

## II-336 - AVALIAÇÃO COMPARATIVA DE LAGOA DE ALTA TAXA APLICADA AO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR UASB

**Mariana Daniel Tango<sup>(1)</sup>**

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2012). Mestranda em Engenharia Civil, área de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Viçosa- UFV.

**Aníbal da Fonseca Santiago<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2006). Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (2008). Doutor em Engenharia Civil, área Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (2013) - UFV.

**Raíssa Resende de Moraes<sup>(3)</sup>**

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa- UFV.

**Gabriel Campos Vieira<sup>(4)</sup>**

Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa- UFV.

**Maria Lúcia Calijuri<sup>(5)</sup>**

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo - USP (1977). Doutora em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo, área de concentração Geotecnia (1988). Professora Titular, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa- UFV.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Av. PH Rolfs, s/n – Campus Universitário, DEC/CCE, sala 320 – Viçosa – Minas Gerais - CEP: 36570-000 - País - Tel: +55 (31) 8755-7060 - e-mail: mariana.tango@ufv.br.

### RESUMO

O presente estudo avaliou o desempenho de uma lagoa de alta taxa (LAT) aplicada no pós-tratamento de efluente de reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e *Escherichia coli*. Também objetivou avaliar comparativamente o desempenho da mesma em relação a lagoas de polimento e a sistemas de alagados construídos, que tratavam efluente do mesmo reator, no mesmo local, dando-se ênfase aos sistemas de lagoas. Verificou-se que a LAT apresentou remoção de matéria orgânica em torno de 66%, 71% de nitrogênio amoniacal, 14% de fósforo solúvel, e 2,10 unidades logarítmicas de *E. coli*. De modo geral, a LAT se apresentou como tecnologia satisfatória para polimento do efluente do reator UASB. Frente às lagoas de polimento, as LATs apresentaram desempenho inferior para remoção de fósforo total e *E. coli*. A remoção da biomassa algal como processo posterior à LAT pode melhorar o desempenho desse sistema, porém, o coloca em desvantagem em relação às LPs, a despeito da menor área e profundidades requeridas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lagoas de alta taxa, UASB, pós-tratamento, lagoas de polimento, alagados construídos.

### INTRODUÇÃO

O tratamento de água residuária conta com diversas tecnologias, que têm como principais critérios de seleção os baixos custos de implantação e operação, além de atendimento à legislação em âmbitos nacional e regional. O tratamento anaeróbio de efluentes domésticos é uma tecnologia bem consolidada e resulta, dentre outras vantagens, em economia de área e energia, e, consequentemente, de custos. Os reatores anaeróbios UASB, apesar de sua simplicidade conceitual, apresentam eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos de esgoto sanitário. Isso faz esses sistemas serem amplamente aplicáveis, principalmente em regiões de clima quente (MASCARENHAS et al., 2004; BASTOS et al., 2010a). Todavia, o reator UASB promove baixa redução de microrganismos patogênicos e nutrientes, assim faz-se necessário o pós-tratamento do seu efluente visando a remoção de tais poluentes (MASCARENHAS et al., 2004; CALIJURI et al., 2009; BASTOS et al., 2011).

Dentro dessa necessidade, na literatura existem muitos sistemas de pós-tratamento combinados aos reatores UASB, a saber: lodos ativados, filtros biológicos, lagoas de estabilização – neste caso chamadas de lagoas de polimento (LP) (Bastos et al., 2010b) – alagados construídos (AC), escoamento superficial, entre outros. Porém, é notável que nos países em desenvolvimento a preferência seja por sistemas simplificados, o que

motivou pesquisas como as de Mascarenhas et al. (2004), Calijuri et al. (2009), Bastos et al. (2010a), Bastos et al. (2010b), Bastos et al. (2011), que avaliaram a eficiência de tais sistemas e definiram aspectos de projeto.

Na linha de sistemas simplificados para tratamento de água residuária também se pode destacar as lagoas de alta taxa. Tais sistemas como caracterizados por Oswald (1988a), Picot et al. (1991), Park e Craggs (2010) e Cragg et al. (2012) possuem pequena altura de coluna d'água (0,2–0,5 m), são construídas em formato de pistas de corridas ovais, contam com pedais giratórios que movimentam lentamente a massa líquida, além de possuírem baixo tempo de detenção hidráulica (3-10 dias).

Existem, na literatura, poucos estudos sobre a utilização de lagoas de alta taxa utilizadas para polimento de efluente de reatores UASB. Em 2001, no âmbito do PROSAB (Programa de pesquisa em saneamento básico, no Brasil) houve a pesquisa de Monteggia e Filho (2001), que avaliaram, durante três meses, uma LAT como pós-tratamento de efluentes de UASB, mas cujo objetivo maior foi a avaliação da remoção da biomassa algal produzida. Nascimento (2001) avaliou UASB-LAT durante seis meses e verificou remoção de patógenos de 0,52-1,69 unidades logarítmicas e remoção de nitrogênio total de 39%. Para Monteggia e Filho (2001) e Nascimento (2001), a utilização das LATs para tal fim se justifica pela remoção de patógenos em baixos tempos de detenção hidráulica, menor demanda de área e a possibilidade de nitrificação do efluente.

A presente pesquisa se ateve em avaliar o desempenho de uma LAT no tratamento do efluente de reator UASB em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e *E. coli*; também objetivou avaliar comparativamente o desempenho da mesma em relação às lagoas de polimento e a sistemas de alagados construídos que trataram efluente do mesmo reator, no mesmo local. Os dados utilizados para comparação foram obtidos dos estudos de Bastos et al. (2011), Bastos et al. (2010b) e CALIJURI et al. (2009). Foi dada ênfase à comparação entre sistemas de lagoas.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram desenvolvidos no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), na Unidade Experimental Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira, mantida e operada pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em parceria com o Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE – Viçosa).

O município de Viçosa, com altitude média de 648 m em relação ao nível do mar, caracteriza-se por uma precipitação média anual de aproximadamente 1221 mm, e temperatura média anual que oscila entre 19 °C e 20 °C. A umidade relativa do ar é, em média, de 81%. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, tropical de altitude com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos (ROCHA et al., 2012).

O experimento foi instalado ao lado de uma Estação de tratamento de esgoto em escala real, constituída por um reator UASB pré-fabricado em aço, vazão média = 115 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>, volume = 48 m<sup>3</sup>, altura = 5,7 m e tempo de detenção hidráulica (TDH) = 7 h. O reator UASB recebera esgoto sanitário proveniente de aproximadamente 1000 habitantes. O efluente do UASB foi direcionado para a LAT.

A lagoa de alta taxa possui as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total = 0,5 m, profundidade útil = 0,3 m, área superficial = 3,3 m<sup>2</sup>, volume útil = 1 m<sup>3</sup> e (tempo de detenção hidráulica) TDH de 4 dias. Essas lagoas foram confeccionadas em fibra de vidro e os pedais em PVC, com duas lâminas. Os pedais foram movimentados por correntes ligadas a um motor elétrico de 1cv. A rotação foi reduzida por um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), que garantiram velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m s<sup>-1</sup>. Valores semelhantes foram utilizados em diferentes pesquisas com LAT (Park et al. 2011b; Picot et al. 1991) e asseguraram o revolvimento necessário. Para Oswald (1988b), o regime de velocidade de 0,12 a 0,15 m s<sup>-1</sup>, a profundidade de 0,3 m e TDH de quatro dias, em sistemas como este, são vantajosos para máxima produtividade de biomassa e mínimo custo. Para controle do tempo de detenção hidráulica a vazão foi periodicamente (cinco vezes por semana) regulada (0,25 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>) e o nível dos tanques de abastecimento mantidos constante.

A amostragem dos efluentes foi realizada semanalmente, durante o período de 31 de janeiro a 23 de Novembro de 2012. A coleta de amostras para análise das variáveis físicas e químicas foi realizada de forma composta com

frequência de duas horas (de 8h às 18h). Para análises de clorofila *a* e *E. coli*, a amostragem foi pontual, às 10h e às 12h, respectivamente. Adicionalmente, nas datas de monitoramento e amostragem, a cada duas horas realizaram-se as medições de pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e temperatura. Para tais variáveis utilizou-se sensor da marca Hach, modelo HQ40d (Luminescent Dissolved Oxygen (LDO) para oxigênio dissolvido).

Outras análises físicas e químicas dos afluentes e efluentes das unidades seguiram, essencialmente, as disposições do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005): demanda química de oxigênio DQO filtrada (5220D –a amostra filtrada a 0,45 µm), alcalinidade total (Alc) (2320B), turbidez (TUR) (2130A), sólidos suspensos totais (SST) (2540D), sólidos suspensos voláteis (SSV) (2540E), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) (4500 – NH<sub>3</sub>C), nitrogênio kjeldahl total (NTK) (4500-NorgB), N<sub>org</sub> foi determinado pela diferença entre NTK e N-NH<sub>4</sub>, nitrato (N-NO<sub>3</sub>) (4500-NO<sub>3</sub>A), fósforo total solúvel (Ps) (4500 P C - amostras filtradas a 0,45 µm). Além disso, analisou-se *E. coli* com o emprego de método cromogênico-fluorogênico (Colilert®). A análise de clorofila *a* foi realizada utilizando-se técnica de extração com etanol 80% a quente como descrito em norma holandesa (NEDERLANDS NORM, 1981), com base em Nush e Palmer (1975), Moed e Hallegraef (1978) e Nush (1980).

Para as variáveis OD e pH foi realizada também amostragem nictemeral nos dias 25/05, 22/07 e 23/11/2012, com coletas de 2 em 2 horas ao longo de 24 horas. A determinação dessas variáveis obedeceu ao mesmo procedimento já descrito anteriormente.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo do período amostrado, verificou-se relação linear entre a temperatura do líquido na LAT e temperatura atmosférica como se apresenta na Equação 1 (com  $R^2_{aj} = 0,75$ ,  $p = 6,35 \times 10^{-12}$ , faixa de temperatura atmosférica de 14,3 a 25,8 °C). Essa equação pode ser comparada com a relação entre temperatura do ar e do líquido apresentada por Bastos et al. (2011), para estudos com quatro lagoas de polimento em série no mesmo local experimental (Equação 2). Os coeficientes angulares foram próximos nas equações (0,70 e 0,73), portanto, a temperatura do líquido nos dois tipos de lagoas variou em relação à temperatura do ar em taxas semelhantes. O coeficiente linear na LAT foi maior, 11,15 ante 8,7, portanto, para uma mesma temperatura atmosférica, a temperatura do líquido da LAT foi maior. Possivelmente, isso ocorreu em função das diferenças na morfometria da lagoa e na operação (movimentação da massa líquida nas LATs). A profundidade na LAT foi de 0,3 m e na LP variou de 0,4-0,9 m, sendo maior que 0,7 m para a grande parte do período avaliado por Bastos et al. (2011). Oswald (1988a) afirmou que em LAT, pela intensa produtividade de biomassa algal, mais de 90% da energia solar incidente é convertida em calor e pelo menos 10% é convertida em energia química. Além disso, como na LP a massa líquida não é artificialmente movimentada, podendo ocorrer estratificação térmica e possível recirculação (por força do vento), o que diminui a temperatura em certos momentos, e consequentemente diminui a temperatura média do líquido.

$$T_{\text{líquido}} = 11,15 + 0,70T_{\text{ar}} \quad \text{equação (1)}$$

$$T_{\text{líquido}} = 8,7 + 0,73T_{\text{ar}} \quad (R^2 = 0,79) \quad \text{equação (2)}$$

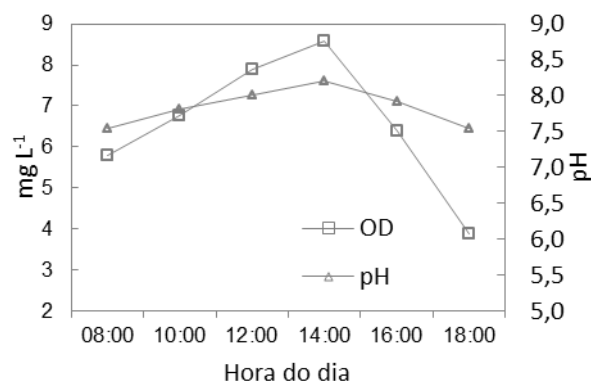
Para Equação 1 e Equação 2;  $T_{\text{líquido}}$  = temperatura do líquido em °C e  $T_{\text{ar}}$  = temperatura do ar em °C.

O OD e pH na LAT apresentam comportamento semelhante, em termos de ordem de grandeza, ao das LPs apresentadas por Bastos et al. (2011) até profundidades de 0,45 m e aos apresentados por Mascarenhas et al. (2004) em outro estudo com LP tratando efluentes de UASB (Figura 1). Bastos et al. (2011) frisaram que nas LPs por eles avaliadas o OD observado foi de 2-3 mg L<sup>-1</sup> independentemente da profundidade da lagoa e o pH sempre se manteve em faixa maior que sete (para profundidades variando de 0,15 a 0,90 m). No atual estudo, OD e pH atingiram valores máximos às 14h e logo depois tais variáveis decresceram a patamares de aproximadamente 7,5 para pH e maiores que 1,5 mg L<sup>-1</sup> para OD (inclusive à noite) (Figura 2a e 2b). Uma diferença entre o comportamento da LAT e das LPs de Bastos et al. (2011) é que na primeira, depois de atingir os máximos valores de OD e pH durante o dia, os mesmos decrescem rapidamente, já nas LPs, para profundidades de até 0,45 m, tais variáveis depois de atingirem o máximo valor diário continuam em faixas

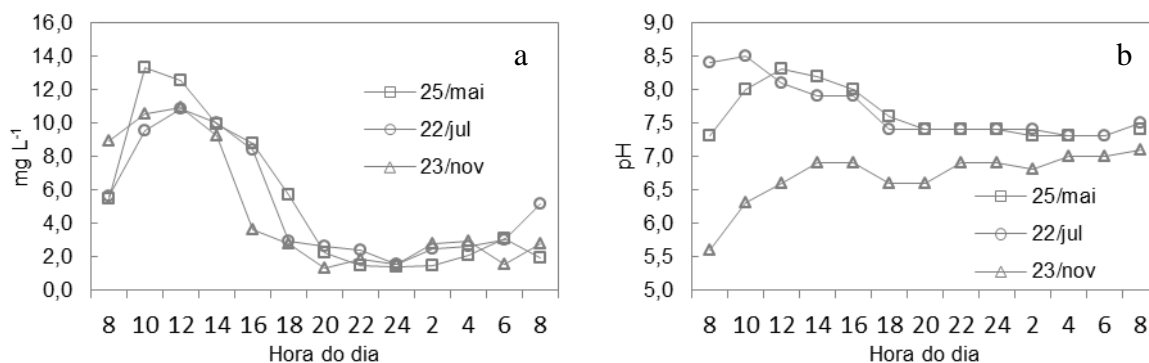
semelhantes até as 18h. A alcalinidade nas LPs (mediana em torno de 100 a 150 mg  $\text{CaCO}_3 \text{ mL}^{-1}$  na terceira lagoa) apresentada (em outro trabalho sobre as mesmas LPs) por Bastos et al. (2011) foi maior que na LAT (Tabela 1). Acredita-se que essa diferença da alcalinidade interfira neste comportamento diferenciado do pH.

O declínio rápido de OD na LAT pode ser explicado, possivelmente, pelo decréscimo da atividade fotossintética assim que a radiação solar diminui e a biomassa algal passa a realizar respiração, comportamento comum nesse tipo de sistemas (PARK et al. 2011), consumindo o OD. Destaca-se também a temperatura, que sendo maior na LAT pode interferir tanto a favor da fotossíntese, como da respiração. Dokulil (1994) verificou isso para sistemas de lagoas naturais com características semelhantes às LAT (rasas e com alta turbidez).

As concentrações afluente e efluente das diversas variáveis avaliadas no experimento estão listadas na Tabela 1.



**Figura 1– Variações diurnas de OD e pH do efluente da LAT - valores médios medidos ao longo do experimento semanalmente.**



**Figura 2 – Variações nictemerais de OD (a) e pH (b) em três datas.**

**Tabela 1 – Valores de média ± desvio padrão das variáveis de qualidade da água do afluente e efluentes à LAT**

	Afluente	Efluente LAT	
	média±desvio padrão	média±desvio padrão	remoção
Temp. (° C) (36)	23,9 ±1,7	24,3±2,2	
pH(36)	7,1±0,4	7,7±0,7	
OD (% sat.)(33)	23,2±4,4	86,5±26,2	
Cond (mS cm <sup>-1</sup> ) (35)	799±31	655±367	18%
Alc. (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> ) (34)	221±71	60±54	73%
DQO (mg L <sup>-1</sup> ) (35)	214±106	244±169	-14%
DQOf (mg L <sup>-1</sup> ) (35)	99±25	73±29	26%
NTK (mg L <sup>-1</sup> ) (36)	48±18	28±25	42%
N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> ) (36)	40±13	11±8	71%
Norg (mg L <sup>-1</sup> ) (36)	8±9	17±10	-113%
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> ) (34)	2,5±1,3	16,6±9,1	-564%
Pt (mg L <sup>-1</sup> )(35)	4,9±1,5	4,9±1,3	0%
Ps (mg L <sup>-1</sup> )(35)	4,05±1,14	3,47±1,30	14%
Turbidez (UT) (33)	56,8±25,9	95,3±61,8	-68%
SST (mg L <sup>-1</sup> ) (36)	96±149	200±79	-108%
SSV (mg L <sup>-1</sup> ) (36)	75±98	152±57	-102%
Clorofila <i>a</i> (mg L <sup>-1</sup> ) (31)	-	1,54±1,19	
<i>E. coli</i> (NMP(100mL) <sup>-1</sup> ) (30)	3,45 x 10 <sup>6</sup> (1)±5,95 x 10 <sup>6</sup> *	2,71x10 <sup>4</sup> (1)±7,96x 10 <sup>6</sup> *	2,10 (2)

(1) média geométrica ± desvio padrão; (2) remoção em unidades logarítmicas. Valor entre parêntese na primeira coluna se refere ao número de amostra

A concentração de clorofila *a* na LAT aqui avaliada foi da mesma ordem de grandeza que a reportada por Craggs et al. (2012) para LAT que trataram efluente sanitário primário. Também foi próximo aos apresentados por Nascimento (2001) para LAT aplicadas ao pós-tratamento de reator UASB. A LAT apresentou maiores valores em relação as LPs (mediana variou de 0,2 a 0,6 mg L<sup>-1</sup>), segundo Bastos et al. (2010b).

Para a avaliação comparativa da LAT e dos outros sistemas, foram utilizados dados de experimentos realizados no mesmo local, tratando o efluente do mesmo reator UASB. Os sistemas de alagados construídos (CALIJURI et al., 2009) e lagoas de polimento (BASTOS et al., 2010b) são compostos por 4 unidades dispostas, respectivamente, em paralelo e em série. Atenta-se, portanto, ao fato de que os resultados de remoção das lagoas de polimento apresentados (Tabela 2) se referem à eficiência do conjunto; já os demais, são resultados das unidades individualmente (sistemas em paralelo). O reator UASB avaliado nesses estudos apresentou em pesquisas anteriores remoção de ~70 % de DQO e de SST ( CALIJURI et al. 2009; BASTOS et al. 2010a; BASTOS et al. 2011). Também na Tabela 2 são apresentados, além das eficiências de sistemas de pós tratamento de efluentes de reator UASB, dados que caracterizam os mesmos.

**Tabela 2 – Características e desempenho em % de remoção de diferentes sistemas de pós-tratamento do reator UASB**

	LAT (esse estudo)	LAT (1)	LAT (2)	AC (3)	LP (4)	LP (5)
TDH (dias)	4	7,5	3	4,5	22,4-37,6	4      4
Profundidade (m)	0,3	0,7	0,3	-	0,4-0,9	0,6      0,4
Área (m²)	3,3	43,5	45	24	64,8	32      32
TAS						
(kg DBO ha <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	162 *	47	172 *	31	39 - 64	180      146
TAH (m³ m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup> )	0,076	0,093	0,1	0,063	0,092 - 0,153	0,14      0,14
DQO (%)	-14	14	-37	50 - 75	-	25      31
NTK (%)	42	49	37	20 - 70	70	-      -
N-NH4 (%)	71	73	64,5	20 - 80	90	-      -
Pt (%)	0	26	23	30	30	-      -
Ps (%)	14	-	-	-	-	-      -
SST (%)	-108	-152	-111	70	-	21      -11
E. coli (und. log.)	2,1	-	0,5-2,5	41366	4 - 4,5	1,9      2,7

\*TAS em termos de DQO total. Fonte: (1) Monteggia e Filho (2001); (2) Nascimento (2001); (3) Calijuri et al. (2009); (4) Bastos et al. (2010a); (5) Mascarenhas et al. (2004).

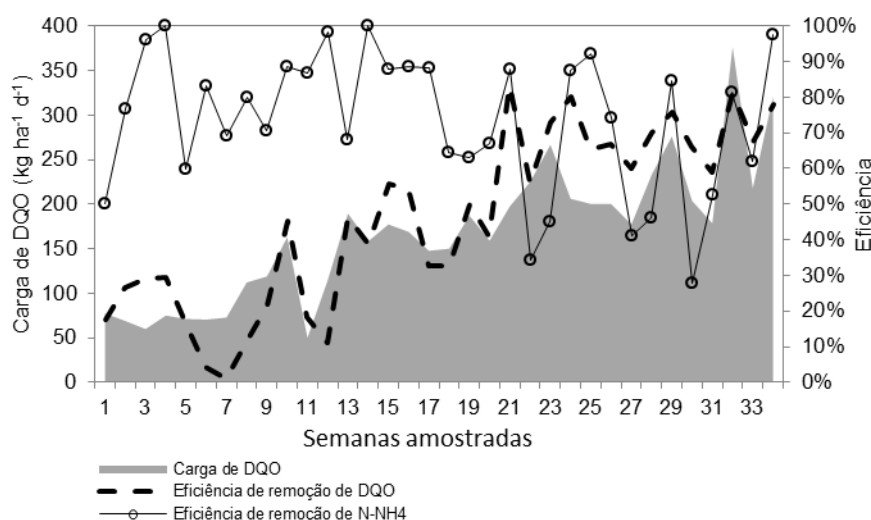
Em relação à remoção de matéria orgânica, a LAT apresentou remoção ligeiramente menor que as LP avaliadas por Bastos et al. (2010a). O efluente da LAT apresentou DQOf de  $73 \pm 29$  mg L<sup>-1</sup> e o efluente das LPs variou de 50-75 mg L<sup>-1</sup>. Adicionalmente, o incremento de DQO (14%) e SST (108%) na LAT contrasta com a remoção de DQO (60%) e SST (70%) observada nos AC. Isso se deve à alta produtividade algal inerente ao sistema de LAT, em contraste com a remoção de sólidos pelo material suporte e raízes das macrófitas dos AC. Nascimento (2001) obteve incrementos de até 37% de DQO e 111% de SST nos efluentes da lagoa de alta taxa de 0,3 m de profundidade, unidade com características semelhantes às desse estudo. Monteggia e Filho (2001), em contrapartida, obtiveram remoção de 14% de DQO apesar do incremento de 152% de SST. Das LPs avaliadas por Mascarenhas et al. (2004) a que possuía menor profundidade também apresentou incremento de SST (11%), de modo geral menor que o da LAT.

A combinação de LAT com UASB necessita ainda de um sistema para remoção da biomassa produzida para remover sólidos e, conseqüentemente, remoção adicional de matéria orgânica. As LATs foram concebidas para promoverem a maximização da fotossíntese e alta produtividade algal, e além do tratamento de água residuária prevê-se o aproveitamento da biomassa. Pinto e Onayama (1991), ao avaliarem este tipo de lagoa tratando esgoto sanitário (efluente preliminar), enfatizaram a posterior remoção da biomassa para conferir a eficiência efetiva, inclusive em nível de tratamento terciário. Park e Craggs (2010) avaliaram decantador, com seis horas de TDH, posterior à LAT e obtiveram remoção de ~70% de SST e DBO<sub>5</sub> apenas no sistema decantação.

A eficiência de remoção de DQO do sistema de LAT, desconsiderando a DQO que foi produzida na mesma (algas), pode ser obtida considerando a DQOf do efluente e a DQO do afluente, e denominada remoção biológica de DQO (MASCARENHAS et al., 2004). Picot et al. (1991), ao apresentarem o resultado de remoção de matéria orgânica em LAT, também o fizeram dessa maneira. Assim, a LAT do presente estudo apresentou 66 % de remoção biológica de DQO, próximos aos das LPs avaliadas por Mascarenhas et al. (2004), entre 61% e 67% e as LPs avaliadas por Bastos et al (2010a), que foi de ~70%. Dados de Nascimento (2001) - para a lagoa de 30 cm de profundidade - mostraram remoção biológica de DQO de 46% (min de 7 % e máximo de 95%). Dados de Monteggia e Filho (2001) mostraram remoção biológica de DQO de 62%, ou seja, dados semelhantes aos deste trabalho.

A carga média de DQO aplicada durante o período foi de  $162 \pm 83$  kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. Pinto e Onoyama (1991), avaliando LAT no centro-oeste brasileiro, verificaram que carga orgânica aplicada (em termos de DQO) de até 700 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> assegurou a remoção de matéria orgânica. No estudo atual a carga aplicada interferiu na eficiência de remoção de matéria orgânica, a princípio, pelo fato dela seguir a cinética de primeira ordem, quanto maior a carga aplicada maior foi a remoção de matéria orgânica (Figura 3).





**Figura 3 – Variação da carga de DQO aplicada e eficiência de remoção de matéria orgânica (remoção biológica de DQO) e N-NH<sub>4</sub>.**

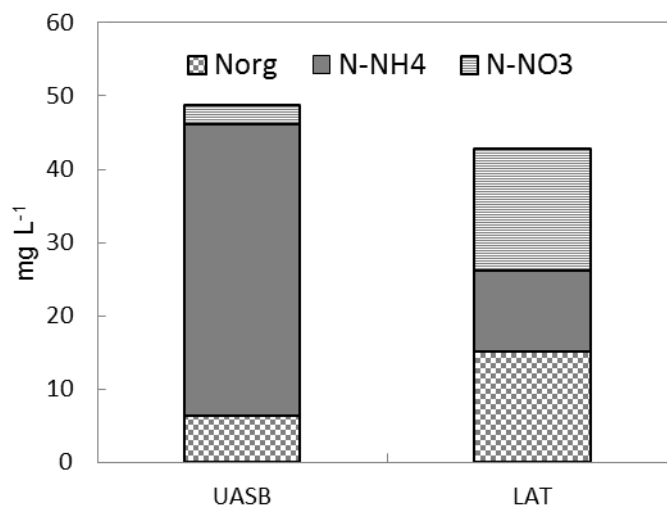
Pinto e Onoyama (1991) concluíram que maiores cargas de matéria orgânica (maior que 400 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>) poderiam limitar a remoção de nitrogênio em LAT. No estudo atual não se chegou a tal valor, porém, a carga orgânica aplicada influenciou na variação da remoção de N-NH<sub>4</sub>. Notou-se que aproximadamente da semana 20 até o final do período amostrado, quando a carga aumentou consideravelmente, a remoção foi mais instável (Figura 3).

A LAT produziu efluentes com 11±8 mg N-NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>, sendo que 85% dos dados amostrados estão dentro do limite de N-NH<sub>4</sub> estabelecido pela CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011). A taxa de aplicação hidráulica na LAT foi de 0,076 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> alcançando valores < 20 mg L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub>. Para alcançar valores semelhantes de remoção de N-NH<sub>4</sub> em lagoas de polimento, Bastos et al. (2010a) utilizaram taxa de 0,082 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>. Porém, é necessário ressaltar que a profundidade da LAT era de 0,3 m e das LPs de 0,9 m. Considerando a remoção total de N-NH<sub>4</sub>, na série de quatro LPs, o seu efluente chegou em níveis considerados apropriados para piscicultura ~3 mg L<sup>-1</sup> (TDH = 30 dias), segundo Bastos et al. (2010a). Na LAT deste estudo não se obteve nível constante como esse. Em relação à remoção apresentada por Calijuri et al. (2009) para AC, a LAT apresentou maior remoção desse poluente.

Como os valores médios de pH medidos ao longo do dia não ultrapassaram valores de oito e houve aumento de 564% na concentração de nitrato no efluente tratado (Tabela 2), a eficiência de 71% na remoção de N-NH<sub>4</sub> neste estudo, pode ser explicada, em grande parte, pelo processo de nitrificação, conversão de N-NH<sub>4</sub> a nitrato. Também ocorre incremento de N<sub>org</sub>, o que demonstrou que para as condições avaliadas os processos prevalentes de transformação de nitrogênio foram nitrificação e assimilação da biomassa. Diferentemente, os resultados de Craggs et al. (2003) e el Hamouri et al. (1994), com eficiências de remoção de até 91% e 62%, respectivamente, considerando os valores baixos da concentração de nitratos no efluente tratado, demonstram que grande parte da remoção de N-NH<sub>4</sub> foi realizada via assimilação ou volatilização. O pequeno incremento de nitrato (2%) evidenciado por Nascimento (2001), considerando valores de pH em torno de 8,2 e temperatura de 26°C, demonstrou que possivelmente a remoção de N-NH<sub>4</sub> (46%) foi também realizada por volatilização ou assimilação. Monteggia e Filho (2001) obtiveram incremento de N-NO<sub>3</sub> de 0,08 mg L<sup>-1</sup> para 4,06 mg L<sup>-1</sup> assim, a remoção de N-NH<sub>4</sub> (72,5%) ocorreu, em parte, devido ao processo de nitrificação. García et al. (2000) também observaram incrementos substanciais de nitrato no efluente da LAT. A transformação de nitrogênio pode variar de acordo com características da biomassa. Park e Craggs (2011) encontraram aumento do teor de N-NO<sub>3</sub> no efluente de LAT com controle de pH (máximo oito durante o dia – com adição de CO<sub>2</sub>) e associaram isso a maior proporção de bactérias em relação às algas na biomassa do sistema.

A assimilação de nitrogênio pela biomassa no presente estudo também foi verificada pelo incremento do N<sub>org</sub> no efluente da LAT (Figura 4). Na Figura 4 nota-se que houve perda de nitrogênio, possivelmente por volatilização ou transformação de nitrogênio em nitrito que aqui não foi avaliado. Apesar da alta remoção de N-NH<sub>4</sub> (71%) na LAT, a remoção de NTK (42%) não é efetiva devido à grande produtividade algal deste

sistema e à assimilação de nitrogênio por esta biomassa. Portanto, faz-se necessário o incremento de mais um processo para separação da biomassa para efetiva remoção de N nesses sistemas. Para García et al. (2000), esse mecanismo é o mais importante para a efetiva remoção de nitrogênio, visto que a transformação do mesmo para nitrato não constitui remoção. Park e Carggs (2011) avaliaram a remoção de nitrogênio total em decantador (6h de TDH) posterior à LAT e verificaram remoção de ~57% nesse sistema. Para o sistema LAT-Decantador eles obtiveram remoção efetiva de 74% de NT (LAT com 4 dias de TDH e com adição de  $\text{CO}_2$ ).



**Figura 4 – Transformação de diferentes formas de nitrogênio ( $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{N}_{\text{org}}$  e  $\text{N-NH}_4$ ) na LAT.**

A assimilação de fósforo pela biomassa algal foi evidenciada não pela alteração da concentração de fósforo total (0%) e sim pela redução do solúvel (14%) (Tabela 2). Ou seja, o fósforo solúvel pode estar sendo assimilado pela biomassa. Assim, mais uma vez, faz-se necessário destacar que se não existir um processo de separação da biomassa após as LATs a remoção de poluentes é comprometida. Nas pesquisas de Oswald (1990) e Craggs et al. (2003) há remoção de 15% e 8% de fósforo total, respectivamente, em contraste com a remoção de 0% no presente trabalho. No presente estudo, possivelmente os baixos valores de pH não contribuíram para a precipitação de fosfatos, que além da assimilação é um mecanismo de remoção de fósforo reconhecido para lagoas de estabilização, e já comprovado por Nurdogan e Oswald (1995) para LAT.

A remoção de 2,10 unidades logarítmicas de *E. coli* na LAT avaliada se mostrou superior às observadas nos estudos de Craggs et al. (2003) e semelhante aos de Craggs et al. (2012), respectivamente, de 1,4 a 2,5 unidades logarítmicas, e produziu efluentes com concentração de *E. coli* da ordem de 104 NMP (100 mL)<sup>-1</sup>. Valor dessa ordem de grandeza foi observado por Bastos et al. (2010a) para a segunda LP da série de quatro. Para taxas de aplicação superficial próximas (0,076 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> para LAT e 0,082 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> para LP) se obteve remoção semelhante de *E. coli*. A remoção de *E. coli* na LAT também foi semelhante ao de uma unidade de lagoa de polimento com 0,4 m, de profundidade e TDH de 2,8 a 4,4 dias, desprovida de chicanas, avaliada por Mascarenhas et al. (2004), cuja eficiência atinge 2,7 unidades logarítmicas na lagoa. Comparativamente à série de quatro LP, a LAT apresentou a menor remoção de *E. coli*. A remoção de *E. coli* em lagoas de polimento (4 a 4,5 unidades logarítmicas) superou os demais, provavelmente por sua maior área superficial e TDH ~30 dias. Os AC avaliados por Calijuri et al (2009) também apresentaram maior remoção de *E. coli* que a LAT, a despeito de terem apresentado também variação relativamente amplas, com tendência ao melhor desempenho em períodos mais quentes (BASTOS et al., 2010a).

Apesar de apresentar menor remoção que as LPs dos estudos aqui considerados é necessário ressaltar que a LAT apresentou um Kb (20 °C) (se considerado regime de mistura completa, e com as média geométrica de *E. coli* afluyente e efluente aqui apresentadas) de 24,25 d<sup>-1</sup>. Isso ocorreu, pois quando se considera a fórmula do regime de mistura completa o TDH da LAT é muito menor que os das lagoas de estabilização. De acordo com von Sperling (2002), para se chegar a valores de Kb (20 °C) desta ordem de grandeza em lagoa de estabilização o tempo de detenção hidráulica necessário deveria ser de 25 dias e a razão comprimento largura de quatro. Isso é reflexo de menor volume do reator (lagoa) necessário, para um mesmo nível de remoção de *E. coli*, quando se considera LAT.



## CONCLUSÃO

A temperatura na LAT variou em relação à temperatura atmosférica em taxa muito próxima ao da LP avaliada no mesmo local experimental, contudo a temperatura do líquido da LAT é maior, possivelmente em função das diferenças morfológicas e de operação.

A variação diurna do pH e OD foram semelhantes nas LATs aos primeiros 0,45 m superficiais da LP, sendo que a menor alcalinidade na LAT pareceu influenciar no decaimento mais rápido do pH durante a noite. Também o OD decresceu mais rápido na LAT que na LP nos períodos sem radiação, mas se manteve em níveis diferentes de zero ( $\sim 1 - 2 \text{ mg L}^{-1}$ ).

A remoção de matéria orgânica pela LAT, em termos de DQO, foi da mesma ordem de grandeza das LPs, porém, a produção de sólidos foi maior na LAT. O incremento de DQO (14%) e SST (108%) na LAT contrastou com a remoção de DQO (60%) e SST (70%) observada nos AC.

A remoção de nitrogênio amoniacal na LAT (70%) foi inferior à remoção das LPs (90%), porém, o efluente produzido com  $11 \pm 8 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  esteve dentro do limite de  $20 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  estabelecido pela legislação. Além disso, demonstrou-se que parte da remoção de nitrogênio se deveu à transformação para formas oxidadas como  $\text{N-NO}_3$ . Portanto, pode ser objeto de pesquisas futuras a atenuação do processo de produção de  $\text{N-NO}_3$  ou maior assimilação do mesmo pela biomassa algal. Em termos de remoção de fósforo total, a LAT obteve resultados menores que nos outros sistemas avaliados.

Para uma mesma taxa de aplicação superficial a LAT produziu efluente semelhante ao da LP em termos de *E. coli* (concentração da ordem de  $10^4 \text{ NMP}(100 \text{ mL})^{-1}$ ). Porém, a LAT apresentou pior desempenho em relação aos AC e a série de LP (quatro lagoas com  $\sim 30$  dias de TDH).

O conceito de aproveitamento da biomassa produzida em LAT apresentado, por exemplo, por Craggs et al., (2012), com o objetivo de se obter bioenergia, está sendo avaliado em escala real. Tal conceito inclui a separação da biomassa produzida na LAT. Com a remoção da biomassa, efetivamente se terá eficiência satisfatória para tratamento de esgoto sanitário via LAT. Enquanto esse conceito não for aprimorado para as LATs como sistemas puramente de tratamento de água residuária, o separador de biomassa algal apresenta-se como desvantagem em relação às lagoas de polimento, por incluir mais um processo unitário que implica em mais custos de implantação e operação. Desconsiderando aqui o menor requerimento de área das LATs e menor profundidade desse sistema. Por isso a LAT se apresenta como tecnologia satisfatória para polimento de reator tipo UASB, desde que contemple a remoção (ou melhor, o aproveitamento) da biomassa produzida.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21.ed. Washington DC: APHA, 2005.
2. BASTOS, R. K. X.; CALIJURI, M. L.; BEVILACQUA, P. D.; RIOS, E. N.; DIAS, E. H. O.; CAPELETE, B. C.; MAGALHÃES, T. B. Post treatment of UASB reactor effluent in waste stabilization ponds and in horizontal flow constructed wetlands: a comparative study in pilot scale in Southeast Brasil. Water Science and Technology, v. 61, n. 4, p. 995-1002, 2010a.
3. BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS, E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. Revista AIDIS, v.3, n.1, p. 97-107, 2010b.
4. BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; ANDRADE, R. C.; BEVILACQUA, P.D. UASB-polishing ponds desing parameters: contributions from a pilot scale study in southeast Brazil. Water Science and Technology, v. 63, n. 6, p. 1276-1281, 2011.
5. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.
6. CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.14, n. 3, p. 421-430, 2009.

7. CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 259-267, 2003.
8. CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *Journal of Applied Phycology*, n. 24, p. 329-337, 2012.
9. DOKULIL, M. T. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. *Hydrobiologia*, v. 289, p. 65-72, 1994.
10. el HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.
11. GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. *Journal of Applied Phycology*, n. 12, p. 331-339, 2000.
12. MASCARENHAS, L.C.A.; SPERLING, M. Von; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.9, n.1, p. 45-54, 2004.
13. MONTEGGIA, L. O.; FILHO, L. C. Z. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pós-tratamento de reatores anaeróbios. In: Chernicharo, C. A. L. (Org). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Coletânea de Artigos Técnicos - volume II. Belo Horizonte: [s.n.], 2001, p. 103-110.
14. NASCIMENTO, J. R. S. Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 2001. 166p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
15. NEDERLANDSE NORM.NEM 6520. Netherlands. 1981.
16. NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Water Science Technology*, v. 31, n. 12, p. 33-43, 1995.
17. NUSH, E. A. (1980) Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. *Arch. hydrobiol. Bech. Stuttgart*, v. 14, p. 14-36.
18. OSWALD, W. J. Advanced Integrated Wastewater Pond Systems. In: Convention EE Div/ASCE, 1990, San Francisco Proceedings... San Francisco: ASCE, 1990, p.74-81. Supplying Water and Saving the Environment for Six People Sessions.
19. OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects) In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). *Micro-algal biotechnology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988b. p. 357-394.
20. OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment In: BOROWITZKA, M. A.; BOROWITZKA, L. J. (Org.). *Micro-algal biotechnology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988a. p. 305-328.
21. PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. *Water research*, n. 45, p. 6637-6649, 2011b.
22. PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, v.102, p. 35-42, 2011a.
23. PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science Technology*, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.
24. PARK, J. B.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 8, p. 1758-1764, 2011.
25. PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONToux, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). *Water Science and Technology*, n. 23, p. 1535-1541, 1991.
26. PINTO, M. A.T.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de esgotos domésticos utilizando processo de lagoas de alta taxa. *Revista DAE-SABESP*, n. 161, p. 6-13, 1991.
27. ROCHA, E. O.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; ASSIS, L. C.; ALVES, L. G. S. The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport of Nutrients at the Watershed Level. *Water Resources Management*, V. 26, N.13, p. 3831-3852, 2012.
28. von SPERLING, M. Lagoas de estabilização. 2 ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2002, 195p.