

## DESNITRIFICAÇÃO DE ÁGUA CONTAMINADA POR FILTRO BIOLÓGICO DE FLUXO ASCENDENTE

Chia-Yau CHENG<sup>(1)</sup>; Mafalda NUNES<sup>(2)</sup>

### RESUMO

Em Portugal, são bastante frequentes os casos de águas subterrâneas contaminadas por nitratos, sobretudo em zonas de agricultura intensiva. Quando as concentrações encontradas ultrapassam o Valor Máximo Admissível, para águas para o consumo humano, e não sendo viável a utilização de outra fonte de abastecimento, deverá proceder-se ao seu tratamento, sob pena de colocar em risco a saúde pública.

De modo a desenvolver um processo de tratamento que possibilite a redução do teor em nitratos da água subterrânea contaminada, estudou-se a viabilidade e condições de operação de um processo de desnitrificação biológica. Para tal, utilizaram-se reactores tipo filtro de fluxo ascendente, tendo como meio de enchimento a antracite e usando como fonte de carbono o acetato, para o tratamento de uma água contaminada com 12 a 17.7 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L proveniente de Vairão, Vila do Conde e de uma água artificial com cerca de 23 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

A utilização de uma carga de nitratos da ordem dos 0.2 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/m<sup>3</sup>/d garante uma desnitrificação eficiente e fiável, obtendo-se um nível de nitratos residuais inferior ao VMR. Foi possível minimizar a concentração de COD residual a valores próximos de 2 mg C/L utilizando uma razão C:N de 1.5. Não foi detectada acumulação de nitritos para a maior parte das condições de operação e a turvação efluente era normalmente inferior a 6 NTU. A elevada concentração de bactérias heterotróficas efluentes leva, no entanto, à obrigatoriedade de efectuar um pós-tratamento de desinfectação da água desnitrificada.

**Palavras-chave:** desnitrificação, água subterrânea, filtro biológico de fluxo ascendente.

---

<sup>(1)</sup> Professor auxiliar convidado, FEUP

<sup>(2)</sup> Aluna do curso de mestrado de engenharia do ambiente, FEUP

## 1 - INTRODUÇÃO

Em Portugal, são cada vez mais frequentes os casos em que o teor em nitratos ultrapassa o Valor Máximo Admissível, para águas destinadas ao consumo humano, estabelecido pelo Decreto-lei nº 74/90 e que se situa em 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. Esta situação assume contornos preocupantes ao verificarmos que os recursos hídricos subterrâneos têm um papel fundamental na satisfação das necessidades hídricas nacionais e que a ingestão de água com valores elevados de nitratos envolve riscos para a saúde pública

O principal recurso hídrico superficial das zonas de Vila de Conde e Póvoa de Varzim, o Ave, encontra-se fortemente poluído e a percentagem de população servida com rede pública de abastecimento de água, para a sub-região do Ave, era em 1993 de apenas 47.9%. (MARN, 1995). Desta forma, a captação de água subterrânea para utilização doméstica é muito habitual. No entanto, a água captada excede frequentemente o valor máximo admissível de concentração de nitratos para águas de consumo. Num estudo de caracterização físico-química das águas subterrâneas usadas para o abastecimento a escolas do concelho de Vila do Conde, efectuado pelo Instituto Nacional de Saúde Ricardo Jorge, em 1995, verificou-se que em 31 das 47 escolas monitorizadas o teor em nitratos ultrapassava o limite máximo legal de 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. As elevadas concentrações de nitratos encontradas devem-se, fundamentalmente, à agricultura intensiva que se pratica em explorações de pequena dimensão (sobretudo em estufas) e que se dedicam a uma produção contínua quer de legumes, quer de flores.

De modo a desenvolver um processo de tratamento que possibilite a redução do teor de nitratos das águas subterrâneas da zona, considerou-se que o processo deveria possuir as seguintes características:

- eficácia moderada
- custos de instalação e exploração mínimos;
- reduzida exigência de tecnologia;
- não implicar a adição de produtos químicos perigosos;
- não gerar poluição secundária;
- adaptável a explorações de diferentes dimensões.

É neste contexto que se desenvolveu o presente trabalho, em que se optou pela utilização de um processo de desnitrificação biológica, usando reactores tipo filtro de fluxo ascendente que apresenta, como principais vantagens, o baixo custo de instalação, o reduzido consumo de energia e um regime hidráulico desejável em conformidade com o objectivo de tratamento.

Os objectivos específicos do presente estudo consistiram em:

- avaliar o desempenho do referido processo no tratamento de uma água artificial com uma concentração de 100 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L e de uma água subterrânea contaminada com um teor médio de 75 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, proveniente de Vairão, Vila do Conde;
- determinar a influência da carga do azoto na eficiência de tratamento do reactor;
- avaliar a influência da relação carbono/azoto (C:N) na eficiência do reactor;

- identificar as espécies de bactérias dominantes que se desenvolveram nos reactores biológicos.

## 2 - ENSAIOS EXPERIMENTAIS

### 2.1 - Material e Métodos

Os reactores laboratoriais consistiam em duas colunas idênticas de acrílico transparente com um diâmetro interno de 9.2 cm e uma altura total de 140 cm. (Figura1). A 4 cm do fundo das colunas se colocou no fundo da coluna uma camada de 4 cm de gravilha de modo a obter uma melhor distribuição do fluxo da água a tratar. Seguiam-se cerca de 73 cm de antracite com granulometria diferente para cada uma das colunas.

**Quadro1. Características de «Filter-Anthrazit N».**

Parâmetro	Valor
Carbono	90 %
Humidade	1.0 %
Cinzas	3.5 %
Matéria volátil	5.5 %
Volume aparente específico	1.37 m <sup>3</sup> /t
Densidade aparente	730 kg/m <sup>3</sup>
Densidade	1.45 kg/dm <sup>3</sup>
Porosidade dos grânulos	< 10%
Dureza	4 Mohs

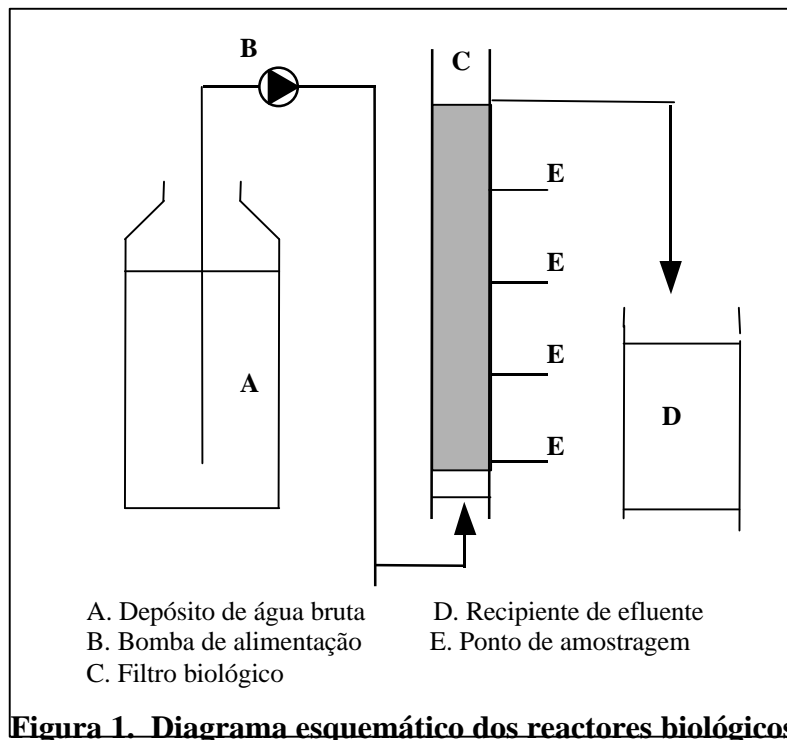
O leito filtrante de antracite, com as características apresentadas no Quadro1, possui uma porosidade adequada para, por um lado, reter os partículas sólidos em suspensão, incluindo massa de microrganismos, e por outro, permitir a fácil libertação do azoto gasoso resultante da redução do nitrato.

O acetato foi eleito como a fonte de carbono a utilizar devido a (1) não apresentar toxicidade e de a sua manipulação não envolver qualquer perigo em que a manipulação dos produtos químicos e (2) ser considerado como tendo baixa influência na acumulação de nitritos.

**Quadro 2. Características físicas das colunas de ensaio**

Coluna	Volume útil (L)	D <sub>10</sub> <sup>*</sup> (mm)	U = D <sub>60</sub> /D <sub>10</sub> <sup>**</sup>	Porosidade
1	2.22	1.6	< 1.4	0,43
2	2.49	2.7	< 1.4	0,47

\* D<sub>10</sub>: tamanho efectivo \*\* U: coeficiente de uniformidade



**Figura 1. Diagrama esquemático dos reatores biológicos**

No arranque as colunas foram preenchidas com água da torneira após o que se procedeu à sua inoculação, de acordo com o trabalho anterior (CHENG e FERNANDES, 1996) fazendo recircular ao longo das colunas uma suspensão de terra. Deu-se, então, início à adução de água da torneira a que se adicionou previamente nitrato de potássio (aproximadamente 23 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L ou 100 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L) tendo sido, em fases posteriores a Coluna 1 alimentada com água contaminada com nitratos de um furo proveniente da nova instalação do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária, situada em Vairão, Vila do Conde. Eram adicionadas quantidades variáveis de acetato de sódio tri-hidratado como fonte de carbono, de acordo com a sequência de operação apresentadas nos Quadros 3 e 4.

**Quadro 3. Sequência operacional da Coluna 1**

Fase de estudo	Origem da água	TRH (h)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> aplicada (mg/L)	COD aplicada (mg C/L)	C:N média afluenta (g C/g N)	Carga de nitrato (kg/m <sup>3</sup> /d)	Duração da operação (dia)
1	Artificial	12	27.1		2*	0.054	52
2	Artificial	8	25.1	46.4	1.9	0.075	30
3	Natural	8	17.7	35.8	2.0	0.053	7
4	Natural	5	17.5	36.4	2.1	0.084	7
5	Natural	2	16.7	35.6	2.1	0.203	19
6	Natural	5	15.0	34.1	2.3	0.070	8
7	Natural	2	14.6	31.5	2.2	0.178	8
8	Natural	3	12.4	27.9	2.2	0.099	9
9	Natural	3	12.0	20.4	1.7	0.096	7
10	Natural	3	12.6	13.1	1.0	0.102	7

**Quadro 4. Sequência operacional da Coluna 2**

Fase de estudo	Origem da água	TRH (h)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> aplicada (mg/L)	COD aplicada (mg C/L)	C:N média afluyente (g C/g N)	Carga de nitrato (kg/m <sup>3</sup> /d)	Duração da operação (dia)
1	Artificial	12	27.1	-	2*	0.054	52
2	Artificial	8	25.3	45.3	1.8	0.075	44
3	Artificial	5	27.0	44.7	1.7	0.128	27
4	Artificial	2	23.0	41.5	1.8	0.276	8
5	Artificial	3	23.4	42.4	1.8	0.187	7
6	Artificial	5	22.2	41.6	1.9	0.107	5
7	Artificial	5	21.7	32.8	1.5	0.104	5
8	Artificial	5	23.1	21.1	1.1	0.111	7

## 2.2 - Determinações Analíticas

As amostras eram, recolhidas três vezes por semana, da entrada e da saída de cada uma das colunas e determinados o pH, a temperatura, a turvação, os nitritos, os nitratos e o carbono orgânico dissolvido. A contagem de bactérias heterotróficas das águas tratadas foi efectuada semanalmente e identificação da flora microbiana foi pontual. As diversas determinações foram efectuadas de acordo com o Standard Methods (1995), com excepção dos nitratos e amónia que foram determinados colorimetricamente utilizando reagentes comerciais (MACHEREY-NAGEL).

A determinação de carbono orgânico dissolvido (COD), idêntica à de carbono orgânico total (COT), sendo, no entanto, as amostras filtradas por filtros de fibra de vidro com um diâmetro de poro de 0.45 µm, foi realizada com um analisador de COT (IONICS, Total Organic Carbon Analyser, Modelo 1258). Para as determinações nefetométrica e espectrofotométrica, utilizam-se um turbidímetro (HELLIGE) e um espectrofotómetro UV-VIS (PERKIN-ELMER, modelo 915), respectivamente.

A contagem de bactérias heterotróficas foi realizada utilizando o meio de cultura Tryptone Glucose Extract Agar em placas de Petri de vidro com 10 cm de diâmetro, sendo a incubação efectuada a 37 °C durante 24 horas e a 22 °C durante 72 horas.

A identificação das bactérias dominantes foi realizada recorrendo a testes bioquímicos de APIs (Aparelhos e Processos de Identificação) que são séries ordenadas de meios contidos em microtubolos utilizando-se galerias API 20 NE que é um sistema de identificação de bacilos Gram negativos não pertencentes à família *Enterobacteria*. API 20 NE é um sistema uniformizado combinando 8 testes convencionais e 12 testes de assimilação que consiste em 20 tubos e cúpulas contendo meios desidratados e substratos. Os testes são inoculados com uma suspensão bacteriana salina que reconstitui os meios. A leitura da galeria foi efectuada após um período de incubação de 18 a 24 horas a uma temperatura de 25 a 29 °C. Nos testes convencionais as reacções traduzem-se por viragens de cor, espontâneas ou reveladas por adição de reagentes. Nos testes de assimilação um meio turvo traduz o crescimento bacteriano, indicando uma reacção positiva. A identificação foi efectuada com um catálogo analítico, após codificação do conjunto das reacções obtidas e obtenção de um perfil numérico.

## 3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos Quadros 5 e 6 apresentam-se os resultados dos ensaios obtidos durante o período de trabalho de 154 dias entre Março e Agosto de 1997.

**Quadro 5. Qualidade média de efluente da Coluna 1**

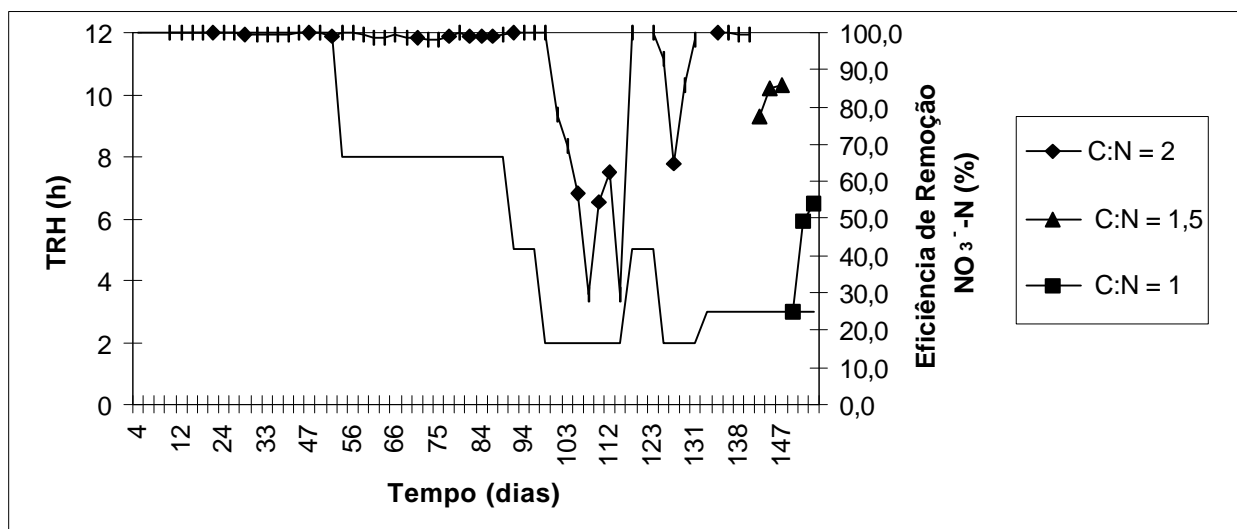
Fase	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	COD (mg C/L)	pH	Turvação (NTU)
1	0.076	-	-	8.3	3.7
2	0.221	0.011	6.7	8.7	2.9
3	0.117	0.012	9.6	8.5	5.1
4	0.030	0.003	8.1	8.5	2.5
5	6.646	0.485	12.5	7.7	2.7
6	0.013	0.004	11.8	7.4	2.1
7	2.325	0.220	9.4	8.1	2.9
8	0.034	0.002	8.9	8.4	2.1
9	1.750	0.030	2.0	8.3	1.8
10	6.150	0.050	1.4	7.8	2.1

### 3.1 - Remoção de Nitratos

Como se pode observar nas Figuras 2 e 3, a eficiência de remoção dos nitratos é fortemente influenciada pelo tempo de retenção hidráulica e pela razão C:N. No caso da Coluna 1, para TRH iguais ou superiores a 3 horas e com uma razão C:N de 2, obteve-se uma eficiência de remoção de nitratos de aproximadamente 100%. Com um tempo de retenção 2 horas verificou-se, num primeiro caso (dias 98 a 115), uma grande variabilidade da eficiência, que oscilou entre 79 e 29% de remoção de nitratos, ou seja, valores de concentração de nitrato afluente situados entre 3.8 e 11.6 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L, enquanto que, num segundo caso (dias 124 a 131) a eficiência de remoção oscilou entre 65 e 98%, a que correspondem teores de nitrato residual entre 0.25 e 6.1 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. Mantendo o TRH em 3 horas e fazendo variar a razão C:N verificou-se uma eficiência de remoção de cerca de 99% para uma razão de 2; a eficiência diminuiu para cerca de 84% (ou seja, 1.7 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L efluente) quando a razão passou para 1.5 e com a passagem da razão C:N para 1 obteve-se uma eficiência de cerca de 50% , e que equivale um valor de 6.1 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L residual.

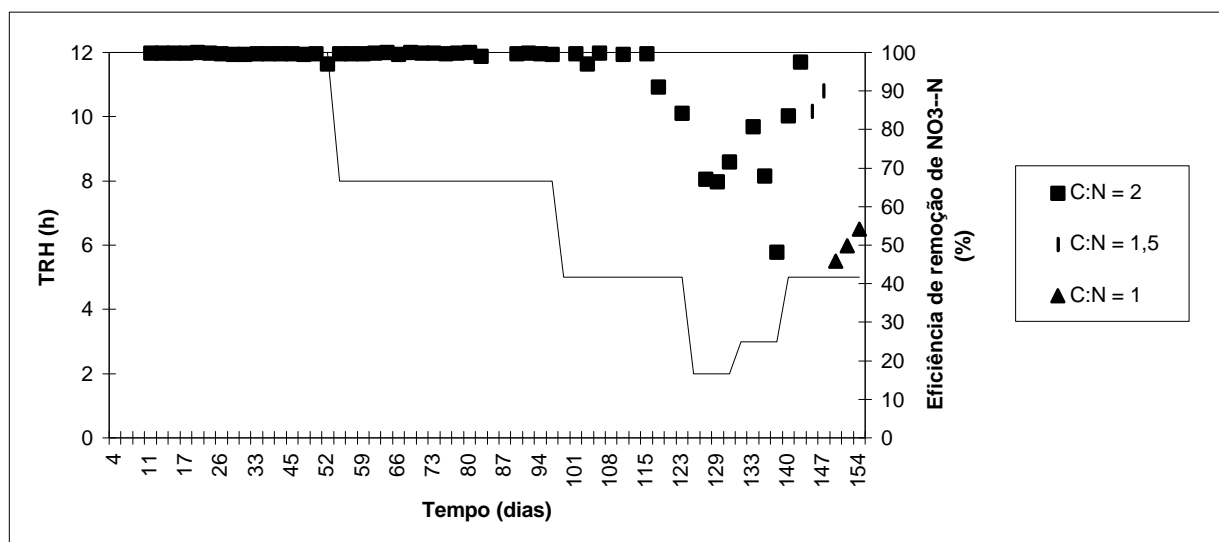
**Quadro 6. Qualidade média de efluente da Coluna 2**

Fase	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	COD (mg C/L)	pH	Turvação (NTU)
1	0.123	--	--	8.4	4.0
2	0.067	0.008	6.9	8.6	4.0
3	0.124	0.010	7.2	8.8	3.9
4	5.975	0.433	9.5	8.9	7.3
5	6.483	0.451	16.1	8.8	4.6
6	0.550	0.060	7.7	8.7	5.3
7	2.730	0.290	2.3	8.5	9.7
8	11.100	0.315	1.4	8.5	7.3



**Figura 2. Coluna 1: eficiência de remoção de nitratos, em função do TRH e da razão C:N**

No que diz respeito à Coluna 2, tempos de retenção de 12, 8 e 5 horas, com uma razão C:N de 2, permitiram obter uma eficiência de remoção de nitratos de aproximadamente 100%; a um TRH de 3 horas correspondeu uma eficiência que oscilou entre 48 e 81% e uma concentração de nitratos efluente de 2.2 a 11 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L; baixando o TRH para 2 horas verificou-se uma eficiência compreendida entre 67 e 71% a que correspondem valores de nitratos efluentes situados entre 2 e 8.6 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. Para a razão C:N de 1.5 e um TRH de 5 h, a eficiência de remoção do nitrato situou-se em cerca de 86%, correspondendo a um teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 2.7 mg/L. Para uma razão de C:N de 1 verificou-se uma eficiência de remoção de cerca de 50%, sendo a concentração residual de nitratos de 11.1 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.



**Figura 3. Coluna 2: eficiência de remoção de nitratos, em função do TRH e da razão C:N**

### 3.2 - Qualidade do efluente

Verificou-se, na Coluna 1, que o nível de nitrito, com um TRH de 12, 8, 5 e 3 horas e com uma razão C:N de 2, era inferior a 0.02 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L (Figura 4). Quando o TRH baixou para 2h o valor de nitrito residual oscilou entre 0.013 e 1.05 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L. Com valores de C:N da ordem de 1.5 (mantendo TRH em 3 h) o teor em nitrito foi de aproximadamente 0.03 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, enquanto que para uma razão C:N de 1 se verificaram valores da ordem de 0.05 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L.

No caso da Coluna 2, os valores de nitritos, para TRH de 12, 8 e 5 horas, foram normalmente inferiores 0.014 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L (Figura 5). Com a alteração do TRH para 3 h o teor em nitrito situou-se em 0.5 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L e com um TRH de 2 h verificaram-se valores compreendidos entre 0.15 e 0.82 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L. Com o valor de C:N situado em 1.5 (e com um TRH de 5 horas) o teor em nitrito foi de aproximadamente 0.29 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, verificando-se valores de cerca de 0.32 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L para uma razão de 1.

Nas Figuras 6 e 7 verifica-se a ocorrência de um aumento sistemático do pH da água tratada, em relação ao pH da água afluenta, o que é justificado pelo facto de a desnitrificação ser um processo alcalinizante. Para o caso da Coluna 1 pode ainda observar-se que às diminuições da eficiência de remoção de nitrato (ou seja, a diminuição da taxa de desnitrificação) correspondem diminuições no valor do pH efluente.

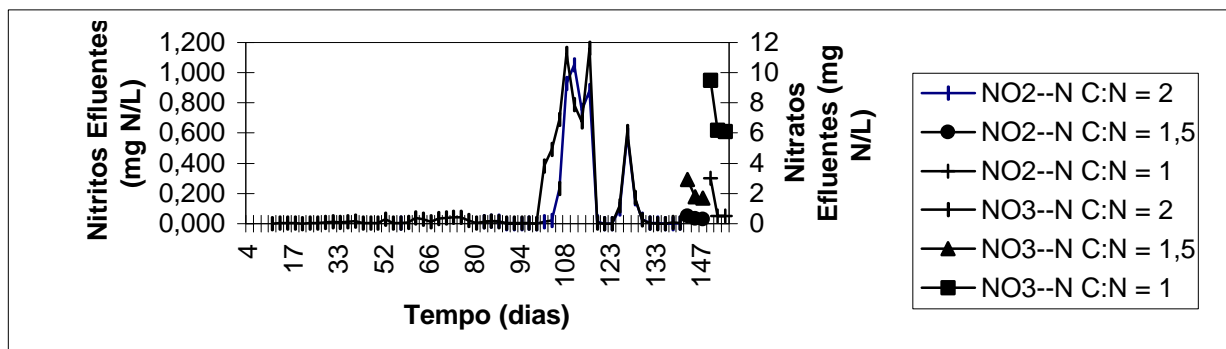


Figura 4. Coluna 1: nitritos e nitratos efluentes

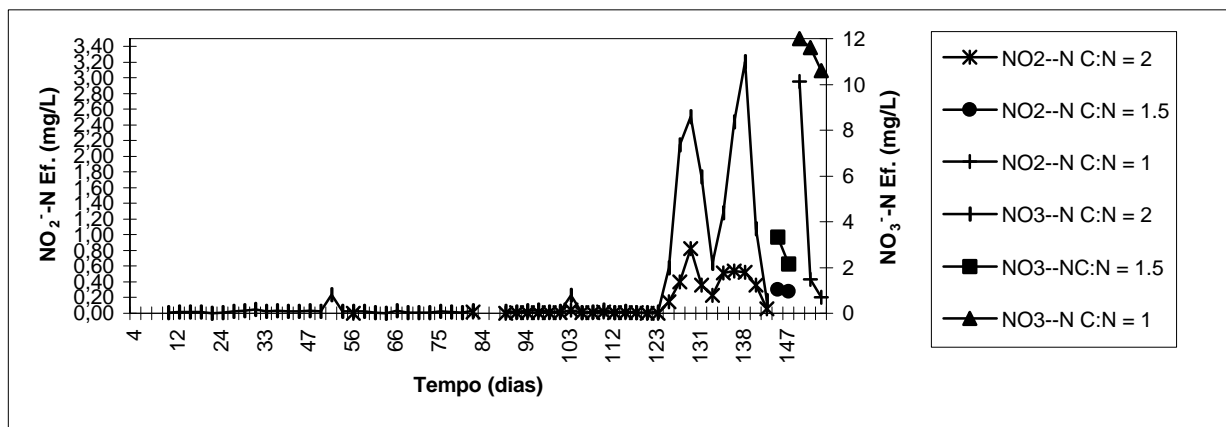
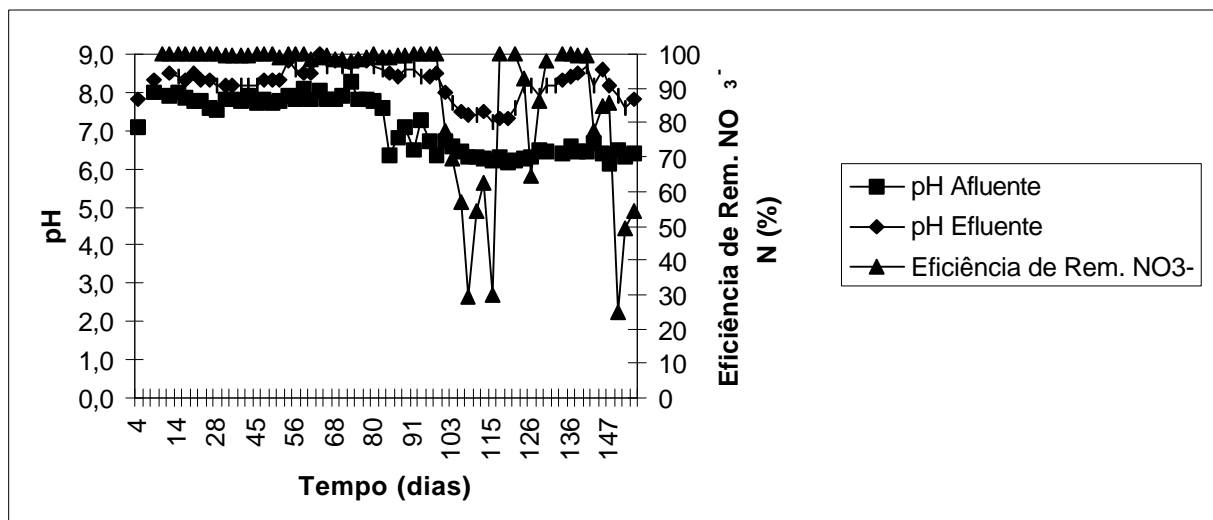
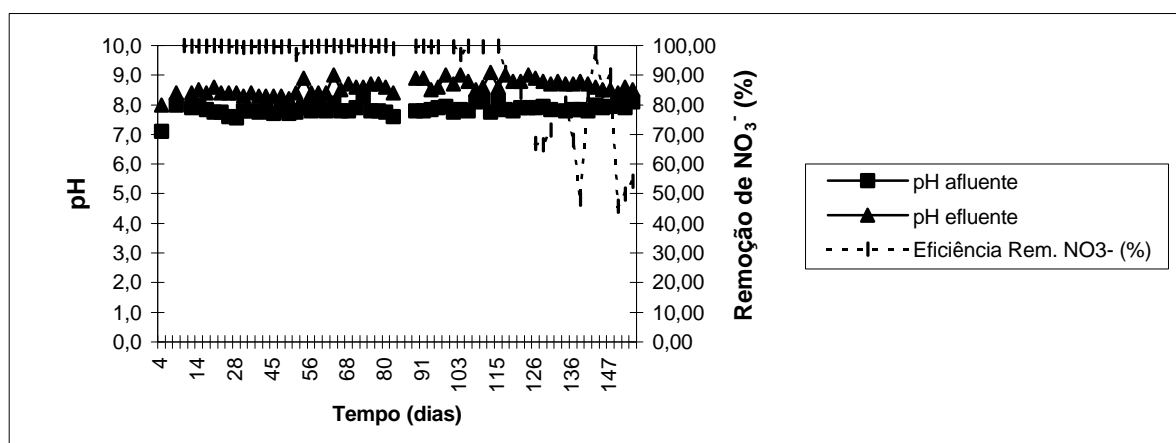


Figura 5. Coluna 2: nitritos e nitratos efluentes.



**Figura 6. Coluna 1: pH afluente e efluente e eficiência de remoção de nitratos**

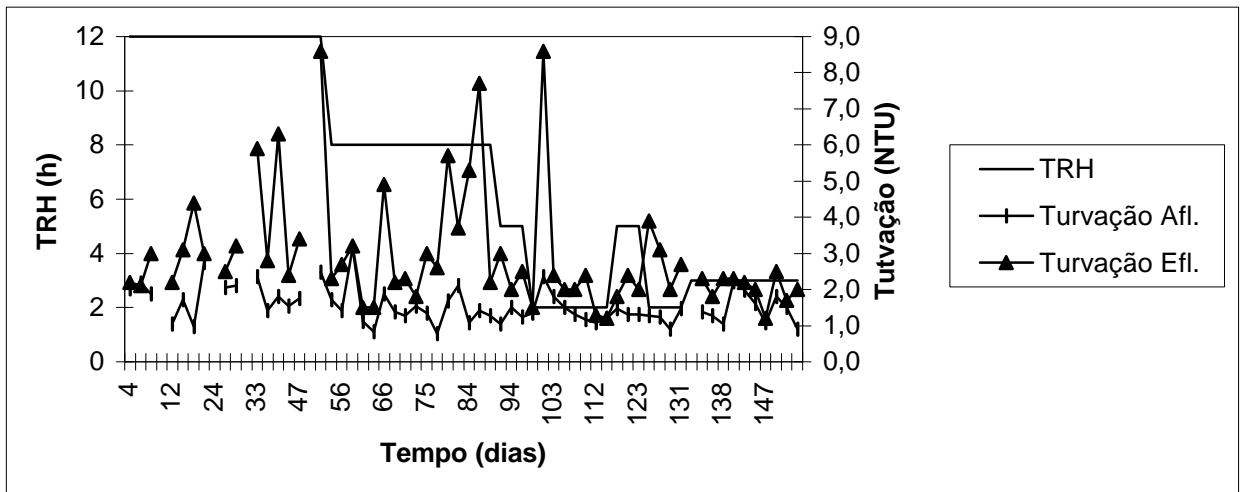


**Figura 7. Coluna 2: pH afluente e efluente e eficiência de remoção de nitratos**

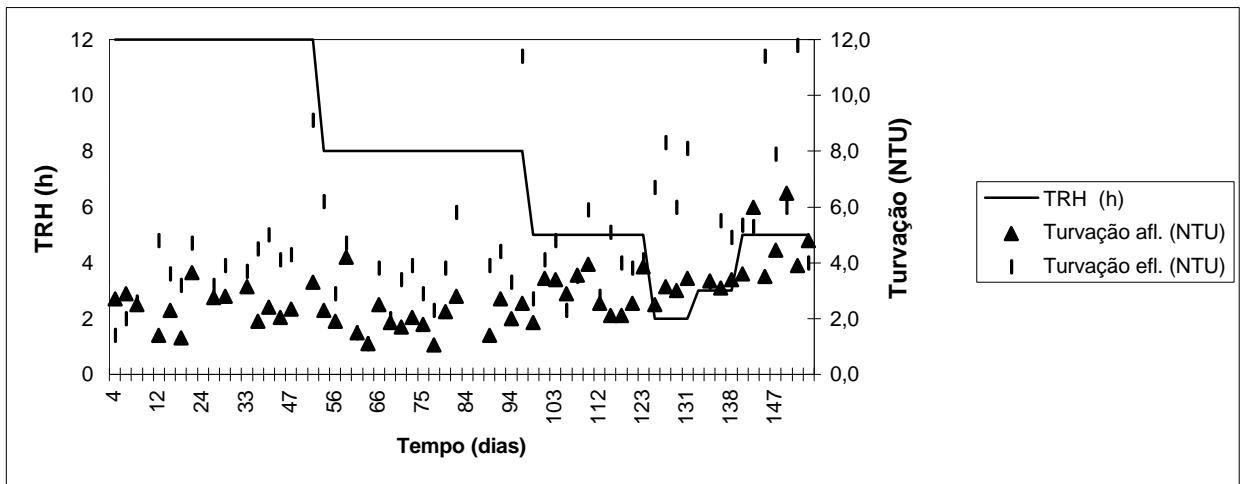
Verifica-se um aumento da turbidez da água tratada, em relação aos valores apresentados para a água bruta (Figuras 8 e 9). No entanto, os valores obtidos, em ambas as colunas, raramente são superiores a 6 NTU, o que pode ser justificado pela elevada eficiência de filtração da antracite.

O valor do carbono residual, medido como carbono orgânico dissolvido e no caso da Coluna 1, quando a razão C:N era igual a 2, variou entre 17,8 e 5,4 mg C/L (Figura 10). Quando a razão C:N foi reduzida para 1,5, e mais tarde para 1, o COD efluente sofreu uma diminuição significativa (para cerca de 2,0 e 1,5 mg C/L, respectivamente). Para a Coluna 2 verificou-se a mesma diminuição do COD residual, com a diminuição das razões C:N. Assim, verificaram-se

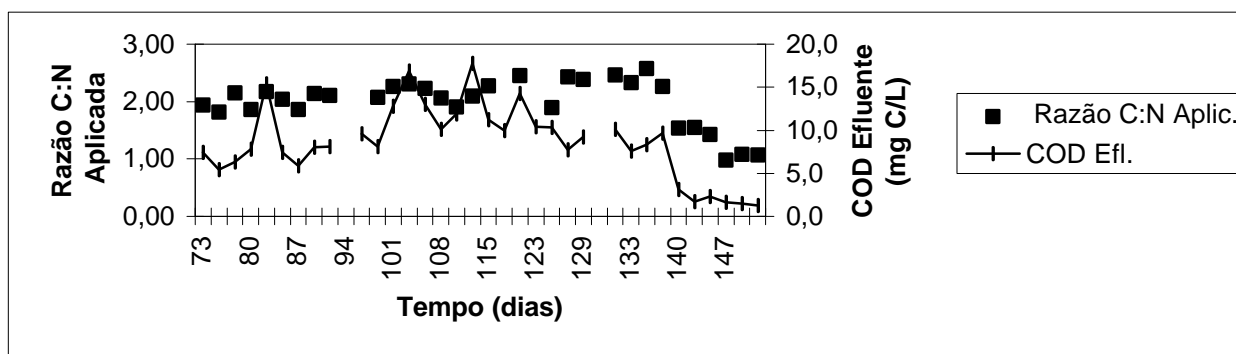
valores compreendido entre 4 e 22.6 mg C/L, para uma razão C:N de 2, enquanto que para C:N igual a 1.5 e 1 o valor de COD baixou para 2.3 e 1.5, respectivamente.



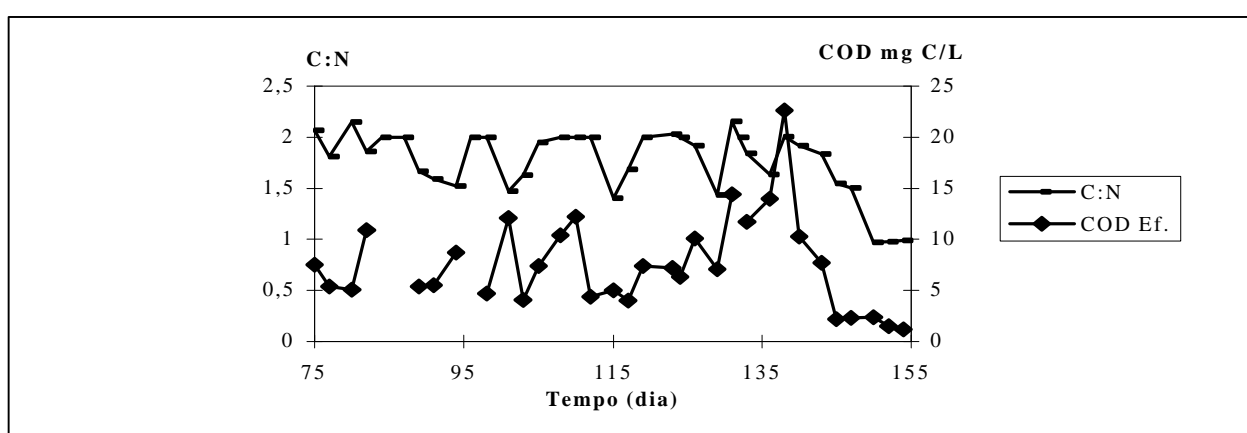
**Figura 8. Coluna 1: turvação afluyente e efluente e TRH.**



**Figura 9. Coluna 2: turvação afluyente e efluente e TRH**



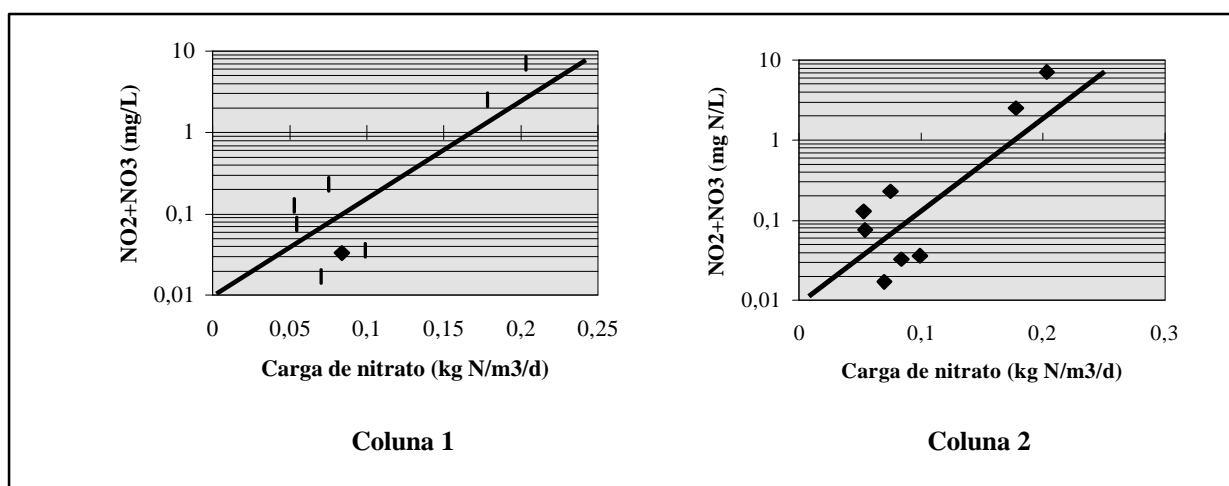
**Figura 10. Coluna 1: razão C:N aplicada e COD efluente**



**Figura 11. Coluna 2: razão C:N aplicada e COD efluente**

Os resultados experimentais indicam que águas contaminadas por nitratos podem ser desnitrificadas biologicamente em reactores do tipo filtro de fluxo ascendente utilizando antracite como meio de enchimento. Antracite granular com tamanho efectivo de 1.6 mm, coeficiente de uniformidade inferior a 1.4 e porosidade de 0.43 é adequada para este tipo de reactor, verificando-se que a acumulação de gás e/ou biomassa não impediu o fluxo de água, sendo a perda de carga insignificante.

Para a razão de C:N de 2, a eficácia de desnitrificação é função de carga de nitrato aplicada às colunas. Verifica-se na Figura 12 que, apesar das diferentes origens de água bruta, os graus de desnitrificação das colunas são semelhantes. Uma vez que, sob as condições da experiência, a carga de nitrato é directamente proporcional ao THR ou ao caudal afluente, a eficácia de tratamento das colunas pode ser prevista a partir da figura mencionada.



**Figura 12. Concentração residual de azoto oxidado vs. carga de nitrato**

Os valores obtidos para a contagem de bactérias heterotróficas efluentes foram, para a incubação a 37 °C, normalmente inferiores a 10<sup>5</sup> UFC/mL (Unidades Formadoras de Colônias/mL), enquanto que para uma incubação a 22 °C foram inferiores 10<sup>6</sup> UFC/mL.

### 3.3 - Identificação das Espécies Bacterianas

As espécies de bactéria heterotróficas identificadas foram *Aeromonas hydrophila/caviae*, *Alcaligenes xylooxidans denitrificans*, *Comanomonas acidovorans*, *Flavobacterium indologenes*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas cepacia*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas vesicularis* ou *Pseudomonas paucimobilis*, *Pseudomonas ssp.*, *Sphigonomonas paucimobilis* ou *Chryseomonas luteola* e *Xanthomonas maltophilia*.

## 4. CONCLUSÕES

A utilização de uma carga de nitratos da ordem dos 0.2 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/m<sup>3</sup>/d e um TRH superior a 2 horas, garante uma desnitrificação eficiente e fiável, obtendo-se um nível de nitratos residuais inferior ao VMR. Contudo, a acumulação de nitritos pode ultrapassar o VMA em águas para consumo e que se situa de 0.03 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L.

Foi possível minimizar a concentração de COD residual a valores próximos de 2 mg C/L utilizando uma razão C:N de 1.5, sem comprometer a qualidade da água desnitrificada em termos de manutenção dos valores de nitritos e nitratos efluentes inferiores aos valores máximos admissíveis.

O sistema de desnitrificação descrito pode ser operado de forma a obter uma eficiência de desnitrificação próxima de 100% com posterior mistura com água bruta, em proporção que permita não ultrapassar o VMR para o teor em nitratos, ou poder-se-á optar por uma utilização de menores TRH que permitam uma eficiência de desnitrificação suficiente para cumprir os VMR, e que, no caso estudado é de 75%.

São alcançados valores de nitrito residual bastante inferiores ao VMR, no caso da Coluna 1, para TRH igual ou superior a 3 horas e usando uma razão C:N superior a 1.5. No que diz respeito à Coluna 2, verificou-se se necessário um TRH igual ou superior a 5 h e uma razão C:N de 2. A utilização de TRH ou razões C:N inferiores aos referidos, implicaria submeter a água desnitrificada a um pós-tratamento que garantisse a oxidação dos nitritos a nitratos.

A água tratada pode apresentar uma elevada concentração de bactérias heterotróficas, não tendo sido, no entanto, identificada qualquer espécie de bactéria patogénica.. Contudo, para produção de água para consumo humano, a água desnitrificada deve ser sujeita a um tratamento adicional por processos de arejamento, floculação, filtração e desinfecção.

## **AGRADECIMENTOS**

O estudo foi parcialmente financiado pela Junta Nacional Investigação Científica e Tecnológica através de uma bolsa de mestrado.

Os autores gostariam de agradecer ao Laboratório de Hidráulica, pela cedência do espaço e equipamento que permitiram levar a cabo este estudo, ao Laboratório de Poluição que possibilitou a realização das determinações de COD e turvação, ambos os laboratórios pertencentes à Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto e ao LNIV pela disponibilização da água destinada à elaboração deste trabalho.

A menção de marcas e de certos produtos não implica qualquer preferência.

## **BIBLIOGRAFIA**

APHA, AWWA e WEF. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 19th Ed., Washinton D.C., 1995.

CHENG, C-Y, FERNANDES, E., "Denitrification of Contaminated Groundwater Using Upflow Biological Reactor", *Proceedings of the International Symposium on Environment and Interaction*, 18-19 Nov. 1996, Porto, Portugal, Paper 58.

BOUCHARD, D.C. *et al.*, "Nitrate Contamination of Groundwater: Sources and Potential Health Effects", *Journal AWWA*, Set., 85-90. 1992.

BOUER, E. J. e CROWE, P. B., "Biological Processes in Drinking Water Treatment", *Journal AWWA*, Set., 43-50. 1988.

HISCOCK, K. M., LLOYD, J. W., e LERNER, D. N.,. “Review of Natural and Artificial Denitrification of Groundwater”, *Wat. Res.*, **25**, 9, 1991, pp.1099-1111.

INSRJ (Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge) *Caracterização Físico-química das Águas de Abastecimento a escolas do Concelho de Vila do Conde*. 1996.

MARN (ministério do Ambiente e Recursos Naturais), *Plano Nacional da Política de Ambiente*, 1995.

SOARES, M. I. M. et al.,. “Denitrification in Laboratory sand Columns: Carbon Regime, Gas accumulation and Hydraulic properties”. *Wat. Res.*, **25**, 3, 1991, pp.325-332.