	0,09	0,00	0,000	0,10	0,00	0,000
3	0,16	0,00	0,000	0,14	0,00	0,000	0,14	0,00	0,000
4	0,21	0,00	0,000	0,18	0,00	0,000	0,19	0,00	0,000
5	0,26	0,00	0,000	0,23	0,00	0,000	0,24	0,00	0,000
6	0,31	0,33	0,009	0,27	0,00	0,000	0,29	0,00	0,000
7	0,37	2,00	0,056	0,32	0,00	0,000	0,33	0,33	0,011
8	0,42	7,00	0,195	0,37	0,33	0,011	0,38	3,67	0,116
9	0,47	13,67	0,381	0,41	3,67	0,121	0,43	7,00	0,221
10	0,52	23,67	0,659	0,46	7,00	0,230	0,48	10,33	0,326
11	0,58	30,33	0,845	0,50	12,00	0,395	0,52	15,33	0,484
12	0,63	37,00	1,030	0,55	17,00	0,559	0,57	22,00	0,694
13	0,68	48,67	1,355	0,59	23,67	0,778	0,62	27,00	0,852
14	0,73	50,33	1,402	0,64	32,00	1,052	0,67	33,67	1,062
15	0,79	48,67	1,355	0,69	37,00	1,217	0,72	37,00	1,167
16	0,84	45,33	1,262	0,73	40,33	1,326	0,76	40,33	1,272
17	0,89	42,00	1,169	0,78	43,67	1,436	0,81	42,00	1,325
18	0,94	38,67	1,077	0,82	43,67	1,436	0,86	40,33	1,272
19	0,99	35,33	0,984	0,87	42,00	1,381	0,91	40,33	1,272
20	1,05	32,00	0,891	0,91	40,33	1,326	0,95	38,67	1,220
21	1,10	28,67	0,798	0,96	37,00	1,217	1,00	35,33	1,115
22	1,15	25,33	0,705	1,01	33,67	1,107	1,05	35,33	1,115
23	1,20	23,67	0,659	1,05	30,33	0,997	1,10	32,00	1,009
24	1,26	20,33	0,566	1,10	27,00	0,888	1,14	28,67	0,904
25	1,31	17,00	0,473	1,14	23,67	0,778	1,19	25,33	0,799
26	1,36	15,33	0,427	1,19	22,00	0,723	1,24	23,67	0,747
27	1,41	12,00	0,334	1,23	18,67	0,614	1,29	20,33	0,641
28	1,47	12,00	0,334	1,28	17,00	0,559	1,34	15,33	0,484
29	1,52	8,67	0,241	1,33	13,67	0,449	1,38	15,33	0,484
30	1,57	7,83	0,218	1,37	10,33	0,340	1,43	10,33	0,326
31	1,62	7,00	0,195	1,42	12,00	0,395	1,48	8,67	0,273
32	1,68	7,00	0,195	1,46	8,67	0,285	1,53	7,00	0,221
33	1,73	5,33	0,149	1,51	8,67	0,285	1,57	7,00	0,221
34	1,78	5,33	0,149	1,55	7,00	0,230	1,62	5,33	0,168
35	1,83	3,67	0,102	1,60	7,00	0,230	1,67	5,33	0,168
36	1,88	4,50	0,125	1,65	5,33	0,175	1,72	3,67	0,116
37	1,94	3,67	0,102	1,69	3,67	0,121	1,76	3,67	0,116
38	1,99	3,67	0,102	1,74	5,33	0,175	1,81	3,67	0,116
39	2,04	3,67	0,102	1,78	5,33	0,175	1,86	3,67	0,116
40	2,09	2,00	0,056	1,83	3,67	0,121	1,91	2,00	0,063
41	2,15	3,67	0,102	1,87	3,67	0,121	1,96	3,67	0,116
42	2,20	2,00	0,056	1,92	3,67	0,121	2,00	2,00	0,063
43	2,25	2,00	0,056	1,97	3,67	0,121	2,05	2,00	0,063
44	2,30	2,00	0,056	2,01	2,00	0,066	2,10	2,00	0,063
45	2,36	0,33	0,009	2,06	2,00	0,066	2,15	2,00	0,063
46	2,41	2,00	0,056	2,10	2,00	0,066	2,19	0,33	0,011
47	2,46	0,33	0,009	2,15	0,33	0,011	2,24	2,00	0,063
48	2,51	0,33	0,009	2,20	2,00	0,066	2,29	0,33	0,011
49	2,57	0,33	0,009	2,24	0,33	0,011	2,34	0,33	0,011
50	2,62	0,33	0,009	2,29	2,00	0,066	2,38	0,00	0,000
51	2,67	0,33	0,009	2,33	0,33	0,011	2,43	0,33	0,011
52	2,72	0,33	0,009	2,38	0,33	0,011	2,48	0,00	0,000
53	2,77	0,33	0,009	2,42	0,00	0,000	2,53	0,00	0,000
54	2,83	0,00	0,000	2,47	0,00	0,000	2,58	0,00	0,000
55	2,88	0,00	0,000	2,52	0,00	0,000	2,62	0,00	0,000
56	2,93	0,00	0,000	2,56	0,00	0,000	2,67	0,00	0,000
57	2,98	0,00	0,000	2,61	0,00	0,000	2,72	0,00	0,000
58	3,04	0,00	0,000	2,65	0,00	0,000	2,77	0,00	0,000
59	3,09	0,00	0,000	2,70	0,00	0,000	2,81	0,00	0,000
60	3,14	0,00	0,000	2,74	0,00	0,000	2,86	0,00	0,000

Quadro III.4. – Variação de $E(\theta_i)$ com θ_i - Série de ensaios II.2. (sem biomassa e carga nula de carbono)

n_A	Ensaio II.2.1.1.			Ensaio II.2.2.1.			Ensaio II.2.3.1.			Ensaio II.2.4.1.		
	TL - P1			TL - P2			TL - P4			TL - P5		
	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$
0	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000
1	0,06	8,67	0,039	0,06	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000
2	0,12	18,67	0,084	0,11	2,00	0,016	0,11	0,00	0,000	0,10	0,00	0,000
3	0,18	40,33	0,183	0,17	5,33	0,042	0,16	0,00	0,000	0,14	0,00	0,000
4	0,24	60,33	0,273	0,23	12,00	0,094	0,21	0,00	0,000	0,19	0,00	0,000
5	0,30	87,00	0,394	0,28	27,00	0,212	0,27	0,00	0,000	0,24	0,00	0,000
6	0,36	97,00	0,439	0,34	47,00	0,369	0,32	0,33	0,006	0,29	0,00	0,000
7	0,42	125,33	0,567	0,40	67,00	0,526	0,38	3,67	0,066	0,34	0,00	0,000
8	0,48	153,67	0,695	0,45	85,33	0,670	0,43	12,00	0,216	0,39	0,00	0,000
9	0,54	163,67	0,741	0,51	97,00	0,761	0,48	25,33	0,456	0,43	0,00	0,000
10	0,60	165,33	0,748	0,57	107,00	0,840	0,54	35,33	0,636	0,48	0,33	0,009
11	0,66	165,33	0,748	0,63	110,33	0,866	0,59	47,00	0,846	0,53	2,00	0,056
12	0,72	163,67	0,741	0,68	112,00	0,879	0,64	57,00	1,026	0,58	7,00	0,196
13	0,78	160,33	0,726	0,74	112,00	0,879	0,70	62,00	1,116	0,63	18,67	0,523
14	0,84	162,00	0,733	0,80	110,33	0,866	0,75	63,67	1,146	0,68	35,33	0,989
15	0,90	163,67	0,741	0,85	107,00	0,840	0,81	65,33	1,176	0,72	45,33	1,269
16	0,96	158,67	0,718	0,91	102,00	0,800	0,86	63,67	1,146	0,77	53,67	1,502
17	1,02	155,33	0,703	0,97	98,67	0,774	0,91	60,33	1,086	0,82	57,00	1,596
18	1,08	152,00	0,688	1,02	93,67	0,735	0,97	58,67	1,056	0,87	57,00	1,596
19	1,14	148,67	0,673	1,08	97,00	0,761	1,02	55,33	0,996	0,92	55,33	1,549
20	1,19	145,33	0,658	1,14	90,33	0,709	1,07	52,00	0,936	0,97	53,67	1,502
21	1,25	138,67	0,628	1,19	87,00	0,683	1,13	48,67	0,876	1,01	52,00	1,456
22	1,31	133,67	0,605	1,25	82,00	0,644	1,18	50,33	0,906	1,06	53,67	1,502
23	1,37	127,00	0,575	1,31	77,00	0,604	1,24	45,33	0,816	1,11	47,00	1,316
24	1,43	120,33	0,545	1,36	72,00	0,565	1,29	42,00	0,756	1,16	42,00	1,176
25	1,49	117,00	0,530	1,42	65,33	0,513	1,34	37,00	0,666	1,21	37,00	1,036
26	1,55	108,67	0,492	1,48	60,33	0,473	1,40	32,00	0,576	1,25	30,33	0,849
27	1,61	97,00	0,439	1,53	53,67	0,421	1,45	25,33	0,456	1,30	23,67	0,662
28	1,67	85,33	0,386	1,59	48,67	0,382	1,50	20,33	0,366	1,35	17,00	0,476
29	1,73	72,00	0,326	1,65	42,00	0,330	1,56	17,00	0,306	1,40	13,67	0,383
30	1,79	58,67	0,266	1,71	35,33	0,277	1,61	12,00	0,216	1,45	10,33	0,289
31	1,85	47,00	0,213	1,76	28,67	0,225	1,67	8,67	0,156	1,50	8,67	0,243
32	1,91	35,33	0,160	1,82	25,33	0,199	1,72	7,00	0,126	1,54	5,33	0,149
33	1,97	23,67	0,107	1,88	18,67	0,146	1,77	7,00	0,126	1,59	3,67	0,103
34	2,03	15,33	0,069	1,93	15,33	0,120	1,83	5,33	0,096	1,64	3,67	0,103
35	2,09	10,33	0,047	1,99	10,33	0,081	1,88	3,67	0,066	1,69	2,00	0,056
36	2,15	7,00	0,032	2,05	8,67	0,068	1,93	3,67	0,066	1,74	2,00	0,056
37	2,21	3,67	0,017	2,10	5,33	0,042	1,99	2,00	0,036	1,79	2,00	0,056
38	2,27	2,00	0,009	2,16	5,33	0,042	2,04	2,00	0,036	1,83	0,33	0,009
39	2,33	0,33	0,002	2,22	5,33	0,042	2,10	0,33	0,006	1,88	0,33	0,009
40	2,39	0,33	0,002	2,27	3,67	0,029	2,15	2,00	0,036	1,93	0,00	0,000
41	2,45	0,00	0,000	2,33	3,67	0,029	2,20	0,33	0,006	1,98	0,33	0,009
42	2,51	0,00	0,000	2,39	2,00	0,016	2,26	0,00	0,000	2,03	0,00	0,000
43	2,57	0,00	0,000	2,44	2,00	0,016	2,31	0,00	0,000	2,07	0,00	0,000
44	2,63	0,00	0,000	2,50	0,33	0,003	2,36	0,00	0,000	2,12	0,00	0,000
45	2,69	0,00	0,000	2,56	0,00	0,000	2,42	0,00	0,000	2,17	0,00	0,000
46	2,75	0,00	0,000	2,62	0,33	0,003	2,47	0,00	0,000	2,22	0,00	0,000
47	2,81	0,00	0,000	2,67	0,00	0,000	2,53	0,00	0,000	2,27	0,00	0,000
48	2,87	0,00	0,000	2,73	0,00	0,000	2,58	0,00	0,000	2,32	0,00	0,000
49	2,93	0,00	0,000	2,79	0,00	0,000	2,63	0,00	0,000	2,36	0,00	0,000
50	2,99	0,00	0,000	2,84	0,00	0,000	2,69	0,00	0,000	2,41	0,00	0,000
51	3,05	0,00	0,000	2,90	0,00	0,000	2,74	0,00	0,000	2,46	0,00	0,000
52	3,11	0,00	0,000	2,96	0,00	0,000	2,79	0,00	0,000	2,51	0,00	0,000
53	3,17	0,00	0,000	3,01	0,00	0,000	2,85	0,00	0,000	2,56	0,00	0,000
54	3,23	0,00	0,000	3,07	0,00	0,000	2,90	0,00	0,000	2,61	0,00	0,000
55	3,29	0,00	0,000	3,13	0,00	0,000	2,95	0,00	0,000	2,65	0,00	0,000
56	3,35	0,00	0,000	3,18	0,00	0,000	3,01	0,00	0,000	2,70	0,00	0,000
57	3,41	0,00	0,000	3,24	0,00	0,000	3,06	0,00	0,000	2,75	0,00	0,000
58	3,47	0,00	0,000	3,30	0,00	0,000	3,12	0,00	0,000	2,80	0,00	0,000
59	3,52	0,00	0,000	3,35	0,00	0,000	3,17	0,00	0,000	2,85	0,00	0,000
60	3,58	0,00	0,000	3,41	0,00	0,000	3,22	0,00	0,000	2,90	0,00	0,000

Quadro III.5. – Variação de $E(\theta_i)$ com θ_i - Série de ensaios II.2. (com biomassa e carga orgânica média de $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

n_A	Ensaio II.2.1.2.			Ensaio II.2.2.2.			Ensaio II.2.3.2.			Ensaio II.2.4.2.		
	TL - P1			TL - P2			TL - P4			TL - P5		
	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$
0	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000
1	0,06	8,67	0,042	0,06	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000
2	0,12	28,67	0,139	0,12	0,33	0,003	0,11	0,00	0,000	0,10	0,00	0,000
3	0,18	67,00	0,324	0,18	7,00	0,060	0,16	0,00	0,000	0,15	0,00	0,000
4	0,24	88,67	0,429	0,23	15,33	0,132	0,22	0,00	0,000	0,21	0,00	0,000
5	0,31	133,67	0,646	0,29	27,00	0,232	0,27	0,00	0,000	0,26	0,00	0,000
6	0,37	143,67	0,694	0,35	42,00	0,360	0,32	0,00	0,000	0,31	0,00	0,000
7	0,43	142,00	0,686	0,41	57,00	0,489	0,38	3,67	0,072	0,36	0,33	0,009
8	0,49	142,00	0,686	0,47	77,00	0,660	0,43	8,67	0,170	0,41	3,67	0,102
9	0,55	140,33	0,678	0,53	97,00	0,832	0,49	20,33	0,400	0,46	7,00	0,195
10	0,61	142,00	0,686	0,58	103,67	0,889	0,54	32,00	0,629	0,51	15,33	0,426
11	0,67	138,67	0,670	0,64	102,00	0,875	0,59	43,67	0,858	0,57	23,67	0,658
12	0,73	137,00	0,662	0,70	102,00	0,875	0,65	62,00	1,219	0,62	30,33	0,844
13	0,79	133,67	0,646	0,76	100,33	0,860	0,70	67,00	1,317	0,67	38,67	1,075
14	0,86	132,00	0,638	0,82	98,67	0,846	0,76	67,00	1,317	0,72	43,67	1,214
15	0,92	128,67	0,622	0,88	97,00	0,832	0,81	65,33	1,284	0,77	47,00	1,307
16	0,98	127,00	0,614	0,93	95,33	0,818	0,86	62,00	1,219	0,82	47,00	1,307
17	1,04	123,67	0,598	0,99	92,00	0,789	0,92	58,67	1,153	0,88	45,33	1,261
18	1,10	120,33	0,582	1,05	88,67	0,760	0,97	55,33	1,088	0,93	43,67	1,214
19	1,16	117,00	0,566	1,11	83,67	0,718	1,03	52,00	1,022	0,98	42,00	1,168
20	1,22	115,33	0,557	1,17	80,33	0,689	1,08	47,00	0,924	1,03	38,67	1,075
21	1,28	112,00	0,541	1,23	75,33	0,646	1,13	43,67	0,858	1,08	37,00	1,029
22	1,34	107,00	0,517	1,28	72,00	0,617	1,19	38,67	0,760	1,13	33,67	0,936
23	1,41	100,33	0,485	1,34	67,00	0,575	1,24	33,67	0,662	1,18	30,33	0,844
24	1,47	95,33	0,461	1,40	63,67	0,546	1,30	28,67	0,564	1,24	28,67	0,797
25	1,53	88,67	0,429	1,46	58,67	0,503	1,35	23,67	0,465	1,29	25,33	0,705
26	1,59	80,33	0,388	1,52	53,67	0,460	1,40	18,67	0,367	1,34	22,00	0,612
27	1,65	73,67	0,356	1,58	47,00	0,403	1,46	15,33	0,301	1,39	18,67	0,519
28	1,71	67,00	0,324	1,63	38,67	0,332	1,51	12,00	0,236	1,44	15,33	0,426
29	1,77	60,33	0,292	1,69	33,67	0,289	1,57	10,33	0,203	1,49	13,67	0,380
30	1,83	53,67	0,259	1,75	28,67	0,246	1,62	8,67	0,170	1,54	10,33	0,287
31	1,89	47,00	0,227	1,81	22,00	0,189	1,67	8,67	0,170	1,60	7,00	0,195
32	1,96	40,33	0,195	1,87	17,00	0,146	1,73	7,00	0,138	1,65	8,67	0,241
33	2,02	33,67	0,163	1,93	12,00	0,103	1,78	7,00	0,138	1,70	5,33	0,148
34	2,08	28,67	0,139	1,98	8,67	0,074	1,84	5,33	0,105	1,75	5,33	0,148
35	2,14	23,67	0,114	2,04	8,67	0,074	1,89	5,33	0,105	1,80	3,67	0,102
36	2,20	18,67	0,090	2,10	7,00	0,060	1,94	3,67	0,072	1,85	2,00	0,056
37	2,26	13,67	0,066	2,16	3,67	0,031	2,00	5,33	0,105	1,91	2,00	0,056
38	2,32	8,67	0,042	2,22	2,00	0,017	2,05	3,67	0,072	1,96	2,00	0,056
39	2,38	7,00	0,034	2,28	3,67	0,031	2,11	3,67	0,072	2,01	0,33	0,009
40	2,44	7,00	0,034	2,34	2,00	0,017	2,16	3,67	0,072	2,06	0,33	0,009
41	2,51	3,67	0,018	2,39	2,00	0,017	2,21	2,00	0,039	2,11	0,00	0,000
42	2,57	2,00	0,010	2,45	0,33	0,003	2,27	3,67	0,072	2,16	0,33	0,009
43	2,63	2,00	0,010	2,51	2,00	0,017	2,32	2,00	0,039	2,21	0,00	0,000
44	2,69	0,33	0,002	2,57	0,33	0,003	2,38	2,00	0,039	2,27	0,00	0,000
45	2,75	0,33	0,002	2,63	0,33	0,003	2,43	0,33	0,007	2,32	0,00	0,000
46	2,81	0,00	0,000	2,69	0,33	0,003	2,48	0,33	0,007	2,37	0,00	0,000
47	2,87	0,00	0,000	2,74	0,33	0,003	2,54	0,00	0,000	2,42	0,00	0,000
48	2,93	0,00	0,000	2,80	0,00	0,000	2,59	0,00	0,000	2,47	0,00	0,000
49	2,99	0,00	0,000	2,86	0,33	0,003	2,65	0,00	0,000	2,52	0,00	0,000
50	3,06	0,00	0,000	2,92	0,00	0,000	2,70	0,00	0,000	2,57	0,00	0,000
51	3,12	0,00	0,000	2,98	0,00	0,000	2,76	0,00	0,000	2,63	0,00	0,000
52	3,18	0,00	0,000	3,04	0,00	0,000	2,81	0,00	0,000	2,68	0,00	0,000
53	3,24	0,00	0,000	3,09	0,00	0,000	2,86	0,00	0,000	2,73	0,00	0,000
54	3,30	0,00	0,000	3,15	0,00	0,000	2,92	0,00	0,000	2,78	0,00	0,000
55	3,36	0,00	0,000	3,21	0,00	0,000	2,97	0,00	0,000	2,83	0,00	0,000
56	3,42	0,00	0,000	3,27	0,00	0,000	3,03	0,00	0,000	2,88	0,00	0,000
57	3,48	0,00	0,000	3,33	0,00	0,000	3,08	0,00	0,000	2,94	0,00	0,000
58	3,54	0,00	0,000	3,39	0,00	0,000	3,13	0,00	0,000	2,99	0,00	0,000
59	3,61	0,00	0,000	3,44	0,00	0,000	3,19	0,00	0,000	3,04	0,00	0,000
60	3,67	0,00	0,000	3,50	0,00	0,000	3,24	0,00	0,000	3,09	0,00	0,000

Quadro III.6. – Variação de $E(\theta_i)$ com θ_i - Série de ensaios II.2. (com biomassa e carga orgânica média de $64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

n_A	Ensaio II.2.1.3.			Ensaio II.2.2.3.			Ensaio II.2.3.3.			Ensaio II.2.4.3.		
	TL - P1			TL - P2			TL - P4			TL - P5		
	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$	θ_i	$C(t_i)$	$E(\theta_i)$
0	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000	0,00	0,00	0,000
1	0,06	13,67	0,068	0,06	0,00	0,000	0,06	0,00	0,000	0,05	0,00	0,000
2	0,12	47,00	0,235	0,13	2,00	0,016	0,12	0,00	0,000	0,10	0,00	0,000
3	0,19	78,67	0,393	0,19	20,33	0,163	0,18	0,00	0,000	0,15	0,00	0,000
4	0,25	122,00	0,609	0,25	38,67	0,311	0,24	0,00	0,000	0,21	0,00	0,000
5	0,31	133,67	0,667	0,31	70,33	0,565	0,30	2,00	0,036	0,26	0,00	0,000
6	0,37	132,00	0,659	0,38	93,67	0,752	0,36	7,00	0,126	0,31	0,00	0,000
7	0,44	132,00	0,659	0,44	97,00	0,779	0,41	20,33	0,366	0,36	0,33	0,010
8	0,50	130,33	0,650	0,50	95,33	0,766	0,47	28,67	0,516	0,41	3,67	0,106
9	0,56	128,67	0,642	0,57	95,33	0,766	0,53	38,67	0,697	0,46	7,00	0,203
10	0,62	127,00	0,634	0,63	92,00	0,739	0,59	48,67	0,877	0,51	13,67	0,396
11	0,69	125,33	0,625	0,69	90,33	0,725	0,65	58,67	1,057	0,57	23,67	0,685
12	0,75	125,33	0,625	0,76	88,67	0,712	0,71	63,67	1,147	0,62	35,33	1,023
13	0,81	122,00	0,609	0,82	85,33	0,685	0,77	62,00	1,117	0,67	43,67	1,264
14	0,87	122,00	0,609	0,88	83,67	0,672	0,83	60,33	1,087	0,72	47,00	1,361
15	0,93	118,67	0,592	0,94	82,00	0,659	0,89	57,00	1,027	0,77	47,00	1,361
16	1,00	117,00	0,584	1,01	78,67	0,632	0,95	55,33	0,997	0,82	45,33	1,313
17	1,06	113,67	0,567	1,07	77,00	0,618	1,01	52,00	0,937	0,88	43,67	1,264
18	1,12	112,00	0,559	1,13	77,00	0,618	1,07	48,67	0,877	0,93	40,33	1,168
19	1,18	108,67	0,542	1,20	73,67	0,592	1,12	45,33	0,817	0,98	40,33	1,168
20	1,25	105,33	0,526	1,26	72,00	0,578	1,18	40,33	0,727	1,03	37,00	1,071
21	1,31	100,33	0,501	1,32	68,67	0,551	1,24	37,00	0,666	1,08	33,67	0,975
22	1,37	97,00	0,484	1,39	65,33	0,525	1,30	33,67	0,606	1,13	30,33	0,878
23	1,43	92,00	0,459	1,45	60,33	0,485	1,36	32,00	0,576	1,18	27,00	0,782
24	1,50	87,00	0,434	1,51	57,00	0,458	1,42	28,67	0,516	1,24	22,00	0,637
25	1,56	80,33	0,401	1,57	52,00	0,418	1,48	23,67	0,426	1,29	20,33	0,589
26	1,62	75,33	0,376	1,64	47,00	0,377	1,54	20,33	0,366	1,34	17,00	0,492
27	1,68	70,33	0,351	1,70	42,00	0,337	1,60	15,33	0,276	1,39	13,67	0,396
28	1,74	63,67	0,318	1,76	37,00	0,297	1,66	12,00	0,216	1,44	10,33	0,299
29	1,81	57,00	0,284	1,83	32,00	0,257	1,72	8,67	0,156	1,49	7,00	0,203
30	1,87	52,00	0,259	1,89	25,33	0,203	1,78	5,33	0,096	1,54	8,67	0,251
31	1,93	45,33	0,226	1,95	20,33	0,163	1,84	7,00	0,126	1,60	7,00	0,203
32	1,99	40,33	0,201	2,02	13,67	0,110	1,89	5,33	0,096	1,65	5,33	0,154
33	2,06	33,67	0,168	2,08	10,33	0,083	1,95	3,67	0,066	1,70	7,00	0,203
34	2,12	28,67	0,143	2,14	7,00	0,056	2,01	3,67	0,066	1,75	5,33	0,154
35	2,18	23,67	0,118	2,20	5,33	0,043	2,07	2,00	0,036	1,80	3,67	0,106
36	2,24	18,67	0,093	2,27	3,67	0,029	2,13	2,00	0,036	1,85	5,33	0,154
37	2,31	12,00	0,060	2,33	2,00	0,016	2,19	2,00	0,036	1,91	3,67	0,106
38	2,37	7,00	0,035	2,39	3,67	0,029	2,25	0,33	0,006	1,96	2,00	0,058
39	2,43	5,33	0,027	2,46	2,00	0,016	2,31	2,00	0,036	2,01	3,67	0,106
40	2,49	3,67	0,018	2,52	2,00	0,016	2,37	0,33	0,006	2,06	2,00	0,058
41	2,55	2,00	0,010	2,58	0,33	0,003	2,43	0,33	0,006	2,11	2,00	0,058
42	2,62	2,00	0,010	2,65	2,00	0,016	2,49	0,33	0,006	2,16	2,00	0,058
43	2,68	0,33	0,002	2,71	0,33	0,003	2,55	2,00	0,036	2,21	2,00	0,058
44	2,74	2,00	0,010	2,77	2,00	0,016	2,61	0,33	0,006	2,27	0,33	0,010
45	2,80	0,33	0,002	2,83	0,33	0,003	2,66	0,33	0,006	2,32	0,33	0,010
46	2,87	0,33	0,002	2,90	0,33	0,003	2,72	0,33	0,006	2,37	0,33	0,010
47	2,93	0,33	0,002	2,96	0,33	0,003	2,78	0,33	0,006	2,42	0,33	0,010
48	2,99	0,00	0,000	3,02	0,33	0,003	2,84	0,00	0,000	2,47	0,33	0,010
49	3,05	0,00	0,000	3,09	0,33	0,003	2,90	0,00	0,000	2,52	0,00	0,000
50	3,12	0,00	0,000	3,15	0,33	0,003	2,96	0,00	0,000	2,57	0,00	0,000
51	3,18	0,00	0,000	3,21	0,33	0,003	3,02	0,00	0,000	2,63	0,00	0,000
52	3,24	0,00	0,000	3,28	0,00	0,000	3,08	0,00	0,000	2,68	0,00	0,000
53	3,30	0,00	0,000	3,34	0,00	0,000	3,14	0,00	0,000	2,73	0,00	0,000
54	3,37	0,00	0,000	3,40	0,00	0,000	3,20	0,00	0,000	2,78	0,00	0,000
55	3,43	0,00	0,000	3,46	0,00	0,000	3,26	0,00	0,000	2,83	0,00	0,000
56	3,49	0,00	0,000	3,53	0,00	0,000	3,32	0,00	0,000	2,88	0,00	0,000
57	3,55	0,00	0,000	3,59	0,00	0,000	3,37	0,00	0,000	2,93	0,00	0,000
58	3,61	0,00	0,000	3,65	0,00	0,000	3,43	0,00	0,000	2,99	0,00	0,000
59	3,68	0,00	0,000	3,72	0,00	0,000	3,49	0,00	0,000	3,04	0,00	0,000
60	3,74	0,00	0,000	3,78	0,00	0,000	3,55	0,00	0,000	3,09	0,00	0,000

III.2. Gráficos do ajustamento paramétrico às curvas DTR

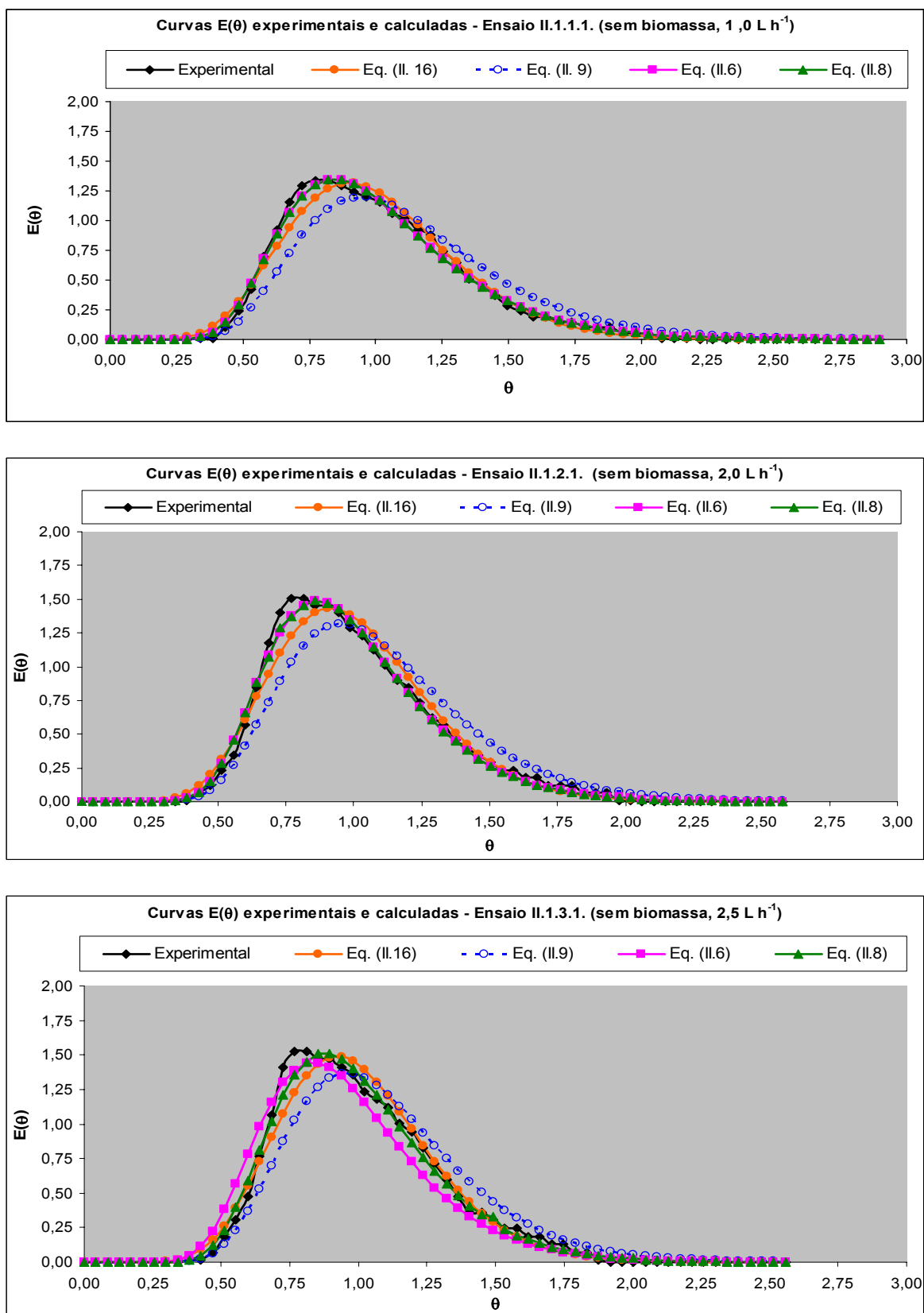


Figura III.1. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série II.1. (sem biomassa e carga nula de carbono)

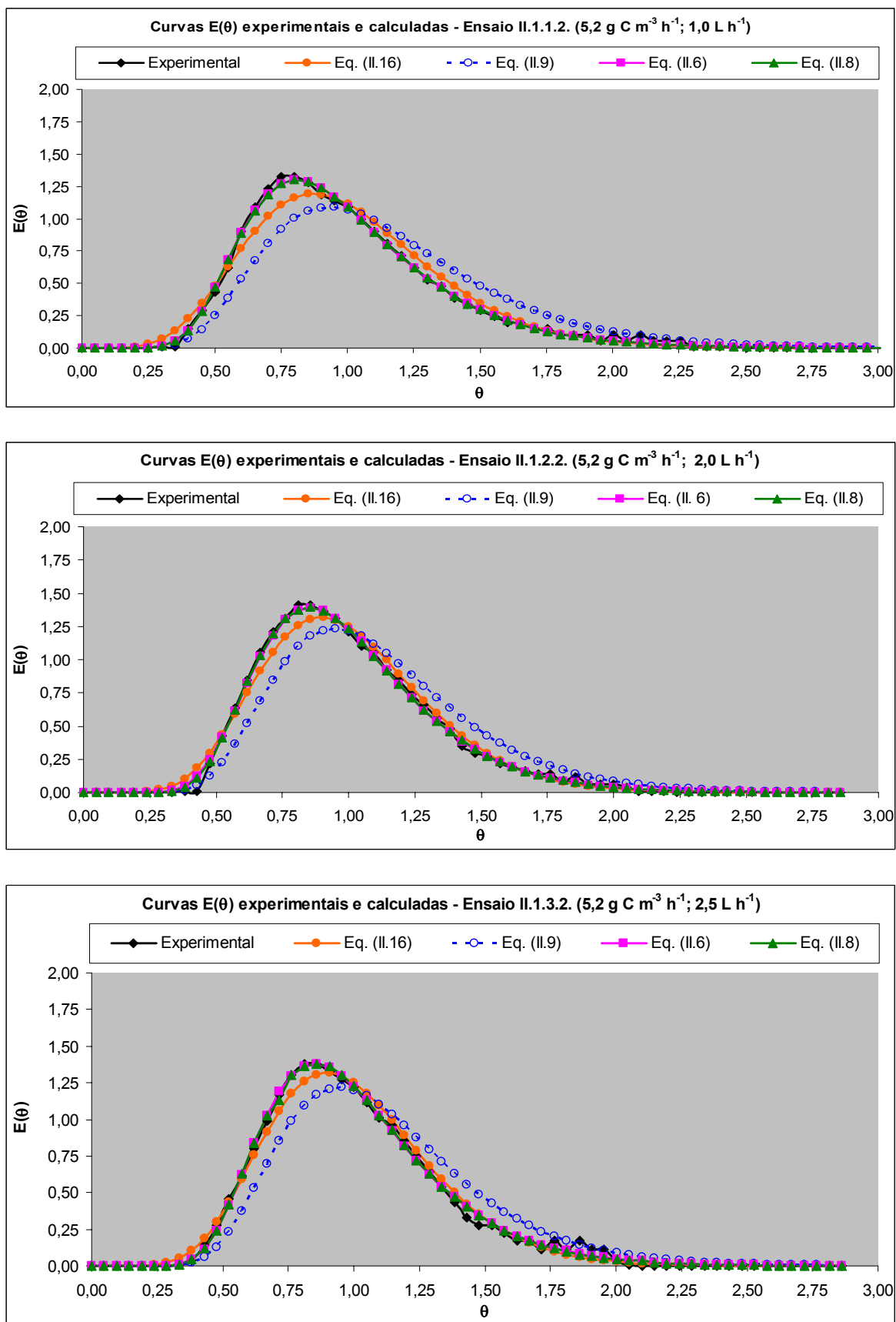


Figura III.2. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série II.1. (com biomassa e carga orgânica média de $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

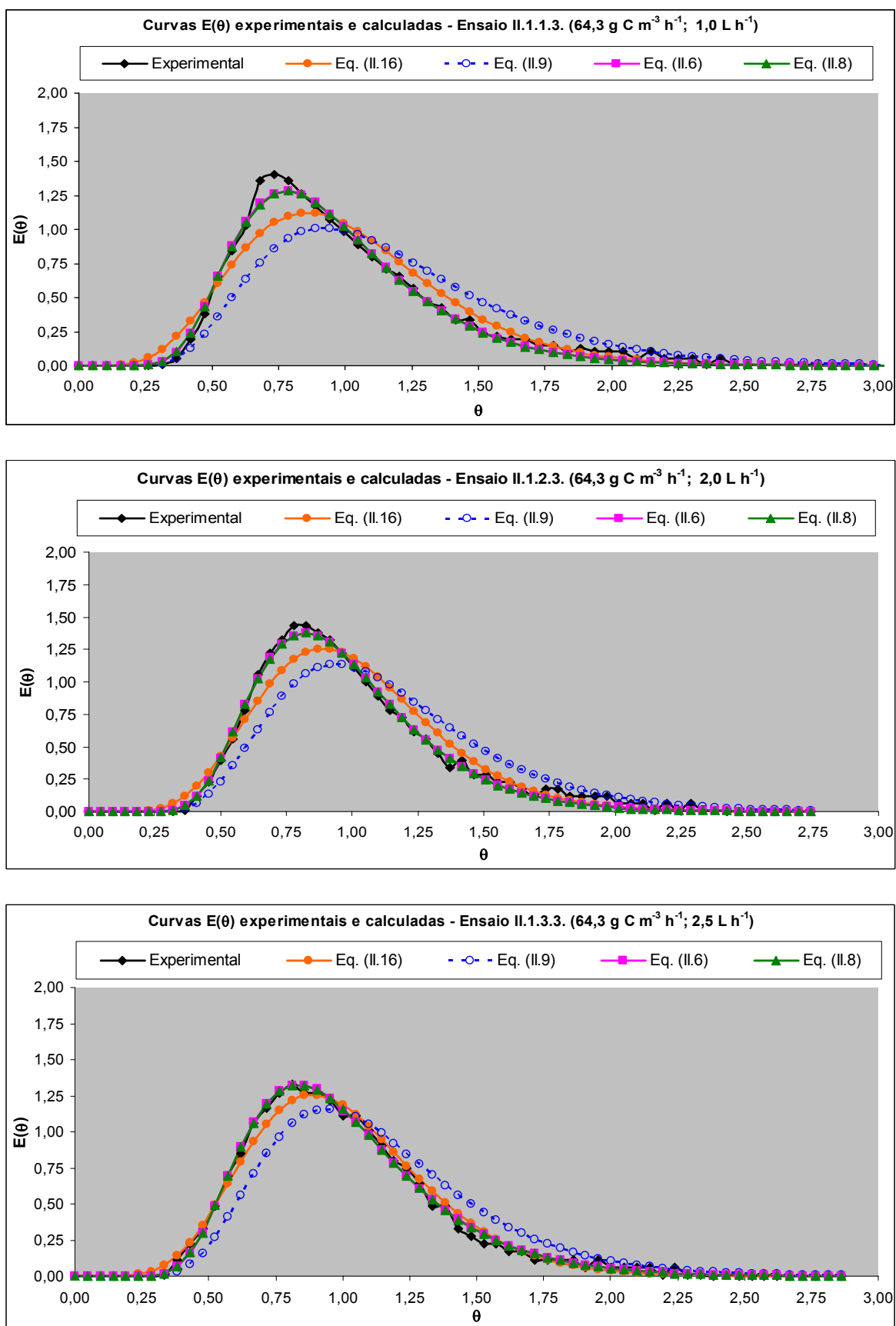


Figura III.3. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série II.1. (com biomassa e carga orgânica média de $64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

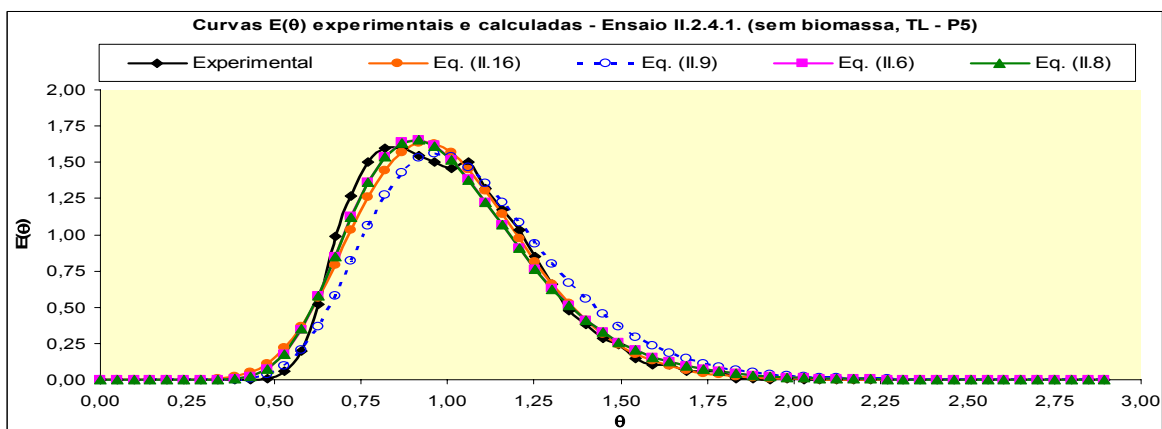
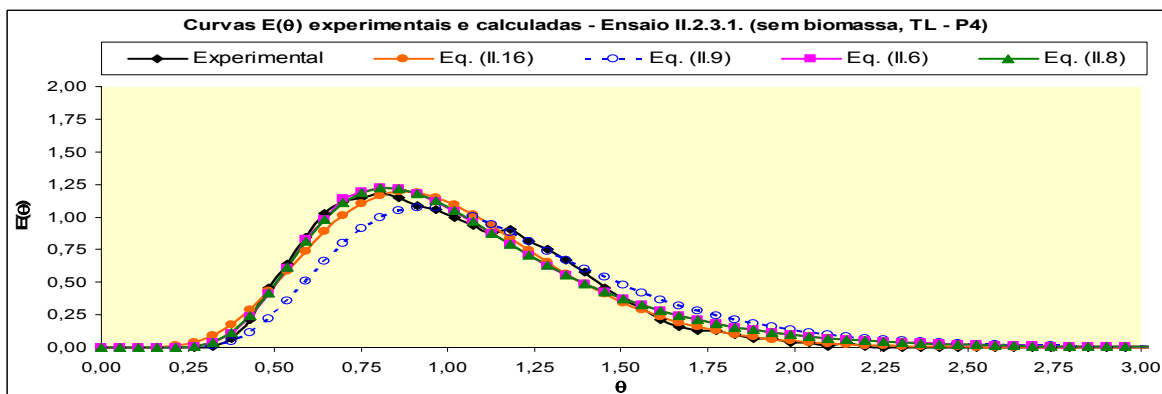
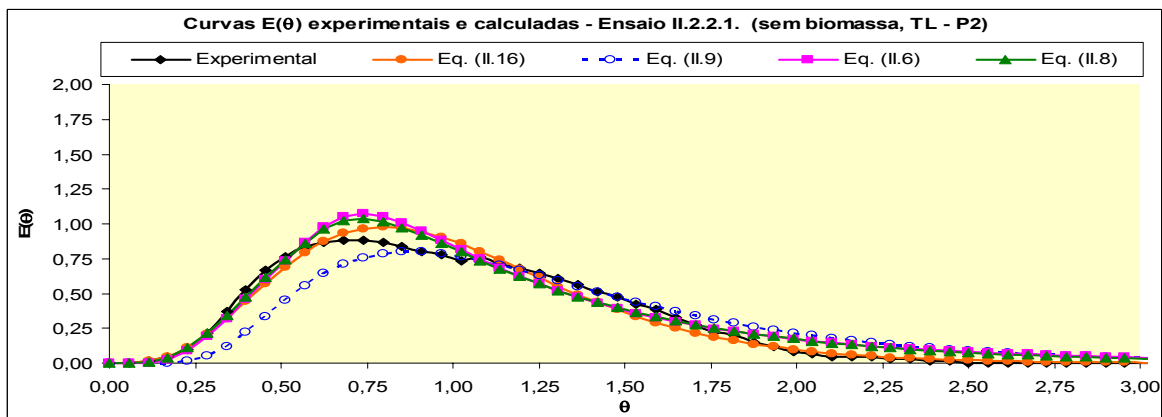
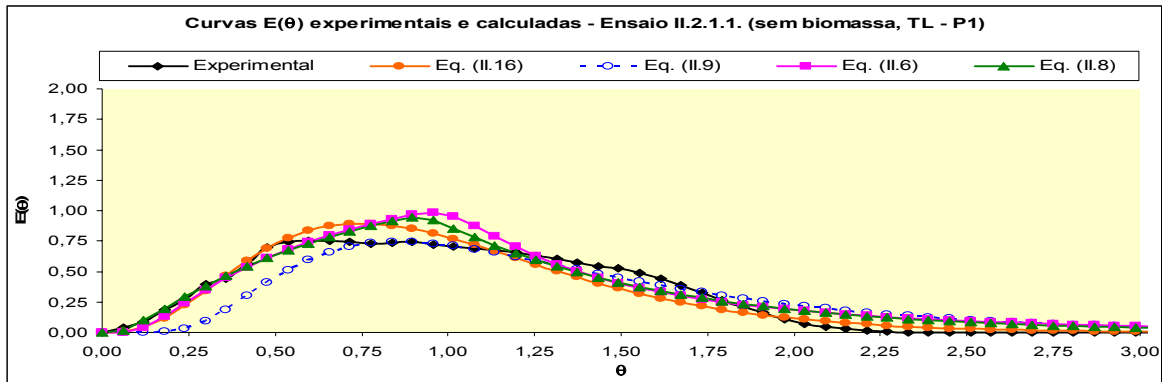


Figura III.4. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série II.2. (sem biomassa e carga nula de carbono)

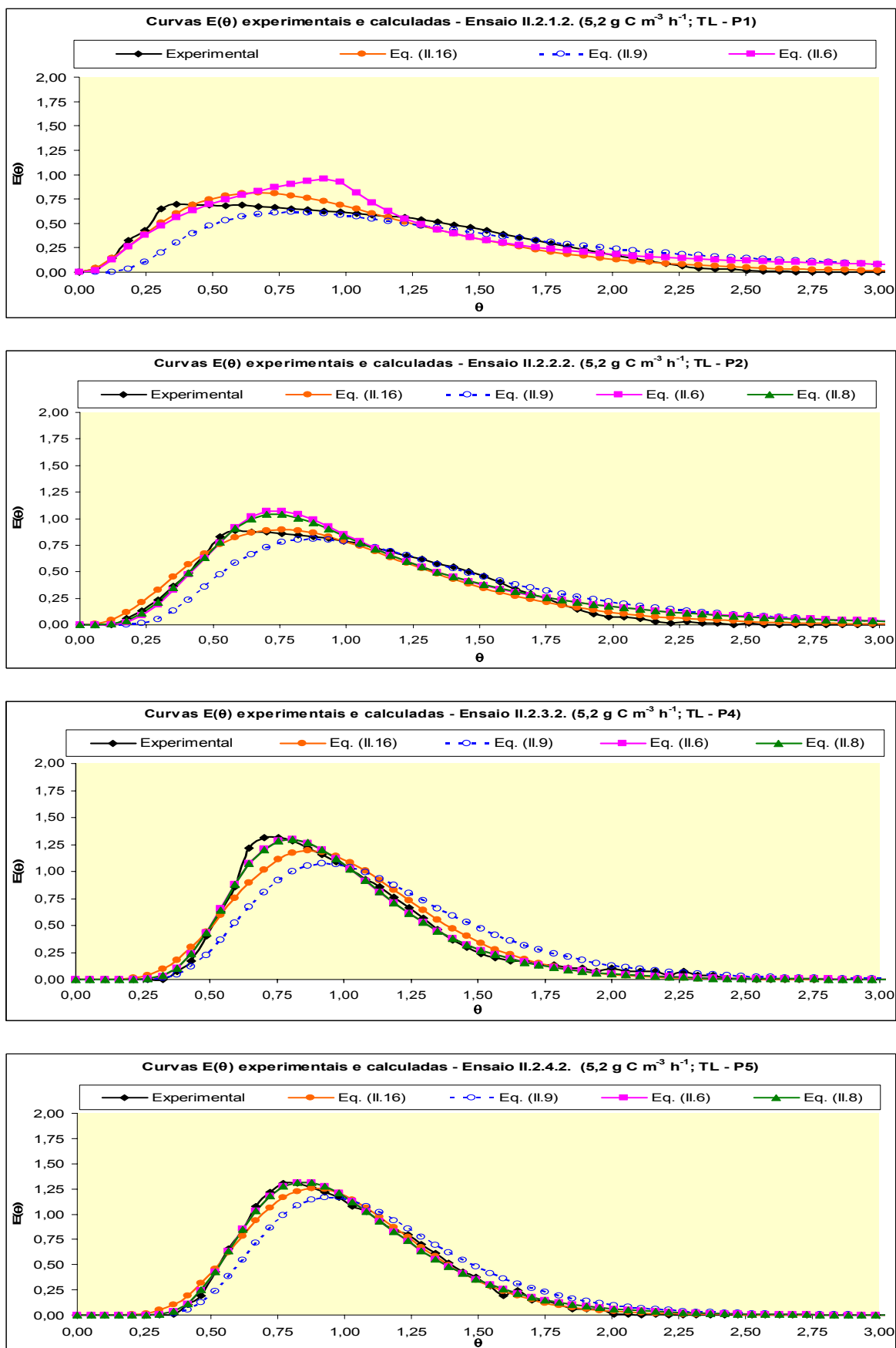


Figura III.5. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série II.2. (com biomassa e carga orgânica média de $5,2 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

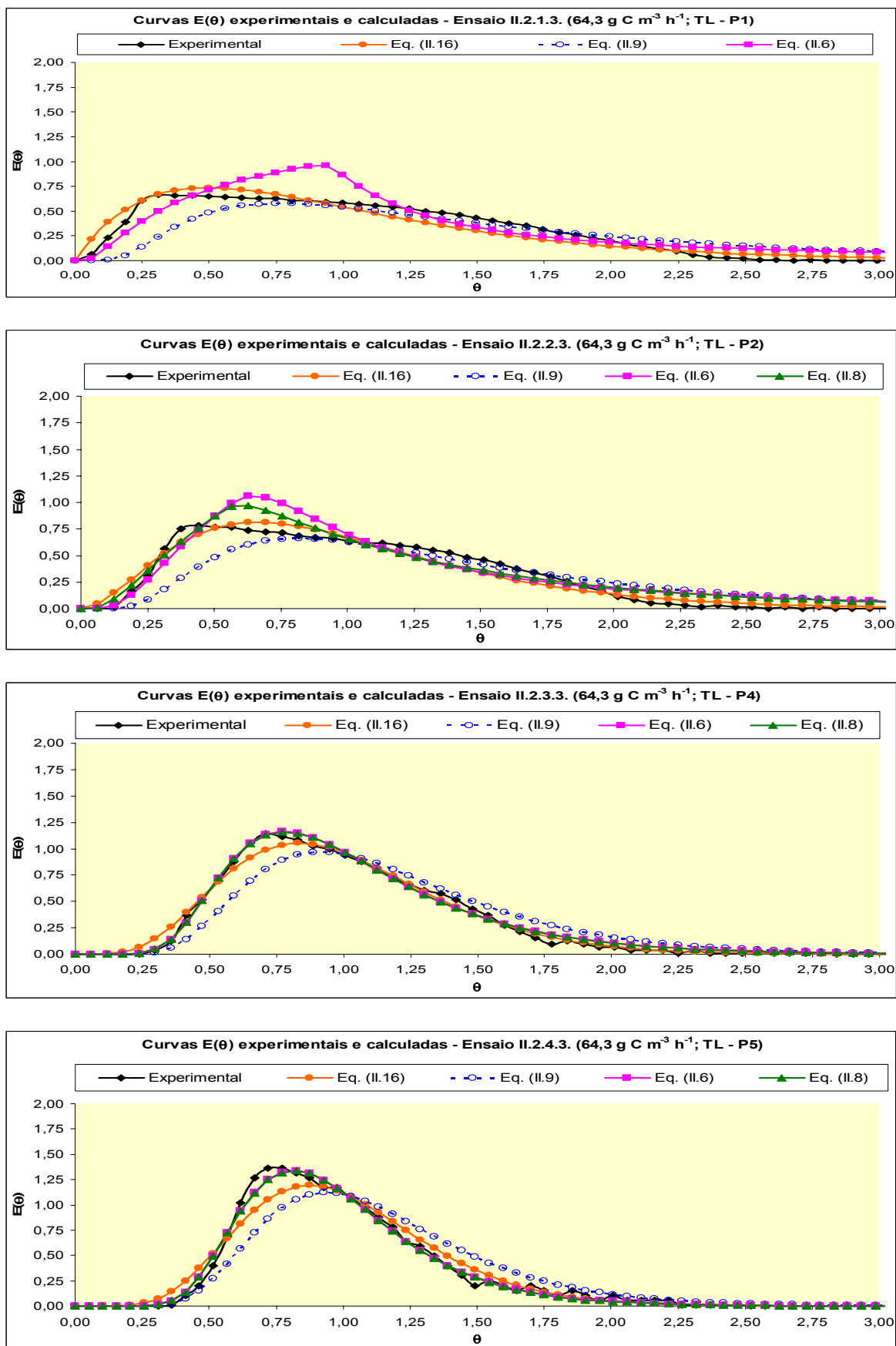


Figura III.6. – Curvas DTR experimentais e calculadas - Série II.1. (com biomassa e carga orgânica média de $64,3 \text{ g C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

ANEXO IV: Características físico-químicas de lamas, de água residual doméstica e de águas superficiais

IV.2. Caracterização das amostras de lamas, de águas residuais domésticas e de águas superficiais

Nos Quadros IV.1. a IV.4. apresentam-se as características físico-químicas das amostras de lamas da ETAR de Verdelhas, da água residual doméstica tratada da ETAR da Boidobra e das águas superficiais do rio Zêzere e da ribeira da Boidobra.

Quadro IV.1. – Caracterização das lamas da ETAR de Verdelhas

Parâmetros	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)
Amostra	7,6	19,8	0,3	8 230	6 410	363,2	156,15	17,80

Nota: Amostra recolhida na linha de recirculação entre o decantador secundário e o tanque de arejamento

Quadro IV.2. – Caracterização do efluente da ETAR da Boidobra

Parâmetros	Ensaio IV.1.1.	Ensaio IV.1.2.	Ensaio IV.2.1.	Ensaio IV.2.2.	Ensaio IV.5.1.	Ensaio IV.5.2.	Ensaio IV.6.1.	Ensaio IV.6.2.
pH	7,0	7,1	6,9	7,1	6,9	7,1	7,1	6,9
Temperatura (°C)	16,8	17,1	16,2	16,4	17,2	17,3	17,2	17,6
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	2,6	1,9	2,2	2,3	1,8	1,8	1,6	1,7
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	79,3	86,5	80,6	101,3	99,6	104,1	98,7	103,8
SST (mg L ⁻¹)	80,0	125,0	100,0	65,0	85,0	110,0	120,0	125,0
SSV (mg L ⁻¹)	55,0	85,0	70,0	40,0	60,0	75,0	85,0	95,0
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	115,8	145,1	125,3	112,6	118,5	130,2	141,6	143,2
COT (mg C L ⁻¹)	38,62	54,55	41,18	36,72	44,37	59,94	58,10	64,14
N-Tot (mg L ⁻¹)	21,5	19,8	16,5	15,4	18,7	16,8	21,2	19,4
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	12,52	12,45	10,66	9,33	12,61	12,43	13,71	13,42
NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0,29	0,19	0,17	0,13	0,23	0,16	0,25	0,14
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	3,17	1,44	2,23	2,66	1,54	1,78	2,36	1,89

Nota: Amostras recolhidas no ponto de descarga final

Quadro IV.3. – Caracterização da água superficial do rio Zêzere (Peso)

Parâmetros	Ensaio IV.3.1.	Ensaio IV.4.1.	Ensaio IV.7.1.	Ensaio IV.8.1.
pH	6,9	7,0	6,9	7,1
Temperatura (°C)	15,7	16,1	16,1	15,8
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	6,3	6,1	6,0	6,5
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	14,5	14,3	15,8	16,3
SST (mg L ⁻¹)	40,0	35,0	45,0	55,0
SSV (mg L ⁻¹)	10,0	10,0	15,0	20,0
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	8,9	12,1	10,8	10,7
Oxidabilidade (mg O ₂ L ⁻¹)	2,1	2,7	2,3	2,4
COT (mg C L ⁻¹)	3,63	5,64	5,05	4,44
N-Tot (mg L ⁻¹)	2,2	2,6	3,4	3,7
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	0,16	0,15	0,19	0,23
NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0,07	0,06	0,06	0,05
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	1,0	1,1	2,2	2,5

Nota: Amostras recolhidas na margem direita do rio

Quadro IV.4. – Caracterização da água superficial da ribeira da Boidobra

Parâmetros	Ensaio IV.3.2.	Ensaio IV.4.2.	Ensaio IV.7.2.	Ensaio IV.8.2.
pH	7,1	7,3	7,0	7,1
Temperatura (°C)	16,8	16,2	15,8	16,1
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	4,8	5,1	5,2	4,6
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	27,6	35,5	28,4	33,2
SST (mg L ⁻¹)	65,0	60,0	55,0	45,0
SSV (mg L ⁻¹)	35,0	30,0	25,0	20,0
CQO (mg O ₂ L ⁻¹)	39,6	58,2	41,8	51,8
Oxidabilidade (mg O ₂ L ⁻¹)	6,3	7,4	6,1	7,1
COT (mg C L ⁻¹)	18,14	25,52	16,48	21,81
N-Tot (mg L ⁻¹)	10,2	10,8	9,7	12,2
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	1,73	2,55	1,61	2,37
NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0,09	0,17	0,12	0,16
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	7,3	6,4	5,7	8,1

Nota: Amostras recolhidas a meio da largura do curso de água

ANEXO V: Resultados da aclimação de biomassa

V.1. Aclimação de biomassa

Quadro V.1. – Resultados da aclimação de biomassa ao acetato de sódio

Dia		OD (mg O ₂ L ⁻¹)	pH	COT (mg C L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)
1	Início	4,18	7,28	1060,0	3010	2480
	Fim	6,08	8,10	171,5	3580	2740
2	Início	2,25	7,11	1055,0	2710	2350
	Fim	6,06	8,91	110,1	2990	2580
3	Início	1,15	8,14	1186,0	2470	2010
	Fim	6,60	9,07	148,0	2520	2320
4	Início	1,35	8,18	1120,0	1990	1780
	Fim	6,77	8,85	113,4	2150	1950
5	Início	1,64	7,38	1093,0	1790	1550
	Fim	6,64	8,88	122,1	1950	1760
6	Início	1,45	7,55	1115,0	1720	1480
	Fim	6,92	8,30	194,2	1860	1660
7	Início	1,68	7,23	1135,0	1650	1360
	Fim	6,88	8,72	110,3	1800	1530
8	Início	1,36	7,43	1140,0	1700	1400
	Fim	6,94	8,75	124,5	1780	1530
9	Início	1,63	7,33	1089,0	1690	1350
	Fim	7,03	8,91	127,3	1750	1490
10	Início	1,52	7,24	1076,0	1650	1380
	Fim	6,61	8,74	102,1	1730	1510
11	Início	1,16	7,77	1086,0	1630	1360
	Fim	7,05	8,96	96,3	1750	1490
12	Início	1,06	7,42	1102,3	1680	1340
	Fim	6,68	8,96	111,5	1740	1480
13	Início	1,56	8,09	1135,0	1650	1370
	Fim	6,39	8,92	103,3	1790	1500
14	Início	1,19	7,58	1091,7	1710	1350
	Fim	6,18	8,95	98,5	1770	1480
15	Início	1,47	7,49	1082,0	1670	1380
	Fim	6,32	8,84	100,3	1760	1520

ANEXO VI: Resultados de ensaios preliminares (Fase experimental I) e de recuperação do filtro após lavagem e cálculo das perdas de carga

VI.1. Resultados de ensaios preliminares - Fase experimental I

Quadro VI.1. – Variação do COT, pH e OD ao longo do tempo - ensaio preliminar I.1.

Tempo de ensaio (dias)	COT (mg C L ⁻¹)						Efluente filtro ¹⁾
	Afluente filtro	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	
0,3	40,88	38,02	38,31	37,23	37,06	37,13	37,00
1,0	40,50	36,27	35,80	35,65	35,56	35,54	35,47
2,0	40,32	33,87	31,11	30,57	30,42	30,26	30,13
3,0	41,95	35,03	32,41	31,81	31,56	31,39	31,24
4,0	40,80	33,82	31,01	30,36	30,13	29,93	29,75
5,0	40,34	33,29	30,62	30,06	29,77	29,59	29,39
6,0	41,85	34,88	31,95	31,20	30,88	30,68	30,44
7,0	40,72	33,45	30,68	29,99	29,73	29,52	29,36
8,0	40,49	33,64	30,73	30,09	29,82	29,60	29,40
9,0	41,81	34,90	32,33	31,76	31,47	31,26	31,09
10,0	40,99	34,80	32,62	32,14	31,89	31,69	31,50
11,0	39,92	33,57	31,55	31,19	30,99	30,80	30,65
12,0	41,69	35,40	33,33	32,92	32,67	32,47	32,30
13,0	41,05	34,83	32,90	32,51	32,28	32,06	31,89
14,0	40,37	34,28	32,44	32,10	31,83	31,61	31,49
15,0	41,74	36,00	34,49	34,09	33,82	33,60	33,46
16,0	41,22	35,35	33,95	33,67	33,43	33,22	33,10
Desvio absoluto máximo	1,39	2,12	2,03	1,97	1,99	1,94	1,94
pH	7,20 ± 0,01	7,33 ± 0,02	7,34 ± 0,01	7,35 ± 0,01	7,37 ± 0,01	7,38 ± 0,01	7,38 ± 0,02
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	7,73 ± 0,06	1,72 ± 0,16	0,97 ± 0,09	0,77 ± 0,09	0,66 ± 0,09	0,55 ± 0,10	1,70 ± 0,09

¹⁾ À entrada do decantador

Nota: Os intervalos de confiança para o pH e o OD foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0% e para n_A = 17

Quadro VI.2. – Variação dos SST e SSV ao longo do tempo - ensaio preliminar I.1.

Tempo de ensaio (dias)	SST (mg L ⁻¹)						SSV (mg L ⁻¹)					
	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾
0,3	55,0	47,5	42,5	37,5	32,5	30,0	47,5	40,0	32,5	30,0	25,0	22,5
1,0	52,5	47,5	37,5	35,0	30,0	25,0	45,0	40,0	32,5	30,0	22,5	17,5
2,0	47,5	40,0	35,0	30,0	30,0	20,0	35,0	30,0	27,5	22,5	20,0	15,0
3,0	47,5	45,0	42,5	32,5	30,0	25,0	40,0	37,5	32,5	27,5	22,5	20,0
4,0	47,5	40,0	35,0	30,0	27,5	22,5	40,0	30,0	27,5	25,0	22,5	17,5
5,0	52,5	47,5	40,0	30,0	27,5	25,0	47,5	42,5	30,0	25,0	22,5	20,0
6,0	50,0	42,5	40,0	32,5	27,5	22,5	45,0	37,5	32,5	27,5	22,5	17,5
7,0	55,0	47,5	42,5	37,5	32,5	30,0	47,5	40,0	37,5	30,0	27,5	25,0
8,0	55,0	50,0	45,0	40,0	32,5	30,0	50,0	42,5	40,0	32,5	25,0	22,5
9,0	57,5	52,5	45,0	40,0	32,5	32,5	47,5	42,5	37,5	32,5	25,0	25,0
10,0	60,0	55,0	45v	40,0	32,5	32,5	50,0	42,5	37,5	30,0	25,0	25,0
11,0	62,5	55,0	50,0	45,0	40,0	40,0	52,5	47,5	45,0	40,0	32,5	30,0
12,0	62,5	55,0	50,0	45,0	40,0	37,5	50,0	47,5	45,0	40,0	35,0	30,0
13,0	67,5	60,0	55v	50,0	45,0	40,0	52,5	50,0	45,0	42,5	37,5	30,0
14,0	70,0	62,5	60,0	50,0	45,0	40,0	55,0	47,5	45,0	40,0	35,0	30,0
15,0	70,0	65,0	57,5	55,0	47,5	42,5	55,0	50,0	45,0	42,5	37,5	30,0
16,0	70v	65,0	60v	55,0	47,5	42,5	55,0	50,0	45,0	40,0	35,0	30v
Desvio absoluto máximo	5,0	5,0	5,0	2,5	7,5	5,0	5,0	5,0	5,0	2,5	7,5	5,0

¹⁾ À entrada do decantador

Quadro VI.3. – Variação do COT, pH e OD ao longo do tempo - ensaio preliminar I.2.

Tempo de ensaio (dias)	COT (mg C L ⁻¹)						
	Afluente filtro	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾
0,3	41,53	24,86	22,33	21,28	19,98	19,57	19,11
1,0	40,37	16,93	14,22	13,14	12,19	11,50	10,77
2,0	40,02	15,05	12,43	11,18	10,40	9,60	9,17
3,0	42,05	14,53	11,87	10,78	10,18	9,50	9,09
4,0	41,38	13,31	11,18	10,18	9,47	9,04	8,67
5,0	40,34	16,50	14,59	13,69	13,15	12,46	11,84
6,0	41,72	18,74	17,58	17,00	16,50	16,18	15,68
7,0	40,85	22,49	21,33	20,65	20,25	19,89	19,65
8,0	39,89	26,74	25,67	24,22	23,94	23,55	23,33
Desvio absoluto máximo	0,73	2,62	1,94	1,36	1,45	1,50	1,56
pH	7,23 ± 0,01	7,46 ± 0,04	7,49 ± 0,04	7,51 ± 0,05	7,52 ± 0,05	7,53 ± 0,05	7,54 ± 0,06
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	7,75 ± 0,03	2,37 ± 0,12	2,32 ± 0,11	2,28 ± 0,13	2,17 ± 0,08	1,68 ± 0,11	1,29 ± 0,09

¹⁾ À entrada do decantador

Nota: Os intervalos de confiança para o pH e o OD foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0% e para n_A = 9

Quadro VI.4. – Variação dos SST e SSV ao longo do tempo - ensaio preliminar I.2.

Tempo de ensaio (dias)	SST (mg L ⁻¹)						SSV (mg L ⁻¹)					
	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾
0,3	35,0	32,5	27,5	25,0	22,5	20,0	27,5	17,5	22,5	20,0	17,5	15,0
1,0	35,0	32,5	32,5	25,0	22,5	22,5	27,5	25,0	22,5	20,0	17,5	15,0
2,0	37,5	35,0	30,0	30,0	25,0	26,5	30,0	30,0	25,0	22,5	20,0	20,0
3,0	42,5	40,0	32,5	32,5	30,0	30,0	30,0	27,5	25,0	22,5	22,5	20,0
4,0	45,0	40,0	35,0	35,0	32,5	30,0	35,0	35,0	30,0	27,5	22,5	20,0
5,0	47,5	42,5	40,0	35,0	32,5	32,5	37,5	35,0	30,0	27,5	25,0	22,5
6,0	55,0	52,5	47,5	37,5	35,0	35,0	42,5	40,0	37,5	32,5	27,5	25,0
7,0	62,5	57,5	50,0	45,0	37,5	37,5	45,0	45,0	40,0	35,0	30,0	27,5
8,0	67,5	62,5	52,5	45,0	37,5	37,5	50,0	47,5	42,5	37,5	32,5	27,5
Desvio absoluto máximo	7,5	7,5	7,5	5,0	7,5	7,5	5,0	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5

¹⁾ À entrada do decantador

VI.2. Cálculo das perdas de carga

VI.2.1. Ensaios preliminares - Fase experimental I

Nos Quadros VI.5. e VI.6. apresenta-se a variação da perda de carga no leito, entre troços (Δl) e total (Δy), calculada de acordo com o descrito no ponto 1.5.7., dos SST e da remoção global de carbono ao longo do tempo, para os ensaios preliminares I.1. e I.2., respectivamente.

Quadro VI.5. – Variação da perda de carga no leito, dos SST e da remoção global de carbono ao longo do tempo - ensaio preliminar I.1. (sem arejamento)

Tempo de ensaio (dias)	H_{sl} (cm)	Δl (cm c.a.)						Δy (cm c.a.)						SST efluente ¹⁾ (mg L ⁻¹)	ΔC total (mg C L ⁻¹)
		TL	P1	P2	P3	P4	P5	TL	P1	P2	P3	P4	P5		
		0,0 cm	3,0 cm	8,0 cm	12,0 cm	23,0 cm	33,0 cm	0,0 cm	3,0 cm	8,0 cm	12,0 cm	23,0 cm	33,0 cm		
0,0	2,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	30,0	4,20
1,0	3,10	0,00	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,20	0,20	0,20	0,20	20,0	5,58
2,0	3,20	0,00	0,10	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,10	0,20	0,30	0,30	0,30	20,0	9,97
3,0	3,40	0,00	0,25	0,10	0,15	0,00	0,00	0,00	0,25	0,35	0,50	0,50	0,50	25,0	9,28
4,0	3,55	0,00	0,30	0,15	0,15	0,05	0,00	0,00	0,30	0,45	0,60	0,65	0,65	20,0	10,12
5,0	3,80	0,00	0,50	0,15	0,15	0,05	0,05	0,00	0,50	0,65	0,80	0,85	0,90	25,0	9,62
6,0	4,20	0,00	0,60	0,30	0,20	0,15	0,05	0,00	0,60	0,90	1,10	1,25	1,30	25,0	11,73
7,0	4,95	0,00	1,05	0,40	0,30	0,25	0,05	0,00	1,05	1,45	1,75	2,00	2,05	30,0	10,90
8,0	5,20	0,00	1,10	0,50	0,40	0,25	0,05	0,00	1,10	1,60	2,00	2,25	2,30	30,0	11,00
9,0	6,35	0,00	1,30	1,35	0,50	0,25	0,05	0,00	1,30	2,65	3,15	3,40	3,45	35,0	10,68
10,0	7,65	0,00	2,30	1,60	0,55	0,25	0,05	0,00	2,30	3,90	4,45	4,70	4,75	35,0	9,90
11,0	8,90	0,00	3,50	1,65	0,55	0,25	0,05	0,00	3,50	5,15	5,70	5,95	6,00	40,0	9,48
12,0	11,80	0,00	6,30	1,70	0,60	0,25	0,05	0,00	6,30	8,00	8,60	8,85	8,90	35,0	9,37
13,0	16,50	0,00	10,95	1,75	0,60	0,25	0,05	0,00	10,95	12,70	13,30	13,55	13,60	40,0	8,98
14,0	26,95	0,00	21,35	1,80	0,60	0,25	0,05	0,00	21,35	23,15	23,75	24,00	24,05	40,0	8,90
15,0	41,55	0,00	35,95	1,80	0,60	0,25	0,05	0,00	35,95	37,75	38,35	38,60	38,65	45,0	8,45
16,0	52,80	0,00	47,20	1,80	0,60	0,25	0,05	0,00	47,20	49,00	49,60	49,85	49,90	45,0	8,23

¹⁾ À entrada do decantador

Quadro VI.6. – Variação da perda de carga no leito, dos SST e da remoção global de carbono ao longo do tempo - ensaio preliminar I.2. (com arejamento)

Tempo de ensaio (dias)	H_{sl} (cm)	Δl (cm c.a.)						Δy (cm c.a.)						SST efluente ¹⁾ (mg L ⁻¹)	ΔC total (mg C L ⁻¹)
		TL	P1	P2	P3	P4	P5	TL	P1	P2	P3	P4	P5		
		0,0 cm	3,0 cm	8,0 cm	12,0 cm	23,0 cm	33,0 cm	0,0 cm	3,0 cm	8,0 cm	12,0 cm	23,0 cm	33,0 cm		
0,0	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,0	22,78
1,0	3,35	0,00	0,15	0,10	0,00	0,05	0,05	0,00	0,15	0,25	0,25	0,30	0,35	25,0	28,85
2,0	4,05	0,00	0,75	0,10	0,05	0,05	0,10	0,00	0,75	0,85	0,90	0,95	1,05	25,0	30,01
3,0	4,85	0,00	1,05	0,50	0,10	0,10	0,10	0,00	1,05	1,55	1,65	1,75	1,85	30,0	31,81
4,0	6,25	0,00	1,40	1,05	0,40	0,25	0,15	0,00	1,40	2,45	2,85	3,10	3,25	30,0	31,41
5,0	8,05	0,00	2,80	1,35	0,50	0,25	0,15	0,00	2,80	4,15	4,65	4,90	5,05	35,0	27,87
6,0	14,50	0,00	9,15	1,45	0,50	0,25	0,15	0,00	9,15	10,60	11,10	11,35	11,50	40,0	26,58
7,0	34,25	0,00	28,80	1,55	0,50	0,25	0,15	0,00	28,80	30,35	30,85	31,10	31,25	45,0	20,50
8,0	52,85	0,00	47,35	1,60	0,50	0,25	0,15	0,00	47,35	48,95	49,45	49,70	49,85	45,0	16,60

¹⁾ À entrada do decantador

VI.2.2. Ensaios de carga - Fases experimentais III e IV

Nos Quadros VI.7. a VI.12. apresentam-se os resultados do estudo das perdas de cargas no leito, em ensaios das Séries III.3., III.5., IV.1. e IV.2., realizados ao quarto dia do respectivo *ciclo de operação*, sem arejamento do filtro. Nos Quadros VI.13. a VI.17. pode observar-se a mesma avaliação para ensaios das Séries III.8., III.10., IV.5. e IV.6., realizados ao segundo dia do respectivo *ciclo de operação*, com arejamento do filtro. Os valores foram estimados a partir de medições do nível de líquido no topo do leito e da cota piezométrica nos cinco piezómetros colocados ao longo do leito (ver Figura 4.1., p. 84), imediatamente após cada ensaio de biodegradação. O nível de líquido inicial no topo do enchimento foi de 3,0 cm.

Quadro VI.7. – Avaliação das perdas de carga após lavagem do filtro (sem arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	Δl (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	6,00	0,05	6,05	0,05
P2	8,0	11,00	0,00	11,05	0,05
P3	13,0	16,00	0,00	16,05	0,05
P4	23,0	26,00	0,00	26,05	0,05
P5	33,0	36,00	0,00	36,05	0,05

Quadro VI.8. – Avaliação das perdas de carga - ensaio III.3.2.6. (acetato, sem arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	Δl (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	6,20	0,20	6,40	0,20
P2	8,0	11,10	0,10	11,40	0,30
P3	13,0	16,05	0,05	16,40	0,35
P4	23,0	26,00	0,05	26,40	0,40
P5	33,0	36,00	0,00	36,40	0,40

Quadro VI.9. – Avaliação das perdas de carga - ensaio III.3.2.1 (acetato, sem arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	Δl (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	6,50	0,45	6,95	0,45
P2	8,0	11,20	0,30	11,95	0,75
P3	13,0	16,15	0,05	16,95	0,80
P4	23,0	26,10	0,05	26,95	0,85
P5	33,0	36,00	0,10	36,95	0,95

Quadro VI.10. – Avaliação das perdas de carga - ensaio III.5.2.3. (acetato, sem arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	6,55	0,50	7,05	0,50
P2	8,0	11,20	0,35	12,05	0,85
P3	13,0	16,15	0,05	17,05	0,90
P4	23,0	26,10	0,05	27,05	0,95
P5	33,0	36,00	0,10	37,05	1,05

Quadro VI.11. – Avaliação das perdas de carga - ensaio IV.1.1. (água residual, sem arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	7,15	1,05	8,2	1,05
P2	8,0	11,40	0,75	13,2	1,80
P3	13,0	16,20	0,20	18,2	2,00
P4	23,0	26,10	0,10	28,2	2,10
P5	33,0	36,00	0,10	38,2	2,20

Quadro VI.12. – Avaliação das perdas de carga - ensaio IV.2.1. (água residual, sem arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	7,40	1,65	9,05	1,65
P2	8,0	11,50	0,90	14,05	2,55
P3	13,0	16,15	0,35	19,05	2,90
P4	23,0	26,05	0,10	29,05	3,00
P5	33,0	36,00	0,05	39,05	3,05

Quadro VI.13. – Avaliação das perdas de carga - ensaio III.8.2.6. (acetato, com arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	6,45	0,30	6,75	0,30
P2	8,0	11,25	0,20	11,75	0,50
P3	13,0	16,10	0,15	16,75	0,65
P4	23,0	26,05	0,05	26,75	0,70
P5	33,0	36,00	0,05	36,75	0,75

Quadro VI.14. – Avaliação das perdas de carga - ensaio III.8.2.1. (acetato, com arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	6,55	0,60	7,15	0,60
P2	8,0	11,25	0,30	12,15	0,90
P3	13,0	16,15	0,10	17,15	1,00
P4	23,0	26,05	0,10	27,15	1,10
P5	33,0	36,00	0,05	37,15	1,15

Quadro VI.15. – Avaliação das perdas de carga - ensaio III.10.2.3. (acetato, com arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	6,70	0,65	7,35	0,65
P2	8,0	11,40	0,30	12,35	0,95
P3	13,0	16,20	0,20	17,35	1,15
P4	23,0	26,05	0,15	27,35	1,30
P5	33,0	36,00	0,05	37,35	1,35

Quadro VI.16. – Avaliação das perdas de carga - ensaio IV.5.1. (água residual, com arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	7,55	1,60	9,15	1,60
P2	8,0	11,70	0,85	14,15	2,45
P3	13,0	16,30	0,40	19,15	2,85
P4	23,0	26,15	0,15	29,15	3,00
P5	33,0	36,00	0,15	39,15	3,15

Quadro VI.17. – Avaliação das perdas de carga - ensaio IV.6.1. (água residual, com arejamento)

Toma	h_e (cm)	P_1 (cm c.a.)	ΔI (cm c.a.)	H_1 (cm c.a.)	Δy (cm c.a.)
TL	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
P1	3,0	7,95	1,90	9,85	1,90
P2	8,0	12,00	0,95	14,85	2,85
P3	13,0	16,50	0,50	19,85	3,35
P4	23,0	26,20	0,30	29,85	3,65
P5	33,0	36,00	0,20	39,85	3,85

VI.2. Recuperação do filtro após lavagem

Nos Quadros VI.18. a VI.25. apresentam-se os resultados dos ensaios para avaliar a recuperação do filtro após a operação de lavagem.

Quadro VI.18. – Variação do COT, pH e OD ao longo do tempo - ensaio III.3.1.6. (acetato, sem arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	COT (mg C L ⁻¹)						
	Afluente	P1	P2	P3	P4	P5	Efluente
	filtro	3,0 cm	8,0 cm	12,0 cm	23,0 cm	33,0 cm	filtro ¹⁾
0,5	5,20	5,30	5,27	5,14	2,43	1,11	1,25
1,0	5,20	4,50	4,42	4,61	4,27	4,33	4,34
2,0	5,17	4,63	4,57	4,63	4,67	4,42	4,48
3,0	5,17	4,83	4,68	4,60	4,55	4,47	4,46
4,0	5,27	4,87	4,69	4,62	4,53	4,49	4,45
5,0	5,16	4,47	4,13	4,00	3,91	3,82	3,79
6,0	5,18	4,36	4,03	3,88	3,77	3,68	3,63
7,0	5,10	4,29	4,00	3,88	3,79	3,72	3,68
8,0	5,04	4,20	3,83	3,70	3,63	3,56	3,52
9,0	5,10	4,30	3,97	3,83	3,74	3,67	3,62
10,0	5,01	4,12	3,81	3,64	3,54	3,47	3,42
11,0	5,08	4,28	3,90	3,72	3,60	3,52	3,44
12,0	5,06	4,22	3,93	3,81	3,73	3,67	3,60
Desvio absoluto máximo	0,16	0,53	0,62	0,65	0,69	0,71	0,70
pH	7,21 ± 0,01	7,25 ± 0,02	7,25 ± 0,02	7,26 ± 0,01	7,25 ± 0,02	7,27 ± 0,01	7,26 ± 0,02
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	7,78 ± 0,04	3,08 ± 0,13	2,64 ± 0,08	2,61 ± 0,10	2,54 ± 0,09	2,51 ± 0,08	3,68 ± 0,05

¹⁾ À entrada do decantador

Nota: Os intervalos de confiança para o pH e o OD foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0% e para n_A = 13

Quadro VI.19. – Variação dos SST e SSV ao longo do tempo - ensaio III.3.1.6. (acetato, sem arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	SST (mg L ⁻¹)						SSV (mg L ⁻¹)					
	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾)	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾)
0,3	37,5	32,5	32,5	27,5	25,0	22,5	27,5	25,0	20,0	20,0	15,0	15,0
1,0	37,5	32,5	27,5	27,5	22,5	22,5	25,0	25,0	20,0	17,5	15,0	15,0
2,0	35,0	32,5	30,0	27,5	22,5	20,0	30,0	25,0	20,0	17,5	15,0	15,0
3,0	35,0	30,0	27,5	27,5	22,5	20,0	30,0	22,5	20,0	17,5	15,0	15,0
4,0	35,0	30,0	30,0	27,5	22,5	22,5	30,0	20,0	20,0	20,0	15,0	15,0
5,0	35,0	30,0	27,5	25,0	22,5	22,5	30,0	22,5	20,0	20,0	15,0	15,0
6,0	35,0	30,0	30,0	25,0	22,5	22,5	30,0	22,5	20,0	20,0	15,0	15,0
7,0	35,0	30,0	30,0	25,0	25,0	22,5	30,0	25,0	20,0	20,0	15,0	15,0
8,0	35,0	32,5	30,0	25,0	25,0	22,5	30,0	25,0	20,0	20,0	15,0	15,0
9,0	35,0	30,0	30,0	25,0	25,0	25,0	30,0	25,0	22,5	20,0	17,5	15,0
10,0	35,0	32,5	30,0	25,0	25,0	22,5	30,0	25,0	20,0	20,0	20,0	15,0
11,0	35,0	35,0	30,0	25,0	25,0	25,0	30,0	25,0	22,5	20,0	17,5	15,0
12,0	35,0	35,0	30,0	25,0	25,0	20,0	30,0	25,0	20,0	20,0	20,0	15,0
Desvio absoluto máximo	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	5,0	5,0	2,5	2,5	2,5	0,0

¹⁾ À entrada do decantador

Quadro VI.20. – Variação do COT, pH e OD ao longo do tempo - ensaio III.3.1.3. (acetato, sem arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	COT (mg C L ⁻¹)						
	Afluente filtro	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾
0,5	41,55	41,74	41,65	37,26	05,22	01,03	01,41
1,0	41,64	38,32	37,86	37,49	37,24	37,03	36,94
2,0	41,39	36,11	35,43	35,17	34,93	34,80	34,90
3,0	41,59	36,30	34,38	33,98	33,78	33,65	33,54
4,0	41,59	36,15	34,59	34,29	34,16	34,02	33,88
5,0	41,61	35,15	33,18	32,80	32,63	32,44	32,33
6,0	41,53	35,00	32,82	32,32	32,06	31,87	31,71
7,0	41,40	34,70	31,96	31,41	31,14	30,92	30,77
8,0	41,43	34,65	32,02	31,29	30,99	30,77	30,62
9,0	41,43	34,70	32,19	31,56	31,27	31,03	30,85
10,0	41,43	34,50	31,98	31,27	30,94	30,73	30,58
11,0	41,45	34,63	32,15	31,43	31,11	30,87	30,69
12,0	41,51	34,59	32,04	31,37	31,06	30,79	30,62
Desvio absoluto máximo	0,66	1,20	1,12	0,99	1,10	0,92	0,86
pH	7,18 ± 0,001	7,35 ± 0,02	7,36 ± 0,02	7,38 ± 0,01	7,38 ± 0,02	7,39 ± 0,01	7,41 ± 0,01
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	7,81 ± 0,05	1,86 ± 0,11	0,94 ± 0,10	0,74 ± 0,09	0,59 ± 0,08	0,48 ± 0,07	1,38 ± 0,08

¹⁾ À entrada do decantador

Nota: Os intervalos de confiança para o pH e o OD foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0% e para n_A = 13

Quadro VI.21. – Variação dos SST e SSV ao longo do tempo - ensaio III.3.1.3. (acetato, sem arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	SST (mg L ⁻¹)						SSV (mg L ⁻¹)					
	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾)	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾)
0,3	42,5	37,5	32,5	27,5	25,0	20,0	30,0	27,5	25,0	25,0	20,0	15,0
1,0	37,5	35,0	30,0	30,0	25,0	20,0	30,0	27,5	25,0	25,0	17,5	15,0
2,0	37,5	32,5	30,0	25,0	25,0	20,0	30,0	25,0	25,0	20,0	20,0	15,0
3,0	37,5	30,0	30,0	25,0	22,5	20,0	30,0	25,0	25,0	20,0	17,5	15,0
4,0	37,5	32,5	30,0	25,0	20,0	20,0	30,0	25,0	25,0	20,0	15,0	15,0
5,0	37,5	32,5	30,0	25,0	25,0	20,0	30,0	25,0	22,5	20,0	20,0	15,0
6,0	37,5	32,5	30,0	25,0	22,5	20,0	30,0	25,0	25,0	20,0	17,5	15,0
7,0	37,5	35,0	30,0	27,5	25,0	22,5	30,0	27,5	25,0	20,0	20,0	17,5
8,0	37,5	37,5	30,0	25,0	25,0	25,0	30,0	30,0	25,0	20,0	20,0	20,0
9,0	40,0	37,5	32,5	30,0	25,0	25,0	30,0	32,5	25,0	25,0	20,0	20,0
10,0	40,0	40,0	32,5	30,0	25,0	25,0	30,0	32,5	25,0	25,0	20,0	20,0
11,0	40,0	40,0	35,0	30,0	25,0	25,0	30,0	32,5	27,5	25,0	20,0	20,0
12,0	40,0	40,0	35,0	30,0	27,5	25,0	30,0	32,5	30,0	25,0	20,0	20,0
Desvio absoluto máximo	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	0,0	2,5	2,5	0,0	2,5	2,5

¹⁾ À entrada do decantador

Quadro VI.22. – Variação do COT, pH e OD ao longo do tempo - ensaio III.8.1.6. (acetato, com arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	COT (mg C L ⁻¹)						
	Afluente filtro	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾
0,5	4,47	4,70	4,64	4,66	2,64	1,56	1,90
1,0	4,45	3,81	3,33	3,07	2,84	2,72	2,70
2,0	4,51	4,04	3,69	3,41	3,31	3,29	3,20
3,0	4,40	3,39	3,02	2,77	2,61	2,50	2,45
4,0	4,31	3,57	3,18	2,99	2,85	2,76	2,71
5,0	4,37	2,80	2,48	2,29	2,17	2,10	2,07
6,0	4,37	2,75	2,34	2,20	2,08	2,01	1,95
7,0	4,31	2,48	2,11	1,97	1,77	1,69	1,62
8,0	4,30	2,45	2,12	1,99	1,84	1,78	1,72
9,0	4,32	2,44	2,07	1,92	1,76	1,66	1,60
10,0	4,32	2,47	2,15	1,91	1,76	1,66	1,67
11,0	4,32	2,41	2,08	1,85	1,74	1,65	1,63
12,0	4,33	2,37	2,04	1,85	1,76	1,70	1,67
Desvio absoluto máximo	0,16	0,42	0,29	0,22	0,49	0,22	0,20
pH	7,20 ± 0,001	7,24 ± 0,02	7,25 ± 0,01	7,25 ± 0,02	7,27 ± 0,01	7,27 ± 0,01	7,28 ± 0,01
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	7,78 ± 0,08	3,68 ± 0,22	3,25 ± 0,26	2,89 ± 0,10	3,17 ± 0,29	2,65 ± 0,11	2,38 ± 0,20

¹⁾ À entrada do decantador

Nota: Os intervalos de confiança para o pH e o OD foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0% e para n_A = 13

Quadro VI.23. – Variação dos SST e SSV ao longo do tempo - ensaio III.8.1.6. (acetato, com arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	SST (mg L ⁻¹)						SSV (mg L ⁻¹)					
	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾
0,3	42,5	37,5	32,5	35,0	27,5	25,0	30,0	25,0	22,5	20,0	20,0	17,5
1,0	37,5	35,0	27,5	25,0	25,0	25,0	27,5	25,0	20,0	20,0	17,5	15,0
2,0	37,5	35,0	30,0	25,0	25,0	20,0	30,0	25,0	20,0	20,0	17,5	15,0
3,0	40,0	35,0	30,0	25,0	25,0	20,0	30,0	25,0	20,0	20,0	20,0	15,0
4,0	40,0	37,5	30,0	25,0	25,0	25,0	30,0	25,0	22,5	20,0	20,0	20,0
5,0	40,0	40,0	32,5	25,0	25,0	25,0	30,0	27,5	22,5	20,0	20,0	20,0
6,0	40,0	37,5	35,0	30,0	25,0	25,0	30,0	27,5	25,0	22,5	20,0	20,0
7,0	40,0	40,0	35,0	32,5	30,0	25,0	32,5	30,0	30,0	25,0	25,0	20,0
8,0	40,0	40,0	35,0	35,0	30,0	30,0	35,0	30,0	30,0	25,0	25,0	25,0
9,0	40,0	40,0	35,0	32,5	30,0	30,0	35,0	32,5	30,0	27,5	25,0	25,0
10,0	40,0	40,0	35,0	35,0	30,0	30,0	35,0	35,0	30,0	27,5	25,0	25,0
11,0	40,0	37,5	35,0	32,5	30,0	30,0	35,0	35,0	30,0	25,0	25,0	25,0
12,0	40,0	40,0	35,0	32,5	30,0	30,0	35,0	35,0	30,0	27,5	25,0	25,0
Desvio absoluto máximo	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	0,0	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5

¹⁾ À entrada do decantador

Quadro VI.24. – Variação do COT, pH e OD ao longo do tempo - ensaio III.8.1.3. (acetato, com arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	COT (mg C L ⁻¹)						Efluente filtro ¹⁾
	Afluente filtro	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	
0,5	41,37	35,25	32,28	28,13	10,56	02,88	02,50
1,0	41,32	32,43	30,38	29,78	29,58	29,48	29,37
2,0	41,23	31,47	28,03	27,00	26,62	26,33	26,09
3,0	41,27	22,11	17,79	16,54	16,12	15,94	15,84
4,0	41,23	25,72	21,95	20,78	20,24	19,85	19,70
5,0	41,44	22,18	15,33	13,77	12,15	11,76	11,58
6,0	41,43	21,53	14,28	12,91	11,98	11,52	11,31
7,0	41,27	20,33	11,97	10,55	09,72	09,21	09,00
8,0	41,38	21,46	13,29	11,85	10,97	10,66	10,53
9,0	41,41	21,23	12,60	11,01	10,09	09,67	09,48
10,0	41,51	20,83	12,78	11,39	10,59	10,21	10,01
11,0	41,33	21,69	13,43	11,96	11,04	10,67	10,47
12,0	41,40	21,58	12,67	11,07	10,04	09,65	9,46
Desvio absoluto máximo	0,43	1,26	2,03	1,41	1,52	0,81	0,85
pH	7,18 ± 0,003	7,32 ± 0,06	7,35 ± 0,04	7,36 ± 0,04	7,39 ± 0,02	7,41 ± 0,02	7,40 ± 0,02
OD (mg O ₂ L ⁻¹)	7,77 ± 0,11	2,36 ± 0,22	2,74 ± 0,19	2,57 ± 0,21	2,17 ± 0,23	1,75 ± 0,24	1,47 ± 0,25

¹⁾ À entrada do decantador

Nota: Os intervalos de confiança para o pH e o OD foram calculados considerando um nível de confiança de 95,0% e para n_A = 13

Quadro VI.25. – Variação dos SST e SSV ao longo do tempo - ensaio III.8.1.3. (acetato, com arejamento)

Tempo de ensaio (horas)	SST (mg L ⁻¹)						SSV (mg L ⁻¹)					
	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾	P1 3,0 cm	P2 8,0 cm	P3 12,0 cm	P4 23,0 cm	P5 33,0 cm	Efluente filtro ¹⁾
0,3	32,5	32,5	30,0	25,0	25,0	25,0	27,5	25,0	22,5	20,0	20,0	20,0
1,0	30,0	30,0	25,0	25,0	22,5	20,0	25,0	25,0	20,0	20,0	17,5	15,0
2,0	30,0	30,0	25,0	25,0	25,0	20,0	25,0	25,0	20,0	20,0	20,0	15,0
3,0	32,5	30,0	30,0	25,0	25,0	22,5	25,0	25,0	25,0	20,0	20,0	17,5
4,0	35,0	32,5	30,0	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0	20,0	20,0	20,0
5,0	40,0	35,0	32,5	30,0	27,5	25,0	32,5	30,0	25,0	25,0	22,5	20,0
6,0	40,0	40,0	35,0	30,0	30,0	27,5	35,0	32,5	27,5	25,0	25,0	20,0
7,0	45,0	40,0	37,5	35,0	30,0	30,0	37,5	35,0	30,0	25,0	25,0	25,0
8,0	45,0	40,0	37,5	35,0	32,5	30,0	37,5	35,0	30,0	30,0	25,0	25,0
9,0	45,0	40,0	37,5	35,0	32,5	30,0	37,5	35,0	30,0	30,0	25,0	25,0
10,0	45,0	40,0	35,0	35,0	30,0	30,0	37,5	35,0	30,0	27,5	25,0	25,0
11,0	45,0	40,0	35,0	32,5	30,0	30,0	35,0	35,0	30,0	30,0	25,0	25,0
12,0	45,0	40,0	35,0	30,0	30,0	30,0	35,0	35,0	30,0	27,5	25,0	25,0
Desvio absoluto máximo	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5

¹⁾ À entrada do decantador

ANEXO VII: Relações estequiométricas

As relações estequiométricas globais (R), nas formas molar e mássica, para a remoção dos substratos orgânicos utilizados (acetato e água residual doméstica), em meio aeróbio e anóxico, e para a remoção de amónio (via nitrificação) foram desenvolvidas a partir das Eq. (1.30) a (1.33) e das reacções parciais de oxidação apresentadas no Quadro 1.11. (p. 59). Para a estimativa de f_s , em cada reacção, adoptaram-se valores de Y de acordo com os intervalos apresentados no Quadro 1.12. (p. 61) A metodologia utilizada foi a desenvolvida por McCarty nos anos setenta e é apresentada em Criddle *et al.* (1991), Crites e Tchobanoglous (1998) e Grady Jr. *et al.* (1999).

VII.1. Remoção de acetato em meio aeróbio

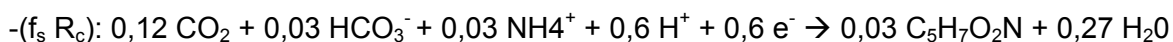
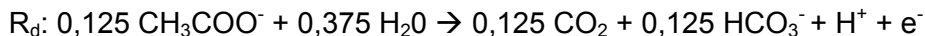
Composto dador de electrões: Acetato

Composto aceitador de electrões: Oxigénio

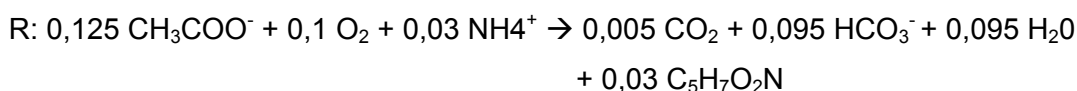
Fonte de azoto: Amónio

$Y_{H(C)}: 0,6, f_s: 0,6, f_e: 0,4$

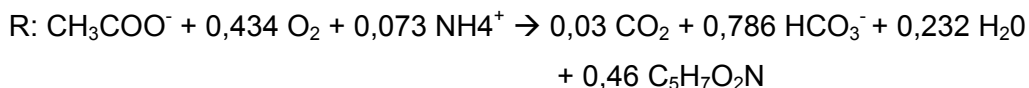
Reacções parciais:



Reacção molar:



Reacção mássica:



De onde resultam as seguintes principais relações:

0,43 g de O_2 / g de CH_3COO^- removido ou 1,07 g de O_2 / g de C removido.

0,46 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de CH_3COO^- removido ou 1,13 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de C removido.

VII.2. Remoção de acetato em meio anóxico

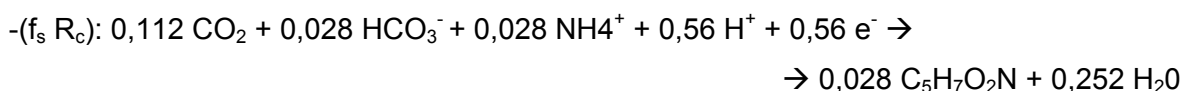
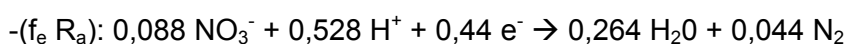
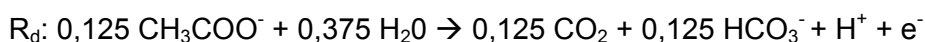
Composto dador de electrões: Acetato

Composto aceitador de electrões: Nitrato

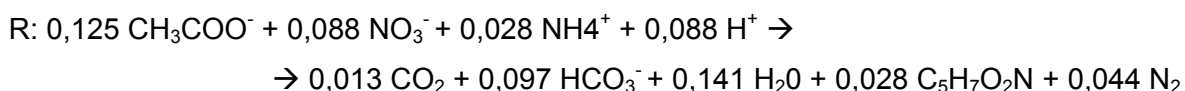
Fonte de azoto: Amónio

$Y_{H(D)}$: 0,4, f_s : 0,56, f_e : 0,44

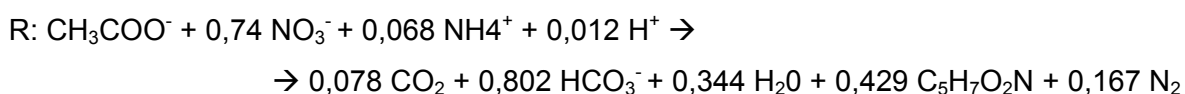
Reacções parciais:



Reacção molar:



Reacção mássica:



De onde resultam as seguintes principais relações as seguintes principais relações:

0,74 g de NO_3^- / g de CH_3COO^- removido ou 0,41 g de NO_3^- -N / g de C removido.

0,43 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de CH_3COO^- removido ou 1,06 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de C removido.

0,58 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de NO_3^- removido ou 2,57 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de NO_3^- -N removido.

VII.3. Remoção de substratos orgânicos presentes na água residual doméstica, em meio aeróbio

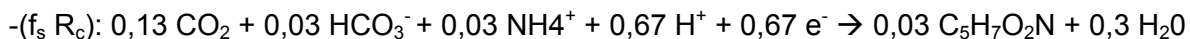
Composto dador de electrões: Água residual doméstica

Composto aceitador de electrões: Oxigénio

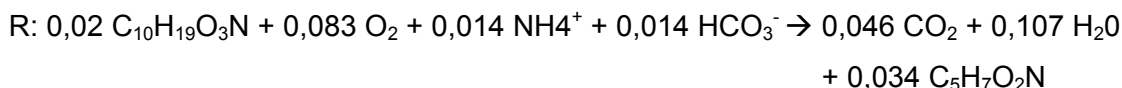
Fonte de azoto: Amónio

$Y_{H(C)}$: 0,67, f_s : 0,67, f_e : 0,33

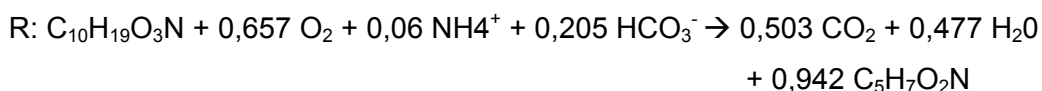
Reacções parciais:



Reacção molar:



Reacção mássica:



De onde resultam as seguintes principais relações:

0,66 g de O_2 / g de $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ removido ou 1,1 g de O_2 / g de C removido.

0,94 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ removido ou 1,58 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de C removido.

VII.4. Remoção de substratos orgânicos presentes na água residual doméstica, em meio anóxico

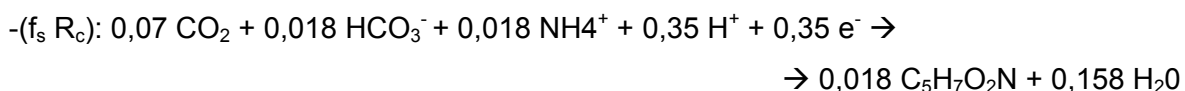
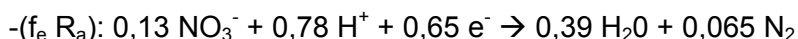
Composto dador de electrões: Água residual doméstica

Composto aceitador de electrões: Nitrato

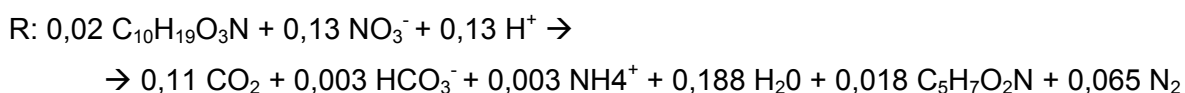
Fonte de azoto: Amónio

$Y_{H(D)}$: 0,67, f_s : 0,67, f_e : 0,33

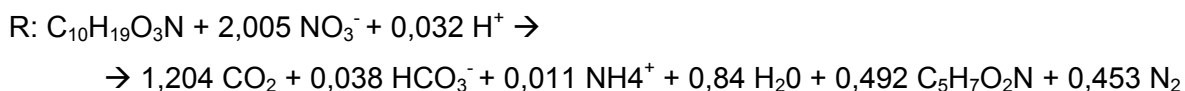
Reacções parciais:



Reacção molar:



Reacção mássica:



De onde resultam as seguintes principais relações as seguintes principais relações:

2 g de NO_3^- / g de $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ removido ou 0,76 g de NO_3^- -N / g de C removido.

0,49 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ removido ou 0,82 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de C removido.

0,25 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de NO_3^- removido ou 1,11 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de NO_3^- -N removido.

VII.5. Remoção de amónio em meio aeróbio

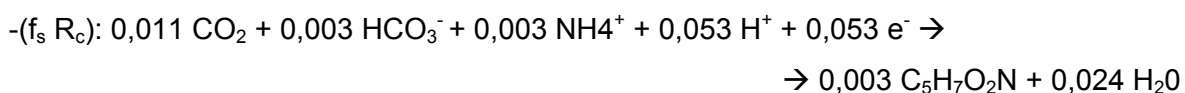
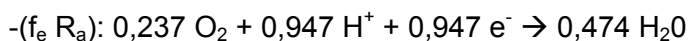
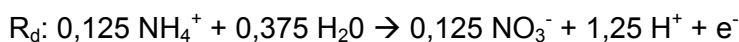
Composto dador de electrões: Amónio

Composto aceitador de electrões: Nitrato

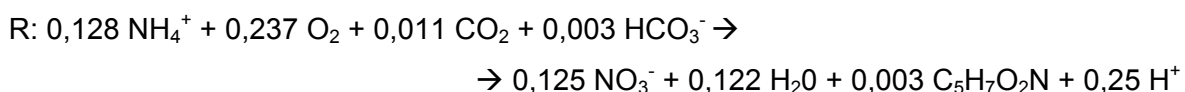
Fonte de azoto: Amónio

$Y_{A(N)}$: 0,24, f_s : 0,053, f_e : 0,947

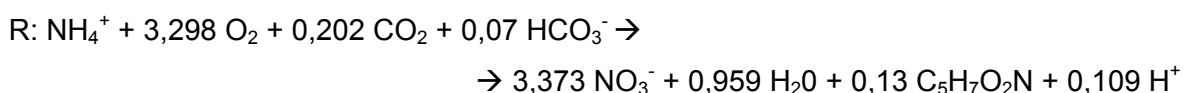
Reacções parciais:



Reacção molar:



Reacção mássica:



De onde resultam as seguintes principais relações as seguintes principais relações:

3,3 g de O_2 / g de NH_4^+ removido ou 4,24 g de O_2 / g de NH_4^+ -N removido.

0,13 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de NH_4^+ removido ou 0,17 g de $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ / g de NH_4^+ -N removido.

***ANEXO VIII: Resultados de ensaios de carga - Fase experimental III (Séries 1
a 5)***

VIII.1. Fase experimental III – Série de ensaios 1

Quadro VIII.1. – Resultados para a Série de ensaios III.1., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	17,6	7,8	62,79	3,21	0,00	0,05	0,0	0,0	-	-	113,2	-
P1	7,29	19,5	1,9	58,28	2,61	0,00	0,44	60,0	50,0	4,51	0,60	126,3	7,52
P2	7,33	20,0	0,9	57,39	2,36	0,00	0,45	50,0	40,0	0,89	0,25	136,8	3,56
P3	7,34	20,4	0,7	57,05	2,30	0,00	0,00	45,0	35,0	0,34	0,06	138,2	5,67
P4	7,35	20,8	0,6	56,88	2,22	0,00	0,00	40,0	30,0	0,17	0,08	139,6	2,12
P5	7,35	21,2	0,6	56,68	2,15	0,00	0,00	30,0	25,0	0,20	0,07	140,7	2,86
Efluente	7,36	21,0	0,6	56,58	2,12	0,00	0,00	30,0	25,0	0,10	0,03	141,2	3,33
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1,0 L h ⁻¹			Ensaio III.1.1.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 77,5 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 19,6			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	18,0	7,6	41,80	2,01	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	89,1	-
P1	7,26	19,8	2,1	38,95	1,38	0,00	0,32	55,0	50,0	2,85	0,63	97,5	4,52
P2	7,29	20,4	1,0	38,05	1,11	0,00	0,38	50,0	40,0	0,90	0,27	105,1	3,33
P3	7,30	20,7	0,8	37,73	1,03	0,00	0,00	40,0	35,0	0,32	0,08	106,3	4,00
P4	7,29	21,0	0,7	37,56	0,97	0,00	0,00	40,0	30,0	0,17	0,06	107,0	2,83
P5	7,31	21,3	0,6	37,42	0,95	0,00	0,00	30,0	25,0	0,14	0,02	107,7	7,00
Efluente	7,30	21,1	0,6	37,34	0,95	0,00	0,00	30,0	25,0	0,08	0,00	108,1	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1,0 L h ⁻¹			Ensaio III.1.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 20,8			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,94	16,8	7,7	20,77	1,09	0,00	0,00	00,0	00,0	-	-	89,3	-
P1	6,99	18,9	2,2	17,28	0,75	0,00	0,10	50,0	40,0	3,49	0,34	99,2	10,26
P2	7,03	19,4	1,4	16,62	0,63	0,00	0,00	40,0	30,0	0,66	0,12	102,2	5,50
P3	7,04	19,9	1,3	16,38	0,59	0,00	0,00	30,0	25,0	0,24	0,04	103,8	6,00
P4	7,02	20,3	1,2	16,22	0,55	0,00	0,00	30,0	20,0	0,16	0,04	104,2	4,00
P5	7,03	20,6	1,2	16,15	0,56	0,00	0,00	25,0	20,0	0,07	0,00	105,0	0,00
Efluente	7,04	20,5	1,2	16,06	0,55	0,00	0,00	25,0	20,0	0,09	0,01	105,3	9,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.1.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 19,1			

Quadro VIII.1. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,85	17,2	7,7	4,22	0,22	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	56,4	-
P1	6,90	19,3	4,3	3,65	0,82	0,00	0,00	45,0	35,0	0,57	0,00	58,3	-
P2	6,93	19,6	3,9	3,49	1,33	0,00	0,00	35,0	30,0	0,16	0,00	59,3	-
P3	6,95	19,9	4,0	3,41	1,61	0,00	0,00	35,0	30,0	0,08	0,00	60,2	-
P4	6,95	20,3	4,1	3,36	1,64	0,00	0,00	30,0	20,0	0,05	0,00	60,5	-
P5	6,97	20,6	4,0	3,32	1,70	0,00	0,00	25,0	20,0	0,04	0,00	60,5	-
Efluente	6,97	20,5	4,0	3,35	1,67	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,03	60,3	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.1.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 19,2			

Quadro VIII.2. – Resultados para a Série de ensaios III.1., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	17,2	7,7	62,66	3,05	0,00	0,03	0,0	0,0	-	-	117,5	-
P1	7,28	19,0	1,8	56,11	2,32	0,05	0,61	55,0	50,0	6,55	0,73	128,6	8,97
P2	7,33	19,4	0,8	55,15	2,11	0,00	0,66	50,0	40,0	0,96	0,21	138,1	4,57
P3	7,34	19,9	0,7	54,89	2,02	0,00	0,00	40,0	30,0	0,26	0,09	139,6	2,89
P4	7,36	20,3	0,7	54,76	1,95	0,00	0,00	35,0	30,0	0,13	0,07	140,3	1,86
P5	7,35	20,5	0,7	54,62	1,93	0,00	0,00	30,0	25,0	0,14	0,02	141,0	7,00
Efluente	7,36	20,5	0,7	54,53	1,92	0,00	0,00	30,0	25,0	0,09	0,01	141,6	9,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.1.2.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 77,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 20,5			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	17,5	7,8	41,70	2,16	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	91,3	-
P1	7,24	19,6	1,9	38,23	1,28	0,00	0,55	55,0	45,0	3,47	0,88	102,3	3,94
P2	7,26	19,8	0,9	37,18	1,04	0,00	0,60	50,0	40,0	1,05	0,24	109,8	4,37
P3	7,27	20,2	0,7	36,90	0,95	0,00	0,00	40,0	30,0	0,28	0,09	110,5	3,11
P4	7,29	20,5	0,6	36,77	0,92	0,00	0,00	30,0	25,0	0,13	0,03	111,3	4,33
P5	7,28	20,8	0,6	36,62	0,90	0,00	0,00	30,0	20,0	0,15	0,02	112,0	7,50
Efluente	7,30	20,6	0,6	36,50	0,90	0,00	0,00	30,0	20,0	0,12	0,00	112,4	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.1.2.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51,5 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 19,3			

Quadro VIII.2. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,98	17,0	7,7	20,61	1,08	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	085,2	-
P1	7,05	19,2	2,5	16,75	0,66	0,00	0,18	50,0	45,0	3,86	0,42	096,2	9,19
P2	7,07	19,6	1,3	16,02	0,54	0,00	0,20	45,0	35,0	0,73	0,12	100,1	6,08
P3	7,08	19,9	1,0	15,80	0,48	0,00	0,00	40,0	30,0	0,22	0,06	101,9	3,67
P4	7,07	20,3	1,0	15,73	0,50	0,00	0,00	30,0	25,0	0,07	0,00	102,5	0,00
P5	7,10	20,7	1,0	15,70	0,46	0,00	0,00	30,0	25,0	0,03	0,04	103,2	0,75
Efluente	7,09	20,5	1,0	15,68	0,46	0,00	0,00	25,0	20,0	0,02	0,00	103,6	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.1.2.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 19,1			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,81	17,3	7,9	4,24	0,23	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	58,3	-
P1	6,88	19,1	4,1	3,74	1,11	0,00	0,00	45,0	35,0	0,50	0,00	59,4	-
P2	6,90	19,5	3,9	3,60	1,33	0,00	0,00	40,0	30,0	0,14	0,00	59,9	-
P3	6,92	19,8	4,0	3,52	1,68	0,00	0,00	30,0	25,0	0,08	0,00	60,0	-
P4	6,93	20,1	4,0	3,49	1,80	0,00	0,00	30,0	25,0	0,03	0,00	60,5	-
P5	6,95	20,3	3,9	3,45	1,82	0,00	0,00	25,0	20,0	0,04	0,00	60,3	-
Efluente	6,95	20,3	3,9	3,47	1,74	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,08	60,8	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.1.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 18,4			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leite

VIII.2. Fase experimental III – Série de ensaios 2

Quadro VIII.3. – Resultados para a Série de ensaios III.2., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	17,9	7,7	62,62	6,31	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	115,4	-
P1	7,28	19,6	1,6	55,96	4,95	0,00	0,72	55,0	45,0	6,66	1,36	125,6	4,90
P2	7,33	20,0	0,9	54,22	4,40	0,00	0,83	45,0	35,0	1,74	0,55	134,4	3,16
P3	7,35	20,5	0,7	53,71	4,24	0,00	0,00	40,0	30,0	0,51	0,16	135,8	3,19
P4	7,36	20,9	0,6	53,35	4,15	0,00	0,00	30,0	25,0	0,36	0,09	136,5	4,00
P5	7,38	21,3	0,6	53,14	4,07	0,00	0,00	30,0	25,0	0,21	0,08	137,1	2,63
Efluente	7,38	21,0	0,6	53,02	4,03	0,00	0,00	25,0	20,0	0,12	0,04	137,6	3,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.2.1.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 77,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,9			

Quadro VIII.3. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	17,8	7,8	41,63	4,14	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	90,4	-
P1	7,25	19,5	1,8	36,14	2,97	0,05	0,64	50,0	45,0	5,49	1,17	101,9	4,69
P2	7,29	20,0	1,0	34,49	2,59	0,00	0,71	40,0	30,0	1,65	0,38	107,3	4,34
P3	7,31	20,6	0,8	34,05	2,41	0,00	0,00	30,0	25,0	0,44	0,18	108,0	2,44
P4	7,30	21,0	0,7	33,81	2,30	0,00	0,00	30,0	25,0	0,24	0,11	108,5	2,18
P5	7,31	21,4	0,7	33,70	2,28	0,00	0,00	25,0	20,0	0,11	0,02	109,4	5,50
Efluente	7,32	21,2	0,7	33,63	2,26	0,00	0,00	25,0	20,0	0,07	0,02	109,6	3,50
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.2.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento				Carga afluente: 51,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,1			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,17	17,6	7,8	20,73	2,05	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	86,0	-
P1	7,23	19,6	2,6	15,75	1,60	0,05	0,39	50,0	40,0	4,98	0,45	93,1	11,07
P2	7,25	20,0	1,3	14,70	1,41	0,00	0,45	40,0	35,0	1,05	0,19	98,3	5,51
P3	7,27	20,5	1,0	14,53	1,32	0,00	0,00	30,0	25,0	0,17	0,09	99,5	1,89
P4	7,28	20,9	0,8	14,42	1,25	0,00	0,00	30,0	20,0	0,11	0,07	100,2	1,57
P5	7,30	21,3	0,8	14,33	1,23	0,00	0,00	25,0	20,0	0,09	0,02	100,8	4,50
Efluente	7,31	21,0	0,8	14,28	1,20	0,00	0,00	25,0	20,0	0,05	0,03	101,2	1,67
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.2.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento				Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,1			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,81	18,0	7,7	4,10	0,38	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	52,8	-
P1	6,85	19,6	3,1	3,48	0,87	0,00	0,00	45,0	40,0	0,62	0,00	53,3	-
P2	6,88	19,9	2,8	3,28	1,23	0,00	0,00	40,0	30,0	0,20	0,00	53,0	-
P3	6,90	20,3	2,8	3,22	1,85	0,00	0,00	30,0	25,0	0,06	0,00	53,4	-
P4	6,88	20,6	2,8	3,18	1,80	0,00	0,00	30,0	25,0	0,04	0,05	53,1	-
P5	6,91	21,0	2,8	3,15	1,88	0,00	0,00	25,0	20,0	0,03	0,00	53,3	-
Efluente	6,91	20,8	2,8	3,16	1,84	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,04	53,2	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.2.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento				Carga afluente: 5,1 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,8			

Quadro VIII.4. – Resultados para a Série de ensaios III.2., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,17	17,5	7,9	62,69	6,19	0,00	0,05	0,0	0,0	-	-	123,7	-
P1	7,29	19,6	1,6	55,65	4,79	0,00	0,57	55,0	45,0	7,04	1,40	138,0	5,03
P2	7,33	20,0	0,9	53,43	4,11	0,10	0,66	45,0	35,0	2,22	0,68	147,6	3,26
P3	7,35	20,3	0,7	52,73	3,83	0,00	0,00	40,0	30,0	0,70	0,28	149,1	2,50
P4	7,35	20,7	0,6	52,35	3,75	0,00	0,00	30,0	25,0	0,38	0,08	150,3	4,75
P5	7,37	21,0	0,5	52,10	3,68	0,00	0,00	30,0	25,0	0,25	0,07	150,8	3,57
Efluente	7,39	20,8	0,5	51,89	3,64	0,00	0,00	25,0	20,0	0,21	0,04	151,3	5,25
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.2.2.1.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 77,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,1				

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	17,5	7,7	41,56	4,22	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	94,5	-
P1	7,25	19,4	1,8	35,67	2,90	0,00	0,60	50,0	45,0	5,89	1,32	104,6	4,46
P2	7,27	19,8	1,0	33,90	2,41	0,00	0,61	40,0	30,0	1,77	0,49	114,6	3,61
P3	7,29	20,2	0,8	33,38	2,30	0,00	0,00	30,0	25,0	0,52	0,11	115,3	4,73
P4	7,30	20,5	0,7	32,94	2,21	0,00	0,00	30,0	25,0	0,44	0,09	116,8	4,89
P5	7,32	20,8	0,6	32,76	2,14	0,00	0,00	25,0	20,0	0,18	0,07	117,4	2,57
Efluente	7,32	20,6	0,6	32,60	2,09	0,00	0,00	25,0	20,0	0,16	0,05	117,6	3,20
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.2.2.3.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,9				

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,22	17,2	7,8	20,79	2,17	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	86,3	-
P1	7,27	19,5	2,2	15,78	1,55	0,00	0,28	50,0	40,0	5,01	0,62	95,2	8,08
P2	7,29	19,8	1,1	14,55	1,29	0,00	0,23	40,0	35,0	1,23	0,26	103,0	4,73
P3	7,30	20,2	0,9	14,05	1,21	0,00	0,00	30,0	25,0	0,50	0,08	103,8	6,25
P4	7,30	20,6	0,8	13,81	1,16	0,00	0,00	30,0	20,0	0,24	0,05	104,5	4,80
P5	7,32	20,9	0,8	13,73	1,10	0,00	0,00	25,0	20,0	0,08	0,06	105,0	1,33
Efluente	7,32	20,7	0,8	13,62	1,06	0,00	0,00	25,0	20,0	0,11	0,04	105,4	2,75
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.2.2.4.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,7 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,6				

Quadro VIII.4. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,86	17,6	7,7	4,15	0,45	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	55,1	-
P1	6,92	18,9	3,2	3,63	1,12	0,00	0,00	45,0	40,0	0,52	0,00	56,1	-
P2	6,98	19,4	2,7	3,32	1,60	0,00	0,00	40,0	30,0	0,31	0,00	56,8	-
P3	6,96	19,8	2,6	3,21	1,68	0,00	0,00	30,0	25,0	0,11	0,00	57,0	-
P4	6,99	20,3	2,5	3,17	1,63	0,00	0,00	30,0	25,0	0,04	0,05	57,3	-
P5	7,00	20,8	2,5	3,13	1,75	0,00	0,00	25,0	20,0	0,04	0,00	57,0	-
Efluente	7,00	20,5	2,5	3,10	1,78	0,00	0,00	20,0	15,0	0,03	0,00	57,1	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.2.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento				Carga afluente: 5,1 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,2			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leite

VIII.3. Fase experimental III – Série de ensaios 3

Quadro VIII.5. – Resultados para a Série de ensaios III.3., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,22	18,8	7,8	62,73	15,72	0,00	0,03	0,0	0,0	-	-	120,7	-
P1	7,40	19,5	1,7	52,80	13,61	0,00	1,55	65,0	60,0	9,93	2,11	131,4	4,71
P2	7,44	19,9	0,9	49,90	12,93	0,25	1,84	60,0	55,0	2,90	0,68	138,6	4,26
P3	7,46	20,1	0,6	49,55	12,78	0,00	0,14	50,0	40,0	0,35	0,15	139,8	2,33
P4	7,48	20,6	0,5	49,46	12,73	0,00	0,00	45,0	40,0	0,09	0,05	141,2	1,80
P5	7,50	20,9	0,4	49,41	12,70	0,00	0,00	40,0	35,0	0,05	0,03	142,3	1,67
Efluente	7,51	20,6	0,4	49,36	12,70	0,00	0,00	40,0	30,0	0,05	0,00	142,9	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.3.1.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento				Carga afluente: 77,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	17,8	8,0	52,14	12,78	0,0	0,09	0,0	0,0	-	-	101,4	-
P1	7,36	19,8	1,6	44,22	10,97	0,0	1,67	65,0	55,0	7,92	1,81	113,7	4,38
P2	7,38	20,0	0,8	41,59	10,31	0,2	1,79	60,0	50,0	2,63	0,66	122,1	3,98
P3	7,40	20,3	0,6	41,26	10,11	0,0	0,34	50,0	45,0	0,33	0,20	124,0	1,65
P4	7,41	20,5	0,6	41,12	10,03	0,0	0,00	45,0	40,0	0,14	0,08	125,4	1,75
P5	7,43	20,9	0,5	40,98	09,98	0,0	0,00	40,0	30,0	0,14	0,05	126,0	2,80
Efluente	7,43	20,7	0,5	40,90	09,96	0,0	0,00	30,0	25,0	0,08	0,02	126,4	4,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.3.1.2.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento				Carga afluente: 64,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			

Quadro VIII.5. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	18,4	7,4	41,53	10,56	0,00	0,05	0,0	0,0	-	-	88,5	-
P1	7,30	19,2	1,6	34,37	9,05	0,00	1,41	65,0	55,0	7,16	1,51	98,8	4,74
P2	7,33	19,6	0,9	32,18	8,38	0,15	1,58	55,0	50,0	2,19	0,67	104,3	3,27
P3	7,35	19,9	0,7	31,74	8,17	0,00	0,00	45,0	35,0	0,44	0,21	105,0	2,10
P4	7,36	20,2	0,7	31,60	8,02	0,00	0,00	40,0	30,0	0,14	0,15	105,8	0,93
P5	7,35	20,5	0,6	31,47	7,95	0,00	0,00	35,0	30,0	0,13	0,07	106,5	1,86
Efluente	7,37	20,3	0,6	31,36	7,92	0,00	0,00	30,0	25,0	0,11	0,03	106,8	3,67
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	17,7	7,8	20,73	5,17	0,00	0,04	0,0	0,0	-	-	85,2	-
P1	7,28	19,2	1,8	14,28	4,24	0,00	0,82	60,0	50,0	6,45	0,93	95,1	6,94
P2	7,30	19,5	0,9	12,44	3,98	0,10	0,96	50,0	45,0	1,84	0,26	99,0	7,08
P3	7,31	19,9	0,8	11,98	3,69	0,00	0,00	45,0	40,0	0,46	0,29	99,8	1,59
P4	7,31	20,1	0,8	11,66	3,60	0,00	0,00	40,0	30,0	0,32	0,09	100,5	3,56
P5	7,32	20,5	0,7	11,50	3,58	0,00	0,00	30,0	25,0	0,16	0,02	101,4	8,00
Efluente	7,32	20,2	0,7	11,44	3,55	0,00	0,00	30,0	25,0	0,06	0,03	101,6	2,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	18,0	7,8	10,36	2,63	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	66,3	-
P1	7,25	19,5	2,2	5,92	2,36	0,00	0,81	50,0	45,0	4,44	0,27	71,1	16,44
P2	7,27	19,8	1,3	4,91	2,15	0,05	0,85	45,0	40,0	1,01	0,21	74,8	04,81
P3	7,28	20,0	1,0	4,65	2,08	0,00	0,00	40,0	35,0	0,26	0,07	75,3	03,71
P4	7,28	20,3	0,9	4,52	2,10	0,00	0,00	30,0	25,0	0,13	0,00	75,8	-
P5	7,27	20,8	0,8	4,48	2,05	0,00	0,00	30,0	25,0	0,04	0,05	76,0	00,80
Efluente	7,28	20,4	0,8	4,44	2,03	0,00	0,00	25,0	20,0	0,04	0,02	76,2	02,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.1.5.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 12,8 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			

Quadro VIII.5. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,09	17,8	7,7	4,21	1,10	0,00	0,0	0,0	0,0	-	-	54,6	-
P1	7,13	19,5	3,1	3,12	2,19	0,00	0,1	40,0	30,0	1,09	0,00	55,1	-
P2	7,12	19,8	2,4	2,84	2,32	0,00	0,0	30,0	25,0	0,28	0,00	55,5	-
P3	7,14	20,1	2,5	2,75	2,35	0,00	0,0	25,0	20,0	0,09	0,00	55,1	-
P4	7,12	20,3	2,4	2,69	2,28	0,00	0,0	25,0	20,0	0,06	0,07	55,8	0,86
P5	7,14	20,6	2,4	2,65	2,35	0,00	0,0	20,0	15,0	0,04	0,00	56,0	-
Efluente	7,15	20,5	2,4	2,65	2,37	0,00	0,0	20,0	15,0	0,00	0,00	55,9	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,8			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,92	17,9	7,6	2,14	0,55	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	38,8	-
P1	6,94	19,5	4,4	2,27	2,02	0,00	0,00	40,0	30,0	0,00	0,00	39,1	-
P2	6,95	19,9	4,2	2,17	2,37	0,00	0,00	30,0	25,0	0,10	0,00	36,1	-
P3	6,98	20,3	3,9	2,31	2,40	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	35,5	-
P4	6,95	20,7	3,5	2,35	2,42	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	34,1	-
P5	6,91	21,1	3,4	2,28	2,45	0,00	0,00	20,0	15,0	0,10	0,00	35,0	-
Efluente	6,95	20,7	3,4	2,30	2,47	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	35,3	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.1.7.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 2,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,76	18,2	7,8	1,11	0,29	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	22,8	-
P1	6,78	19,2	4,3	1,92	1,43	0,00	0,00	30,0	25,0	0,00	0,00	21,0	-
P2	6,80	19,6	4,2	1,89	1,95	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	21,4	-
P3	6,79	20,0	4,3	1,95	2,03	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	21,0	-
P4	6,80	20,5	4,1	2,03	2,05	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	21,8	-
P5	6,81	20,9	4,0	2,05	2,10	0,00	0,00	20,0	10,0	0,00	0,00	21,4	-
Efluente	6,79	20,6	4,0	2,08	2,06	0,00	0,00	15,0	10,0	0,00	0,00	22,1	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.1.8.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 1,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,8			

Quadro VIII.6. – Resultados para a Série de ensaios III.3., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,25	20,0	7,7	62,60	15,49	0,00	0,02	0,0	0,0	-	-	124,6	-
P1	7,44	20,3	1,5	52,95	13,45	0,00	1,71	65,0	57,5	9,65	2,04	141,8	4,73
P2	7,48	20,6	0,7	50,48	12,88	0,25	1,53	60,0	48,8	2,47	0,57	149,8	4,33
P3	7,50	20,9	0,5	49,63	12,59	0,00	0,31	55,0	37,5	0,85	0,29	151,0	2,93
P4	7,52	21,2	0,4	49,02	12,41	0,00	0,00	45,0	32,5	0,61	0,18	152,5	3,39
P5	7,55	21,4	0,4	48,55	12,35	0,00	0,00	40,0	26,3	0,47	0,06	153,7	7,83
Efluente	7,57	21,0	0,4	48,23	12,32	0,00	0,00	40,0	25,0	0,32	0,03	154,1	10,67
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.3.2.1.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 77,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0				
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,24	19,8	7,9	52,19	12,86	0,00	0,03	0,0	0,0	-	-	103,2	-
P1	7,33	20,5	1,5	44,22	10,71	0,00	1,42	60,0	55,0	7,97	2,15	114,5	3,71
P2	7,38	20,8	0,8	41,97	10,11	0,15	1,53	55,0	45,0	2,25	0,6,0	123,8	3,75
P3	7,42	21,0	0,6	41,20	9,95	0,00	0,10	50,0	40,0	0,77	0,16	124,5	4,81
P4	7,45	21,1	0,5	40,58	9,81	0,00	0,00	40,0	35,0	0,62	0,14	125,1	4,43
P5	7,46	21,3	0,4	40,05	9,77	0,00	0,00	40,0	30,0	0,53	0,04	126,4	13,25
Efluente	7,48	21,0	0,4	39,73	9,72	0,00	0,00	35,0	25,0	0,32	0,05	126,8	06,4
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.3.2.2.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 64,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1				
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	18,2	7,7	41,59	10,13	0,00	0,05	0,0	0,0	-	-	93,3	-
P1	7,29	19,5	1,4	34,64	8,18	0,01	1,45	60,0	52,5	6,95	1,95	104,2	03,56
P2	7,33	19,8	0,8	32,32	7,61	0,05	1,49	50,0	43,8	2,32	0,57	115,0	04,07
P3	7,35	20,1	0,6	31,52	7,41	0,00	0,25	45,0	36,3	0,80	0,20	116,3	04,00
P4	7,38	20,5	0,6	30,98	7,33	0,00	0,00	40,0	31,3	0,54	0,08	117,1	06,75
P5	7,37	20,8	0,5	30,77	7,28	0,00	0,00	30,0	25,0	0,21	0,05	118,0	04,20
Efluente	7,39	20,5	0,5	30,54	7,26	0,00	0,00	30,0	21,3	0,23	0,02	118,5	11,50
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.3.2.3.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1				

Quadro VIII.6. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,22	17,8	7,8	20,77	5,28	0,00	0,03	0,0	0,0	-	-	88,8	-
P1	7,30	19,5	1,8	14,88	4,22	0,00	0,92	55,0	45,0	5,89	1,06	98,0	5,56
P2	7,32	19,9	1,0	12,62	3,84	0,05	0,98	45,0	40,0	2,26	0,38	105,4	5,95
P3	7,33	20,2	0,8	11,79	3,66	0,00	0,00	40,0	30,0	0,83	0,18	106,1	4,61
P4	7,34	20,5	0,7	11,46	3,53	0,00	0,00	30,0	25,0	0,33	0,13	107,5	2,54
P5	7,33	20,8	0,6	11,22	3,48	0,00	0,00	30,0	20,0	0,24	0,05	108,2	4,80
Efluente	7,34	21,0	0,6	11,02	3,46	0,00	0,00	30,0	25,0	0,20	0,02	108,8	10,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.2.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	17,6	7,7	10,46	2,69	0,00	0,0	0,0	0,0	-	-	68,8	-
P1	7,27	20,0	2,1	6,31	2,38	0,00	0,52	50,0	40,0	4,15	0,31	74,5	13,39
P2	7,30	20,2	1,3	4,55	2,20	0,00	0,54	40,0	30,0	1,76	0,18	79,7	9,78
P3	7,33	20,5	0,9	4,18	2,12	0,00	0,15	35,0	30,0	0,37	0,08	80,2	4,63
P4	7,32	20,6	0,8	4,10	2,07	0,00	0,00	30,0	25,0	0,08	0,05	80,8	1,60
P5	7,33	20,9	0,8	4,06	2,00	0,00	0,00	30,0	20,0	0,04	0,07	81,1	0,57
Efluente	7,32	20,4	0,8	4,04	1,98	0,00	0,00	25,0	20,0	0,02	0,02	81,3	1,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.2.5.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 12,9 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,06	17,2	7,8	4,24	1,04	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	53,3	-
P1	7,10	19,8	4,0	3,23	1,79	0,00	0,00	40,0	32,5	1,01	0,00	55,4	-
P2	7,12	20,2	2,5	2,76	2,97	0,00	0,00	35,0	27,5	0,47	0,00	56,0	-
P3	7,11	20,5	2,1	2,65	2,03	0,00	0,00	30,0	23,8	0,11	0,94	56,2	0,12
P4	7,13	20,8	2,1	2,63	2,03	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	56,4	-
P5	7,13	21,0	2,1	2,65	2,05	0,00	0,00	25,0	16,3	0,00	0,00	56,5	-
Efluente	7,11	20,4	2,1	2,63	2,06	0,00	0,00	25,0	16,0	0,02	0,00	56,4	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.3.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			

Quadro VIII.6. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,95	17,8	7,8	2,13	0,51	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	41,7	-
P1	6,96	20,2	4,2	2,26	1,87	0,00	0,00	40,0	25,0	0,00	0,00	42,0	-
P2	6,98	20,4	3,7	2,32	2,34	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	41,5	-
P3	6,97	20,8	3,4	2,35	2,41	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	40,8	-
P4	6,98	21,0	3,5	2,40	2,44	0,00	0,00	25,0	15,0	0,00	0,00	41,2	-
P5	6,99	21,1	3,4	2,38	2,42	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	41,0	-
Efluente	6,98	20,8	3,4	2,41	2,46	0,00	0,00	20,0	10,0	0,00	0,00	40,8	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.3.2.7.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 2,6 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,2				

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,79	19,3	7,8	1,07	0,29	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	24,3	-
P1	6,80	19,5	4,5	1,32	1,56	0,00	0,00	40,0	25,0	0,00	0,00	23,2	-
P2	6,78	19,8	4,2	1,46	2,15	0,00	0,00	35,0	25,0	0,00	0,00	24,5	-
P3	6,81	20,0	3,9	1,48	2,35	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	23,5	-
P4	6,82	20,2	4,1	1,45	2,38	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	24,1	-
P5	6,80	20,5	4,0	1,50	2,33	0,00	0,00	25,0	15,0	0,00	0,00	23,3	-
Efluente	6,81	20,0	4,0	1,48	2,34	0,00	0,00	20,0	10,0	0,00	0,00	23,2	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.3.2.8.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 1,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,7				

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leite

VIII.4. Fase experimental III – Série de ensaios 4

Quadro VIII.7. – Resultados para a Série de ensaios III.4., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	17,8v	7,8	62,6	31,31	0,00	0,08	0,0	0,0	-	-	116,9	-
P1	7,48	19,50	1,5	50,1	28,70	0,30	1,83	60,0	55,0	12,48	2,61	128,5	4,78
P2	7,52	19,90	0,7	47,4	28,00	0,00	1,79	55,0	50,0	2,74	0,70	135,7	3,91
P3	7,56	20,30	0,6	46,5	27,83	0,00	0,28	50,0	40,0	0,87	0,17	136,9	5,12
P4	7,58	20,70	0,4	45,9	27,75	0,00	0,00	40,0	30,0	0,58	0,08	137,3	7,25
P5	7,60	21,10	0,3	45,4	27,68	0,00	0,00	35,0	30,0	0,49	0,07	138,0	7,00
Efluente	7,60	21,00	0,3	45,0	27,63	0,00	0,00	30,0	25,0	0,40	0,05	138,2	8,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.4.1.1.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 77,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0				

Quadro VIII.7. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	17,6	7,9	41,56	20,80	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	88,8	-
P1	7,45	19,4	1,3	29,86	18,52	0,00	1,71	60,0	50,0	11,70	2,28	100,1	05,13
P2	7,49	19,8	0,8	27,84	17,88	0,15	1,86	50,0	45,0	2,02	0,64	104,2	03,16
P3	7,48	20,1	0,6	26,81	17,70	0,00	0,31	45,0	40,0	1,03	0,18	105,0	05,72
P4	7,51	20,5	0,5	26,02	17,63	0,00	0,00	40,0	30,0	0,79	0,07	105,5	11,29
P5	7,50	20,9	0,4	25,37	17,58	0,00	0,00	30,0	25,0	0,65	0,05	106,1	13,00
Efluente	7,51	20,6	0,4	24,77	17,53	0,00	0,00	30,0	25,0	0,60	0,05	106,5	12,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.4.1.3.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0				

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	17,8	7,8	20,91	10,39	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	88,8	-
P1	7,40	19,5	1,5	11,35	08,42	0,00	1,03	55,0	50,0	9,56	1,97	95,7	4,85
P2	7,43	19,8	0,9	09,45	08,38	0,10	1,15	45,0	40,0	1,90	0,04	102,4	47,50
P3	7,45	20,2	0,8	08,75	08,30	0,00	0,10	40,0	30,0	0,70	0,08	103,5	8,75
P4	7,46	20,7	0,7	08,23	08,33	0,00	0,00	35,0	25,0	0,52	0,00	104,2	-
P5	7,46	21,0	0,7	08,02	08,30	0,00	0,00	30,0	20,0	0,21	0,03	105,1	7,00
Efluente	7,47	20,8	0,7	07,90	08,28	0,00	0,00	30,0	25,0	0,12	0,02	105,5	6,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.4.1.4.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,8 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0				

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	17,5	7,8	4,21	2,01	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	52,3	-
P1	7,26	19,5	3,1	3,19	1,91	0,00	0,00	45,0	40,0	1,02	0,10	53,6	10,20
P2	7,28	19,9	2,5	2,47	1,87	0,00	0,00	40,0	30,0	0,72	0,04	54,1	18,00
P3	7,29	20,3	2,5	2,35	1,82	0,00	0,00	30,0	25,0	0,12	0,05	54,5	02,40
P4	7,30	20,7	2,5	2,28	1,78	0,00	0,00	30,0	25,0	0,07	0,04	54,2	01,75
P5	7,29	21,0	2,4	2,28	1,80	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	54,8	-
Efluente	7,31	20,9	2,4	2,25	1,79	0,00	0,00	25,0	20,0	0,03	0,01	54,5	03,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.4.1.6.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,1				

Quadro VIII.8. – Resultados para a Série de ensaios III.4., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	17,8	7,8	62,22	31,16	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	113,7	-
P1	7,52	19,2	1,1	49,32	28,72	0,00	2,05	60,0	50,0	12,90	2,44	129,5	5,29
P2	7,54	19,7	0,8	46,48	27,91	0,25	2,15	55,0	45,0	02,84	0,81	138,6	3,51
P3	7,56	20,0	0,6	45,61	27,68	0,00	0,53	45,0	40,0	00,87	0,23	141,3	3,78
P4	7,59	20,3	0,5	44,95	27,53	0,00	0,00	40,0	30,0	00,66	0,15	142,7	4,40
P5	7,61	20,5	0,4	44,23	27,45	0,00	0,00	30,0	25,0	00,72	0,08	143,8	9,00
Efluente	7,63	20,5	0,4	43,63	27,42	0,00	0,00	25,0	20,0	00,60	0,03	144,6	20,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.4.2.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 76, g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	17,0	7,8	41,29	21,02	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	93,0	-
P1	7,48	19,8	1,5	28,78	18,86	0,00	1,80	55,0	45,0	12,51	2,16	105,6	5,79
P2	7,51	20,0	0,8	26,32	18,41	0,20	1,47	50,0	45,0	2,46	0,45	114,8	5,47
P3	7,53	20,2	0,6	25,38	18,22	0,00	0,22	40,0	30,0	0,94	0,19	115,6	4,95
P4	7,55	20,5	0,6	24,64	18,15	0,00	0,00	35,0	30,0	0,74	0,07	116,2	10,57
P5	7,56	20,6	0,5	24,06	18,18	0,00	0,00	30,0	25,0	0,58	0,00	117,0	-
Efluente	7,56	20,5	0,5	23,65	18,12	0,00	0,00	25,0	20,0	0,41	0,06	117,4	6,83
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.4.2.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51, g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	18,1	7,8	20,94	10,59	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	86,9	-
P1	7,38	19,4	1,8	10,91	8,62	0,00	1,46	50,0	40,0	10,03	1,97	96,6	5,09
P2	7,40	19,9	1,0	8,97	8,11	0,00	1,36	40,0	35,0	1,94	0,51	104,2	3,80
P3	7,42	20,3	0,7	8,35	7,92	0,00	0,34	35,0	25,0	0,62	0,19	105,0	3,26
P4	7,43	20,6	0,7	7,71	7,85	0,00	0,00	30,0	25,0	0,64	0,07	105,6	9,14
P5	7,44	20,8	0,6	7,33	7,82	0,00	0,00	25,0	20,0	0,38	0,03	106,0	12,67
Efluente	7,45	20,5	0,6	7,03	7,80	0,00	0,00	25,0	20,0	0,30	0,02	106,1	15,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.4.2.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,9 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			

Quadro VIII.8. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	17,2	7,6	4,29	2,22	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	57,1	-
P1	7,29	19,2	3,0	3,14	2,11	0,00	0,00	50,0	40,0	1,15	0,11	59,4	10,45
P2	7,31	19,8	2,5	2,60	2,05	0,00	0,00	45,0	30,0	0,54	0,06	59,9	9,00
P3	7,31	20,2	2,3	2,46	2,02	0,00	0,00	35,0	30,0	0,14	0,03	60,0	4,67
P4	7,32	20,5	2,3	2,39	1,95	0,00	0,00	30,0	25,0	0,07	0,07	60,2	1,00
P5	7,33	20,9	2,3	2,31	1,96	0,00	0,00	25,0	25,0	0,08	0,00	60,3	-
Efluente	7,33	20,8	2,3	2,25	1,90	0,00	0,00	25,0	20,0	0,06	0,06	60,3	1,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.4.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amônio.				Sem arejamento				Carga afluente: 5,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 1,9			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

VIII.5. Fase experimental III – Série de ensaios 5

Quadro VIII.9. – Resultados para a Série de ensaios III.5., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,21	17,8	7,9	41,80	10,51	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	90,2	-
P1	7,30	20,1	1,8	34,75	9,35	0,00	1,36	60,0	50,0	7,05	1,16	101,6	6,08
P2	7,33	20,6	0,9	32,72	8,90	0,20	1,30	55,0	50,0	2,03	0,45	106,8	4,51
P3	7,35	20,9	0,8	31,88	8,63	0,00	0,41	50,0	40,0	0,84	0,27	107,3	3,11
P4	7,36	21,1	0,6	31,54	8,51	0,00	0,00	40,0	30,0	0,34	0,12	108,5	2,83
P5	7,38	21,4	0,6	31,44	8,44	0,00	0,00	35,0	30,0	0,10	0,07	109,0	1,43
Efluente	7,38	21,1	0,6	31,36	8,41	0,00	0,00	35,0	25,0	0,08	0,03	109,0	2,67
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,40	17,9	5,7	29,84	7,31	0,00	0,20	25,0	20,0	-	-	102,4	-
P1	7,50	20,1	2,0	24,29	6,18	0,00	1,50	55,0	50,0	5,60	1,10	109,3	4,90
P2	7,54	20,6	1,0	22,67	5,48	0,10	1,55	50,0	45,0	1,60	0,70	114,8	2,30
P3	7,56	20,9	0,8	22,08	5,41	0,00	0,36	40,0	30,0	0,60	0,10	115,3	8,40
P4	7,57	21,1	0,8	21,71	5,35	0,00	0,00	30,0	25,0	0,40	0,10	115,8	6,20
P5	7,56	21,4	0,7	21,22	5,31	0,00	0,00	30,0	25,0	0,50	0,00	116,2	12,30
Efluente	7,58	21,1	0,7	20,86	5,33	0,00	0,00	25,0	20,0	0,40	0,00	116,5	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.5.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amônio.				Sem arejamento				Carga afluente: 51,6 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			

Quadro VIII.9. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,21	17,4	7,7	20,94	5,29	0,00	0,10	0,0	0,0	-	-	85,3	-
P1	7,27	19,2	1,8	14,37	4,31	0,00	0,80	50,0	40,0	6,57	0,98	94,3	6,70
P2	7,30	19,6	0,9	12,44	4,09	0,10	0,70	40,0	30,0	1,93	0,22	99,5	8,77
P3	7,32	20,0	0,8	11,88	3,90	0,00	0,00	35,0	30,0	0,56	0,19	100,8	2,95
P4	7,33	20,4	0,7	11,71	3,80	0,00	0,00	35,0	25,0	0,17	0,10	101,5	1,70
P5	7,32	20,8	0,6	11,56	3,77	0,00	0,00	30,0	25,0	0,15	0,03	102,4	5,00
Efluente	7,33	20,5	0,6	11,49	3,75	0,00	0,00	25,0	20,0	0,10	0,02	102,8	3,50
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,35	17,3	5,3	10,08	4,11	0,00	0,10	20,0	15,0	-	-	91,2	-
P1	7,40	19,1	2,1	7,49	3,42	0,00	1,02	20,0	15,0	2,59	0,69	98,8	3,75
P2	7,43	19,6	1,4	6,56	3,14	0,10	0,96	45,0	40,0	0,93	0,28	104,6	3,32
P3	7,43	20,0	1,1	6,30	3,02	0,00	0,10	40,0	35,0	0,26	0,12	105,2	2,17
P4	7,45	20,3	1,0	6,22	2,91	0,00	0,00	35,0	25,0	0,08	0,11	106,8	0,73
P5	7,44	20,6	0,9	6,20	2,85	0,00	0,00	30,0	25,0	0,02	0,06	106,7	0,33
Efluente	7,45	20,5	0,9	6,17	2,84	0,00	0,00	30,0	20,0	0,03	0,01	106,8	3,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.5.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amônio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,9 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,11	18,4	7,7	4,26	1,11	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	54,8	-
P1	7,15	19,9	2,8	3,17	1,61	0,00	0,00	45,0	35,0	1,09	0,00	55,6	-
P2	7,17	20,3	2,2	2,85	2,12	0,00	0,00	40,0	30,0	0,32	0,00	56,1	-
P3	7,18	20,6	2,1	2,75	2,28	0,00	0,00	35,0	25,0	0,10	0,00	56,5	-
P4	7,19	20,8	2,1	2,70	2,41	0,00	0,00	30,0	25,0	0,05	0,00	56,8	-
P5	7,18	21,0	2,0	2,68	2,55	0,00	0,00	30,0	25,0	0,02	0,00	57,0	-
Efluente	7,18	20,8	2,0	2,64	2,53	0,00	0,00	25,0	20,0	0,04	0,00	57,1	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,20	18,5	5,7	2,85	2,04	0,00	0,00	20,0	15,0	-	-	55,1	-
P1	7,22	20,2	3,0	2,71	2,46	0,00	0,00	40,0	30,0	0,14	0,00	55,8	-
P2	7,24	20,5	2,9	2,62	2,62	0,00	0,00	30,0	25,0	0,10	0,00	55,5	-
P3	7,23	20,7	2,8	2,58	2,82	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	56,0	-
P4	7,24	20,9	2,8	2,55	2,88	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	55,7	-
P5	7,25	21,1	2,9	2,60	2,91	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	55,8	-
Efluente	7,25	20,6	2,9	2,60	2,94	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	55,6	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.5.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amônio.				Sem arejamento			Carga afluente: 5, g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,8			

Quadro VIII.10. – Resultados para a Série de ensaios III.5., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,20	17,0	7,9	41,74	10,62	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	93,7	-
P1	7,30	19,8	1,4	34,61	8,31	0,00	1,42	65,0	55,0	7,13	2,31	103,6	3,09
P2	7,33	20,0	0,8	32,28	7,61	0,30	1,34	55,0	50,0	2,33	0,70	112,8	3,33
P3	7,34	20,2	0,6	31,42	7,38	0,00	0,35	50,0	45,0	0,86	0,23	113,8	3,74
P4	7,36	20,4	0,6	30,78	7,25	0,00	0,00	40,0	30,0	0,64	0,13	114,5	4,92
P5	7,40	20,6	0,5	30,41	7,18	0,00	0,00	35,0	30,0	0,37	0,07	115,0	5,29
Efluente	7,41	20,3	0,5	30,08	7,11	0,00	0,00	30,0	25,0	0,33	0,07	115,4	4,71
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,40	17,5	5,8	29,59	6,67	0,00	0,66	20,0	15,0	-	-	98,7	-
P1	7,48	19,6	1,7	23,80	4,96	0,00	1,10	50,0	40,0	5,79	1,71	108,1	3,39
P2	7,52	19,9	1,0	21,68	4,61	0,10	1,26	40,0	30,0	2,12	0,35	115,3	6,06
P3	7,55	20,1	0,8	20,95	4,49	0,00	0,47	35,0	30,0	0,73	0,12	116,9	6,08
P4	7,58	20,3	0,7	20,42	4,38	0,00	0,00	30,0	25,0	0,53	0,11	117,5	4,82
P5	7,60	20,5	0,6	20,21	4,30	0,00	0,00	30,0	25,0	0,21	0,08	117,8	2,63
Efluente	7,61	20,1	0,6	20,01	4,27	0,00	0,00	30,0	20,0	0,20	0,03	117,8	6,67
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.5.2.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 51,5 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,22	17,4	7,8	20,71	5,18	0,00	0,05	0,0	0,0	-	-	89,1	-
P1	7,30	20,0	1,8	14,13	3,95	0,00	0,77	50,0	40,0	6,58	1,23	99,8	5,35
P2	7,33	20,2	1,0	12,01	3,65	0,10	0,85	40,0	35,0	2,12	0,30	106,5	7,07
P3	7,35	20,4	0,8	11,12	3,52	0,00	0,00	35,0	30,0	0,89	0,13	107,2	6,85
P4	7,36	20,5	0,8	10,83	3,45	0,00	0,00	30,0	25,0	0,29	0,07	108,0	4,14
P5	7,35	20,9	0,7	10,61	3,38	0,00	0,00	30,0	25,0	0,22	0,07	108,8	3,14
Efluente	7,35	20,8	0,7	10,51	3,32	0,00	0,00	25,0	20,0	0,10	0,06	109,2	1,67
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,34	17,1	5,3	9,67	3,06	0,00	0,34	20,0	15,0	-	-	94,3	-
P1	7,42	20,4	1,7	7,27	2,47	0,00	1,02	45,0	35,0	2,40	0,59	103,2	4,07
P2	7,43	20,5	0,9	5,97	2,26	0,20	0,98	40,0	30,0	1,30	0,21	108,3	6,19
P3	7,45	20,8	0,9	5,32	2,15	0,00	0,15	30,0	25,0	0,65	0,11	110,1	5,91
P4	7,46	21,0	0,8	5,22	2,12	0,00	0,00	30,0	20,0	0,10	0,03	110,6	3,33
P5	7,49	21,1	0,7	5,18	2,06	0,00	0,00	25,0	20,0	0,04	0,06	110,9	0,67
Efluente	7,48	20,6	0,7	5,11	2,02	0,00	0,00	20,0	15,0	0,07	0,04	111,0	1,75
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.5.2.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Sem arejamento			Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			

Quadro VIII.10. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg NH ₄ ⁺ -N L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,17	17,8	7,7	4,25	1,01	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	53,3	-
P1	7,25	19,5	3,3	3,06	1,96	0,00	0,00	45,0	40,0	1,19	0,00	54,3	-
P2	7,26	19,8	2,8	2,70	2,08	0,00	0,00	40,0	30,0	0,36	0,00	54,8	-
P3	7,28	20,0	2,6	2,60	2,11	0,00	0,00	35,0	30,0	0,10	0,00	55,3	-
P4	7,26	20,1	2,6	2,55	2,15	0,00	0,00	30,0	25,0	0,05	0,00	55,5	-
P5	7,28	20,8	2,5	2,53	2,18	0,00	0,00	30,0	25,0	0,02	0,00	55,7	-
Efluente	7,27	20,5	2,5	2,51	2,14	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	55,7	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,24	18,0	5,9	2,08	1,84	0,00	0,00	20,0	15,0	-	-	54,8	-
P1	7,33	20,2	3,5	1,98	2,18	0,00	0,00	40,0	30,0	0,00	0,00	56,3	-
P2	7,34	20,4	3,2	2,00	2,31	0,00	0,00	30,0	25,0	0v	0,00	56,5	-
P3	7,31	20,6	3,1	1,99	2,38	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	56,6	-
P4	7,34	20,9	3,2	1,96	2,40	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	56,5	-
P5	7,33	21,0	3,2	1,98	2,42	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	56,8	-
Efluente	7,33	20,6	3,2	1,99	2,40	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	56,8	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.5.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amônio.				Sem arejamento			Carga afluente: 5,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,2			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

ANEXO IX: Resultados dos ensaios de carga - Fase experimental III (Séries 6 a 10)

IX.1. Fase experimental III – Série de ensaios 6

Quadro IX.1. – Resultados para a Série de ensaios III.6., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	18,9	7,9	62,62	3,21	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	111,1	-
P1	7,29	19,6	2,5	57,45	2,91	0,10	0,24	60,0	55,0	5,17	0,30	145,2	17,23
P2	7,35	20,1	2,7	54,36	2,48	0,00	0,51	50,0	45,0	3,09	0,43	157,3	7,19
P3	7,38	20,3	2,5	53,44	2,32	0,00	0,55	40,0	35,0	0,92	0,16	160,3	5,75
P4	7,40	20,5	2,1	52,86	2,14	0,00	0,58	35,0	30,0	0,58	0,18	162,4	3,22
P5	7,41	20,7	1,4	52,52	1,88	0,00	0,61	30,0	25,0	0,34	0,26	163,9	1,31
Efluente	7,42	20,2	1,4	52,14	1,41	0,00	0,31	25,0	20,0	0,38	0,47	164,1	0,81

Fonte de carbono: acetato de sódio.

Uma passagem

Q: 1 L h⁻¹

Ensaio III.6.1.1.

Fonte de azoto: cloreto de amónio.

Com arejamento

Carga afluente: 77,3 g C m⁻³ h⁻¹C/NH₄⁺-N aplicada: 19,5

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	18,5	7,7	41,88	2,11	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	110,6	-
P1	7,27	19,6	2,4	38,15	1,85	0,00	0,21	50,0	40,0	3,73	0,26	133,6	14,35
P2	7,32	20,1	2,7	36,47	1,51	0,00	0,32	40,0	35,0	1,68	0,34	142,2	4,94
P3	7,36	20,3	2,7	35,51	1,33	0,00	0,33	35,0	30,0	0,96	0,18	145,3	5,33
P4	7,38	20,5	2,4	34,75	1,14	0,00	0,32	30,0	25,0	0,76	0,19	148,6	4,00
P5	7,39	20,7	1,7	34,14	0,98	0,00	0,32	25,0	20,0	0,61	0,16	149,6	3,81
Efluente	7,40	20,2	1,7	33,65	0,74	0,00	0,25	25,0	20,0	0,49	0,24	151,4	2,04

Fonte de carbono: acetato de sódio.

Uma passagem

Q: 1 L h⁻¹

Ensaio III.6.1.3.

Fonte de azoto: cloreto de amónio.

Com arejamento

Carga afluente: 51,7 g C m⁻³ h⁻¹C/NH₄⁺-N aplicada: 19,9

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	19,6	7,9	20,83	1,05	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	95,4	-
P1	7,28	19,9	2,7	17,36	0,94	0,00	0,00	45,0	40,0	3,47	0,11	112,2	31,55
P2	7,33	20,1	2,9	15,89	0,81	0,00	0,00	35,0	30,0	1,47	0,13	116,3	11,31
P3	7,35	20,3	2,6	14,91	0,72	0,00	0,00	30,0	25,0	0,98	0,09	119,5	10,89
P4	7,37	20,4	2,3	14,48	0,63	0,00	0,00	25,0	20,0	0,43	0,09	121,2	4,78
P5	7,38	20,6	2,0	14,15	0,52	0,00	0,00	25,0	20,0	0,33	0,11	122,4	3,00
Efluente	7,38	20,1	2,0	13,84	0,41	0,00	0,00	20,0	15,0	0,31	0,11	123,5	2,82

Fonte de carbono: acetato de sódio.

Uma passagem

Q: 1 L h⁻¹

Ensaio III.6.1.4.

Fonte de azoto: cloreto de amónio.

Com arejamento

Carga afluente: 25,7 g C m⁻³ h⁻¹C/NH₄⁺-N aplicada: 19,8

Quadro IX.1. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,77	19,5	7,9	4,28	0,21	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	56,7	-
P1	6,81	20,1	4,2	3,95	2,56	0,00	0,00	40,0	30,0	0,33	0,00	57,2	-
P2	6,82	20,3	4,4	3,64	2,96	0,00	0,00	30,0	25,0	0,31	0,00	57,8	-
P3	6,82	20,5	4,1	3,49	3,17	0,00	0,00	25,0	20,0	0,15	0,00	58,2	-
P4	6,83	20,7	4,0	3,38	3,39	0,00	0,00	25,0	20,0	0,11	0,00	58,8	-
P5	6,83	20,8	3,8	3,28	3,48	0,00	0,00	20,0	15,0	0,10	0,00	59,0	-
Efluente	6,83	20,2	3,8	3,24	3,52	0,00	0,00	20,0	15,0	0,04	0,00	56,7	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.6.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 5,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 20,4			

Quadro IX.2. – Resultados para a Série de ensaios 6, sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	19,3	7,6	62,71	3,07	0,00	0,03	0,0	0,0	-	-	109,5	-
P1	7,28	19,9	2,3	56,51	2,81	0,00	0,18	70,0	60,0	6,20	0,26	148,8	23,85
P2	7,33	20,2	2,6	53,74	2,47	0,00	0,35	60,0	55,0	2,77	0,34	158,2	8,15
P3	7,38	20,3	2,6	52,86	2,28	0,00	0,39	45,0	30,0	0,88	0,19	162,1	4,63
P4	7,41	20,5	2,1	52,14	2,13	0,00	0,41	30,0	25,0	0,72	0,15	165,2	4,80
P5	7,42	20,7	1,3	51,85	1,95	0,00	0,43	25,0	20,0	0,29	0,18	166,3	1,61
Efluente	7,42	20,3	1,3	51,54	1,64	0,00	0,21	25,0	20,0	0,31	0,31	168,4	1,00
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.6.2.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 77,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 20,4			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	18,5	7,6	41,92	2,07	0,00	0,00	0,0	0,0	-0	-	102,6	-
P1	7,28	19,6	2,4	37,85	1,88	0,00	0,15	60,0	55,0	4,07	0,19	124,5	21,42
P2	7,32	20,1	2,6	35,71	1,61	0,00	0,19	50,0	45,0	2,14	0,27	132,6	7,93
P3	7,34	20,3	2,4	34,96	1,44	0,00	0,21	40,0	30,0	0,75	0,17	134,6	4,41
P4	7,36	20,4	2,1	34,37	1,28	0,00	0,20	30,0	25,0	0,59	0,16	135,9	3,69
P5	7,37	20,6	1,6	33,68	1,09	0,00	0,22	25,0	20,0	0,69	0,19	137,8	3,63
Efluente	7,37	20,1	1,6	33,24	0,74	0,00	0,11	25,0	20,0	0,44	0,35	139,8	1,26
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.6.2.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 51,8 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 20,3			

Quadro IX.2. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,15	19,5	7,7	20,77	1,08	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	90,8	-
P1	7,23	20,1	2,6	16,71	0,94	0,00	0,00	50,0	40,0	4,06	0,14	106,2	29,00
P2	7,28	20,3	2,8	14,76	0,71	0,00	0,00	40,0	35,0	1,95	0,23	110,6	8,48
P3	7,32	20,5	2,5	14,25	0,63	0,00	0,00	30,0	25,0	0,51	0,08	112,2	6,38
P4	7,35	20,6	2,2	13,91	0,52	0,00	0,00	25,0	20,0	0,34	0,11	113,6	3,09
P5	7,37	20,8	1,8	13,69	0,44	0,00	0,00	25,0	20,0	0,22	0,08	115,2	2,75
Efluente	7,38	20,1	1,8	13,48	0,35	0,00	0,00	20,0	15,0	0,21	0,09	115,8	2,33
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.6.2.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 19,2			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,82	19,8	7,7	4,18	0,20	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	58,1	-
P1	6,84	20,2	4,3	3,88	2,61	0,00	0,00	40,0	35,0	0,30	0,00	59,0	-
P2	6,85	20,3	4,4	3,69	2,78	0,00	0,00	35,0	30,0	0,19	0,00	59,5	-
P3	6,85	20,5	4,2	3,51	2,86	0,00	0,00	30,0	25,0	0,18	0,00	59,9	-
P4	6,86	20,6	3,9	3,33	2,89	0,00	0,00	25,0	20,0	0,18	0,00	60,2	-
P5	6,85	20,8	3,7	3,18	2,91	0,00	0,00	25,0	20,0	0,15	0,00	60,5	-
Efluente	6,86	20,4	3,7	3,11	2,93	0,00	0,00	20,0	15,0	0,07	0,00	58,1	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.6.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 20,9			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

IX.2. Fase experimental III – Série de ensaios 7

Quadro IX.3. – Resultados para a Série de ensaios III.7., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	□C (mg L ⁻¹)	□N (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	□C/□N
Afluente ¹⁾	7,21	19,6	7,76	62,54	6,42	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	121,1	-
P1	7,38	20,1	2,47	52,44	5,64	0,20	0,58	65,0	60,0	10,10	0,78	158,2	12,95
P2	7,45	20,2	2,68	46,12	4,73	0,15	0,98	55,0	50,0	6,32	0,91	169,5	6,95
P3	7,48	20,4	2,79	44,88	4,47	0,00	1,08	45,0	35,0	1,24	0,26	173,2	4,77
P4	7,51	20,6	2,14	44,12	4,18	0,00	1,12	35,0	25,0	0,76	0,29	175,0	2,62
P5	7,53	20,7	1,47	43,48	3,88	0,00	1,15	30,0	20,0	0,64	0,30	177,5	2,13
Efluente	7,55	20,5	1,47	43,12	3,25	0,00	0,74	25,0	20,0	0,36	0,63	178,2	0,57
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.7.1.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 77,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,7			

Quadro IX.3. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,22	18,9	7,9	41,54	4,02	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	115,6	-
P1	7,36	19,6	2,2	33,77	3,51	0,10	0,48	60,0	55,0	7,77	0,51	140,3	15,24
P2	7,42	20,1	2,5	30,02	3,02	0,00	0,87	50,0	45,0	3,75	0,49	149,6	7,65
P3	7,48	20,3	2,6	29,09	2,86	0,00	0,91	40,0	30,0	0,93	0,16	152,3	5,81
P4	7,52	20,5	2,2	28,41	2,61	0,00	0,95	30,0	25,0	0,68	0,25	154,2	2,72
P5	7,53	20,7	1,6	28,02	2,46	0,00	0,98	30,0	20,0	0,39	0,15	156,0	2,60
Efluente	7,54	20,1	1,6	27,74	1,96	0,00	0,58	25,0	20,0	0,28	0,50	157,3	0,56
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.7.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 51,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,3			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	18,9	7,7	20,55	2,11	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	89,7	-
P1	7,38	19,6	2,6	15,85	1,88	0,00	0,15	40,0	45,0	4,70	0,23	108,5	20,43
P2	7,44	20,1	2,5	13,52	1,58	0,00	0,26	40,0	35,0	2,33	0,30	114,6	7,77
P3	7,48	20,3	2,9	12,33	1,39	0,00	0,28	30,0	25,0	1,19	0,19	116,2	6,26
P4	7,53	20,5	2,3	11,85	1,28	0,00	0,26	25,0	20,0	0,48	0,11	118,2	4,36
P5	7,55	20,6	1,9	11,51	1,21	0,00	0,25	25,0	20,0	0,34	0,07	120,3	4,86
Efluente	7,56	20,1	1,9	11,24	1,04	0,00	0,19	20,0	15,0	0,27	0,17	121,0	1,59
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.7.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 25,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,7			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,88	19,5	7,8	4,39	0,45	0,0	0,0	0	0	-	-	55,9	-
P1	6,90	19,8	3,8	3,96	2,21	0,0	0,0	40	30	0,43	0,0	57,5	-
P2	6,91	20,1	4,0	3,67	2,55	0,0	0,0	30	25	0,29	0,0	58,4	-
P3	6,90	20,3	3,7	3,44	2,81	0,0	0,0	25	20	0,23	0,0	58,9	-
P4	6,92	20,5	3,3	3,22	2,89	0,0	0,0	25	20	0,22	0,0	59,5	-
P5	6,92	20,7	3,0	3,02	2,93	0,0	0,0	20	15	0,20	0,0	60,0	-
Efluente	6,92	20,2	3,0	2,88	2,95	0,0	0,0	20	15	0,14	0,0	55,9	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.7.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 5,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,8			

Quadro IX.4. – Resultados para a Série de ensaios III.7., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	19,4	7,7	62,51	6,31	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	119,5	-
P1	7,36	20,1	2,3	52,14	5,57	0,20	0,64	60,0	55,0	10,37	0,74	155,7	14,01
P2	7,44	20,3	2,5	46,03	4,51	0,15	1,18	50,0	45,0	6,11	1,06	166,0	5,76
P3	7,48	20,4	2,5	44,91	4,24	0,00	1,24	35,0	30,0	1,12	0,27	169,2	4,15
P4	7,51	20,6	2,0	44,09	3,91	0,00	1,26	35,0	30,0	0,82	0,33	172,0	2,48
P5	7,54	20,8	1,4	43,41	3,59	0,00	1,25	30,0	25,0	0,68	0,32	173,6	2,13
Efluente	7,55	20,2	1,4	43,02	3,02	0,00	0,83	25,0	20,0	0,39	0,57	174,8	0,68
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.7.2.1.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 77,2 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,9				
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	18,5	7,7	41,65	4,25	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	107,9	-
P1	7,35	19,6	2,4	33,81	3,77	0,15	0,36	55,0	50,0	7,84	0,48	133,6	16,33
P2	7,40	20,0	2,5	30,75	3,21	0,15	0,78	45,0	40,0	3,06	0,56	144,7	5,46
P3	7,47	20,2	2,6	29,47	2,94	0,00	0,82	35,0	30,0	1,28	0,27	146,3	4,74
P4	7,51	20,4	2,1	28,81	2,73	0,00	0,86	30,0	25,0	0,66	0,21	148,9	3,14
P5	7,52	20,5	1,7	28,37	2,54	0,00	0,86	30,0	20,0	0,44	0,19	150,1	2,32
Efluente	7,53	20,1	1,7	28,03	2,02	0,00	0,41	25,0	20,0	0,34	0,52	151,3	0,65
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.7.2.3.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 51,4 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 9,8				
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	18,9	7,6	20,61	2,05	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	88,9	-
P1	7,35	19,5	2,3	15,02	1,79	0,00	0,18	45,0	40,0	5,59	0,26	104,6	21,50
P2	7,43	20,1	2,7	12,75	1,51	0,00	0,32	35,0	30,0	2,27	0,28	111,3	8,11
P3	7,51	20,3	2,7	11,91	1,39	0,00	0,38	30,0	25,0	0,84	0,12	113,6	7,00
P4	7,53	20,4	2,2	11,55	1,27	0,00	0,41	30,0	25,0	0,36	0,12	115,0	3,00
P5	7,54	20,6	1,7	11,27	1,11	0,00	0,42	25,0	20,0	0,28	0,16	116,8	1,75
Efluente	7,54	20,1	1,7	11,04	0,95	0,00	0,28	25,0	20,0	0,23	0,16	118,2	1,44
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.7.2.4.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25, g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,0				

Quadro IX.4. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,77	18,8	7,9	4,28	0,41	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	58,4	-
P1	6,85	19,5	3,6	3,89	2,57	0,00	0,00	40,0	35,0	0,39	0,00	59,6	-
P2	6,89	20,1	4,0	3,41	2,74	0,00	0,00	35,0	30,0	0,48	0,00	60,2	-
P3	6,92	20,2	4,2	3,21	2,98	0,00	0,00	30,0	25,0	0,20	0,00	61,0	-
P4	6,93	20,4	3,6	3,02	3,05	0,00	0,00	25,0	20,0	0,19	0,00	61,5	-
P5	6,94	20,6	3,1	2,81	3,12	0,00	0,00	25,0	20,0	0,21	0,00	61,6	-
Efluente	6,94	20,3	3,1	2,69	3,09	0,00	0,00	20,0	15,0	0,12	0,00	58,4	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.7.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 5,3 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,4			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leite

IX.3. Fase experimental III – Série de ensaios 8

Quadro IX.5. – Resultados para a Série de ensaios III.8., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	19,8	7,7	63,13	15,78	0,00	0,03	0,0	0,0	-	-	125,4	-
P1	7,41	20,3	2,5	39,11	13,11	0,20	1,95	70,0	60,0	24,02	2,67	170,1	9,00
P2	7,52	20,4	2,6	24,15	10,97	0,25	2,89	60,0	55,0	14,96	2,14	178,5	6,99
P3	7,59	20,6	2,4	22,17	10,41	0,10	3,12	45,0	35,0	1,98	0,56	182,6	3,54
P4	7,63	20,7	2,1	21,52	10,11	0,00	3,28	40,0	30,0	0,65	0,30	184,6	2,17
P5	7,66	20,7	1,6	21,02	9,78	0,00	3,30	30,0	20,0	0,50	0,33	186,7	1,52
Efluente	7,67	20,2	1,6	20,61	9,18	0,00	2,88	25,0	20,0	0,41	0,60	187,9	0,68
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.8.1.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 77,9 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	19,6	7,8	52,21	12,63	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	111,2	-
P1	7,40	19,9	2,2	29,11	11,35	0,20	1,14	65,0	60,0	23,10	1,28	149,2	18,05
P2	7,49	20,2	2,4	15,68	9,07	0,10	2,38	55,0	45,0	13,43	2,28	158,7	5,89
P3	7,55	20,3	2,3	14,75	8,81	0,10	2,47	45,0	35,0	0,93	0,26	162,4	3,58
P4	7,62	20,5	1,9	14,11	8,58	0,00	2,57	35,0	30,0	0,64	0,23	165,7	2,78
P5	7,64	20,6	1,5	13,71	8,34	0,00	2,61	30,0	25,0	0,40	0,24	168,8	1,67
Efluente	7,65	20,2	1,5	13,37	7,85	0,00	2,04	25,0	20,0	0,34	0,49	170,1	0,69
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.8.1.2.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento				Carga afluente: 64,7 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			

Quadro IX.5. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	□C (mg L ⁻¹)	□N (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	□C/□N
Afluente ¹⁾	7,24	19,4	7,8	42,12	10,61	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	120,8	-
P1	7,38	19,8	2,2	23,81	8,34	0,20	1,85	65,0	60,0	18,31	2,27	151,4	8,07
P2	7,46	20,1	2,4	12,75	6,48	0,20	2,64	50,0	45,0	11,06	1,86	162,4	5,95
P3	7,52	20,3	2,3	11,71	6,06	0,10	2,70	40,0	30,0	1,04	0,42	166,3	2,48
P4	7,59	20,5	1,9	11,28	5,71	0,00	2,81	35,0	30,0	0,43	0,35	170,8	1,23
P5	7,62	20,7	1,5	10,81	5,42	0,00	2,68	30,0	25,0	0,47	0,29	172,1	1,62
Efluente	7,63	20,3	1,5	10,42	4,86	0,00	2,31	25,0	20,0	0,39	0,56	173,9	0,70
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 52 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,18	18,8	7,6	20,61	5,11	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	88,5	-
P1	7,36	19,7	2,8	10,04	4,28	0,10	0,74	55,0	45,0	10,57	0,83	111,5	12,73
P2	7,45	20,0	2,8	5,15	3,34	0,10	1,24	40,0	30,0	4,89	0,94	120,4	5,20
P3	7,49	20,3	2,5	4,08	3,05	0,00	1,29	35,0	30,0	1,07	0,29	124,5	3,69
P4	7,52	20,5	2,2	3,62	2,82	0,00	1,33	30,0	25,0	0,46	0,23	126,2	2,00
P5	7,54	20,7	1,8	3,31	2,68	0,00	1,30	25,0	20,0	0,31	0,14	127,9	2,21
Efluente	7,55	20,3	1,8	3,14	2,47	0,00	1,18	25,0	20,0	0,17	0,21	129,6	0,81
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	19,2	7,6	10,24	2,72	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	68,9	-
P1	7,24	19,9	2,8	6,66	2,51	0,00	0,19	45,0	40,0	3,58	0,21	81,2	17,05
P2	7,26	20,2	2,8	4,87	2,19	0,00	0,35	40,0	35,0	1,79	0,32	85,6	5,59
P3	7,27	20,3	2,7	4,28	2,11	0,00	0,38	35,0	30,0	0,59	0,08	88,6	7,37
P4	7,28	20,4	2,2	3,82	1,98	0,00	0,41	30,0	25,0	0,46	0,13	90,2	3,54
P5	7,29	20,6	1,9	3,48	1,91	0,00	0,42	30,0	20,0	0,34	0,07	92,1	4,86
Efluente	7,29	20,2	1,9	3,31	1,88	0,00	0,21	25,0	20,0	0,17	0,03	94,2	5,67
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.1.5.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 12,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,8			

Quadro IX.5. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,10	18,9	7,8	4,61	1,18	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	51,2	-
P1	7,15	19,4	3,6	3,41	2,33	0,00	0,00	45,0	35,0	1,20	0,0	54,6	-
P2	7,18	20,0	2,9	2,95	2,41	0,00	0,00	35,0	30,0	0,46	0,0	56,1	-
P3	7,20	20,2	2,6	2,74	2,58	0,00	0,00	30,0	25,0	0,21	0,0	57,4	-
P4	7,21	20,5	2,5	2,56	2,61	0,00	0,00	25,0	20,0	0,18	0,0	57,9	-
P5	7,21	20,7	2,5	2,45	2,60	0,00	0,00	25,0	20,0	0,11	0,0	58,6	-
Efluente	7,21	20,1	2,5	2,32	2,63	0,00	0,00	20,0	15,0	0,13	0,0	51,2	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 5,7 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,88	19,5	7,8	2,11	0,51	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	40,2	-
P1	6,90	19,8	4,5	2,08	2,12	0,00	0,00	40,0	25,0	0,00	0,00	38,2	-
P2	6,89	20,1	5,1	2,35	3,05	0,00	0,00	30,0	25,0	0,00	0,00	38,5	-
P3	6,90	20,3	5,2	2,31	3,24	0,00	0,00	30,0	25,0	0,00	0,00	37,6	-
P4	6,91	20,5	4,9	2,38	3,31	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	38,0	-
P5	6,89	20,6	4,5	2,41	3,35	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	38,2	-
Efluente	6,90	20,3	4,5	2,44	3,37	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	38,5	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.1.7.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 2,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,78	19,7	7,6	1,09	0,25	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	20,1	-
P1	6,77	19,9	4,9	2,78	2,21	0,00	0,00	40,0	25,0	0,00	0,00	18,2	-
P2	6,79	20,2	5,6	3,65	3,54	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	18,5	-
P3	6,76	20,4	6,0	3,77	3,78	0,00	0,00	25,0	15,0	0,00	0,00	19,0	-
P4	6,77	20,5	5,6	3,94	3,82	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	18,8	-
P5	6,77	20,7	5,1	4,01	3,85	0,00	0,00	15,0	10,0	0,00	0,00	19,5	-
Efluente	6,78	20,2	5,1	4,05	3,88	0,00	0,00	15,0	10,0	0,00	0,00	19,3	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.1.8.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 1,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,4			

Quadro IX.6. – Resultados para a Série de ensaios III.8., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	19,5	7,7	62,49	15,88	0,00	0,02	0,0	0,0	-	-	126,7	-
P1	7,40	19,9	2,2	38,12	13,14	0,25	2,11	65,0	55,0	24,37	2,74	168,2	8,89
P2	7,50	20,2	2,5	23,81	11,08	0,20	3,17	60,0	55,0	14,31	2,06	177,3	6,95
P3	7,56	20,6	2,2	22,53	10,63	0,00	3,34	50,0	40,0	1,28	0,45	181,0	2,84
P4	7,62	20,9	1,9	21,84	10,31	0,00	3,38	40,0	30,0	0,69	0,32	182,8	2,16
P5	7,64	21,2	1,3	21,36	10,07	0,00	3,40	35,0	25,0	0,48	0,24	185,6	2,00
Efluente	7,65	20,8	1,3	21,03	9,52	0,00	3,05	30,0	25,0	0,33	0,55	186,2	0,60
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 77,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,22	19,80	7,7	52,47	12,79	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	117,9	-
P1	7,42	20,10	2,4	28,17	11,12	0,20	1,54	60,0	55,0	24,30	1,67	158,5	14,55
P2	7,51	20,20	2,3	15,11	8,88	0,20	2,75	50,0	45,0	13,06	2,24	167,4	5,83
P3	7,59	20,40	2,2	14,33	8,57	0,10	3,12	45,0	35,0	0,78	0,31	170,2	2,52
P4	7,62	20,50	1,7	13,69	8,34	0,00	3,18	35,0	30,0	0,64	0,23	172,3	2,78
P5	7,64	20,60	1,4	13,38	8,12	0,00	3,23	30,0	25,0	0,31	0,22	174,3	1,41
Efluente	7,66	20,40	1,4	13,19	7,61	0,00	2,37	25,0	20,0	0,19	0,51	174,8	0,37
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.2.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 64,8 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	19,5	7,8	41,77	10,18	0,00	0,05	0,0	0,0	-	-	115,8	-
P1	7,41	20,1	2,3	23,84	7,95	0,25	1,76	60,0	50,0	17,93	2,23	145,2	8,04
P2	7,48	20,5	2,4	12,08	6,24	0,20	2,53	50,0	40,0	11,76	1,71	155,1	6,88
P3	7,52	20,8	2,4	11,12	5,84	0,00	2,65	40,0	35,0	0,96	0,40	158,7	2,40
P4	7,58	21,0	2,3	10,28	5,42	0,00	2,68	35,0	30,0	0,84	0,42	161,2	2,00
P5	7,62	21,1	1,7	9,87	5,06	0,00	2,61	30,0	25,0	0,41	0,36	164,5	1,14
Efluente	7,64	20,7	1,7	9,51	4,38	0,00	2,47	25,0	20,0	0,36	0,68	166,8	0,53
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 51,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			

Quadro IX.6. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	18,2	7,8	20,87	5,12	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	95,4	-
P1	7,38	19,5	2,7	9,85	4,34	0,10	0,75	50,0	40,0	11,02	0,78	115,3	14,13
P2	7,44	19,9	2,5	4,75	3,61	0,00	1,44	40,0	35,0	5,10	0,73	122,3	6,99
P3	7,50	20,3	2,7	4,02	3,37	0,00	1,48	35,0	30,0	0,73	0,24	124,3	3,04
P4	7,52	20,5	2,3	3,72	3,25	0,00	1,48	30,0	25,0	0,30	0,12	125,9	2,50
P5	7,55	20,6	1,7	3,35	3,17	0,00	1,50	25,0	20,0	0,37	0,08	127,6	4,63
Efluente	7,57	20,1	1,7	3,12	2,85	0,00	1,04	25,0	20,0	0,23	0,32	129,6	0,72
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25,8 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	18,5	7,8	10,53	2,51	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	70,2	-
P1	7,25	19,6	2,8	6,74	2,42	0,00	0,11	45,0	35,0	3,79	0,09	83,9	42,11
P2	7,28	19,9	2,4	5,09	2,21	0,00	0,22	35,0	30,0	1,65	0,21	87,5	7,86
P3	7,29	20,2	2,7	4,35	2,11	0,00	0,23	30,0	25,0	0,74	0,10	90,6	7,40
P4	7,30	20,4	2,3	3,94	2,05	0,00	0,24	25,0	20,0	0,41	0,06	92,6	6,83
P5	7,29	20,5	2,0	3,62	1,96	0,00	0,22	25,0	20,0	0,32	0,09	93,7	3,56
Efluente	7,30	20,3	2,0	3,45	1,77	0,00	0,15	20,0	15,0	0,17	0,19	95,2	0,89
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.5.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 13,0 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,2			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,07	18,5	7,6	4,38	1,09	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	55,4	-
P1	7,12	19,3	3,7	3,31	2,44	0,00	0,00	40,0	35,0	1,07	0,00	58,2	-
P2	7,14	19,8	3,9	2,82	2,58	0,00	0,00	35,0	30,0	0,49	0,00	60,1	-
P3	7,15	20,2	3,6	2,62	2,63	0,00	0,00	30,0	25,0	0,20	0,00	60,9	-
P4	7,17	20,5	3,1	2,41	2,71	0,00	0,00	25,0	20,0	0,21	0,00	62,1	-
P5	7,18	20,7	2,7	2,33	2,78	0,00	0,00	25,0	20,0	0,08	0,00	62,4	-
Efluente	7,19	20,3	2,7	2,23	2,80	0,00	0,00	20,0	15,0	0,10	0,00	55,4	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 5,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			

Quadro IX.6. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,91	18,3	7,9	2,07	0,47	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	39,6	-
P1	6,91	19,7	4,9	2,36	2,41	0,00	0,00	40,0	25,0	0,00	0,00	37,5	-
P2	6,92	20,1	5,4	2,51	3,46	0,00	0,00	30,0	25v	0,00	0,00	36,6	-
P3	6,93	20,2	5,4	2,62	3,78	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	36,5	-
P4	6,92	20,4	5,1	2,68	3,92	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	36,0	-
P5	6,92	20,5	5,0	2,73	3,96	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	36,2	-
Efluente	6,93	20,1	5,0	2,75	3,94	0,00	0,00	15,0	10,0	0,00	0,00	36,2	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.7.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 2,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,4			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,74	18,4	7,8	1,02	0,28	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	22,5	-
P1	6,72	19,8	5,4	2,42	2,47	0,00	0,00	40,0	30,0	0,00	0,00	20,3	-
P2	6,75	20,1	5,8	3,85	3,18	0,00	0,00	30,0	20,0	0,00	0,00	19,6	-
P3	6,73	20,3	5,4	3,97	3,28	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	19,0	-
P4	6,72	20,6	5,3	4,05	3,34	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	19,3	-
P5	6,73	20,8	5,2	4,09	3,39	0,00	0,00	20,0	10,0	0,00	0,00	18,7	-
Efluente	6,74	20,5	5,2	4,11	3,41	0,00	0,00	15,0	10,0	0,00	0,00	19,3	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.8.2.8.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 1,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,6			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

IX.4. Fase experimental III – Série de ensaios 9

Quadro IX.7. – Resultados para a Série de ensaios III.9., com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,21	19,2	7,7	62,84	31,02	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	125,9	-
P1	7,45	19,5	2,2	37,17	27,85	0,20	2,69	70,0	65,0	25,67	3,17	173,4	8,10
P2	7,54	20,0	2,1	22,28	23,12	0,20	3,22	65,0	60,0	14,89	4,73	179,8	3,15
P3	7,62	20,2	2,3	20,54	22,61	0,00	3,36	50,0	40,0	1,74	0,51	184,5	3,41
P4	7,68	20,5	2,0	19,87	22,21	0,00	3,38	40,0	30,0	0,67	0,40	186,7	1,68
P5	7,70	20,7	1,3	19,36	21,84	0,00	3,43	35,0	25,0	0,51	0,37	187,7	1,38
Efluente	7,71	20,3	1,3	18,93	21,11	0,00	3,14	30,0	25,0	0,43	0,73	189,9	0,59
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.9.1.1.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 77,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			

Quadro IX.7. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,25	19,5	7,7	41,64	20,44	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	124,9	-
P1	7,40	19,8	2,0	23,42	16,82	0,20	2,96	65,0	60,0	18,22	3,62	160,5	5,03
P2	7,48	20,2	2,1	11,35	13,87	0,20	3,47	60,0	50,0	12,07	2,95	171,1	4,09
P3	7,55	20,6	2,4	10,11	13,41	0,00	3,52	45,0	40,0	1,24	0,46	175,8	2,70
P4	7,60	20,8	2,0	9,58	12,96	0,00	3,60	40,0	30,0	0,53	0,45	177,6	1,18
P5	7,62	20,9	1,4	9,27	12,63	0,00	3,62	35,0	25,0	0,31	0,33	179,9	0,94
Efluente	7,64	20,4	1,4	8,88	11,93	0,00	3,25	30,0	25,0	0,39	0,70	180,2	0,56
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.9.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 51,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	19,2	7,8	20,78	10,18	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	88,8	-
P1	7,38	19,8	2,6	9,87	8,37	0,10	1,56	60,0	55,0	10,91	1,81	115,6	6,03
P2	7,49	20,2	2,5	4,85	6,54	0,10	1,96	50,0	45,0	5,02	1,83	124,6	2,74
P3	7,53	20,4	2,5	3,70	6,08	0,00	2,15	35,0	30,0	1,15	0,46	126,3	2,50
P4	7,55	20,5	2,1	3,22	5,87	0,00	2,20	30,0	25,0	0,48	0,21	128,9	2,29
P5	7,56	20,8	1,7	2,86	5,56	0,00	2,22	30,0	25,0	0,36	0,31	130,6	1,16
Efluente	7,57	20,2	1,7	2,61	4,88	0,00	1,88	25,0	20,0	0,25	0,68	132,6	0,37
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.9.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,08	18,9	7,6	4,15	2,12	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	57,6	-
P1	7,12	19,5	3,5	3,24	3,28	0,00	0,00	45,0	40,0	0,91	0,00	60,2	-
P2	7,14	19,9	3,7	2,76	3,49	0,00	0,00	35,0	25,0	0,48	0,00	61,5	-
P3	7,16	20,2	3,3	2,48	3,52	0,00	0,00	30,0	20,0	0,28	0,00	62,3	-
P4	7,17	20,5	2,9	2,25	3,55	0,00	0,00	25,0	20,0	0,23	0,00	62,9	-
P5	7,19	20,7	2,5	2,12	3,58	0,00	0,00	25,0	20,0	0,13	0,00	63,2	-
Efluente	7,19	20,2	2,5	2,04	3,56	0,00	0,00	20,0	15,0	0,08	0,00	57,6	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.9.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 5,1 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			

Quadro IX.8. – Resultados para a Série de ensaios III.9., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,19	19,5	7,7	62,35	30,46	0,00	0,00	0,00	0,0	-	-	123,8	-
P1	7,48	20,0	2,4	37,11	26,57	0,20	3,25	70,0	65,0	25,24	3,89	172,5	6,49
P2	7,58	20,2	2,4	21,24	22,33	0,20	4,08	65,0	55,0	15,87	4,24	181,2	3,74
P3	7,63	20,4	2,3	19,92	21,71	0,00	4,25	50,0	40,0	1,32	0,62	183,5	2,13
P4	7,68	20,7	1,7	19,33	21,34	0,00	4,34	45,0	30,0	0,59	0,37	185,4	1,59
P5	7,70	20,9	1,4	18,91	20,95	0,00	4,36	30,0	25,0	0,42	0,39	187,0	1,08
Efluente	7,71	20,4	1,4	18,54	20,14	0,00	2,91	25,0	20,0	0,37	0,81	188,6	0,46
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.9.2.1.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 77,0 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,1				
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	19,2	7,7	41,88	20,94	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	123,8	-
P1	7,45	19,7	2,2	22,21	17,27	0,25	2,86	60,0	55,0	19,67	3,67	158,6	5,36
P2	7,51	20,2	2,4	10,92	13,38	0,20	3,46	55,0	45,0	11,29	3,89	169,3	2,90
P3	7,55	20,5	2,4	9,78	12,94	0,00	3,57	40,0	35,0	1,14	0,44	172,8	2,59
P4	7,59	20,6	1,9	9,22	12,57	0,00	3,62	35,0	30,0	0,56	0,37	175,9	1,51
P5	7,62	20,8	1,6	8,71	12,25	0,00	3,65	30,0	25,0	0,51	0,32	177,1	1,59
Efluente	7,63	20,1	1,6	8,24	11,64	0,00	3,24	25,0	20,0	0,47	0,61	178,9	0,77
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.9.2.3.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 51, g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0				
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,17	19,5	7,7	20,91	10,33	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	85,4	-
P1	7,37	19,8	2,4	10,24	8,32	0,10	1,41	50,0	45,0	10,67	2,01	112,6	5,31
P2	7,46	20,2	2,5	4,39	6,02	0,10	1,89	40,0	35,0	5,85	2,30	120,3	2,54
P3	7,52	20,5	2,3	3,18	5,47	0,00	2,02	35,0	25,0	1,21	0,55	125,4	2,20
P4	7,55	20,7	2,1	2,71	5,11	0,00	2,11	30,0	25,0	0,47	0,36	127,3	1,31
P5	7,57	20,8	1,7	2,31	4,81	0,00	2,14	25,0	20,0	0,40	0,30	128,9	1,33
Efluente	7,58	20,2	1,7	2,11	4,21	0,00	1,74	25,0	20,0	0,20	0,60	130,2	0,33
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio III.9.2.4.				
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25,8 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0				

Quadro IX.8. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,20	19,1	7,8	4,24	2,08	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	52,2	-
P1	7,29	19,8	3,2	3,21	2,95	0,00	0,00	45,0	40,0	1,03	0,00	55,0	-
P2	7,31	20,1	3,6	2,81	3,24	0,00	0,00	35,0	30,0	0,40	0,00	56,2	-
P3	7,31	20,3	3,7	2,51	3,33	0,00	0,00	30,0	25,0	0,30	0,00	57,0	-
P4	7,32	20,5	3,1	2,22	3,38	0,00	0,00	30,0	25,0	0,29	0,00	57,5	-
P5	7,33	20,7	2,7	2,02	3,40	0,00	0,00	25,0	20,0	0,20	0,00	57,6	-
Efluente	7,33	20,1	2,7	1,94	3,42	0,00	0,00	25,0	20,0	0,08	0,00	52,2	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.9.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,0			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

IX.5. Fase experimental III – Série de ensaios 10

Quadro IX.9. – Resultados para a Série de ensaios III.10, com lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,22	18,9	7,6	41,96	10,12	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	108,7	-
P1	7,37	19,5	2,5	22,11	7,98	0,10	1,66	65,0	60,0	19,85	2,14	139,6	9,28
P2	7,45	20,1	2,5	12,67	5,96	0,20	2,08	60,0	55,0	9,44	2,02	149,4	4,67
P3	7,52	20,5	2,6	11,51	5,48	0,00	2,23	50,0	40,0	1,16	0,48	152,3	2,42
P4	7,58	20,7	2,0	10,96	5,19	0,00	2,32	45,0	30,0	0,55	0,29	154,2	1,90
P5	7,61	20,9	1,5	10,57	4,86	0,00	2,35	35,0	30,0	0,39	0,33	156,0	1,18
Efluente	7,62	20,3	1,5	10,14	4,21	0,00	1,81	35,0	25,0	0,43	0,65	157,0	0,66
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,52	19,9	6,0	9,87	4,58	0,00	1,44	25,0	20,0	-	-	158,9	-
P1	7,63	20,2	2,1	6,33	3,56	0,20	1,83	55,0	50,0	3,54	1,02	168,1	3,47
P2	7,67	20,4	2,5	4,41	2,85	0,20	2,14	50,0	45,0	1,92	0,71	170,2	2,70
P3	7,7	20,5	2,4	3,91	2,71	0,00	2,21	40,0	30,0	0,50	0,14	171,4	3,57
P4	7,71	20,7	2,1	3,43	2,51	0,00	2,26	30,0	25,0	0,48	0,20	173,5	2,40
P5	7,72	20,8	1,4	3,17	2,38	0,00	2,28	30,0	25,0	0,26	0,13	174,6	2,00
Efluente	7,72	20,3	1,4	2,96	2,06	0,00	1,84	25,0	20,0	0,21	0,32	175,0	0,66
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.10.1.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 51,8 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,2			

Quadro IX.9. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,20	19,2	7,7	20,77	5,11	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	91,5	-
P1	7,37	19,8	2,6	10,71	4,51	0,20	0,96	50,0	45,0	10,06	0,60	112,6	16,77
P2	7,46	20,4	2,7	5,69	3,95	0,20	1,44	45,0	40,0	5,02	0,56	120,3	8,96
P3	7,49	20,6	2,5	4,54	3,49	0,00	1,48	40,0	35,0	1,15	0,46	122,6	2,50
P4	7,51	20,8	2,2	4,11	3,24	0,00	1,53	35,0	30,0	0,43	0,25	125,6	1,72
P5	7,53	20,9	1,8	3,73	3,02	0,00	1,55	30,0	25,0	0,38	0,22	128,4	1,73
Efluente	7,55	20,4	1,8	3,58	2,53	0,00	1,14	25,0	20,0	0,15	0,49	129,6	0,31
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,53	19,3	5,8	3,88	2,62	0,20	0,77	20,0	15,0	-	-	133,6	-
P1	7,56	19,5	3,0	3,32	2,22	0,00	0,95	20,0	15,0	0,56	0,40	135,8	1,40
P2	7,58	20,0	2,8	3,02	1,85	0,00	1,08	45,0	40,0	0,30	0,37	137,5	0,81
P3	7,62	20,2	2,6	2,88	1,71	0,00	1,11	40,0	35,0	0,14	0,14	139,1	1,00
P4	7,64	20,4	2,1	2,47	1,64	0,00	1,23	35,0	25,0	0,41	0,07	139,5	5,86
P5	7,65	20,5	1,7	2,26	1,52	0,00	1,28	30,0	25,0	0,21	0,12	140,1	1,75
Efluente	7,67	20,1	1,7	2,06	1,31	0,00	0,84	30,0	20,0	0,20	0,21	140,6	0,95
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.10.1.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,1			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,08	19,6	7,8	4,51	1,19	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	-	51,2	-
P1	7,12	20,0	3,4	3,76	2,44	0,00	0,00	45,0	40,0	0,75	0,00	53,2	-
P2	7,15	20,2	3,1	3,24	2,61	0,00	0,00	40,0	30,0	0,52	0,00	53,9	-
P3	7,18	20,5	2,8	2,85	2,88	0,00	0,00	30,0	25,0	0,39	0,00	54,5	-
P4	7,20	20,7	2,7	2,61	2,90	0,00	0,00	30,0	20,0	0,24	0,00	54,8	-
P5	7,21	20,9	2,4	2,42	2,92	0,00	0,00	25,0	20,0	0,19	0,00	55,0	-
Efluente	7,21	20,3	2,4	2,28	2,90	0,00	0,00	20,0	15,0	0,14	0,00	57,1	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,20	19,4	6,0	2,36	2,77	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	-	59,2	-
P1	7,22	19,8	4,1	2,11	2,96	0,00	0,00	45,0	35,0	0,25	0,00	60,2	-
P2	7,23	20,2	4,5	1,96	3,28	0,00	0,00	35,0	25,0	0,15	0,00	62,3	-
P3	7,24	20,4	3,9	1,95	3,44	0,00	0,00	25,0	20,0	0,01	0,00	62,9	-
P4	7,24	20,7	3,3	1,98	3,57	0,00	0,00	25,0	20,0	0,00	0,00	63,2	-
P5	7,25	20,9	3,1	1,93	3,60	0,00	0,00	20,0	15,0	0,05	0,00	63,8	-
Efluente	7,25	20,4	3,1	1,95	3,62	0,00	0,00	20,0	15,0	0,00	0,00	69,2	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.10.1.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 5,6 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,8			

Quadro IX.10. – Resultados para a Série de ensaios III.10., sem lavagem do filtro

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,18	19,5	7,6	41,56	10,33	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	112,5	-
P1	7,36	20,1	2,6	22,47	8,44	0,20	1,76	65,0	60,0	19,09	1,89	143,2	10,10
P2	7,44	20,3	2,4	11,89	6,32	0,30	2,24	60,0	55,0	10,58	2,12	155,6	4,99
P3	7,50	20,5	2,4	10,95	5,91	0,00	2,39	55,0	45,0	0,94	0,41	157,9	2,29
P4	7,56	20,7	2,0	10,52	5,61	0,00	2,44	40,0	35,0	0,43	0,30	160,3	1,43
P5	7,58	20,9	1,2	10,18	5,28	0,00	2,48	35,0	30,0	0,34	0,33	161,4	1,03
Efluente	7,60	20,4	1,2	9,85	4,69	0,00	2,04	30,0	25,0	0,33	0,59	162,9	0,56
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,58	19,8	6,3	9,71	4,47	0,00	1,81	25,0	20,0	-	-	164,3	-
P1	7,63	20,2	2,7	5,89	3,91	0,15	2,17	60,0	50,0	3,82	0,56	178,9	6,82
P2	7,66	20,5	2,5	4,06	3,05	0,20	2,33	55,0	50,0	1,83	0,86	181,2	2,13
P3	7,69	20,6	2,3	3,54	2,73	0,00	2,44	45,0	40,0	0,52	0,32	182,5	1,63
P4	7,71	20,8	2,1	3,22	2,47	0,00	2,48	35,0	25,0	0,32	0,26	183,3	1,23
P5	7,72	20,9	1,5	3,02	2,24	0,00	2,51	30,0	20,0	0,20	0,23	183,9	0,87
Efluente	7,72	20,4	1,5	2,88	1,87	0,00	2,12	30,0	20,0	0,14	0,37	184,5	0,38
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.10.2.3.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 51,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,0			
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,18	18,8	7,6	20,48	5,27	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	96,3	-
P1	7,38	19,7	2,8	10,14	4,78	0,20	0,65	50,0	45,0	10,34	0,49	116,3	21,10
P2	7,48	20,1	2,7	5,39	4,05	0,20	0,96	45,0	40,0	4,75	0,73	123,4	6,51
P3	7,52	20,4	2,5	4,08	3,81	0,00	1,15	35,0	30,0	1,31	0,24	126,3	5,46
P4	7,53	20,6	2,1	3,87	3,54	0,00	1,29	35,0	30,0	0,21	0,27	128,2	0,78
P5	7,55	20,8	1,4	3,57	3,32	0,00	1,33	30,0	25,0	0,30	0,22	130,6	1,36
Efluente	7,57	20,2	1,4	3,33	2,78	0,00	0,84	25,0	20,0	0,24	0,54	132,5	0,44
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,55	19,2	5,9	3,25	2,66	0,00	0,96	20,0	15,0	-	-	135,6	-
P1	7,59	19,8	2,7	2,78	2,33	0,10	1,15	45,0	40,0	0,47	0,33	140,6	1,42
P2	7,63	20,2	2,8	2,49	1,96	0,20	1,28	40,0	35v	0,29	0,37	143,5	0,78
P3	7,65	20,4	2,4	2,38	1,74	0,00	1,33	35,0	30,0	0,11	0,22	145,1	0,50
P4	7,68	20,6	2,3	2,24	1,62	0,00	1,35	30,0	20,0	0,14	0,12	145,8	1,17
P5	7,70	20,8	1,5	2,16	1,51	0,00	1,37	25,0	20,0	0,08	0,11	146,4	0,73
Efluente	7,71	20,3	1,5	2,06	1,26	0,00	0,87	25,0	20,0	0,1-	0,25	146,8	0,40
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.10.2.4.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 25,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			

Quadro IX.10. – Continuação

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,12	18,9	7,9	4,17	0,97	0,00	0,00	0,0	0,0	-	-	55,8	-
P1	7,15	19,6	3,2	3,35	2,14	0,00	0,00	45,0	40,0	0,82	0,00	58,3	-
P2	7,17	20,2	3,3	2,95	2,56	0,00	0,00	35,0	30,0	0,40	0,00	60,0	-
P3	7,18	20,4	3,0	2,62	2,84	0,00	0,00	35,0	30,0	0,33	0,00	60,5	-
P4	7,20	20,6	2,8	2,38	2,93	0,00	0,00	30,0	25,0	0,24	0,00	60,8	-
P5	7,21	20,8	2,3	2,18	2,98	0,00	0,00	25,0	20,0	0,20	0,00	61,0	-
Efluente	7,22	20,3	2,3	2,02	3,02	0,00	0,00	20,0	15,0	0,16	0,00	55,8	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,23	19,5	6,3	1,96	3,22	0,00	0,00	20,0	15,0	-	-	58,2	-
P1	7,28	19,9	3,7	1,83	3,54	0,00	0,00	40,0	30,0	0,13	0,00	60,3	-
P2	7,3	20,2	3,8	1,72	3,87	0,00	0,00	35,0	25,0	0,11	0,00	61,1	-
P3	7,32	20,4	3,8	1,68	3,92	0,00	0,00	30,0	25,0	0,04	0,00	61,7	-
P4	7,33	20,6	3,5	1,62	4,02	0,00	0,00	25,0	20,0	0,06	0,00	62,4	-
P5	7,33	20,8	3,2	1,55	4,11	0,00	0,00	20,0	15,0	0,07	0,00	62,9	-
Efluente	7,34	20,2	3,2	1,47	4,13	0,00	0,00	20,0	15,0	0,08	0,00	63,4	-
Fonte de carbono: acetato de sódio.				Duas passagens			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio III.10.2.6.			
Fonte de azoto: cloreto de amónio.				Com arejamento			Carga afluente: 5,2 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,3			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} a montante do topo do leito.

ANEXO X: Resultados dos ensaios de carga - Fase experimental IV (Séries 1 a 8)

X.1. Fase experimental IV – Série de ensaios 1

Quadro X.1. – Resultados para a Série de ensaios IV.1.

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,02	18,8	6,9	32,51	11,20	0,25	3,48	75,0	55,0	-	-	79,3	-
P1	6,91	19,5	1,2	28,44	10,61	0,15	3,77	65,0	50,0	4,07	0,59	71,5	6,90
P2	6,85	19,8	0,5	26,38	9,88	0,00	3,87	55,0	40,0	2,06	0,73	67,2	2,82
P3	6,88	20,2	0,3	25,25	9,71	0,00	2,62	50,0	35,0	1,13	0,17	65,8	6,65
P4	6,82	20,5	0,3	24,64	9,46	0,00	2,22	45,0	25,0	0,61	0,25	64,9	2,44
P5	6,81	20,7	0,2	24,38	9,28	0,00	2,04	35,0	20,0	0,26	0,18	64,2	1,44
Efluente	6,78	20,4	0,2	24,11	9,14	0,00	2,03	30,0	20,0	0,27	0,14	64,1	1,93
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio IV.1.1.			
Água residual tratada (secundário)				Sem arejamento				Carga afluente: 40,1 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 2,9			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,94	19,2	7,2	49,22	11,80	0,32	2,65	120,0	90,0	-	-	86,5	-
P1	6,81	19,8	1,3	44,78	10,96	0,10	2,96	105,0	75,0	4,44	0,84	80,1	5,29
P2	6,77	20,1	0,6	42,84	10,31	0,00	3,11	90,0	60,0	1,94	0,65	72,1	2,98
P3	6,76	20,2	0,4	41,56	10,02	0,00	2,39	75,0	45,0	1,28	0,29	69,3	4,41
P4	6,80	20,4	0,3	40,81	9,78	0,00	1,86	60,0	35,0	0,75	0,24	68,1	3,13
P5	6,81	20,5	0,3	40,48	9,51	0,00	1,51	50,0	30,0	0,33	0,27	67,2	1,22
Efluente	6,80	20,3	0,3	40,12	9,34	0,00	1,46	40,0	25,0	0,36	0,17	66,5	2,12
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem				Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio IV.1.2.			
Água residual tratada (secundário)				Sem arejamento				Carga afluente: 60,8 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,2			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

X.2. Fase experimental IV – Série de ensaios 2

Quadro X.2. – Resultados para a Série de ensaios IV.2.

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	6,96	19,7	6,7	37,86	9,84	0,22	2,44	90,0	70,0	-	-	80,6	-
P1	6,88	20,2	1,3	34,12	9,21	0,17	2,83	80,0	55,0	3,74	0,63	70,2	5,94
P2	6,81	20,3	0,8	31,72	8,49	0,00	3,12	70,0	50,0	2,40	0,72	62,4	3,33
P3	6,79	20,5	0,5	30,46	8,18	0,00	2,34	55,0	40,0	1,26	0,31	60,2	4,06
P4	6,82	20,7	0,4	29,78	7,95	0,00	1,89	45,0	30,0	0,68	0,23	59,3	2,96
P5	6,77	20,8	0,3	29,41	7,81	0,00	1,41	35,0	25,0	0,37	0,14	58,6	2,64
Efluente	6,75	20,5	0,3	29,15	7,62	0,00	1,37	30,0	20,0	0,26	0,19	58,5	1,37
2º estágio													
Afluente ¹⁾	6,73	19,4	5,1	27,84	7,48	0,36	1,69	40,0	30,0	-	-	62,4	-
P1	6,65	19,8	1,0	25,63	6,87	0,14	2,24	55,0	45,0	2,21	0,61	55,8	3,62
P2	6,61	20,2	0,6	24,61	6,36	0,00	2,74	45,0	35,0	1,02	0,51	52,3	2,00
P3	6,65	20,4	0,5	23,73	5,98	0,00	2,51	40,0	30,0	0,88	0,38	51,8	2,32
P4	6,58	20,5	0,3	23,21	5,79	0,00	2,09	30,0	25,0	0,52	0,19	51,2	2,74
P5	6,50	20,7	0,2	22,96	5,63	0,00	1,74	30,0	20,0	0,25	0,16	50,8	1,56
Efluente	6,51	20,4	0,2	22,74	5,51	0,00	1,71	25,0	20,0	0,22	0,12	50,8	1,83
Fonte de carbono e de azoto: Água residual tratada (secundário)				Duas passagens Sem arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 46,7 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.2.1. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,9			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,08	19,4	7,0	34,41	9,12	0,34	2,86	60,0	45,0	-	-	101,3	-
P1	6,96	19,8	1,3	30,85	8,65	0,28	3,52	55,0	45,0	3,56	0,47	90,5	7,57
P2	6,88	20,1	0,9	28,97	7,98	0,00	3,78	45,0	40,0	1,88	0,67	84,2	2,81
P3	6,85	20,2	0,6	27,68	7,44	0,00	2,85	35,0	30,0	1,29	0,54	83,1	2,39
P4	6,77	20,4	0,6	27,02	7,05	0,00	2,33	30,0	25,0	0,66	0,39	82,3	1,69
P5	6,78	20,5	0,5	26,71	6,77	0,00	1,87	30,0	20,0	0,31	0,28	81,5	1,11
Efluente	6,81	20,1	0,5	26,44	6,65	0,00	1,85	25,0	20,0	0,27	0,12	81,5	2,25
2º estágio													
Afluente ¹⁾	6,77	19,6	5,2	25,12	6,48	0,25	2,03	30,0	20,0	-	-	83,4	-
P1	6,74	19,9	1,1	23,27	6,14	0,12	2,69	60,0	50,0	1,85	0,34	78,1	5,44
P2	6,71	20,2	0,7	22,16	5,66	0,00	2,93	55,0	45,0	1,11	0,48	75,2	2,31
P3	6,68	20,3	0,6	21,42	5,44	0,00	2,41	45,0	35,0	0,74	0,22	73,5	3,36
P4	6,65	20,5	0,4	20,88	5,17	0,00	1,54	35,0	30,0	0,54	0,27	72,8	2,00
P5	6,68	20,6	0,3	20,51	4,92	0,00	1,22	30,0	25,0	0,37	0,25	72,2	1,48
Efluente	6,66	20,3	0,3	20,24	4,74	0,00	1,18	25,0	20,0	0,27	0,18	72,1	1,50
Fonte de carbono e de azoto: Água residual tratada (secundário)				Duas passagens Sem arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 42,5 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.2.2. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,8			

X.3. Fase experimental IV – Série de ensaios 3

Quadro X.3. – Resultados para a Série de ensaios IV. 3.

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,93	18,2	7,6	3,33	0,21	0,00	1,12	40,0	10,0	-	-	14,4	-
P1	6,96	19,5	6,3	4,47	2,77	0,00	1,10	40,0	25,0	0,00	0,00	14,6	-
P2	7,01	19,9	6,1	4,83	3,86	0,00	0,96	30,0	20,0	0,00	0,00	14,8	-
P3	6,97	20,2	5,5	4,31	3,92	0,00	1,15	25,0	20,0	0,00	0,00	14,6	-
P4	7,00	20,3	5,6	4,42	3,85	0,00	0,88	20,0	15,0	0,00	0,00	14,6	-
P5	7,01	20,5	5,3	4,40	3,78	0,00	0,93	20,0	15,0	0,00	0,00	14,8	-
Efluente	7,01	20,1	5,3	4,35	3,71	0,00	0,86	15,0	10,0	0,00	0,00	14,7	-
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio IV.3.1.				
Água do rio Zêzere (Peso)				Sem arejamento			Carga afluente: 4,1 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 15,9				

Este ensaio foi interrompido ao fim de 4,0 horas, por se verificar perda excessiva de biomassa.

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,14	19,6	7,5	17,74	1,51	0,00	7,48	65,0	40,0	-	-	27,8	-
P1	7,04	19,9	2,2	14,41	1,82	0,00	7,51	50,0	35,0	3,33	0,00	25,1	-
P2	7,01	20,2	1,8	13,20	1,63	0,00	7,55	40,0	30,0	1,21	0,00	23,7	-
P3	6,99	20,4	1,3	13,11	1,65	0,00	7,31	30,0	20,0	0,09	0,00	23,5	-
P4	7,00	20,5	1,0	12,96	1,75	0,00	7,22	25,0	15,0	0,15	0,00	23,5	-
P5	6,98	20,7	0,9	12,95	1,71	0,00	7,19	20,0	15,0	0,01	0,00	23,4	-
Efluente	6,98	20,4	0,9	12,93	1,70	0,00	7,20	20,0	15,0	0,02	0,00	23,5	-
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹		Ensaio IV.3.2.				
Água da ribeira da Boidobra				Sem arejamento			Carga afluente: 21,9 g C m ⁻³ h ⁻¹		C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 11,8				

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

X.4. Fase experimental IV – Série de ensaios 4

Quadro X.4. – Resultados para a Série de ensaios IV.4. (o ensaio IV.4.2.1. foi interrompido ao fim de 4,0 horas, por se verificar perda excessiva de biomassa)

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,02	19,3	7,9	5,12	0,15	0,00	1,28	35,0	10,0	-	-	14,5	-
P1	6,96	20,1	6,8	5,89	2,63	0,00	1,33	40,0	30,0	0,00	0,00	14,7	-
P2	6,95	20,3	6,6	6,25	3,34	0,00	1,35	35,0	20,0	0,00	0,00	14,6	-
P3	6,98	20,6	6,8	6,14	3,42	0,00	1,31	25,0	15,0	0,00	0,00	14,5	-
P4	7,02	20,8	6,5	6,05	3,39	0,00	1,33	25,0	15,0	0,00	0,00	14,5	-
P5	7,02	20,9	6,4	5,96	3,48	0,00	1,26	20,0	15,0	0,00	0,00	14,6	-
Efluente	6,98	20,5	6,4	5,98	3,50	0,00	1,21	20,0	15,0	0,00	0,00	14,5	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P1	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P2	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P3	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P4	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P5	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
Efluente	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
Fonte de carbono e de azoto: Água do rio Zêzere (Peso)				Duas passagens Sem arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 6,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.4.1. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 34,1			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,32	19,5	7,6	24,26	2,14	0,00	6,52	60,0	30,0	-	-	35,2	-
P1	7,22	19,8	1,9	21,11	1,89	0,00	6,55	45,0	35,0	3,15	0,00	31,8	-
P2	7,19	20,1	1,2	19,93	1,96	0,00	6,48	40,0	30,0	1,18	0,00	30,1	-
P3	7,21	20,3	1,0	19,85	2,02	0,00	5,31	30,0	20,0	0,08	0,00	29,8	-
P4	7,20	20,4	0,9	19,77	1,95	0,00	5,19	25,0	20,0	0,08	0,00	29,7	-
P5	7,18	20,6	0,9	19,71	2,12	0,00	5,12	20,0	15,0	0,06	0,00	29,7	-
Efluente	7,19	20,4	0,9	19,70	2,15	0,00	5,14	20,0	15,0	0,01	0,00	29,7	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,21	19,8	6,1	18,15	2,33	0,00	5,39	25,0	15,0	-	-	27,5	-
P1	7,18	20,3	3,1	17,11	2,49	0,00	5,48	45,0	35,0	1,04	0,00	24,1	-
P2	7,15	20,4	2,4	16,95	2,67	0,00	5,45	40,0	30,0	0,16	0,00	23,4	-
P3	7,16	20,6	2,2	16,98	2,65	0,00	5,21	35,0	25,0	0,00	0,00	23,2	-
P4	7,15	20,7	1,9	16,91	2,56	0,00	5,28	25,0	20,0	0,07	0,00	23,2	-
P5	7,12	20,9	1,9	16,91	2,61	0,00	5,30	20,0	15,0	0,00	0,00	23,1	-
Efluente	7,12	20,5	1,9	16,88	2,60	0,00	5,32	20,0	15,0	0,03	0,00	23,1	-
Fonte de carbono e de azoto: Água da ribeira da Boidobra				Duas passagens Sem arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 30,0 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.4.2. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 11,3			

X.5. Fase experimental IV – Série de ensaios 5

Quadro X.5. – Resultados para a Série de ensaios IV.5.

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,92	19,2	7,1	41,88	12,12	0,38	1,74	85,0	65,0	-	-	99,6	-
P1	6,86	19,8	2,2	28,25	10,94	0,21	2,45	70,0	55,0	13,63	1,18	81,2	11,55
P2	6,81	20,1	2,5	19,88	8,85	0,15	2,76	65,0	50,0	8,37	2,09	75,4	4,00
P3	6,78	20,3	2,3	18,11	8,53	0,10	2,92	50,0	35,0	1,77	0,32	73,1	5,53
P4	6,76	20,4	2,2	17,37	8,18	0,00	3,06	40,0	30,0	0,74	0,35	71,8	2,11
P5	6,71	20,6	1,4	16,95	7,92	0,00	3,15	30,0	20,0	0,42	0,26	70,6	1,62
Efluente	6,75	20,1	1,4	16,62	7,77	0,00	3,21	25,0	20,0	0,33	0,15	70,5	2,20
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio IV.5.1.			
Água residual tratada (secundário)				Com arejamento			Carga afluente: 51,7 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 3,5			

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,12	19,1	6,4	55,33	11,83	0,23	1,94	100,0	80,0	-	-	104,1	-
P1	6,96	19,7	2,3	40,15	10,48	0,18	2,55	85,0	65,0	15,18	1,35	84,2	11,24
P2	6,91	20,1	2,5	30,56	8,15	0,10	2,81	70,0	55,0	9,59	2,33	80,2	4,12
P3	6,87	20,3	2,1	29,04	7,81	0,10	2,93	50,0	40,0	1,52	0,34	77,7	4,47
P4	6,85	20,4	2,2	28,17	7,54	0,00	3,02	40,0	30,0	0,87	0,27	75,9	3,22
P5	6,81	20,6	1,3	27,81	7,35	0,00	3,11	35,0	25,0	0,36	0,19	75,2	1,89
Efluente	6,79	20,3	1,3	27,52	7,14	0,00	3,15	30,0	20,0	0,29	0,21	75,2	1,38
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio IV.5.2.			
Água residual tratada (secundário)				Com arejamento			Carga afluente: 68,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,7			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

X.6. Fase experimental IV – Série de ensaios 6

Quadro X.6. – Resultados para a Série de ensaios IV.6.

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,12	19,4	6,8	56,25	12,67	0,37	2,47	110,0	80,0	-	-	98,7	-
P1	6,91	19,8	2,4	39,46	11,38	0,25	2,92	95,0	65,0	16,79	1,29	83,5	13,02
P2	6,82	20,1	2,6	30,15	9,79	0,18	3,24	80,0	50,0	9,31	1,59	78,4	5,86
P3	6,78	20,2	2,4	28,22	9,35	0,11	3,39	65,0	40,0	1,93	0,44	76,5	4,39
P4	6,81	20,3	2,1	27,61	9,04	0,00	3,45	45,0	30,0	0,61	0,31	75,8	1,97
P5	6,83	20,6	1,2	27,14	8,72	0,00	3,49	35,0	25,0	0,47	0,32	74,7	1,47
Efluente	6,81	20,2	1,2	26,78	8,51	0,00	3,52	30,0	20,0	0,36	0,21	74,5	1,71
2º estágio													
Afluente ¹⁾	6,78	19,8	5,4	25,12	8,35	0,28	3,77	40,0	25,0	-	-	76,5	-
P1	6,71	20,2	2,8	19,61	7,78	0,21	3,95	65,0	50,0	5,51	0,57	70,2	9,67
P2	6,62	20,4	2,8	17,29	7,02	0,11	4,24	55,0	45,0	2,32	0,76	67,4	3,05
P3	6,65	20,5	2,6	15,51	6,73	0,00	4,32	50,0	40,0	1,78	0,29	66,1	6,14
P4	6,63	20,7	2,2	15,06	6,45	0,00	4,41	40,0	30,0	0,45	0,28	65,5	1,61
P5	6,61	20,8	1,4	14,62	6,31	0,00	4,45	30,0	25,0	0,44	0,14	65,1	3,14
Efluente	6,58	20,2	1,4	14,34	6,12	0,00	4,47	25,0	20,0	0,28	0,19	65,1	1,47
Fonte de carbono e de azoto: Água residual tratada (secundário)				Duas passagens Com arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 69,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.6.1. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 4,4			
1º estágio													
Afluente ¹⁾	6,94	19,1	7,1	62,17	11,77	0,38	2,14	120,0	90,0	-	-	103,8	-
P1	6,78	19,7	2,4	47,24	10,68	0,15	2,82	85,0	70,0	14,93	1,09	86,4	13,70
P2	6,72	20,0	2,9	38,75	8,66	0,10	3,11	75,0	55,0	8,49	2,02	81,8	4,20
P3	6,68	20,2	2,7	37,36	8,27	0,00	3,25	60,0	45,0	1,39	0,39	79,2	3,56
P4	6,65	20,4	2,3	36,68	7,84	0,00	3,34	45,0	35,0	0,68	0,43	78,6	1,58
P5	6,61	20,5	1,6	36,14	7,48	0,00	3,38	35,0	25,0	0,54	0,36	77,9	1,50
Efluente	6,64	20,1	1,6	35,79	7,35	0,00	3,42	30,0	25,0	0,35	0,13	77,8	2,69
2º estágio													
Afluente ¹⁾	6,61	18,8	6,3	34,37	7,21	0,24	3,37	40,0	25,0	-	-	78,2	-
P1	6,51	19,5	2,6	25,51	6,62	0,14	3,61	65,0	50,0	8,86	0,59	71,5	15,02
P2	6,47	20,1	2,8	21,86	5,74	0,10	3,82	55,0	45,0	3,65	0,88	68,8	4,15
P3	6,45	20,3	2,6	20,64	5,31	0,00	3,98	50,0	40,0	1,22	0,43	60,2	2,84
P4	6,40	20,5	2,3	20,11	5,09	0,00	4,17	40,0	30,0	0,53	0,22	58,6	2,41
P5	6,42	20,6	1,5	19,75	4,82	0,00	4,23	30,0	25,0	0,36	0,27	58,1	1,33
Efluente	6,40	20,2	1,5	19,54	4,64	0,00	4,25	25,0	20,0	0,21	0,18	58,0	1,17
Fonte de carbono e de azoto: Água residual tratada (secundário)				Duas passagens Com arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 76,8 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.6.2. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 5,3			

X.7. Fase experimental IV – Série de ensaios 7

Quadro X.7. – Resultados para a Série de ensaios IV.7.

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	6,81	19,5	7,9	4,74	0,15	0,00	2,24	45,0	15,0	-	-	15,2	-
P1	6,83	19,8	6,3	5,21	2,52	0,00	2,18	40,0	25,0	0,00	0,00	15,4	-
P2	6,85	20,1	6,8	4,95	3,28	0,00	2,09	30,0	25,0	0,00	0,00	15,6	-
P3	6,82	20,3	6,8	5,08	3,41	0,00	2,21	20,0	15,0	0,00	0,00	15,5	-
P4	6,82	20,4	6,4	5,15	3,25	0,00	2,28	20,0	15,0	0,00	0,00	15,5	-
P5	6,84	20,6	6,3	5,02	3,14	0,00	2,25	20,0	15,0	0,00	0,00	15,6	-
Efluente	6,84	20,2	6,3	5,05	3,19	0,00	2,25	15,0	10,0	0,00	0,00	15,7	-
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio IV.7.1.			
Água do rio Zêzere (Peso)				Com arejamento			Carga afluente: 5,9 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 31,6			
Este ensaio foi interrompido ao fim de 4 horas, por se verificar perda excessiva de biomassa													
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
Afluente ¹⁾	7,05	19,2	7,6	14,92	1,44	0,00	5,81	55,0	30,0	-	-	28,6	-
P1	6,97	19,8	2,8	10,31	1,89	0,00	5,85	45,0	30,0	4,61	0,00	25,2	-
P2	6,95	20,1	2,9	9,02	1,83	0,00	5,81	40,0	25,0	1,29	0,00	24,6	-
P3	6,96	20,3	2,8	8,86	1,74	0,00	5,93	30,0	20,0	0,16	0,00	24,5	-
P4	6,93	20,4	2,1	8,81	1,71	0,00	5,96	25,0	20,0	0,05	0,00	24,5	-
P5	6,93	20,6	1,6	8,78	1,72	0,00	5,91	20,0	15,0	0,03	0,00	24,4	-
Efluente	6,94	20,3	1,6	8,75	1,67	0,00	5,90	20,0	15,0	0,03	0,00	24,4	-
Fonte de carbono e de azoto:				Uma passagem			Q: 1 L h ⁻¹			Ensaio IV.7.2.			
Água da ribeira da Boidobra				Com arejamento			Carga afluente: 18,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 10,4			

¹⁾ O pH, a temperatura e o OD foram medidos no volume de líquido V_{SL} no topo do leito

X.8. Fase experimental IV – Série de ensaios 8

Quadro X.8. – Resultados para a Série de ensaios IV.8. (o ensaio IV.8.2.1. foi interrompido ao fim de 4,0 horas, por se verificar perda excessiva de biomassa)

Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,11	18,2	7,7	4,32	0,25	0,00	2,54	50,0	20,0	-	-	16,1	-
P1	7,09	19,6	6,2	5,12	2,33	0,00	2,51	45,0	30,0	0,00	0,00	16,2	-
P2	7,12	20,0	6,7	5,62	2,96	0,00	2,45	35,0	20,0	0,00	0,00	16,3	-
P3	7,11	20,2	6,8	5,51	3,14	0,00	2,48	25,0	20,0	0,00	0,00	16,2	-
P4	7,08	20,3	6,4	5,58	3,09	0,00	2,41	20,0	15,0	0,00	0,00	16,2	-
P5	7,09	20,5	6,5	5,52	2,94	0,00	2,39	20,0	15,0	0,00	0,00	16,3	-
Efluente	7,09	20,1	6,5	5,55	2,91	0,00	2,40	15,0	10,0	0,00	0,00	16,1	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P1	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P2	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P3	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P4	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
P5	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
Efluente	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	-
Fonte de carbono e de azoto: Água do rio Zêzere (Peso)				Duas passagens Com arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 5,3 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.8.1. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 17,3			
Toma	pH	Temp. (°C)	OD (mg O ₂ L ⁻¹)	COT (mg C L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	ΔC (mg L ⁻¹)	ΔN (mg N-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Alcalinidade mg CaCO ₃ L ⁻¹	ΔC/ΔN
1º estágio													
Afluente ¹⁾	7,14	19,5	7,5	19,74	2,48	0,00	8,22	50,0	25,0	-	-	33,1	-
P1	7,04	20,0	2,8	15,34	2,75	0,00	8,25	45,0	35,0	4,40	0,00	30,4	-
P2	7,01	20,2	2,9	14,02	2,71	0,00	8,21	40,0	30,0	1,32	0,00	28,1	-
P3	6,98	20,3	2,2	13,82	2,64	0,00	8,17	35,0	20,0	0,20	0,00	27,8	-
P4	7,00	20,5	2,1	13,74	2,68	0,00	7,97	25,0	20,0	0,08	0,00	27,7	-
P5	6,98	20,7	1,5	13,61	2,74	0,00	8,01	20,0	15,0	0,13	0,00	27,7	-
Efluente	6,98	20,2	1,5	13,60	2,76	0,00	7,96	20,0	15,0	0,01	0,00	27,7	-
2º estágio													
Afluente ¹⁾	7,01	19,6	5,1	12,81	2,52	0,00	8,12	25,0	15,0	-	-	25,1	-
P1	6,95	19,9	2,9	10,44	2,41	0,00	8,05	45,0	35,0	2,37	0,00	23,4	-
P2	6,91	20,1	3,2	10,12	2,58	0,00	7,96	40,0	30,0	0,32	0,00	23,1	-
P3	6,92	20,2	3,3	9,81	2,62	0,00	7,91	30,0	20,0	0,31	0,00	22,8	-
P4	6,90	20,4	2,5	9,75	2,60	0,00	7,95	25,0	15,0	0,06	0,00	22,7	-
P5	6,91	20,5	1,8	9,73	2,65	0,00	7,91	20,0	15,0	0,02	0,00	22,8	-
Efluente	6,9	20,2	1,8	9,71	2,68	0,00	7,90	20,0	15,0	0,02	0,00	22,7	-
Fonte de carbono e de azoto: Água da ribeira da Boidobra				Duas passagens Com arejamento			Q: 1 L h ⁻¹ Carga afluente: 24,4 g C m ⁻³ h ⁻¹			Ensaio IV.8.2. C/NH ₄ ⁺ -N aplicada: 8,0			

