

II-185 – TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM REATOR UASB SEGUIDO DE LAGOA DE ALTA TAXA

Tales Abreu Tavares de Sousa⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UEPB. Doutorando em Engenharia Ambiental na UEPB.

Dayane de Andrade Lima⁽²⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE. Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba - UEPB. Doutoranda em Engenharia Civil (Saneamento) pela Universidade Federal do Ceará - UFC.

Jéssyca de Freitas Lima⁽³⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE. Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba - UEPB. Doutoranda em Engenharia Civil (Saneamento) pela Universidade Federal do Ceará - UFC.

Israel Nunes Henrique⁽⁴⁾

Químico Industrial pela UEPB. Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento pelo PRODEMA. Doutor em Recursos Naturais pela UFCG. Professor no Instituto de Ciência e Tecnologias das Águas ICTA/UFOPA.

Wilton Silva Lopes⁽⁵⁾

Químico Industrial pela UEPB. Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela UEPB. Doutor em Química pela UEPB. Pós-Doutor na Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (2009) e na Delft University of Technology (2015) na Holanda. Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Endereço⁽¹⁾: Av. Juvêncio Arruda, S/N. Bairro Universitário, Campina Grande – PB. Centro de Ciências e Tecnologia – CCT, CEP: 58109-790 – Brasil. Cel: +55 (83) 98894-3781 - e-mail: mrtales@hotmail.com

RESUMO

O tratamento de esgotos domésticos em reatores UASBs (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo) seguido de lagoa de polimento é uma alternativa sustentável, sobretudo para o nordeste do Brasil. Dessa forma, o presente trabalho utilizou lagoa de polimento como pós-tratamento de efluente de reator UASB. Foi construído e operado um sistema de tratamento de esgotos sanitários constituído de duas etapas: 1) A primeira etapa foi com um reator UASB, objetivando a remoção do material carbonáceo através da digestão anaeróbia, com capacidade volumétrica de 286 Litros e um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10 horas; 2) A segunda etapa foi através de uma lagoa de polimento de 0,18 metros de profundidade, 10 m² (1 m x 10 m) de área, TDH de 6 dias e capacidade volumétrica de 1800 Litros, que sua aplicação objetivava a remoção dos patógenos. No sistema, nas condições do experimento, com baixa concentração orgânica (118±27 mgO₂.L⁻¹ de DQO filtrada e 63±15 mgSSV.L⁻¹), alta incidência de luz solar (597 W.m⁻²) temperatura variando de 20 a 30 °C, e consumo biológico de gás carbônico suficiente para elevar a média das unidades de pH a 8,6 possibilitou remoção de 80% de N-NTK, 53% de fósforo total e 44% de ortofosfato, e remoção de coliformes termotolerantes expressa em 99,8%, que corresponde a três unidades logs. Apesar de uma alta eficiência de remoção dos coliformes termotolerantes, não foi o suficiente para atender as exigências da OMS (WHO, 2006) que determina para irrigação irrestrita um máximo de 1000 UFC.100ml⁻¹.

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de nutrientes, lagoa de polimento, desinfecção.

INTRODUÇÃO

As tecnologias anaeróbias de tratamento de águas residuárias, especificamente reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo, vêm se destacando dentre as demais tecnologias de tratamento nas últimas décadas. Isso se deve possivelmente devido às suas vantagens em relação ao tratamento aeróbio, principalmente pelo baixo custo de implantação e operação, simplicidade operacional, baixa produção de lodo de excesso e estabilizado, baixo requerimento de área e baixa necessidade de nutrientes (FORESTI *et al.*

2006). Entretanto, esse reator possui algumas limitações, não gera efluente nos padrões exigidos pelas legislações ambientais, sendo necessárias pesquisas acerca do pós-tratamento.

As lagoas de polimento são geralmente utilizadas no pós-tratamento de efluente de reator UASB objetivando a remoção de organismos patogênicos e nutrientes, contudo não propicia a estabilização da matéria orgânica (CAVALCANTI and HAANDEL, 1996; CAVALCANTI, *et al.*, 2001).

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico por lagoas de estabilização são: volatilização da amônia, absorção biológico de nitrogênio, nitrificação, desnitrificação, e sedimentação da biomassa morta e acumulação na camada de lodo (CRAGGS, 2005). No entanto, ainda não se sabe quais os mecanismos dominantes de remoção de nitrogênio em lagoas, nem qual deles prevalece, também não são conhecidas as condições operacionais e ambientais em que ocorrem a remoção (VALERO *et al.* 2010). Existe uma compreensão generalizada por parte dos pesquisadores de que a remoção predominante de nitrogênio em lagoa de estabilização ocorre por volatilização da amônia, como consequência da elevação do pH (CAVALCANTI *et al.*, 2002; CRAGGS, 2005; PARK and CRAGGS, 2011; ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2013). No entanto, sob condições favoráveis para o crescimento de algas, a principal remoção de nitrogênio ocorre por absorção de algas, apesar da evidência de altos valores de pH (VALERO E MARA, 2007).

Em lagoa de estabilização a remoção de fósforo ocorre sobretudo devido à precipitação de fosfatos com metais alcalinos terrosos presentes em águas naturais (CAVALCANTI *et al.*, 2001). A elevação do pH favorece a precipitação de fosfato (VON SPERLING E CHERNICHARO, 2005), resultando em uma mudança do equilíbrio das espécies de fosfatos, favorecendo a precipitação de sais insolúveis de fosfato, a exemplo de fosfato de cálcio, a hidroxiapatita e a estruvita (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

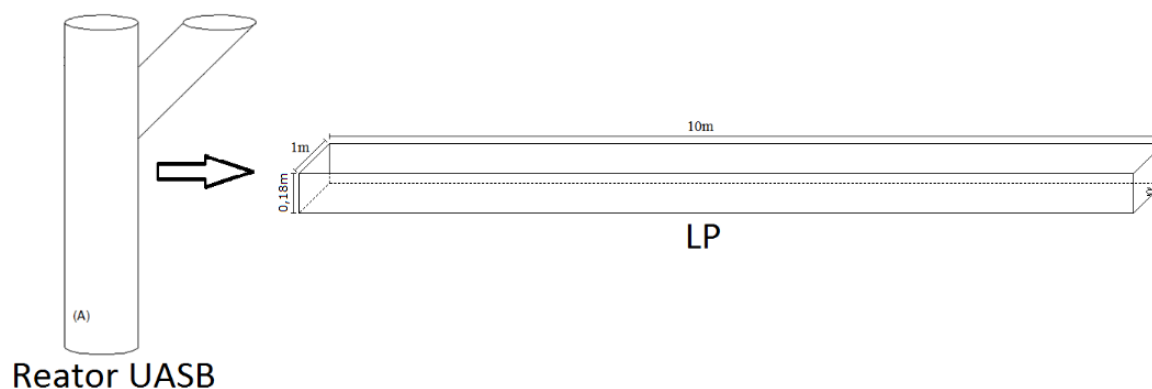
O objetivo com esta pesquisa foi de realizar o pós-tratamento de efluente anaeróbico em lagoas de polimento rasas, avaliando a eficiência de redução de indicadores de contaminação fecal e verificar qualidade físico e química do efluente final.

MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema experimental foi organizado em duas etapas: inicialmente o esgoto foi captado no interceptor leste do município de Campina Grande e tratado em reator anaeróbico. Na segunda etapa realizou-se o pós-tratamento desse efluente anaeróbico em lagoa de polimento rasa.

Procedimentos experimentais

O estudo foi executado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES). O sistema proposto era constituído de um reator UASB (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo – Upflow Anaerobic Sludge Blanket) com capacidade volumétrica de 286 Litros para o tratamento dos esgotos sanitários. No pós-tratamento foi utilizado uma lagoa de polimento rasa (LP). O reator UASB foi construído de fibra de vidro e a lagoa de polimento foi construída de alvenaria com dimensões de 10 m² (10x1 m) e operou com lâmina de 0,18 m, conforme mostra a Figura 01.



Reator UASB

FIGURA 01: Esquema do sistema de tratamento (UASB) e distinto pós-tratamentos por lagoa de polimento.

O funcionamento do sistema experimental foi em regime de batelada, alimentado com 50 litros de esgoto bruto a cada duas horas e inicialmente tratado por reator UASB acoplado, que era conectado a uma eletrobomba, programada a acionar a cada quatro horas bombeando 50 litros de esgoto tratado para o reator. Outra eletrobomba era responsável por alimentar a lagoa de polimento (LP). A Figura 02 representa o sistema em escala real, no qual (A) é a LP sendo monitorada por um computador, enquanto (B) é o reator UASB com seu decantador tipo Y.



FIGURA 02: Imagem real de todo o sistema experimental – lagoas de polimento como pós-tratamento de um reator UASB.

A Tabela 01 apresenta a configuração física e operacional de todo o sistema experimental

Tabela 01: Configuração física e operacional do sistema.

Características	UASB	Tanque de equalização	LP*
Forma de operação	Batelada	Batelada	Contínuo
Altura (m)	1,8	0,36	0,18
Área (m²)	0,126	0,94	10
Volume (m³)	0,246	0,338	1,8
TDH (dia)	0,417	0,28	6
Vazão (L.dia⁻¹)	600	300	300

*LP: Lagoa de Polimento.

Procedimento analítico

Para execução do projeto, foi necessário adotar métodos de análise de padrões conhecidos e validados para pesquisa científica, as determinações da alcalinidade que são realizadas pelo método de Kapp (Buchauer, 1998), enquanto que, as demais análises físicas, químicas e de coliformes termotolerantes obedeceram às recomendações analíticas preconizadas pelo “*Standard methods for the examination of water and wastewater*” (APHA, 2012). As análises de ovos de helmintos, clorofila e identificação planctônica seguiram métodos diferenciados e também validados e são apresentados na Tabela 02.

Tabela 02: Parâmetros de caracterização físico, química e biológica utilizadas no tratamento de águas residuárias.

VARIÁVEIS	MÉTODO	REFERÊNCIAS
pH	Utilização do método eletrométrico.	APHA, 2012
Nitrogênio Amoniacal e NTK	Utilização do método de digestão, destilação e titulação.	APHA, 2012
Alcalinidade Total (AT) e Ácidos graxos voláteis (AGV)	Utilização do método titrimétrico.	KAAP, 1998
DQO Total e Filtrada	Utilização do método colorimétrico do refluxo fechado.	APHA, 2012
Sólidos Totais e suas Frações	Utilização do método gravimétrico - Secagem a 103 °C até peso constante. As frações dos sólidos utilizando método gravimétrico - Ignição a 550 °C.	APHA, 2012
Fósforo Total e Ortofosfato	Utilizando o método de digestão de persulfato seguido pelo método colorimétrico do ácido ascórbico.	APHA, 2012
Coliformes Termotolerante (UFC/100mL)	Membranas de filtração	APHA, 2012

RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA

Na Tabela 03 são apresentadas as magnitudes médias das análises ao longo de 22 semanas de operação. São apresentados os valores das análises físico-químicas, e microbiológica como indicadores de patógenos.

Tabela 03: Magnitudes médias do esgoto bruto e dos efluentes tratados durante a fase experimental.

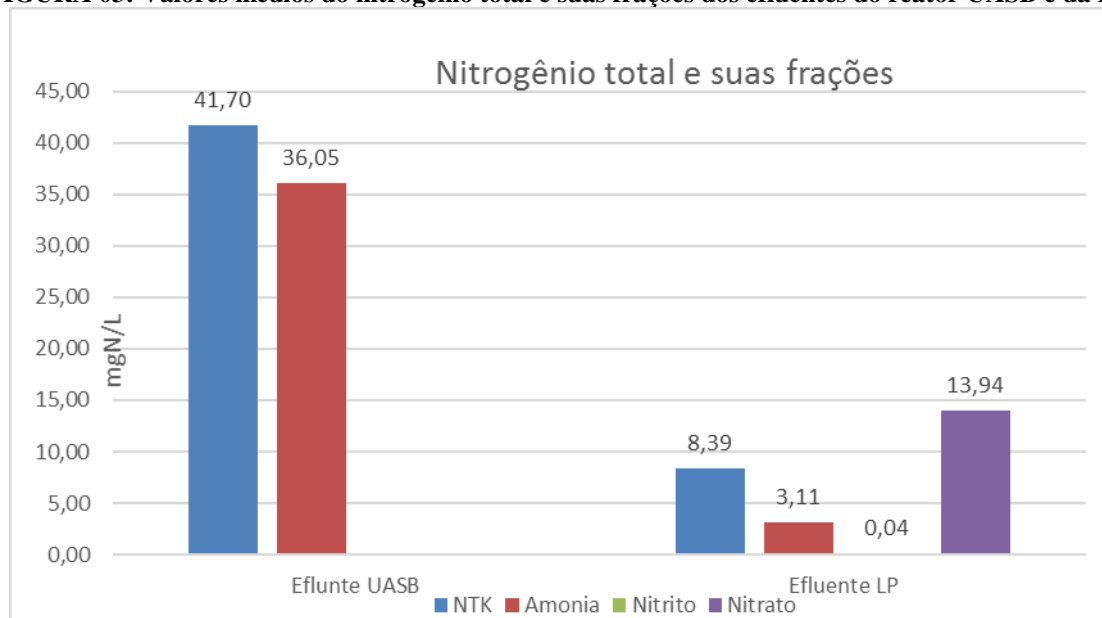
Parâmetros	Afluente		Efluente		
	EB	UASB	Remoção (%)	LP	Remoção (%)
DQO _{Bruta} (mg O ₂ .L ⁻¹)	485	207	57,31	163	21,26
DQO _{Filtrada} (mg O ₂ .L ⁻¹)	174	87	50,00	115	-
Fósforo Total (mg P.L ⁻¹)	6,39	5,09	-	3,61	29,08
Ortofosfato (mg P-PO ₄ .L ⁻¹)	4,57	2,87	-	3,20	-
N.T.Kjeldahl (mg N-NTK.L ⁻¹)	49,73	41,70	-	8,39	79,88
N. Amoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	34,29	36,05	-	3,11	91,37
Nitrito (mg N-NO ₂ .L ⁻¹)	-	0,03	-	0,04	-
Nitrato (mg N-NO ₃ .L ⁻¹)	-	0,02	-	13,94	-
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	1249	1053	-	1248	-
Sólidos Totais Voláteis (mg.L ⁻¹)	434	303	-	324	-
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	246	74	-	54	-
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	201	63	-	45	-
pH	7,59	7,69	-	8,84	-
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	356	378	-	296	-
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	5,38E6	1,88E6	-	2,95E3	99,84

EB: esgoto bruto (afluente do sistema); E. UASB: efluente do reator UASB; LP: efluente da lagoa de polimento.

A aplicação da lagoa de polimento, ao contrário do reator UASB que objetiva remover matéria orgânica, tem como objetivo a qualidade sanitária com a remoção de possíveis patógenos e nutrientes resultantes da ineficiente remoção desses indesejáveis constituintes pela digestão anaeróbia. Os resultados, conforme apresentados na Tabela 3, demonstram essa melhora na qualidade sanitária com a eficiente remoção de coliformes termotolerantes com a lagoa. Apesar de um baixo TDH a lagoa foi capaz de remover mais de 99,7%, obtendo uma remoção de três casas logs.

Observa-se na Tabela 03 e na Figura 03 que as concentrações do nitrogênio *Kjeldahl*, e especificamente do nitrogênio amoniacal, obtive um decaimento significativo, o que caracteriza a remoção de 91,37% do N-NH_4^+ para a LP. A remoção do nitrogênio amoniacal, se deu provavelmente a dessorção de amônia livre através da área superficial das lagoas e devido ao elevado valor de pH. No entanto, este mecanismo tem ainda que ser confirmada, uma vez que é controverso na literatura (CAMARGO & MARA, 2007, VON SPERLING *et al.*, 2010). Em relação ao pH, para o EB e efluente do reator UASB apresentaram pouca variação, caracterizando pH próximo da neutralidade para digestão anaeróbia, que tem como referência ótima entre 7,0 e 7,2 para desenvolvimento de bactérias metanogênicas (BITTON, 2005).

FIGURA 03: Valores médios do nitrogênio total e suas frações dos efluentes do reator UASB e da LP.



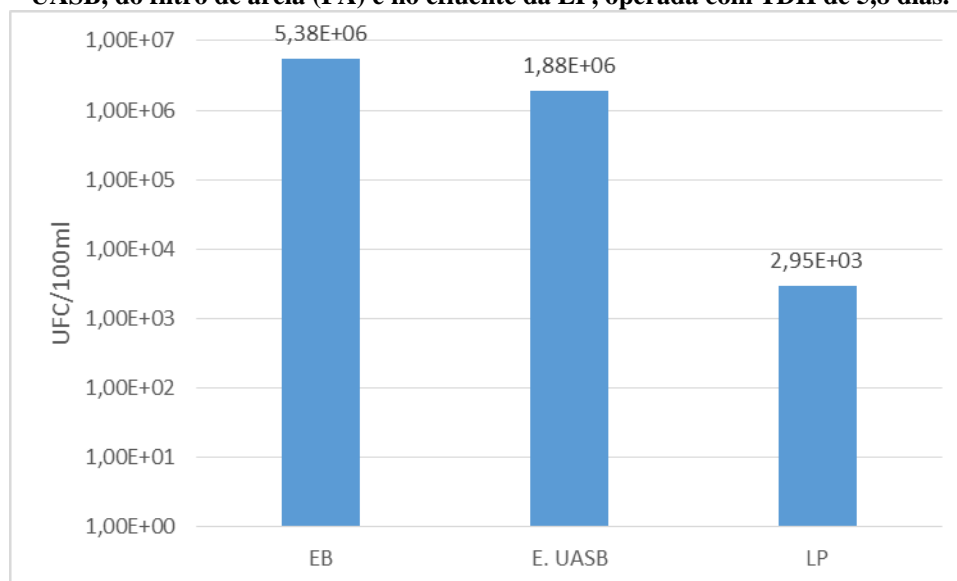
Observa-se na Figura 03 que a LP foi eficiente na nitrificação. Fazendo-se um balanço de massa expresso na forma de nitrogênio, verifica-se que o efluente do reator UASB (afluente da lagoa) se manteve numa concentração de 41,7 mg N-NTK.L⁻¹ (apenas traços de nitrato e nitrito) e o efluente produzido na lagoa de polimento se manteve em uma concentração média de 22,37 mg N-NTK.L⁻¹ (8,39 mg N-NTK.L⁻¹ + 0,04 mg N-NO₂.L⁻¹ + 13,94 mg N-NO₃.L⁻¹), portanto a fração desnitrificada e a fração perdida pela dessorção do nitrogênio amoniacal (19,33/41,7) foi de 46%. Essa fração de 46% é predominante no mecanismo de remoção do nitrogênio na forma de N-NTK, que dos 79,88% removido na LP, pouco mais de 58% representa o removido e apenas 42% o foi constatado no efluente da lagoa.

A concentração de nitrato maior que 10mg N-NO₃.L⁻¹ impossibilita o lançamento em corpo de água (CONAMA, 2011), no entanto, o efluente pode ser aplicado para agricultura irrestrita, conforme diretrizes apresentadas pela WHO (2006). Quando o destino final do efluente é ser lançado em águas superficiais, a remoção de nutrientes é necessária para evitar o processo de eutrofização. No entanto, quando o destino final do efluente é reuso agrícola, manter o nitrogênio presente representa oferta de nutrientes, proporcionando uma economia em gastos com fertilizantes industrializados.

Parâmetros microbiológicos

Na Figura 04 são apresentados os dados referentes às determinações dos parâmetros microbiológicos (coliformes termotolerantes) do afluente, esgoto bruto que alimentava o sistema experimental.

FIGURA 04: Concentrações de coliformes termotolerantes no esgoto bruto (EB), nos efluentes do UASB, do filtro de areia (FA) e no efluente da LP, operada com TDH de 5,8 dias.



De acordo com os dados apresentados na Figura 04, a concentração média de coliformes termotolerantes presentes no esgoto bruto foi de $5,38 \times 10^6$ UFC/ 100mL, esses valores estão dentro da faixa estabelecida por Metcalf & Eddy (2003) como típica para águas residuárias que varia entre 10^6 e 10^9 .

No efluente do reator UASB, a concentração manteve-se na mesma ordem de grandeza. Esse efluente alimentava a lagoa de polimento (LP) com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 dias. Observa-se que a concentração de coliformes termotolerantes nessa lagoa foi próximo a 10^3 UFC/ 100mL, portanto não atendendo as exigências preconizadas pela Organização Mundial da Saúde WHO (2006) para as magnitudes microbiológicas, necessitando ser melhorado os resultados de remoção, seja aumentando o TDH ou pondo uma nova lagoa em série.

CONCLUSÕES

Analisando os dados o estudo, pode-se concluir que:

- O reator UASB removeu 57% de material carbonáceo expresso em DQO.
- A LP obteve uma boa eficiência de remoção (99,8%) dos coliformes termotolerantes com um baixo TDH (8 dias), apesar de não atender a preconização da WHO (2006), que determina valores inferiores a $1,00E^{+03}$ UFC.mL⁻¹ para irrigação irrestrita.
- No mecanismo de remoção de nitrogênio na LP a nitrificação foi a remoção minoritária (80% de remoção N-NTK, sendo 42% nitrificado), portanto a fração desnitrificada e a fração perdida pela dessorção foi predominante com 58%.

Conclui-se assim, que no que diz respeito à eficiência das lagoas quanto a remoção de indicadores de contaminação fecal, é possível identificar bons resultados para um baixo TDH (6 dias). Bem como, para essas condições de operação da lagoa, a apesar de não atender a qualidade sanitária mínima para irrigação irrestrita, os parâmetros físico-químicos são aceitáveis (WHO, 2006; CONAMA, 2011).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA. WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22 ed. Washington, DC. American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution control Federation, 2012.
2. Assunção, F. A. L., and Von Sperling, M. (2013). Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. *Water Science and Technology*. 67, 2241.
3. BITTON, G. Wastewater Microbiology. 3 ed. John Wiley & Sons, Inc, 2005.
4. BRASIL. Resolução n.430 do CONAMA. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente*. Brasília-DF: CONAMA, maio de 2011.
5. BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to wastewater and sludge treatment process. *Water SA*, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.
6. CAMARGO, M. A. V. & MARA, D. D. 2007 Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. *Water Sci. TECHNOL.* Vol. 55, nº 11, pag. 87–92.
7. CAVALCANTI, P. F. F., and Van Haandel, A. C. (1996). Improved performance and increases applicability of waste stabilisation ponds by pre-treatment in a UASB reactor. *Water Science and Technology*. 33, 147-156.
8. CAVALCANTI, P. F. F., Van Haandel, A. C., and Lettinga, G. (2002). Effect of carbon dioxide and ammonium removal on pH changes in polishing ponds. *Water Science and Technology*. 45, 377-382.
9. CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVIC, M. L.; MONTEGGIA, L. O.; Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte – MG, p. 105-170, 2001.
10. CRAGGS, R.J. (2005). Advanced integrated wastewater ponds. In A. Shilton, *Pond Treatment Technology*, IWA Scientific and Technical Report Series. IWA, London, 282-310.
11. FORESTI, E., ZAIAT, M., and VALLERO, M. (2006). Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 5, 3-19.
12. METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: Treatment and reuse. 4 ed. New York, McGraw-Hill International edition, 2003.
13. PARK, J. B. K. E 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.
14. VALERO, M. A. C., and MARA, D. D. (2007) Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. *Water Science and Technol.* 55, 87–92.
15. VALERO, M. A. C., and MARA, D. D. (2010). Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technol.* 61, 1758–1764.
16. VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente. Campina Grande: EpGraf, ed.2, V.1, 255p. 1994.
17. VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Countries. IWA Publishing, London. V.1, 2005.
18. VON SPERLING, M.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; PAOLI, A. C. de; MABUB, M. O. A. Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the effluent from UASB reactors. *Water Science and Technology*, v. 61 n.5, p.1201–1209, 2010.
19. WHO – World Health Organization. WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. V.1, Policy and regulatory aspects. 100p. Ed. WHO®, 2006.