

II-087 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE REATOR UASB E PERFIL MICROBIANO DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO AERADA-FACULTATIVA TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA DE ABATEDOURO DE AVES

Eloisa Pozzi⁽¹⁾

Ecóloga pela UNESP de Rio Claro. Mestrado em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Doutorado em Hidrobiologia pela UFSCar. Especialista no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) do Depto de Hidráulica e Saneamento (SHS-EESC-USP).

Valéria Del Nery⁽²⁾

Engenheira química pela UFSCar. Mestrado, doutorado e pós-doutorado em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Consultora na área de projetos e operação de sistemas de tratamento de água residuária.

Isabel Kimiko Sakamoto⁽³⁾

Bióloga pela USP de Ribeirão Preto. Mestrado, doutorado e pós-doutorado em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Especialista no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) do Depto de Hidráulica e Saneamento (SHS-EESC-USP).

Marcia Helena Rissato Zamariolli Damianoc⁽⁴⁾

Engenheira civil pela EESC-USP. Mestrado, doutorado e pós-doutorado em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Mestre e em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Docente e pesquisadora do SHS-EESC-USP.

Eduardo Cleto Pires⁽⁵⁾

Engenheiro Mecânico pela EESC-USP, mestrado em Engenharia Mecânica pela PUC do Rio de Janeiro. Doutorado em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Professor titular do SHS-EESC-USP.

Endereço⁽¹⁾: Av. João Dagnone 1100. Jardim Santa Angelina. São Carlos – SP. CEP: 13563-120 - Brasil- Tel: (16) 33738357 - e-mail: elopozzi@sc.usp.br.

RESUMO

Lagoas de estabilização aeradas como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, mostraram-se interessantes para remover matéria orgânica e nitrogênio de águas residuárias de abatedouro de aves. O objetivo deste estudo foi estimar a densidade de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e inferir sobre a diversidade microbiana desta lagoa aerada-facultativa (LAF). O sistema biológico de tratamento da água residuária de abatedouro de aves é composto de um reator UASB (1260 m³), seguido de uma LAF de 13000 m² e 19500 m³ equipada com 90 hp de aeração. As estimativas da densidade da microbiota nitrificante e desnitrificante foram realizadas pela técnica de NMP em três pontos de coleta ao longo de sete meses. A estimativa da diversidade microbiana para o domínio *Bacteria* foi feita por DGGE e analisado o coeficiente de similaridade de Pearson e o índice de diversidade de Shannon. A eficiência de remoção de DQO, DBO, NTK e de nitrogênio amoniacal foi de 62,3 ± 22%, 53,7 ± 15%, 68,3 ± 15% e 88 ± 6%, respectivamente. A densidade de nitrificantes foi maior na zona aerada, PA (10³ NMP/ g SSV), do que em PB e PC e diminuiu nos meses de dezembro e fevereiro (10²) relacionado com as temperaturas mais altas do ano, quando as concentrações de OD diminuem no sistema. As desnitrificantes facultativas aumentaram significativamente a partir de agosto (10¹¹) a fevereiro (10¹⁴). Para o domínio *Bacteria*, PA apresentou os menores índices de similaridade (variando entre 40% a 50%) do que em PB e PC (variando entre 50% e 86%) considerando-se todos os períodos de amostragem. A aeração e a complexidade do substrato do efluente do reator UASB que chega à lagoa aerada, independente do período, condicionaram um metabolismo bacteriano mais diversificado para a estabilização da matéria orgânica. Portanto a microbiota bacteriana foi mais diversa em PA (Shannon 3,0) em comparação com a população em PB e PC (Shannon 2,0).

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de nitrogênio, reator UASB, lagoa aerada-facultativa, DGGE, bactérias nitrificantes, bactérias desnitrificantes, número mais provável.

INTRODUÇÃO

A aplicação da digestão anaeróbia em sistemas de tratamento de águas residuárias industriais cresceu significativamente nas últimas décadas, especialmente no segmento da indústria alimentícia.

Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) são muito empregados no Brasil para tratar água residuária de abatedouros de aves. Esta água residuária é complexa com elevadas concentrações de matéria orgânica oriunda do estrume, sangue e gordura. Além disso, tem altas concentrações de sal, fosfato e nitrato (Amenu, 2014).

Embora os reatores UASB sejam muito eficientes no tratamento deste tipo de água residuária (Del Nery et al., 2007), as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e de matéria orgânica remanescente (Barana, 2013) apontam a necessidade de sistemas de pós-tratamento para obtenção de efluente líquido final com qualidade para atendimento aos requisitos da legislação ambiental.

Lagoas de estabilização aeradas podem ser utilizadas como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, devido à sua capacidade de reduzir a matéria orgânica e nitrogênio. A redução de nitrogênio ocorre em lagoas aeradas por vários meios, incluindo assimilação pelas algas, nitrificação / desnitrificação e volatilização (Middelbrooks, 1995). O objetivo deste estudo foi estimar a densidade de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e inferir sobre a diversidade microbiana da lagoa aerada-facultativa (LAF) utilizada como pós-tratamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

SISTEMA BIOLÓGICO DE TRATAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE ABATEDOURO DE AVES

O sistema biológico de tratamento da água residuária de abatedouro de aves é composto de um reator UASB (1260 m³), seguido de uma lagoa aerada-facultativa (LAF) de 13000 m² e volume de 19500 m³. A secção de entrada da lagoa (3250 m²) está equipada com 90 hp de aeração.

A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada ao reator UASB foi de $1,94 \pm 0,23$ kg DQO/m³.dia e o tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de $1,14 \pm 0,12$ d ao longo do período de estudo.

A taxa de aplicação superficial da LAF foi de 240 ± 105 kg DBO / ha.dia e o tempo de detenção hidráulico (TDH) de $17,4 \pm 1,8$ d. O TDH na secção aerada da lagoa foi de $4,4 \pm 0,5$ d.

Parâmetros de monitoramento de remoção de matéria orgânica (DQO e DBO) e de nitrogênio total (NTK) foram determinados uma vez por mês ao longo de sete meses de operação em três pontos de amostragem (P1, P2, P3). Tais parâmetros físico-químicos seguiram as metodologias descritas em APHA/AWWA/WEF (2005). Os pontos de coleta da biomassa foram PA, situado na secção aerada; PB e PC nas secções facultativas ao longo do sistema (Figura 1).

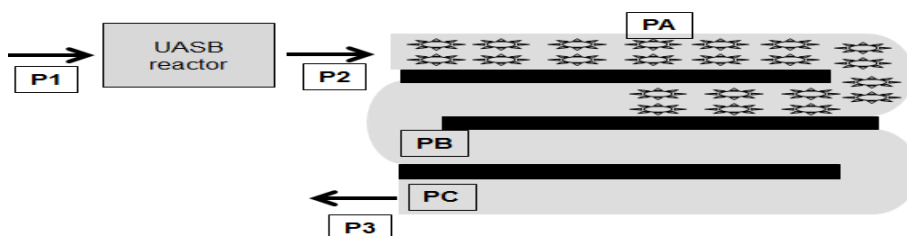


Figura 1: Sistema biológico de tratamento da água residuária do abatedouro de aves (LAF). Pontos de amostragem: P1 (afluente do UASB), P2 (efluente do UASB), P3 (efluente da LAF). Pontos de coleta da biomassa: PA, PB, PC.

MICROBIOLOGIA DO SISTEMA

As estimativas da densidade da microbiota nitrificante (bactérias amônio oxidantes, BOA e bactérias nitrito oxidantes, BON) e desnitrificante foram realizadas pela técnica de NMP. A técnica foi adaptada para amostras

de água e seguiram as metodologias propostas por Schmidt e Belser (1984), para as nitrificantes e Tiedje *et al.* (1984) para as destrificantes.

A estimativa da diversidade microbiana para o domínio *Bacteria* foi feita utilizando-se as técnicas de biologia molecular de extração do DNA genômico (Griffiths *et al.*, 2000) da biomassa presente no lodo do reator e amplificação de fragmentos do RNAr 16S pela reação de polimerização em cadeia (PCR), tendo com inicializadores os “primers” 968FGC -1401R. Os produtos da PCR foram posteriormente submetidos à técnica de DGGE (eletroforese em gel com gradiente desnaturante) a qual possibilita a análise de várias amostras ambientais simultaneamente, sendo úteis ao monitoramento e à compreensão de variações temporais e espaciais de comunidades microbianas (Muyzer *et al.*, 1996).

Os dendogramas relativos aos perfis de bandas foram construídos pelo programa Bionumerics® (versão 2.5) e analisados pelo coeficiente de similaridade de Pearson. A diversidade entre as populações bacterianas foram comparadas utilizando-se o índice de diversidade de Shannon (Abreu *et al.*, 2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARACTERÍSTICAS DOS AFLUENTES E EFLUENTES DO REATOR UASB E DESEMPENHO DA LAF

A caracterização do afluente e efluente do reator UASB e da LAF durante sete meses de operação está apresentada na Tabela 1.

A eficiência de remoção de DQO, DBO, NTK e de nitrogênio amoniacal foi de $62,3 \pm 22\%$, $53,7 \pm 15\%$, $68,3 \pm 15\%$ e $88 \pm 6\%$, respectivamente.

Tabela 1: Características da água residuária no sistema biológico

Parâmetros	UASB afluente P1	UASB effluente P2	PA	PB	PC	LAF effluente P3
DQO (mg/L)	2178±276	718±342	342±33	297±53	311±92	271±63
DBO (mg/L)	1235±275	296±121	167±52	113±43	130±53	137±25
NTK (mgN/L)	164±25	202±26	65±16	62±24	51±27	64±37
N amoniacal (mgN-amoniacal/L)	100±17	182±24	40±10	29±12	24±13	22±13
NO ₂ (mgN-NO ₂ /L)	0	0	16,7±12,3	13,2±9,8	8,9±4,6	12,8±6,5
NO ₃ (mgN-NO ₃ /L)	7,3±1,3	2,3±1,1	11,3±9,5	13,4±10,7	13,9±12,6	13,4±9,2

CARACTERÍSTICAS DA MICROBIOTA NOS EFLUENTES DA LAF

A estimativa da microbiota nitrificante (BOA e BON) e desnitrificante (DES), durante o período operacional de sete meses de coleta, está representada na Tabela 2.

Tabela 2: Quantificação da microbiota nitrificante e desnitrificante

P C	Agosto/13			Outubro/13			Dezembro/13			Fevereiro/14		
	BOA	BON	DES	BOA	BON	DES	BOA	BON	DES	BOA	BON	DES
	NMP/mg SSV			NMP/mg SSV			NMP/mg SSV			NMP/mg SSV		
A	$9,8.10^3$	$1,8.10^3$	$9,8.10^{11}$	$4,8.10^4$	$6,3.10^3$	$8,7.10^{13}$	$7,6.10^3$	$9,8.10^2$	$3,2.10^{13}$	$7,8.10^2$	$1,7.10^2$	$8,8.10^{14}$
B	$6,5.10^3$	$3,4.10^3$	$2,2.10^{11}$	$7,3.10^3$	$1,9.10^3$	$7,6.10^{13}$	$3,2.10^3$	$7,5.10^2$	$2,0.10^{13}$	$6,6.10^2$	$3,9.10^2$	$7,4.10^{14}$
C	$4,4.10^3$	$2,8.10^3$	$3,4.10^9$	$7,4.10^3$	$1,1.10^3$	$1,5.10^{10}$	$2,7.10^3$	$3,9.10^2$	$7,9.10^{11}$	$1,8.10^2$	$2,2.10^2$	$3,4.10^{12}$

Os perfis de bandas do DGGE e os dendogramas representando os coeficientes de similaridade (correlação de Pearson) estão representados na Figura 2.

Pearson correlation [0.0%-100.0%]
Lagoa 170414b

Lagoa 170414b

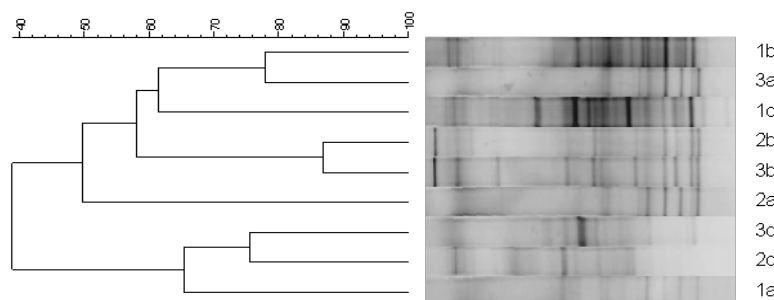


Figura 2: Perfis de bandas do DGGE: 1a, 2a e 3a correspondem respectivamente aos pontos de coleta PA, PB, PC para agosto/13; 1b, 2b e 3b correspondem respectivamente aos pontos de coleta PA, PB, PC para dezembro/13; ; 1c, 2c e 3c correspondem respectivamente aos pontos de coleta PA, PB, PC para fevereiro/13.

A redução da concentração de nitrogênio amoniacal em sistemas de lagoas com aeração ocorre devido à assimilação pelas algas, nitrificação/desnitrificação e volatilização. Considerando-se a estimativa da densidade da microbiota nitrificante, potencialmente envolvida na oxidação do N-amoniaco na lagoa, observa-se que foi maior em PA (variando entre $4,8 \cdot 10^4$ a $7,8 \cdot 10^2$) do que em PB (variando de $7,3 \cdot 10^3$ a $6,2 \cdot 10^2$) e PC (variando de $7,4 \cdot 10^3$ a $1,8 \cdot 10^2$), o que pode ser creditada à aeração em PA, independente da estação do ano. A remoção do N-amoniaco já ocorre prontamente em PA, com eficiência de 78%, sendo que no final do sistema essa eficiência atinge 88%.

Considerando-se os diferentes períodos de amostragem, a densidade das bactérias nitrificantes amônio oxidantes (BOA) e nitrito oxidantes (BON) diminuiu no mês de dezembro e fevereiro, atingindo a ordem de 10^2 NMP/mg SSV, possivelmente relacionado com as temperaturas mais altas do ano quando as concentrações de OD diminuem no sistema, mesmo na zona aerada (PA). Tal situação pode ser confirmada pelo aumento significativo da densidade das bactérias desnitrificantes, facultativas, variando da ordem de 10^{11} NMP/mg SSV (agosto) a 10^{14} NMP/mg SSV (fevereiro).

O nitrato e nitrito ainda permanecem no efluente do sistema de lagoas, o que pode estar relacionado com as condições ambientais do sistema. A nitrificação/desnitrificação depende de condições adequadas para o crescimento desta microbiota que é condicionada pela temperatura, oxigênio dissolvido, pH, tempo de detenção e características da água residuária. Possivelmente o projeto do sistema apresente limitações, uma vez que o TDH da lagoa aerada de 4,5 dias é curto (Del Nery *et al.*, 2016), quando comparado com o tempo mínimo de 45 dias para a completa remoção do nitrogênio em lagoas aeradas como observado por Middlebrooks, 1995.

Lai e Lam (1997) observaram aumento nas concentrações de nitrito e de nitrato nas últimas lagoas de um sistema composto por oito lagoas em série, durante o outono e o inverno. Atribuíram ao aumento de N-amoniaco que foi nitrificado e não assimilado pelas algas nesse período, quando as condições ambientais tornam-se mais difíceis ao crescimento algal. Por outro lado, Valero *et al.* (2010) investigando a dinâmica de remoção do nitrogênio em lagoas de maturação, utilizando N^{15} , observaram que as concentrações de nitrito e nitrato não aumentaram nos efluentes das lagoas atribuindo-se às reações simultâneas tais como a assimilação biológica pelas algas e /ou desnitrificação. Tal fato foi observado neste estudo, em que as concentrações de nitrito e de nitrato nos pontos de coleta (PA, PB e PC) e no efluente da LAF se mantiveram relativamente constantes, indicando a atividade fitoplanctônica de assimilação, nitrificação e desnitrificação.

Os processos de nitrificação e desnitrificação possivelmente ocorrem simultaneamente da lagoa, confirmado pela quantificação das bactérias nitrificantes e desnitrificantes em todos os pontos de coleta no período de estudo, associado às condições ambientais e operacionais do sistema das lagoas.

Embora as bactérias nitrificantes e desnitrificantes não tenham sido identificadas pelo DGGE, os coeficientes de similaridade e o índice de diversidade (Shannon) indicaram diferenças significativas entre as comunidades bacterianas nos diferentes pontos de amostragem. Para o domínio *Bacteria*, PA, apresentou os menores índices de similaridade (variando entre 40% a 50%) do que em PB e PC (variando entre 50% e 86%) considerando-se todos os períodos de amostragem. A aeração e a complexidade do substrato do efluente do reator UASB que chega à lagoa aerada, independente do período, condicionaram um metabolismo bacteriano mais diversificado para a estabilização da matéria orgânica. Portanto a microbiota bacteriana foi mais diversa em PA (Shannon 3,0) em comparação com a população em PB e PC (Shannon 2,0).

CONCLUSÃO

O sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB, composto de lagoa aerada-facultativa em escala plena, mostrou-se eficiente na remoção de nitrogênio e residual de matéria orgânica presente em efluente de UASB tratando água residuária de abatedouro de aves.

Os processos de nitrificação e desnitrificação ocorreram simultaneamente principalmente no início da LAF em todos os períodos de estudo. Entretanto as densidades das comunidades nitrificantes e desnitrificantes foram variáveis e tiveram influência das variações de temperatura e da aeração durante os diferentes períodos do ano.

A complexidade do substrato e a aeração influenciaram a diversidade bacteriana nos diferentes pontos de coleta ao longo do sistema biológico para a estabilização da matéria orgânica e nitrogenada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABREU, A.A.; ALVES, J.I.; PEREIRA, M.A.; KARAKASHEV, D.; ALVES, M.M.; IRINI ANGELIDAKI, I. Engineered heat treated methanogenic granules: A promising biotechnological approach for extreme thermophilic biohydrogen production. *Bioresource Technology*, 101: 9577–9586, 2010.
2. APHA/AWWA/WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC, USA, 2005.
3. AMENU, D. Characterization of wastewater and evaluation of the effectiveness of the wastewater treatment systems. *World Journal of Life Sciences Research*, 1(1): 1-11, 2014.
4. BARANA, A. C., LOPES, D. D., MARTINS, T. H., POZZI, E., DAMIANOVIC, M. H. R. Z., DEL NERY, V. , FORESTI, E. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1 (3): 453–459, 2013.
5. DEL NERY, V., DE NARDI, I. R., DAMIANOVIC, M. H. R. Z., POZZI, E., AMORIM, A. K. B.; ZAIAT, M. Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant. *Resource Conservation and Recycling*, 50: 102–114, 2007.
6. DEL NERY, V.; DAMIANOVIC, M. H. Z.; MOURA, R. B.; POZZI, E.; PIRES E. C.; FORESTI, E. Poultry slaughterhouse wastewater treatment plant for high quality effluent. *Water Science and Technology*, versão online, 09/2015.
7. GRIFFITHS, R. I; WITELEY, A. S.; O'DONNELL, A. G.; BAILEY, M. J. Rapid method for co-extraction of DNA and RNA from natural environments for analysis of ribosomal DNA and rRNA-based microbial community composition. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 5488-5491, 2000.
8. LAI P. C. C., LAM P. K. S. Major pathways for nitrogen removal in waste water stabilization ponds. *Water, Air and Soil Pollution*, 94: 125–136, 1997.
9. MIDDLEBROOKS, E.J. Upgrading pond effluents: an overview. *Water Science and Technology*, 31(12): 353-368, 1995.



10. MUYZER, G.; HOTTENTRAGER, S.; TESKE, A.; WAWER, C. Denaturing Gradient Gel Electrophoresis of PCR-Amplified 16s rDNA – A New Molecular Approach to Analyze the Genetic Diversity of Mixed Microbial Communities. *Molecular Microbial Ecology Manual* 3.4.4.,1-23, 1996.
11. SCHMIDT, E. L.; BELSER, L. W., Nitrifying Bacteria. In: Page, A. Lee; Miller, R. H.; Keeney, D. R. Chemical and microbiological properties. American society of agronomy. Soil Science Society of America, Wisconsin, USA, 1984.
12. VALERO, C. M.A, READ, L.F., MARA, D.D., NEWTON, R.J., CURTIS, T.P., DAVENPORT, R.J. Nitrification-denitrification in waste stabilisation ponds: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. *Water Science and Technology*, 61 (5): 1137 – 1146, 2010.
13. TIEDJE, J.M.; Denitrification. In: Page, A. Lee; Miller, R. H.; Keeney, D. R. Chemical and microbiological properties. American society of agronomy. Soil Science Society of America, Wisconsin, USA, 1984.