

II-298 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE EFLUENTES DE ABATEDOURO EM SISTEMA ANAERÓBIO/AERÓBIO COM E SEM RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE

Tatyanna Duarte dos Santos⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

Ronaldo Fia⁽²⁾

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutor em Engenharia Agrícola (Recursos Hídricos e Ambientais) pela (UFV). Professor do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras.

Fátima Resende Luiz Fia⁽³⁾

Engenheira Agrícola pela UFLA. Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola pela UFV. Professora do Departamento de Engenharia da UFLA.

Débora Garcia Emboaba⁽⁴⁾

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

Emanuel Menezes Gomes⁽⁵⁾

Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

Endereço⁽²⁾: Departamento de Engenharia, CP 3037, Campus da UFLA - Lavras - MG - CEP: 37.200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1481 - e-mail: ronaldofia@deg.ufla.br

RESUMO

Em vista dos diversos problemas ambientais associados à elevada concentração de nutrientes e ao manejo incorreto de efluentes agroindustriais, o presente trabalho avaliou uma alternativa para a remoção de formas de nitrogênio de águas residuárias de abatedouro (ARA). O sistema combinado anaeróbio/aeróbio, com e sem recirculação, foi montado em escala de bancada e composto pelas seguintes unidades de tratamento: reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) com 1,2 m de comprimento e 0,10 m de diâmetro preenchido com anéis de bambu, perfazendo um volume útil de 7,5 L; reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) com volume útil de 15 L; lagoa aerada facultativa (LAF) com 12 L de volume útil; sistema alagado construído (SAC) preenchido com brita zero e totalizando 7,4 L de volume útil; e decantador secundário (DEC) com volume útil de 4,7 L. Na Fase I (70 dias), o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB, LAF e SAC. Na Fase II (80 dias), o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB e LAF, recolhido no DEC e recirculado para o RAHLF em uma taxa de recirculação de 100%. Observou-se ao longo do sistema que, tanto na fase I como na fase II, o aumento do pH favoreceu o processo de desnitrificação, que tem pH ótimo entre 7 e 8. O UASB mostrou-se eficiente na remoção de NTK quando houve recirculação do afluente do sistema (43%); no RAHLF houve significativa redução de nitrito (48%); enquanto o SAC atingiu eficiência superior ao DEC na remoção das três formas de nitrogênio estudadas (88, 45 e 54% para NO_2^- , NO_3^- e NTK). As eficiências globais de remoção de NTK do sistema nas fases I e II foram, respectivamente, de 84 e 61%, sendo significativamente diferentes ($p < 0,05$). O sistema com diferentes unidades de tratamento, submetido à elevada carga de nitrogênio, foi capaz de remover satisfatoriamente o nitrogênio afluente ao sistema.

PALAVRAS-CHAVE: Digestão anaeróbia, Desnitrificação, Efluentes agroindustriais, Lagoa Aerada, UASB.

INTRODUÇÃO

As mudanças dos padrões econômicos e hábitos alimentares nos últimos anos levaram a um aumento do consumo de carnes e, em consequência, do abate de animais. Os problemas ambientais associados ao abate de animais estão relacionados às altas concentrações de matéria orgânica e de nutrientes presentes na água residuária das diversas etapas deste processo.

Como consequência das operações de abate para obtenção de carne e derivados, originam-se vários subprodutos e, ou, resíduos como: couros, sangue, ossos, gorduras, aparas de carne, tripas, animais ou suas partes condenadas pela inspeção sanitária, que devem sofrer processamentos específicos.

Entre 80 a 95% da água consumida em abatedouros se tornam efluentes que contêm elevados níveis de matéria orgânica, devido à presença de esterco, gorduras e sangue (Krieger, 2007). O sangue é o principal contribuinte da carga orgânica do efluente, e apresenta a DQO mais alta de todos os efluentes líquidos gerados no processamento de carnes. Sangue líquido bruto tem DQO em torno de 400.000 mg L⁻¹, DBO de aproximadamente 200.000 mg L⁻¹, e concentração de nitrogênio de aproximadamente 30.000 mg L⁻¹ (Pacheco, 2006).

O nitrogênio ocorre principalmente na forma de amônia, devido à quebra do material proteico em aminoácidos. Destacam-se também o alto conteúdo de microrganismos patogênicos, como bactérias *Salmonella* e *Shigella*, ovos de parasita e cistos de ameba, e os resíduos de pesticidas, provenientes do tratamento e alimentação dos animais (Del Pozo e Diez, 2005). Quando disposto em excesso no ambiente, o nitrogênio torna-se protagonista de uma série de problemas ambientais, dentre os quais se destaca a eutrofização de corpos hídricos. Em vista do aumento das exigências de controle de poluição e do risco potencial aos recursos naturais, tem-se buscado alternativas para a remoção das formas nitrogenadas de águas residuárias.

Normalmente, nos sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes a matéria orgânica e o nitrogênio orgânico são degradados de forma bastante eficiente, com pouco consumo de energia, baixa produção de lodo e produção de biogás. No entanto, a remoção de nutrientes é limitada, em função das características intrínsecas do processo (Del Pozo e Diez, 2003; Zenatti et al., 2009; Méndez-Romero et al., 2011). O nitrogênio é convertido em NH₄⁺, forma estável, e se mantém no sistema, salvo em alguns casos em que é liberado na forma de amônia (NH₃) em condições específicas de pH.

A remoção efetiva do nitrogênio do efluente deve envolver uma etapa aeróbia de tratamento, onde ocorre a nitrificação, oxidação de amônio a nitrato, seguida de uma etapa anaeróbia ou anóxica, em que o nitrato é reduzido a nitrogênio molecular e liberado do sistema, na chamada desnitrificação (Isoldi et al., 2005). Assim, no presente trabalho teve-se como objetivo estudar o desempenho de sistemas anaeróbio/aeróbio na remoção de formas de nitrogênio com e sem recirculação do efluente de abatedouro.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento, montado em escala laboratorial, foi conduzido no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da UFLA, em Lavras, Minas Gerais. A água residuária de abatedouro (ARA), proveniente do frigorífico NUTRILI localizado próximo a cidade de Lavras-MG, foi coletada semanalmente em bombonas e armazenada para o experimento sob refrigeração e apresentou, durante as duas fases de condução do experimento, as características médias apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de abatedouro (ARA) utilizada durante o período experimental.

Variáveis	FASE I (70 dias)	FASE II (80 dias)
pH	6,9±0,4 ⁽⁸⁾	7,0±0,2 ⁽¹¹⁾
DQO (mg L ⁻¹)	2.821±964 ⁽⁸⁾	3.010±881 ⁽¹¹⁾
NTK (mg L ⁻¹)	140±54 ⁽⁸⁾	100±37 ⁽¹¹⁾
P (mg L ⁻¹)	13,0±7,2 ⁽⁷⁾	14,6±8,9 ⁽¹¹⁾

(a) Entre parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo das médias.

O experimento foi dividido em duas fases. Na primeira, o sistema de tratamento foi composto por um sistema anaeróbio (reator anaeróbio horizontal de leito fixo – RAHLF seguido por um reator anaeróbio de manta de lodo – UASB) e um sistema aeróbio/anóxico (lagoa aerada facultativa – LAF seguida por um sistema alagado construído – SAC não vegetado). Na segunda fase, o sistema foi composto pelo RAHLF, UASB, LAF e por um decantador secundário (DEC).

O RAHLF foi construído em PVC com 1,2 m de comprimento e 0,10 m de diâmetro preenchido com anéis de bambu, perfazendo um volume útil de 7,5 L; o UASB foi montado em fibra de vidro e com volume útil de 15 L. A LAF, construída em vidro, apresentou 0,20 m de largura, 0,40 m de comprimento e 0,15 m de altura útil,

totalizando 12 L de volume útil. Nas extremidades internas da LAF (a 0,05 m da entrada e da saída) foram instaladas chicanas de modo que a aeração fosse mantida apenas na parte central e, nas extremidades, fossem mantidas condições anóxicas. No fundo da lagoa foram inseridas mangueiras perfuradas para a inserção de ar (6 L min^{-1}), gerado por um mini compressor. O SAC foi montado em vidro com 0,20 m de largura, 0,50 m de comprimento e 0,15 m de altura útil, preenchido com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de $0,49 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) totalizando 7,4 L de volume útil. O SAC não foi cultivado devido ao não desenvolvimento das espécies implantadas (capim tifton-85 - *Cynodon spp.*, e posteriormente, arroz- *Oryza sativa*). O DEC foi constituído por um recipiente plástico com volume útil de 4,7 L.

Na Fase I, o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB, LAF e SAC. Na Fase II, o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB e LAF, recolhido no DEC e recirculado para o RAHLF em uma taxa de recirculação de 100%. Ou seja, a vazão afluente ao RAHLF de ARA foi igual a vazão do efluente tratado. Antes de iniciar a Fase I, o sistema foi mantido em operação tratando efluente de abatedouro por cerca de 260 dias (Emboaba et al., 2012; Souza et al., 2012).

A avaliação de qualidade da água foi feita pela determinação de pH por potenciometria, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) pelo processo micro-Kjeldahl, nitrato e nitrito por colorimetria (APHA et al., 2005). As características operacionais médias dos sistemas estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Características operacionais médias e desvio-padrão do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), lagoa aerada facultativa (LAF), do sistema alagado construído (SAC) na fase I, e do decantador secundário na fase II.

Fases	Variáveis	RAHLF	UASB	LAF	SAC/DEC
I (70 dias)	TDH	1,02	1,91	1,63	1,01
	COV	$2,8 \pm 0,9$	$1,8 \pm 0,8$	$0,3 \pm 0,1$	$0,2 \pm 0,1$
	TAV_{NTK}	$0,14 \pm 0,05$	$0,12 \pm 0,05$	$0,09 \pm 0,03$	$0,05 \pm 0,01$
	TAS_{NTK}	-	-	$8,8 \pm 2,7$	$4,6 \pm 1,9$
II (80 dias)	TDH	1,04	1,89	1,64	0,64
	COV	$2,9 \pm 0,9$	$1,4 \pm 0,7$	$0,4 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,2$
	TAV_{NTK}	$0,10 \pm 0,04$	$0,10 \pm 0,05$	$0,05 \pm 0,02$	$0,06 \pm 0,03$
	TAS_{NTK}	-	-	$3,6 \pm 0,9$	-

TDH - tempo de detenção hidráulica teórico (d); COV – carga orgânica volumétrica ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de DQO); TAV_{NTK} – taxa de aplicação volumétrica de NTK ($\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de NTK) e TAS_{NTK} – taxa de aplicação por área superficial de NTK ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NTK).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de pH na Fase II tanto afluente quanto efluente aos sistemas mantiveram-se próximos aos valores observados na Fase I. Sendo estatisticamente semelhantes ($p > 0,05$) nos efluentes das unidades de tratamento (Tabela 3). A recirculação do efluente tratado no sistema, durante a Fase II, não proporcionou alteração do pH afluente ao RAHLF.

Os valores de pH observados parecem ter favorecido o processo de remoção de nitrogênio. O processo de desnitrificação é predominante quando ocorre aumento do valor do pH pela alcalinidade produzida durante a conversão do nitrato a gás nitrogênio. O pH ótimo situa-se entre 7 e 8 (Metcalf e Eddy, 2003).

A concentração de nitrato e nitrito na água residuária de abatedouro foram relativamente pequenas, por ser uma água bruta sem ainda ter passado o nitrogênio orgânico para as formas nítricas. (Figuras 1A e 1C). Após a passagem pela LAF, ambiente aeróbio, os valores aumentaram consideravelmente (Figuras 1B e 1D). Com a recirculação do efluente tratado na Fase II houve tendência de elevação dos valores de nitrato (cerca de 2 vezes) e nitrito (cerca de 1,5 vez) no efluente do RAHLF e do UASB, porém não significativas (Figuras 1A e 1C e Tabela 3).

TABELA 3: Valores médios de pH, nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) afluente (ARA) e efluente do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), lagoa aerada facultativa (LAF), do sistema alagado construído (SAC) na fase I, e do decantador secundário na fase II.

Fases	Variáveis	ARA	RAHLF	UASB	LAF	SAC/DEC
I (70 dias)	pH	6,9a	6,9a	7,07a	7,38a	7,72a
	NO_3^-	0,60a	0,25a	0,13a	127,5a	68,8a
	NO_2^-	0,05a	0,04a	0,03a	73,7a	8,3a
	NTK	140a	126a	96a	49a	24a
II (80 dias)	pH	7,0a	7,4b	7,9b	8,1b	8,3b
	NO_3^-	0,76a	0,57a	0,28a	53,3b	57,1a
	NO_2^-	0,11a	0,06a	0,04a	36,3a	52,6b
	NTK	100b	103a	50b	36a	35a

NO_3^- , NO_2^- e NTK – mg L^{-1} de N. Para a mesma variável, médias das duas fases seguidas de mesma letra não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

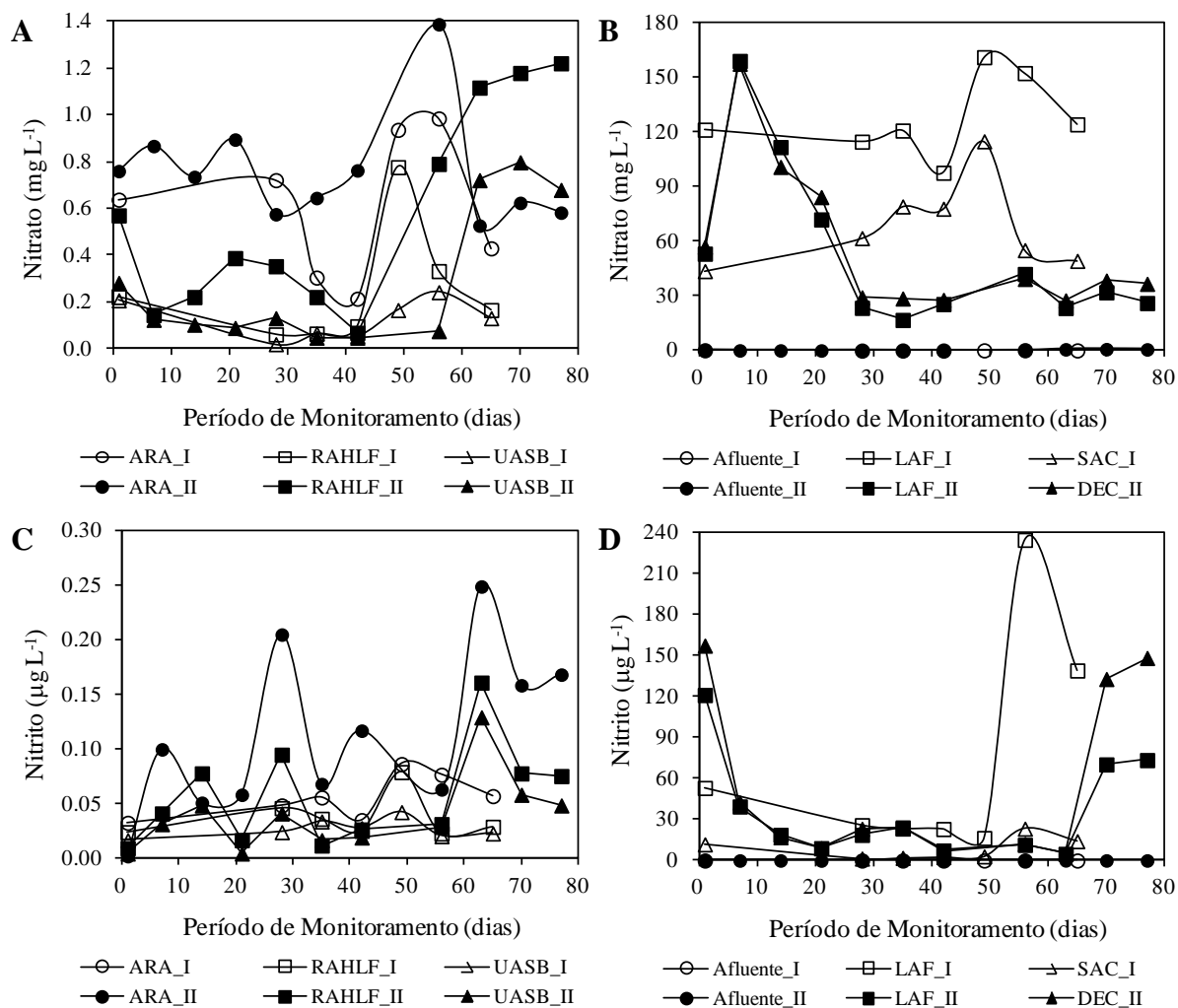


Figura 1: Valores de nitrato e nitrito afluente e efluente das unidades de tratamento durante as Fases I e II.

Na Fase II, os valores de nitrato e nitrito verificados no efluente da LAF foram inferiores aos da Fase I, provavelmente em função da redução dos valores de NTK afluente ao sistema (ARA) e à redução do NTK no efluente que foi recirculado no sistema, o que reduziu a quantidade de nitrogênio orgânico a ser convertido nas formas nítricas.

A concentração de nitrito no efluente do SAC foi inferior ($p < 0,05$) aos valores observados no efluente do DEC, evidenciando a capacidade do SAC em promover a desnitrificação quando comparado a um decantador secundário. Houve redução considerável ($p < 0,05$) na concentração de NTK no efluente do UASB na Fase II comparado à Fase I. Tal fato destaca a capacidade do UASB em promover a remoção de nitrogênio via desnitrificação. Tais afirmativas podem ser verificadas quanto às percentagens de remoção de nitrogênio nas unidades de tratamento (Tabela 4). Jin et al. (2012) verificaram que a recirculação do efluente no reator UASB promoveu melhor eficiência e estabilidade na remoção de nitrogênio pelo processo Anammox.

O RAHLF foi capaz de se diferenciar quanto à remoção da forma de nitrogênio menos oxidada (nitrito). O UASB foi capaz de remover de forma mais eficiente o NTK quando do processo de recirculação do efluente no sistema. Enquanto o SAC foi mais eficiente ($p < 0,05$) quanto à remoção de das três formas de nitrogênio avaliadas, comparado ao DEC.

Xiao et al. (2007) avaliaram a capacidade de um decantador em desnitrificar efluente sintético de laticínio, e verificaram que este removeu cerca de 36% do nitrogênio total e 96% do nitrato afluente ao sistema. Em SACs não vegetados com TDH entre 1 e 2 dias, Leverenz et al. (2010) não observaram remoção de nitrato, enquanto em SACs vegetados observaram remoção de 99% das concentrações de nitrato afluente ao sistema (45 a 80 mg L^{-1}), equivalendo à remoção de $0,74 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de nitrogênio na forma de nitrato. Abaixo do observado neste trabalho que foi, em média, de $4,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

TABELA 4: Valores médios de eficiência de remoção (%) de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) pelo reator anaeróbico horizontal de leito fixo (RAHLF), reator anaeróbico de manta de lodo (UASB), lagoa aerada facultativa (LAF), do sistema alagado construído (SAC) na fase I, e do decantador secundário na fase II, e eficiência global média do sistema.

Fases		RAHLF	UASB	LAF	SAC/DEC	Global
I (70 dias)	NO_2^-	32a	23a	0a	88a	-
	NO_3^-	62a	35a	0a	45a	-
	NTK	11a	20a	46a	54a	84a
II (80 dias)	NO_2^-	48b	32a	0a	1b	-
	NO_3^-	43a	52a	0a	1b	-
	NTK	13a	43b	31a	10b	61b

Para o mesmo sistema, médias das duas fases seguidas de mesma letra não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Mesmo não se verificando variação significativa em algumas unidades (RAHLF e LAF) submetidas aos dois tratamentos (Fases I e II), a eficiência global de remoção de NTK foi diferente ($p < 0,05$) para as duas Fases. Desta forma, parece evidente o papel do SAC como unidade de desnitrificação no sistema de tratamento, comparado ao processo de recirculação que apresenta maiores custos de operação.

Isoldi et al. (2005) avaliaram a desnitrificação de efluentes efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando reator UASB e verificaram que para uma concentração afluente de 28 e $7,5 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio nas formas de nitrato e nitrito, houve remoção de 87 e 51% , respectivamente. Enquanto a remoção de NTK foi de 83% . Del Pozo e Diez (2003) avaliaram reatores de biofilme aerado e anaeróbico sequenciais e verificaram eficiências de remoção de NTK entre 95 e 84% para cargas entre $0,064$ e $0,14 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ de NTK proveniente de efluentes de abatedouro de aves. Del Pozo e Diez (2005) verificaram em outra avaliação que a desnitrificação respondeu por apenas 12 a 34% da remoção de nitrogênio neste sistema, sendo a remoção de NTK da ordem de 67% .

CONCLUSÕES

O UASB mostrou-se bastante eficiente na remoção de NTK durante o processo de recirculação do efluente, enquanto o RAHLF favoreceu a desnitrificação ($p < 0,05$). No SAC houve maior capacidade de remoção das formas nítricas e do NTK comparado ao DEC. A remoção global de NTK no sistema de tratamento foi da ordem de 84 e 61% sem recirculação do efluente e com recirculação do efluente ($p < 0,05$).

O sistema com diferentes unidades de tratamento, submetido à elevada carga de nitrogênio, foi capaz de remover satisfatoriamente o nitrogênio afluente ao sistema.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq e à FAPEMIG o apoio financeiro concedido; e ao Frigorífico NUTRILI pela disponibilização da água residuária.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].
2. DEL POZO, R.; DIEZ, V. Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Water Research*, v.39, p.1114–1122, 2005.
3. DEL POZO, R.; DIEZ, V. Organic matter removal in combined anaerobic-aerobic fixed-film bioreactors. *Water Research*, v.37, p.3561–3568, 2003.
4. ISOLDI, L.A.; KOETZ, P.R.; ISOLDI, L.A. Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, n.4, p.271-277, 2005.
5. JIN, R-C.; YANG, G-F.; MA, C.; YU, J-J.; ZHANG, Q-Q.; XING, B-S. Influence of effluent recirculation on the performance of Anammox process. *Chemical Engineering Journal*, v.200-202, p.176-185, 2012.
6. KRIEGER, E. I. F. Avaliação do consumo de água, racionalização do uso e reúso do efluente líquido de frigorífico de suínas na busca sustentabilidade socioambiental da empresa. Porto Alegre: UFRGS, 2007. 130p. Tese de doutorado do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.
7. LEVERENZ, H.L.; HAUNSCHILD, K.; HOPES, G.; TCHOBANOGLIOUS, G.; DARBY, J.L. Anoxic treatment wetlands for denitrification. *Ecological Engineering*, v.36, p. 1544-1551, 2010.
8. MÉNDEZ-ROMERO, D.C.; LÓPEZ-LÓPEZ, A.; VALLEJO-RODRÍGUEZ, R.; LEÓN-BECERRIL, E. Hydrodynamic and kinetic assessment of an anaerobic fixed-bed reactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Chemical Engineering and Processing*, v.50, p.273-280, 2011.
9. METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill, Inc. 2003, 1819p.
10. PACHECO, J. W. (Ed.) *Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)*. São Paulo: CETESB, 2006. 98p. (Série P + L).
11. XIA, L.W.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Organic carbon and nitrogen removal from a strong wastewater using a denitrifying suspended growth reactor and a horizontal-flow biofilm reactor. *Bioresource Technology*, v.98, p.739-744, 2007.
12. ZENATTI, D.C.; GOMES, S.D.; FAZOLO, A.; COSTANZI, R.N.; HASAN, S.D.M.; GENTELINI, A.L. Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.6, p.750–754, 2009.