

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM EFLUENTE DE PARBOILIZAÇÃO DE ARROZ

NUTRIENT REMOVAL EVALUATION FROM PARBOILED RICE WASTEWATER

SARAIVA, Libertalamar B.¹; KOETZ, Paulo R.

RESUMO

O estudo da remoção de nutrientes foi realizado em um sistema constituído de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e um reator seqüencial em batelada (SBR), utilizando efluente de parboilização de arroz como substrato. O reator UASB foi inoculado com biomassa anaeróbia de reator industrial com sólidos suspensos voláteis de $4g.L^{-1}$. O reator SBR foi inoculado com lodo ativado de curtume com sólidos suspensos voláteis de $3g.L^{-1}$. O sistema foi alimentado com uma demanda química de oxigênio (DQO) média de $2770 mg.L^{-1}$, nitrogênio kjeldhal total (NTK) de $47 mg.L^{-1}$ e fósforo total (P) de $66 mg.L^{-1}$, vazão de $6,6 L.d^{-1}$ no reator UASB e $2 L.d^{-1}$ no SBR. Os reatores foram operados a uma temperatura média de $25^{\circ}C$ e o reator SBR em programa de quatro ciclos de seis horas. Os resultados mostraram uma eficiência média de 87% para remoção da DQO, de 76% para NTK e 14,2% para fósforo.

Palavras-chave: nutriente, Parboilização de Arroz, efluentes.

INTRODUÇÃO

A agroindústria é a principal atividade econômica da região sul do Rio Grande do Sul, pois é um importante polo na produção de alimentos, com destaque para o processamento de grãos. O principal grão processado nesta região é o arroz com produção de 3.590.000 toneladas no RS, o que representa quase a metade da produção nacional (IBGE, 1998).

O processo de parboilização do arroz aumenta as qualidades físicas e nutricionais do grão e exige uma considerável quantidade de água, principalmente para o processo de encharcamento, o que gera um efluente rico em matéria orgânica e, nutrientes como nitrogênio e fósforo em quantidades que variam de 67 a $171 mg.L^{-1}$ e $20,5$ a $192 mg.L^{-1}$, respectivamente (LPC, 1998).

O excesso de nutrientes em águas superficiais é responsável pelo crescimento desordenado de algas e plantas aquáticas causando a eutrofização, que tem sido na atualidade um dos mais significantes problemas de qualidade de águas no mundo inteiro (JEON & PARK, 2000).

A remoção biológica de nutrientes em sistemas de lodo ativado modificados tem trazido importantes benefícios no controle e minimização da eutrofização, com sistemas de fluxo contínuo e ou seqüencial em batelada, com configurações que podem estimular a remoção simultânea de carbono orgânico,

nitrogênio e fósforo (EKAMA & WENTZEL, 1999; BRENNER, 2000).

Os processos biológicos de remoção de nitrogênio se constituem de nitrificação em lodo ativado, ou conversão de amônia e nitrogênio orgânico em nitrato por oxidação com organismos nitrificantes e, desnitrificação ou conversão de nitrato em nitrogênio gasoso em meio anaeróbio (RANDALL & STENSEL, 1992).

Para Marais em 1983 e Comeau em 1986, apud SEDLAK (1991), o mecanismo de remoção de fósforo se constitui das fases de fermentação e estocagem de ácidos graxos voláteis, em fase anaeróbia e produção de novas células com absorção de fósforo em fase aeróbia. Acetato e outras substâncias são produzidos por reações de fermentação na zona anaeróbia, assimilados e estocados dentro da célula como polihidroxibutirato (PHB) por microrganismos capazes de remover posteriormente o excesso de fósforo do meio líquido. A energia requerida para esta reação, na fase anaeróbia, é fornecida pela hidrólise de polifosfatos intracelulares. No estágio de aerobiose, o PHB é hidrolisado como fonte de energia e o fósforo solúvel do meio líquido é absorvido pela célula em quantidade superior à necessária para seu crescimento e metabolismo.

Os processos de desnitrificação e liberação/absorção de fósforo são acompanhados por um apreciável consumo de matéria orgânica na forma de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular (AGV), que são os compostos intermediários gerados (MOSTERT et al., 1989; RUSTRIAN et al., 1998).

O papel da fonte específica de carbono na liberação de fósforo e na desnitrificação varia consideravelmente em diferentes plantas, e isto dificulta a conclusão de que tipo de substrato será mais conveniente na remoção de nutrientes, assim como qual a melhor relação entre a DQO e o nitrogênio ou fósforo, e entre a DQO e o fósforo, a ser utilizada (ISAACS et al., 1994). Além disso, as condições em que a desnitrificação ocorre, interferindo na absorção de carbono orgânico pelas células dos microrganismos removedores de fósforo, ou em que condições o fósforo pode ser removido em condições anóxicas (KERRN-JESPERSEN & HENZE, 1993) precisam ser mais bem conhecidas, para que os processos industriais possam ser implantados com custo mais acessível.

O trabalho objetivou estudar o sistema como alternativa para o pós-tratamento de efluentes de arroz parboilizado, com ênfase à remoção de nutrientes.

¹ Engenheira Química, Mestre em Engenharia de Alimentos – FURG – Rio Grande – RS E-mail: liberta@bol.com.br

² Professor Doutor do PMCTA/ DCTA/ FAEM/ UFPel Cx. Postal 354 CEP 96010-900, Pelotas – RS E-mail: koetz@ufpel.tche.br

(Recebido para publicação em 07/02/2001)

MATERIAL E MÉTODOS

O sistema representado nas Figura 1 e 2 foi dividido em duas partes: digestão anaeróbia, em reator de fluxo ascendente (UASB) e um reator seqüencial em batelada (SBR) onde ocorreram os processos anaeróbio e aeróbio, operando em 4 ciclos diários de 6 horas.

O reator UASB foi inoculado com um lodo de reator industrial estabilizado operando com efluente de parboilização de arroz com sólidos suspensos voláteis (SSV) de 4 g L^{-1} , alimentado com uma DQO de $2,7 \text{ g L}^{-1}$, em uma vazão de $6,6 \text{ L d}^{-1}$. O reator SBR foi inoculado com lodo ativado de curtumes, com uma concentração de sólidos suspensos voláteis de 3 g L^{-1} , alimentado com o efluente do UASB e ácido acético em quantidade suficiente para manter a relação DQO/P em torno de 25. O lodo foi descartado após sedimentação no reator SBR de forma a operar com uma idade de lodo em torno de 30 dias.

As amostras de afluente e efluente dos reatores UASB e SBR foram coletadas duas vezes por semana e analisados os parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio como íon amônio (N-NH_4^{+1}), nitrogênio total kjeldhal (NTK), nitrito (NO_2^{-1}), nitrato (NO_3^{-1}), fósforo total (P), pH, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV). Foi analisado também o teor de fósforo total no lodo do reator

SBR. As análises obedeceram o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variações nas concentrações de DQO afluente e efluente, para os reatores UASB e SBR são mostradas na Figura 3.

Os resultados de DQO no reator anaeróbio mostram pelas curvas na Figura 3, que o reator UASB teve um período de grande instabilidade até 30 dias de operação, caracterizando uma prolongada fase de adaptação da biomassa, o que resultou em uma baixa remoção da carga orgânica no reator, ou seja, a DQO na saída do reator permaneceu praticamente igual à de entrada.

Para que o sistema não entrasse em colapso foi preciso diminuir a carga orgânica aplicada ao sistema; a concentração de DQO que inicialmente havia sido ajustada para 3000 mg.L^{-1} por meio de diluição do efluente industrial, foi então, reduzida para 1500 mg.L^{-1} em média, no período instável. Esta instabilidade deveu -se muito provavelmente à quantidade de biomassa retida no reator UASB e ao contato efetivo entre a biomassa e o substrato orgânico que segundo NOYOLA, (1994), determina a capacidade do tratamento biológico na degradação da carga orgânica.

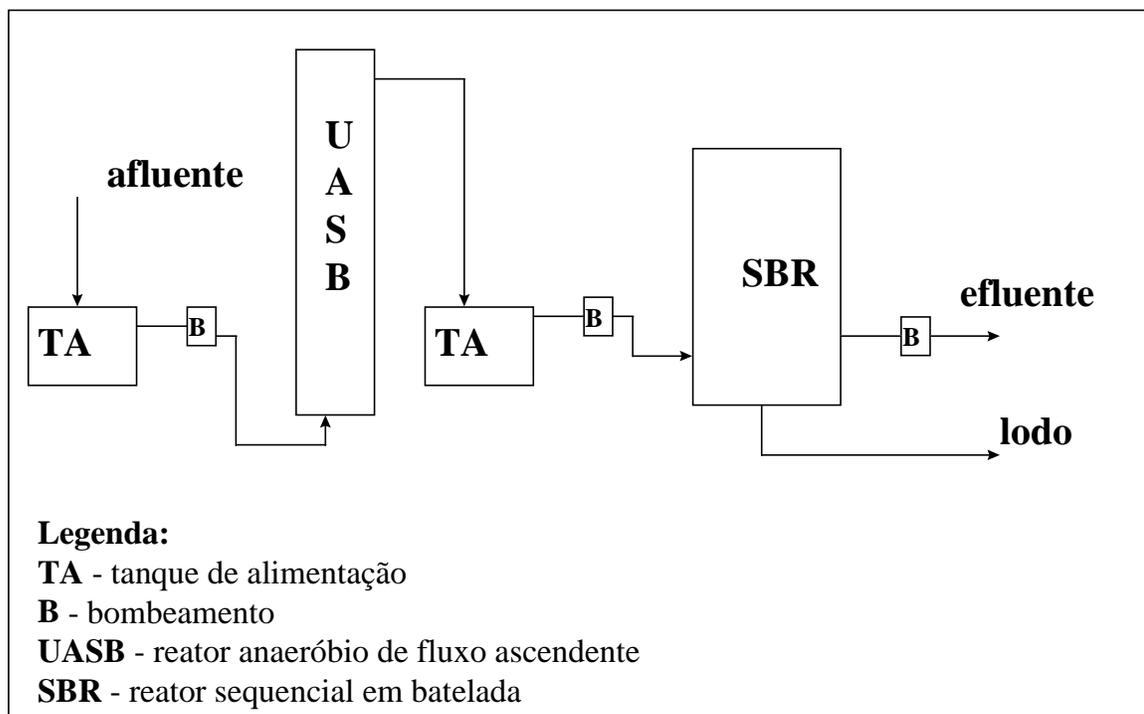


Figura 1 - Esquema de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio e Fósforo.



Figura 2 - Vista frontal do sistema, composto por reator UASB e reator SBR.

Os reatores foram operados por 82 dias com as condições apresentadas na Tabela 1.

Além disso, segundo Lettinga & Hulshoff, apud NOYOLA, (1994) a dosagem apropriada de inoculo com lodo anaeróbio é de 10–20 kg SSV m⁻³ de reator, o que não ocorreu no experimento já que a quantidade de lodo inoculada foi de 4 kg m⁻³.

Tabela 1 - Condições de operação do sistema de remoção de carbono e nutrientes.

Operação	Unidade	UASB	SBR
Vazão	(L d ⁻¹)	6,6	2,0
DQO	(mg L ⁻¹)	2771	1990
TDH	(h)	14	
Duração do ciclo	(h)		6,0
Alimentação	(h)		0,6
Anaerobiose	(h)		2,5
Aerobiose	(h)		3,0
Sedimentação	(h)		0,3
Descarga	(s)		16
θ_c	(d)		30

TDH - tempo de detenção hidráulico, θ_c - Tempo de retenção celular.

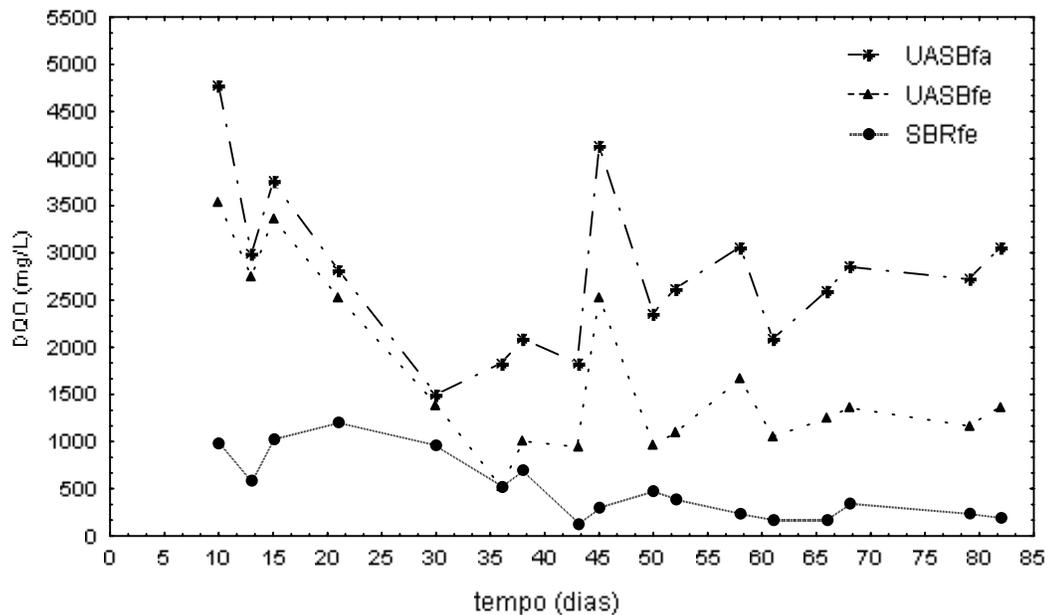


Figura 3 - Concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) filtrada afluyente (fa) e efluente (fe), em mg L⁻¹.

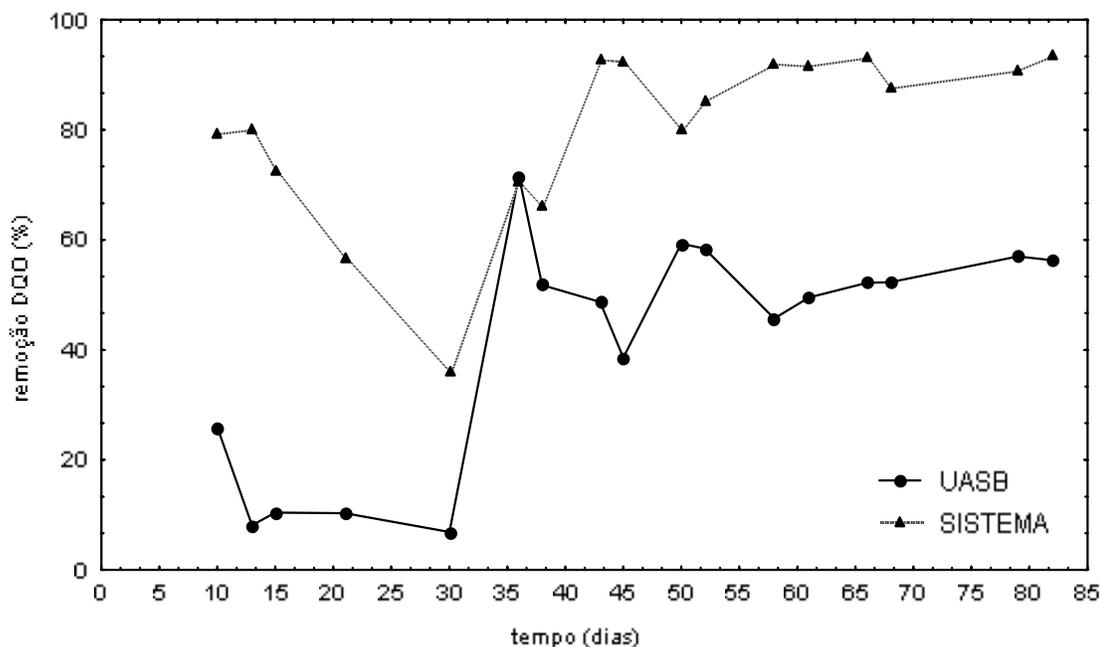


Figura 4 - Eficiência de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) no reator UASB e no sistema integrado.

A Figura 4, mostra a evolução da eficiência de remoção de carga orgânica expressa em DQO no reator anaeróbio, o UASB e no sistema composto pelos dois reatores.

A eficiência de remoção de DQO no reator anaeróbio teve um incremento gradativo até atingir valores em torno de 81,5%. Pode-se observar também, que enquanto o reator anaeróbio não atingiu sua estabilidade, a remoção de DQO no reator SBR manteve-se em média de 71%, o que evidencia a utilização de carbono, como ácido graxo volátil, na desnitrificação ou acumulado como polihidroxibutirato na célula dos microrganismos removedores de fósforo, dependendo da vantagem competitiva de determinado microrganismo em relação ao outro (RANDALL & STENSEL, 1992).

A Tabela 2 mostra os valores médios para os parâmetros DQO, fósforo e nitrogênio nas formas: nitrogênio total kjedhal, nitrito e nitrato (N-NO_x), amoniacal.

Tabela 2 - Valores médios dos parâmetros DQO, P, NTK, N-NO_x e N-NH₄⁺.

	UASB afluente	UASB efluente	SBR afluente	SBR efluente
DQO (mg L ⁻¹)	2771	1676	1901	513
P (mg L ⁻¹)	66,2	67,6	66,5	53,4
NTK (mg L ⁻¹)	50	48,5	52,0	12,0
N-NO _x (mg L ⁻¹)	0,72	0,29	0,30	2,20
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	27,2	42,3	44,5	7,4

As relações DQO:N:P na entrada do reator SBR mantiveram-se em média de 36:1:1,25, enquanto as taxas postuladas por CHERNICHARO (1997), para sistemas anaeróbios e despejos contendo proteínas e ácidos graxos são 1000:5:1 e 400:7:1 para CURI et al., (1997); valores que correspondem às necessidades básicas da população microbiana e são referidas em função da quantidade de carbono na alimentação. Além disso, a relação de 1:1,25

entre nitrogênio e fósforo evidencia um resíduo rico em fósforo quando comparado com nitrogênio, o que dificulta o crescimento bacteriano em sistemas de lodos ativados (ECKENFELDER, 1989).

O valor médio de 2,20 mg L⁻¹ para N-NO_x, no efluente do reator SBR, como apresentado na Tabela 2, mostra que houve nitrificação durante a fase aeróbia, mas não uma desnitrificação total. Isto pode ser explicado pela competitividade dos microrganismos pela matéria orgânica disponível, o que acontece em plantas com remoção simultânea de nitrogênio e fósforo (ISSACS et al., 1999). O valor médio do efluente final para NTK ficou em média de 12 mg L⁻¹, com uma eficiência de remoção de 76% no sistema.

Tabela 3 - Relações entre DQO, ácidos voláteis totais (AVT), fósforo, nitrogênio kjedhal total.

	UASB afluente	UASB efluente	SBR afluente	SBR efluente
DQO/P	41,85	25,73	28,26	9,30
AVT/P	11,00	7,38	9,23	3,93
DQO/NTK	58,85	35,83	36,46	27,51
NTK/P	0,72	0,72	0,79	0,37
DQO/NO _x	-	-	-	233,18

A relação obtida para NTK/P, como mostrado na Tabela 3, foi de 0,72 para o sistema e 0,79 para o reator SBR, com uma eficiência de remoção de 14,2% para fósforo e 76% para NTK. Yong et al.. (1996), obtiveram 87% de remoção para fósforo usando uma relação de NTK/P de 4,0 em um reator simples, que combinava condições anaeróbias e aeróbias.

Monteith, apud TAM et al.. (1992), observou que a relação ótima de DQO/NO_x para desnitrificação deve estar compreendida entre 3:1 até 6,6:1, valor este abaixo de 233,18 obtido no experimento, indicando que havia carbono suficiente para a desnitrificação.

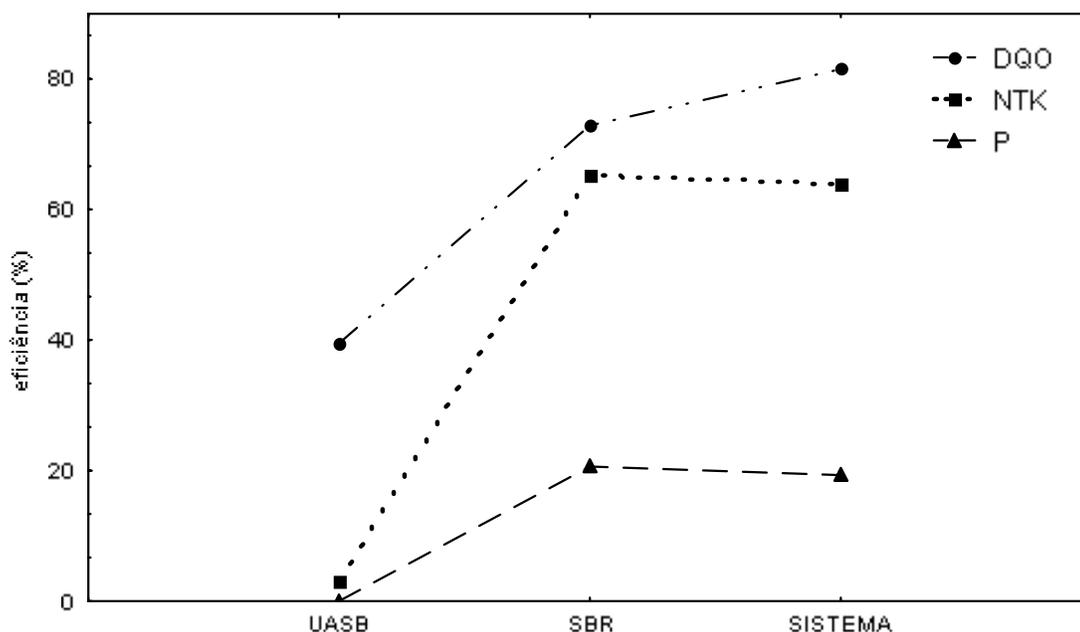


Figura 4 - Desempenho da remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e P em mg L⁻¹.

Pela Tabela 3 observa-se que a relação DQO/P no reator SBR foi mantida em torno de 28, enquanto a remoção de fósforo obtida (Figura 5) foi menor que 20%, o que indica que a relação adotada no experimento precisa ser maior em função da quantidade de fósforo contida no efluente industrial.

ISAACS et al. (1994) & TEMMINK et al. (1996), observaram que a falta de substrato ou o aumento da concentração de fósforo no afluente são fatores para a falência total do processo, já que a recuperação na liberação de fósforo na fase anaeróbia é quase instantânea, enquanto a taxa de absorção na zona aeróbia depende de um aumento gradual do nível de polihidroxibutirato na célula microbiana.

Em seus experimentos com efluente de produção de queijo, COMEAU et al. (1996), tiveram dificuldade em remover fósforo, por ausência de ácidos graxos voláteis, mesmo com uma DQO de 2100 mg L⁻¹, conseguindo uma remoção mais eficiente quando utilizaram o efluente de um tanque de equalização, rico em ácidos voláteis.

Já NUGUL et al. (1999), concluíram em seus experimentos que a menor taxa de remoção de fósforo foi obtida quando a quantidade de substrato orgânico no período de alimentação ou estocagem de carbono na forma de PHB foi insuficiente propiciando uma competitividade dos microrganismos desnitrificantes com os removedores de fósforo na utilização do substrato. Para KERN-JESPersen & HENZE (1993), a taxa de remoção de fósforo sob condições anóxicas e a taxa de desnitrificação são uma função direta da quantidade de PHB sintetizado e estocado na fase anaeróbia.

Os estudos conduzidos por MENAR & JENKIS, (1970) indicaram que o lodo ativado pode remover 20-30% de fósforo de um efluente contendo 10 mg.L⁻¹ de fósforo, produzindo um lodo com um conteúdo de P de 2-3% em peso seco. CARUCCI et al., (1995), obtiveram em seus experimentos um conteúdo de 4,9% peso/peso de Sólidos

Suspensos Totais (SST) de fósforo no lodo, com uma remoção de 97%. O conteúdo de fósforo encontrado no lodo descartado do SBR ficou em torno de 4-6 % em peso seco, o que pode indicar um desenvolvimento da biomassa removedora de fósforo, apesar da remoção do fósforo não ter atingido valor maior que 35%, já que o efluente estudado continha uma concentração de fósforo bem maior que as concentrações citadas na literatura.

CONCLUSÕES

A remoção de fósforo no processo foi de 14,2 %, o que é insuficiente para recomendar a aplicação do mesmo em escala real. Os valores de eficiência de remoção de 87% para DQO e 76 % para NTK justificam a continuação dos experimentos para que se consiga chegar a uma maior eficiência para fósforo.

ABSTRACT

A study of biological nutrient removal was effected in a system with an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) and a Sequencing Batch Reactor (SBR), using parboiled rice wastewater as the substrate. The UASB reactor was inoculated with an industrial reactor sludge with volatile suspended solid (VSS) of 4 g L⁻¹ and the SBR reactor was inoculated with activated sludge from a tannery effluent treatment with a volatile suspended solid of 3 g L⁻¹. The system was fed with an average chemical oxygen demand (DQO) of 2770 mg L⁻¹, Total kjeldhal nitrogen (NTK) of 47 mg L⁻¹ and total phosphorus of 66 mg L⁻¹, UASB reactor with flow of 6.6 L d⁻¹ and 2 L d⁻¹ in SBR reactor. Both reactors were operated at an average temperature of 25 °C and the SBR reactor in four cycles of six hours each. The results showed COD removal efficiency of 87%, and also 76% and 14,2% removal of NTK and phosphorus respectively.

Key words: nutrient, parboiled rice, wastewater

REFERÊNCIAS

- APHA (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Control Federation). **Standard methods for the examination of water and wastewater, 20 th edition**. American Public Health Association, Washington, D.C. 1998.
- BRENNER, A. Modelling of N and P transformations in an SBR treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, Londres, v. 42, n.1-2, p 55 –63, 2000
- CARUCCI, A.; LINDREA, K.; MAJONE, M. et al.. Dynamics of the anaerobic utilization of organic substrates in an anaerobic/aerobic sequencing batch reactor. **Water Science and Technology**, Londres, v. 31, n. 2, p. 35 – 43, 1995.
- COMEAU, Y.; LAMARRRE, D.; ROBERGE, F. Biological nutrient removal from a phosphorus-rich pre-fermented industrial wastewater. **Water Science and Technology**, Londres, v.34, n. 1-2, p. 169-177, 1996.
- EKAMA, G.A.; WENTZEL, M.C. Difficulties and developments in biological nutrient removal technology and modelling. **Water Science and Technology**, Londres, v. 39, n. 6, p. 1-11, 1999.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) **Indicadores IBGE: estatística da produção agropecuária**. 1º fascículo. nov. 31-001. 1998.
- ISAACS, S.H.; HENZE, M.; SOEBERG, H. et al.. External carbon source addition as a means to control an activated sludge nutrient removal process. **Water Research**, v. 28, n.3, p. 511-520, 1994.
- JEON, C.O.; PARK, J.M. Enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor supplied with glucose as a sole carbon source. **Water Research**, v.34, n.7, p. 2160 – 2170, 2000
- KERRN-JESPERSEN, J.P. ; HENZE, M. Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. **Water Research**, v. 27, n. 4, p. 617-624, 1993.
- MENAR, A.B.; JENKIS, D. Fate of phosphorus in waste treatment processes: enhanced removal of phosphate by activated sludge. **Environmental Science and Technology**, Iowa, v. 4, p. 1115 -1121, 1970.
- MOSTERT, E.S., GERBER, A.; RIET van, C.J. A comparative study on the effects of feedstock composition on EPBR in modified activated sludge system. **Environmental Technology Letters**, v. 10, p.9 -22, 1989.
- NOYOLA, R.A. Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO "TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES", 1994, Montevideo, **Anais...** Montevideo, 1994. v. 1, p. 133 – 143.
- NUGUL, I.; KELLER, J.; BLACKALL, L.L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. **Water Science and Technology**, Londres, v. 39, n. 6, p. 183-190, 1999.
- RANDALL, J.L.; STENSEL, C.W. **Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal**. Technomic Publishing Inc, Lancaster, 1992. 420 p.
- RUSTRIAN, E.; DELGENES, J.P.; BERNET, N. et al.. Acidogenic activity process of carbon source generation for biological nutrient removal. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 5., 1998, Viña del Mar, **Anais...** Viña del Mar, v.2. p 1-12.
- SEDLAK, R. **Phosphorus and nitrogen from municipal wastewater: principles and practice**. 2nd ed. New York: 1991. 240 p.
- TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S.; LEUNG, G. Significance of external carbon causa on simultaneous removal of nutrient from wastewater. **Water Science and Technology**, Londres, v.26, n. 5-6, p.1047-1055. 1992.
- TEMMINK, H.; PETERSEN, B.; ISAACS, S et al.. Recovery of biological phosphorus removal after periods of low organic loading. **Water Science and Technology**, Londres, v.34, n.1-2, p 1-8. 1996.