

II-482 - TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR MEIO DO PROCESSO DE LODO GRANULAR AERÓBIO

Dárcio Edgard Pinheiro Uliana

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do ABC - UFABC.

Milena Montier

Discente do curso de Engenharia Ambiental e Urbana da Universidade Federal do ABC - UFABC

Júlia Kersul Faria

Bacharel em Ciência e Tecnologia e Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia – CTA – Universidade Federal do ABC.

Rodrigo de Freitas Bueno³

Professor Doutor do Centro de Engenharia, Modelagem Aplicada e Ciências Sociais da Universidade Federal do ABC – UFABC.

Endereço⁽³⁾: Av. dos Estados, 5.001, 09210-580, Santo André – São Paulo, Brazil. E-mail: rodrigo.bueno@ufabc.edu.br

RESUMO

Esta pesquisa investigou o tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio do processo de lodo granular aeróbio em um reator operado em bateladas sequenciais (RBS-LGA), em escala piloto. O lixiviado foi gradualmente introduzido no RBS-LGA, misturando-o com água residuária sintética em proporções de 5, 10 e 20%. Independente das proporções o RBS-LGA demonstrou alta eficiência na remoção de material orgânico, que variou de 87-89% de DQO e 91-95% de DBO e na remoção de nitrogênio amoniacal, que foi de 95-100%. Em relação ao nitrato, as concentrações no efluente foram menores que 1,5 mgN.L⁻¹, em ambas proporções. Este estudo mostrou que o RBS-LGA é capaz de tratar lixiviado com altas concentrações de nitrogênio (281 mgN.L⁻¹ ou 0,6 gN.d⁻¹) e que o processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) desempenham um papel significativo na remoção de nitrogênio e pode ser obtida em concentrações de oxigênio dissolvido na faixa de 1,0-1,5 mgO₂.L⁻¹. A partir desses resultados, o uso do processo de lodo granular aeróbio deve ser incentivado e entendido como uma alternativa promissora para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo granular aeróbio, Lixiviado, NDS, Sedimentabilidade.

INTRODUÇÃO

A remoção biológica de nitrogênio normalmente envolve dois processos, nitrificação aeróbia de amônia para nitrato e anóxica, desnitrificação do nitrato ao nitrogênio gás, utilizando compostos orgânicos rapidamente biodegradáveis como aceptor de elétrons (BUENO *et al.*, 2017). No entanto, alguns problemas podem ser encontrados nesta remoção tradicional, como alto consumo de oxigênio e energia, alta exigência de área para implantação do sistema, alta produção de lodo e muita das vezes instabilidade na operação. De modo, a superar as desvantagens acima mencionadas, têm-se estudado novos processos de remoção biológica de nitrogênio, como a nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), nitrificação e desnitrificação via nitrito, oxidação anaeróbia de amônia (Anammox), desnitrificação e desamonificação aeróbias (BUENO *et al.*, 2017; CAMPOS *et al.*, 2017; GAO *et al.*, 2009; GUO *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2016 e REN *et al.*, 2017).

O lixiviado de aterro é um complexo de águas residuais composto por altas concentrações de nitrogênio amoniacal total, sólidos dissolvidos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos. As características do lixiviado podem diferir dependendo dos resíduos depositados no aterro, condições ambientais e tempo de operação do aterro. Os lixiviados podem ser classificados como jovens ou velhos de acordo com a fase de decomposição dos resíduos depositados no aterro. Lixiviados jovens são caracterizados pela presença de compostos orgânicos facilmente biodegradáveis e pH ácido, enquanto que os lixiviados antigos contêm matéria orgânica não biodegradável e altas concentrações de nitrogênio amoniacal (RENOU *et al.*, 2008; REN e YUAN 2015). Processos biológicos têm sido aplicados para tratar o lixiviado, com custos operacionais relativamente baixos, apesar da toxicidade do lixiviado associado com amônia livre e com o ácido nitroso

(CAMPOS *et al.*, 2017; BRENNAN *et al.*, 2017; FERRAZ *et al.*, 2013; FERRAZ *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2017).

Uma das alternativas para superar a toxicidade do lixiviado em processos biológicos é o seu co-tratamento com esgoto sanitário em estações municipais de tratamento de esgoto. Essa alternativa tem sido relatada na literatura como uma possível e relativamente opção de baixo custo (CAMPOS *et al.*, 2016; CAMPOS *et al.*, 2017; BRENNAN *et al.*, 2017; RENOU *et al.*, 2008). Reatores de lodo ativado, tratando esgoto sanitário apresentam desempenho semelhantes no tratamento de lixiviado em proporções volumétricas de 2% (FERRAZ *et al.*, 2016). Estudos com reatores operados em bateladas sequenciais (RBS), tratando lixiviado com relações volumétricas de 2,5, 5 e 10%, relatam eficiências na faixa de 63 a 87% de DQO (CAMPOS *et al.*, 2014). Além disso, eficiências de até 80% foram relatadas quando lixiviado foi co-tratado em um RBS em proporções de 10 e 50% em volume (CAPODICI *et al.*, 2014). Estudos de Campos *et al.*, 2017, relatam eficiências superiores a 90% de remoção de nitrogênio total, em processo de MBBR-IFAS, em proporções co-tratamento de lixiviado com esgoto sanitário de 5, 10 e 20%. Tratamento de lixiviados ou co-tratamento de lixiviado com esgoto sanitário foram principalmente realizadas em processos de lodos ativados. No entanto, o lodo granular aeróbio (LGA) apresenta características peculiares que poderiam ser apropriadas para o tratamento de lixiviado. Desenvolvido na última década, o lodo granular aeróbio tem atraído interesses crescentes nos últimos anos, por sua alta atividade metabólica, grande diâmetro granular 0,2–9,0 mm, excelente sedimentabilidade, alta retenção de biomassa sem qualquer meio suporte, capacidade de resistir a choques e condições ambientais desfavoráveis e, especialmente, a excelente capacidade de NDS em concentrações mais elevadas de oxigênio dissolvido (YAN, L. *et al.*, 2016 e BUENO *et al.*, 2017).

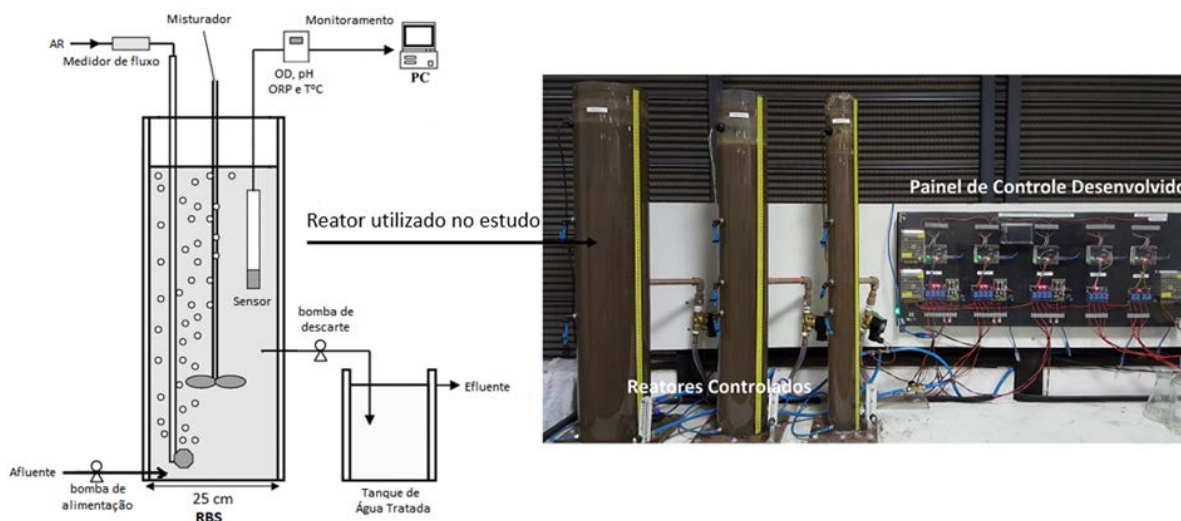
Os fundamentos do lodo granular aeróbio têm sido extensivamente estudados, como os mecanismos de granulação, estabilidade do lodo granular, dinâmica populacional microbiana, características de remoção de material orgânico e nitrogenado. No entanto, a maioria dos estudos são realizados utilizando águas residuais sintéticas, contendo melaço, etanol, glicose e acetato e, quando disponíveis as informações provem de estudos realizados em países de clima temperado. Informações sobre a aplicação de grânulos aeróbicos para o tratamento de efluentes tóxicos e refratários, com altas concentrações de nitrogênio, como lixiviado de aterro sanitário, ainda é muito limitado, mesmo que o tratamento biológico desses efluentes tenha sido praticado há vários anos (KISHIDA *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2010; YU *et al.*, 2005). Neste presente estudo, o lodo granular aeróbio foi formado em um RBS, que foi usado para o tratamento de lixiviado jovem de aterro sanitário, em diferentes proporções. Foi avaliado a remoção de material orgânico e a remoção de nitrogênio pelo processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS).

MATERIAIS E MÉTODOS

Configuração do sistema piloto

O experimento foi conduzido para estudar a remoção biológica de material orgânico e do material nitrogenado, via nitrificação e desnitrificação simultâneas, de diferentes concentrações de lixiviado de aterro sanitário, em um reator operado em bateladas sequenciais com lodo granular aeróbio, denominado aqui de RBS-LGA. Uma coluna com 25 cm de diâmetro e 100 cm de altura construída em acrílico, com volume útil de 45 L, foi instalada no Laboratório de Processos Biológicos da Universidade Federal do ABC (UFABC, Santo André - SP, Brasil). A Figura 1 mostra o arranjo experimental do RBS-LGA, com os principais equipamentos de controle e monitoramento utilizados durante o estudo.

Figura 1: Configuração geral do reator e dos equipamentos de controle operacional



Estratégia para o desenvolvimento da biomassa de lodo granular aeróbia

O RBS-LGA foi inicialmente alimentado com água residuária sintética, com o fluxo ascendente, enquanto que o efluente tratado foi retirado do reator a 36 cm acima da base, o que resultou em um volume de 27 L de efluente removido no final de cada ciclo. Este volume de efluente descartado é equivalente a uma taxa de troca volumétrica de 60%, conforme recomendado nos estudos de (BEUN *et al.*, 1999, PENG *et al.*, 1999, ETTER e WILDERER, 2001, TAY *et al.*, 2001, LIU e TAY, 2002). O RBS-LGA foi inoculado com lodo ativado de uma estação de tratamento de esgoto sanitário (ETE Vargem Grande, SABESP, São Paulo, Brasil). O reator foi preenchido inicialmente em cerca de 50% do seu volume útil, resultando em uma concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) de $4.690 \pm 338 \text{ mg.L}^{-1}$.

O RBS-LGA foi operado inicialmente com um ciclo fixo de 3 h, sendo: 45 min de alimentação, 100 min de aeração, 30 min de sedimentação do lodo e 5 min de descarte do efluente, com um total de 8 ciclos por dia. Essa operação teve duração de 40 dias, que resultaram em 320 ciclos, onde a descarga do lodo de excesso foi retirada manualmente durante o período de aeração de um ciclo diário, mantendo-se a idade do lodo em torno de 12 dias, considerando-se esta fase como aclimação do sistema. Após o término da fase de aclimação, adotou-se como estratégia a descarga do lodo seletiva, em curtos intervalos de tempo e durante a fase de sedimentação, condições necessárias para formação do lodo granular aeróbio.

O período de sedimentação variou entre 1 a 5 min dependendo da propriedade de sedimentação do lodo e da quantidade necessária de retirada para controle do processo. Estas condições foram impostas por um período de 120 dias, o que resultou em 960 ciclos. Após a fase de aclimação e formação do lodo granular aeróbio no sistema, avaliou-se a remoção de material orgânico e nitrogenado em três proporções sugeridas de lixiviado (5,0, 10,0 e 20,0 %), sendo essa diluição em termos de volume/volume na água residuária sintética. Neste caso, foi adotado um ciclo operacional diferente da fase de aclimação (Tabela 1), onde o RBS-LGA foi operado com um ciclo fixo de 8 h, sendo: 45-60 min de alimentação, 425 min de aeração, 5 min de sedimentação do lodo e 5 min de descarte do efluente, com um total de 3 ciclos por dia, com idade do lodo controlada em 12 dias. Cada condição teve um período de aproximadamente 40 dias de avaliação e resultaram em cerca de 120 ciclos, cada fase. Manteve-se nesse período um controle rigoroso da concentração de OD durante os ciclos, que ficou na faixa de $1,0 \text{ a } 1,5 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, de modo a se desenvolver e potencializar a remoção de nitrogênio por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas.

O sistema de aeração do RBS-LGA foi constituído por um compressor de ar ligado a difusores de bolhas finas instalados na base do reator. A vazão de ar foi mantida inicialmente em 15 L/min, por meio de um rotâmetro com escala de 0,0 a 20 L/min. A medição da concentração de oxigênio dissolvido (OD) foi realizada por um medidor/controlador da marca ProMinent Dulcometer DICb e foi mantida durante a formação do lodo granular

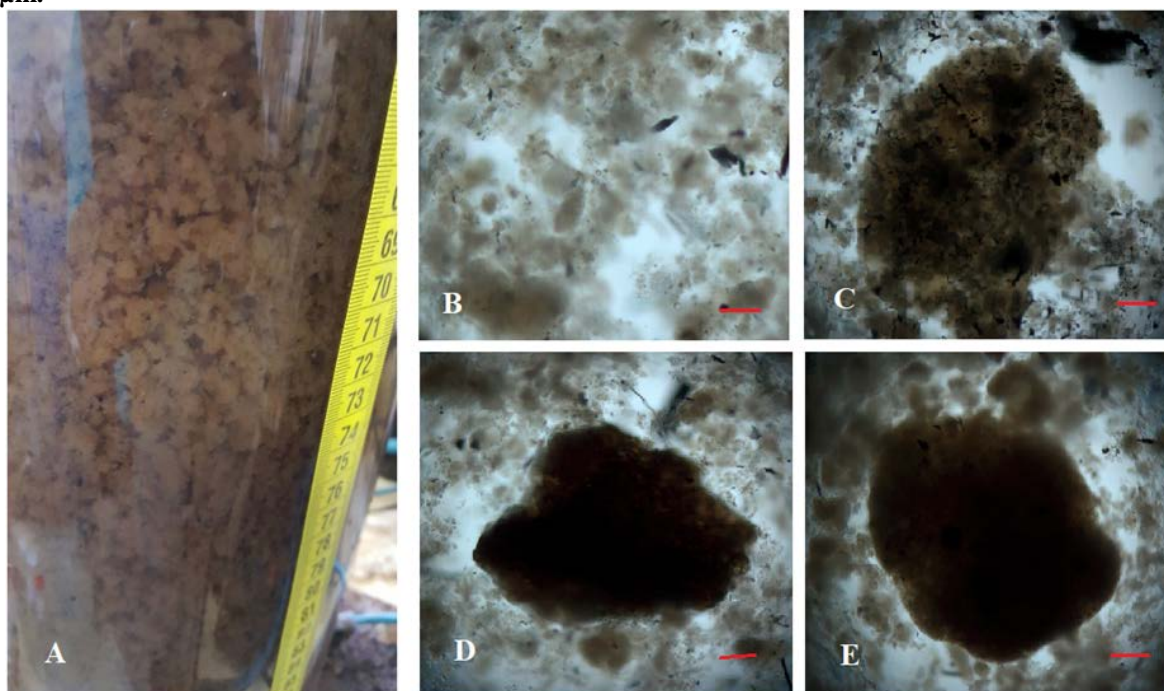
na faixa de 5,0 a 6,0 mgO₂.L⁻¹, após a granulação a manutenção da concentração de OD no lodo biológico foi mantida na faixa de 1,0 a 1,5 mgO₂.L⁻¹, com a finalidade de se promover a nitrificação e desnitrificação simultânea no processo. A velocidade superficial de gás (fluxo ascendente de ar) foi definida como a razão entre a vazão de ar alimentada ao sistema e a área da base do reator de coluna de bolhas, e desta forma foi de aproximadamente 5,10 cm/s.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Características e formação do lodo granular aeróbio

A Figura 2 mostra as imagens de microscopia obtidas durante o *startup* do sistema de tratamento e a evolução da granulação aeróbia observadas durante o período de 160 dias, tratando somente água residuária sintética.

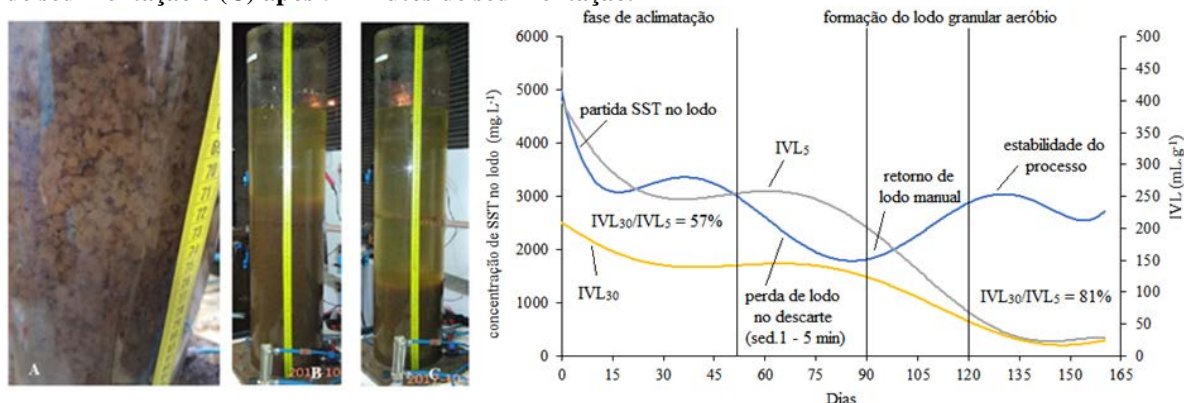
Figura 2: Imagens da evolução da formação do lodo granular aeróbio, (A) RBS-LGA com lodo granular aeróbio, (B) lodo floculento fase de aclimação, (C) agregação de flocos após 30 dias, (D) granulação irregular após 60 dias e (E) grânulo aeróbio formado após 90 dias de operação. Barra indicativa: 500 µm.



Perfil da biomassa e propriedade de sedimentação dos grânulos aeróbicos

O RBS operando com lodo granular aeróbio, apresentou elevado desempenho na separação na interface lodo/água e boa retenção de biomassa. Os valores de SVI, SST e SSV foram utilizados para avaliar o desempenho do lodo. A variação de SVI e SST foi comparada dentro de 160 dias de operação até a obtenção da granulação aeróbia, conforme mostra a Figura 3.

Figura 3: Perfil do IVL e SST do lodo durante a fase de aclimação do sistema (primeiros 40 dias) e durante a formação do lodo granular aeróbio (120 dias). (a) RBS início da sedimentação, (B) após 2 min de sedimentação e (C) após 5 minutos de sedimentação.



Entre o 120º e o 160º dia, o RBS-LGA encontrava-se em regime, com uma boa estabilidade operacional. Neste período não foi realizado o retorno de lodo do decantador e o controle da idade do lodo foi realizado pela retirada de lodo de excesso conforme balanço de massa, direto do reator.

A concentração média de SST no período foi de 2.776 ± 116 mg.L⁻¹ e IVL₃₀ de 30 mL.g⁻¹ e IVL₅ de 36 mL.g⁻¹, a razão de IVL₃₀/IVL₅ foi de 81% (Figura 3). Neste período houve um significativo aumento na velocidade de sedimentação do lodo que ficou na faixa de 5,8 a 7,8 m.h⁻¹. Esses valores indicam uma ótima sedimentabilidade do lodo e, desta forma, foi possível operar o RBS-LGA em períodos extremamente curtos de sedimentação, corroborando com os resultados obtidos na literatura.

Desempenho do RBS-LGA na remoção de material orgânico e nitrogenado

O RBS-LGA foi operado nas condições de lodo granular aeróbio pelo período de 120 dias, com um total de 360 ciclos, recebendo lixiviado em diferentes concentrações, em 3 fases distintas. A Tabela 1 sintetiza os principais resultados da performance do RBS-LGA obtidos em cada fase do estudo.

Tabela 1: Resultados da avaliação do RBS-LGA durante todo experimento.

Variável	Fase 1 (5 % lixiviado)			Fase 2 (10 % lixiviado)			Fase 3 (20 % lixiviado)		
	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Efic. (%)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Efic. (%)	Afluente (mg.L ⁻¹)	Efluente (mg.L ⁻¹)	Efic. (%)
DQO	650±48	85±13	87±2	863±41	107±11	89±1	1421±136	164±34	88±3
DBO	462±93	22±10	95±5	615±102	44±8	94±4	915±171	85±29	91±8
COD	231±11	34±11	85±5	265±15	44±8	83±3	551±10	75±19	86±3
Alcalinidade	362±19	76±23	79±7	444±14	35±14	92±3	973±28	96±31	90±3
pH	7,8±0,3	7,2±0,3	-	8,2±0,2	7,1±0,4	-	8,4±0,3	7,2±0,3	-
NKT	114±9	0,5±0,4	99±1	187±15	1,6±0,8	99±1	304±6	4,5±1,0	98±1
N-NH ₃	88±4	0,1±0,1	99±1	136±3	0,6±0,3	99±1	281±14	2,7±1,4	99±1
N-NO ₂ ⁻	**	1,1±0,4	-	**	1,4±0,4	-	**	2,8±1,1	-
N-NO ₃ ⁻	**	0,9±0,8	-	**	1,0±1,0	-	**	1,1±0,8	-
SST	588±82	19±5	96±3	759±166	57±6	92±7	1281±244	81±8	93±6
P total	13,1±1,2	8,9±2,5	36±2	15,2±0,9	8,2±3,0	42±3	17,5±0,5	9,5±3,2	45±4

*Análises em triplicatas. ** Nitrito e nitrato no afluente apresentaram valores < 0,2 mg.L⁻¹.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 1 e compondo-se a vazão média de 81 L.d⁻¹, tem-se, respectivamente para as fases 1, 2 e 3 as cargas orgânicas aplicadas de 1,2 gDQO.d⁻¹, 1,6 gDQO.d⁻¹ e 2,6 gDQO.d⁻¹, carga nitrogenada de 0,2 gN.d⁻¹, 0,4 gN.d⁻¹ e 0,6 gN.d⁻¹ e carga de fósforo de 0,02 gP.d⁻¹, 0,03 gP.d⁻¹ e 0,03 gP.d⁻¹. Os resultados mostram que foi obtido uma estabilidade na remoção de material orgânico durante todas as fases experimentais, com eficiências de DQO de 87, 89 e 88%, DBO de 95, 94 e 91% e COD de 85, 83 e 86%, respectivamente.

Em relação ao nitrogênio, os resultados mostram uma excelente remoção em termos de NKT e N-NH_3^- , com eficiências superiores a 98%, com baixas concentrações de N-NO_3^- no efluente de 0,9, 1,0 e 1,1 mgN.L^{-1} , nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. Estes valores, demonstram que a nitrificação do esgoto ocorreu de forma eficiente, porém não completa. As concentrações médias de NKT no efluente foram de 0,5 (Fase 1), 1,6 (Fase 2) e 4,5 mgN-NKT.L^{-1} (Fase 3) e de nitrogênio amoniacal de 0,1 (Fase 1), 0,6 (Fase 2) e 2,7 $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ (Fase 3). Esses valores são comuns em processos de lodos ativados operados com a mesma faixa de idade do lodo. O valor médio de N-NH_3 obtido na Fase 3 do estudo requer diluição para lançamento em águas classe 2 da Resolução 357/2005 do CONAMA. Observa-se, praticamente em todo o período de estudo, que as concentrações de nitrato no efluente foram menores que 6,0 $\text{mgN-NO}_3.\text{L}^{-1}$.

CONCLUSÃO

Neste estudo, o lodo granular aeróbio foi utilizado para tratar o lixiviado de aterro sanitário em altas concentrações de nitrogênio amoniacal. O lixiviado foi misturado com água residuária sintética (utilizada como fonte de carbono) numa proporção de 5 a 20%. Observou-se que, com o aumento da razão de mistura dos lixiviados a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal não foi afetada, resultando em valores entre 90-100% ao longo do estudo, com a maior concentração no afluente de 295 mgN.L^{-1} . Ainda, observou-se baixas concentrações de nitrato no efluente, com valores menores que 1,5 mgN.L^{-1} , indicando uma excelente desnitrificação no sistema.

A excelente remoção de nitrogênio foi provavelmente atribuída à estrutura compacta e única dos grânulos aeróbios, que impediu que os nitrificantes tivessem contato direto com os compostos tóxicos presentes no lixiviado. A baixa concentração de oxigênio dissolvido na fase de reação (1,0-1,5 $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$), não trouxe prejuízos para remoção biológica de material orgânico (83-90%), em termos de DQO e, de nitrogênio total pelo processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, que teve eficiências entre 90-100%, ao longo do estudo. O estudo demonstrou que processo de lodo granular é uma opção promissora e eficiente para ser aplicada como uma alternativa para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BEUN, J. J., HENDRIKS, A., VAN LOOSDRECHT, M. C. M., MORGENROTH, E., WILDERER, P. A., HEIJNEN, J. J. **Aerobic granulation in a sequencing batch reactor**. Water Research, v. 33, n°. 10, p. 2283- 2290, 1999.
2. BIDONE, FRANCISCO RICARDO ANDRADE; POVINELLI, JURANDYR. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. EESC/USP, 1999.
3. BRENNAN, R. B., CLIFFORD, E., DEVROEDT, C., MORRISON, L., AND HEALY, M. (2017). **“Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations.”** J. Environ. Manage., 188, 64–72.
4. BUENO, R. F.; CAMPOS, F.; PIVELI, R. P.; SOBRINHO, PEDRO ALEM. **Simultaneous nitrification and denitrification in the activated sludge systems of continuous flow**. ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY, v. 38, p. 10-35, 2017.
5. CAMPOS, F.; BUENO, R. F.; PIVELI, R. P. . **Influence of the receiving of leachate from sanitary landfill on the sewage treatment in process of activated sludge with mobile biomedica**. Desalination and Water Treatment, v. 63, p. 69-77, 2017.
6. CAMPOS, R., FERRAZ, F. D. M., VIEIRA, E., AND POVINELLI, J. (2014). **“Aerobic co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater—Are slowly biodegradable organics removed or simply diluted?”** Water Sci. Technol.: J. Int. Assoc. Water Pollut. Res., 70(12), 1941–1947.
7. CAPODICCI, M., DI TRAPANI, D., AND VIVIANI, G. (2014). **“Co-treatment of landfill leachate in laboratory-scale sequencing batch reactors: Analysis of system performance and biomass activity by means of respirometric techniques.”** Water Sci. Technol., 69(6) 1267–1274.
8. FERRAZ, F. M., BRUNI, A. T., POVINELLI, J., AND VIEIRA, E. M. (2016). **“Leachate/domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis.”** J. Environ. Manage., 166, 414–419.