

## Remoção de compostos nitrogenados de águas residuárias de refinarias de petróleo através de reatores biológicos com fungos

**Mário de Alencar Freitas Neto,**

Eng. Civil, Doutorando,  
Universidade Federal do  
Ceará.  
engmarioneto@gmail.com

**João Paulo Leite Felix**

Eng. Civil, Mestre em  
Engenharia Civil.

**Isabelle Dias Branco Arthaud**

Bióloga, Doutoranda,  
Universidade Estadual do  
Ceará.

**Renato Carrhá Leitão**

Eng. Civil, Ph.D, Pesquisador,  
Embrapa-CE.

**Sandra Tédde Santaella**

Química, D.Sc. Profa. Adjunta,  
Universidade Federal do  
Ceará.

### Resumo

A ocorrência de compostos nitrogenados em efluentes de refinarias de petróleo com concentrações superiores aos limites legais é um problema sério e conhecido. A proposta desta pesquisa foi avaliar a remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato presentes em águas residuárias de indústrias petroquímicas, empregando processo biológico com fungos. Foram montados, em escala de laboratório, dois reatores biológicos aeróbios com fungos (RBF), com biomassa imobilizada e escoamento contínuo ascendente. Obtiveram-se boas remoções de amônia, nitrito e nitrato, sendo que os melhores resultados foram obtidos com o reator 2 (R2), operado com TDH de 4h e 0,5g de glicose/L, o qual apresentou eficiência de remoção de amônia de 57% ( $\pm 25,4$ ), nitrito 66% ( $\pm 40,7$ ) e nitrato 62% ( $\pm 29,9$ ). Pelos resultados obtidos, concluiu-se que reatores biológicos com fungos são uma alternativa viável para remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato de efluentes de refinarias de petróleo.

**Palavras-Chave:** Fungos. Compostos nitrogenados. Biomassa imobilizada. Águas residuárias de refinarias de petróleo.

### Abstract

The presence of nitrogenous compounds in effluent of petroleum refineries and with concentrations above legal limits is a known serious environmental problem. The proposal of this research was to evaluate the removal of nitrogen compounds (ammonia, nitrite and nitrate) present in petrochemical wastewater by using fungi biological reactor (FBR). In laboratory scale, two aerobic biological reactors with fungi acting as immobilized biomass and up-flow were investigated. Good removals of ammonia, nitrite and nitrate were reached, and the best results occurred in the reactor 2 (R2), operated with HRT of 4 h and 0.5 g glucose/L. The reactor showed removals of 57% ( $\pm 25.4$ ) for ammonia, 66% ( $\pm 40.7$ ) for nitrite and 62% ( $\pm 29.9$ ) for nitrate. The research findings showed that fungi biological reactors are a viable alternative for removal of inorganic nitrogen compounds in effluent from petroleum refineries.

**Keywords:** Fungi. Nitrogenous compounds. Immobilized biomass. Petroleum refinery wastewater.

## 1 Introdução

A contribuição do desenvolvimento tecnológico para os processos industriais é inquestionável, mas é também alarmante o aumento do número de poluentes que são gerados e que, fatalmente, são lançados no meio ambiente. Muitos poluentes são de difícil degradação e, portanto, se acumulam no ambiente e interferem no funcionamento normal da biosfera (MACIEL, 2003).

As refinarias de petróleo são as indústrias responsáveis pela transformação do óleo cru em derivados como o diesel, gasolina e óleo combustível. Porém, para que toda a demanda de refino seja atendida, ao final da cadeia de processamento do petróleo, há a geração de grandes quantidades de águas residuárias com elevada carga orgânica e poder tóxico (AVEI *et al.*, 2003). Dessa forma, o elevado consumo de energia proveniente de fontes fósseis, além de movimentar a base da economia mundial, acaba também por responder pela maior parte da poluição ambiental dos tempos atuais (FUENTES, 1998; LORA, 2000).

Entre os microrganismos que podem ser utilizados para o tratamento biológico de águas residuárias de refinarias de petróleo, os fungos vêm se mostrando hábeis em degradar efluentes tóxicos, sobrevivendo e crescendo em meios com concentrações elevadas de compostos recalcitrantes (SANTOS *et al.*, 2006; SANTOS & LINARDI, 2004; EGGEN & MAJCHERCZYK, 1998). Isto é possível porque os fungos produzem enzimas extracelulares oxidativas capazes de quebrar compostos policíclicos aromáticos de cadeia longa em compostos assimiláveis ao seu metabolismo, sendo que essa atividade é intensificada com a adição de um substrato primário, de fácil assimilação, como a glicose (GRIFFIN, 1994; ASSADI & JAHANGIRI, 2000).

Outro mecanismo que melhora a eficiência de remoção de compostos tóxicos por fungos é a aplicação deste com células imobilizadas. Pesquisas desenvolvidas com fungos e a utilização de reatores com biofilme aderido têm mostrado que esta configuração oferece grande eficiência e estabilidade, principalmente quando da necessidade de alta taxa de degradação (JOU & HUANG, 2002; GODJEVARGOVA *et al.*, 2003).

Diferentes tipos de materiais têm sido estudados como meio suporte para imobilização da biomassa fúngica: manta de poliamida (GODJEVARGOVA *et al.*, 2003; SAMPAIO *et al.*, 2004; GUIMARÃES *et al.*, 2005, SANTAELLA *et al.*, 1996), rede de metal (ALLEMAN *et al.*, 1994; ZHANG *et al.*, 1999), espuma de poliuretano (PALLERA & CHAMBERS, 1998; MIELGO *et al.*, 2002) são alguns exemplos de materiais que vêm sendo utilizados.

Os fungos filamentosos são os mais eficientes na produção de enzimas extracelulares oxidativas (EGGEN & MAJCHERCZYK, 1998). O *Aspergillus niger* é uma espécie de fungo filamentoso que tem eficiência comprovada para degradação de compostos recalcitrantes, quando aplicado no tratamento de efluentes industriais (MIRANDA *et al.*, 1996; VASSILEV *et al.*, 1997; GARCÍA *et al.*, 2000).

O objetivo deste trabalho é verificar a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato de água residuária de refinaria de petróleo (ARRP), através de reatores biológicos com fungos. Para isso, optou-se por aplicar reatores aerados de leito fixo submerso e escoamento ascendente contínuo, com biomassa imobilizada, tendo como inóculo a espécie fúngica *Aspergillus niger* AN 400. Foram avaliados também dois tipos diferentes de meios suportes (manta de poliamida e espuma de poliuretano) e a influência de fonte primária de carbono no tratamento da ARRP.

## 2 Metodologia

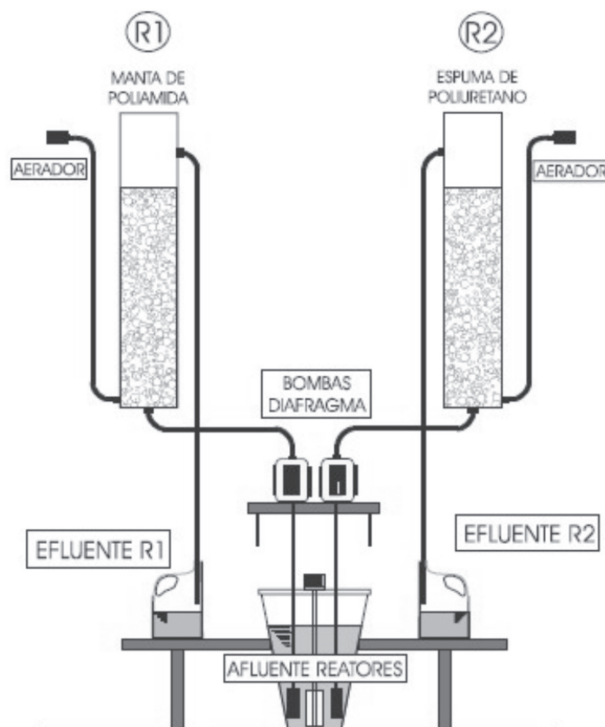
Para a realização desta pesquisa, foi montada uma instalação experimental no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Ceará – LABOSAN/UFC.

### **A água residuária utilizada na pesquisa**

A ARRP utilizada na pesquisa foi proveniente de uma unidade de refino da Petrobrás, LUBNOR – Lubrificantes e Derivados de Petróleo do Nordeste, localizada em Fortaleza - CE. A capacidade de processamento de petróleo desta refinaria durante o trabalho era de 1.000 m<sup>3</sup>/dia, tendo como principais produtos: asfalto, óleos lubrificantes, gás natural, óleo combustível para navios, gás de cozinha e óleo amaciante de fibras. Ao longo da pesquisa, a água residuária era coletada ao final da cadeia de processamento da LUBNOR, na Unidade de Tratamento de Despejo Industrial (UTDI), no poço de sucção localizado após o separador de fases óleo-água.

### **A instalação experimental**

A instalação experimental consistiu de dois reatores aeróbios, de leito fixo submerso e escoamento contínuo ascendente, confeccionados em acrílico e no formato cilíndrico, que possuíam 60 cm de altura, 10 cm de diâmetro e volume útil de 4,0 L. Os reatores foram elaborados com dois orifícios na base, para a entrada da ARRP e aeração, e um na parte superior para saída do efluente tratado. O esquema da instalação experimental é apresentado na Figura 1.



**Figura 1:** Esquema da instalação experimental.

### **O meio suporte**

No Reator 1 (R1), utilizou-se como meio suporte uma manta agulhada de poliamida de 2 cm de espessura e massa específica de  $23 \text{ Kg/m}^3$ , cortada em quadrados de  $4 \times 4 \text{ cm}$ . O meio suporte do Reator 2 (R2) foi uma espuma de poliuretano, em flocos irregulares e com massa específica também de  $23 \text{ Kg/m}^3$ . Os dois tipos de meio suporte foram agrupados em redes de polietileno, formando pequenos sacos. Cada reator foi preenchido com cinco sacos do meio suporte, até 80% da sua altura útil.

### **Parâmetros monitorados**

Os parâmetros monitorados durante a pesquisa para caracterização da ARRP afluenta aos reatores foram: alcalinidade, pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos suspensos, sólidos totais, nitrato, nitrito, amônia, óleos e graxas, sulfato, demanda química de oxigênio (DQO) e fenóis totais. No efluente tratado dos reatores, foram analisados os seguintes parâmetros: amônia, nitrito, nitrato e pH. Os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos em APHA (1995), com exceção de nitrato que foi determinado conforme RODIER (1975).

### **Tratamento estatístico dos resultados**

Utilizou-se o programa GraphPad Prism 4 para tratamento estatístico dos dados, aplicando-se o teste de Mann-Whitney.

### **Operação do sistema**

Inicialmente, os reatores (R1 e R2) foram inoculados com suspensão de esporos de *Aspergillus niger* AN 400 com concentração de  $2 \times 10^6$  esporos/mL. Após a inoculação, os reatores foram operados em regime de batelada por 24h, sem aeração, para crescimento do micélio. Após esse período, iniciou-se a aeração e a recirculação da água residuária nos reatores, mantidos por uma semana, para que ocorresse o crescimento e a imobilização dos fungos no meio suporte. Em fase posterior, a recirculação foi suspensa e os reatores passaram a ser alimentados em escoamento contínuo com ARRP. A partir desse momento, foram monitorados os parâmetros de interesse da pesquisa.

A ARRП era coletada semanalmente na LUBNOR, despejada em um reservatório de armazenamento e acidificada até pH 4,0, com HCl (P.A.), para evitar a contaminação por bactérias e fornecer ao *Aspergillus niger* pH ótimo para seu metabolismo (GRIFFIN, 1994). No reservatório de armazenamento, a água residuária era homogeneizada mecanicamente e recalçada para o interior dos reatores. Foram utilizados aeradores de aquário para saturação de oxigênio dissolvido nos sistemas. Os reatores foram operados durante 157 dias, divididos em 4 Fases, como apresentado na Tabela 1.

**Tabela 1:** Fases de operação dos reatores.

<i>Fase</i>	<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>	<i>IV</i>
COV <sup>1</sup> (mg DQO/L.h)	31,63	78,50	128,25	236,0
TDH <sup>2</sup> (h)	8	8	4	4
Glicose (g/L)	0,0	0,5	0,5	1,0
Duração (dias)	36	59	38	24

<sup>1</sup> Carga orgânica volumétrica, <sup>2</sup> Tempo de detenção hidráulica.

### 3 Resultados e discussão

#### 3.1 Caracterização da água residuária

Os parâmetros que caracterizaram a água residuária afluyente aos reatores, com dados do número de determinações, média e intervalo de confiança, são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2:** Parâmetros de caracterização da água residuária afluyente aos reatores.

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade</i>	<i>Nº de determinações</i>	<i>Valor Médio</i>
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> /L	35	77,4 ± 7,8
pH	-	91	7,0 ± 0,1
Turbidez	UT	91	106 ± 38
Condutividade elétrica	mS/cm	81	1,4 ± 0,3
Sólidos Suspensos	mg/L	91	53 ± 8,4
Sólidos Totais	mg/L	26	1.650 ± 730
Nitrato	mg N-NO <sub>3</sub> /L	91	0,73 ± 0,44
Nitrito	mg N-NO <sub>2</sub> /L	91	0,40 ± 0,27
Amônia	mg N-NH <sub>3</sub> /L	86	13,80 ± 6,70
Óleos e graxas	mg/L	13	51,05 ± 13,00
Sulfato	mg/L	23	50,96 ± 15,74
DQO	mg/L	91	262 ± 64
Fenóis totais	mg/L	91	0,46 ± 0,07

#### 3.2 Fase I (TDH = 8 h e ausência de glicose)

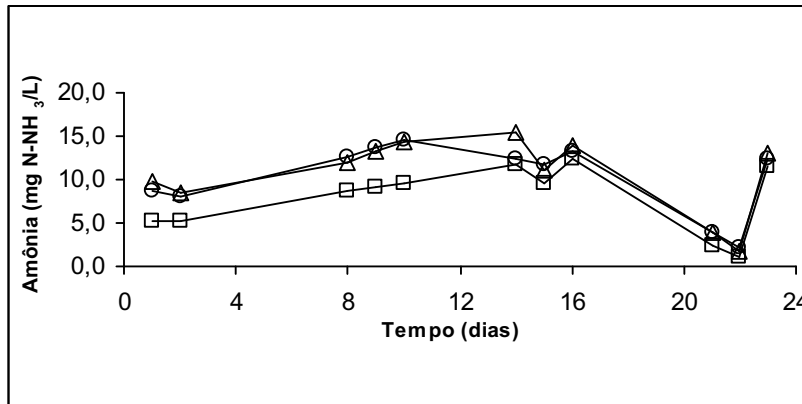
Nesta Fase, os reatores foram operados com uma carga orgânica volumétrica (COV) de 31,63 mg DQO/L.h. O valor médio de DQO afluyente foi de 253 (± 102) mg DQO/L, e de 125 (± 39) e 95 (± 24) mg DQO/L para os efluentes de R1 e R2, respectivamente. Nas Figuras 2 a 4, estão apresentados os resultados de amônia, nitrito e nitrato obtidos com valores médios de pH de 3,97; 3,94 e 3,97 para afluyente e efluentes de R1 e R2, respectivamente.

As concentrações de amônia no afluyente aos reatores tiveram valor médio de 7,87 mg N-NH<sub>3</sub>/L e houve síntese de 43% (± 37,6%) de amônia nos dois reatores, com valores médios das concentrações nos efluentes de 10,31 mg N-NH<sub>3</sub>/L e 10,62 mg N-NH<sub>3</sub>/L, para R1 e R2, respectivamente.

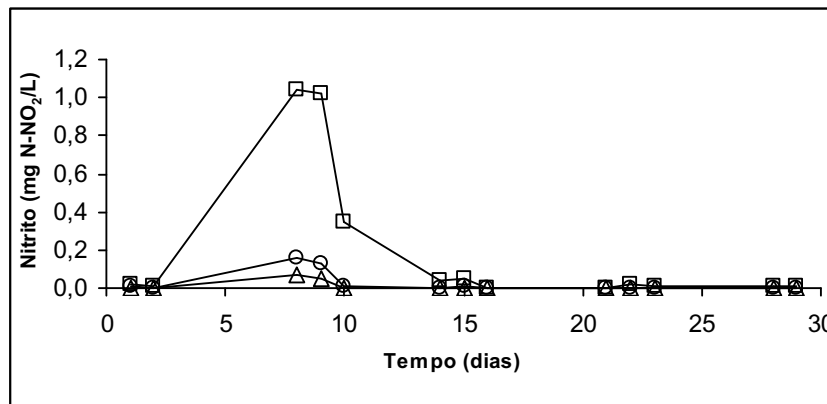
Segundo JENNINGS (1995), algumas espécies de *Aspergillus* podem produzir amônia a partir de nitrato e nitrito. Porém, as concentrações de nitrato e nitrito, que poderiam ser reduzidos à amônia através do processo de amonificação, presentes no afluyente, não justificam o incremento da concentração no efluente dos dois reatores. Também, como nesta fase

ocorreu consumo de oxigênio nos reatores (tanto para remoção de matéria orgânica, quanto para metabolização de material nitrogenado), é provável que amônia tenha sido liberada para o meio após a atividade enzimática de quebra de compostos orgânicos nitrogenados presentes no afluente. Por outro lado, não foram realizadas determinações de NTK e nitrogênio orgânico para comprovação desta hipótese.

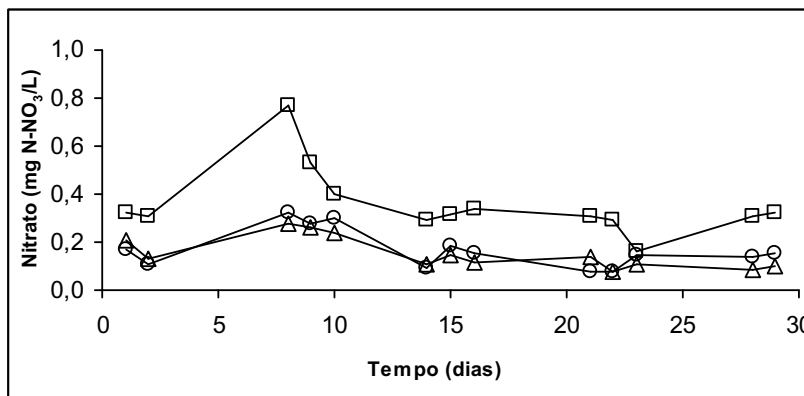
Outra possibilidade para explicar o aumento na concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes dos reatores seria o fato de que o afluente não era estéril e, portanto, poderia haver bactérias resistentes ao meio ácido. Isto sugere que a produção de amônia tenha acontecido através de metabolismo bacteriano.



**Figura 2:** Variação de amônia no TDH de 8h. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (Δ) – Efluente do R2



**Figura 3:** Variação de nitrito no TDH de 8h. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (Δ) – Efluente do R2



**Figura 4:** Variação de nitrato no TDH de 8h. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (Δ) – Efluente do R2.

As concentrações de nitrito no afluente eram baixas, com média de 0,18 mg N-NO<sub>2</sub>/L, sendo observada grande redução, com média de 82% (± 18,1%) e 89% (± 15,8%) para R1 e R2, respectivamente. Também foram observados altos índices de eficiência de remoção de nitrito durante os dias 8, 9 e 10 de operação, em que as concentrações de N-NO<sub>2</sub>/L afluente aos reatores ficaram acima da média do período, mostrando a facilidade de adaptação dos fungos às diferentes mudanças que podem ocorrer no meio em que vivem.

Mesmo com valores baixos de nitrato no afluente neste período, com média de 0,38 mg N-NO<sub>3</sub>/L, houve remoção de 53% (± 18,2%) para o R1 e de 55% (± 13,9%) para o R2, confirmando o exposto por GRIFFIN (1994), que afirma que, na ausência de fontes primárias de carbono, os fungos têm preferência por nitrato.

### 3.3 Fase II (TDH = 8 h e 0,5 g glicose/L)

Na Fase II, os reatores foram operados durante 59 dias com TDH de 8 h, adição de 0,5 g de glicose/L, como fonte primária de carbono. Os valores médios de pH foram de 3,77 no afluente, 4,39 no efluente do R1 e 3,84 no efluente do R2. Os reatores foram operados a uma COV de 78,50 mg DQO/L.h. O valor médio de DQO afluente foi de 302 (± 102) mg DQO/L, e de 131 (± 26) e 98 (± 21) mg DQO/L para os efluentes de R1 e R2, respectivamente. Os resultados obtidos nesta fase estão apresentados nas Figuras 5 a 7.

De forma distinta ao ocorrido na Fase I, pode ser observado, na Figura 5, que ocorreu remoção de amônia tanto em R1, quanto em R2. FURTADO (1998) utilizando reatores biológicos aerados a uma concentração de 5mg O<sub>2</sub>/L, com partículas de carbono ativadas, como meio suporte, inoculados com bactérias do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, para tratamento de efluentes de indústrias petrolíferas, conseguiu remoção máxima de amônia de 82%, com TDH de 10 h, valores esses superiores aos que foram verificados nesta pesquisa.

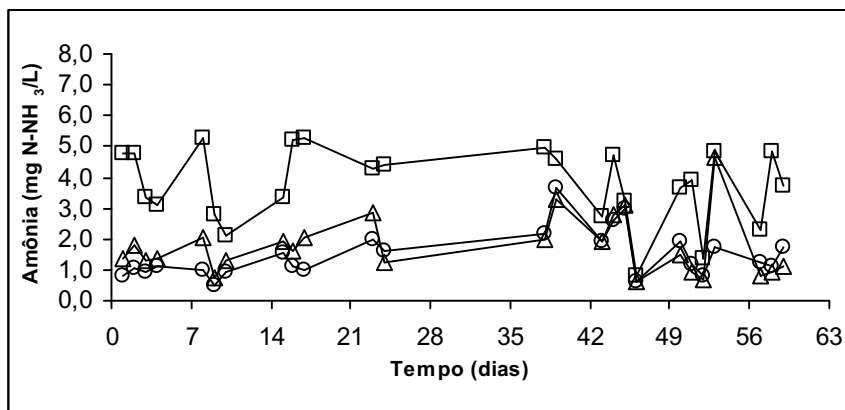


Figura 5: Variação de amônia no TDH de 8 h, 0,5 g glicose/L. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.

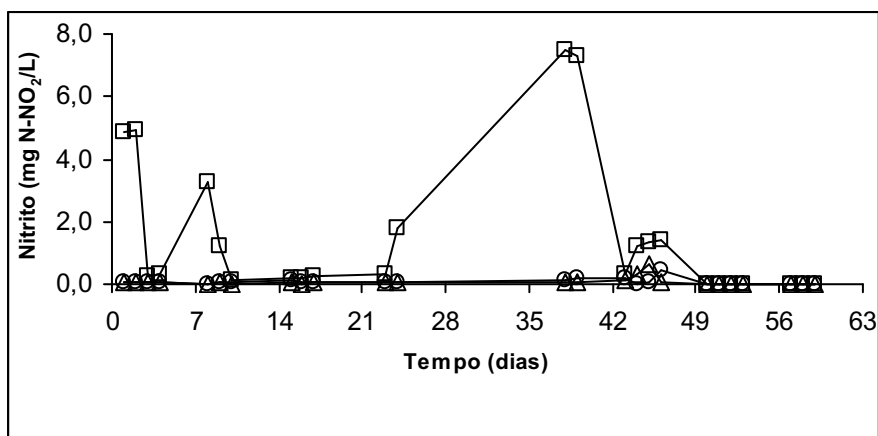
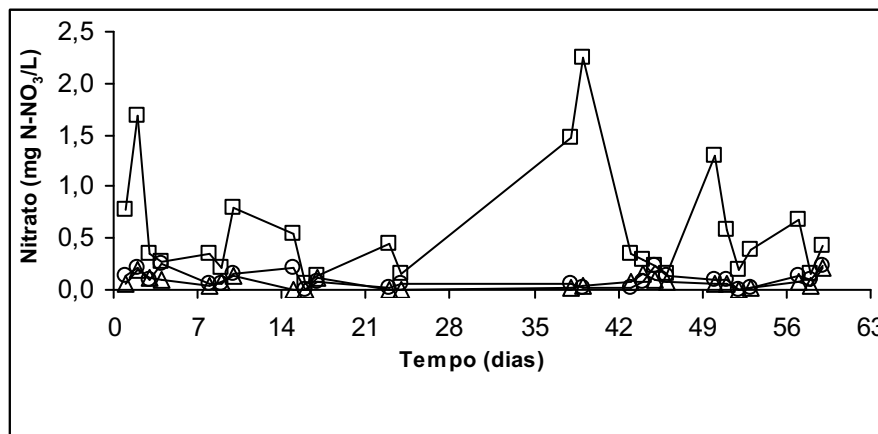


Figura 6: Variação de nitrito no TDH de 8 h, 0,5 g glicose/L. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.



**Figura 7:** Variação de nitrato no TDH de 8 h, 0,5 g glicose/L. (○) – Afluente; (●) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.

Assim como na Fase I, ocorreu um aumento súbito na concentração de nitrito no afluente (dias 38 e 39 de operação), porém os reatores responderam prontamente à sobrecarga.

Nesta fase, foi verificado que todos os parâmetros monitorados foram removidos, com as eficiências apresentadas na Tabela 3. Comparando à Fase I, com adição de glicose, os fungos podem ter se adaptado melhor ao novo ambiente, apresentando crescimento superior ao das bactérias, cuja suspeita de presença, discutida nos resultados da fase anterior, fora confirmada, através de exames microbiológicos realizados em amostras de meio suporte de cada reator. Esta análise foi realizada logo no início desta fase da pesquisa.

**Tabela 3:** Eficiências médias e intervalos de confiança de remoção de amônia, nitrito e nitrato, durante a Fase II.

<i>Forma de nitrogênio</i>	<i>Eficiência de remoção R1 (%)</i>	<i>Eficiência de remoção R2 (%)</i>
Amônia	57 (± 17,9)	51 (± 17,8)
Nitrito	59 (± 34,0)	61 (± 33,8)
Nitrato	70 (± 24,7)	80 (± 18,0)

### 3.4 Fase III (TDH = 4 h e 0,5 g glicose/L)

Na Tabela 4, estão apresentadas as eficiências de remoção para amônia, nitrato e nitrito nesta fase, em que se observa que a remoção de amônia foi similar à da Fase II, cujos valores foram de 57%, 51% para R1 e R2; a eficiência de remoção de nitrito foi maior em relação à Fase II (59 e 61%, para R1 e R2), porém inferiores àqueles obtidos na Fase I (82 e 89%). Com relação a nitrato houve um pequeno decréscimo, comparado à eficiência de remoção na Fase II (70 e 80% para R1 e R2), porém estes valores foram semelhantes aos da Fase I (55 e 53%), o que pode ser explicado pela não adaptação dos fungos à elevação da COV, que ocorreu da Fase II para Fase III.

**Tabela 4:** Valores das eficiências médias e intervalo de confiança de remoção dos parâmetros amônia, nitrito e nitrato, para a Fase III.

<i>Forma de nitrogênio</i>	<i>Eficiência de remoção R1 (%)</i>	<i>Eficiência de remoção R2 (%)</i>
Amônia	54 (± 26,5)	57 (± 25,4)
Nitrito	78 (± 35,6)	66 (± 40,7)
Nitrato	63 (± 26,9)	62 (± 29,9)

Na Fase III, o TDH foi reduzido para 4 h, manteve-se a adição de 0,5 g de glicose/L, ao afluente, os valores médios de pH do afluente, R1 e R2, foram respectivamente 3,62; 3,82 e 3,78, e os reatores foram operados durante 38 dias, à COV de 128,25 mg DQO/L.h. O valor médio de DQO afluente foi de 513,0 (± 90) mg DQO/L, e de 236 (± 56) e 216 (± 49) mg DQO/L para os efluentes de R1 e R2, respectivamente. Nas Figuras 8 a 10, estão apresentados os resultados para esta fase.

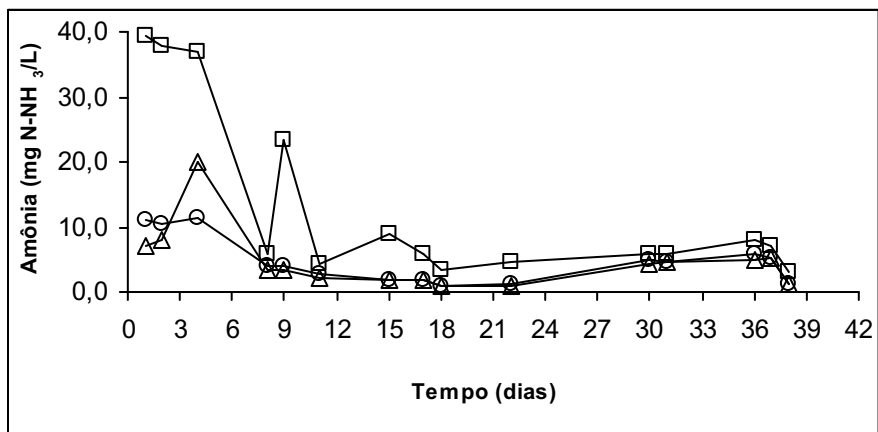


Figura 8: Variação de amônia no TDH de 4 h, 0,5 g glicose/L. (□) – Afluentes; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.

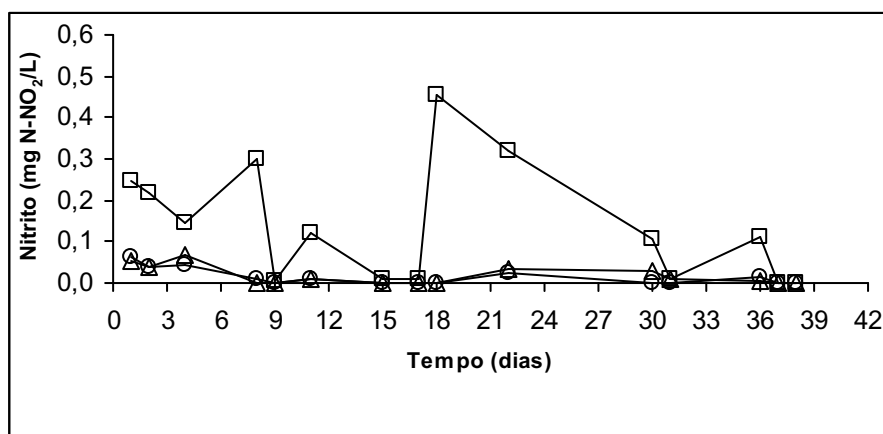


Figura 9: Variação de nitrito no TDH de 4 h, 0,5 g glicose/L. (□) – Afluentes; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.

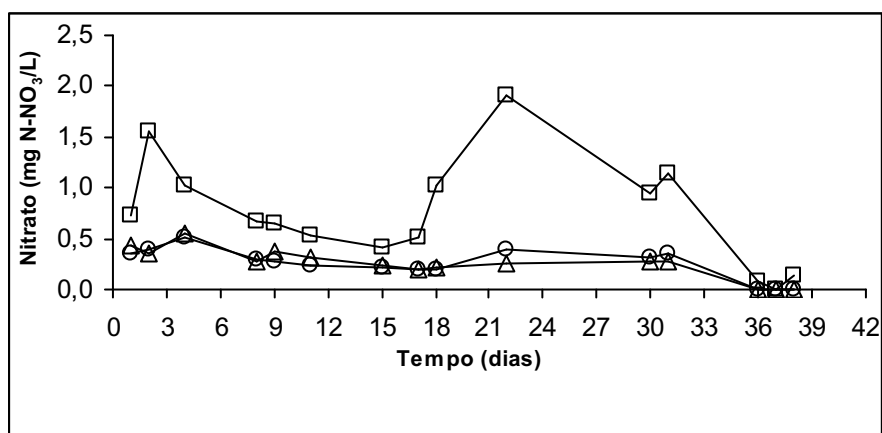


Figura 10: Variação de nitrato no TDH de 4 h, 0,5 g glicose/L. (□) – Afluentes; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.



### 3.5 Fase IV (TDH = 4 h e 1,0 g glicose/L)

Na Fase IV, os reatores foram operados a uma COV de 236 mg DQO/L.h. O valor médio de DQO afluente foi de 944 ( $\pm 131$ ) mg DQO/L, e de 682 ( $\pm 168$ ) e 588 ( $\pm 157$ ) mg DQO/L para os efluentes de R1 e R2, respectivamente. Nas Figuras 11 a 13, estão apresentados os resultados de 24 dias de operação, com valor médio de pH do afluente igual a 3,72 e do efluente igual a 3,73 e 3,77 para R1 e R2, respectivamente.

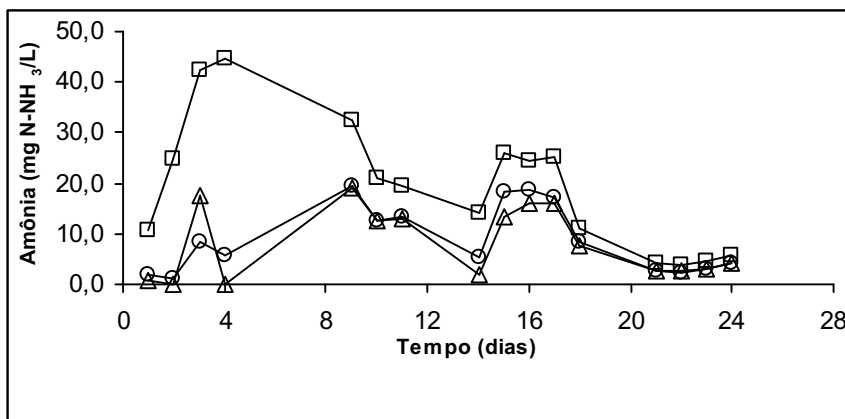


Figura 11: Variação de amônia no TDH de 4 h, 1,0 g glicose/L. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2

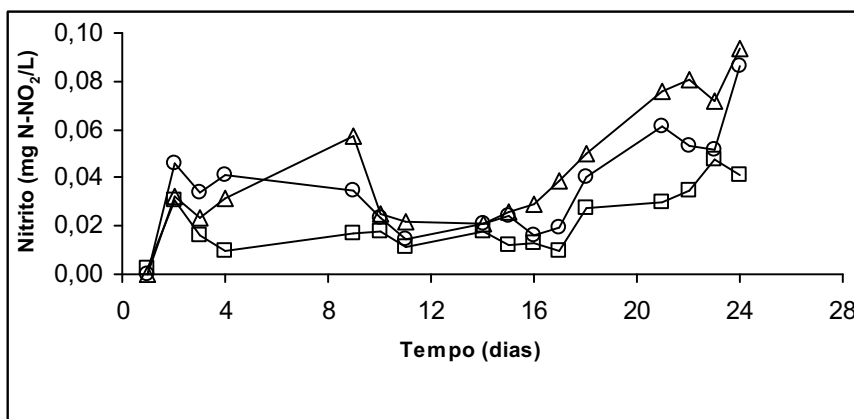


Figura 12: Variação de nitrito no TDH de 4 h, 1,0 g glicose/L. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.

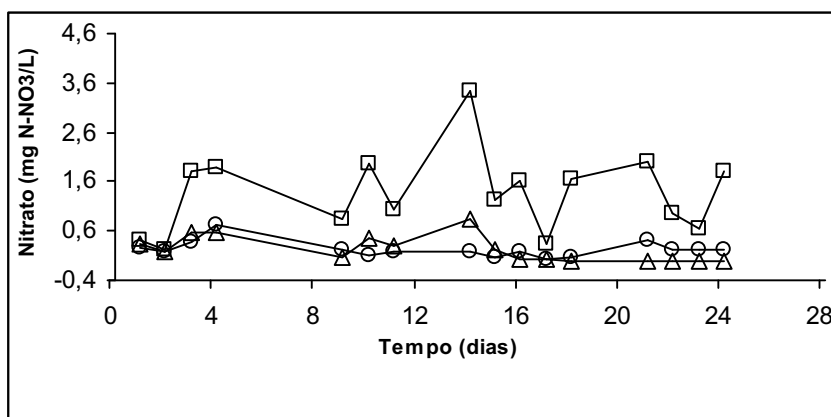


Figura 13: Variação de nitrato no TDH de 4 h, 1,0 g glicose/L. (□) – Afluente; (○) – Efluente do R1; (△) – Efluente do R2.

Visou-se otimizar o sistema, aumentando a concentração de glicose, ao afluente, de 0,5 g de glicose/L, para 1,0 g de glicose/L, visto que, com maiores COV, o acréscimo na concentração de glicose poderia não causar grandes elevações nos custos do sistema e melhorar a eficiência na remoção dos compostos nitrogenados. Durante esta fase da pesquisa, ocorreu remoção de amônia, mesmo com incrementos repentinos (dias 3 e 4) e, ainda, um valor médio de concentração superior ao verificado nas Fases anteriores.

Foi verificado, em relação ao nitrito, que o valor médio no efluente foi de 0,04 mg N-NO<sub>2</sub>/L para os dois reatores, sendo o dobro do valor do afluente 0,02 mg N-NO<sub>2</sub>/L, mostrando uma pequena produção de nitrito. Com o aumento na concentração de glicose, e conseqüente crescimento dos microrganismos, o volume útil do reator pode ter diminuído dificultando a oxigenação homogênea do reator. HWANG *et al.*, (2004), utilizando um reator biológico de leito fixo e aerado, inoculado com *Aspergillus niger* NBG5, para remoção de compostos nitrogenados de efluente de sistemas de aquíicultura, observaram que no reator existiam zonas com menores concentrações de OD, nas quais alguns organismos autotróficos poderiam se desenvolver. Nos reatores R1 e R2 pesquisados, zonas com baixas concentrações de OD podem ter sido criadas, nas quais microrganismos produtores de nitrito poderiam se desenvolver, justificando a produção de nitrito, nos efluentes de R1 e R2.

Na Tabela 5, estão mostradas as variações ocorridas durante a Fase IV. Os valores médios de remoção de amônia e nitrato não divergiram muito dos obtidos nas Fases II e III, sendo que para nitrato houve uma melhora significativa em relação às Fases I e III, com valores semelhantes aos observados na Fase II, mostrando que os fungos estavam mais adaptados às novas condições dos reatores. O aumento na COV, com diminuição do TDH e acréscimo na concentração de glicose, não melhorou a remoção de amônia e nitrito, do afluente, em relação às Fases II e III, sendo que para o nitrato a remoção melhorou substancialmente, em relação às Fases I e III, com valores parecidos aos observados na Fase II.

**Tabela 5:** Valores das variações médias e intervalo de confiança de remoção/produção dos parâmetros amônia, nitrito e nitrato, para a Fase IV.

<i>Forma de nitrogênio</i>	<i>Eficiência de remoção R1 (%)</i>	<i>Eficiência de remoção R2 (%)</i>
Amônia	48 (± 26,1)	53 (± 28,2)
Nitrito	-75 (± 149,0)	-109 (± 217,9)
Nitrato	76 (± 24,2)	79 (± 28,2)

#### 4 Conclusões

Nesta pesquisa, a utilização de RBF apresentou-se como uma alternativa viável para a remoção de amônia, nitrito e nitrato durante o tratamento de efluentes de indústrias petroquímicas, sendo que o melhor resultado foi obtido com COV de 128,25 mg DQO/L.h, TDH de 4 h e 0,5 g de glicose/L (Fase III), para R1 e para R2.

A elevação na COV, com valor de 128,25 mgDQO/L.h (Fase III), não afetou as eficiências dos reatores ,porém, na Fase IV, com uma elevação mais acentuada da COV (236,00 mg DQO/L.h), os reatores demonstraram instabilidades, com diminuição nas eficiências de remoções, principalmente em relação à amônia e nitrito.

Os meios suporte não influenciaram o desempenho dos reatores R1 e R2, durante a pesquisa, para remoção de amônia, nitrito e nitrato, ou seja, para as condições nas quais esta pesquisa foi realizada, tanto a manta agulhada de poliamida quanto a espuma de poliuretano são tecnicamente adequadas.

A manutenção do pH do afluente em 4,0 não evitou uma possível contaminação bacteriana nos reatores, o que pode ter influenciado nos resultados da Fase I.

#### 5 Agradecimentos

FINEP – que através do EDITAL CTPETRO CNPq-FINEP 03/2001 financiou a pesquisa.

LUBNOR/Petrobrás - Lubrificantes e Derivados de Petróleo do Nordeste –CE.

Aos Coordenadores: RECUPETRO, Prof. Antonio Fernando e da sub-rede RELINE, Prof. Mário Kato.

CNPq – pela concessão de bolsas de mestrado para a realização da pesquisa.

FUNCAP - pela concessão de bolsa de mestrado para a realização da pesquisa.

## Referências

- ALLEMAN, B. C. *et al.* Degradation of pentachlorophenol by fixed films of white rot fungi in rotating tube bioreactors. *Water Research*, London, v. 29, p. 61-67. 1994.
- ASSADI, M. M.; JAHANGIRI, M. R. Textile wastewater treatment by *Aspergillus niger*. *Desalination*, London, v. 141, p. 1-6. 2000.
- AVEI, A. *et al.* Peroxidation in muscle and liver tissues from fish in a contaminated river due to a petroleum refinery industrial. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, London, v. 54, n. 1, p. 1-5, 2003.
- DARMSTADT, E. MERCK. *The testing of water*. 9th ed. Berlin: MERCK, 1972. 166 p
- EATON, A. D.; Clesceri, L. S.; Greenberg, A. E. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19. ed. Washington, DC: APHA, 1995.
- EGGEN, T.; MAJCHERCZYK, A. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) ind contaminated soil by white rot fungus *Pleurotus ostreatus*. *International Biodeterioration & Biodegradation*, London, v. 41, p. 111-117. 1998.
- FUENTES, F. A. *et al.* Survival of *Candida albicans* e *Pseudomonas aeruginosa* in oil polluted tropical coastal waters. *Water Research*, London, v. 32, n. 7. p. 2154-2170. 1998.
- FURTADO, A. A.L. Effect of hydraulic retention time on nitrification in an airlift biological reactor. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, São Paulo, v. 15, n. 3, p 303-307, 1998.
- GARCÍA, G. P. R. *et al.* Removal of phenol compounds from olive mill wastewater using *Phanerochaete chrysosporium*, *Aspergillus niger*, *Aspergillus terreus* and *Geotrichum condidum*. *Process Biochemistry*, London, v. 35, p. 751-758. 2000.
- GODJEVARGOVA, T. *et al.* Biodegradation of toxic organic components from industrial phenol production waste water by free and immobilized *Trichosporon cutaneum* R57. *Process Biochemistry*, London, v. 38, n. 6, p. 915-920. 2003.
- GRIFFIN, D. H. *Fungal physiology*. 2. ed. New York: Wiley-Liss, 1994. 458 p.
- GUIMARÃES, C. *et al.* Continuous decolorization of a sugar refinery wastewater on a modified rotating biological contactor whit *Phanerochaete chrysosporium* immobilized on polyurethane foam disks. *Process Biochemistry*, London, v. 40, n. 2, p. 535-540, 2005.
- HWANG, S-C. *et al.* Removal of multiple nitrogenous wastes by *Aspergillus niger* in a continuous fixed-slab reactor. *Bioresource Technology*, London, v. 93, n.2, p. 131-138. 2004.
- JENNINGS, D. H. *The physiology of fungal nutrition*. New York: Cambridge University Press, 1995. 595 p.
- JOU, C. G.; HUANG, G. A pilot study for oil refinery wastewater treatment using a fixed-film bioreactor. *Advances in Environmental Research*, London, v. 7, p. 463-469, 2002.
- LORA, E. S. *Prevenção e controle da poluição nos setores energéticos, industriais e de transportes*. Brasília, DF: ANEEL, 2000. 862 p.
- MACIEL, I. M. C. T. *Avaliação do potencial de bactérias para degradar derivados do petróleo e produzir biossurfactantes*. 2003. 40 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais)-Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2003.
- MIELGO, I. *et al.* Biodegradation of a polymeric dye in a pulsed bed bioreactor by immobilised *Phanerochaete chrysosporium*. *Water Research*, New York, v. 36, n. 11, p. 1896-1901, 2002.
- MIRANDA, M. P. *et al.* Color elimination from molasses wastewater by *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*, Essex, v. 57, p. 229-235, 1996.
- PALLERA, S.; CHAMBERS, R. P. Reactor development for biodegradation of pentachlorophenol. *Catalysis Today*, Amsterdam, v. 40, p. 103-111, 1998.
- RODIER, J. *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer*. Paris: Dunod, 1975. 629 p.
- SAMPAIO, M. M. S. *et al.* Pós-tratamento de efluente de um reator UASB através de um reator biológico com fungos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, São Paulo, v. 9, n. 1, p. 73-81, 2004.
- SANTAELLA, S. T. *Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgotos de uma indústria de beneficiamento de castanha de caju: relatório de pesquisa*. Fortaleza: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, 1996.

SANTOS, E. M. A. *et al.* Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido de reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústria de castanha de caju. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, São Paulo, v. 11, n. 1, p. 39-45, 2006.

SANTOS, V. L.; LINARDI, V. R. Biodegradation of phenol by a filamentous fungi isolated from industrial effluents - identification and degradation potencial. *Process Biochemistry*, London, v. 39, n.1, p. 1001-1006, 2004.

VASSILEV, et al. Olive mill waste water treatment by immobilized cells of *Aspergillus niger* and its enrichment with soluble phosphate. *Process Biochemistry*, London, v. 32, n. 7, p. 617-620, 1997.

ZHANG, F. M. et al. Decolourization of cotton bleaching effluent with wood rotting fungus. *Water Research*, London, v. 33, n. 4, p. 919-928, 1999.

## SOBRE OS AUTORES

### **Mário de Alencar Freitas Neto**

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Piauí em 2002. M. Sc, em Engenharia Civil, Saneamento Ambiental, pela Universidade Federal do Ceará em 2005. Atualmente é aluno de Doutorado em Engenharia Civil, A.C. Saneamento Ambiental na Universidade Federal do Ceará.

### **João Paulo Leite Felix**

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará em 2002. M. Sc, em Engenharia Civil, Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará em 2005. Atualmente consultor da Engesoft.

### **Isabelle Dias Branco Arthaud**

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Ceará em 1999. M. Sc, em Engenharia Civil, Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará em 2005. Atualmente é aluna de Doutorado em Biotecnologia na Universidade Estadual do Ceará.

### **Renato Carrhá Leitão**

Graduado em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará em 1988. M. Sc em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos em 1991, Ph.D. em Ciências Ambientais pela Wageningen University and Research Center em 2004. Atualmente é Pesquisador A da Embrapa. .

### **Sandra Tédde Santaella**

Graduada em Química pela Universidade Federal de São Carlos em 1981. M. Sc em Química pela Escola de Engenharia de São Carlos em 1987, D.Sc em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos em 1993. Atualmente é professora adjunta do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.