

**UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA**

**FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Estudo da Influência do  
Material de Enchimento na Remoção de  
Matéria Orgânica, Azoto e Sólidos em  
Leitos de Macrófitas do Tipo ESSH**

**Por**

**José Miguel Oliveira**

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Professor Doutor António Albuquerque

Co-orientador: Professora Doutora Leonor Amaral

**LISBOA**

**2008**

## Agradecimentos

Ao Prof. Albuquerque, uma verdadeira força da natureza, pela boa disposição, pelos inúmeros apoios, pela motivação, pela competência na transmissão de conhecimentos, pela disponibilidade demonstrada para discutir as matérias em estudo e pela capacidade que possui de nos conseguir levar sempre mais longe.

Agradecer à Prof.<sup>a</sup> Leonor que apesar da distância esteve sempre presente, pelo incentivo, pelos comentários e reparos sempre pertinentes e pelo gosto que me incutiu enquanto aluno, por estas “coisas” da Eng. Sanitária.

À MAXIT S.A. por ter cedido o material de enchimento utilizado no leito  
(Filtralite NR 4-8).

À Fundação para Ciência e Tecnologia, através do projecto PTDC/AMB/73081/2006, por ter permitido o financiamento de equipamentos, reagentes e material de laboratório utilizados nos ensaios.

À Cidália minha amiga e colega de laboratório o meu bem-haja pela disponibilidade e pela ajuda.

À minha Família pelo apoio demonstrado ao longo deste trabalho, em especial à minha mãe por ter sempre acreditado e incentivado quando precisava.

À Catarina, pela paciência e compreensão, das muitas horas que passei longe, e pelo alento e carinho incondicional que me acompanharam sempre durante a execução deste trabalho.

## Resumo

Os leitos de macrófitas de escoamento sub-superficial e horizontal (LM-ESSH) são muito utilizados para o tratamento de águas residuais domésticas de pequenos aglomerados no interior de Portugal.

O meio de enchimento, essencial para a fixação das plantas e para o desenvolvimento de biofilme com capacidade para a remoção de substratos, influencia a eficiência de tratamento. O crescimento excessivo de biomassa, a acumulação de matéria sólida em suspensão, a formação de precipitados e o desenvolvimento de rizomas e de raízes podem contribuir para a colmatação do leito e, portanto, para a diminuição do volume disponível para escoamento e da capacidade de filtração.

O objectivo principal do trabalho centrou-se no estudo do desempenho de dois tipos de materiais de enchimento (um natural - brita; outro sintético - argila expandida calcinada) na remoção de matéria orgânica, formas de azoto e matéria sólida, ao longo do leito e no tempo, num LM-ESSH laboratorial, colonizado com *Phragmites australis*.

Realizaram-se duas Fases de ensaios, a primeira com brita, que incluiu três Séries de ensaios, cada uma com seis ensaios; a segunda com Filtralite (argila expandida calcinada fornecida pela Maxit SA), que incluiu três Séries de ensaios, cada uma com cinco ensaios. As duas primeiras Séries de cada Fase foram realizadas com efluente sintético à base de acetato de sódio ( $300 \text{ mg CQO.L}^{-1}$ ) e cloreto de amónio ( $30 \text{ mg N-NH}_4.\text{L}^{-1}$ ); as duas segundas Séries de cada Fase com efluente sintético à base de acetato de sódio ( $300 \text{ mg CQO.L}^{-1}$ ) e nitrato de potássio ( $30 \text{ e } 100 \text{ mg N-NO}_3.\text{L}^{-1}$ ) e as duas últimas Séries de cada Fase com efluente doméstico de tratamento primário. Todos os ensaios foram realizados à carga hidráulica de  $1,5 \times 10^{-3} \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  (cerca de  $3,5 \text{ cm.d}^{-1}$ ).

Para o período de ensaios adoptado para cada Série (cerca de um mês), a utilização de brita permitiu obter taxas de remoção superficial de matéria orgânica, amónio, nitrato e matéria sólida inferiores às observadas noutros estudos internacionais. A utilização de Filtralite, pelo contrário, permitiu obter taxas de remoção superficial que, para a generalidade dos parâmetros, superaram as obtidas nos estudos onde foi utilizada brita, inclusive para períodos de operação muito mais longos.

Independentemente do tipo de material utilizado, o efluente final de tratamento de águas residuais domésticas apresentou características em conformidade com os limites de descarga definidos na legislação vigente, com valores mais baixos nos ensaios com a Filtralite. Assim, admite-se que este material apresente características mais favoráveis a um rápido desenvolvimento de biofilme capaz de, num curto espaço de tempo, apresentar eficiências de remoção e taxas de remoção de matéria orgânica, amónio, nitrato e matéria sólida elevadas.

A remoção de matéria orgânica, amónio, nitrato e SST ocorreu, essencialmente, no troço inicial do leito. A matéria orgânica e amónio terão sido removidos essencialmente em ambiente aeróbio através de microrganismos heterotróficos aeróbios e autotróficos nitrificantes, respectivamente. Contudo, os resultados obtidos com efluente sintético sugerem terem ocorrido outros mecanismos de remoção, como a oxidação anaeróbia autotrófica de amónio.

Independentemente do tipo de material utilizado, na presença de efluentes com substratos orgânicos de constituição complexa ou substratos orgânicos simples e razão C/N-NO<sub>3</sub> próxima da unidade, o nitrato terá sido removido essencialmente por desnitrificação. Contudo, para a razão C/N-NO<sub>3</sub> de 4, os resultados obtidos sugerem terem ocorrido mecanismos alternativos de remoção de nitrato, não envolvendo a utilização de carbono orgânico, como a desnitrificação autotrófica.

Observou-se uma relação linear entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida (rCQO) e entre as cargas de azoto aplicadas e as cargas de amónio (rNH<sub>4</sub>) e nitrato (rNO<sub>3</sub>) removidas, que, para a Filtralite e no tratamento do efluente doméstico, apresentaram coeficientes de correlação superiores a 0,90. Independentemente do tipo de material utilizado, na presença substratos de constituição complexa, a carga orgânica e a carga de azoto parecem influenciar as respectivas taxas de remoção.

A capacidade de filtração do leito não foi afectada durante o período de ensaios e os resultados sugerem que a carga de sólidos aplicada não teve efeito significativo na remoção de matéria sólida em suspensão.

**Palavras-chave:** leito de macrófitas, brita, argila expandida, remoção carbonada, nitrificação, desnitrificação, remoção de sólidos.

## Abstract

Horizontal subsurface flow constructed wetlands are widely used for wastewater treatment in Portugal, especially for small population areas.

The media bed is essential for plant anchorage and biofilm development and does affect the treatment yield. The continuous growth of roots, the adsorption, sedimentation and precipitation of wastewater compounds and the biofilm release over operation time leads to the development of clogging, which affects solutes distribution throughout the bed and, therefore, may worsen the overall performance of the system.

The main objective of the work was to evaluate the effect of two different bed materials (a natural – gravel; and synthetic – expanded clay) on the removal of organic matter, nitrogen forms and solid matter, over time and throughout the bed, in a laboratory prototype.

In order to enable a better understanding of the removal mechanisms throughout the bed, two Phases of assays were developed. The first Phase included gravel bed and three Series of assays, each one with six assays; the second Phase included Filtralite NR (a commercial expanded clay developed by Maxit SA) and three Series of assays, each one with five assays. The first two Series of each Phase were carried out with synthetic effluent based on sodium acetate ( $300 \text{ mg COD.L}^{-1}$ ) and ammonia chloride ( $30 \text{ mg N-NH}_4.\text{L}^{-1}$ ); the second two Series of each Phase with synthetic effluent based on sodium acetate ( $300 \text{ mg COD.L}^{-1}$ ) and potassium nitrate ( $30 \text{ e } 100 \text{ mg N-NO}_3.\text{L}^{-1}$ ) and the last two Series of each Phase with primary treated domestic effluent. The hydraulic loading was  $1.5 \times 10^{-3} \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  (around  $3.5 \text{ cm.d}^{-1}$ ).

For the period used for each Series of assays (one month) the use of gravel did allow obtaining lower area removal rates of organic matter, ammonia, nitrate and solid matter than the ones observed in other international studies. The use of Filtralite allowed obtaining removal rates for all parameter higher than the ones observed in all consulted studies with gravel. The final effluent, for both materials, presented characteristics compatible with the discharge limits imposed by European and national legislation, with low values for the effluent treated with Filtralite. It seems that this last material present more favourable characteristics for a quickly biofilm development and, therefore, may

lead to a quickly start up of reactors and to achieve high removal efficiencies in a short time period of operation.

The removal of organic matter, ammonia, nitrate and TSS presented higher rates in the first bed section. The organic matter and ammonia were removed mainly in aerobic conditions through heterotrophs and nitrifiers, respectively. However, the results with synthetic effluent showed that other mechanism should have occurred, such as anaerobic ammonium oxidation process.

Independently of the bed material used in the study, for domestic effluents or synthetic effluents with C/N-NO<sub>3</sub> ratio close 1, nitrate seems to have been removed mainly through denitrification. However, for C/N-NO<sub>3</sub> ratio of 4, the results suggest that other nitrate removal pathway have occurred, not evolving the consumption of organic carbon, such as autotrophic denitrification.

A linear relationship was observed between organic loading rate and organic removal rate ( $r_{CQO}$ ) and between nitrogen loading rate and ammonia removal rate ( $r_{NH_4}$ ) and nitrate removal rate ( $r_{NO_3}$ ), which for Filtralite and domestic effluent presented correlation coefficients over 0.90. Therefore, independently of the bed material used in the study, for domestic wastewater treatment, the organic and nitrogen loading rates seem to influence the respective removal rates.

The filtration capability of the bed was not affected during the operation time period. The results suggest that the applied solid loading rates had no effect in the removal of suspended solid material.

**Key-words:** constructed wetlands, gravel, expanded clay, carbonaceous removal, nitrification, denitrification, solid removal.

## Nomenclatura

Afl – Afluente

C/L – Razão entre o comprimento e a largura do leito

C/N – Razão entre o carbono orgânico e azoto

C – Comprimento do leito

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio a cinco dias

CIT – Carbono inorgânico total

COT – Carbono Orgânico Total

CQO – Carência Química de Oxigénio

CT – Carbono Total

Efl – Efluente

EPA – Environment protection agency

ESSH – Escoamento sub-superficial horizontal

ESSV – Escoamento sub-superficial vertical

ETAR – Estação de tratamento de águas residuais

L – Largura do leito

LM – Leito de macrófitas

MLVSS – Microrganismos voláteis em suspensão

N-NH<sub>4</sub> – Azoto amoniacal

N-NO<sub>3</sub> – Azoto nítrico

N-NO<sub>x</sub>: Formas oxidadas de azoto

N-Tot – Azoto total

OD – Oxigénio dissolvido

ORP – Potencial de oxidação redução

P-Tot – Fósforo total

PE – População equivalente

PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

PEAD – Polietileno de alta densidade

SST – Sólidos suspensos totais

SSV – Sólidos suspensos voláteis

# Índice Geral

	Página
<b>Agradecimentos</b> .....	ii
<b>Resumo</b> .....	iii
<b>Abstract</b> .....	v
<b>Nomenclatura</b> .....	vii
<b>Índice Geral</b> .....	viii
<b>Índice de Tabelas</b> .....	x
<b>Índice de Figuras</b> .....	xii
<b>1. Introdução</b> .....	1
1.1 Enquadramento .....	1
1.2 Objectivos .....	7
1.3 Estrutura da tese .....	8
<b>2. Processos de Tratamento por leito de macrófitas</b> .....	10
2.1 Características das águas residuais .....	10
2.2 Processos de Tratamento .....	11
2.3 Leitões de Macrófitas .....	14
2.3.1 Descrição e aplicabilidade .....	14
2.3.2 Tipos de sistemas .....	18
2.3.2.1 Escoamento superficial .....	18
2.3.2.2 Escoamento sub-superficial .....	19
2.3.3 Componentes do sistema .....	21
2.3.3.1 Meio de enchimento .....	21
2.3.3.2 Plantas .....	23
2.3.3.3 Dispositivos de operação .....	26
2.3.4 Processos de transformação .....	27
2.3.5 Dimensionamento do sistema .....	32
2.3.6 Parâmetros de controlo .....	35
<b>3. Plano experimental</b> .....	37
3.1 Apresentação .....	37
3.2 Descrição .....	38
<b>4. Material e métodos</b> .....	40
4.1 Instalação laboratorial .....	41
4.2 Preparação do inoculo .....	44
4.3 Solução de alimentação .....	45
4.4 Aclimação da biomassa .....	46
4.5 Colonização do leito .....	47
4.6 Modo de Operação .....	48
4.7 Amostragem e conservação da amostra .....	51

4.8 Procedimentos analíticos .....	51
<b>5. Resultados Obtidos .....</b>	<b>53</b>
5.1 – Fase experimental 1 – Ensaios com brita .....	53
5.2 – Fase experimental 2 – Ensaios com filtralite .....	58
<b>6. Análise e Discussão de resultados .....</b>	<b>64</b>
<b>7. Conclusões e perspectivas de trabalho futuro .....</b>	<b>83</b>
7.1 – Conclusões .....	83
7.2 – Perspectivas de trabalho futuro .....	85
<b>8. Bibliografia .....</b>	<b>86</b>
<b>Anexos .....</b>	<b>97</b>
Anexo I .....	98
Anexo II .....	105

## Índice de Tabelas

	Página
<b>Tabela 1.1</b> – Evolução percentual dos níveis de cobertura (PEAASAR II).....	3
<b>Tabela 1.2</b> – Valores limite de descarga de acordo com legislação vigente.....	4
<b>Tabela 2.1</b> - Valores típicos de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas.....	11
<b>Tabela 2.2</b> - Eficiências de remoção de constituintes das águas residuais domésticas em algumas operações e processos biológicos convencionais .....	13
<b>Tabela 2.3</b> – Principais mecanismos de remoção de contaminantes em leitos de macrófitas .....	27
<b>Tabela 3.1</b> – Plano experimental .....	37
<b>Tabela 4.1</b> – Características da instalação laboratorial e dos meios de enchimento .....	43
<b>Tabela 4.2</b> Soluções usadas para preparar a solução de alimentação para as séries BS1, BS2, FS1, e FS2 .....	45
<b>Tabela 4.3</b> – Constituição da solução de alimentação para a fase da aclimatação da biomassa .....	47
<b>Tabela 4.4</b> – Intervalo de cargas de operação do sistema ao longo das diversas séries .....	50
<b>Tabela 4.5</b> – Características associadas às três secções do leito .....	50
<b>Tabela 5.1</b> – Variação da CQO, amónio e nitrato nas Séries com brita (Séries BS1, BS2 e BS3) .....	53
<b>Tabela 5.2</b> – Variação de SST nas Séries com brita (Ensaio BS1, BS2 e BS3)	56
<b>Tabela 5.3</b> – Variação da CQO, amónio e nitrato nas Séries com Filtralite (Séries FS1, FS2 e FS3) .....	58
<b>Tabela 5.4</b> – Variação de SST nas Séries com Filtralite (Séries FS1, FS2 e FS3) .....	61
<b>Tabela 6.1</b> – Eficiências de remoção nas Séries com brita (Séries BS1, BS2 e BS3) .....	64
<b>Tabela 6.2</b> – Eficiências de remoção nas Séries com Filtralite (Séries FS1, FS2 e FS3) .....	66
<b>Tabela 6.3</b> – Variação de cargas aplicadas e cargas removidas para os dois tipos de enchimento (Séries BS1 a BS3 e FS1 a FS3) .....	66
<b>Tabela 6.4</b> – Eficiências de remoção obtidas em diferentes estudos para o tratamento de efluentes domésticos primários .....	81

**Tabela 6.5** – Taxas de remoção por unidade de área obtidas em diferentes estudos para o tratamento de efluentes domésticos primários ..... 82

## Índice de Figuras

	Página
<b>Figura 2.1</b> - Representação esquemática da planta e corte de um leito de macrófitas emergentes .....	15
<b>Figura 2.2</b> – Leito de macrófitas utilizado como sistema secundário .....	17
<b>Figura 2.3</b> – Leito de macrófitas utilizado como sistema terciário .....	17
<b>Figura 2.4</b> – Esquema de um leito com fluxo superficial .....	19
<b>Figura 2.5</b> – Representação esquemática de um LM-ESSH .....	20
<b>Figura 2.6</b> – Representação esquemática de um LM-ESSV .....	21
<b>Figura 2.7</b> – Representação esquemática das reacções de nitrificação / desnitrificação .....	25
<b>Figura 2.8</b> – <i>Phragmites australis</i> .....	25
<b>Figura 2.9</b> – Representação das transformações que ocorrem com o N, em leitos de macrófitas .....	31
<b>Figura 4.1</b> – Representação esquemática da instalação laboratorial: a) Planta; b) Vista lateral .....	40
<b>Figura 4.2</b> – Aspecto da brita utilizada no leito (Fase 1) .....	41
<b>Figura 4.3</b> – Aspecto da Filtralite utilizada no leito (Fase 2) .....	41
<b>Figura 4.4</b> – Instalação laboratorial no início dos ensaios com brita (Fase 1) .....	42
<b>Figura 4.5</b> – Instalação laboratorial no início dos ensaios com Filtralite (Fase 2) antes de ser plantada a <i>Phragmites australis</i> .....	42
<b>Figura 4.6</b> – Detalhes da instalação piloto: a) entrada; b) saída .....	44
<b>Figura 4.7</b> – Reactores abertos para aclimação da biomassa (fase de decantação) .....	47
<b>Figura 5.1</b> – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série BS1 .....	54
<b>Figura 5.2</b> – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série BS2 .....	54
<b>Figura 5.3</b> – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série BS3 .....	55
<b>Figura 5.4</b> – Variação da concentração de amónio à entrada e a saída do leito na Série BS1.....	55
<b>Figura 5.5</b> – Variação da concentração de amónio à entrada e a saída do leito na Série BS3 .....	56
<b>Figura 5.6</b> – Variação da concentração de nitrato à entrada e saída do leito na Série BS2 .....	56
<b>Figura 5.7</b> – Variação de SST à entrada e saída do leito na Série BS3 .....	57
<b>Figura 5.8</b> – Variação do pH ao longo do leito nas séries com brita .....	57

<b>Figura 5.9</b> – Variação do OD ao longo do leito nas séries com brita .....	58
<b>Figura 5.10</b> – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série FS1 .....	59
<b>Figura 5.11</b> – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série FS2 .....	59
<b>Figura 5.12</b> – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série FS3 .....	59
<b>Figura 5.13</b> – Variação da concentração de amónio à entrada e saída do leito na Série FS1 .....	60
<b>Figura 5.14</b> – Variação da concentração de amónio à entrada e saída do leito na Série FS3 .....	60
<b>Figura 5.15</b> – Variação da concentração de nitrato à entrada e saída do leito na Série FS2 .....	61
<b>Figura 5.16</b> – Variação de SST á entrada e á saída do leito na Série FS3 .....	61
<b>Figura 5.17</b> – Variação do pH ao longo do leito nas séries com Filtralite .....	62
<b>Figura 5.18</b> – Variação do OD ao longo do leito nas séries com Filtralite .....	62
<b>Figura 6.1</b> – Aspecto da instalação laboratorial no final dos ensaios com brita (Fase I) .....	67
<b>Figura 6.2</b> – Pormenor do desenvolvimento das raízes no final dos ensaios com brita (Fase 1) .....	68
<b>Figura 6.3</b> – Aspecto da instalação laboratorial no final dos ensaios com Filtralite (Fase 2) .....	69
<b>Figura 6.4</b> – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(\text{CQO})$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de brita (Série BS1) .....	69
<b>Figura 6.5</b> – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(\text{CQO})$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de brita (Série BS2) .....	70
<b>Figura 6.6</b> – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(\text{CQO})$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de brita (Série BS3) .....	70
<b>Figura 6.7</b> – Variação ao longo do tempo da carga de amónio aplicada e da carga de amónio removida ( $r(\text{N-NH}_4)$ ) e da eficiência de remoção de $\text{N-NH}_4$ na presença de brita (Série BS1) .....	70
<b>Figura 6.8</b> – Variação ao longo do tempo da carga de amónio aplicada e da carga de amónio removida ( $r(\text{N-NH}_4)$ ) e da eficiência de remoção de $\text{N-NH}_4$ na presença de brita (Série BS3) .....	71

<b>Figura 6.9</b> – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(\text{CQO})$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de Filtralite (Série FS1) .....	71
<b>Figura 6.10</b> – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(\text{CQO})$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de Filtralite (Série FS2) .....	71
<b>Figura 6.11</b> – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(\text{CQO})$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de Filtralite (Série FS3) .....	72
<b>Figura 6.12</b> – Variação ao longo do tempo da carga de amónio aplicada e da carga de amónio removida ( $r(\text{N-NH}_4)$ ) e da eficiência de remoção de $\text{N-NH}_4$ na presença de Filtralite (Série FS1) .....	72
<b>Figura 6.13</b> – Variação ao longo do tempo da carga de amónio aplicada e da carga de amónio removida ( $r(\text{N-NH}_4)$ ) e da eficiência de remoção de $\text{N-NH}_4$ na presença de Filtralite (Série FS3) .....	72
<b>Figura 6.14</b> – Eficiências de remoção de CQO ao longo do leito nas Séries com brita e Filtralite .....	73
<b>Figura 6.15</b> – Eficiências de remoção de $\text{N-NH}_4$ ao longo do leito nas Séries com brita e Filtralite .....	74
<b>Figura 6.16</b> – Variação ao longo do tempo da carga de nitrato aplicada e da carga de nitrato removida ( $r(\text{N-NO}_3)$ ) e da eficiência de remoção de $\text{N-NO}_3$ na presença de brita (Série BS2) .....	75
<b>Figura 6.17</b> – Variação ao longo do tempo da carga de nitrato aplicada e da carga de nitrato removida ( $r(\text{N-NO}_3)$ ) e da eficiência de remoção de $\text{N-NO}_3$ na presença de Filtralite (Série FS2) .....	76
<b>Figura 6.18</b> – Variação ao longo do tempo da carga de sólidos em suspensão aplicada e da carga de sólidos em suspensão removida ( $r(\text{SST})$ ) e da eficiência de remoção de SST na presença de brita (Série BS3) .....	77
<b>Figura 6.19</b> – Variação ao longo do tempo da carga de sólidos em suspensão aplicada e da carga de sólidos em suspensão removida ( $r(\text{SST})$ ) e da eficiência de remoção de SST na presença de Filtralite (Série FS3) .....	78
<b>Figura 6.20</b> – Relação entre as cargas orgânica aplicada e a carga orgânica removida nos ensaios com acetato e amónio (BS1 e FS1) .....	79
<b>Figura 6.21</b> – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida nos ensaios com acetato e nitrato (BS2 e FS2) .....	79

<b>Figura 6.22</b> – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida nos ensaios com efluente doméstico (BS3 e FS3) .....	79
<b>Figura 6.23</b> – Relação entre a carga de amónio aplicada e a carga de amónio removida nos ensaios com acetato e amónio (BS1 e FS1) .....	80
<b>Figura 6.24</b> – Relação entre a carga de amónio aplicada e a carga de amónio removida nos ensaios com efluente doméstico (BS3 e FS3) .....	80
<b>Figura 6.25</b> – Relação entre a carga de nitrato aplicada e a carga de nitrato removida nos ensaios com acetato e nitrato (BS2 e FS2) .....	80

# 1. Introdução

## 1.1 Enquadramento

A água sempre assumiu ao longo da história da humanidade uma importância impar, na fixação das populações e no desenvolvimento das mesmas. Os primeiros aglomerados populacionais surgiram ao longo dos cursos de água, à beira mar ou então em locais de nascentes. Com o desenvolvimento da ciência e a evolução dos sistemas de transporte, a localização dos aglomerados deixou de depender da existência de água no local, mas dependeu sempre do seu abastecimento. A disponibilidade de água, em quantidade e qualidade, contribui também para marcar nos dias de hoje, a diferença entre países desenvolvidos e países em desenvolvimento.

Com o passar do tempo as preocupações relativamente a este recurso foram naturalmente evoluindo, desde os problemas associados à quantidade para os associados à qualidade, integrando o desenvolvimento sustentável com a necessidade de minimizar os impactos da sua utilização para os vários usos da actividade humana até ao uso eficiente da mesma e a minimização de perdas e potencialização de reutilizações nos mais diversos usos. É com este cenário que actualmente nos debatemos: um bem escasso, um pilar fundamental do desenvolvimento e da sustentabilidade da vida nas suas diversas vertentes, onde a gestão eficiente assume um papel preponderante no desenvolvimento sustentável preconizado pela sociedade actual.

A qualidade da água está intimamente ligada às suas utilizações, ou seja, uma água com qualidade para um determinado uso, como por exemplo agricultura, será forçosamente diferente da qualidade da água utilizada no abastecimento público. A qualidade de água encontra-se definida em termos legislativos através de um conjunto de características físicas, biológicas e ecológicas próprias, expressas em concentrações de diversas substâncias orgânicas, inorgânicas, espécies químicas, características organolépticas, parâmetros físicos e ainda pela composição e estado do biota. (Barros *et al.*, 1995).

Devido à interferência de inúmeros factores como o clima, a geomorfologia e a geoquímica da bacia drenante e dos aquíferos subjacentes, ou devido à introdução de

materiais, energia e microrganismos, principalmente como resultado das actividades humanas a qualidade de uma massa hídrica é variável no espaço e no tempo.

A crescente utilização dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, na maior parte dos casos de uma forma pouco racional, vem pondo em risco as disponibilidades de água, as quais devem ser analisadas numa perspectiva de quantidade e qualidade. As actividades humanas acabam por interferir directa ou indirectamente na qualidade, quer seja pelo consumo, quer seja pelo apresamento em albufeiras ou pela regulação de caudais, quer seja ainda pelo uso das massas hídricas como destino final de poluentes gerados pelas actividades antropogénicas. A deterioração da qualidade da água está assim associada a causas de origem natural (e.g. características morfológicas e geoquímicas do solo e erosão e transporte de origem hídrica) ou 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).

No final do séc. XX, Portugal apresentava registadas 4 384 captações para abastecimento, 6,1% delas do tipo superficial e 77,4% do tipo subterrâneo, estando as restantes sem classificação. Das captações com origem superficial, 76,8% serviam aglomerados com mais de 10 000 habitantes, enquanto 97,6% das captações subterrâneas abasteciam 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. De referir, no entanto, que na ultima década aumentou significativamente o recurso a água superficial em detrimento das captações subterrâneas. A nível do consumo de água os sectores encontravam-se distribuídos da seguinte forma: a agricultura destacava-se, com cerca de 74,4%, a produção de energia com 14%, o abastecimento residencial apresentava valores na ordem dos 6,7%, enquanto que a industria utilizava somente 4,4%.

Relativamente aos níveis de atendimento em águas residuais, conforme referido no Plano de Desenvolvimento Regional 1994-1999 (INAG, 2001a), o nosso País dispunha, nos finais do século passado, de apenas 55,3% de infra-estruturas de redes de drenagem e instalações de tratamento de águas residuais que serviam cerca de 75% da população.

Com o terceiro quadro comunitário de apoio, e elaboração do Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (MAOT I, 2000) (2000-

2006), Portugal deu um salto qualitativo e quantitativo a nível de atendimento e cobertura como se pode observar na Tabela 1.1. na qual as projecções contavam com a finalização de todas as obras previstas no PEAASAR I (MAOT II, 2007). Apesar de se ter registado uma evolução positiva e o PEAASAR I ter sido considerado um êxito, este plano beneficiou essencialmente a vertente em “alta” com melhoria significativa ao nível da população servida por sistemas de tratamento. Mais recentemente, beneficiando do 4º quadro comunitário de apoio, foi elaborado o PEAASAR II (2007-2013), que pretende beneficiar a vertente em “baixa” dos sistemas de água e saneamento.

**Tabela 1.1** – Evolução percentual dos níveis de cobertura (MAOT II, 2007).

<b>Vertente em baixa</b>	<b>1994</b>	<b>1999</b>	<b>2006</b>
Abastecimento de água	84%	88%	93%
Recolha de águas residuais	63%	72%	76%
Tratamento de águas residuais	32%	55%	80%

O PEAASAR II centra a sua acção na sustentabilidade económico-financeira, ambiental e social dos sistemas, interligadas entre elas pelo preço da água, que deverá representar um ponto de equilíbrio. A prioridade para o período 2007-2013 centra-se na criação de condições para a cobertura integral dos custos do serviço, como forma de garantir a sustentabilidade do sector para gerações futuras. Também a mudança dos actores no desenvolvimento das redes na vertente em “baixa” permitirá uma maior optimização e o uso eficiente do recurso água possibilitando um aumento dos níveis de atendimento e a diminuição do índice médio nacional de perdas em redes de abastecimento.

Dos cerca de  $561\,719 \times 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$  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. Um estudo sobre o desempenho dos sistemas de tratamento de águas residuais no nosso País (MAOT I, 2000), revelou que, da maioria dos pontos de descarga identificados, apenas 20% são provenientes de ETAR, enquanto que 48,8% são provenientes de fossas sépticas colectivas. O estudo conclui ainda 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 I, 2000).

A eficácia do tratamento de águas residuais encontra-se intrinsecamente ligada a determinados parâmetros que a caracterizam como, por exemplo, a carência bioquímica de oxigénio a cinco dias (CBO<sub>5</sub>), a carência química de oxigénio (CQO), o carbono orgânico total (COT), o azoto total (N-Tot), os iões amónio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), o fósforo total (P-Tot) e os sólidos suspensos totais (SST).

O tratamento de águas residuais tem como objectivo principal a remoção da sua carga poluente, manifestada pelas suas características físicas, químicas e biológicas, de forma a produzir um efluente final de qualidade conforme as normas de descarga impostas pela legislação vigente, nomeadamente o Decreto-lei nº 152/97 de 19 de Junho para PE superiores a 2000 (protecção das águas superficiais em relação à poluição de origem urbana) e o Decreto-lei nº 236/98 de 1 de Agosto (normas de qualidade da água para diferentes usos) para PE inferiores a 2000, e pelos objectivos de qualidade definidos para o meio receptor. Estas normas referem valores limite de emissão que são apresentados na Tabela 1.2.

**Tabela 1. 2** – Valores limite de descarga de acordo com legislação vigente

Parâmetros	Dec. Lei nº 152/97 <sup>1</sup>	Dec. Lei nº 236/98 <sup>2</sup>
CQO (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	125	150
CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	25,0	40,0
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	35,0	60,0
N-Tot (mg.L <sup>-1</sup> )	10,0; 15,0 <sup>3</sup>	15,0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	50,0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	10,0
P-Tot (mg.L <sup>-1</sup> )	1,0 – 2,0 <sup>4</sup>	5,0; 3,0; 10,0 <sup>5</sup>

A dispersão de aglomerados de pequena dimensão, especialmente em zonas rurais ou periféricas de grandes cidades, tem levado à adopção de sistemas de tratamento economicamente viáveis e tecnicamente sustentáveis, como é o caso dos leitos de

<sup>1</sup> Para PE > 2000

<sup>2</sup> Para PE < 2000

<sup>3</sup> 15,0 mg L<sup>-1</sup> entre 10 000 e 100 000 PE; 10,0 mg L<sup>-1</sup> para mais de 100 000 PE

<sup>4</sup> 2,0 mg L<sup>-1</sup> entre 10 000 e 100 000 PE; 1,0 mg L<sup>-1</sup> para mais de 100 000 PE

<sup>5</sup> 10,0 mg L<sup>-1</sup> (geral); 3,0 mg L<sup>-1</sup> (águas que alimentam lagoas ou albufeiras); 0,5 mg L<sup>-1</sup> (lagoas ou albufeiras) PE: equivalentes populacionais

macrófitas, que, além de tratamento secundário, podem também proporcionar tratamento de afinação, especialmente útil quando o meio receptor é considerado sensível ou se pretende instalar a opção de reutilização.

Os leitos de macrófitas têm recebido cada vez mais atenção por parte da comunidade científica mundial (Bastian e Benforado, 1983; Reddy e Smith, 1987; Reed *et al.*, 1988, Hammer, 1989; Cooper e Findlater, 1990; Etnier e Guterstam, 1991; Tchobanoglous e Burton, 1991; Vymazal *et al.*, 1998; IWA, 2000; Njau *et al.*, 2003). Este facto parece dever-se ao crescente interesse em tecnologias ecológicas mais consistentes com a conservação de recursos, protecção do ambiente e maior fiabilidade deste tipo de processos ecológicos em detrimento de processos de tratamento consumidores de mais, energia, produtos químicos e utilizadores de meios mecânicos mais intensivos.

O primeiro trabalho de investigação que intencionalmente pretendeu estudar o tratamento de efluentes em leitos de macrófitas foi conduzido por Seidel (1955) no Max Planck Institute em Plon, na Alemanha. Em 1952, Seidel pesquisou a remoção de fenóis de efluentes através da *Scirpus lacustris* e em 1956 começou a testar o tratamento de efluentes com *S. lacustris* (Bastian e Hammer, 1993).

De 1955 até ao final da década de 70, Seidel publicou numerosos estudos sobre o tratamento de águas e águas residuais recorrendo a leitos de macrófitas (Seidel 1955, 1961, 1976). Um dos seus alunos, Kickuth, continuou o trabalho experimental e popularizou esta tecnologia, juntamente com colegas europeus, tendo projectado e construído cerca de 200 estações de tratamento de águas ou águas residuais para efluentes domésticos e industriais.

Durante os anos 70, nos Estados Unidos da América (EUA), foram desenvolvidos tratamentos alternativos, suportados por projectos de investigação desenvolvidos em universidades e apoiados pela agência de protecção ambiental (EPA), exército ou outras agências governamentais (Bastian e Hammer, 1993), que permitiram a expansão e aplicabilidade daqueles sistemas.

Estes sistemas, dada a sua aplicabilidade a aglomerados urbanos de dimensão entre 100 e 5000 PE (Haberl *et al.*, 1995; Vymazal *et al.*, 1998; IWA 2000), começaram a ser bastante utilizados em aglomerados de pequena dimensão ou dispersos, em alternativa a sistemas convencionais de tratamento centralizados, sendo, portanto,

mais considerado um sistema descentralizado, com boas potencialidades para ser integrado com a possibilidade de reutilização do efluente final.

A maioria dos leitos de macrófitas com escoamento sub-superficial que se construíram na Europa foram projectados para aglomerados populacionais com menos de 500 PE. No entanto, existem exemplos de sistemas projectados para aglomerados populacionais de muita pequena dimensão (menos de 50 PE) e exclusivamente para uma habitação (IWA 2000).

Nos sistemas que estão a ser implementados em Portugal normalmente para aglomerados com dimensão inferior a 2000 PE, prevalece a colonização com a espécie *Phragmites australis*, sendo a alimentação, normalmente, subsuperficial e o escoamento do tipo horizontal (LM-ESSH). O meio de enchimento, essencial para a fixação das plantas e para o desenvolvimento de biofilme com capacidade para a remoção de substratos, apresenta, normalmente, problemas de colmatação, cujas causas não estão muito bem estudadas, presumindo-se que possam estar relacionadas com as características do material de enchimento, crescimento excessivo de biomassa, acumulação de matéria sólida em suspensão, formação de precipitados e desenvolvimento de rizomas e de raízes.

Trata-se de um problema grave para as entidades gestoras, uma vez que tem ocorrido em intervalos de tempo entre os 3 meses e os 2 anos após o arranque das instalações, quando se esperaria que apenas ocorresse com importância significativa ao fim de 5 anos. Ou seja, os custos de operação e manutenção relacionados com a substituição do meio de enchimento, colonização e arranque das instalações estão a aumentar significativamente, além das consequências ambientais relacionadas com a falha no tratamento e a activação dos sistemas de by-pass.

Os problemas da colmatação prematura do leito podem estar relacionados com as características do material e da sua colocação em obra, com o cumprimento da inclinação mínima necessária ao escoamento laminar e com as características dos efluentes, nomeadamente flutuações de caudais em áreas de actividade sazonal e entrada na rede de drenagem de contribuições provenientes de fontes industriais e agrícolas.

Na impossibilidade de serem introduzidas alterações estruturais nos LM-ESSH já em funcionamento, uma das soluções apontadas pelas entidades gestoras, além da

melhoria do tratamento primário, tem sido a substituição do meio de enchimento tradicional (brita) por outro mais homogéneo, com maior superfície específica, que permita uma maior eficiência de tratamento para o volume de leito instalado.

A utilização de argila expandida tem sido apontada como uma solução alternativa, tendo apresentado bons resultados (Vandevivere *et al.*, 1999; Daims *et al.*, 2001; Vacca *et al.*, 2005; Cortes *et al.*, 2006) em outros países com clima Mediterrânico (e.g. Espanha, Itália, França e Egipto), acreditando-se que pode permitir aumentar a eficiência de tratamento nos sistemas que apresentam cargas orgânicas e de azoto superiores às previstas em projecto ou, nos sistemas sem grande alteração das condições de afluência, pode reduzir o volume instalado para tratamento. Contudo, não existem estudos em Portugal que permitam tirar conclusões sobre a eficácia da argila expandida relativamente ao enchimento clássico à base de brita no tratamento de efluentes domésticos ou urbanos, pelo que, por solicitação de algumas entidades gestoras localizadas na região da Beira Interior, se decidiu realizar um estudo comparativo sobre a influência das características destes dois tipos de meios de enchimento na remoção de matéria orgânica, formas de azoto e matéria sólida em LM-ESSH.

## 1.2 Objectivos

O objectivo principal do trabalho centrou-se no estudo da influência do tipo de material de enchimento na remoção simultânea de matéria orgânica, formas de azoto e matéria sólida em leitos de macrófitas com escoamento subsuperficial e horizontal (LM-ESSH), através da utilização de um modelo físico laboratorial, colonizado com *Phragmites australis*.

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

- 1) Estudo da remoção, ao longo do leito e no tempo, de formas de azoto inorgânico (azoto amoniacal e nitrato) e da sua relação com a redução de matéria orgânica, para dois tipos de enchimento (brita e argila expandida com o nome comercial Filtralite), utilizando efluentes sintético (à base de acetato, cloreto de amónio e nitrato de potássio) e de tratamento primário proveniente da ETAR da Capinha;

2) Avaliação da capacidade de filtração do leito ao longo do tempo e sua relação com a evolução da colmatação, para dois tipos de enchimento (brita e argila expandida com o nome comercial Filtralite), utilizando efluentes sintético (à base de acetato, cloreto de amónio e nitrato de potássio) e de tratamento primário proveniente da ETAR da Capinha

3) Avaliação das relações entre cargas aplicadas e cargas removidas ao longo do tempo e sua comparação com o observado noutros estudos internacionais.

### **1.3 Estrutura da tese**

A tese encontra-se estruturada em sete capítulos.

No capítulo um apresenta-se o enquadramento do tema, com abordagem dos sistemas de tratamento por leitos de macrófitas e sua aplicabilidade para o tratamento de efluentes, a importância da gestão da água e preservação da sua qualidade para as actividades humanas e evolução das políticas para a sua gestão em Portugal, finalizando com os objectivos gerais e específicos da dissertação e com a sua estrutura.

No capítulo dois, apresenta-se uma breve revisão bibliográfica sobre leitos de macrófitas, nomeadamente sobre os tipos de sistemas mais utilizados, sua classificação, constituição, aplicabilidade, mecanismos responsáveis pela transformação de substratos, parâmetros de controlo e critérios de dimensionamento.

O capítulo três inclui a descrição do plano experimental.

No capítulo quatro descrevem-se os materiais e métodos utilizados, incluindo a apresentação da instalação laboratorial, a metodologia seguida para a preparação do inoculo e da solução de alimentação, aclimação de biomassa e colonização do leito, bem como o modo de operação utilizado, as técnicas de amostragem e conservação de amostras e os procedimentos analíticos utilizados.

No capítulo cinco apresentam-se, de forma resumida, os resultados da fase experimental, que são incluídos na totalidade no Anexo I.

No capítulo seis apresenta-se a análise e discussão dos resultados, incluindo a comparação com os resultados obtidos noutros estudos, sendo as conclusões e recomendações para trabalhos futuros incluídas no capítulo sete.

## 2. Processos de tratamento por leitos de macrófitas

### 2.1 Características das águas residuais

A composição das águas residuais de um aglomerado populacional depende das características do próprio aglomerado, sendo o resultado da mistura de águas residuais de uso doméstico (essencialmente águas de lavagem e de evacuação de excreta), industriais e por vezes, de águas pluviais. Sendo assim, as águas residuais podem dividir-se em (Metcalf e Eddy, 2003):

- ⇒ *Águas residuais domésticas*: águas de lavagem e de evacuação de excreta, provenientes de habitações, hotéis, pequeno comércio, escolas, etc., e caracterizadas essencialmente pela presença de compostos orgânicos biológicos ou quimicamente degradáveis;
- ⇒ *Águas residuais industriais*: resultantes da actividade industrial e que podem conter compostos maioritariamente orgânicos e relativamente fáceis de remover biologicamente (e.g. águas residuais da actividade agro-pecuária e agro-alimentar, matadouros) ou compostos orgânicos e inorgânicos, tais como substâncias tóxicas, metais pesados, pesticidas, fenóis, ácidos, bases, etc. de difícil biodegradabilidade (e.g. águas residuais das indústrias do papel, química e têxtil) ou germes patogénicos (e.g. águas residuais hospitalares);
- ⇒ *Águas pluviais*: resultantes da chuva e da lavagem das ruas;
- ⇒ *Águas residuais urbanas*: consiste na mistura de águas residuais domésticas com águas residuais industriais e pluviais.

As águas residuais domésticas contêm entre 60 a 80% de matéria orgânica de fácil biodegradabilidade, cujos principais componentes são carboidratos (e.g. açúcares e amido), compostos azotados (e.g. proteínas e ureia) e gorduras; e entre 20 a 40% de compostos de difícil biodegradabilidade (e.g. óleos, detergentes, celulose e hidrocarbonetos), matéria inerte, metais pesados e sais. As águas residuais domésticas contêm ainda microrganismos bacteriológicos associados à evacuação de excreta (e.g. bactérias, vírus, fungos, protozoários e helmintas), alguns patogénicos responsáveis por doenças como a cólera, a hepatite A ou gastroenterites (Albuquerque A., 2003b).

O tratamento de águas residuais pretende a remoção da sua carga poluente, afim de produzir um efluente final com características conforme as normas de descarga ou de reutilização impostas pela legislação vigente e pelos objectivos de qualidade definidos para o meio receptor ou para futuras aplicações.

A eficácia do tratamento de águas residuais encontra-se intrinsecamente ligada a determinados parâmetros, como apresentado na Tabela 2.1.

As massas hídricas, dependendo das suas características bióticas, apresentam uma capacidade natural de auto depuração que lhes podem permitir recuperar dos efeitos da incorporação de massas poluentes num período de tempo limitado. Contudo, a descarga de substâncias que, pela sua composição ou quantidade, alterem profundamente as características da água, podem torná-la 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 bio acumuláveis que podem causar mortalidade, morbilidade, perturbações genéticas e outros efeitos nos organismos vivos, ou mesmo desequilibrar de forma significativa os ecossistemas.

**Tabela 2.1** - Valores típicos de alguns parâmetros característicos para diferentes tipos de águas residuais domésticas (adaptado de WPCF, 1996; Metcalf e Eddy, 2003)

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

<sup>1</sup> C refere-se ao COT e ao N ao azoto total

## 2.2 Processos de tratamento

Um dos principais objectivos das tecnologias ambientais é melhorar a eficiência do tratamento de resíduos através de processos que consumam menos recursos,

especificamente no que respeita à energia e aos materiais (Rodrigues *et al.* 2004). Neste contexto, os processos biológicos são aqueles que quer tecnicamente quer economicamente têm produzido melhores resultados para tratamento de efluentes urbanos com uma componente importante de matéria biodegradável (Martins 2004).

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

Os tratamentos biológicos (e.g. lamas activadas, leitos percoladores, leitos de macrófitas, 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, como apresentado na Tabela 2.2. Contudo, estes processos não permitem remover a totalidade dos constituintes presentes nos efluentes domésticos, podendo observar-se a presença de valores residuais, mesmo após tratamento secundário. 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, de acordo com Albuquerque (2003a), matéria orgânica solúvel, biodegradável ou refractária, produtos resultantes da actividade microbiológica, 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.

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 ou o de afinação, de forma a reduzir a presença de compostos 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.

**Tabela 2.2** - Eficiências de remoção de constituintes das águas residuais domésticas em algumas operações e processos biológicos convencionais (adaptado de Albuquerque *et al.* 2008; EPA 1999; IWA 2000; Kowalik P. 1995; Korkusuz 2005)

Operação ou Processos de tratamento	Eficiência de remoção (%)					
	CBO <sub>5</sub>	CQO	SST	P-Tot	Org.-N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N
Gradagem e Desarenamento	0,0	0,0	0,0			
	–	–	–	0,0	0,0	0,0
Decantação Primária	0,5	0,5	1,0			
	20,0	30,0	50,0	10,0	10,0	0,0
Lamas Activadas (sistema convencional)	–	–	–	–	–	–
	40,0	40,0	60,0	20,0	20,0	0,0
Leitos Percoladores (alta carga, enchimento de brita)	80,0	80,0	85,0	10,0	15,0	10,0
	–	–	–	–	–	–
Leitos Percoladores (alta carga, enchimento sintético)	95,0	90,0	90,0	30,0	50,0	15,0
	60,0	60,0	60,0	10,0	15,0	8,0
Discos Biológicos	–	–	–	–	–	–
	90,0	80,0	90,0	15,0	20,0	15,0
Leitos de Macrófitas	65,0	65,0	65,0	10,0		
	–	–	–	–	–	–
Leitos de Macrófitas	85,0	85,0	85,0	15,0		
	80,0	80,0	80,0	10,0	15,0	8,0
Leitos de Macrófitas	–	–	–	–	–	–
	90,0	85,0	85,0	25,0	50,0	15,0
Leitos de Macrófitas	40,0	60,0	60,0	10,0	49,0	48,0
	–	–	–	–	–	–
Leitos de Macrófitas	95,0	90,0	90,0	35,0	90,0	88,0
	25,0	49,0	30,0	31,0	28,0	44,0
Leitos de Macrófitas	–	–	–	–	–	–
	99,0	91,0	84,0	92,0	91,0	95,0

Os processos de tratamento que utilizam filtração através de um meio poroso (e.g. leitos percoladores, leitos compactos ou leitos de macrófitas) apresentam, normalmente, um enchimento constituído por brita, seixo rolado ou material sintético, e são muito utilizados como tratamento secundário, terciário ou de afinação de vários tipos de efluentes (e.g. águas residuais domésticas, efluentes industriais, escorrências de rodovias e lixiviados de aterro sanitário). A remoção de substratos ocorre

maioritariamente por contacto da água residual com o filme biológico (biofilme) presente no meio de enchimento.

## **2.3 Leitos de Macrófitas**

### **2.3.1 Descrição e aplicabilidade**

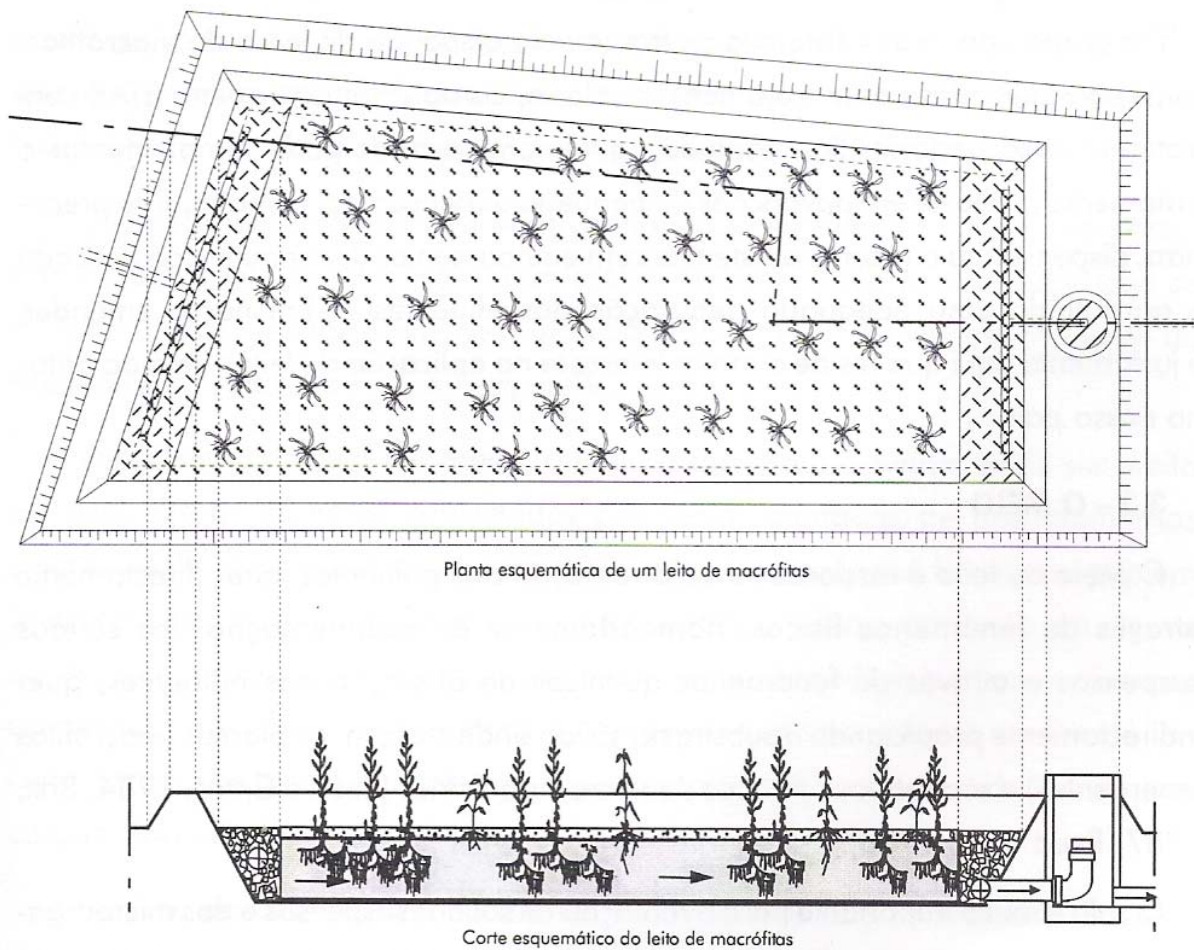
Os leitos de macrófitas têm sido utilizados para o tratamento de efluentes de origem diversificada, nomeadamente domésticos, de actividades industriais e agrícolas, lixiviados de aterros sanitários, de actividades mineiras e de escorrências de rodovias (IWA 2000; Langergraber *et al.*, 2000), beneficiando de processos naturais envolvendo plantas, solo e uma comunidade microbiana de constituição diversificada e adaptada a diferentes ambientes bioquímicos.

A sua utilização no tratamento de águas residuais industriais tem sido confinado a efluentes biodegradáveis (e.g. indústria de processamento de fruta, matadouros e lagares de azeite) ou que não apresentem toxicidade, para a biomassa ou plantas. (Davies *et al.*, 1990). Os estudos mais recentes centram-se no estudo da remoção de elementos específicos como corantes produzidos na indústria têxtil (Husband *et al.*, 2000) ou metais na indústria de curtumes (Calheiros *et al.* 2008; Calheiros *et al.* 2007)

No tratamento de efluentes provenientes da actividade agrícola intensa (e.g vacarias, suiniculturas e aviários), dada a presença de elevadas concentrações de matéria orgânica e matéria sólida que podem provocar a colmatação rápida dos leitos, têm sido utilizada a associação de lagoas de estabilização com lagoas de macrófitas (Geary e Moore, 1999), o que parece ser uma solução mais económica comparativamente com os processos clássicos de decantação primária (decantador primário ou tanque Imhoff).

Existem inúmeros estudos sobre a utilização de leitos de macrófitas no tratamento de escorrências provenientes de solos agrícolas, com presença considerável de azoto, fósforo e pesticidas (Crompton, 2000; Romero *et al.* 1999), e provenientes de rodovias (Nuttall *et al.*, 1997; Thorén *et al.* 2003), com elevadas remoções de sólidos e metais pesados, nomeadamente cobre, cromo, níquel, zinco, chumbo e ferro (Sakadevan *et al.*, 1999; Shutes *et al.*, 2000), tendo sido registadas elevadas eficiências de remoção daqueles constituintes.

Os leitos de macrófitas (Figura 2.1) são sistemas de tratamento biológico de águas residuais em superfície livre (as de escoamento superficial) ou por filtração em meio poroso (as de escoamento sub-superficial), caracterizados por pequenas depressões escavadas no terreno com fundo impermeável, onde se desenvolvem espécies de plantas hidrófilas, características de terrenos encharcados, as macrófitas (Cabral 2004). Normalmente, são antecedidos por um tratamento preliminar e primário a montante, incluindo um sistema de grades, um desarenador e fossa séptica ou o tanque Imhoff.



**Figura 2.1** - Representação esquemática da planta e corte de um leito de macrófitas emergentes (adaptada de Relvão, 1999)

De acordo com (Esteves 1998), *macrófita aquática* é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam em brejos (terrenos encharcados), margens e áreas rasas de rios, lagos, reservatórios, fitotelmos, entre outros corpos de água, onde se incluem os vegetais, macroalgas, e até as plantas vasculares.

As espécies de plantas utilizadas estão adaptadas ou adaptam-se facilmente às características de diversos efluentes, apresentando capacidade de transportar oxigénio, através dos aerênquimas especiais, até às raízes e rizomas e daqui para o exterior para a rizosfera (zona de transição entre as raízes e os rizomas e a fase líquida).

O papel desempenhado pela comunidade de macrófitas aquáticas no equilíbrio de ecossistemas límnicos é considerado de grande importância para a transição entre ecossistemas aquáticos e o ambiente terrestre adjacente, onde a água surge como factor determinante no desenvolvimento de solos e de comunidades biológicas.

Em termos de escoamento, o fluxo pode ser horizontal ou vertical, em superfície livre ou através de um meio poroso, raízes e rizomas das plantas, onde ocorrem fenómenos de filtração, sedimentação, volatilização, decomposição por processos de oxidação-redução, adsorção e precipitação, resultando a remoção de matéria orgânica, matéria sólida e nutrientes (particularmente de azoto e fósforo), bem como de microrganismos patogénicos e metais pesados (Relvão 1999, Duarte 2002, Cabral 2004). No entanto, as características dos leitos de macrófitas, a qualidade e quantidade de água residual a tratar e as variações do ciclo hidrológico, são factores bastante importantes no desenvolvimento de mecanismos de remoção de poluentes.

São normalmente utilizados como tratamento secundário, para complementar o tratamento primário (Figura 2.2) em aglomerados urbanos de pequena e média dimensão (50 a 5000 p.e), dispensando o recurso a sistemas mecanizados de manutenção onerosa. Também podem ser utilizados para tratamento terciário (para remoção de azoto e fósforo como ilustrado na Figura 2.3).

Entre as principais vantagens dos leitos de macrófitas destacam-se (EPA, 1999; Relvão 1999, IWA, 2000; Cabral 2004):

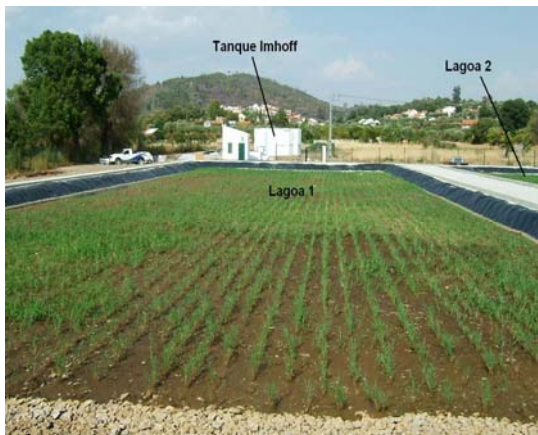
- Custos de construção e operação relativamente baixos comparativamente com os sistemas convencionais (e.g. lamas activadas ou leitos percoladores);
- Necessidade de menores áreas para implantação que os sistemas de lagunagem de estabilização (sem plantas);
- Fácil operação e manutenção;
- Elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, matéria sólida, nutrientes (azoto e fósforo) e metais pesados;
- Tolerância a variações de cargas hidráulicas, orgânicas e inorgânicas;

- Reduzida emissão de odores (sistemas com escoamento sub-superficial);
- Dispensa a utilização de químicos;
- Gastos de energia relativamente baixos;
- Possibilidade de reutilização do efluente final;
- Obtenção de benefícios adicionais, nomeadamente, espaços verdes, habitats naturais e áreas de recreio ou educacionais.

Como principais desvantagens destacam-se (EPA, 1999; Relvão 1999, IWA, 2000; Cabral 2004):

- Necessidade de maiores áreas para implantação que os sistemas convencionais como as lamas activadas ou leitos percoladores;
- Colmatação do leito devido à presença de elevadas concentrações de matéria orgânica e matéria sólida;
- As eficiências de tratamento mais elevadas podem só ser atingidas dois a três anos após o início da exploração (i.e., após um bom desenvolvimento das plantas);
- Apresenta eficiências sazonais, influenciadas pelas épocas vegetativas e não vegetativas;

Possível aparecimento de roedores e insectos, nomeadamente mosquitos;



**Figura 2.2** – Leito de macrófitas utilizado como sistema secundário.



**Figura 2.3** – Leito de macrófitas utilizado como sistema terciário.

Para minimizar algumas das desvantagens apontadas é, portanto, necessário ter alguns cuidados quando se procede ao seu dimensionamento, tais como as características do afluente após o tratamento primário, o tipo de enchimento, o tipo de planta para colonização e a variação das condições climáticas que pode influenciar o ciclo hidrológico.

### **2.3.2 Tipos de sistemas**

Existem diversos tipos de configurações de leitos de macrófitas que se classificam de acordo com as seguintes características (Vymazal, 2003; EPA, 1999; Haberl, 1999; IWA, 2000):

- De acordo com o tipo de macrófita aquática dominante (submersa, emergente ou flutuante).
- De acordo com o tipo de configuração dos leitos (sistemas híbridos, de uma passagem ou com recirculação);
- De acordo com o tipo de afluente a tratar (doméstico, industrial, agrícola, lixiviados de aterros sanitários ou de actividades mineiras e escorrências de rodovias ou de actividades agrícolas);
- De acordo com o nível de tratamento exigido (secundário, terciário ou de afinação);
- De acordo com o tipo de meio de enchimento (brita, areia ou areão grosso, seixo rolado, argila expandida ou material sintético);
- De acordo com o tipo de carga (contínuo ou descontínuo);

A classificação mais comum inclui o tipo de escoamento:

- Sistemas de escoamento superficial;
- Sistemas de escoamento sub-superficial: horizontal e vertical
- Sistemas mistos ou híbridos.

No âmbito deste trabalho, apenas são descritos os sistemas estabelecidos com macrófitas aquáticas emergentes, por serem os mais utilizados em Portugal, apresentando-se mais detalhes para os sistemas de escoamento sub-superficial e horizontal que se utilizam no plano experimental deste estudo.

#### **2.3.2.1 Escoamento superficial**

Os sistemas com escoamento superficial (Figura 2.4) apresentam uma superfície líquida acima do meio de enchimento e permitem boas condições para a formação de biofilmes. De acordo com a configuração do leito, a altura no nível do líquido, as características do efluente e da planta usada, a temperatura e outras condições ambientais, podem predominar mecanismos de remoção aeróbios, anaeróbios e anóxicos.

Estes leitos podem ter a configuração de bacias ou canais impermeabilizados, com profundidade entre 0,3 a 1,0 m e declives de fundo entre 0,5% a 1,5%. Por vezes, são providos de uma camada que suporta a vegetação emergente, de espessura reduzida (entre 0,10 m e 0,20 m), à base de brita e/ou areão, e um corpo de água geralmente pouco profundo (0,6 a 1 m).

As espécies de macrófitas emergentes mais utilizadas nestes sistemas são o *Scirpus lacustris*, a *Typha latifolia* e a *Phragmites australis* (a mais comum na Europa).

Os inconvenientes destes sistemas estão associados à proliferação de insectos e odores desagradáveis, que se desenvolvem devido ao contacto do efluente com a atmosfera.

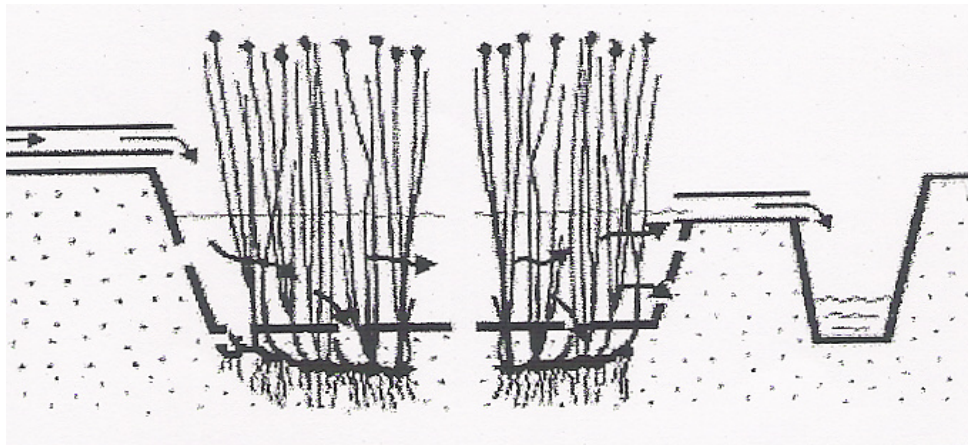


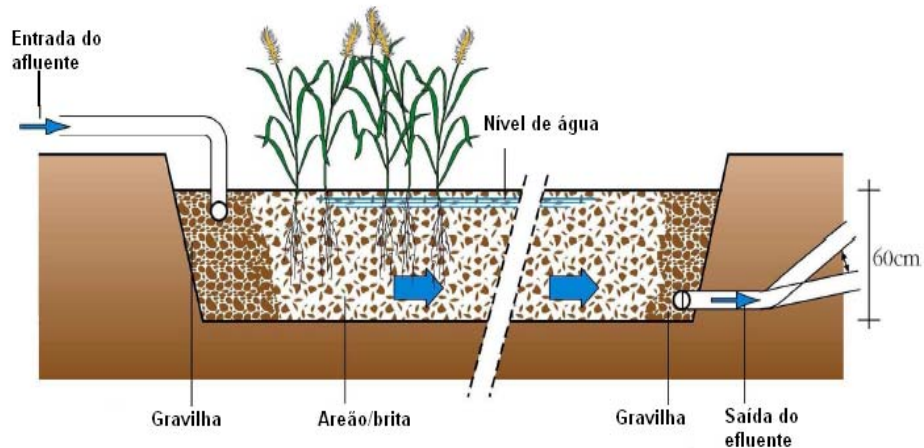
Figura 2.12 – Esquema de um leito com fluxo superficial (adaptado de Dias *et al.* 2000)

### 2.3.2.2 Escoamento sub-superficial

No sistema de escoamento sub-superficial o nível do líquido mantém-se abaixo da superfície do leito, podendo a sua profundidade variar de 0,3 a 1,0 m, sendo 0,6 m a mais vulgar (Dias *et al.* 2000). As vantagens destes sistemas prendem-se com a menor ocorrência de odores e de insectos e também com o menor risco de contacto das pessoas com a água residual, uma vez que esta é mantida abaixo da superfície do leito. Consoante o tipo de alimentação, é possível distinguir-se os sistemas de escoamento sub-superficial horizontal (LM-ESSH) e os de escoamento sub-superficial vertical (LM-ESSV).

O sistema LM-ESSH (Figura 2.5) é o mais usual no nosso País e na maioria dos países europeus e mediterrânicos. O afluente é distribuído à entrada do leito ao longo de toda a sua largura, deslocando-se horizontalmente, penetrando através do meio

poroso e da rizosfera, não existindo, portanto, escoamento superficial. Enquanto ocorre a passagem do líquido pela rizosfera sucedem-se mecanismos de adsorção, precipitação e degradação microbiana. O efluente tratado é recolhido no extremo oposto à entrada, para ser descarregado num destino final, normalmente em linha de água (Oliveira 1995).



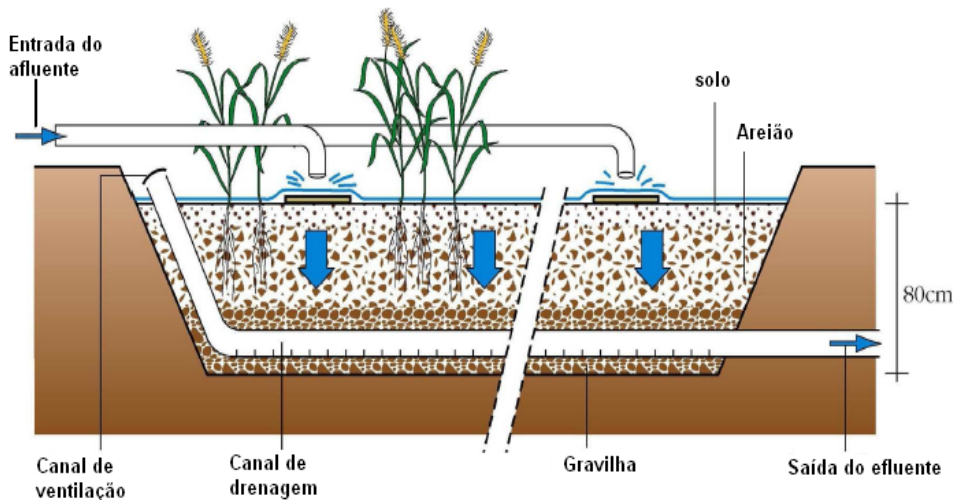
**Figura 2.5** – Representação esquemática de um LM-ESSH (adaptado de Iweme *et al.* 2005)

Nos sistemas do tipo LM-ESSV existem dois sentidos de escoamento, o vertical descendente (Figura 2.6), mais comum, e o vertical ascendente.

Nos sistemas descendentes, a água residual passa verticalmente pela superfície do leito, infiltrando-se rapidamente, até ser recolhida inferiormente junto à base do leito. Nos sistemas ascendentes o escoamento ocorre por contra-corrente e por capilaridade, normalmente com a utilização de sistemas mecanizados.

A eficiência de remoção de poluentes nestes sistemas depende da capacidade de arejamento do solo e, portanto, das propriedades do material de enchimento.

Podem ainda, coexistir a associação de sistemas ESSV e ESSH, denominados sistemas mistos ou híbridos.



**Figura 2.6** – Representação esquemática de um LM-ESSV descendente (adaptado de Iweme *et al.* 2005)

### 2.3.3. Componentes do sistema

#### 2.3.3.1 Meio de enchimento

Nos sistemas de escoamento sub-superficial o meio de enchimento é de importância fundamental para o desenvolvimento do biofilme e a ancoragem das plantas. Nesta matriz de material de enchimento, raízes e rizomas, coabita uma grande variedade de microrganismos, nomeadamente bactérias, fungos, algas e protozoários, que utilizam os substratos para obterem carbono, nutrientes e energia para as suas actividades de crescimento e manutenção. A maior parte dos microrganismos responsáveis pela alteração de substratos está presente no biofilme que se desenvolve nas raízes e rizomas das plantas ou nas partículas de meio de enchimento inerte.

O meio de enchimento é, normalmente, constituído por camadas de material natural (normalmente gravilha, mas pode também ser utilizado solo arenoso, areia ou areão grosso e seixo rolado), reciclado (e.g. geopolímeros e compósitos de argila expandida e lamas residuais) ou sintético (e.g. poliestireno), de profundidade tipicamente inferior a um metro, podendo levar em toda a superfície uma estreita camada de solo arável que suporta o crescimento das plantas (Relvão, 1999; IWA, 2000; Albuquerque *et al.*, 2008). A constituição do leito pode incluir camadas de granulometria crescente, normalmente no sentido ascendente, até camadas homogéneas do mesmo tipo de material.

De acordo com Relvão (1999), EPA (1999), IWA (2000), o meio de enchimento deve apresentar uniformidade e porosidade e condutividade hidráulica adequadas, pois

estas características podem afectar o escoamento e o desempenho do sistema. A uniformidade é importante devido ao facto de partículas mais pequenas poderem ocupar os poros e diminuir o volume disponível para o escoamento e transporte de solutos, além de contribuir para uma mais rápida colmatação do leito. A condutividade hidráulica deve ser suficientemente elevada para permitir que o escoamento seja sub-superficial, evitando o escoamento superficial e caminhos preferenciais no interior do leito, susceptíveis de provocar a diminuição do rendimento do sistema. A condutividade hidráulica vai sendo alterada ao longo do tempo de operação, devido ao desenvolvimento dos rizomas e das raízes, pela formação de precipitados e pela acumulação de partículas contidas nas águas residuais afluentes.

O material de enchimento é particularmente útil na remoção de sólidos em suspensão e de microrganismos patogénicos, sendo aconselhável, nestas circunstâncias, a utilização de um meio com baixa granulometria. Recentemente, têm surgido materiais alternativos, à base de elementos reciclados ou argila expandida, cujas características parecem beneficiar o funcionamento do sistema. Os leitos mais finos permitem uma maior eliminação de microrganismos e uma melhor absorção dos nutrientes e maior clarificação, contudo, exigem áreas mais extensas. Pelo contrário, leitos mais permeáveis, à base de gravilha e areão, não são tão eficazes no desenvolvimento das plantas nem na remoção de poluentes e microrganismos, mas permitem a aplicação de cargas hidráulicas mais elevadas e oferecem menores riscos de colmatação, aspecto particularmente importante nos dois primeiros anos de funcionamento.

Assim sendo, um meio muito permeável admitirá cargas hidráulicas mais elevadas e estará menos sujeito a colmatação mas, em contrapartida, não assegurará condições adequadas de filtração e retenção, ou eliminação de microrganismos patogénicos, podendo, adicionalmente, originar um menor desenvolvimento das macrófitas. Nos sistemas de leito com gravilha e areão, podem admitir-se cargas hidráulicas (caudal por unidade de área do meio) variando entre  $2,5 \times 10^{-2}$  a  $6,0 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  (2 a 20  $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$ ). A espessura da camada porosa pode variar entre 0,4 m e 1,0 m, sendo mais frequente e recomendável o valor de 0,6 m (Relvão, 1999; IWA, 2000).

No que diz respeito à estanquicidade do leito, há que garantir, por um lado, a protecção dos solos e dos recursos hídricos subterrâneos e, por outro lado, assegurar uma alimentação adequada para irrigação das plantas ao longo de todo o ano. Deste modo, é recomendável que se proceda à impermeabilização do fundo e taludes do leito, com uma camada de cerca de 0,2 m de argila compactada, ou com uma

membrana de polietileno de alta densidade (Relvão, 1999; IWA, 2000). Apenas em solos muito argilosos se pode dispensar a utilização de impermeabilização do leito (Relvão, 1999).

O fundo do leito deverá ter uma ligeira inclinação, da entrada para a saída, que pode variar de 0,2% a 3%, embora se recomendem valores de 0,5% a 1,5% (Relvão 1999; EPA, 1999; IWA, 2000). Poderão adoptar-se diversas configurações para os leitos, de forma a adaptá-los à topografia e geologia do terreno, sem prejuízo de se assegurarem os critérios mínimos de funcionalidade (e.g., velocidades de escoamento). A configuração mais comum é a de planta rectangular, devendo o comprimento (C) ser superior à largura (L). Leitos com elevada permeabilidade devem ser dimensionados para elevados valores de razão C/L, enquanto que leitos constituídos por solo com baixa permeabilidade deve ser concebidos para baixos valores de razão C/L.

#### **2.3.3.2 Plantas**

As plantas macrófitas são hidrófitas por estarem fisiologicamente ligadas à água, pelo menos parte do seu ciclo de vida, ou por existirem em ambientes húmidos ou encharcados que toleram a submersão em períodos mais ou menos longos. São plantas macroscópicas que incluem macroalgas, líquenes, briófitos, pteridófitos e plantas superiores.

A distribuição das espécies no ambiente aquático é variável, dependendo do grau da adaptação da espécie, consoante ela habita regiões mais rasas ou mais profundas. As plantas anfíbias constituem aquele grupo de espécies aquáticas que vivem dentro da água, nos períodos de cheia, mas conseguem sobreviver por períodos variáveis no solo livre de inundação durante o período de seca. As plantas macrófitas são os vegetais que melhor caracterizam os pântanos e as galerias ripícolas por estarem adaptadas a ambientes alagados, influenciando significativamente a vida aquática, fornecendo alimento (frutos, folhas e sementes) e abrigo, principalmente para os peixes e mamíferos aquáticos. Estes, em troca, realizam a dispersão de sementes, contribuindo assim para a regeneração da vegetação florestal das áreas envolventes.

De acordo com Etnier e Guterstam (1991), Kadlec e Knight (1996), Vymazal *et al.*, 1998; EPA (1999), IWA, (2000) e Korkusuz (2005), existem vários grupos de plantas macrófitas, destacando-se os seguintes:

- Macrófitas emergentes – plantas enraizadas no solo com a maior parte dos caules e folhas fora de água, como por exemplo o caniço (*Phragmites australis*), as espadanas (*Typha latifolia*), os juncos do pântano ou lírios do pântano (*Íris pseudocorus*), e o junco (*Scirpus lacustris*). Encontram-se geralmente nas margens dos cursos e massas de água.
- Macrófitas flutuantes – plantas que flutuam à superfície da água, não estando enraizadas no leito, como por exemplo, o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*), as lentilhas-de-água (*Lemna* spp.) e a azola (*Azolla filiculoides*). Têm a maior parte dos caules e folhas emersos.
- Macrófitas enraizadas com folhas flutuantes – plantas enraizadas ou ancoradas ao leito mas que têm a maioria das folhas à superfície, como por exemplo de a pinheirinha de água (*Myriophyllum aquaticum*), e os nenúfares (*Nymphaea* sp. e *Nuphar* sp.);
- Macrófitas submersas – plantas enraizadas ou ancoradas ao leito ou em suspensão na água, que têm as partes vegetativas abaixo da superfície da água embora, muitas vezes, os órgãos reprodutores estejam à superfície ou acima dela. Alguns exemplos são o limo mesto (*Potamogeton pectinatus*) e *Elodea canadensis*.

As plantas desempenham um papel eficaz no tratamento das águas residuais, pois permitem criar em torno das suas raízes e rizomas um meio rico em oxigénio, onde se geram condições de oxidação que estimulam a decomposição aeróbia da matéria orgânica e o crescimento das bactérias nitrificantes (Relvão 1999, Carvalho 2003, Cabral 2004), bem como o desenvolvimento de biofilme.

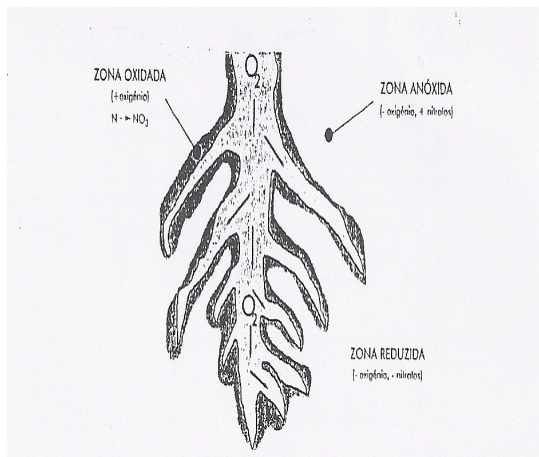
No tratamento de águas residuais podem ser utilizadas várias espécies de plantas macrófitas, dependendo do tipo de sistema e escoamento a utilizar. De acordo com Relvão (1999), é mais frequente a utilização de macrófitas emergentes, como as espadanas (*Typha latifolia*), os juncos ou lírios do pântano (*Íris pseudocorus*), o junco (*Scirpus lacustris*) e os caniços (*Phragmites australis*), sendo esta última espécie a mais usada no nosso país pelos melhores resultados que apresentam ao nível da adaptação ao clima, do desenvolvimento de rizomas menos volumosos e da facilidade de manutenção, comparativamente com as outras espécies (Bandeiras 2006).

A libertação de oxigénio ocorre através das raízes e dos rizomas. O facto de possuírem aerênquima, que é um tipo de parênquima condutor e aerífero, permite-lhes um maior desenvolvimento em terrenos encharcados, sem que sofram asfixia

radicular. As espécies com aerênquima, assim como as espécies que possuem caules ocos (e.g. *Phragmites sp.*) possuem maiores concentrações internas de oxigénio e, conseqüentemente, um potencial maior para libertar uma maior quantidade desta molécula para a rizosfera.

A importância do oxigénio libertado na rizosfera na remoção de carbono orgânico e azoto (nomeadamente amónio e nitrato) não está muito bem estudado (Randerson *et al.*, 2005), nem a variação das condições de oxidação-redução na rizosfera (Kayser *et al.*, 2003). Contudo, acredita-se que, como o oxigénio é consumido rapidamente, criam-se zonas sobrepostas (Randerson *et al.*, 2005) aeróbias, anaeróbias e anóxicas na matriz do solo em torno da raiz (Figura 2.7), que permitem a ocorrência de reacções de oxidação-redução, responsáveis pela remoção de carbono, de azoto e fósforo, catalizadas por enzimas segregadas por microorganismos de natureza diversificada (autotróficos nitrificantes e desnitrificantes e heterotróficos nitrificantes e desnitrificantes).

A *Phragmites australis* (Figura 2.8) é uma das espécies mais utilizadas nas instalações do nosso País, apresentando rizomas robustos, muitas vezes com rebentos que podem atingir os 10 m de comprimento, folhas lanceoladas com 15 a 60 cm de comprimento e 1 a 6 cm de largura, sem pêlos e de coloração verde ou verde-azulada (glaucas), panícula densamente florida de cor amarela acastanhada ou arroxeadada, com 15 a 40 cm de comprimento, espículas com 10 a 17 mm e flósculo inferior com estames.



**Figura 2.7** – Representação esquemática das reacções de nitrificação / desnitrificação (adaptado de Relvão 1999)



**Figura 2.8** – *Phragmites australis* (adaptado de Hagen 2002)

A colonização do leito pode realizar-se por transplantação de pés jovens ou de caules providos de raízes. A fase de crescimento inicia-se em Fevereiro, em regiões quentes e em Abril em regiões frias. Trata-se de uma espécie que não resiste a cortes abundantes e prolongados, podendo estes ser efectuados na fase de crescimento, contudo, para se obter o máximo de produção, não deve ser cortado mais de 50% do peso obtido neste período. Devem, também, ser periodicamente podadas para que os nutrientes incorporados nos tecidos não sejam devolvidos à água após decomposição (Corregidor e Parejo 1999).

### **2.3.3.3 Dispositivos de operação**

O dispositivo de entrada na lagoa é, normalmente, constituído por uma tubagem horizontal em “T”, perfurada a meia cana, e instalada perpendicularmente à direcção do escoamento. Desta forma, pretende-se que a alimentação seja distribuída homogeneamente através da secção transversal da lagoa, evitando-se o aparecimento de zonas mortas e de curto-circuito hidráulico.

A instalação deficiente deste dispositivo, leva ao aparecimento rápido de zonas mortas e de curto-circuito hidráulico, reduzindo o volume efectivo de tratamento e, portanto, prejudica o tratamento.

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

A recirculação do efluente não é comum, e aumenta consideravelmente os custos de operação. Contudo, em sistemas onde a afluência é marcadamente sazonal em termos de cargas, ou quando a sua variação entre o ano de arranque e o de horizonte é significativa, a recirculação pode ajudar a manter um fluxo de cargas hidráulicas, orgânicas e inorgânicas que permitem a manutenção do desempenho do leito e das plantas. Normalmente, inclui um sistema elevatório para recircular o efluente final para a entrada das lagoas, podendo, em certas configurações, permitir o funcionamento em série de dois leitos.

O aumento da carga hidráulica através da recirculação melhora a distribuição do efluente no leito, reduzindo a possibilidade de instalação de zonas mortas e as áreas

secas ou a morte de plantas. Por outro lado, a recirculação do efluente mantém o atrito necessário para o desprendimento do filme biológico, particularmente nas zonas onde se verifica crescimento excessivo, reduzindo os problemas de acumulação excessiva de sólidos e colmatação.

#### 2.3.4. Processos de transformação

A maior parte dos microorganismos responsáveis pela alteração de substratos está presente no biofilme que se desenvolve nas raízes e rizomas das plantas ou nas partículas de meio de enchimento inerte. A remoção de substratos ocorre, quer através de fenómenos físicos (e.g. filtração e sedimentação), quer através de fenómenos químicos e bioquímicos (e.g. absorção e biodegradação), como apresentado na Tabela 2.3.

**Tabela 2.3** – Principais mecanismos de remoção de contaminantes em leitos de macrófitas (adaptado de Vymazal *et al.*, 1998; EPA 1999, Duarte 2002; Paredes *et al.*, 2007).

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

As transformações bioquímicas são realizadas por um conjunto de enzimas segregadas pela matriz de microrganismos que existe no biofilme, constituída essencialmente por algas, bactérias, fungos, protozoários e vírus, constituindo as bactérias o grupo mais importante. O biofilme é uma estrutura complexa, constituída, de acordo com Criddle *et al.* (1991) e Grady *et al.* (1999), por uma matriz de células e produtos celulares, como polímeros extra celulares, 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.

Esta massa biológica encontra-se, essencialmente, fixa à superfície do material de enchimento, às raízes e aos rizomas, embora 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.

A espessura do biofilme maduro pode variar entre 0,05 cm e 2,0 cm (Arvin e Harremoes 1990, Tjihuis *et al.* 1994, Harremoes 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 (Albuquerque 2003a). O biofilme pouco activo, isto é, a biomassa que vai desprendendo ou sendo removida pelo escoamento, pode contribuir para a colmatação do leito, em especial em áreas onde a velocidade de escoamento é mais baixa.

Os microrganismos obtêm nutrientes e energia para as suas actividades (crescimento, mobilidade e síntese de novas células) através de mecanismos de degradação (e.g. respiração aeróbia e anaeróbia, nitrificação e desnitrificação). Desta forma, são responsáveis pela degradação da matéria orgânica, pela remoção de nutrientes e compostos refractários obtendo produtos finais mais simples como água e dióxido de carbono.

Os microrganismos, por intermédio de processos anabólicos, asseguram a síntese de nova biomassa. É de salientar que, para que ocorra um adequado desenvolvimento dos microrganismos, é necessário a presença de nutrientes, indispensáveis à sua actividade, como o azoto, fósforo e carbono. De um modo geral, os efluentes domésticos constituem um substrato equilibrado, apresentando uma adequada razão

C/N/P. O mesmo não se pode dizer de alguns afluentes industriais, que podem conter elementos tóxicos susceptíveis de inibir o metabolismo microbiano (Cabral 2004).

Os sólidos suspensos aparecem no leito, quer transportados pelo afluente, quer como resultado da morte de invertebrados, da desfragmentação de detritos provenientes das plantas e algas e da formação de precipitados (e.g. compostos ferrosos). Este material é essencialmente removido por decomposição bacteriológica, adsorção e filtração no meio de enchimento e raízes das plantas e decantação (Stowell *et al.* 1981; EPA, 1999; Vymazal, 2003).

Uma vez que os leitos de macrófitas possuem um tempo de retenção hidráulico elevado, geralmente de vários dias, os sólidos suspensos têm condições para sedimentar e ficarem retidos em zonas mortas (IWA 2000). O comportamento deste material sólido é bastante distinto consoante o tipo de escoamento praticado no leito. Nos leitos com escoamento superficial, a influencia dos processos naturais e condições climáticas é bastante superior ao observado nos leitos com escoamento sub-superficial.

A eficiência de remoção de matéria orgânica (normalmente quantificada através da CQO ou CBO<sub>5</sub>) em leitos de macrófitas é geralmente elevada (Cooper e Findlater 1990, Bavor e Mitchell 1994, Kadlec e Brix, 1995; Vymazal *et al.*, 1998). A matéria orgânica sedimentável é rapidamente removida por deposição e filtração. A velocidade de remoção de compostos orgânicos depende da concentração de oxigénio no meio, da temperatura e da presença de elementos inibidores.

A maior parte da remoção carbonada ocorre por via aeróbia no biofilme presente nas superfícies sólidas do leito (IWA 2000). O oxigénio necessário para degradar aerobiamente a matéria orgânica é fornecido por difusão atmosférica na zona de alimentação e através do meio poroso, havendo também alguma contribuição através das raízes (Randerson *et al.*, 2005). Nas zonas anaeróbias do leito, o carbono orgânico é removido por desnitrificação ou por processos fermentativos. A remoção de matéria orgânica pelas macrófitas é negligenciável quando comparada com a remoção por degradação biológica (Watson *et al.*, 1989; Cooper *et al.*, 1996).

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 consumam, fundamentalmente, iões hidrogeno carbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e

hidroxilo ( $\text{OH}^-$ ), que provocam o aumento ou a diminuição do pH. De acordo, com Metcalf e Eddy (2003) os microrganismos apresentam taxas de crescimento mais elevadas no intervalo 6,0 a 8,0, podendo deste modo, a variação de pH afectar a actividade dos mesmos.

O fósforo apresenta-se essencialmente sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, em solução, em partículas, nos detritos ou no corpo de organismos aquáticos. A oxidação biológica resulta na conversão da maioria do fósforo para a forma de ortofosfato (Cooper *et al.*, 1996). Os polifosfatos em solução aquosa, por hidrólise, revertem à forma de ortofosfatos. Os ortofosfatos como o  $\text{PO}_4^{-3}$ ,  $\text{HPO}_4^{-2}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$  estão disponíveis para serem captados pelas plantas sem outra transformação adicional.

O azoto pode apresentar-se na forma de azoto orgânico, azoto amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), azoto nitroso ( $\text{N-NO}_2^-$ ), azoto nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ) e azoto gasoso ( $\text{N-N}_2\text{O}$  e  $\text{N}_2$ ). Todas estas formas de azoto são bioquimicamente convertíveis e fazem parte do ciclo do azoto. O azoto orgânico pode aparecer sob a forma particulada e ou solúvel, principalmente constituído por ureia e aminoácidos. Os mecanismos de remoção de azoto em leitos de macrófitas são essencialmente a volatilização, amonificação, nitrificação e desnitrificação, captação por parte da planta e adsorção (Figura 2.9).

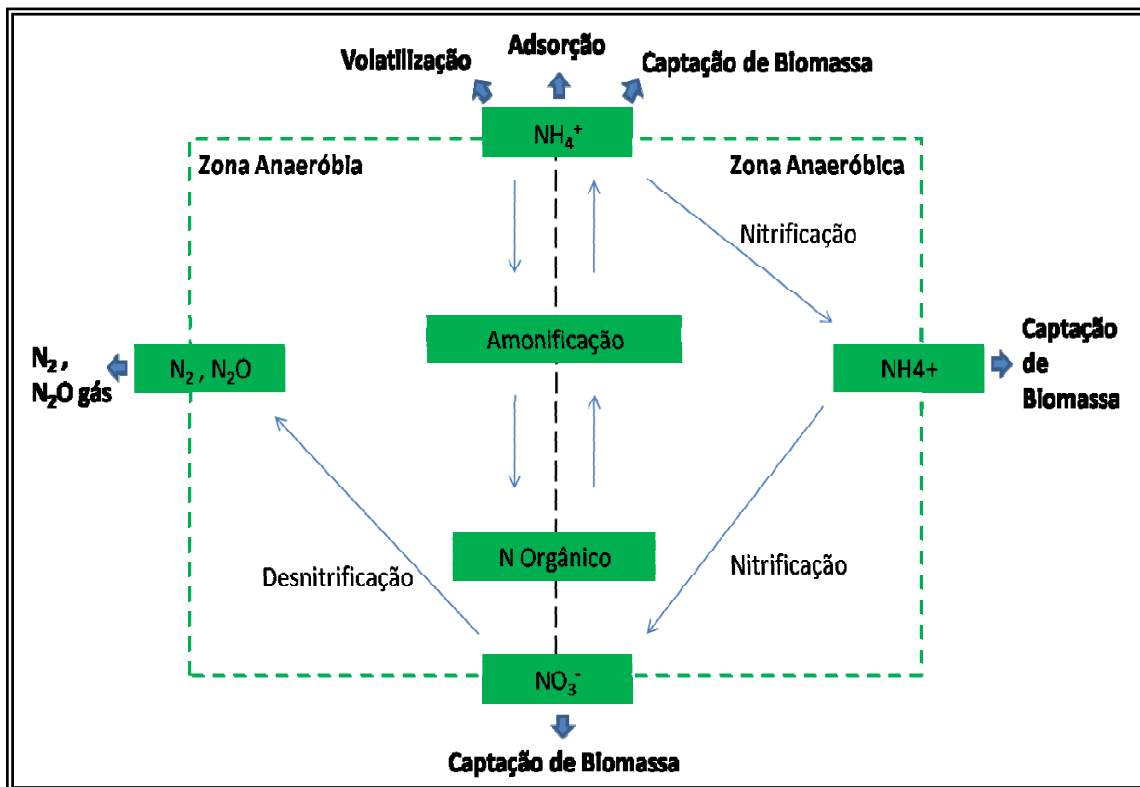
A actividade de nitrificação (oxidação do amónio a nitrito e posteriormente a nitrato) consome alcalinidade que, de acordo com Mano (1997) e Grady *et al.* (1999) se traduz em cerca de 7,2 mg  $\text{CaCO}_3$  por mg de azoto amoniacal oxidado. O consequente abaixamento de pH pode, de acordo com Crites 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 no intervalo 6,5 – 9,0.

As taxas de crescimento mais elevadas são observadas para a faixa de pH entre 7,5 e 9,0 (Metcalf e Eddy 2003). 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.

Relativamente à actividade de desnitrificação (redução de nitrato a nitrito e posteriormente a formas de azoto gasoso), verifica-se que esta contribui para a

produção de alcalinidade, de acordo com Mano (1997) e Grady *et al.* (1999), em cerca de 3,0 mg CaCO<sub>3</sub> por mg de azoto associado ao ião nitrato reduzido, e consequentemente, manifesta-se numa subida do pH.

Deste modo, a variação de pH resulta, 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, o OD, bem como a presença de substâncias inibitórias. Em meios onde a concentração de oxigénio é superior a 2,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> observa-se em geral consumo de alcalinidade, por ser mais significativo o processo de nitrificação, sendo comum o abaixamento do pH. 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 (Albuquerque 2003a).



**Figura 2.9** – Representação das transformações que ocorrem com o N, em leitos de macrófitas (adaptado do Cooper *et al.* 1996)

Numerosos estudos efectuados vêm provando que o principal mecanismo de remoção de azoto em leitos de macrófitas é a nitrificação seguida de desnitrificação ou em simultâneo (Vymazal, 1998; EPA, 1999; IWA, 2000). Contudo, estudos mais recentes (Ahn, 2006; Paredes *et al.*, 2007), referem, para os sistemas de escoamento sub-

superficial limitados em oxigénio dissolvido, podem ocorrer mecanismos de remoção de azoto não convencionais como a nitrificação parcial, a remoção autorófica total através do nitrito (de amónio a nitrato e azoto gasoso) em condições limitantes de oxigénio (Canon), a remoção heterotrófica de amónia, a desnitrificação autotrófica, a desnitrificação heterotrófica na presença de concentrações apreciáveis de oxigénio e a oxidação autotrófica anaeróbia de amónio (Anammox). Assim, nas zonas onde se sobrepõem ambientes aeróbios, anaeróbios e anóxicas, a remoção de formas de azoto estará associada a nitrificação/desnitrificação e à combinação destas formas de remoção não convencionais, além dos processos assimilativos e da remoção pelas plantas (Langergraber, 2004).

### **2.3.5. Dimensionamento do sistema**

O projecto de sistema de leitos de macrófitas para tratamento de águas residuais, deve incluir a análise dos seguintes factores (Dias 1998; EPA, 1999; IWA, 2000):

- As características quantitativas e qualitativas das águas residuais, sua variação sazonal e contribuições de diferentes fontes (doméstica, agrícola, industrial e pluvial);
- As condições climáticas da zona de implantação (e.g. temperatura, precipitação médias e evapotranspiração). Apesar de ser estimável o caudal de águas residuais afluente ao sistema, podem ocorrer variações associadas à precipitação que podem afectar o desempenho do sistema. As variações de temperatura podem afectar o tratamento, pois pode afectar a velocidade das reacções de biodegradação;
- O tipo de meio de enchimento para ancoragem das plantas;
- A proximidade e qualidade de linhas de água;
- A topografia, privilegiando-se locais planos ou com pequeno declive, o que facilitará o escoamento gravítico ao longo das várias unidades de tratamento e do leito, evitando-se a inclusão de sistemas elevatórios;
- O risco de cheia, não devendo os leitos serem construídos próximo de leito de cheia, pois poderão estar sujeitos a inundações que podem prejudicar o seu funcionamento;
- A ocupação e uso do solo, devendo ser preservadas a sua ocupação agrícola ou ecológica bem como as utilizações humanas.

O tratamento inicial deverá permitir uma adequada remoção de matéria sólida grosseira, inertes e SST, pelo que se sugere a inclusão dos níveis: preliminar (com

canal de grades e desarenador) e primário (com tanque Imhoff, decantador primário ou fossa séptica), não esquecendo a medição do caudal afluente e efluente do leito.

Os principais critérios hidráulico-sanitários utilizados para o seu dimensionamento são: tempo de retenção hidráulico, carga hidráulica, carga orgânica, carga de SST velocidade transversal e área específica por PE.

Os parâmetros de carga (orgânica e hidráulica) fornecem os elementos para o cálculo da área superficial, volume e tempo de retenção hidráulico, enquanto que a profundidade do líquido é determinada em função do volume efectivo e da profundidade de enraizamento das plantas.

Apresenta-se de seguida um conjunto de expressões que são normalmente utilizadas, para o dimensionamento de leitos de macrófitas. Tal como em qualquer sistema de escoamento do tipo fluxo-pistão, a remoção de CBO<sub>5</sub> desenvolve-se de acordo com uma cinética traduzida pela seguinte equação (EPA 1999; IWA 2000):

$$\frac{C_a}{C_e} = e^{-K_t \cdot TRH} \quad (1)$$

onde, C<sub>a</sub> é a CBO<sub>5</sub> do afluente [mg.L<sup>-1</sup>], C<sub>e</sub> é a CBO<sub>5</sub> do efluente [mg.L<sup>-1</sup>], K<sub>t</sub> é a constante de biodegradação dependente da variação da temperatura [d<sup>-1</sup>] e TRH é o tempo de retenção hidráulico [d].

O volume do leito pode ser estimado de acordo com a expressão (2) (EPA 1999; IWA 2000).

$$V = \frac{Qm(\ln C_a - \ln C_e)}{K_t \cdot n} \quad (2)$$

onde, V é o volume total do leito [m<sup>3</sup>], n é sua porosidade e Qm é o caudal médio diário [m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>].

O valor de K<sub>t</sub> pode ser calculado através da expressão (3) (EPA 1999):

$$K_t = K_{20} \cdot 1,06^{(t-20)} \quad (3)$$

sendo,  $K_{20}$  a constante de biodegradação a 20°C e  $t$  é a temperatura média do leito [°C]. Os valores de  $K_{20}$  para diferentes tipos de enchimento são apresentados em Kadlec and Knight, 1996

A área superficial efectiva pode ser obtida a partir da Eq.(2), dividindo o volume útil ( $V_u = V \cdot n$ ) pela altura submersa  $h_s$ .

Para o cálculo da secção transversal do leito pode utilizar-se a expressão (4) (EPA 1999):

$$A_c = \frac{Q_m}{K_s \cdot \frac{dH}{dC}} \quad (4)$$

onde  $A_c$  é a área da secção transversal do leito [ $m^2$ ],  $K_s$  a condutividade hidráulica do leito saturado [ $m \cdot d^{-1}$ ],  $dH/dC$  é o gradiente hidráulico [ $m \cdot m^{-1}$ ] e  $C$  o comprimento do leito.

O valor de  $K_s$  é função do tipo de meio usado, variando entre valores de 41  $m \cdot d^{-1}$  para a areia e 4100  $m \cdot d^{-1}$  para a gravilha grossa, recomendando-se valores entre 100 e 400  $m \cdot d^{-1}$ . A utilização de velocidades superficiais abaixo de 8  $m \cdot d^{-1}$  é aconselhável quando se pretende reduzir o risco de inundação, prevenir o crescimento excessivo das plantas e garantir uma boa irrigação do leito quando o caudal afluente é baixo. (Relvão 1999).

O gradiente hidráulico  $dH/dC$  representa a energia perdida pelo escoamento através do leito poroso, adoptando-se normalmente o valor da sua inclinação.

### 2.3.6 Parâmetros de controlo

A carga hidráulica pode ser entendida no domínio, quer do projecto, quer da gestão de instalações de tratamento, como o caudal escoado por unidade de área, sendo, no caso dos sistemas por filtração numericamente igual à velocidade média aparente de escoamento.

O desenvolvimento de 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 (Albuquerque 2003a). 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 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.

A carga orgânica é definida pela carga mássica aplicada, normalmente em termos de CBO ou CQO, por unidade de área ou por unidade de volume e por unidade de tempo. No projecto, e na operação de leitos de macrófitas, é comum utilizar-se o critério de carga orgânica superficial, calculada em função do caudal médio diário, da concentração média diária de matéria orgânica (expressa em termos de CBO ou CQO) da área total ou efectiva do leito, para o horizonte de projecto, com eventual verificação das condições de carga para o caudal de ponta horário.

A temperatura influencia o tratamento de águas residuais por leitos de macrófitas, à semelhança do que acontece noutros sistemas de tratamento, reflectindo-se, essencialmente, na cinética do crescimento microbológico e, portanto, nos mecanismos responsáveis pela remoção de substratos. A temperatura 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 sedimentação dos sólidos (Albuquerque 2003a).

A maioria dos microrganismos autotróficos nitrificantes apresenta 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 °C (Metcalf e Eddy 2003), 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.

O OD, entendido como, a quantidade de oxigénio molecular existente numa amostra de água em determinadas condições de pressão, salinidade e temperatura (Metcalf e

Eddy 2003), é um dos principais parâmetros que pode actuar como limitante, condicionando a remoção de substratos em leitos de macrófitas. O oxigénio actua como agente regulador da nitrificação/desnitrificação. De acordo com Vymazal (2005) quando o seu valor é inferior a  $0,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , criam-se condições anóxicas que favorecem a síntese de enzimas, reductases, essenciais para redução dos nitritos e nitratos. Para valores superiores àquele limite, o oxigénio pode actuar como agente bloqueador da síntese enzimática, podendo, prosseguir a actividade enzimática enquanto existirem reductases em quantidade suficiente para catalizarem a redução de  $\text{N-NO}_x^-$ .

No que respeita ao oxigénio libertado pelas raízes das plantas, Brix *et al.* (1996) encontrou valores na ordem de  $20 \text{ mg O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , enquanto que Gries *et al.* 1990 e Armstrong *et al.* 1990 determinaram valores no intervalo 2 a  $12 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ . Estas diferenças podem ser explicadas pela diferença no tempo que duraram os ensaios efectuados (ciclos diurnos/nocturnos), uma vez que só com medições a longo prazo e em locais diferentes da rizosfera se podem obter dados fiáveis. (Luederitz *et al.* 2001)

### 3. Plano experimental

#### 3.1 Apresentação

Para a prossecução dos objectivos propostos elaborou-se o Plano Experimental apresentado na Tabela 3.1, que incluiu duas Fases de ensaios realizados num leito de macrófitas de escoamento sub-superficial horizontal (LM-ESSH) à escala laboratorial, uma com o enchimento de brita e areão grosso e outra com o enchimento de Filtralite (argila expandida calcinada fornecida pela empresa Maxit S.A.).

A primeira Fase, relativa aos ensaios com brita e areão grosso, foi composta por três séries (BS1 a BS3), cada uma com seis ensaios. Na segunda Fase, com Filtralite NR 4-8, foram realizadas três séries (FS1 a FS3), cada uma com cinco ensaios.

Com a realização destas duas fases pretendeu-se avaliar a influencia do tipo de enchimento na remoção de matéria orgânica, amónio, nitrato e matéria sólida ao longo do leito e no tempo, até se observarem condições quase-estacionárias (i.e. remoção aproximadamente constante de CQO, N-NH<sub>4</sub> ou N-NO<sub>3</sub>), para diferentes cargas orgânicas e razão C/N de 4 (afim de se aproximarem as características da alimentação às do efluente real de tratamento primário, entre 3,5 e 5 de acordo com a tabela 2.1), utilizando um substrato orgânico simples (acetato) e água residual de tratamento primário. Pretendeu-se também avaliar a evolução do grau de colmatação do leito no tempo, através do acompanhamento da variação da perda de carga.

**Tabela 3.1** – Plano experimental

Fase	Série	Ensaio	Fonte de carbono	Fonte de azoto	CQO [mg.L <sup>-1</sup> ]	N <sup>1</sup> [mg.L <sup>-1</sup> ]	Meio de enchimento
1	BS1	BS1.1	Acetato de Sódio	Cloreto de Amónio	300	30	Brita, areão e terra vegetal
		BS1.6					
	BS2	BS2.1	Acetato de Sódio	Nitrato de Potássio	300	30	
BS2.6							
BS3	BS3.1 – BS3.6	Efluente de Tratamento primário	Efluente de Tratamento primário	300-500	30-50	Brita, areão e terra vegetal	

**Tabela 3.1** – Plano experimental (continuação)

Fase	Série	Ensaio	Fonte de carbono	Fonte de azoto	CQO [mg.L <sup>-1</sup> ]	N <sup>1)</sup> [mg.L <sup>-1</sup> ]	Meio de enchimento
2	FS1	FS1.1 – FS1.5	Acetato de Sódio	Cloreto de Amónio	300	30	Filtralite NR4-8
		FS2	FS2.1 – FS2.5	Acetato de Sódio	Nitrato de Potássio	300	30
	FS3	FS3.1 – FS3.5	Efluente de Tratamento primário	Efluente de Tratamento primário	300-500	30-50	Filtralite NR4-8

<sup>1)</sup> Apenas se contabilizaram os valores associados ao azoto amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) e azoto nítrico (N-NO<sub>3</sub>). Nas séries BS1 e FS1 apenas N-NH<sub>4</sub>; nas séries BS2 e FS2 apenas N-NO<sub>3</sub>; nas séries BS3 e FS3, N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>3</sub>)

### 3.2 Descrição

Nas Séries BS1 e FS1 a instalação laboratorial foi alimentada com afluente sintético, com características similares às das águas residuais urbanas de tratamento primário, preparado à base de acetato de sódio e cloreto de amónio, com concentrações fixas de CQO (300 mg.L<sup>-1</sup>) e N-NH<sub>4</sub> (30 mg N.L<sup>-1</sup>) e razão C/N de 4, afim de ser avaliada a remoção de matéria orgânica e amónio (e eventualmente nitrato) ao longo do leito e no tempo até se observarem condições quase-estacionárias. Foram realizados seis ensaios (colheitas de amostras cada cinco dias) na Série BS1 (ensaios BS1.1 a BS1.6) e cinco na Série FS1 (ensaios FS1.1 a FS1.5).

Nas Séries BS2 e FS2 a alimentação também foi realizada com efluente sintético, tendo o cloreto de amónio sido substituído por nitrato de potássio com concentrações fixas de CQO, afim de ser avaliada a remoção de matéria orgânica e nitrato ao longo do leito e no tempo até se observarem condições quase-estacionárias. Na Série BS2 foram realizados seis ensaios (colheitas de amostras cada cinco dias), cinco com razão C/N de 4 (ensaios BS2.1 a BS2.5), com concentrações de CQO de 300 mg.L<sup>-1</sup> e de N-NO<sub>3</sub> de 30 mg N.L<sup>-1</sup>, e um com razão C/N de 1,2 (ensaio BS2.6), com concentrações de CQO de 300 mg.L<sup>-1</sup> e de N-NO<sub>3</sub> de 100 mg N.L<sup>-1</sup>. Na Série FS2 foram realizados cinco ensaios, dois com razão C/N de 4 e três com razão C/N de 1,2, com concentrações de CQO e N-NO<sub>3</sub> iguais às da Série BS2.

A realização de ensaios a uma razão C/N de 1,2 só foi definida durante a operação do leito nas Séries BS2 e FS2, após se ter verificado que a concentração de nitrato inicialmente escolhida (30 mg.L<sup>-1</sup>) estava a ser totalmente removida e houve interesse em avaliar a capacidade máxima do leito para o remover. Em qualquer dos casos, esta

alteração da concentração de nitrato no afluente só foi realizada após terem sido observadas condições quase estacionárias nos ensaios realizados com as cargas inicialmente previstas.

Nas Séries BS3 e FS3 foi utilizado efluente real, recolhido após tratamento primário na ETAR da Capinha, a fim de ser avaliada a remoção simultânea de matéria orgânica, amónio, nitrato e matéria sólida, ao longo do leito e no tempo, até se observarem condições quase estacionárias, na presença de um efluente com substratos variados e de composição complexa.

## 4. Material e Métodos

### 4.1 Instalação laboratorial

Para a realização do plano experimental, utilizou-se uma instalação piloto à escala laboratorial, construída em acrílico e de dimensões 2,0 m x 0,8 m x 0,7 m (Figura 4.1), cujo aspecto, no arranque de cada fase, é apresentado nas Figuras 4.3 (Fase 1) e 4.4 (Fase 2).

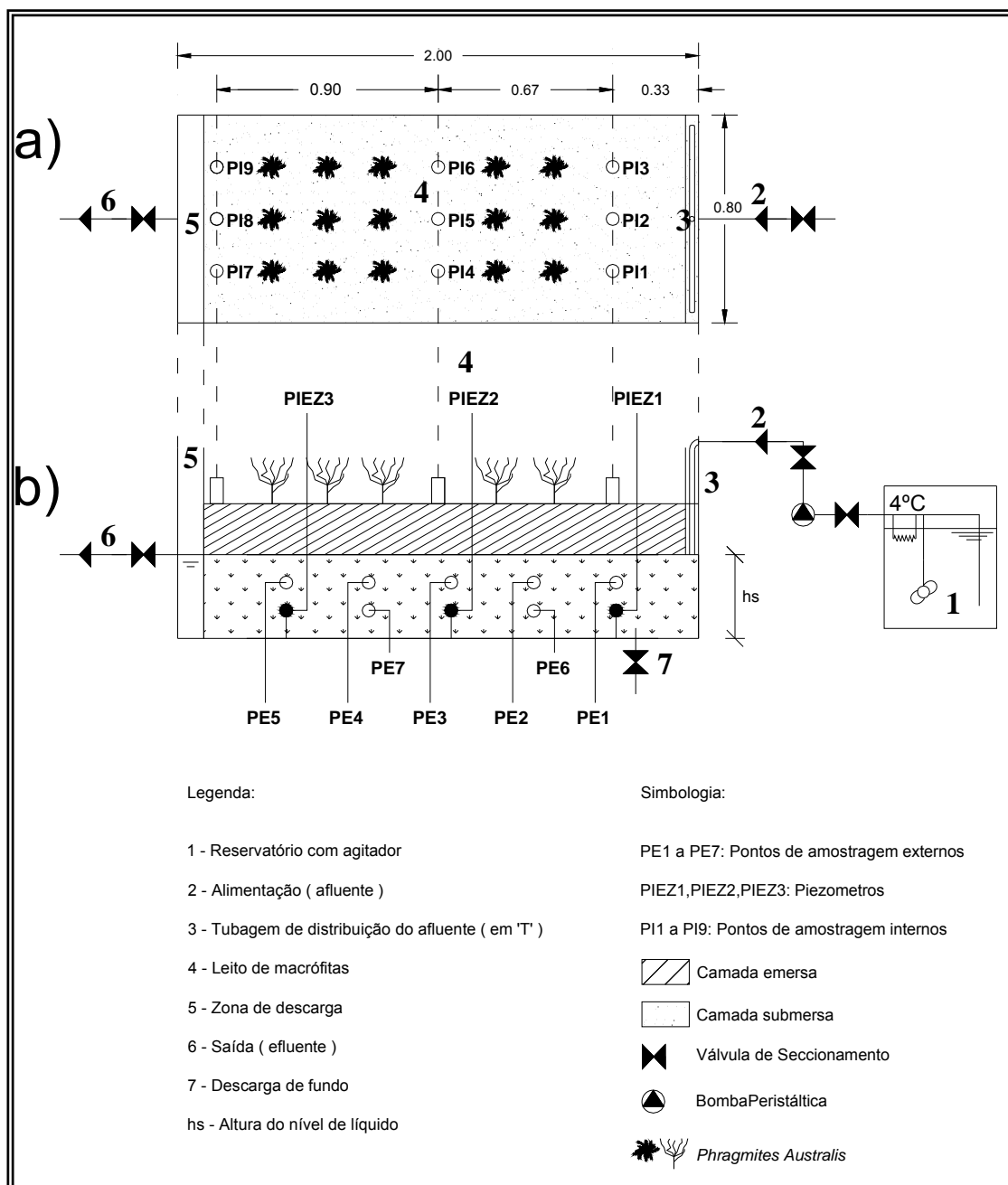


Figura 4.1 – Representação esquemática da instalação laboratorial: a) Planta; b) Vista lateral

Utilizaram-se dois tipos de meios de enchimento, para as séries BS1, BS2 e BS3 à base de brita 40-70mm (espessura de 0,3m), areão grosso 4mm (espessura de 0,2m) e terra vegetal (espessura de 0,05m); nas séries FS1, FS2 e FS3 com Filtralite NR 4-8mm (espessura de 0,5m), fornecida pela empresa MAXIT – argilas expandidas S.A., apresentando-se as características dos materiais e do leito na Tabela 4.1 e uma fotografia de cada meio nas Figuras 4.2. e 4.3. O aspecto da instalação no arranque dos ensaios é apresentado nas Figuras 4.4 e 4.5.



**Figura 4.2** – Aspecto da brita utilizada no leito (Fase 1)



**Figura 4.3** – Aspecto da Filtralite utilizada no leito (Fase 2)

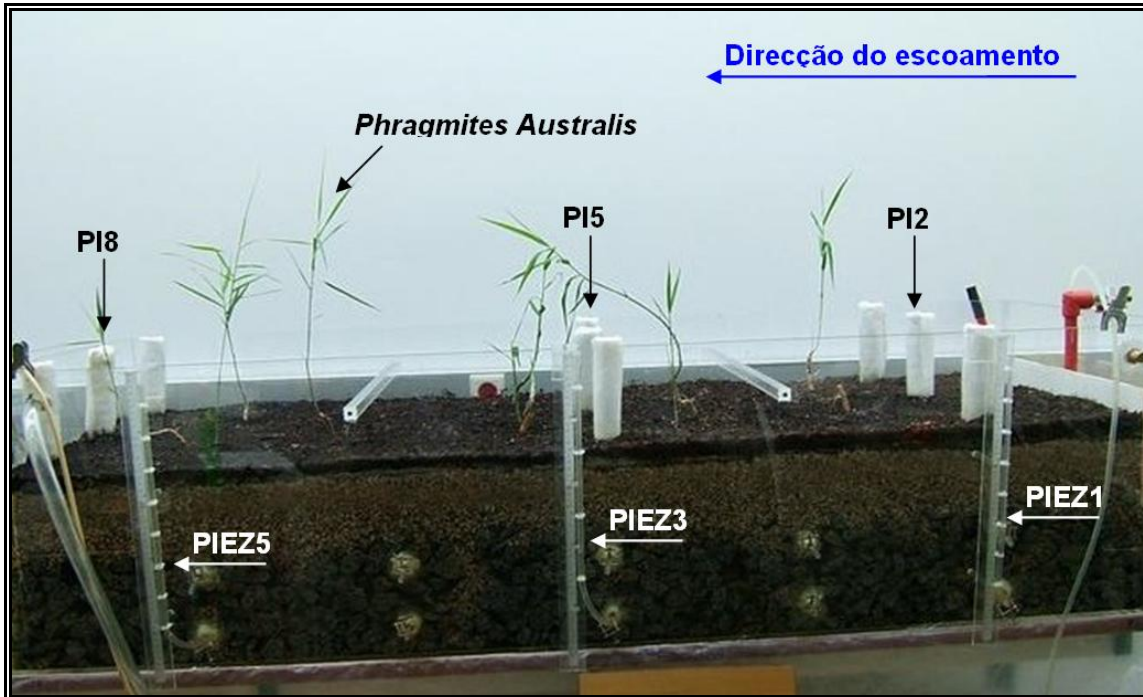


Figura 4.4 – Instalação laboratorial no início dos ensaios com brita (Fase 1)

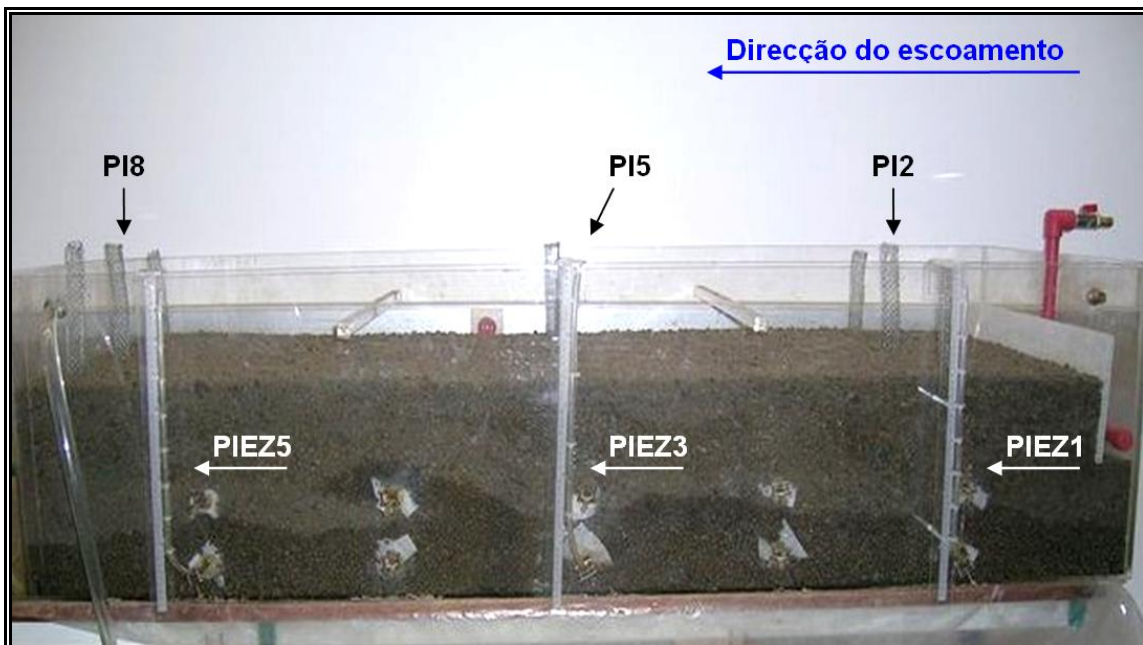


Figura 4.5 – Instalação laboratorial no início dos ensaios com Filtralite (Fase 2) antes de ser plantada a *Phragmites australis*.

Foram instalados nove pontos de amostragem internos (PI1 a PI9) e dez externos (PE1 a PE10) ao longo do leito, para permitir a recolha de amostras e a medição de nível em diferentes zonas, como assinalado nas Figuras 4.1, 4.4 e 4.5. Os pontos de amostragem internos foram elaborados em rede de arame com malha de 0,5 x 0,5 cm,

moldada numa forma cilíndrica, e revestidos com geotextil para impedir a entrada de partículas do material de enchimento.

**Tabela 4.1** – Características da instalação laboratorial e dos meios de enchimento

Características	Meio de enchimento: brita e areão grosso	Meio de enchimento: Filtralite NR 4 - 8
<u>Leito:</u>		
Comprimento interno [m]		1,90
Largura interna [m]		0,80
Altura do meio de enchimento [m]	0,55	0,50
Altura da camada submersa [m]		0,20
<u>Meio de Enchimento:</u>		
Diâmetro médio da partícula [mm]	40 - 70	4 - 8
Superfície Específica [m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup> ]	700	1250
Porosidade	0,40	0,45
Área útil [m <sup>2</sup> ]	0,60	0,68
Volume útil [m <sup>3</sup> ]	0,11	0,14

A alimentação foi efectuada através de um tubo em “T” perfurado longitudinalmente. O escoamento ocorreu de forma subsuperficial e horizontalmente. Foram instalados três piezómetros, referenciados como PIEZ1, PIEZ3 e PIEZ5, para medição da carga hidrostática ao longo do leito. A temperatura dentro do laboratório foi mantida próxima dos 20 °C. Na Figura 4.6 apresentam-se alguns pormenores (entrada e saída) da instalação laboratorial.

Os volumes apresentados foram calculados tendo em atenção o comprimento máximo admitido para o leito (1,90 m), ou seja, entre o ponto de alimentação e o ponto onde foram localizados os pontos de amostragem PI7, PI8 e PI9 (ver Figura 4.1). Em estudos anteriores realizados por Renker (2006), Albuquerque e Bandeiras (2007) e Araújo *et al.* (2008) na mesma instalação, admitiu-se o ponto PI8 como representativo das condições à saída. Os ensaios de traçagem e monitorização efectuados neste ponto, localizado a cerca de 1 cm do ponto de descarga para a zona 5 da Figura 4.1, revelaram resultados similares aos efectuados no ponto de descarga. Nestes termos, o ponto PI8 foi seleccionado para a monitorização do efluente final nos ensaios realizados neste estudo.

No início de cada fase, foram plantados quinze pés de *Phragmites Australis*.

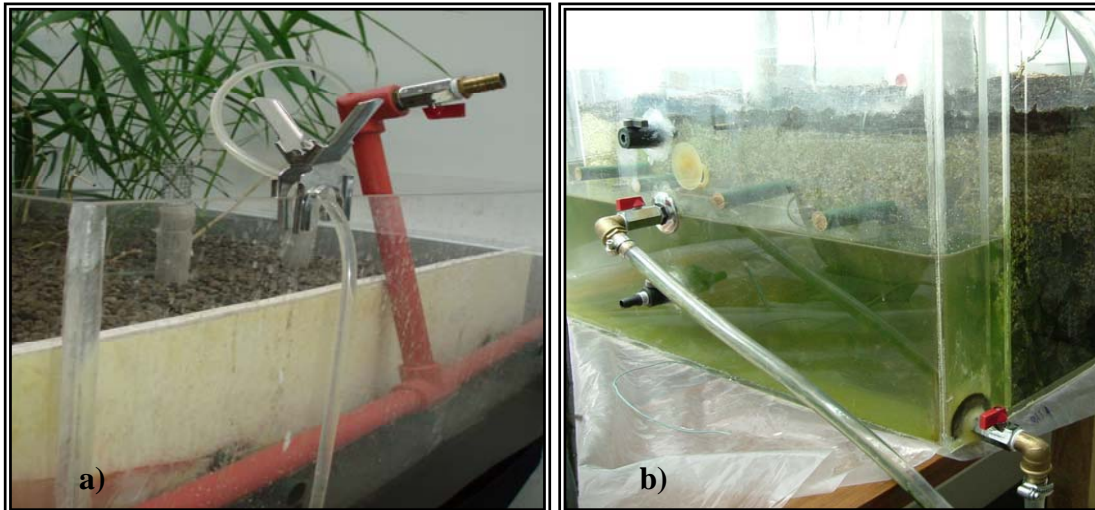


Figura 4.6 – Detalhes da instalação laboratorial: a) entrada; b) saída

## 4.2 Preparação do inoculo

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 Penamacor, que utiliza o sistema de lamas activadas (arejamento prolongado).

O meio de cultura líquido utilizado na aclimação, colonização, e nos ensaios das séries BS1, BS2, FS1 e FS2, incluiu um meio mineral, uma fonte de carbono (acetato de sódio) e uma fonte de azoto (cloreto de amónio ou nitrato de potássio), também utilizados por Albuquerque (2003a) e Renker (2006). Este meio base foi enriquecido com uma solução de oligoelementos, de cloreto de férrico, de sulfato de magnésio, de cloreto de cálcio e uma solução tampão (para regular o pH), de acordo com as características apresentadas em Dang *et al.*, (1989), estando as proporções base utilizadas e composição indicadas na Tabela 4.2.

A única fonte de carbono orgânico foi fornecida pelo acetato de sódio e assegurou-se, com as soluções de cloreto de amónio ou nitrato de potássio, que o azoto não era limitante para os microrganismos. As concentrações de carbono e as relações C/N utilizadas nos diversos ensaios foram definidas a partir da diluição da solução de alimentação base. A aplicação das proporções indicadas na Tabela 4.2 garantiu a manutenção de uma relação mínima entre o carbono e os nutrientes azoto e fósforo, indispensável para a actividade microbiológica.

### 4.3 Solução de alimentação

Nas Séries BS1, BS2, FS1, e FS2 (Tabela 3.1) o sistema foi alimentado com efluente sintético que incluía um meio mineral, uma fonte de carbono e outra de azoto, preparada de três em três dias de acordo com os volumes indicados na Tabela 4.2. Na Série BS3 e FS3 foi utilizado efluente proveniente do tratamento primário da ETAR da Capinha.

**Tabela 4.2** Soluções usadas para preparar a solução de alimentação para as séries BS1, BS2, FS1, e FS2.

Soluções	Composição	Concentração [g.L <sup>-1</sup> ]	Volume usado na alimentação ml.L <sup>-1</sup> [mL]
Tampão	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	8,50	2
	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	21,75	
	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> *7H <sub>2</sub> O	33,40	
	NH <sub>4</sub> Cl	1,70	
Sulfato de magnésio	MgSO <sub>4</sub> *7H <sub>2</sub> O	22,50	0,2
Cloreto de cálcio	CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O	36,43	0,2
Cloreto de ferro (III)	FeCl <sub>3</sub> *6H <sub>2</sub> O	0,250	0,2
Oligoelementos	MnSO <sub>4</sub> *4H <sub>2</sub> O	0,040	0,2
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,060	
	ZnSO <sub>2</sub> *7H <sub>2</sub> O	0,040	
	EDTA	0,0555	
	FeCl <sub>3</sub> *6H <sub>2</sub> O	0,0445	
	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> *4H <sub>2</sub> O	0,032	
Cloreto de amónio (20g N.L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> Cl	76,41	1,5
Nitrato de potássio (20g N.L <sup>-1</sup> )	K <sub>2</sub> NO <sub>3</sub>	144,1	1,7
Acetato de sódio (80g C.L <sup>-1</sup> )	CH <sub>3</sub> COONa*3H <sub>2</sub> O	453,60	1,4

A solução de alimentação (afluente) do sistema foi mantida numa estufa ISCO FTD 220 a 4°C, para evitar a biodegradação, e enviada para a entrada do leito através de uma bomba peristáltica Ismatec MCP, a um caudal de 1 L.h<sup>-1</sup>.

Para evitar o desenvolvimento de biofilme no sistema de alimentação, a tubagem foi substituída a cada três dias durante a preparação da alimentação. Os tubos eram

mantidos durante 3 dias numa solução de ácido clorídrico diluído a pH inferior a 2, para remoção do biofilme.

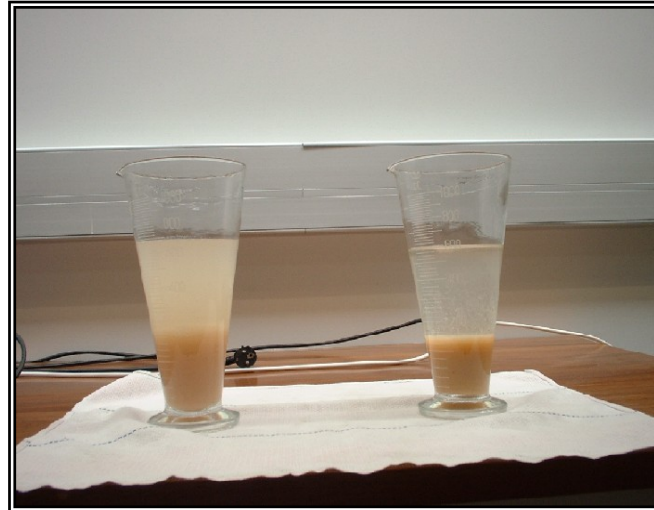
#### **4.4 Aclimação da biomassa**

A aclimação da biomassa teve como objectivo seleccionar as espécies de microrganismos mais aptas para a remoção dos substratos, reduzindo-se o tempo de arranque da instalação.

O processo de aclimação foi realizado durante duas semanas, afim de garantir um período de, pelo menos, três vezes o tempo de residência de biomassa (cerca de 5 dias), de acordo com o procedimento seguido por Albuquerque (2003a) e Renker (2006). Adoptaram-se reactores abertos completamente agitados com volume de 4 L, funcionando em regime semi-contínuo (Figura 4.7), tendo sido utilizado como inóculo lamas de ETAR, cuja preparação foi descrita no ponto 4.2. A agitação e arejamento do meio foram assegurados por duas bombas TretraTec AP80 auto-reguláveis, com capacidade máxima de  $80 \text{ L h}^{-1}$  cada, dois difusores de placa de vidro sinteterizada e tubagem de distribuição.

De acordo com o procedimento proposto por Albuquerque (2003a), as lamas foram inicialmente arejadas por um período de 12 horas, após a lavagem. A biomassa foi posteriormente adaptada a acetato de sódio e cloreto de amónio, à carga de  $300 \text{ mg CQO.L}^{-1}$ , para a razão C/N-NH<sub>4</sub> de 4, tendo sido utilizadas as soluções e volumes indicados na Tabela 4.3. Cada ciclo de operação incluiu arejamento durante 23 h, seguido de uma purga de 500 ml de solução homogénea, decantação durante aproximadamente 1 h (Figura 4.7), remoção do sobrenadante, adição da solução de alimentação e ajustamento do volume a 4 L com água, seguido de novo período de arejamento de 23 h.

As condições quase estacionárias foram atingidas após aproximadamente uma semana de operação, tendo sido observada, na última semana de aclimação, uma percentagem de remoção de CQO de  $90,3 \pm 2,8\%$  e de azoto amoniacal de  $84,1 \pm 3,5\%$  (14 amostras e um nível de confiança de 95%). A variação de SST e SSV, no mesmo período, apresentou valores de  $233 \pm 6 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $194 \pm 8 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente.



**Figura 4.7** – Reactores abertos para aclimação da biomassa (fase de decantação)

**Tabela 4.3** – Constituição da solução de alimentação para a fase da aclimação da biomassa

Solução	Volume (mL/4 L)
Tampão	50
Sulfato de magnésio	2,5
Cloreto de cálcio	2,5
Cloreto férrico	2,5
Oligoelementos	2,5
Cloreto de amónio	10
Acetato de sódio	9,5

## 4.5 Colonização do leito

O objectivo principal da colonização do leito foi a introdução de biomassa adaptada no leito, criando, simultaneamente, condições para o desenvolvimento e fixação rápida do biofilme no meio de enchimento. O leito foi colonizado com biomassa aclimatada a acetato de sódio e ao cloreto de amónio, como descrito no ponto 4.4. O sistema funcionou em circuito fechado durante aproximadamente 15 dias, de acordo com o procedimento definido em Albuquerque (2003a) e Renker (2006), à carga hidráulica de  $1,5 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  (cerca de  $3,5 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$ ) em regime semi-contínuo.

O meio mineral e as fontes de carbono e azoto foram adaptadas a partir da solução base apresentada na Tabela 4.2, após diluição, e foram introduzidas no início de cada

ciclo de 24 horas. Em cada ciclo, no início e no final, foram medidos o pH, a temperatura e o OD, e a cada três dias avaliou-se à entrada e em PI8 (saída) a CQO.

#### **4.6 Modo de operação**

Quer no arranque, quer após a substituição do meio de enchimento, o sistema foi alimentado durante um período de aproximadamente duas semanas em circuito fechado para a sua colonização (como descrito em 4.5). No início de cada Série (antes da colheita de amostras) o leito foi alimentado de forma contínua durante cerca de 6 dias (correspondendo ao tempo de retenção hidráulico teórico), afim de se permitir a irrigação do seu volume com a solução de alimentação. Este período de espera permitiu, também, a adaptação do leito a novas condições, sempre que a alimentação foi alterada.

Cada Série teve a duração de aproximadamente quatro (Fase 2) a cinco (Fase 1) semanas, tendo sido efectuadas amostragens (designadas como ensaios) de cinco em cinco dias. Em todas as seis Séries o leito foi alimentado continuamente à carga hidráulica de aproximadamente  $1,5 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  (cerca de  $3,5 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$ ) e de acordo com as cargas orgânicas e de azoto apresentadas na Tabela 4.4, tal como havia sido definido na Tabela 3.1.

Na Série BS2, com acetato de sódio e nitrato de potássio, a concentração de nitrato foi alterada do quinto para o sexto ensaio de  $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  para  $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (i.e. a razão C/N desceu de 4 para 1,2), afim de melhor se perceber a capacidade do leito para o remover. O mesmo se passou na Série FS2, do segundo para o terceiro ensaio. Em qualquer dos casos, como se descreverá no ponto 5., as condições quase estacionárias foram obtidas previamente durante a operação do leito com as cargas definidas inicialmente.

Em cada ensaio realizaram-se colheitas de amostras à entrada e nos pontos PI2, PI5 e PI8, este último considerado como representativo das condições à saída do leito (Renker, 2006; Albuquerque e Bandejas, 2007; Araújo *et al.*, 2008). Para cada amostra foram analisados os parâmetros CQO, N-NH<sub>4</sub> (ou N-NO<sub>3</sub>), SST e SSV, tendo sido armazenados volumes acidificados de cada uma das colheitas. O COT foi realizado apenas para o afluente.

Diariamente, realizou-se a medição *in situ* do pH, OD e temperatura nos quatro pontos de amostragem, assim como da pressão hidrostática nos três piezômetros (PIEZ1, PIEZ3 e PIEZ5), neste caso com o objectivo de avaliar a perda de carga ao longo do leito e no tempo.

O caudal foi controlado periodicamente e a bomba calibrada sempre que se detectou uma variação significativa daquele parâmetro.

As características do leito associadas a cada tipo de meio de enchimento são apresentadas na Tabela 4.5.

**Tabela 4.4** – Intervalo de cargas de operação do leito para as diversas séries de ensaios

Séries	CQO [mg.L <sup>-1</sup> .O <sub>2</sub> ]	Carga orgânica [g CQO.m <sup>-2</sup> . d <sup>-1</sup> ]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [mg.L <sup>-1</sup> ]	NO <sub>3</sub> -N [mg.L <sup>-1</sup> ]	Carga de azoto <sup>1)</sup> [g N m <sup>-2</sup> . d <sup>-1</sup> ]	pH	T [°C]	OD [mg L <sup>-1</sup> ]
BS1	249 - 298	9,9 – 11,6	25,3 - 29,3	-----	1,01 – 1,17	7,02 – 7,44	18,7 – 25,4	0,44 – 1,59
BS2	215 - 320	8,6 – 12,9	-----	30,5 – 103,0	1,22 – 4,12	7,07 – 7,67	12,5 – 19,3	2,75 – 8,83
BS3	513 - 597	16,5 – 23,8	45,2 - 60,0	0,0 – 0,63	1,41 – 2,40	7,00 – 7,19	25,0 – 16,1	0,08 – 0,58
FS1	280 - 369	9,9 - 13,0	27,3 - 40,1	-----	0,96 – 1,43	7,06 - 7,34	18,3 - 22,0	1,32 - 4,43
FS2	224 - 348	7,9 - 12,3	-----	16,8 - 95,5	0,59 – 3,37	7,61 - 8,08	9,5 - 19,9	1,80 - 4,20
FS3	383 - 738	13,5 - 26,0	21,3 - 52,6	0,0 - 0,26	0,75 – 1,86	6,85 - 8,39	20,1 - 22,4	1,15 - 2,54

<sup>1)</sup> Reportada apenas aos teores de azoto amoniacal e azoto nítrico

**Tabela 4.5** – Características associadas às três secções do leito

	PI2	PI5	PI8	
Distância entre pontos (m)	0,33 <sup>1)</sup>	0,67	0,90	
Distância Acumulada (m)	0,33	1,00	1,90	
Área útil acumulada (m <sup>2</sup> )	Brita	0,11	0,32	0,61
	Filtralite	0,12	0,36	0,68
Volume útil acumulado (m <sup>3</sup> )	Brita	0,02	0,06	0,12
	Filtralite	0,02	0,07	0,14
Tempo de retenção hidráulico (d)	Brita	0,9	2,7	5,1
	Filtralite	1,0	3,0	5,7

<sup>1)</sup> Distância entre o ponto de alimentação e PI2

## 4.7 Amostragem e conservação da amostra

A colheita das amostras nos pontos PI2, PI5 e PI8 efectuou-se com recurso a uma pipeta graduada, tendo esta sido introduzida até meio da camada submersa, que foi considerado o ponto de referência para a amostragem. O volume de amostragem variou de 50 a 100 ml, dependendo das análises que foram executadas.

A maioria dos parâmetros (CQO, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, SST e SSV) foram imediatamente executados, tendo um pequeno volume de amostra sido acidificado (com ácido sulfúrico a pH inferior a 2) e armazenado, como reserva para a eventualidade de ser necessário repetir algum parâmetro.

Para avaliar a evolução da colmatação do meio, mediu-se a pressão hidrostática nos três piezómetros (pontos PIEZ1, PIEZ3 e PIEZ5).

## 4.8 Procedimentos analíticos

Para medir a concentração de OD, pH e temperatura, foi utilizado um aparelho multiparamétrico Multi 340i da WTW. As determinações de temperatura e pH efectuaram-se com um sensor Sentix 41, tendo a concentração de OD sido obtida através do sensor Oxical SL, todos da marca WTW e adaptáveis ao aparelho multiparamétrico.

Para determinar a CQO, N-NH<sub>4</sub> e N-NO<sub>3</sub> foram utilizados cuvetes-teste e um espectrofotómetro de visível (340 nm a 900 nm) com tecnologia de raio de referência (RBT), da marca Dr. Lange Cadas 50.

Para a CQO utilizaram-se os testes LCK 314 (15-150 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>), LCK 514 (100- 2000 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) e LCK 014 (1000-10000 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). O método utilizado incluiu uma oxidação com dicromato de potássio, de acordo com a norma DIN 38409-4.

O N-NH<sub>4</sub> e o N-NO<sub>3</sub> foram determinados utilizando os testes: LCK 303 (2 - 47 mg L<sup>-1</sup> N-NH<sub>4</sub>) e LCK 340 (5 - 35 mg L<sup>-1</sup> N-NO<sub>3</sub>), de acordo com os procedimentos das normas DIN 38406-5 e DIN 38405-9, respectivamente. As amostras que supostamente tinham uma concentração mais elevada que a escala do teste usado, foram previamente diluídas.

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). A concentração de COT foi estimada pela diferença entre CT e CIT.

Para determinação dos SST e dos SSV, seguiu-se o procedimento indicado no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995). Estes parâmetros não foram determinados no afluente nas Séries BS1, BS2, FS1 e FS2, pois não havia matéria sólida no afluente sintético.

## 5. Resultados Obtidos

Os resultados obtidos nas Fase 1 e Fase 2 são apresentados nos Anexo I e Anexo II, respectivamente. Dado que o objectivo do trabalho se centrou na avaliação da influência do tipo de material de enchimento na remoção de matéria orgânica, formas de azoto e matéria sólida, para efeitos de comparação, apenas se utilizou, na maioria dos casos, o último ensaio de cada Série em detrimento da média dos ensaios, uma vez que se entendeu ser este aquele que representava as condições de estabilidade do leito. Para as Séries BS2 e FS2, uma vez que houve alteração da razão C/N para alguns dos ensaios, apresentam-se os resultados dos considerados mais representativos das condições de estabilidade do leito para cada valor de C/N. Contudo, a variação dos parâmetros ao longo de cada Série será também analisada, sempre que se entender útil avaliar o comportamento do leito o longo tempo.

Afim de harmonizar a utilização de termos na apresentação e discussão de resultados, decidiu-se utilizar *amónio* e *nitrato* associados a N-NH<sub>4</sub> (azoto amoniacal) e N-NO<sub>3</sub> (azoto nítrico) respectivamente, que aparecem também mais amplamente referidos na bibliografia consultada. A referência à matéria orgânica estará associada ao parâmetro CQO e a matéria sólida ao parâmetro SST.

### 5.1 Fase Experimental 1 – Ensaio com Brita

A variação de CQO, amónio e nitrato nos últimos ensaios das Séries BS1, BS2 e BS3 é apresentada na Tabela 5.1 (no caso da Série BS2, apresentam-se os ensaios mais representativos para as razões C/N de 1,2 e 4). Nas Figuras 5.1 a 5.3 é apresentada a variação ao longo do tempo da CQO à entrada e saída do leito para cada uma das três Séries (i.e. considerando os seis ensaios de cada Série).

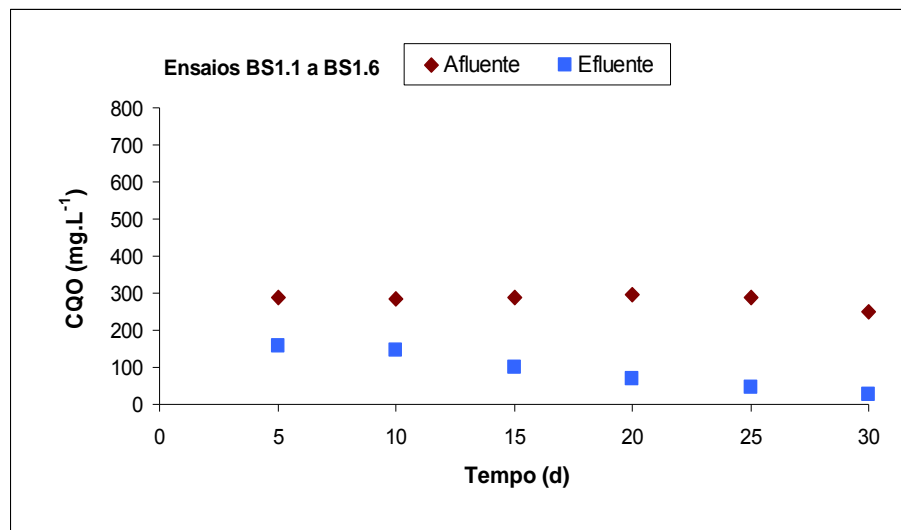
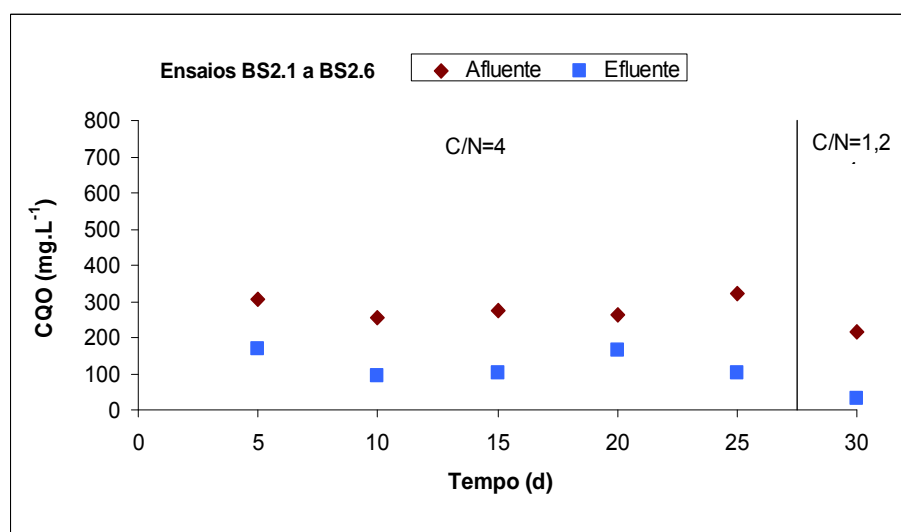
**Tabela 5.1** – Variação da CQO, amónio e nitrato nas Séries com brita (Séries BS1, BS2 e BS3)

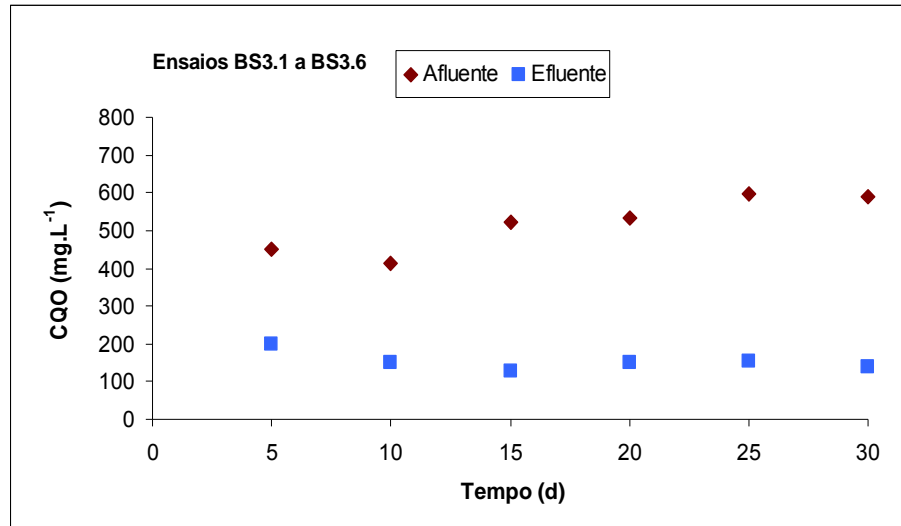
		Ensaio BS1.6	Ensaio BS2.5	Ensaio BS2.6	Ensaio BS3.6
C/N <sup>1)</sup>	Afluyente	4,1	3,7	1,0	4,1
	Afluyente	249,0	323,0	215,0	591,0
CQO (mg.l <sup>-1</sup> )	PI2	74,0	182,0	50,0	226,0
	PI5	34,6	118,0	46,0	218,0
	PI8	25,2	11,0	30,0	138,0

**Tabela 5.1** - Variação da CQO, amónio e nitrato nas Séries com brita (Séries BS1, BS2 e BS3) (continuação)

		Ensaio BS1.6	Ensaio BS2.5	Ensaio BS2.6	Ensaio BS3.6
N-NH <sub>4</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	25,3	—	—	60,0
	PI2	18,6	—	—	45,4
	PI5	16,5	—	—	42,8
	PI8	13,2	—	—	33,6
N-NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	—	33,0	103,0	0,56
	PI2	—	0,0	51,0	0,27
	PI5	—	0,0	50,0	0,26
	PI8	—	0,0	51,0	0,22

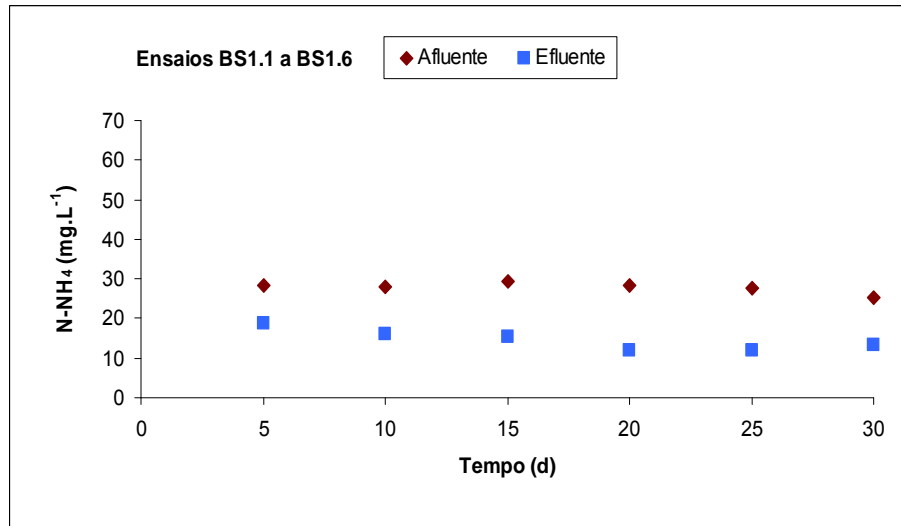
<sup>1)</sup> C corresponde ao valor de COT

**Figura 5.1** – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série BS1**Figura 5.2** – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série BS2



**Figura 5.3** – Variação da CQO à entrada e à saída do leito durante Série BS3

Nas Figuras 5.4 a 5.6 apresenta-se a variação ao longo do tempo da concentração de amónio e nitrato (i.e. resultados obtidos nos seis ensaios de cada Série). De referir que na série BS3, onde foi utilizado efluente da ETAR da Capinha, as concentrações de nitrato foram muito pequenas.



**Figura 5.4** – Variação da concentração de amónio à entrada e a saída do leito na Série BS1

A variação de matéria sólida em suspensão nas Séries BS1, BS2 e BS3 é apresentada na Tabela 5.2. Somente na terceira Série, com efluente proveniente da ETAR da Capinha, se detectaram valores de SST à entrada do leito (Figura 5.7).

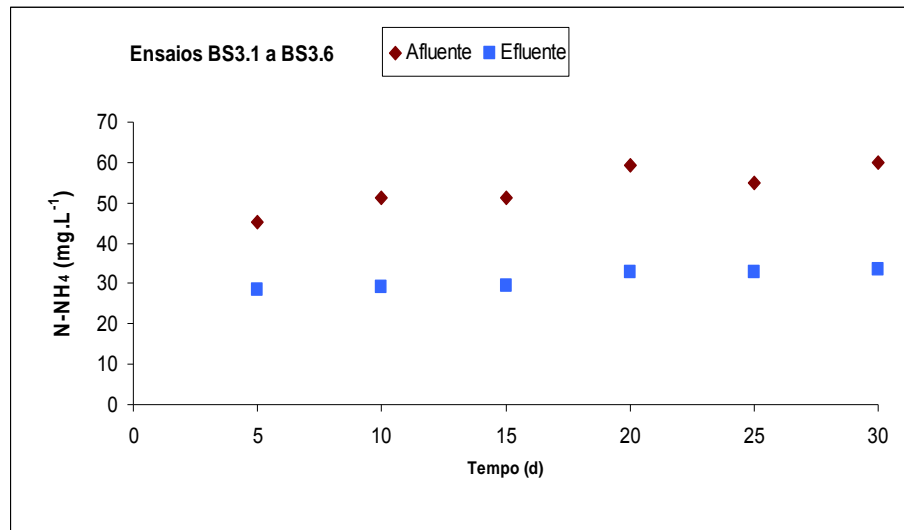


Figura 5.5 – Variação da concentração de amônio à entrada e a saída do leito na Série BS3

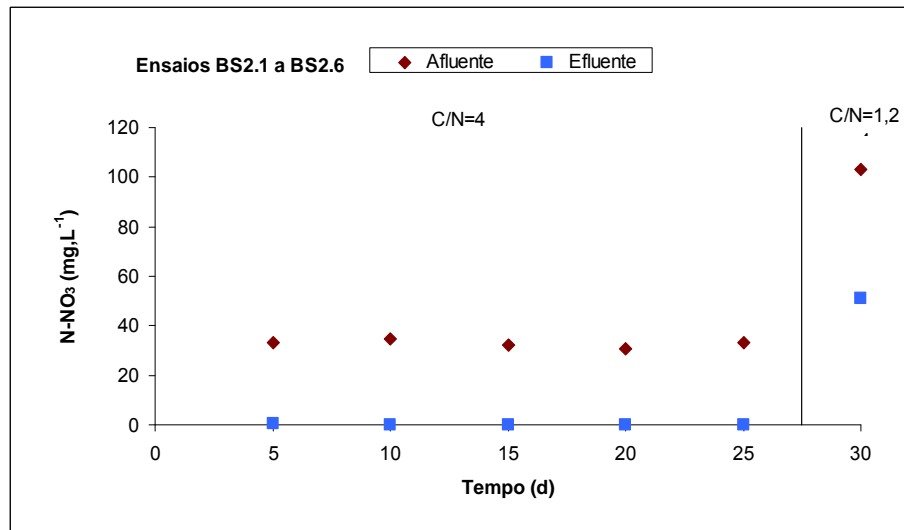


Figura 5.6 – Variação da concentração de nitrato à entrada e saída do leito na Série BS2

Tabela 5.2 – Variação de SST nas Séries com brita (Séries BS1, BS2 e BS3)

		Ensaio BS1.6	Ensaio BS2.5	Ensaio BS2.6	Ensaio BS3.6
SST (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	—	—	—	122,5
	PI2	65,0	31,2	45,0	60,0
	PI5	32,5	41,2	23,8	35,0
	PI8	25,0	28,7	12,5	50,0
SSV (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	—	—	—	117,5
	PI2	45,0	6,3	12,5	50,0
	PI5	12,5	11,3	11,3	25,0
	PI8	10,0	6,2	6,3	30,0

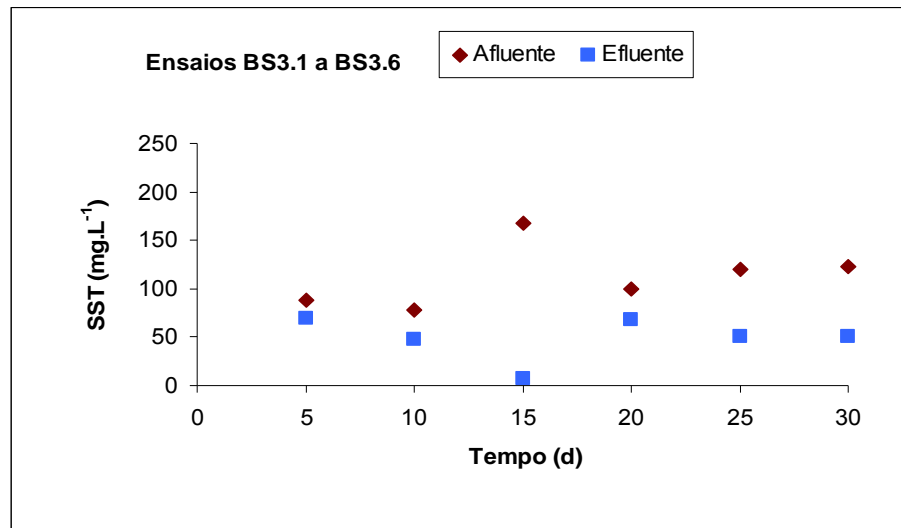


Figura 5.7 – Variação de SST à entrada e saída do leito na Série BS3

O pH manteve-se praticamente constante em todas as Séries da Fase 1. Como se pode observar na Figura 5.8, apenas na Série BS2 se detectou um ligeiro aumento que levou os valores de pH perto dos 9.

O OD foi praticamente todo consumido no primeiro troço do leito (Afl-PI2), tendo sido detectado nos restantes troços em concentrações muito baixas (Figura 5.9). Na alimentação da Série BS2 foram detectados valores superiores aos das Séries BS1 e BS3, no entanto, a sua evolução ao longo do leito foi semelhante e, a partir do ponto de amostragem PI5, as concentrações apresentaram-se abaixo de 0,5 mg.L<sup>-1</sup>.

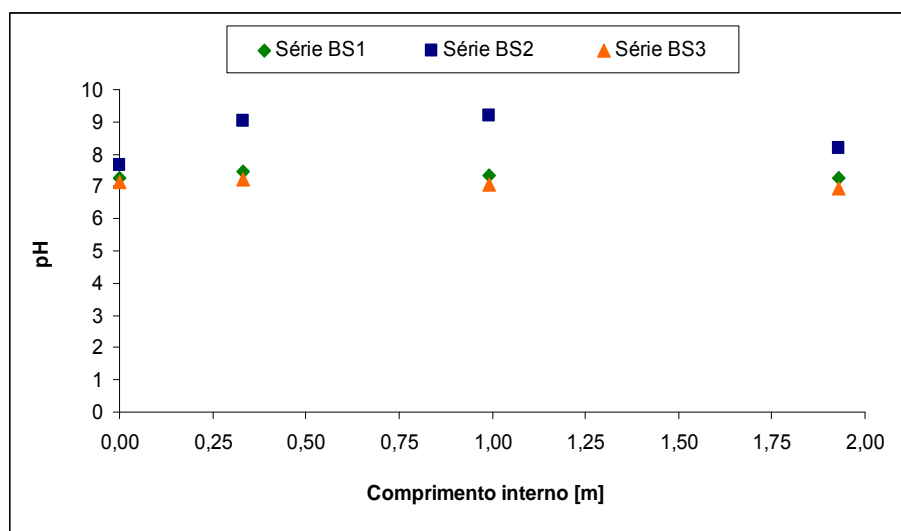


Figura 5.8 – Variação do pH ao longo do leito nas séries com brita

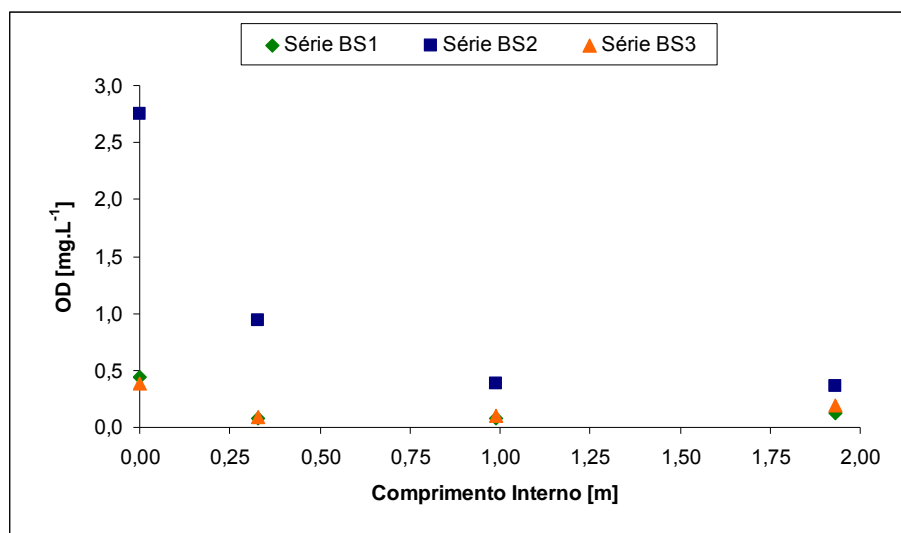


Figura 5.9 – Variação do OD ao longo do leito nas séries com brita

## 5.2 Fase Experimental 2 – Ensaios com Filtralite

A variação de CQO, amónio e nitrato nos últimos ensaios das Séries FS1, FS2 e FS3 é apresentada na Tabela 5.3 (no caso da Série FS2, apresentam-se os ensaios mais representativos para as razões C/N de 1,2 e 4). Nas Figuras 5.10 a 5.12 é apresentada a variação ao longo do tempo da CQO à entrada e saída do leito para cada uma das três Séries (i.e. considerando os cinco ensaios de cada Série)

Tabela 5.3 – Variação da CQO, amónio e nitrato nas Séries com Filtralite (Séries FS1, FS2 e FS3)

		Ensaio FS1.3	Ensaio FS2.1	Ensaio FS2.5	Ensaio FS3.5
C/N <sup>1)</sup>	Afluente	3,5	4,5	1,3	4,7
CQO (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	279,5	302,0	303,0	738,0
	PI2	218,0	127,5	64,8	109,0
	PI5	199,0	121,0	56,1	61,1
	PI8	102,5	127,0	51,4	22,1
N-NH <sub>4</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	40,1	—	—	52,6
	PI2	30,0	—	—	31,5
	PI5	30,1	—	—	18,0
	PI8	17,3	—	—	0,39
N-NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	—	25,7	89,6	0,26
	PI2	—	0,0	20,1	0,0
	PI5	—	0,0	25,3	0,0
	PI8	—	0,0	16,2	0,0

<sup>1)</sup> C corresponde ao valor de COT

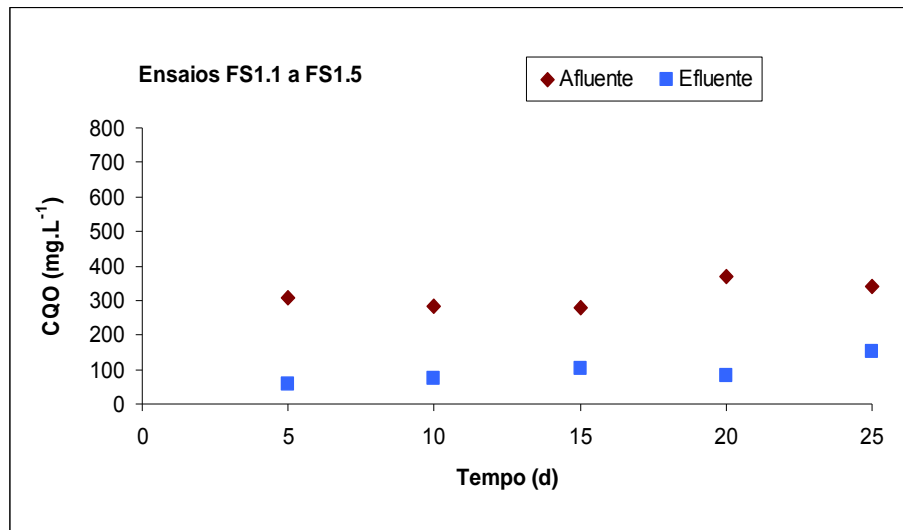


Figura 5.10 – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série FS1

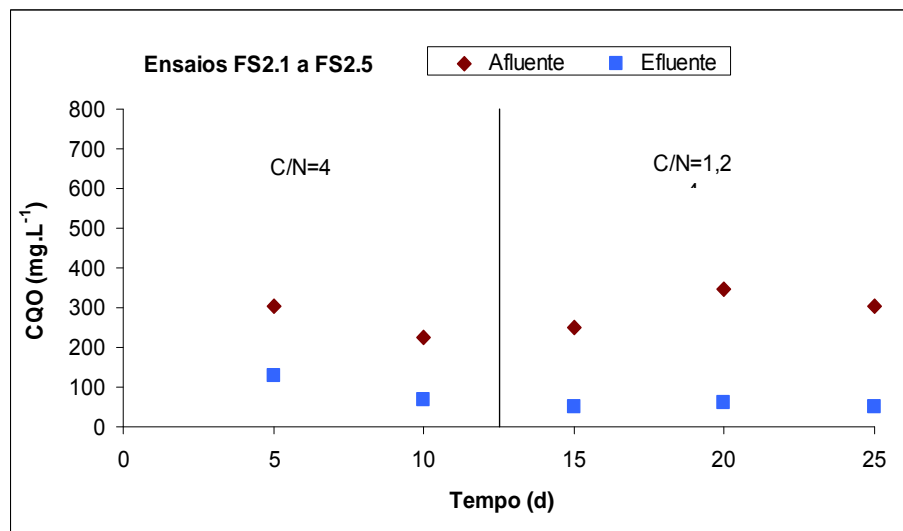


Figura 5.11 – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série FS2

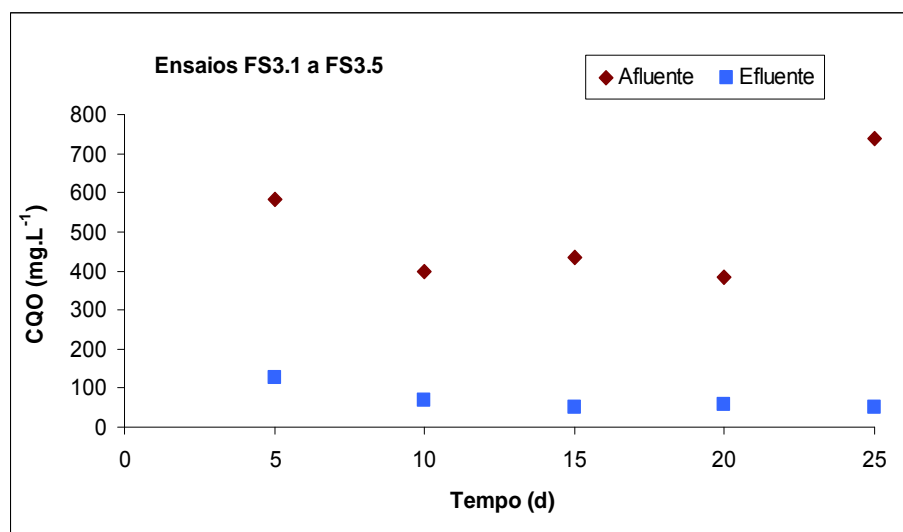


Figura 5.12 – Variação da CQO à entrada e à saída do leito na Série FS3

Nas Figuras 5.13 a 5.15 apresenta-se a variação ao longo do tempo da concentração de amónio e nitrato (i.e. resultados obtidos nos cinco ensaios de cada Série). De referir que a Série FS3, onde foi utilizado efluente da ETAR da Capinha, as concentrações de nitrato foram muito pequenas.

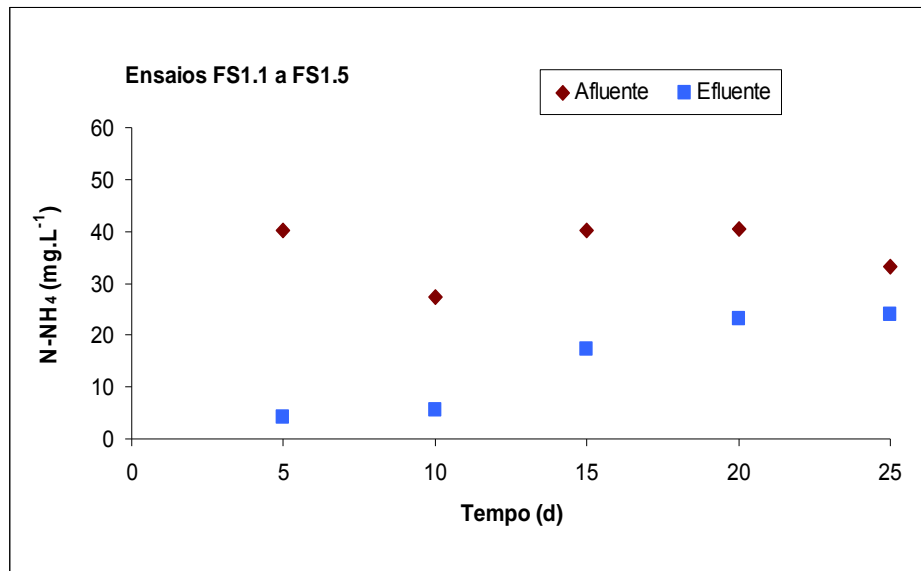


Figura 5.13 – Variação da concentração de amónio à entrada e saída do leito na Série FS1

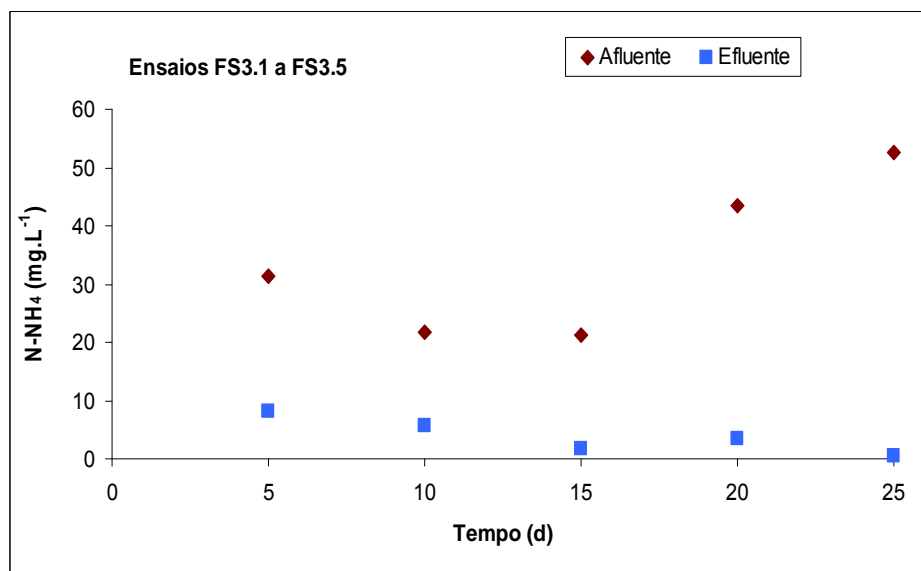


Figura 5.14 – Variação da concentração de amónio à entrada e saída do leito na Série FS3

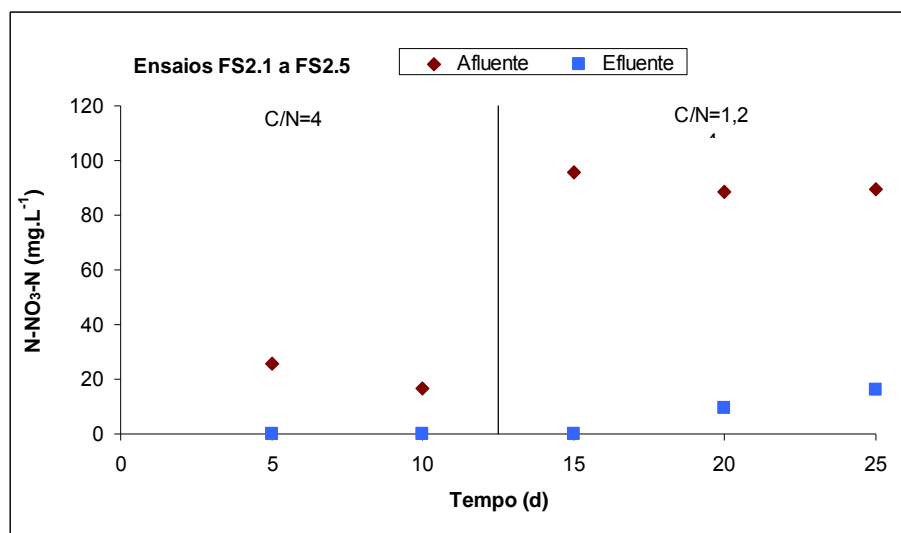


Figura 5.15 – Variação da concentração de nitrato à entrada e saída do leito na Série FS2

A variação de matéria sólida em suspensão nas séries FS1, FS2 e FS3 é apresentada na Tabela 5.4. À semelhança do que aconteceu com os ensaios com brita, somente na sexta série, com efluente proveniente da ETAR da Capinha, se detectou valores significativos de SST à entrada do leito (Figura 5.16).

Tabela 5.4 – Variação de SST nas Séries com Filtralite (Séries FS1, FS2 e FS3)

		Ensaio FS1.3	Ensaio FS2.1	Ensaio FS2.5	Ensaio FS3.5
SST (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	—	—	—	143,8
	PI2	25,0	27,5	6,2	37,5
	PI5	38,7	33,7	17,5	38,8
	PI8	15,0	22,5	6,2	31,3
SSV (mg.l <sup>-1</sup> )	Afluente	—	—	—	111,3
	PI2	3,7	18,8	1,3	27,5
	PI5	8,7	13,7	8,8	18,8
	PI8	6,3	11,3	2,5	12,5

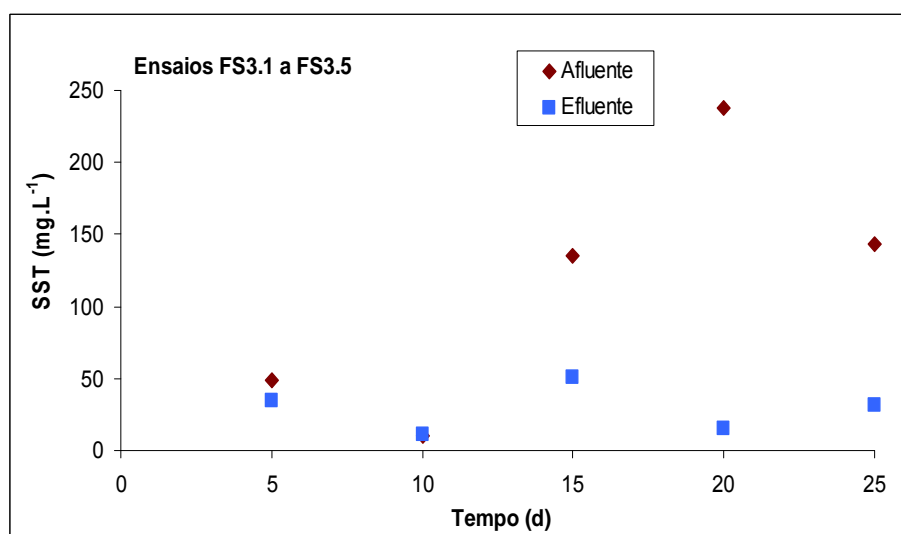


Figura 5.16 – Variação de SST á entrada e á saída do leito na Série FS3

O pH manteve-se praticamente constante em todas as Séries da Fase 2. Como se pode observar pela Figura 5.17, apenas na Série FS2 se observou um ligeiro aumento que levou os valores de pH perto dos 9.

O OD foi praticamente todo consumido no primeiro troço do leito (Afl-PI2), tendo sido detectado nos restantes troços em concentrações muito baixas (Figura 5.18). Na alimentação da Série FS2 foram detectados valores superiores aos ensaios das Séries FS1 e FS3, no entanto, a sua evolução ao longo do leito foi semelhante e a partir do ponto de amostragem PI5, as concentrações apresentaram-se abaixo de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ .

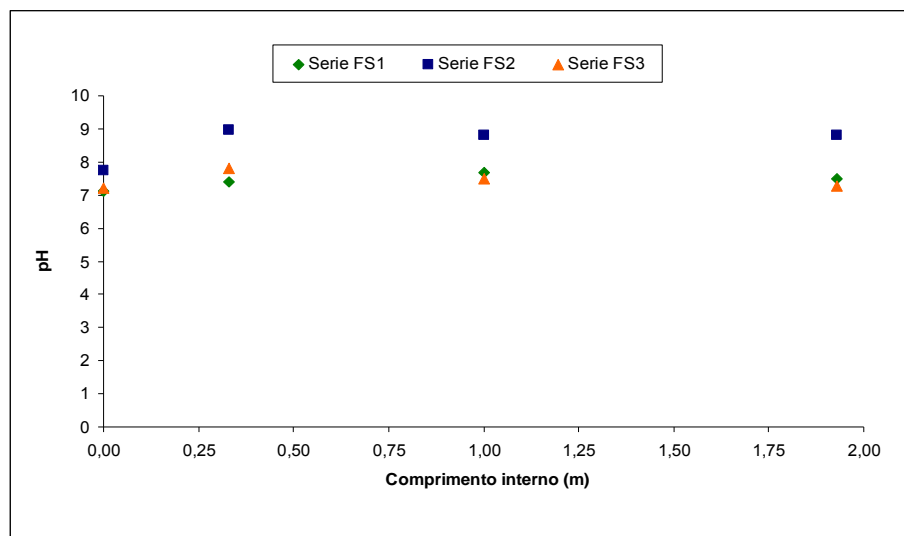


Figura 5.17 – Variação do pH ao longo do leito nas séries com Filtralite

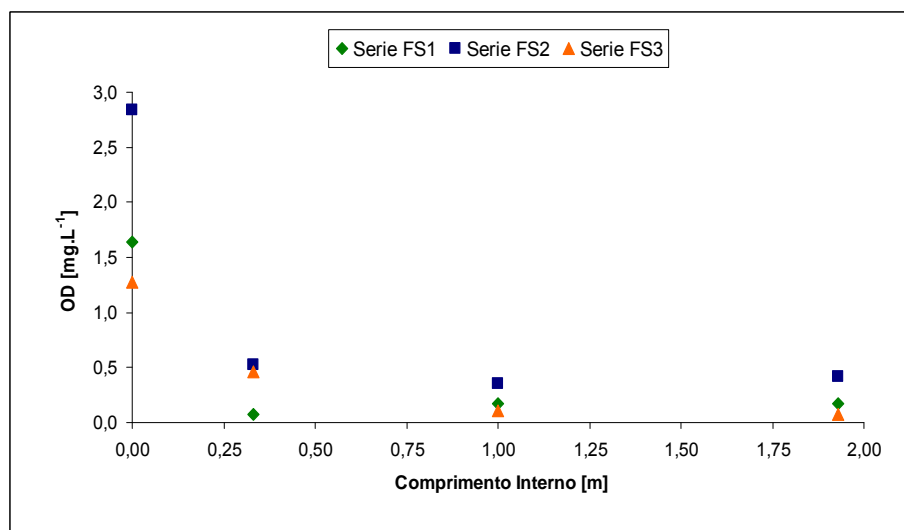


Figura 5.18 – Variação do OD ao longo do leito nas séries com Filtralite

A carga hidrostática medida através dos três piezômetros (PIEZ1, PIEZ2 e PIEZ3), durante a realização das séries foi praticamente constante, mostrando que o efeito da perda de carga provocada pela colmatação do leito ao longo do tempo foi pouco significativa conforme evidenciado também por Renker (2006).

## 6 Análise e Discussão de Resultados

Na Tabela 6.1. apresentam-se as eficiências globais de remoção relativas aos ensaios com brita. Os resultados sugerem que a substituição da fonte de azoto (amónio por nitrato) da série BS1 para a BS2, mantendo a razão C/N de 4, contrariamente ao esperado, não se traduziu num aumento da remoção de matéria orgânica (ver resultados para os ensaios BS1.6 e BS2.5), apesar do nitrato introduzido (cerca de 30 mg N- NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>) ter sido consumido na totalidade. Apenas quando a concentração inicial de nitrato foi aumentada para cerca de 100 mg N-NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> (ensaio BS2.6), e a sua remoção se cifrou em 53 mg N-NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, se observou uma eficiência de remoção de matéria orgânica próxima da observada no ensaio BS1.6. No entanto, as taxas de remoção de matéria orgânica ( $r_{CQO}$ ) estimadas para os ensaios BS2.5 e BS2.6, independentemente da concentração inicial de nitrato, foram inferiores à verificada no ensaio sem nitrato (ensaio BS1.6, ver Tabela 6.3).

Apesar das eficiências de remoção de matéria orgânica e amónio terem decrescido quando o leito foi alimentado com efluente doméstico (ensaio BS3.6), as taxas de remoção de matéria orgânica ( $r_{CQO}$ ) e de amónio ( $r_{NH_4}$ ) registaram valores mais de duas vezes superiores aos dos ensaios com acetato (Tabela 6.3.).

**Tabela 6.1** – Eficiências de remoção nas Séries com brita (Séries BS1, BS2 e BS3)

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)			
	Ensaio BS1.6	Ensaio BS2.5	Ensaio BS2.6	Ensaio BS3.6
CQO	89,9	68,7	86,2	76,6
N-NH <sub>4</sub>	47,8	—	—	44,0
N-NO <sub>3</sub>	—	100,0	51,5	61,3
SST	—	—	—	59,2

Nos ensaios com Filtralite (Tabela 6.2.), também não se observou um aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica quando o amónio foi substituído pelo nitrato, para a razão C/N de 4 (do ensaio FS1.3 para o ensaio FS2.1), tendo-se observado inclusive o mesmo valor de  $r_{CQO}$  (Tabela 6.3), apesar da concentração de nitrato introduzida (cerca de 30 mg N-NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>) ter sido toda removida. Contudo, quando a concentração de nitrato no afluente triplicou (ensaio FS2.5) observou-se o esperado, tendo a eficiência de remoção de matéria orgânica e  $r_{CQO}$  aumentado, estando aqueles resultados relacionados com a remoção de 78,6 mg N- NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>.

O leito apresentou um melhor desempenho quando foi introduzido efluente doméstico (Série FS3), tendo sido observados valores de  $r_{CQO}$  e  $r_{NH_4}$  mais de três vezes superiores aos dos ensaios com acetato (Tabela 6.3.).

Os resultados obtidos nos ensaios BS1.6, BS2.5 e BS2.6 (brita) e nos ensaios FS1.3, FS2.1 e FS2.5 (Filtralite), sugerem que, para uma razão C/N de 4, a remoção de nitrato não envolveu a utilização de acetato como fonte de carbono ou energia. Ou seja, a sua remoção não terá ocorrido apenas por desnitrificação heterotrófica convencional, mas através de outro mecanismo alternativo como a desnitrificação autotrófica, catalizada por bactérias que podem utilizar o hidrogénio, compostos sulfurosos, amónio, nitrito e nitrato como fonte de energia e carbono inorgânico como fonte de carbono (Zumft, 1992; Ahn, 2006). Alguns géneros destes microorganismos, como a *Nitrosomonas*, são quimiolitotrotróficos com capacidade para nitrificar e desnitrificar na presença e ausência de oxigénio (Bock *et al.*, 1995; Schmidt *et al.*, 2003).

Nos ensaios BS2.5 e FS2.1 não havia amónio no meio e o consumo de carbono orgânico (acetato) não foi mais elevado comparativamente com o observado nos ensaios sem nitrato (BS1.6 e FS1.3). A variação de OD detectada (Figuras 5.9 e 5.18) sugere que, apesar das condições limitantes de oxigénio, as concentrações nunca foram nulas. Haveria, no entanto, hidrogénio (fonte de energia), dióxido de carbono e bicarbonatos (fonte de carbono), já que são três compostos que são libertados durante a oxidação aeróbia do acetato (Grady *et al.*, 1999), que poderiam ter sido utilizados por microorganismos autotróficos desnitrificantes para remover o nitrato.

Vários estudos efectuados em pequenas instalações de tratamento (Kuai e Verstraete, 1999) e com águas subterrâneas contaminadas com nitrato (Moon *et al.*, 2006), onde a concentração de carbono era baixa, foi observada a desnitrificação autotrófica. Os valores comuns para a taxa específica máxima de crescimento para os microorganismos autotróficos desnitrificantes ( $0.11$  a  $0.20$   $h^{-1}$ , Claus e Kutzner, 1985; Oh *et al.*, 2000) são similares às observadas para os heterotróficos desnitrificantes ( $0.062$  a  $0.108$   $h^{-1}$ , Wiesmann, 1994), enquanto que os coeficientes de rendimento celular são mais pequenos para os microorganismos autotróficos desnitrificantes ( $0.40$  a  $0.57$   $g$  SSV. $g^{-1}$  N-NO<sub>3</sub>, Claus e Kutzner, 1985; Oh *et al.*, 2000) comparativamente com o intervalo  $0.8$  a  $1.2$   $g$  SSV. $g^{-1}$  N-NO<sub>3</sub> (Wiesmann, 1994) observado para os heterotróficos desnitrificantes.

A utilização de nitrato para actividades de síntese, quer de heterotróficos, quer de autotróficos, não justifica, por si só, a remoção de cerca de  $30$   $mg$  N-NO<sub>3</sub>  $L^{-1}$ .

Para valores de C/N próximos da unidade, já verificou um aumento da remoção de acetato com o aumento da remoção de nitrato, sugerindo que, nestas condições, independentemente do tipo de material utilizado, os microrganismos heterotróficos desnitrificantes terão tido uma actividade mais importante na remoção de nitrato.

**Tabela 6.2** – Eficiências de remoção nas Séries com Filtralite (Séries FS1, FS2 e FS3)

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)			
	Ensaio FS1.3	Ensaio FS2.1	Ensaio FS2.5	Ensaio FS3.5
CQO	63,3	60,0	83,0	97,0
N-NH <sub>4</sub>	57,0	—	—	99,3
N-NO <sub>3</sub>	—	100,0	87,7	100,0
SST	—	—	—	78,3

**Tabela 6.3** – Variação de cargas aplicadas e cargas removidas para os dois tipos de enchimento (Séries BS1 a BS3 e FS1a FS3)

Meio de Enchimento		Brita				Filtralite			
Série		BS1.6	BS2.5	BS2.6	BS3.6	FS1.3	FS2.1	FS2.5	FS3.5
Carga orgânica (g CQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Aplicada	10,0	12,9	8,6	23,6	9,9	10,7	10,7	26,1
	Removida (r <sub>CQO</sub> )	9,0	8,9	7,4	18,1	6,3	6,4	8,9	25,3
Carga de amónio (g N-NH <sub>4</sub> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Aplicada	1,0	—	—	2,4	1,4	—	—	1,9
	Removida (r <sub>NH4</sub> )	0,5	—	—	1,1	0,8	—	—	1,8
Carga de nitrato (g N-NO <sub>3</sub> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Aplicada	—	1,3	4,1	—	—	0,9	3,2	—
	Removida (r <sub>NO3</sub> )	—	1,3	2,1	—	—	0,9	2,9	—
Carga de sólidos (g SST.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Aplicada	—	—	—	4,9	—	—	—	5,1
	Removida (r <sub>SST</sub> )	—	—	—	2,9	—	—	—	4,0

Apesar da análise de resultados se centrar no ensaio representativo das várias condições de operação adoptadas para o plano experimental, foram observados padrões de variação de carga removida semelhantes na generalidade dos ensaios das seis séries (Figuras 6.4. a 6.13.) excluindo-se, portanto, erros grosseiros na recolha de amostras ou realização de análises. De uma maneira geral, as eficiências de remoção e taxas de remoção foram aumentando ao longo do tempo, tendo sido observadas condições quase-estacionárias ao fim de aproximadamente 8 dias de operação com as mesmas condições de carga.

Não se pode excluir a hipótese de introdução de carbono e azoto orgânico no meio, associado à degradação de partes das plantas não activas, apesar de se ter tido cuidado em

remover folhas e restos de plantas depositados no topo do leito, o que poderia ter ocultado a real remoção de carbono e amónio. No entanto, apesar do bom desenvolvimento vegetal observado nas duas Fases (Figuras 6.1 a 6.3), de acordo com EPA 1999 e Vyzmayl 2003, o efeito desta fonte externa de carbono e amónio na qualidade do efluente no leito é, normalmente, negligenciável tendo em atenção os teores de matéria orgânica no afluente.



**Figura 6.1** – Aspecto da instalação laboratorial no final dos ensaios com brita (Fase I)

Os resultados permitem, ainda, verificar que, para o período de ensaio tomado (cerca de 5 a 6 semanas), a remoção de carga orgânica foi superior nos ensaios com brita, quando o leito foi alimentado com efluente sintético e razão C/N de 4, e superior nos ensaios com Filtralite, quando o leito foi alimentado com efluente doméstico ou com efluente sintético com uma razão C/N próximo da unidade. Ou seja, na presença de efluentes de constituição complexa, as características da Filtralite parecem favorecer um mais rápido desenvolvimento de biofilme com capacidade para remover substratos orgânicos daqueles efluentes. Na presença de concentrações de nitrato elevadas, a Filtralite parece ser mais favorável para o desenvolvimento de microrganismos com capacidade para o remover, utilizando o acetato como fonte de carbono e de energia, como é o caso dos heterotróficos desnitrificantes. A brita, que apresenta uma menor superfície específica que a Filtralite ( $700 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$  para  $1250$

$\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ ), parece adequada para a adesão e crescimento rápido de biofilme com características para a remoção de substratos orgânicos simples, na presença de concentrações de amónio ou nitrato semelhantes ( $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), mas já não parece permitir a instalação rápida de biofilme com capacidade para a remoção de matéria orgânica e formas de azoto de efluentes domésticos, ou para a remoção de substratos simples na presença de concentrações elevadas de nitrato.



**Figura 6.2** – Pormenor do desenvolvimento das raízes no final dos ensaios com brita (Fase 1)

Nos ensaios com brita, independentemente do tipo de efluente utilizado, observou-se um padrão de remoção de amónio estável ao longo do tempo (Figuras 6.7 e 6.8), enquanto que, para a Filtralite, a remoção, normalmente, variou ao longo do tempo (Figuras 6.12 e 6.13). Tendo em atenção que a variação do OD (Figuras 5.9. e 5.17.) e do pH (Figuras 5.8. e 5.16.) foram semelhantes, parece que a comunidade de microrganismos que se desenvolveu na Filtralite e que foi responsável pela remoção de amónio foi mais sensível a alterações do meio ou a actividades de competição. Contudo, quando o OD e o pH se apresentaram estáveis, a remoção de amónio, na presença de efluente doméstico, chegou aos 99,3% com Filtralite.

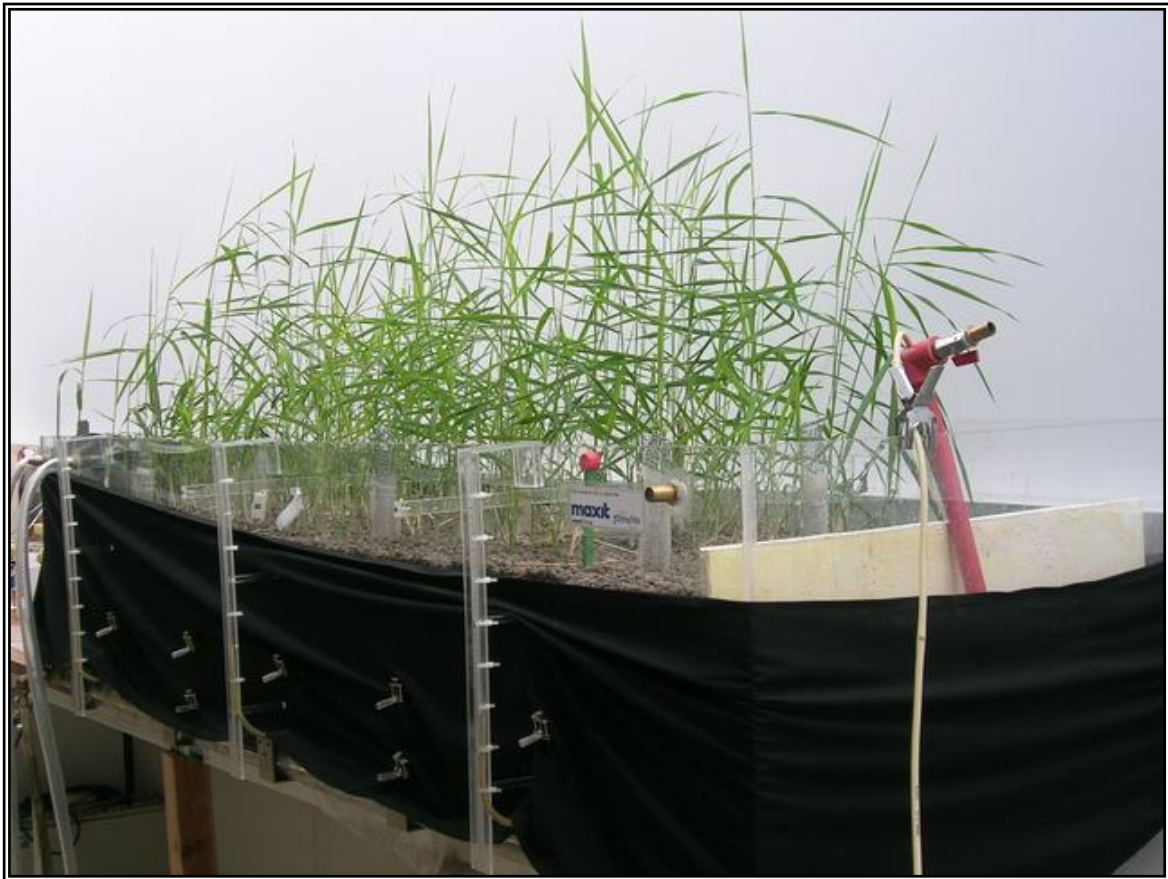


Figura 6.3 – Aspecto da instalação laboratorial no final dos ensaios com Filtralite (Fase 2)

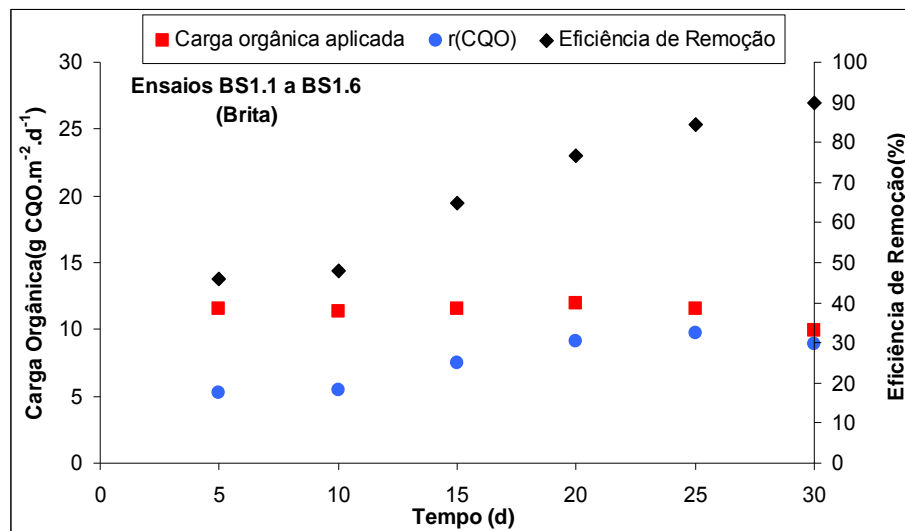
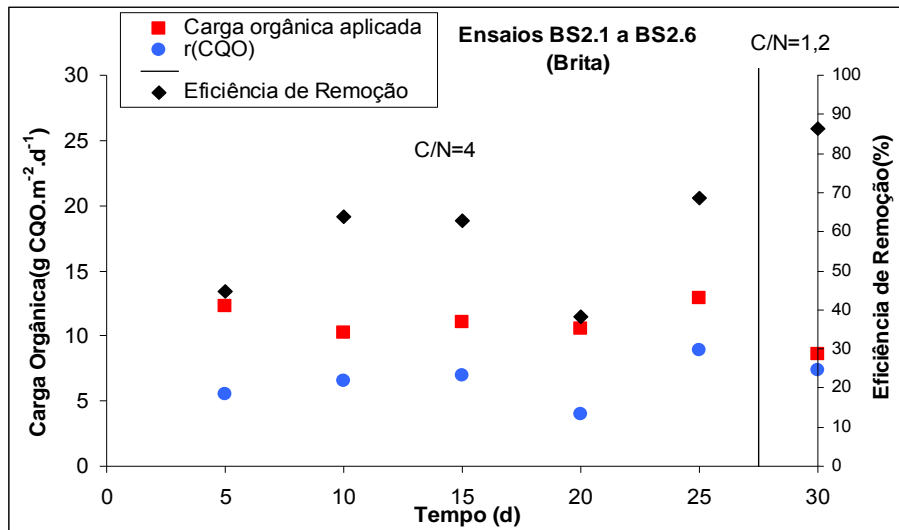
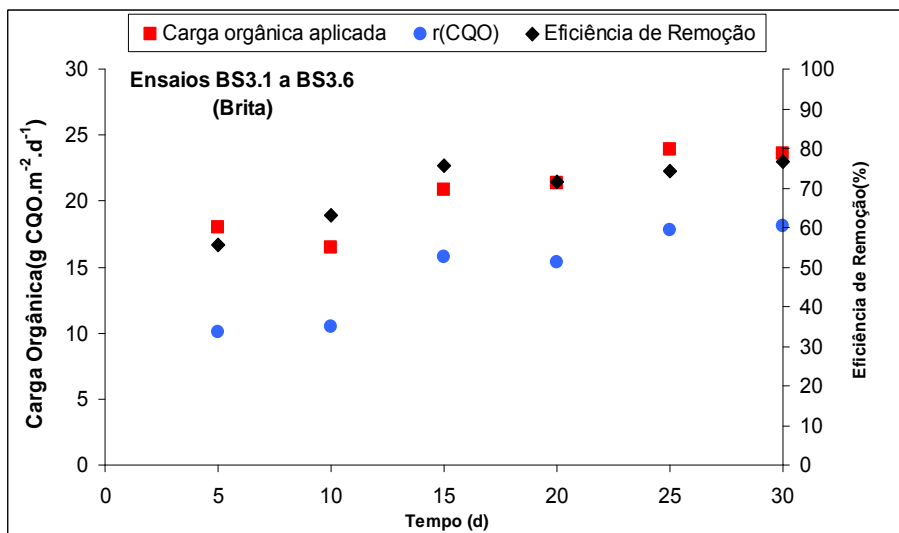


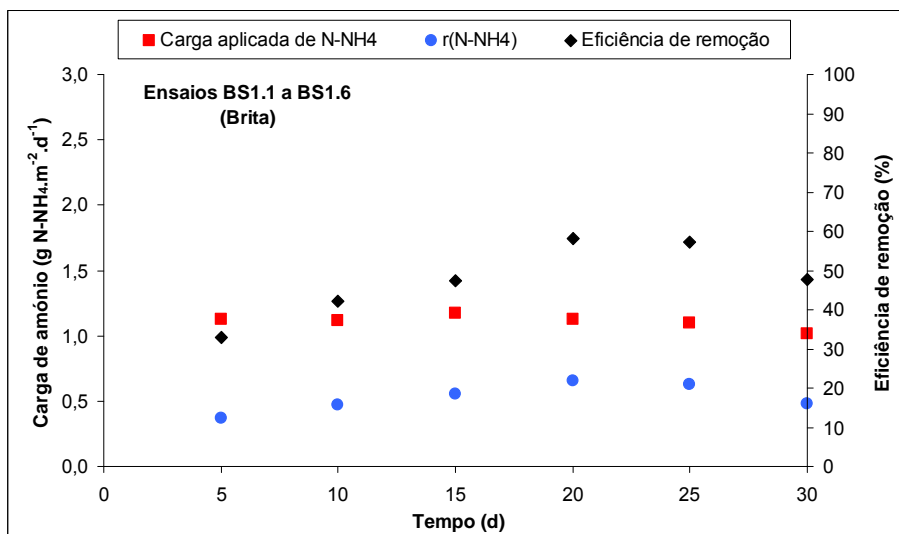
Figura 6.4 – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida (r(CQO)) e da eficiência de remoção de CQO na presença de brita (Série BS1)



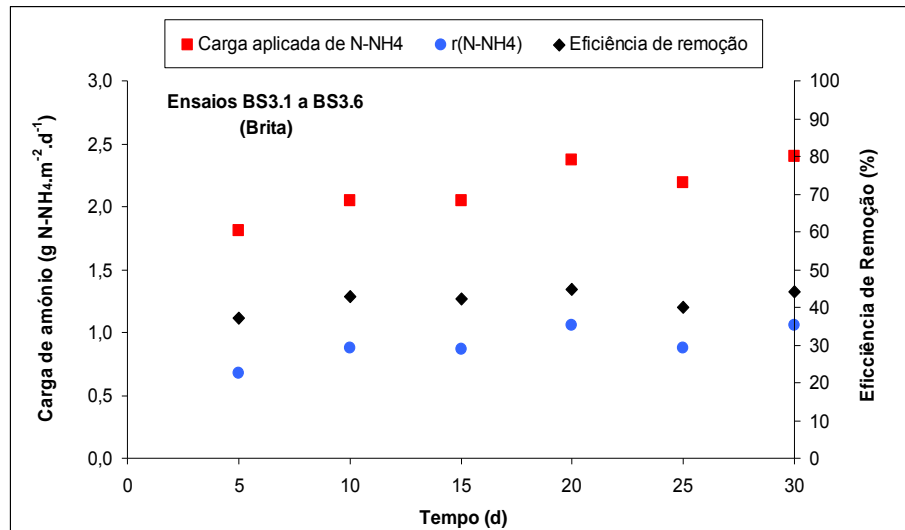
**Figura 6.5** – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida (r(CQO)) e da eficiência de remoção de CQO na presença de brita (Série BS2)



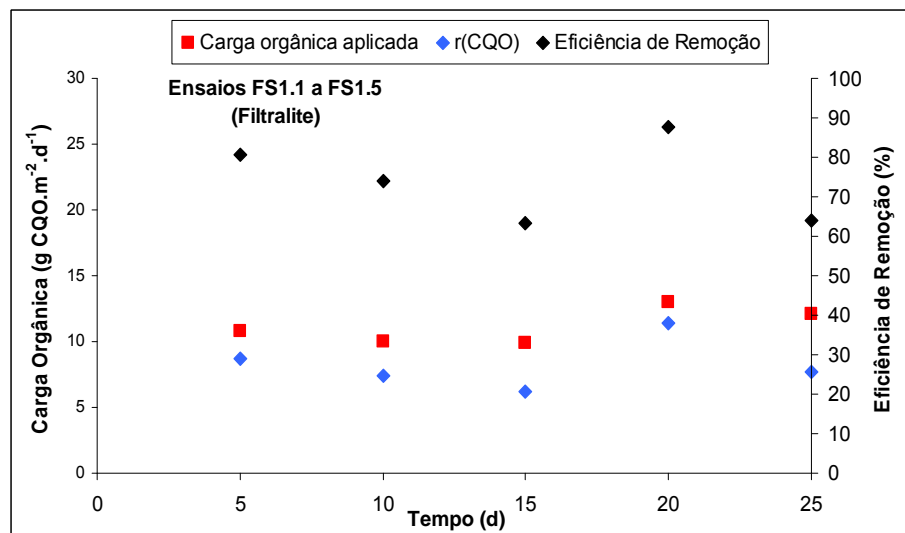
**Figura 6.6** – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida (r(CQO)) e da eficiência de remoção de CQO na presença de brita (Série BS3)



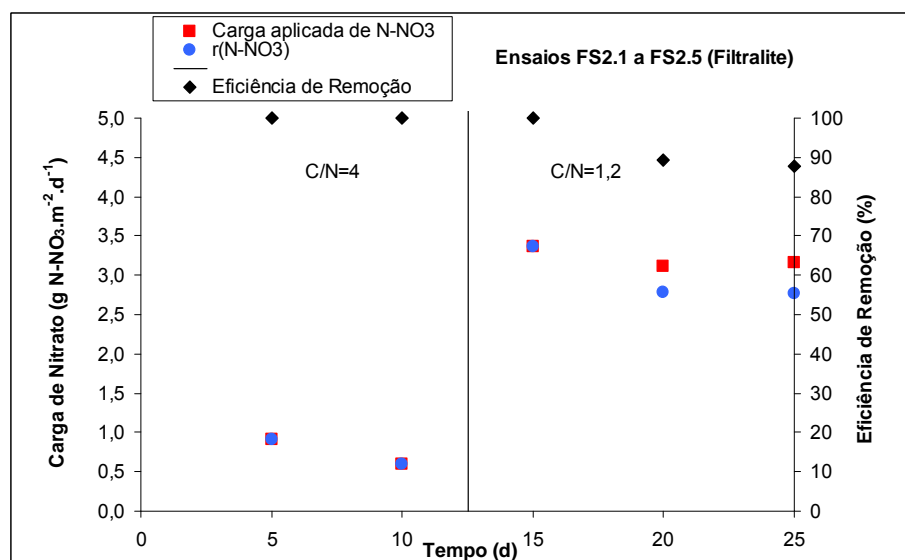
**Figura 6.7** – Variação ao longo do tempo da carga de amônio aplicada e da carga de amônio removida (r(N-NH<sub>4</sub>)) e da eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub> na presença de brita (Série BS1)



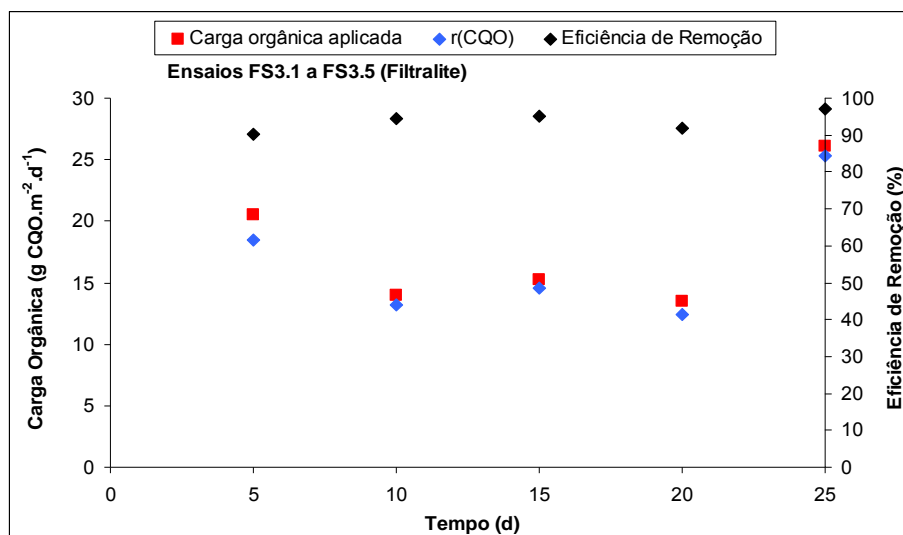
**Figura 6.8** – Variação ao longo do tempo da carga de amônio aplicada e da carga de amônio removida ( $r(N-NH_4)$ ) e da eficiência de remoção de  $N-NH_4$  na presença de brita (Série BS3)



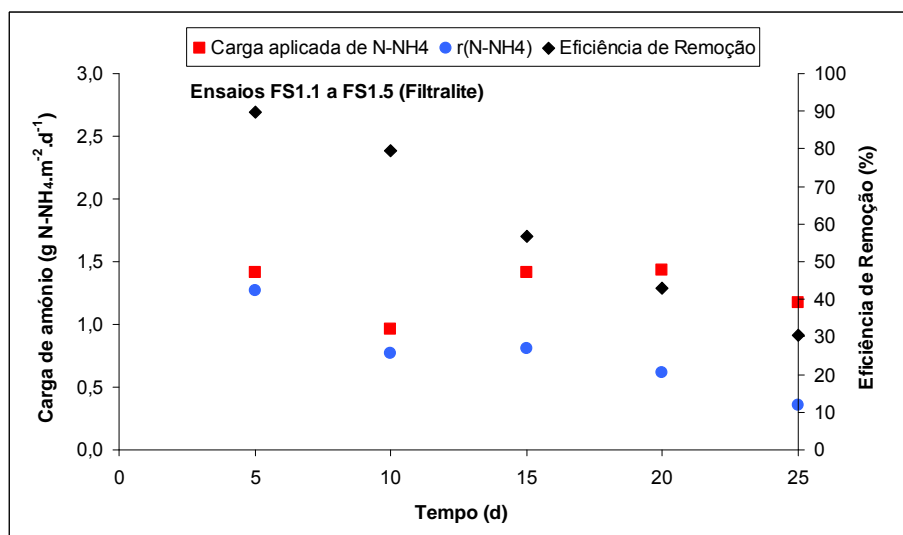
**Figura 6.9** – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(CQO)$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de Filtralite (Série FS1)



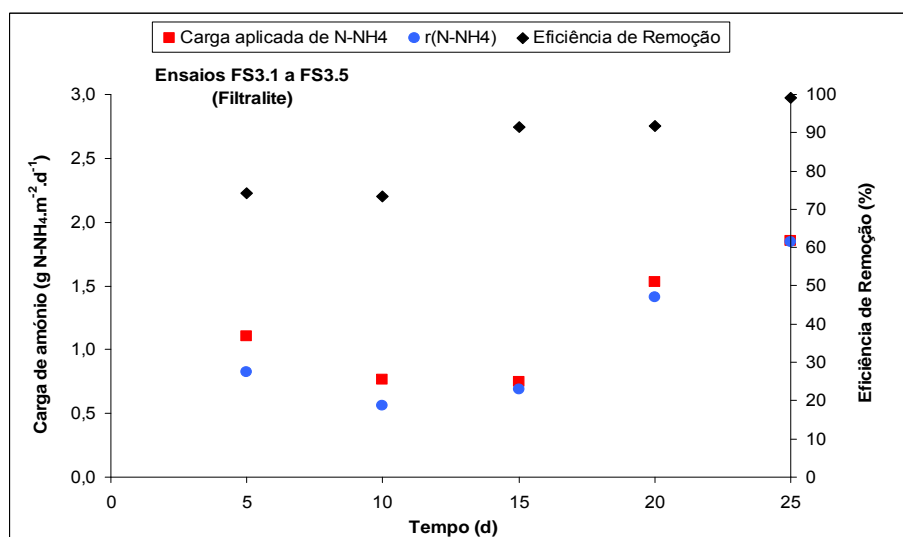
**Figura 6.10** – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida ( $r(CQO)$ ) e da eficiência de remoção de CQO na presença de Filtralite (Série FS2)



**Figura 6.11** – Variação ao longo do tempo da carga orgânica aplicada e da carga orgânica removida (r(CQO)) e da eficiência de remoção de CQO na presença de Filtralite (Série FS3)

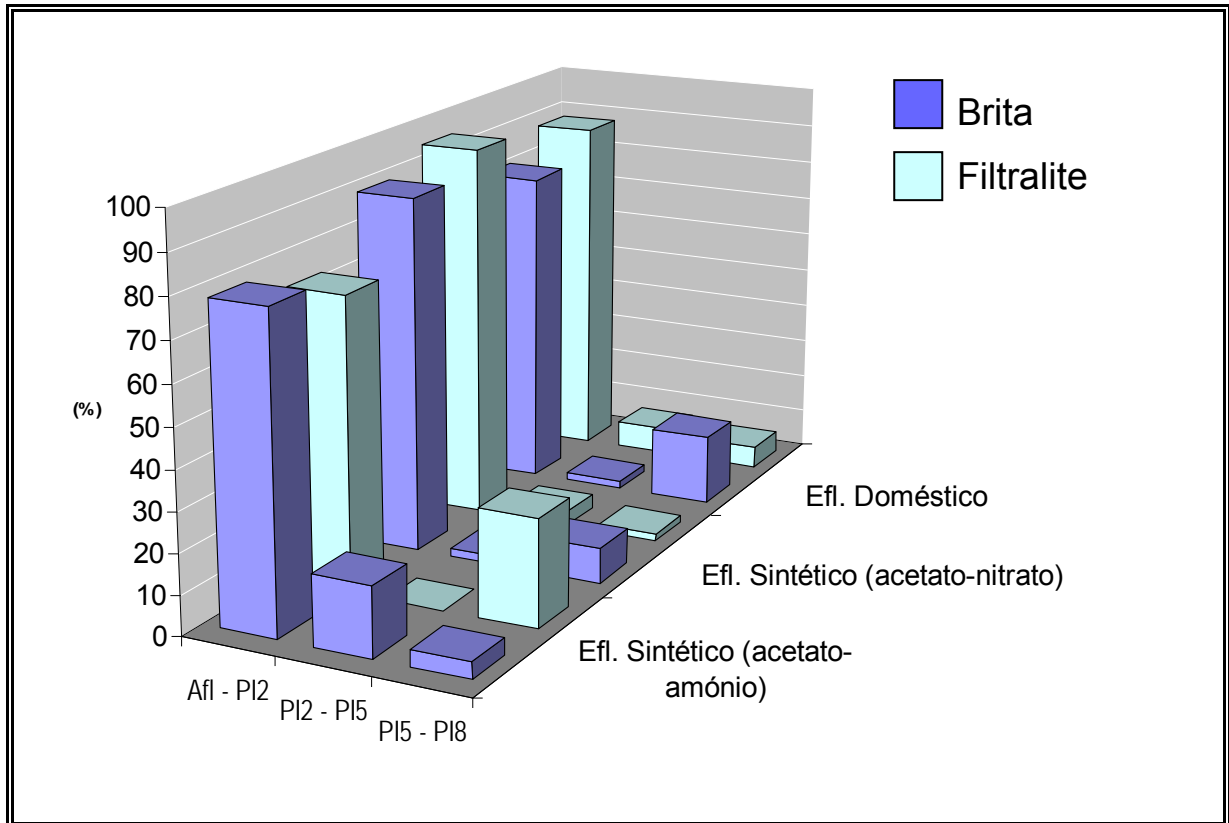


**Figura 6.12** – Variação ao longo do tempo da carga de amônio aplicada e da carga de amônio removida (r(NH<sub>4</sub>)) e da eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub> na presença de Filtralite (Série FS1)



**Figura 6.13** – Variação ao longo do tempo da carga de amônio aplicada e da carga de amônio removida (r(NH<sub>4</sub>)) e da eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub> na presença de Filtralite (Série FS3)

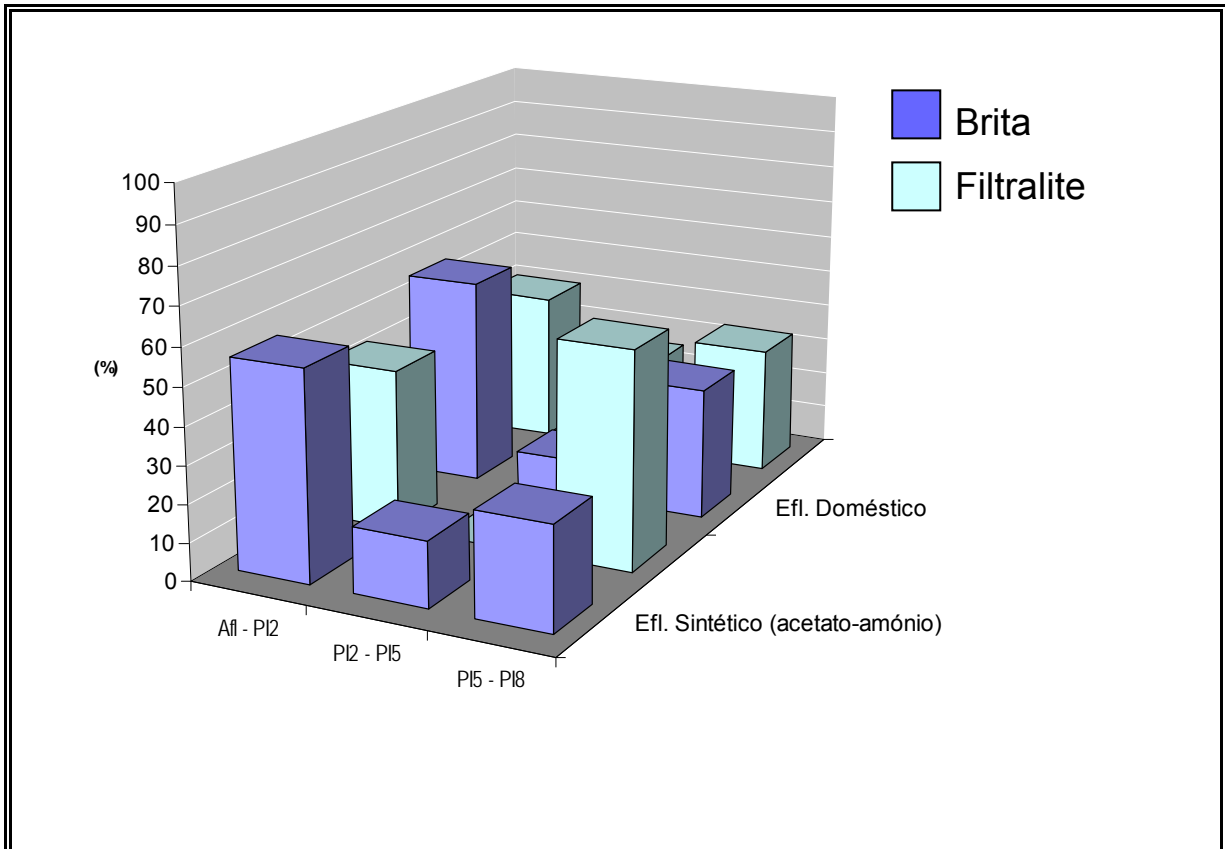
Independentemente do tipo de afluente e meio de enchimento utilizados, a redução de CQO e a remoção de amónio ocorreram maioritariamente no troço inicial, como se pode observar nas Figuras 6.14. e 6.15. É de salientar que naquele troço não havia enraizamento significativo de plantas, pelo que é de excluir a oxigenação adicional do meio ou a remoção de formas de azoto através das raízes.



**Figura 6.14** – Eficiências de remoção de CQO ao longo do leito nas Séries com brita e Filtralite

A remoção de amónio na presença de acetato foi aproximadamente igual ( $0,5 \text{ g N-NH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  para o ensaio BS1.6 e  $0,6 \text{ g N-NH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  para o ensaio FS1.3) e ocorreu maioritariamente no troço inicial do leito. No entanto, tendo em atenção que a remoção de matéria orgânica foi superior no ensaio com brita, que a concentração de OD afluente foi semelhante, e que os microorganismos nitrificantes autotróficos e heterotróficos aeróbios competem pelo mesmo aceitador de electrões (oxigénio molecular), tendo estes últimos vantagem por apresentarem taxas de crescimento específicas e coeficientes de rendimento celular superiores (Grady *et al.*, 1999), é de admitir que a remoção de amónio não tenha ocorrido apenas por nitrificação. Ou seja, é de presumir que, mecanismos de remoção de amónio não convencionais, como a sua oxidação anaeróbia autotrófica possam ter ocorrido, como aliás já foi observado noutros estudos com LM-ESSH (Paredes *et al.*, 2007).

Os resultados mais satisfatórios foram observados nos ensaios com Filtralite, na presença de efluente doméstico, com valores de  $r_{\text{CQO}}$  e  $r_{\text{NH}_4}$  cerca de 88% e 40% superiores aos observados nos restantes troços do leito, o que faz presumir que a Filtralite poderá ter características mais favoráveis para o desenvolvimento de microrganismos capazes de remover matéria orgânica e amónio através de mecanismos não convencionais.



**Figura 6.15** – Eficiências de remoção de  $\text{N-NH}_4$  ao longo do leito nas Séries com brita e Filtralite

Contudo, para confirmar estas suposições seria necessário realizar uma análise mais aprofundada dos resultados e a repetição de alguns ensaios para melhor perceber os mecanismos de degradação envolvidos, e que não tem enquadramento no horizonte de tempo destinado para este trabalho.

Os resultados experimentais poderiam, por exemplo, ser confrontados com cálculos estequiométricos, utilizando as relações estequiométricas das várias reacções que caracterizam os vários mecanismos, possíveis, de estarem envolvidos na remoção de carbono e azoto em condições onde o oxigénio é factor limitante (apresentadas, por exemplo, em Ahn, 2006 e Paredes *et al.*, 2007), A repetição de alguns ensaios, com inclusão de microsensores para avaliarem a variação das condições de oxidação-redução ou identificarem compostos gasosos libertados (e.g. dióxido de carbono, óxidos de azoto ou

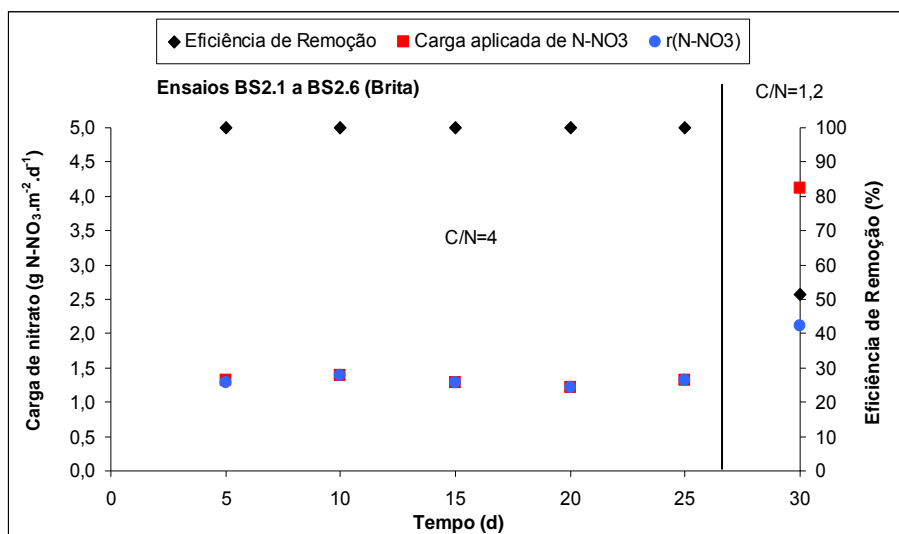
metano), na rizosfera e em zonas próximas da entrada sem presença de plantas, e a realização de análises microbiológicas ao biofilme para identificar os géneros e espécies de microrganismos, seriam de muita utilidade para a percepção dos mecanismos envolvidos na remoção de carbono e azoto.

O leito revelou uma boa capacidade para remoção de nitrato, tendo sido observadas elevadas taxas de remoção por unidade de área ( $r_{\text{NO}_3}$ ), como pode ser observado na Tabela 6.3. e nas Figuras 6.16. e 6.17.

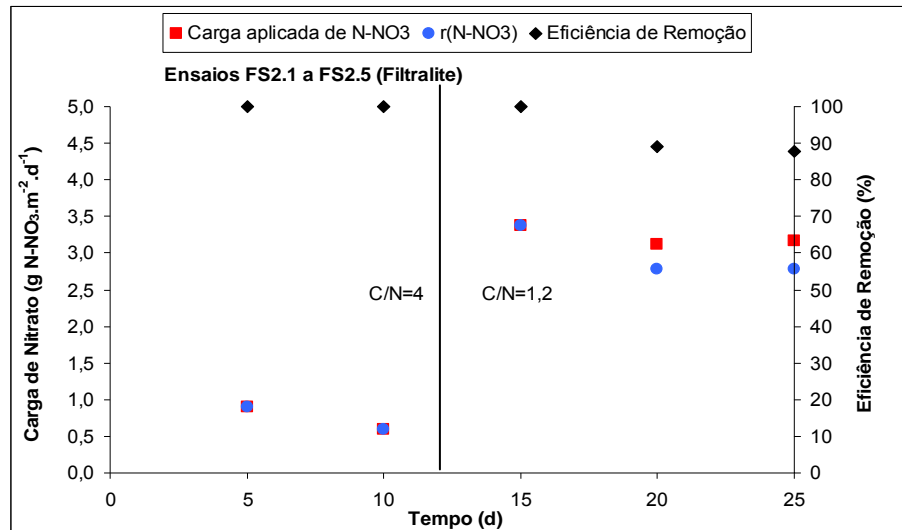
A remoção de nitrato ocorreu, à semelhança do observado para a matéria orgânica e amónio, maioritariamente no primeiro troço do leito (ver Tabelas I.2 e II.2 dos Anexo I e Anexo II respectivamente), presumivelmente, quer por desnitrificação, quer através de mecanismos alternativos como a desnitrificação autotrófica.

Em qualquer das Séries terá existido nitrato na primeira secção, quer por ter sido introduzido na alimentação (Séries BS2, BS3, FS2 e FS3), quer por ter sido gerado durante a oxidação do amónio (séries BS1, BS3, FS1 e FS3). No entanto, só nas séries BS2 (com brita) e FS2 (com Filtralite) este foi detectado no primeiro ponto de monitorização (PI2), quando se introduziu uma concentração inicial de cerca de  $100 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ . A capacidade de remoção observada no primeiro troço foi de cerca de  $52 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ , na presença de brita, e de cerca de  $70 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ , na presença de Filtralite.

A remoção de nitrato foi sempre superior nos ensaios com Filtralite o que poderá indicar que os microrganismos responsáveis pela sua transformação se desenvolveram melhor neste tipo de material.



**Figura 6.16** – Variação ao longo do tempo da carga de nitrato aplicada e da carga de nitrato removida ( $r(\text{N-NO}_3)$ ) e da eficiência de remoção de  $\text{N-NO}_3$  na presença de brita (Série BS2)



**Figura 6.17** – Variação ao longo do tempo da carga de nitrato aplicada e da carga de nitrato removida ( $r(\text{N-NO}_3)$ ) e da eficiência de remoção de  $\text{N-NO}_3$  na presença de Filtralite (Série FS2)

Assim, independentemente do tipo de material de enchimento utilizado, a remoção de matéria orgânica no troço inicial terá estado, essencialmente, associada à actividade de microrganismos aeróbios heterotróficos, embora os desnitrificantes e anaeróbios heterotróficos (e.g. responsáveis pela metanogénese) também possam ter contribuído para a remoção de carbono orgânico, em especial quando a concentração de nitrato foi elevada. Nos restantes troços, a remoção de matéria orgânica terá estado associada à actividade de microrganismos anaeróbios heterotróficos, aeróbios heterotróficos e desnitrificantes, uma vez que, quer o OD, quer o nitrato, estiveram presentes, ainda que em concentrações baixas. Estas circunstâncias, que terão levado à competição por carbono orgânico entre os diversos tipos de microrganismos, poderão justificar a variação de remoção de matéria orgânica e nitrato nas seis Séries de ensaios.

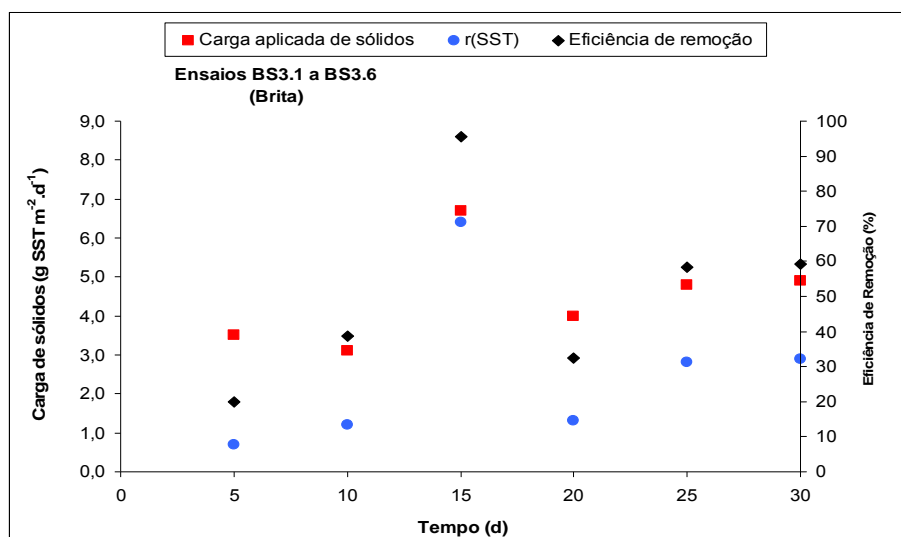
Os resultados com a Filtralite mostram uma maior remoção de matéria orgânica e formas de azoto ao longo do leito na presença de efluente doméstico. Ou seja, independentemente do ambiente predominante no leito, o biofilme instalado mostrou sempre uma melhor adaptação fisiológica a substratos de constituição complexa, para os quais não estava adaptado.

O pH manteve-se, na generalidade dos ensaios, dentro de valores considerados apropriados para a remoção carbonada, nitrificação, desnitrificação, oxidação anaeróbia autotrófica de amónio e desnitrificação autotrófica (entre 6,5 e 8,5, de acordo com Grady *et al.*, 1999; Metcalf e Eddy, 2003; Ahn, 2006; Paredes *et al.*, 2007). Contudo, nas Séries com nitrato (BS2 e FS2), observaram-se valores superiores a 9, apesar da solução de alimentação ter sido tamponizada. Esta circunstância está associada à elevada oxidação de acetato e à redução de nitrato, que geram alcalinidade, e à ausência de actividade de

nitrificação (consumidora de alcalinidade) naquelas Séries para estabilizar o valor de pH. Contudo, este valor não é inibidor, quer para a actividade desnitrificante, quer para os mecanismos não convencionais de remoção de nitrato (Metcalf e Eddy, 2003; Ahn, 2006; Paredes *et al.*, 2007).

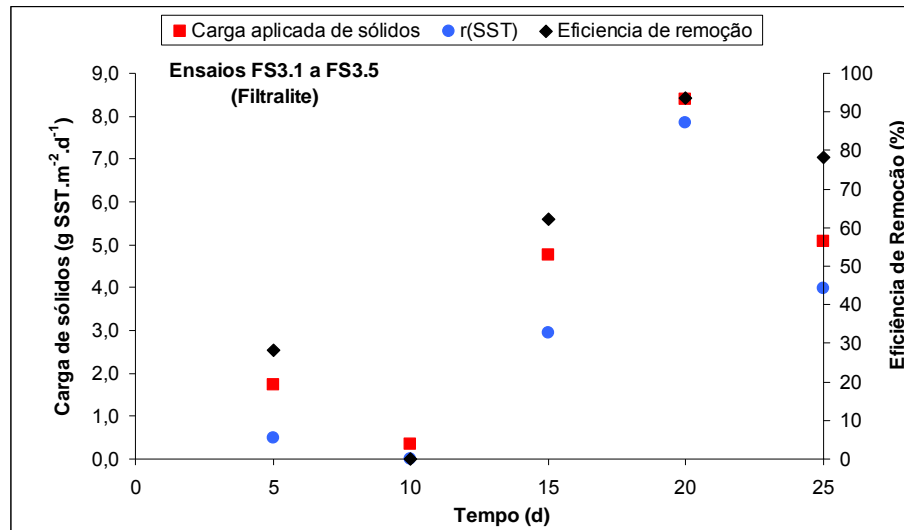
A concentração de SST nos ensaios com efluente sintético (BS1, BS2, FS1 e FS2) apresentou um ligeiro aumento no centro do leito, em especial nos ensaios com Filtralite, que pode ser explicada pela libertação de biofilme do troço inicial, onde se observou maior actividade microbiológica. No entanto, os valores detectados no efluente foram sempre inferiores a  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , o que atesta a boa capacidade de filtração do leito, em especial com Filtralite.

Nos ensaios com efluente doméstico, a Filtralite mostrou ter maior capacidade de filtração (ver taxas de remoção na Tabela 6.3. e a sua variação ao longo do tempo nas Figuras 6.18. e 6.19.)



**Figura 6.18** – Variação ao longo do tempo da carga de sólidos em suspensão aplicada e da carga de sólidos em suspensão removida ( $r(\text{SST})$ ) e da eficiência de remoção de SST na presença de brita (Série BS3)

Após a realização de uma análise de regressão entre as cargas aplicadas e as cargas removidas (Figuras 6.20. a 6.25.), constatou-se existir uma relação linear para a generalidade dos resultados com Filtralite, sendo os coeficientes de correlação muito elevados (superiores a 0,9) para a variação da CQO e amónio nos ensaios com efluente doméstico (Figuras 6.22. e 6.24.) e para a variação de nitrato nos ensaios com efluente sintético (Figura 6.25.).



**Figura 6.19** – Variação ao longo do tempo da carga de sólidos em suspensão aplicada e da carga de sólidos em suspensão removida ( $r(\text{SST})$ ) e da eficiência de remoção de SST na presença de Filtralite (Série FS3)

Para o meio de enchimento com brita, apenas se registaram relações de dependência linear, com coeficientes de correlação acima dos 0,9, para a variação da CQO e amónio nos ensaios com efluente doméstico (Figuras 6.22. e 6.24) e para a variação de nitrato nos ensaios com efluente sintético (Figura 6.25.).

Assim, para os ensaios das séries BS2, BS3, FS2 e FS3, existe significância estatística para afirmar que não se pode rejeitar a hipótese da influência da variação das cargas orgânica, de amónio e de nitrato na variação de  $r_{\text{CQO}}$ ,  $r_{\text{NH}_4}$  e  $r_{\text{NO}_3}$ , respectivamente. Ou seja, independentemente do tipo de material utilizado, na presença substratos de constituição complexa, a carga orgânica e carga de azoto influenciam as respectivas taxas de remoção.

Não foi detectada uma relação de dependência entre a carga de SST aplicada e carga removida, pelo que, para o período de tempo utilizado nos ensaios (um mês), a capacidade de filtração do leito, independentemente do tipo de material de enchimento utilizado, não parece influenciada pela carga de sólidos aplicada.

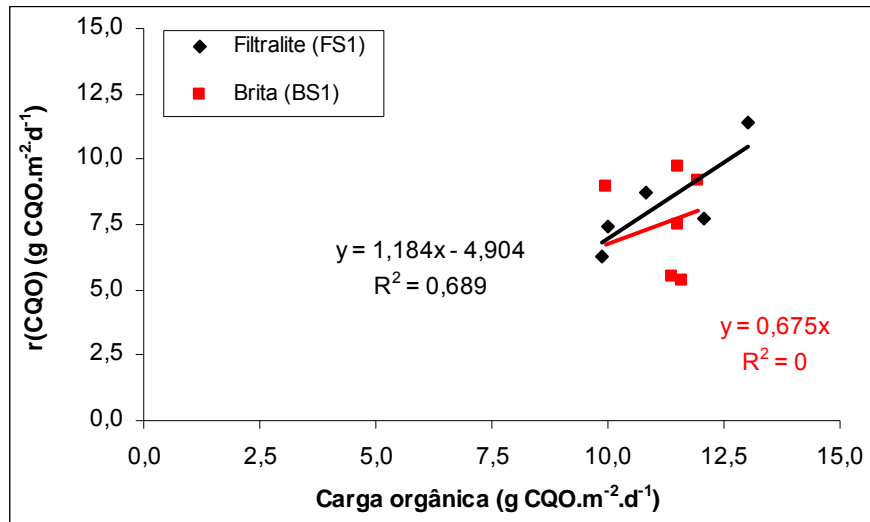


Figura 6.20 – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida nos ensaios com acetato e amônio (BS1 e FS1)

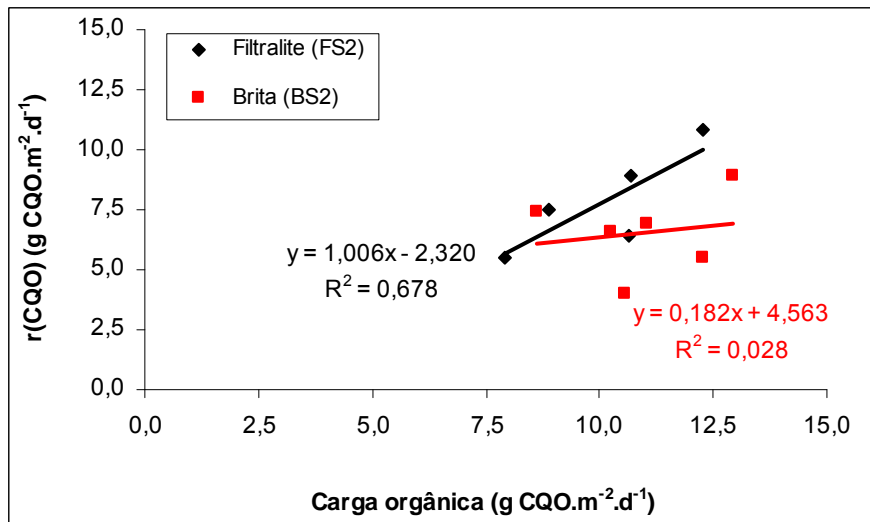


Figura 6.21 – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida nos ensaios com acetato e nitrato (BS2 e FS2)

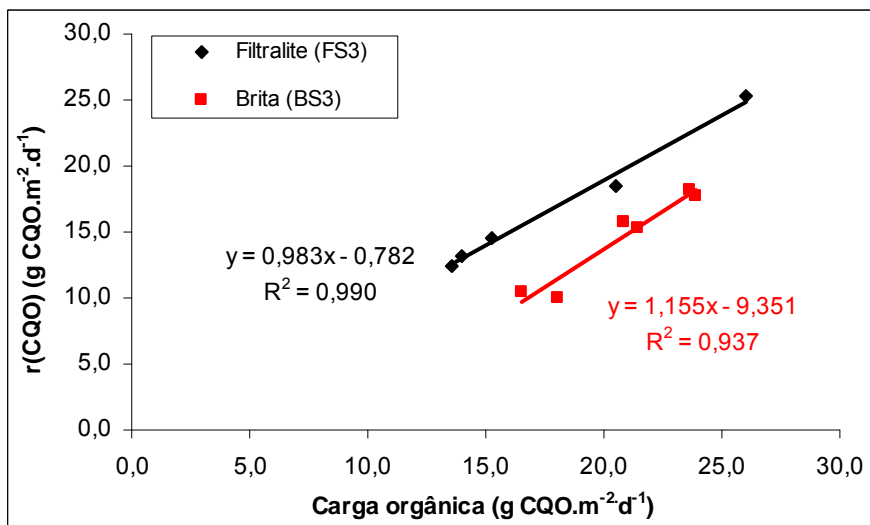


Figura 6.22 – Relação entre a carga orgânica aplicada e a carga orgânica removida nos ensaios com efluente doméstico (BS3 e FS3)

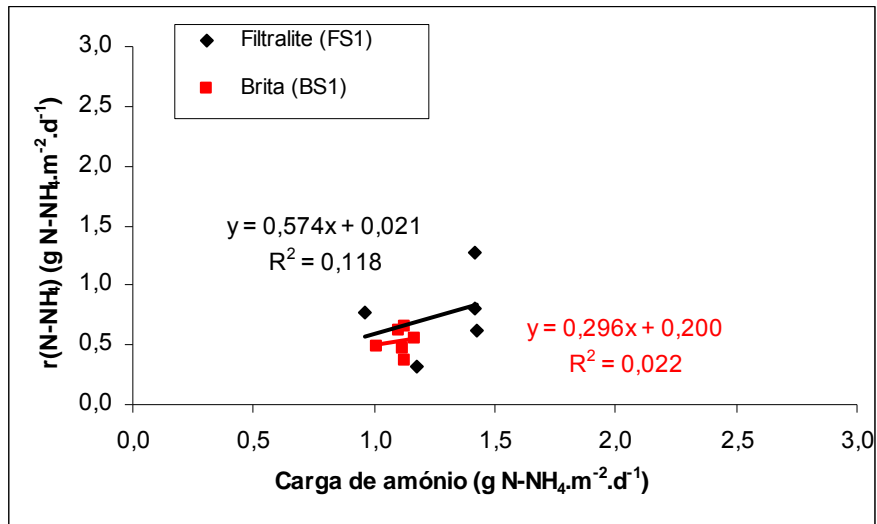


Figura 6.23 – Relação entre a carga de amônio aplicada e a carga de amônio removida nos ensaios com acetato e amônio (BS1 e FS1)

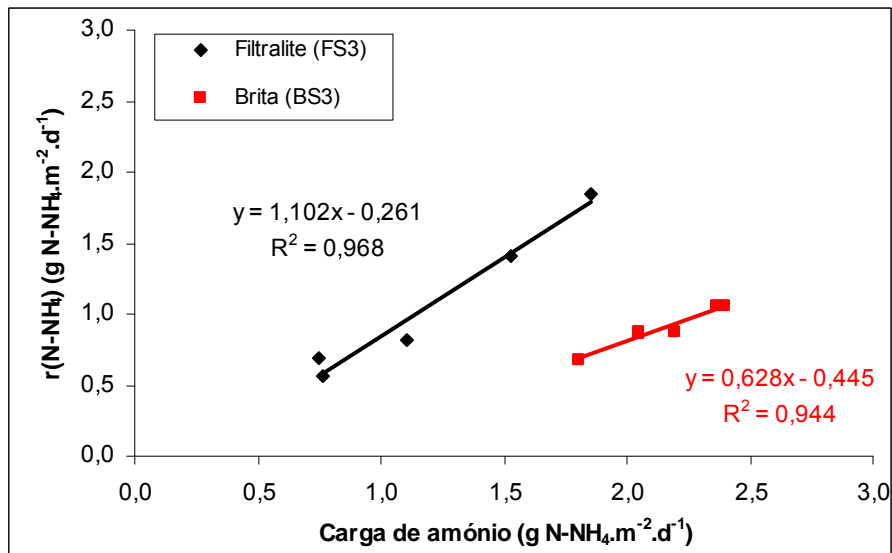


Figura 6.24 – Relação entre a carga de amônio aplicada e a carga de amônio removida nos ensaios com efluente doméstico (BS3 e FS3)

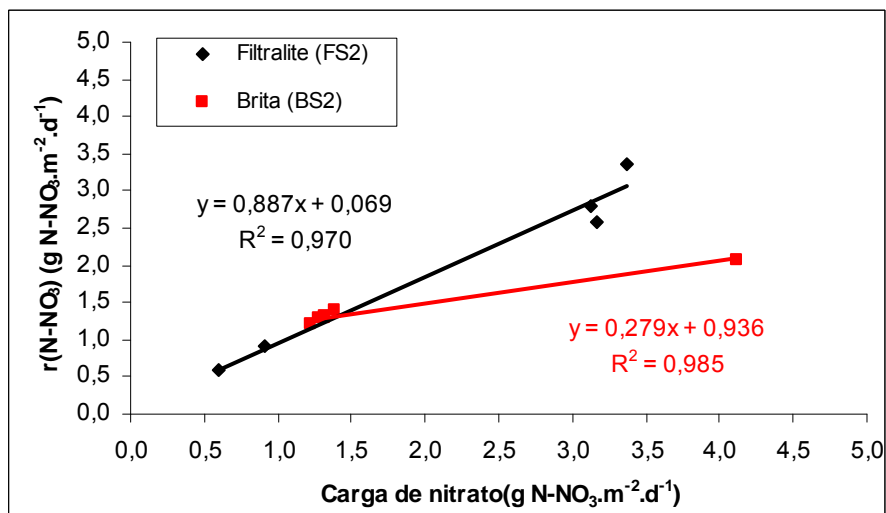


Figura 6.25 – Relação entre a carga de nitrato aplicada e a carga de nitrato removida nos ensaios com acetato e nitrato (BS2 e FS2)

Nas Tabelas 6.4. e 6.5. apresenta-se uma análise comparativa das eficiências de remoção e taxas de remoção obtidas neste estudo e em outros estudos internacionais realizados em condições similares com brita, na presença de efluentes domésticos de tratamento primário.

Os resultados obtidos neste estudo, com brita, são piores no que refere à remoção de CQO e SST mas, em termos de remoção de formas de azoto (eficiências de remoção e taxas de remoção), encontram-se dentro do intervalo observado a nível internacional. Ou seja, para o período de estudo utilizado para cada Série de ensaios (um mês), a utilização de uma carga hidráulica mais baixa e de um tempo de retenção hidráulico mais elevado que em outros estudos consultados (Pucci *et al.*, 2000; Refaie e Rash, 2004; Caselles-Osorio e Garcia, 2006; Hamouri *et al.*, 2007), não foram suficientes para atingir as eficiências de remoção e taxas de remoção desejadas.

Contudo, para as mesmas condições de operação, a utilização de Filtralite permitiu obter melhores resultados do que os obtidos nos estudos com brita, alguns dos quais foram realizados para períodos de operação mais longos. Esta circunstância faz admitir que este material apresenta características que permitem um rápido desenvolvimento de biofilme capaz de, num curto espaço de tempo, apresentar eficiências de remoção e taxas de remoção de matéria orgânica, amónio, nitrato e matéria sólida bastante elevados.

**Tabela 6.4** – Eficiências de remoção obtidas em diferentes estudos para o tratamento de efluentes domésticos primários

Referência	Eficiências de remoção (%)				Carga hidráulica (cm/d)	Tempo de retenção (d)
	CQO	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	SST		
Presente estudo (brita, ensaio BS3.6)	76,6	44,0	61,3	59,2	4,0	5,1
Presente estudo (Filtralite, ensaio FS3.5)	97,0	99,3	100,0	78,3	3,5	5,7
Hamouri <i>et al.</i> (2007) <sup>1)</sup>	78,0	10,0	-	80,0	67,9	0,6
Caselles-Osorio e Garcia (2006) <sup>1)</sup>	88,0	65,0	-	-	13,7	2,6
Pucci <i>et al.</i> (2000) <sup>1)</sup>	94,0	53,0	41,0	83,0	6,6	4,3
Refaie e Rash (2004) <sup>1)</sup>	83,0	13,0	28,0	75,0	50,0	1,0
Experiência mundial (EPA, 1999; IWA, 2000; Vymazal, 2003) <sup>2)</sup>	40	42,3	48,3	74,6	5-20	5-10
	-	-	-	-		
	95	79,2	78,6	89,8		

<sup>1)</sup> Meio de enchimento utilizado: brita

<sup>2)</sup> Valores para sistemas à escala real

**Tabela 6.5** – Taxas de remoção por unidade de área obtidas em diferentes estudos para o tratamento de efluentes domésticos primários

Referência	r <sub>(CQO)</sub>	r <sub>(N-NH<sub>4</sub>)</sub>	r <sub>(N-NO<sub>3</sub>)</sub>	r <sub>(SST)</sub>
Presente estudo (brita, ensaio BS3.6)	18,1	1,1	2,1	2,9
Presente estudo (Filtralite, ensaio FS3.5)	25,3	1,8	2,8	4,0
Hamouri <i>et al.</i> (2007) <sup>1)</sup>	106,9	1,7	-	50,6
Caselles-Osorio e Garcia (2006) <sup>1)</sup>	17,3	1,31	-	-
Pucci <i>et al.</i> (2000) <sup>1)</sup>	23,6	0,39	0,02	3,4
Refaie e Rash (2004) <sup>1)</sup>	8,3	0,03	0,11	12,3
Experiência mundial (EPA, 1999; IWA, 2000; Vymazal, 2003) <sup>2)</sup>	8,5	0,1	0,4	0,5
	25,0	25,0	13,3	20,5

<sup>1)</sup> Valores para instalações laboratoriais com enchimento à base de brita

<sup>2)</sup> Valores para sistemas à escala real

Aquando da alimentação com afluente proveniente do tratamento primário da ETAR da Capinha (ensaio BS3.6), a instalação laboratorial com brita não conseguiu cumprir os valores limite de emissão definidos no Decreto-lei nº 152/97, para os parâmetros CQO e SST e relativamente ao Decreto-lei nº 236/98 não foram cumpridos os valores limites de emissão para o parâmetro amónio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Para a instalação laboratorial com Filtralite (ensaio FS3.5) o efluente possui todos os parâmetros em estudo inferiores aos valores limites de emissão para meios receptores hídrico definidos nos Decreto-lei nº 152/97 e Decreto-lei nº 236/98.

## 7. Conclusões e perspectivas de trabalho futuro

### 7.1. Conclusões

O leito de macrófitas utilizado neste estudo permite, independentemente do tipo de material utilizado, a remoção simultânea de matéria orgânica, amónio, nitrato e matéria sólida. De referir no entanto que apenas a Filtralite conseguiu cumprir os limites de emissão para meios receptores hídrico definidos nos Decreto-lei nº 152/97 e Decreto-lei nº 236/98 para todos os parâmetros em estudo.

A utilização de brita permitiu obter taxas de remoção de CQO ( $18,1 \text{ g CQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), amónio ( $1,1 \text{ g N-NH}_4.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), nitrato ( $2,1 \text{ g N-NO}_3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) e SST ( $2,9 \text{ g SST.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) que, para o período de operação admitido (um mês), são inferiores às observadas noutros estudos. A utilização de Filtralite, pelo contrário, para o mesmo período de operação, permitiu obter taxas de remoção de CQO ( $25,3 \text{ g CQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), amónio ( $1,8 \text{ g N-NH}_4.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), nitrato ( $2,8 \text{ g N-NO}_3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) e SST ( $4 \text{ g SST.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) que, na generalidade, superam as obtidas nos estudos onde foi utilizada brita, inclusive para períodos de operação muito mais longos. Assim, admite-se que este material apresente características mais favoráveis a um rápido desenvolvimento de biofilme capaz de, num curto espaço de tempo, apresentar eficiências de remoção e taxas de remoção de matéria orgânica, amónio, nitrato e matéria sólida elevadas.

Independentemente do tipo de afluente, das fontes de carbono e azoto, razão C/N e do tipo de material utilizados, a remoção de matéria orgânica, amónio, nitrato e SST ocorreu essencialmente no troço inicial do leito, onde a concentração de OD foi mais elevada e o pH se manteve entre 7,1 e 7,7.

A remoção de matéria orgânica e de amónio, em zonas mais próximas do ponto de alimentação, onde a concentração de OD foi mais elevada, terá ocorrido essencialmente em ambiente aeróbio por intermédio de microrganismos heterotróficos aeróbios e autotróficos nitrificantes, respectivamente. Contudo, os resultados obtidos com efluente sintético permitem admitir terem ocorrido outros mecanismos de remoção de amónio, como por exemplo a sua oxidação autotrófica em ambiente anaeróbio.

Para a razão C/N de 4, a substituição de amónio por nitrato, contrariamente ao esperado, não produziu um aumento na remoção de matéria orgânica, apesar de ser observado um consumo de cerca de  $30 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ , o que levou a admitir que a sua

remoção possa ter estado associada a mecanismos de desnitrificação alternativos como a desnitrificação autotrófica e a actividades de síntese (menos significativo). Para a razão C/N próximo da unidade, observou-se remoção significativa de nitrato e de matéria orgânica, que se admitem terem estado associadas a actividade desnitrificante heterotrófica (predominante).

No restante volume do leito, a remoção de matéria orgânica terá ocorrido essencialmente em ambiente anaeróbio, através de mecanismos como a metanogénese e a desnitrificação (quando o nitrato esteve presente). No entanto, em zonas próximas da rizosfera, poderá ter ocorrido a sobreposição de ambientes bioquímicos aeróbios, anóxicos e anaeróbios que terão proporcionado a remoção adicional de matéria orgânica, de amónio e nitrato por mecanismos como a assimilação, nitrificação/desnitrificação, desnitrificação autotrófica e oxidação anaeróbia do amónio, podendo, ainda, parte do amónio e do nitrato ter sido simultaneamente absorvido através das raízes.

Genericamente, para o período de estudo utilizado (um mês para cada Série de ensaios), os ensaios com Filtralite apresentaram eficiências de remoção e taxas de remoção de CQO, amónio, nitrato e SST superiores às verificadas nos ensaios com brita, quando o leito foi alimentado com efluente doméstico ou com efluente sintético com razão C/N próximo da unidade. Esta circunstância permite admitir que este material apresenta características vantajosas para o desenvolvimento rápido de biofilme, com características para a remoção rápida de substratos presentes em efluentes domésticos ou para a remoção de elevadas concentrações de nitrato.

Observou-se uma relação linear entre cargas orgânicas e de azoto aplicadas e  $r_{CQO}$ ,  $r_{NH_4}$  e  $r_{NO_3}$ , em especial para a Filtralite e no tratamento do efluente doméstico, com coeficientes de correlação superiores a 0,90. Ou seja, independentemente do tipo de material utilizado, na presença substratos de constituição complexa, a remoção daqueles constituintes parece proporcional à carga aplicada.

A diferença de valores observados para a remoção de matéria orgânica em efluentes com substratos orgânicos simples (acetato) ou complexos (água residual), parece indicar ter existido uma rápida adaptação fisiológica do biofilme a substratos para os quais não estava adaptado, em especial na presença de Filtralite.

## 7.2. Perspectivas de trabalho futuro

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

- Realização de ensaios similares em leite não colonizado com plantas, afim de avaliar a sua influência na remoção de matéria orgânica, amónio, nitrito e nitrato.
- Identificação dos géneros e espécies microbiológicas presentes ao longo do comprimento do leite, que poderão fornecer informações complementares sobre os mecanismos de remoção de carbono orgânico, amónio e nitrato.
- Monitorização contínua do OD, ORP e pH e de compostos gasosos como o dióxido de carbono, metano, óxidos de azoto e azoto, afim de melhor perceber os ambientes bioquímicos em diferentes pontos do leite (zonas não colonizadas com plantas e rizosfera).
- Avaliação da cinética de remoção de azoto amoniacal, nitrito e nitrato, em especial a associada a mecanismos não convencionais
- Modelação matemática da remoção de substratos utilizando modelos como o Aquasim ou o GPS-X.
- Estudo da remoção de formas oxidadas de fósforo e de microorganismos patogénicos.

---

## 8. Bibliografia

- Ahn Y. (2006). Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, 41, 1709–1721
- Albuquerque A. e Bandejas R. (2007). Analysis of hydrodynamic characteristics of a horizontal subsurface flow constructed wetland. In Water Pollution in Natural Porous Media at Different Scales, L. Candela, I. Vadillo, P. Aagaard, E. Bedbur, M. Trevisan, M. Vanclooster, P. Viotti & J. Lopez-Geta (Eds.), Instituto Geologico Y Minero de Espana, Serie nº 22: Hidrogeologia Y Aguas Subterraneas, Madrid, Espanha, pp. 329-338.
- Albuquerque, A. (2003a): Contribuição para o estudo da remoção de residuais de carbono em filtros biológicos de leito imerso e fluxo descendente. Tese de doutoramento, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 441 pp
- Albuquerque A.,(2003b). Tratamento de águas residuais, 2ª versão, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal, 167 pp.
- Albuquerque A., Arendacz A., Obarska–Pempkowiak H., Borges M. e Correia M. (2008). Simultaneous removal of organic and solid matter and nitrogen in a SSHF constructed wetland in temperate Mediterranean climate. 12th International Conference on *Integrated Diffuse Pollution Management (IWA DIPCON 2008)*; Universidade de Khon Khaen, Tailândia, 12 pp
- 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.
- Araújo A., Sousa, E. e Albuquerque A. (2008). Longitudinal dispersion in a horizontal subsurface flow constructed wetland: a dead zone model and numerical solution. *14ª Conferência Internacional sobre Computational Techniques and Applications (CTAC'08)*, 13 – 16 Julho de 2008, Universidade Nacional da Austrália, Canberra, Australia, 14 pp. To be published in the ANZIAN journal.

- 
- Armstrong, J. e Armstrong, W. (1990). Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis*. In Cooper PF and Findlater BC (Eds.). *The use of constructed wetlands in water pollution control*. Oxford Pergamon Press pp. 529–533.
  - Arvin, E. e Harremoes, P. (1990). Concepts and models for biofilme reactor performance. *Water Science and Technology*, Vol: 22, nº 1-2, pp. 171-192.
  - Bandeiras, R. (2006). Avaliação do funcionamento hidráulico de unidades de tratamento de águas residuais. Relatório de estágio POCI 2010, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal.
  - 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, Portugal, 182 pp.
  - Bastian, R.K. e Benforado, J. (1983). Waste Treatment: Doing What Comes Naturally. *Technology Review*, 86(2), 59-66.
  - Bastian, R.K. e Hammer, D.A. (1993). The Use of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Recycling. In *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press, Florida, EUA.
  - Bavor, H.J. e Mitchell, D.S. (ed), (1994). Wetland Systems for Water Pollution Control. *Water Science and Technology*, Vol: 29(4), Oxford, Inglaterra.
  - Bock E., Schmidt .I, Stuvén R. e Zart D. (1995). Nitrogen loss caused by denitrifying Nitrosomonas cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch Microbiol*, 163, 16–20.
  - Brix H., Sorrell B. e Schierup H. (1996). Gas Fluxes achieved by in-situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 54, 151-163.
  - Cabral, U. (2004). Caracterização e optimização de sistemas de tratamento de águas residuais por leitos de macrófitas, no Distrito de Castelo Branco. Relatório do trabalho fim de curso, Escola Superior Agrária, Castelo Branco, Portugal.

- 
- Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2008). The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *Phragmites australis*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18214580 (P,S,E,B,D)
  - Calheiros, C., Rangel, A. e Castro, P. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, vol: 41(8), 1790-1798
  - Carvalho, M<sup>a</sup>. (2003). ETAP's e piscinas biológicas: o mesmo conceito mas aplicações tão diferentes. (consultado on-line em <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=13621&iLingua=1>. Data de consulta: 18/03/2008 às 14h:50m).
  - Caselles-Osorio A. e García J. (2006). Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter. *Water Res.* 40(19), 3603–3611.
  - Claus, G. e Kutzner, H.J. (1985). Physiology and kinetics of autotrophic denitrification by *Thiobacillus denitrificans*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 22, 283–288.
  - Cooper, P.F. e Findlater, B.C. (1990). Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon Press, Nova Iorque, EUA, 605 pp.
  - Cooper, P., Smith, M. e Maynard, H., (1996). The Design and Performance of a Nitrifying Vertical Flow Reed Bed Treatment System. *Water Science and Technology*, Vol: 35(5), Oxford, Inglaterra.
  - Corregidor, J. e Parejo, A. (1999). Plantas silvestres de la flora ibérica. Grijalbo, Barcelona, Espanha.
  - Cortés J., Herrera A., Méndez V., Hernández G., Robles J. e Rivera E. (2006). Uso de arcilla natural en el tratamiento del agua residual de la industria de celulosa. XV Congreso Nacional de *Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*, 24 a 26 de Maio de 2006, EXPO Guadalajara, Espanha.

- 
- Criddle C., Alvarez L. e McCarty P. (1991): Microbial processes in porous media. *in* Bear J. & Corapcioglu (Eds.) *Transport processes porous media*, Kluwer Ac. Publ., Holanda, pp. 639-691
  
  - Crites R. e Tchobanoglous G. (1998). Small and decentralized wastewater management systems. McGraw-Hill International Edit., New York, EUA, 1 084 pp.
  
  - Crumpton (2000). Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds. The importance of a watershed scale approach. 7th International IWA Conference on *Wetland Systems for Water Pollution Control*. Lake Buena Vista, Florida, EUA.
  
  - Daims H., Nielsen J., Nielsen P., Schleifer K. e Wagner M. (2001). In situ characterization of Nitrospira-like nitrite-oxidizing bacteria active in wastewater treatment plants. *Appl Environ Microbiol.*, 67(11), 5273–5284.
  
  - Dang, J., Harvey, D., Lobbary, A. e Grady Jr, C. (1989). Evaluation of biodegradation kinetic with respirometric data; In Res. *J. Water Poll. Cont. Fed.*, 61(11/12); pp. 1711-1721.
  
  - Davies, T.H., Watson, J.T. e Jenkins D.B. (1990). Treat ability Assessment of Industrial Wastes By A Portable Wetland Unit. In: *Constructed Wetlands In Water Pollution Control*. WRc Swindon, Wiltshire, Reino Unido.
  
  - Dias, S. (1998). Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leitos de macrófitas. *Boletim de Biotecnologia*, nº 60. IST, Lisboa, Portugal
  
  - Dias, V., Inácio, M., Pacheco, P., Lopes, J., Correia, P. e Soutinho, E. (2000). Fito-ETAR's: Pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. *Águas e Resíduos*, nº 12, Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico.
  
  - Duarte, S. (2002). Estudo das potencialidades das zonas húmidas artificiais no tratamento de efluentes aquícolas. Relatório de fim de curso, Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.
  
  - Esteves F. (1998). Fundamentos de Limnologia, 2ª Edição Interciência, FINEP, Rio de Janeiro, Brasil. 575p.

- 
- EPA (1999). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Ref. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, EUA, pp 166.
  - Etnier, C. e Guterstam, B. (1991). Ecology Engineering for Wastewater Treatment. 2ª Edição, CRC Press, Boksogen/Stensund Folk College, Suécia, 480 pp.
  - Geary, P. M. e Moore, J. A. (1999). Suitability of a Treatment Wetland for Dairy Wastewaters. *Water Science and Technology*, Vol: 40(3), 179-185, Oxford, Reino Unido.
  - Grady Jr W., Daigger G. e Lim H. (1999). Biological wastewater treatment. 2ª Edição, Marcel Decker, Basel, Suíça, 1 076 pp.
  - Gries, C., Kappen, L. e Lösch, R. (1990). Mechanism of Flood Tolerance in Reed, *Phragmites australis*. *New Phytologist.*, Vol: 114(4), pg. 589-593.
  - Haberl, R., Perfler, R. e Mayer, H. (1995). Constructed Wetlands in Europe. *Water Science and Technology*, Oxford, Reino Unido, Vol: 32 (3), pg. 305-315.
  - Haberl, R. (1999). Constructed Wetlands: A Chance to Solve Wastewater Problems in Developing Countries. *Water Science and Technology*, Vol: 40(3), 11-17, Oxford, Reino Unido.
  - Hagen, N. (2002). Norsk Botanisk Forening. Norwegian Botanical Association. Plantefotoarkiv. (On-line em: [http://www.nhm.uio.no/botanisk/nbf/plantefoto/phragmites\\_australis\\_Norman\\_Hagen01.jpg](http://www.nhm.uio.no/botanisk/nbf/plantefoto/phragmites_australis_Norman_Hagen01.jpg) (Data de consulta: 25/04/2008 às 10h:40m)
  - Hammer, D.A. (1989). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural. CRC Press, Chelsea, Reino Unido, 831 pp.
  - El Hamouri, B., Nazih, J. e Lahjouj, J. (2007). Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. In *MEDAWATER International Conference on Sustainable Water Management, Rational Water Use, Wastewater Treatment and Reuse – 8 a 10 de Junho de 2006, Marraqueche, Marrocos*

- 
- Harremoes, P. (1994). Biofilm kinetics and reactor performance. In *Proceedings of EERO Seminar*, 11 de Fevereiro, Luzerna, Dinamarca, 32 pp.
  - Husband, J.D., Martin C.D. e Johnson, K.D. (2000). A Review of Constructed Wetland Treatment Technology for Industrial Wastewater Treatment. In: *Proceedings of the IWA 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lake Buena Vista, Florida, EUA.
  - INAG (2001a). Programa nacional para o uso eficiente da água. ISA/LNEC, Instituto da Água, MAOT, Lisboa, 210 pp.
  - INAG (2001b) Plano Nacional da Água. Volume I, Versão para consulta pública, Instituto da Água, MAOT, Lisboa.
  - IWA (2000). Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vzmaya, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (eds), (2000). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. Scientific and Technical Report No. 8, International Water Association, Londres, Reino Unido.
  - Iweme, A., Raby, D. e Lesavre, J. (2005). Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantes de macrophytes - Guide pour la conception et la réalisation. Version n°1. Agence de l'eau, França.
  - Kadlec, R.H. e Brix, H. (ed) (1995). *Wetland Systems for Water Pollution Control. Water Science and Technology*, Vol: 32 (3), Oxford, Reino Unido.
  - Kadlec, R.H. e Knight, R.L., (1996). Treatment Wetlands, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EUA.
  - Kayser K., Kunst S., Fehr G. e Voermanek H. (2003). Controlling a combined lagoon/reed bed system using the oxidation-reduction potential (ORP). *Wat. Sci. Tech.*, 48, 167-174.
  - Kowalik P., Mierzejewski M., Obarska – Pempkowiak H. e Toczyłowska I. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment from small communities, Technology University of Gdansk, Gdansk, Polónia.

- 
- Korkusuz E. (2005). Manual of practice on constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in Mediterranean countries. Technical report AVKR 5, MED-REUNET, Creta, Grécia, 300 pp.
  - Kuai, L. e Verstraete, W. (1999). Autotrophic denitrification with elemental sulphur in small-scale wastewater treatment facilities. *Environ. Technol.* 20, 201 – 209.
  - Laber, J., Haberl, R., Perfler, R. e Langergraber, G., 2000. Influence of Substrate Clogging on the Treatment Capacity of a Vertical-Flow Constructed Wetland System. In: *Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lake Buena Vista, Florida, EUA.
  - Langergraber G. (2004). The role plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands – A simulation study. In *9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 26 Setembro a 1 de Outubro , Avignon, França.
  - Luederitz, V., Eckert, E., Lange-Weber, M., Lange, A. e Gersberg, R. (2001). Nutrient Removal Efficiency and Resource Economics of Vertical Flow and Horizontal Flow Constructed Wetlands. *Ecological Engineering*, Vol: 18(2), pg. 157-171.
  - MAOT I - Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (2000). PEAASAR I - Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2000 – 2006)., Lisboa, Portugal, 143 pp.
  - MAOT II - Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (2007). PEAASAR II - Plano estratégico de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais (2007 – 2013)., Lisboa, Portugal, 2007, 172 pp.
  - Mano A. (1997). Tratamento biológico e remoção de nutrientes de águas residuais. In *Seminário sobre Tratamento Biológico de Águas Residuais*, LNEC, 13 de Novembro de 1997,Lisboa, Portugal, 19 pp.
  - Martins, A. (2004). Selectores biológicos em sistemas de lamas activadas. In *livro de Comunicações da 8ª Conferência Nacional do Ambiente*, Lisboa, Portugal. 336 pp.

- 
- Metcalf e Eddy. (2003). Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. Fourth edition. McGraw-Hill, Nova Iorque, EUA.
  - Moon, H.S., Chang, S.W., Nam, K., Choe, J. e Kim, J.Y. (2006). Effect of reactive media composition and co-contaminants on sulphur-based autotrophic denitrification. *Environ. Pollut.* 144, 802 – 807.
  - Njau, K.N., Minja, R.J.A. e Katima, J.H.Y. (2003). Pumice Soil: A Potential Wetland Substrate for Treatment of Domestic Wastewater. *Water Science and Technology*, Vol: 48(5), pg. 85-92.
  - Nuttall, P.M., Boon, A.G. e Rowell, M.R. (1997). Review of the Design and Management of Constructed Wetlands, Report 180. Construction Industry Research and Information Association, Londres, Reino Unido.
  - Oh, S.E., Kim, K.S., Choi, H.C., Cho, J. e Kim, I.S. (2000). Kinetics and physiological characteristics of autotrophic denitrification by denitrifying sulphur bacteria. *Water Sci. Technol.* 42 (3 – 4), 59 – 68.
  - Oliveira, J. (1995). A lagunagem em Portugal: Conceitos básicos e aplicações práticas. Edições Universitárias Lusófonas, Lisboa, Portugal.
  - Paredes D., Kusch P., Mbvette T., Stange F., Müller R. e Köser H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – a review. *Eng. Life Sci.*, 7 (1), 13–25.
  - Pucci B., Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L. e Masi F. (2000). Design and performance of a horizontal flow constructed wetland for treatment of dairy and agricultural wastewater in the “Chianti” countryside”. In Conference *Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Orlando (USA), 1433-1436, 2000.
  - Randerson P., Jordan, G. e Williams H. (2005). The role of willow roots in sub-surface oxygenation of vegetation filter beds – mass spectrometer investigations. *Wastewater Treatment in Wetlands*; 10 – 17 Setembro, Starbienino, Polónia, 159-165.

- 
- Reddy, K.R. e Smith, W.H. (1987). Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. Magnolia Pub, Orlando, Florida, EUA.
  - Reed, S.C., Middlebrooks, E.J., Crites, R.W. (1988). Natural Systems for Waste Management. McGraw-Hill Book Company, Nova Iorque, EUA.
  - Ghada G. El Refaie e Ahmed Rash (2004). Microcosm constructed wetland for improving mixed irrigation water of El Salam Canal, Egypt. In *INTECOL 7th International Wetlands*, Utrecht 2004, Holanda.
  - Relvão, A. (1999). Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitos de macrófitas emergentes. Comissão Coordenação Desenvolvimento Regional do Centro, Coimbra, Portugal.
  - Renker, M. (2006). Evaluation of the organic carbon, nitrogen and solid matter removal in constructed wetlands. Bachelor thesis. University Duisburg – Essen, Alemanha, 65 pp.
  - Rodrigues, J., Galvão, A., Matos, J. e Heath, P. (2004). Sustainable Sewage Solutions for Small Agglomerations. *Water Sci Technol.* 2005; 52(12): 25-32.
  - Romero, J.A., Comin, F.A. e Garcia, C. (1999). Restored Wetlands as Filters to Remove Nitrogen. *Chemosphere*, Vol: 39(2), 323-332.
  - Sakadevan, K., Huang Zheng e Bavor, H. J. (1999). Impact of Heavy Metals on Denitrification in Surface Wetland Sediments Receiving Wastewater. *Water Science and Technology*, Vol: 40 (3), 349-355, Oxford, Reino Unido.
  - Schmidt I., Sliekers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J. e Kuenen J. (2003). New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal. In wastewater. *FEMS Microbiol*, 27, 481–492.
  - Shutes, R.B.E, Rewitt, D.M., Scholes, L.N.L., Forshaw, M. e Winter, B. (2000). An Experimental Constructed Wetland System for the Treatment of Highway Runoff in the UK. In: *Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lake Buena Vista, Florida, EUA.

- 
- Stowell, R., Ludwig, R., Colt, J. e Tchobanoglous, G. (1981). Concepts in Aquatic Treatment Design. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, Vol. 107, No. 5, September/October 1981, pp. 919-940.
  - Tchobanoglous, G.T. e Burton F.L. (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. Metcalf and Eddy, McGraw –Hill, New York.
  - Thorén, A.-K., Legrand, C. e Herrmann, J. (2003). Transport and transformation of de-icing urea from airport runways in a constructed wetland system. *Water Science and Technology*, Vol: 48(5), 283-290 pp.
  - Tjihuis, L., van Loosdrecht, M. e Heijnen, J. (1994). Formation and growth of heterotrophic aerobic biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnology Bioengineering*, Vol: 44, pp. 595-608.
  - Vaccaa G., Wandb H., Nikolausza M., Kuschka P. e Kästner M. (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Res.*, 39(7), 1361-1373.
  - Vandevivere P., Bianchi R. e Verstraete W. (1999). Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: Review of emerging technologies. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 72(4), 289 – 302.
  - Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (ed), (1998). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.
  - Vymazal, J. (2003). Types of constructed wetlands. In *Proceedings International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, Lisboa, Portugal, 8 e10 de Maio, 2003: 35-79 pp.
  - Vymazal, J. (2005). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, Vol: 25(5), 475-477

- Watson, J.T., Reed, S.C., Kadlec, R.H., Knight, R.L. e Whitehouse, A.E., (1989). Performance Expectations and Loading Rates for Constructed Wetlands. In: Hammer, D.A. (ed), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Michigan, EUA.
  
- WPCF (1996) Operation of municipal wastewater treatment plants. Manual of Practice 11, 5ª Edição, WEF, Alexandria, EUA, 400 pp.
  
- Wiesmann, U., (1994). Biological nitrogen removal from wastewater. In: Fletcher, A. (Ed.), *Advances in Biochemical Engineering Biotechnology*, vol. 51. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 113–154.
  
- Zumft, WG. (1992). The denitrifying prokaryotes. In: Balows A, Truper HG, Dworkin M, HarderW, Schleifer KH, editors. 2nd ed., *The prokaryotes A handbook on the biology of bacteria: ecophysiology isolation identification applications*, vol. 1, 2nd ed. New York, NY: Springer-Verlag; 1992. p. 554–82.

# ANEXOS

---

## **ANEXO I**

---

Resultados obtidos na Fase 1 (Séries BS1, BS2 e BS3) - Brita

## I.1. Fase experimental I – Série de ensaios BS1

Fonte de Carbono: Acetato de sódio e Fonte de Azoto: Cloreto de amónio

Tabela I.1 – Resultados para a Série de ensaios BS1

## 1º Ensaio – BS1.1

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	290,0	28,2	0,264	---	---	1,59	7,44	18,7
PI2	206,0	20,7	0,000	0,0	0,0	0,03	7,86	25,0
PI5	186,0	19,8	0,000	0,0	0,0	0,02	7,63	25,1
PI8	157,0	18,9	0,013	0,0	0,0	0,06	7,81	25,7

## 2º Ensaio – BS1.2

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	285	27,9	0,217	---	---	1,33	7,18	24,1
PI2	204	20,4	0,000	42,5	20,0	0,07	7,89	25,2
PI5	182	18,4	0,024	30,0	7,5	0,07	7,63	25,0
PI8	148	16,1	0,024	40,0	20,0	0,10	7,82	25,6

## 3º Ensaio – BS1.3

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	288	29,3	0,224	---	---	1,15	7,35	21,3
PI2	191	21,1	0,000	17,5	15,0	0,05	7,97	26,2
PI5	130	18,9	0,000	0,0	0,0	0,07	7,68	26,0
PI8	101	15,4	0,000	0,0	0,0	0,07	8,09	26,3

(continuação)

## 4º Ensaio – BS1.4

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	298	28,2	0,174			0,83	7,43	19,9
PI2	121	17,6	0,000	10,0	10,0	0,10	7,79	25,7
PI5	118	16,9	0,000	0,0	0,0	0,07	7,63	25,7
PI8	69	11,8	0,000	0,0	0,0	0,08	7,77	25,7

## 5º Ensaio – BS1.5

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	288	27,5	0,111			0,78	7,02	24,5
PI2	108	19,3	0,000	75,0	52,5	0,05	7,46	24,9
PI5	84,2	17,0	0,000	12,5	2,5	0,08	7,39	24,6
PI8	45,2	11,8	0,000	15,0	12,5	0,08	7,29	24,9

## 6º Ensaio – BS1.6

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	249	25,30	0,011			0,44	7,26	21,0
PI2	73,8	18,60	0,073	65,0	45,0	0,08	7,46	25,9
PI5	34,6	16,50	0,069	32,5	12,5	0,08	7,32	25,4
PI8	25,2	13,20	0,138	25,0	10,0	0,12	7,24	26,1

## I.2. Fase experimental I – Série de ensaios BS2

Fonte de Carbono: Acetato de sódio e Fonte de Azoto: Nitrato de potássio

Tabela I.2 – Resultados para a Série de ensaios BS2

## 1º Ensaio – BS2.1

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	307,0	---	33,0	---	---	8,83	7,07	12,5
PI2	145,0	---	<l.d	16,7	11,7	1,30	8,60	19,2
PI5	255,0	---	<l.d	28,3	26,7	0,15	7,73	19,6
PI8	170,0	---	<l.d	23,3	13,8	0,27	7,53	19,6

## 2º Ensaio – BS2.2

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	256,0	---	34,7	---	---	4,96	7,16	14,2
PI2	125,4	---	<l.d	141,3	137,5	0,35	8,74	17,7
PI5	143,4	---	<l.d	136,3	113,7	0,21	8,10	18,0
PI8	92,4	---	<l.d	13,7	11,2	0,36	8,01	18,1

## 3º Ensaio – BS2.3

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	276,0	---	32,0	---	---	4,68	7,11	17,1
PI2	111,0	---	<l.d	16,3	23,8	0,21	9,04	17,2
PI5	164,0	---	<l.d	47,5	45,0	0,20	8,34	17,5
PI8	102,5	---	<l.d	33,8	36,3	0,23	8,01	17,5

(Continuação)

## 4° Ensaio – BS2.4

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	276,0	---	32,0	---	---	4,68	7,11	17,1
PI2	111,0	---	<l.d	20,0	7,5	0,21	9,04	17,2
PI5	164,0	---	<l.d	35,0	30,0	0,20	8,34	17,5
PI8	102,5	---	<l.d	17,5	5,0	0,23	8,01	17,5

## 5° Ensaio – BS2.5

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	323,0	---	33,100	---	---	5,71	7,18	16,5
PI2	182,0	---	<l.d	31,2	6,3	0,15	8,86	16,8
PI5	118,0	---	<l.d	41,2	11,3	0,26	8,41	16,6
PI8	101,0	---	<l.d	28,7	6,2	0,21	8,10	16,5

## 6° Ensaio – BS2.6

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	215,0	---	103,0	---	---	1,75	7,67	17,2
PI2	49,8	---	51,0	45,0	12,5	0,94	9,05	17,8
PI5	45,9	---	50,0	23,8	11,3	0,38	9,19	18,2
PI8	29,6	---	51,0	12,5	6,3	0,36	9,19	18

### I.3. Fase experimental I – Série de ensaios BS3

Fonte de carbono: Efluente de tratamento primário e Fonte de Azoto: variável

Tabela I.3 – Resultados para a Série de ensaios BS3

1º Ensaio – BS3.1

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	451	45,2	0,31	87,5	62,5	0,08	7,00	25,0
PI2	233	34,6	0,28	27,5	27,5	0,09	7,19	25,2
PI5	220	36,8	0,34	57,5	37,5	0,08	7,05	24,9
PI8	200	28,4	0,27	70,0	65,0	0,10	6,99	25,4

2º Ensaio – BS3.2

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	413	51,2	0,36	77,5	70,0	0,13	7,16	19,5
PI2	201	36,6	0,23	47,5	40,0	0,12	7,07	25,7
PI5	185	36,8	0,21	35,0	35,0	0,13	7,01	25,5
PI8	152	29,2	0,18	47,5	47,5	0,13	6,91	25,8

3º Ensaio – BS3.3

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	521	51,2	0,50	167,5	145,0	0,58	7,19	19,2
PI2	195	34,4	0,23	5,0	0,0	0,10	7,16	25,7
PI5	191	39,4	0,22	35,0	22,5	0,38	6,98	25,5
PI8	127	29,6	0,18	7,5	5,0	0,10	6,92	25,9

(Continuação)

## 4º Ensaio – BS3.4

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	535	59,2	0,48	100,0	80,0	0,24	7,19	19,8
PI2	244	41,3	0,25	62,5	52,5	0,11	7,22	25,0
PI5	202	39,1	0,25	42,5	42,5	0,21	7,09	25,0
PI8	152	32,7	0,18	67,5	65,0	0,35	6,99	25,3

## 5º Ensaio – BS3.5

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	597	54,8	0,69	120,0	102,5	0,11	7,15	20,7
PI2	262	41,4	0,33	50,0	40,0	0,10	7,25	25,2
PI5	198	38,0	0,29	35,0	25,0	0,09	7,03	25,3
PI8	153	32,9	0,22	50,0	35,0	0,11	6,96	25,9

## 6º Ensaio – BS3.6

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	591	60,0	0,56	122,5	117,5	0,38	7,15	16,3
PI2	226	45,4	0,27	60,0	60,0	0,09	7,20	24,8
PI5	218	42,8	0,26	35,0	35,0	0,10	7,05	24,9
PI8	138	33,6	0,22	50,0	50,0	0,19	6,92	25,0

## **ANEXO II**

---

Resultados obtidos na Fase 2 (Séries FS1, FS2 e FS3) - Filtralite

## II.1. Fase experimental II – Série de ensaios FS1

Fonte de Carbono: Acetato de sódio e Fonte de Azoto: Cloreto de amónio

Tabela II.1 – Resultados para a Série de ensaios FS1

### 1º Ensaio – FS1.1

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	306,0	40,1	0,28	----	----	4,43	7,20	18,3
PI2	233,0	32,9	0,00	33,8	18,8	0,33	7,93	18,9
PI5	173,0	20,3	0,02	43,8	16,3	0,25	8,10	19,4
PI8	59,4	4,1	0,00	35,0	16,3	0,35	8,35	19,4

### 2º Ensaio – FS1.2

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	283,0	27,3	0,00	----	----	3,50	7,06	19,6
PI2	210,0	32,5	0,00	10,0	7,5	0,25	7,50	22,8
PI5	196,0	32,0	0,00	36,3	22,5	0,27	7,85	20,4
PI8	73,5	5,6	2,30	30,0	12,5	0,03	8,04	20,5

### 3º Ensaio – FS1.3

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	279,5	40,1	0,00	----	----	1,32	7,34	20,7
PI2	218,0	29,9	0,30	25,0	3,8	0,41	7,33	21,5
PI5	199,0	30,1	1,01	38,8	8,8	0,37	8,02	22,2
PI8	102,5	17,3	0,00	15,0	6,3	0,48	8,20	22,0

(continuação)

## 4º Ensaio – FS1.4

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	369,0	40,5	0,00	----	----	1,64	7,12	21,3
PI2	171,6	25,5	0,00	16,3	7,5	0,08	7,68	21,2
PI5	207,6	32,7	0,00	55,0	40,0	0,17	7,73	22,3
PI8	81,6	23,1	0,00	17,5	8,8	0,17	8,31	22,4

## 5º Ensaio – FS1.5

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	342,0	33,3	0,00	----	----	----	7,13	22,0
PI2	182,0	29,0	0,00	22,5	8,8	----	7,41	22,6
PI5	211,0	29,9	0,00	32,5	30,0	----	7,68	15,8
PI8	152,0	24,1	0,00	16,3	26,3	----	7,48	22,6

## II.2. Fase experimental II – Série de ensaios FS2

Fonte de Carbono: Acetato de sódio e Fonte de Azoto: Nitrato de potássio

Tabela II.2 – Resultados para a Série de ensaios FS2

## 1º Ensaio – FS2.1

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	302,0	0,1	25,70	----	----	2,61	7,61	19,9
PI2	127,5	8,2	0,00	27,5	18,8	0,40	8,32	21,4
PI5	121,0	7,3	0,00	33,8	13,8	0,47	8,23	21,8
PI8	127,0	15,7	0,00	22,5	11,3	0,61	8,18	21,5

(Continuação)

## 2º Ensaio – FS2.2

<b>Amostra</b>	<b>CQO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SST (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SSV (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>pH</b>	<b>Temp. (°C)</b>
Afluente	224,0	0,0	16,80	----	----	3,68	8,08	19,8
PI2	107,5	2,5	0,00	10,0	7,5	0,38	8,88	22,8
PI5	103,5	4,1	0,00	27,5	18,8	0,37	8,48	22,7
PI8	67,0	7,0	0,00	25,0	16,3	0,80	8,31	22,7

## 3º Ensaio – FS2.3

<b>Amostra</b>	<b>CQO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SST (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SSV (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>pH</b>	<b>Temp. (°C)</b>
Afluente	348,0	----	88,40	----	----	1,80	7,80	12,0
PI2	46,0	----	12,34	15,0	5,0	0,52	9,21	20,9
PI5	64,0	----	16,86	18,8	8,8	0,65	8,84	21,8
PI8	59,2	----	9,56	21,3	10,0	0,22	9,12	22,0

## 4º Ensaio – FS2.4

<b>Amostra</b>	<b>CQO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SST (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SSV (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>pH</b>	<b>Temp. (°C)</b>
Afluente	383,0	43,4	1,12	----	----	2,54	8,39	22,4
PI2	72,4	15,7	0,00	18,8	7,5	0,04	7,27	24,0
PI5	41,8	6,2	0,45	31,3	11,3	0,06	7,19	24,3
PI8	31,0	3,5	0,00	17,5	7,5	0,09	7,09	24,8

(Continuação)

## 5º Ensaio – FS2.5

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	303,0	----	89,60	----	----	2,84	7,73	19,5
PI2	64,8	----	20,10	3,8	1,3	0,53	8,95	21,3
PI5	56,1	----	25,30	17,5	8,8	0,35	8,80	21,8
PI8	51,4	----	16,20	6,3	2,5	0,42	8,82	21,4

## II.3. Fase experimental II – Série de ensaios FS3

Fonte de carbono: Efluente de tratamento primário e Fonte de Azoto: variável

Tabela II.3 – Resultados para a Série de ensaios FS3

## 1º Ensaio – FS3.1

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	582,0	31,3	0,00	48,8	31,3	1,33	7,23	20,4
PI2	88,8	23,2	0,00	47,5	28,7	0,06	7,66	21,0
PI5	57,4	19,3	0,00	25,0	16,3	0,48	8,08	21,0
PI8	63,2	8,1	0,00	35,0	16,3	0,32	7,68	21,8

## 2º Ensaio – FS3.2

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	397,0	21,7	0,10	10,0	7,5	1,15	6,98	22,0
PI2	109,0	24,1	0,00	10,0	7,5	0,07	7,22	23,2
PI5	63,4	16,9	0,00	7,5	7,5	0,03	7,44	22,8
PI8	22,1	5,78	0,00	11,3	7,5	0,15	7,41	23,6

(Continuação)

## 3º Ensaio – FS3.3

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	433,0	21,3	0,00	135,0	113,8	2,50	6,85	22,3
PI2	88,1	22,1	0,00	51,3	45,0	0,40	7,32	23,2
PI5	60,9	12,3	0,00	25,0	10,0	0,50	6,98	23,7
PI8	21,8	1,82	0,00	51,3	27,5	0,80	7,21	23,7

## 4º Ensaio – FS3.4

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	383,0	43,4	1,12	25,0	7,5	2,54	8,39	22,4
PI2	72,4	15,7	0,00	51,3	7,5	0,04	7,27	24,0
PI5	41,8	6,2	0,45	237,5	30,0	0,06	7,19	24,3
PI8	31,0	3,5	0,00	23,8	15,0	0,09	7,09	24,8

## 5º Ensaio – FS3.5

Amostra	CQO (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Temp. (°C)
Afluente	738,0	52,6	0,26	143,8	111,3	1,28	7,21	20,1
PI2	109,0	31,5	0,00	37,5	27,5	0,46	7,80	22,9
PI5	61,1	18,0	0,05	38,8	18,8	0,11	7,48	22,4
PI8	22,1	0,4	0,00	31,3	2,5	0,07	7,27	23,1