

Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil

Evaluation of the biological treatment of landfill leachate Brazilian full-scale system

Iracema Souza Maia¹, José Julio Barrios Restrepo²,
Armando Borges de Castilhos Junior³, Davide Franco⁴

RESUMO

Esta pesquisa avaliou o desempenho do sistema de tratamento biológico de lixiviado de um aterro sanitário em escala real formado por duas lagoas anaeróbias (LAs) operadas em série, um sistema de lodos ativados (SLOA) e uma lagoa facultativa (LF). O objetivo do estudo foi avaliar a eficiência desse sistema biológico por meio do monitoramento de variáveis físico-químicas e ensaios de toxicidade, já que existe carência de artigos científicos para estudos em escala real e para esse tipo de configuração no tratamento de lixiviados. As coletas foram realizadas com frequência quinzenal, seguidas de análises laboratoriais para caracterização dos diferentes lixiviados coletados ao longo do tratamento. A eficiência de remoção de matéria orgânica observada foi de 80 e 60% para carbono orgânico dissolvido e demanda química de oxigênio, respectivamente. O sistema apresentou ainda eficiência de 83 e 73% para remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo, respectivamente. Observou-se uma diminuição média de 44% de toxicidade do lixiviado tratado, que apresentou características tóxicas para o organismo teste *Daphnia magna*. A configuração do sistema biológico demonstrou-se vantajosa na remoção de matéria orgânica e fração nitrogenada, contudo os resultados indicam a necessidade de tratamento complementar.

Palavras-chave: lagoas de estabilização; lixiviado; lodos ativados; matéria orgânica; nitrogênio amoniacal.

ABSTRACT

This study evaluated the performance of the biological treatment of leachate from a landfill full scale formed by two anaerobic lagoons operated in series an activated sludge system and a facultative pond system. The objective of the study was evaluate the efficiency proof this biological system through monitoring of physical-chemical variables and toxicity tests since there are few scientific papers considering full scale and this configuration for treatment of leachate. The sampling and laboratory analysis were performed fortnightly for characterization of different leachate along of the treatment. The removal efficiency of organic matter was 80 and 60% for dissolved organic carbon and chemical oxygen demand, respectively. The system also reached efficiencies of 83 and 73% for removal of ammoniacal nitrogen and phosphorus, respectively. It was observed an average decreasing of 44% of toxicity of the treated leachate, but it presented toxic characteristics to the organism *Daphnia magna*. The configuration of the biological system proved to be advantageous for the removal of organic matter, but the results indicate the need for further treatment.

Keywords: stabilization ponds; leachate; activated sludge; organic matter; ammonia.

¹Doutoranda em Engenharia Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFSC - Florianópolis (SC), Brasil.

²Pós-doutorando no Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO) da UFSC - Florianópolis (SC), Brasil.

³Professor Associado IV do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Doutor em Gerenciamento e Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (INSA de Lyon, França) - Florianópolis (SC), Brasil.

⁴Engenheiro Eletrônico, Doutor em Engenharia Química, Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC - Florianópolis (SC), Brasil.

Endereço para correspondência: Iracema Souza Maia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico da UFSC, Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima - Rua Delfino Conti, s/n - Trindade - 88040-900 - Florianópolis (SC), Brasil - E-mail: iracema.souza.maia@gmail.com

Recebido: 23/09/14 - **Aceito:** 24/02/15 - **Reg. ABES:** 140926

INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário caracteriza-se como um complexo de diferentes misturas de contaminantes orgânicos e inorgânicos recalcitrantes, tais como ácidos húmicos e fúlvicos (Fan *et al.*, 2006), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (Jonsson; Ejlertsson; Svensson, 2003; Marttinen; Kettunen; Rintala, 2003), éter *byphenylo polybrominato* (OSAKO; KIM; SAKAI, 2004; WU *et al.*, 2011), pesticidas (O'MAN & JUNESTEDT, 2008), elementos-traço (JENSEN; LEDIN; CHRISTENSEN, 1999) e altos níveis de nitrogênio amoniacal (AZIZ *et al.*, 2010). Essa composição do lixiviado depende da natureza do resíduo depositado, das características do solo, das condições meteorológicas e condições operacionais do aterro (CHEN, 1996). Para dar condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores, é necessário o tratamento adequado, que pode ser tanto físico-químico quanto biológico (RENOU *et al.*, 2008), ou combinações de ambos em atendimento à legislação brasileira. Dentre as tecnologias utilizadas para o tratamento de lixiviado estão os processos biológicos, que devido à sua fiabilidade, simplicidade e elevada relação custo/benefício podem ser utilizados para o tratamento de lixiviados que possuam elevadas frações carbonáceas e razão demanda química de oxigênio (DQO)/ carbono orgânico dissolvido (COD) (0,6 a 0,8) (KURNIAWAN; WAIHUNG; SILLANPAABC, 2010). O principal objetivo do tratamento biológico baseado em lagoas de estabilização e lodos ativados para lixiviados é remover ou reduzir a concentração de compostos orgânicos ou inorgânicos, minimizando altas cargas desses elementos.

Vários estudos apontam para a utilização de processos biológicos no tratamento de lixiviados, como o trabalho de Reisdörfer (2011) realizado em escala semirreal que quantificou a eficiência de remoção de carbono orgânico total (COT) de lixiviado oriundo de uma lagoa anaeróbia (LA) e sua influência em um sistema de lodos ativados (SLOA) e encontrou valores médios de COT no lixiviado bruto entre 574 e 706 mg.L⁻¹ e no efluente tratado esses valores variaram de 359 a 446 mg.L⁻¹. O autor conclui que o SLOA sofreu interferência do material inorgânico carregado do fundo da LA, que impediu o processo de aclimação do lodo, inibiu a degradação do material orgânico degradável e diminuiu a eficiência do tratamento. Em estudo semelhante, Feira (2014) avaliou a eficiência de lagoas de estabilização em escala real no sistema de tratamento de lixiviado proveniente de células encerradas (lixiviado velho) e de células em operação (lixiviado jovem). A autora observou que a eficiência de remoção do sistema de tratamento foi de 70% para DQO e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), com valores médios da qualidade final do efluente de 382 e 685 mg.L⁻¹, respectivamente.

Já Bassani (2010) avaliou o tratamento de lixiviados por lagoas de estabilização em escala real e verificou que o sistema apresentou eficiência de remoção médias de DQO e fósforo total de 50 e

78%, com qualidade final do efluente de 404 e 1,43 mg.L⁻¹, respectivamente. Pesquisas realizadas em outros países por Kawai *et al.* (2012) em digestores anaeróbios revelam que durante as estações mais secas o valor médio da DQO_{total} foi de 9.004 mg.L⁻¹, número duas vezes maior que em época de chuvas, que apresentou média de 4.539 mg.L⁻¹. Na pesquisa de Lugowski *et al.* (2014), ao utilizar tratamento por lodos ativados seguido de lagoas de estabilização após um tratamento físico-químico, observou-se taxas médias de DBO menores que 5 mg.L⁻¹ e eficiência de remoção de DQO de 99%. As médias dos valores encontrados nos estudos de (AZIZ *et al.*, 2010) para nitrogênio amoniacal foram de 542, 1.568 e 538 mg.L⁻¹, respectivamente, para lixiviado proveniente de lagoas de tratamento não aeradas, aeradas intermitentemente e lagoas anaeróbias (LAs). Percebe-se pelos estudos citados que os tratamentos biológicos alcançam níveis significativos de remoção dos principais compostos recalcitrantes presentes no lixiviado. Porém, as condições meteorológicas e operacionais, aliadas aos altos níveis de nitrogênio amoniacal e de matéria orgânica, consistem em um desafio para os gestores de aterro sanitários que buscam por novos arranjos eficientes de sistemas biológicos no tratamento de lixiviados. A configuração do aterro sanitário do presente estudo utiliza a combinação de processos anaeróbios e aeróbios operados em série no tratamento de lixiviado, sendo composto por duas LAs, seguidas de unidade de lodos ativados e uma lagoa facultativa (LF). O monitoramento desse sistema de tratamento permitiu avaliar a influência da variabilidade do lixiviado nos processos biológicos e ampliar as informações sobre os estudos em escala real no cenário brasileiro.

METODOLOGIA

Este estudo foi desenvolvido em um aterro sanitário situado em um município da Região Sul do Brasil, de clima tipicamente subtropical, localizado a 77 km da capital Florianópolis, no Estado de Santa Catarina. O aterro recebe resíduos sólidos urbanos desde o ano de 2006, provenientes de dois municípios com uma população total de 292.000 habitantes e que produzem um total médio de 117.000 t de resíduos anualmente, valores que aumentam a cada ano. O monitoramento do sistema biológico ocorreu entre os meses de março de 2012 a julho de 2013, com frequência quinzenal. O sistema de tratamento de lixiviados constituído por 2 LAs operadas em série; sendo bombeado para o SLOA composto por 2 reatores de fluxo contínuo e aeração prolongada e um decantador secundário, cujo efluente segue para uma lagoa facultativa (LF). As dimensões das lagoas são: LA 1: (80,0x40,0x3,5 m); LA 2: (50,0x20,0x3,5 m) e LF: (40,0x20,0x2,5 m), com taxa de aplicação volumétrica (TAV) de 0,057 kgDQO.m⁻³.dia⁻¹ para LA1 e 0,215 kgDQO.m⁻³.dia⁻¹ para LA2. A taxa de aplicação superficial (TAS) da LF foi de 2.856 kgDQO.ha⁻¹.dia⁻¹. O tempo de

detenção hidráulica (TDH) foi de 49, 15 e 12 dias para LA1, LA2 e LF, respectivamente.

O SLOA foi projetado para operar com um fluxo contínuo de aeração prolongada, com os tanques operando em paralelo (volume total de 70,0 m³) e decantador secundário trapezoidal com talude de declividade 1:1. O TDH de 1,68 dias refere-se somente ao tanque de aeração. O monitoramento desse sistema iniciou no momento de sua implantação e, por isso, não foi possível estimar a idade do lodo, que inicialmente foi recirculado a fim de se estabelecer a biomassa recomendada para o pleno funcionamento do sistema. O afluente ao SLOA apresentou 813 g.m⁻³ de sólidos suspensos voláteis e 1,01 gL de sólidos suspensos no reator, bem como IVL de 77,44 mL.g⁻¹. Na Figura 1 apresenta-se um fluxograma esquemático do sistema de tratamento biológico do aterro em estudo. Os pontos de coleta foram: BRUTO (afluente ao sistema de lagoas anaeróbias); SLA1: caixa de passagem para LA 2; SLA2: caixa de passagem para lodos ativados; SLOA: caixa

de passagem para a lagoa facultativa; SLF: saída final do tratamento. Em campo, as variáveis monitoradas conforme a *American Public Health Association* (APHA, 2005) foram: condutividade (μS), oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T°C) e pH. Em laboratório as variáveis físico-químicas analisadas foram: COD; demanda química de oxigênio total (DQO_{total}); demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅); série de sólidos (gravimétrico); nitrogênio total Kjeldahl (NTK); nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺); ânions (nitrato, nitritos- método colorimétrico de Nessler); elementos-traço: cromo (Cr), níquel (Ni), cádmio (Cd), zinco (Zn), cobre (Co) e chumbo (Pb) (EPA 3010A e 3020 A).

Os testes de toxicidade foram realizados nos pontos amostrais: BRUTO, SLA1, SLA2 e SLF, segundo a NBR 12713 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2009), utilizando o microcrustáceo *Daphnia magna*. A concentração efetiva_{50,48h} (CE_{50,48h}) foi calculada utilizando-se os programas estatísticos recomendados pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2002).

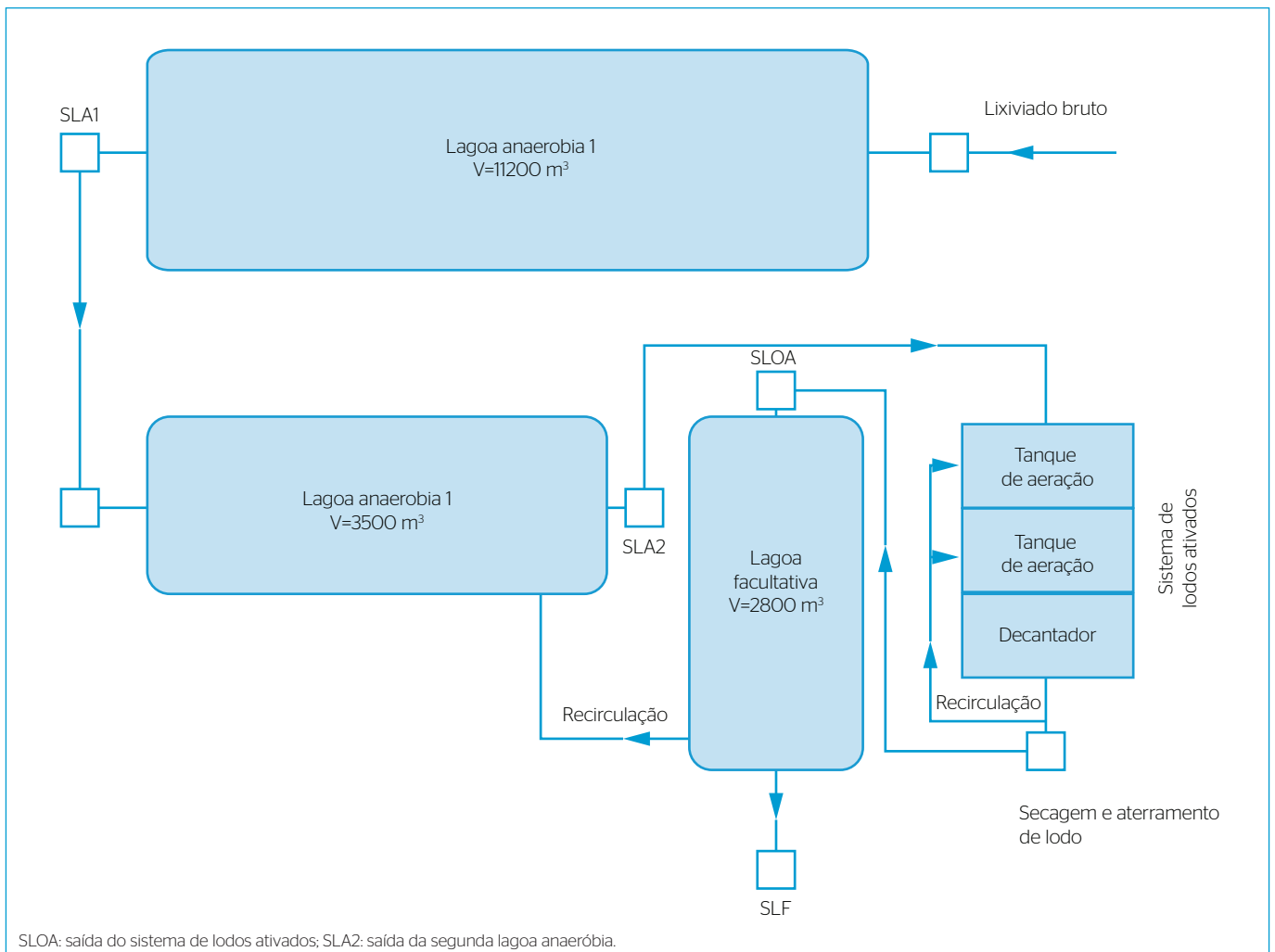


Figura 1 - Fluxograma esquemático do sistema de tratamento biológico de lixiviado do aterro sanitário em estudo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do lixiviado afluente aos sistemas

Os valores médios encontrados para o lixiviado bruto (afluente às LAs) e para o lixiviado afluente ao SLOA — proveniente da LA 2 (SLA2) estão apresentados na Tabela 1. Os resultados apontam um lixiviado bruto com razão DBO/DQO de 0,46, o que sugere a presença de parcela orgânica biodegradável remanescente e a possibilidade de aplicação de tratamento biológico. Encontraram-se ainda valores alcalinos de pH e altas concentrações de NTK e $N-NH_4^+$, que podem inibir o desenvolvimento de microrganismos na primeira etapa do tratamento e afetar o sistema subsequente. Segundo Von Sperling (1996), a relação DQO/DBO varia de 1,7 a 2,4, chegando a 3,0 em efluentes de tratamentos biológicos. Hamada *et al.* (2002) encontraram resultados semelhantes com razão DBO/DQO iguais a 0,4 e avaliam que tanto o tratamento aeróbio quanto anaeróbio podem ser limitados na remoção desses compostos orgânicos. Lange *et al.* (2006) e Morais (2005) relatam razões de DBO/DQO entre 0,1 a 0,3 para lixiviados de aterros sanitários.

Avaliação do comportamento das frações de matéria orgânica do sistema de tratamento biológico

Ao final do tratamento biológico (SLF), a eficiência global de remoção foi de 80% para COD, 60% para DQO e 85% para DBO_5 , com concentrações finais médias de 259, 1.086 e 246 mgL^{-1} , respectivamente. A eficiência de remoção entre o lixiviado bruto e a LA 2 (SLA2), para COD, DQO e DBO foi de 34, 33 e 14%, respectivamente, com valores médios de 897 mgL^{-1} (COD), 2.415 mgL^{-1} (DQO) e 1.446 mgL^{-1} (DBO_5) na saída do sistema anaeróbio. Já a eficiência de remoção média da matéria carbonácea entre o SLOA e o efluente final (SLF) apresentou como resultado os seguintes valores: 10% para COD; 12% para DQO_{total} e 46% para DBO_5 , o que demonstra que a LF pouco contribui para a remoção de matéria orgânica. Na Figura 2 ilustra-se o comportamento das variáveis DBO_5 e DQO_{total} ao longo do sistema de tratamento biológico.

Observou-se a influência positiva do SLOA no tratamento da matéria orgânica do lixiviado em estudo, comportamento que ocorreu em paralelo ao aumento de pH e OD (com valores médios de 8,30 e 2,40 mgL^{-1} , respectivamente). Em trabalhos desenvolvidos que utilizaram um sistema de lodos ativados em escala piloto observou-se remoção média de 20% DQO_{total} (QUEIROZ *et al.*, 2011; TRENNEPOHL; LOPES; FERNANDES, 2009; VAN HAANDEL; KATO; VON SPERLING, 2009). Já nos estudos de Mendes, Kawahigashi e Kuroda (2013), sobre a aplicabilidade do tratamento de lixiviado por carvão ativado granular, verificou-se que o tratamento por *stripping* de amônia seguido de lodos ativados diminuiu a toxicidade do efluente e encontrou 76% de remoção de DQO_{total} e valores residuais de 167 mgL^{-1} . Torquato (2010) avaliou o pós-tratamento biológico de lixiviado e esgoto doméstico, em lagoas de estabilização operadas em série e encontrou remoção de 19% para DQO_{total} . Zhao *et al.*

(2013) observaram que a presença de matéria orgânica recalcitrante nos lixiviados de aterros sanitários interfere na degradação biológica e pode afetar o pós-tratamento por radiação ultravioleta, devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos e frações hidrofílicas.

Avaliação do comportamento de nutrientes

Nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, nitrato e nitrato

Dentre as principais limitações que os operadores de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário encontram estão as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no local. Neste estudo observaram-se menores concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e amônia a partir da saída do tratamento de lodos ativados (SLOA). A eficiência global do sistema foi de 83% de remoção de $N-NH_4^+$ e 82% de NTK, com valores médios de 240 mgL^{-1} ($N-NH_4^+$) e 300 mgL^{-1} (NTK) ao final do tratamento biológico. Para SLA2, a eficiência apresentada foi de 61% de $N-NH_4^+$ e 63% de NTK, com valores médios de 550 e 620 mgL^{-1} , respectivamente. No SLOA constatou-se a ocorrência da nitrificação e 43% do nitrogênio total Kjeldahl foi removido por meio dos processos de desnitrificação e volatilização da amônia, sendo encontrados altos valores de

Tabela 1 – Caracterização do afluente às lagoas anaeróbias e ao sistema de lodos ativados.

Variáveis (unidade)	Número amostral	Lixiviado bruto	Lixiviado SLA2
Vazão média diária ($m^3.dia^{-1}$)	-	228±213	228±213
Oxigênio dissolvido ($mgO_2.L^{-1}$)	18	0,47±0,60	0,16±0,09
Alcalinidade ($mgCaCO_3.L^{-1}$)	18	5.863±2917	3.371±1137
Condutividade (μS)	18	16,24±8,44	11,72±2,78
pH (adimensional)	18	8,1±0,23	8,47±0,29
Cor (Pt-Co)	18	2.490±981	2.365±723
DQO_{total} ($mg.L^{-1}$)	18	3.581±1262	2.415±1494
DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	18	1.683±460	1.446±690
COD ($mg.L^{-1}$)	18	1.360±870	897±578
NTK ($mg.L^{-1}$)	18	1.681±550	557±239
N-amoniacal ($N-NH_4^+$ $mg.L^{-1}$)	18	1.419±760	550±231
Fósforo - P ($mg.L^{-1}$)	18	34±16	12±5
Níquel - Ni ($mg.L^{-1}$)	18	0,26±0,28	0,19±0,25
Cromo - Cr ($mg.L^{-1}$)	18	0,36±0,31	0,28±0,21
Cádmio - Cd ($mg.L^{-1}$)	18	0,12±0,15	0,09±0,07
Zinco - Zn ($mg.L^{-1}$)	18	0,18±0,19	0,08±0,06
Cobre - Cu ($mg.L^{-1}$)	18	0,15±0,15	0,13±0,16
Chumbo - Pb ($mg.L^{-1}$)	18	0,10±0,08	0,06±0,06

SLA2: saída da segunda lagoa anaeróbia; DQO_{total} : demanda química de oxigênio total; DBO: demanda biológica de oxigênio; COD: carbono orgânico dissolvido; NTK: nitrogênio total Kjeldahl.

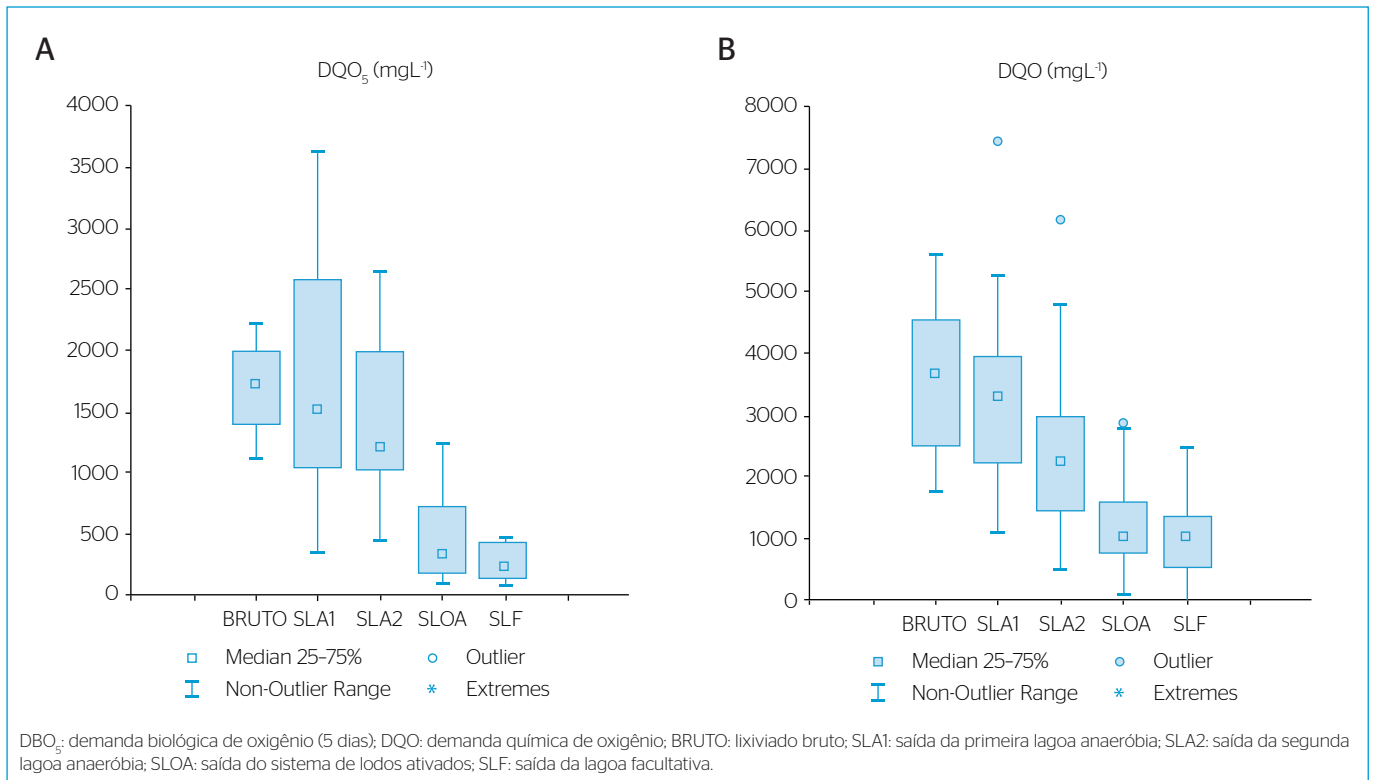


Figura 2 - Remoção de demanda biológica de oxigênio (mg.L⁻¹) ao longo do sistema de tratamento biológico (A); remoção de demanda química de oxigênio total (mg.L⁻¹) ao longo do sistema de tratamento biológico (B).

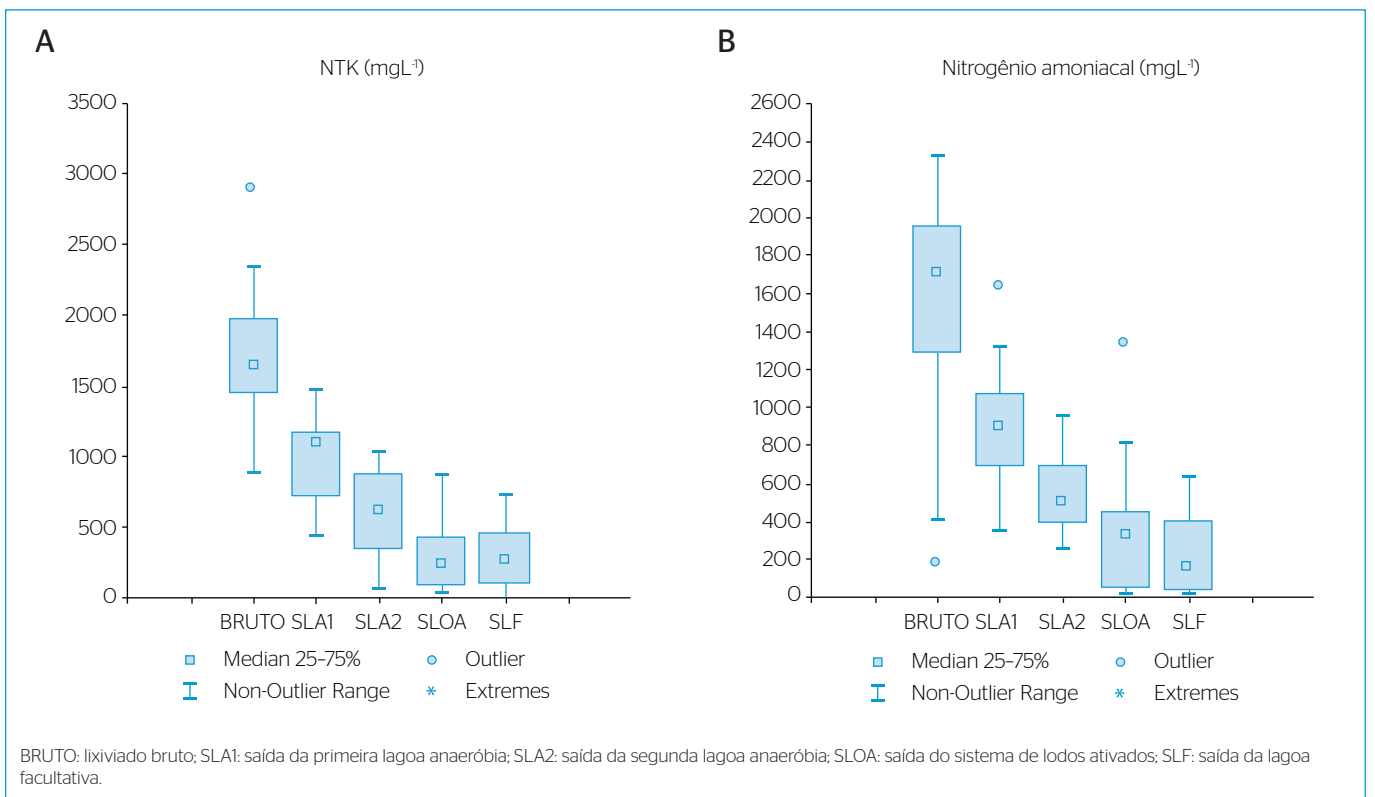


Figura 3 - Comportamento de nitrogênio total Kjeldahl (mg.L⁻¹) ao longo do sistema de tratamento biológico (A); comportamento de nitrogênio amoniacal (mg.L⁻¹) ao longo do sistema de tratamento biológico (B).

nitrito e nitrato no reator. Na Figura 3 ilustra-se o comportamento para as variáveis NTK e $N-NH_4^+$.

No trabalho de Costa *et al.* (2014) os autores avaliaram o desempenho de sistema de tratamento de lixiviado em escala piloto composto por lagoas de estabilização em série e filtros de pedra e aplicaram três condições operacionais diferentes utilizando aeração e recirculação. O sistema proposto pelos pesquisadores alcançou remoção de amônia entre 75 e 99% e a maior remoção ocorreu durante a fase de recirculação. Os autores observaram ainda que a principal forma de transformação do nitrogênio foi a remoção por peso seco das algas (64 a 79%), seguida por volatilização (12 a 27%) e assimilação algal (1 a 6%), com influência positiva do consórcio microbiano na dinâmica do tratamento de lixiviado e alcançaram, valores residuais de amônia de 6 mgL^{-1} , que atende a legislação brasileira.

Já nos estudos de Gehring *et al.* (2010) utilizou-se um modelo para lagoas de estabilização em escala piloto com concentrações médias afluentes à LF de 1.456 gCOD.m^{-3} e $505\text{ gNH}_4\text{.m}^{-3}$. Os autores observaram que a remoção de amônia nesse sistema foi de 90%, com baixas taxas de nitrificação e uma remoção considerável pelo mecanismo de volatilização. Os pesquisadores utilizaram ainda simulações que identificavam a influência do vento sob os níveis de OD e da radiação solar sob a fotossíntese nas lagoas e encontraram valores de $4,5\text{ g.m}^{-3}$ ao final do tratamento (lagoa de maturação), valores que influenciaram a taxa de remoção de amônia livre, substância que inibiu a nitrificação no sistema.

Na Figura 4 pode-se observar o comportamento dos elementos nitrito e nitrato. Sabe-se que as condições anaeróbias não favorecem a oxidação do nitrogênio amoniacal, porém a presença da forma oxidada do nitrogênio — nitrito — foi observada em maiores concentrações a partir do SLOA e na saída do tratamento (SLF), com melhora na eficiência de remoção de amônia. As concentrações elevadas de nitrato podem indicar um processo de desnitrificação incompleto. A presença de nitritos e nitratos no meio é indicativa de ambientes aeróbios resultante do processo de nitrificação. Observa-se que o tratamento de lixiviado por meio de lodos ativados é aceitável em efluentes com baixa relação carbono/nutriente. Nesses sistemas a duração da fase anóxica deve ser curta, devido às baixas concentrações de matéria orgânica biodegradável (YABROUDIER; MORITAB; ALEM, 2013).

Um estudo desenvolvido por Leite *et al.* (2011) avaliou a eficácia de lagoas de estabilização rasas (profundidade de 0,5 m) em clima tropical brasileiro para remoção de altas concentrações de amônia de lixiviado de aterro sanitário. A primeira lagoa operou com uma taxa de aplicação superficial de amônia de $364\text{ kg.ha}^{-1}\text{.d}^{-1}$ e de DQO de $3.690\text{ kg.ha}^{-1}\text{.d}^{-1}$. A média máxima eficiência de remoção encontrada pelos autores foi de 99,5% na terceira lagoa da série de tratamento, com concentração efluente de $5,3\text{ mgL}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal e um tempo de detenção hidráulica de 40 dias. O processo de remoção foi principalmente atribuído à volatilização da amônia que ocorreu na superfície das lagoas, aliado a valores de pH altos e temperaturas do meio líquido entre 22 e 26°C.

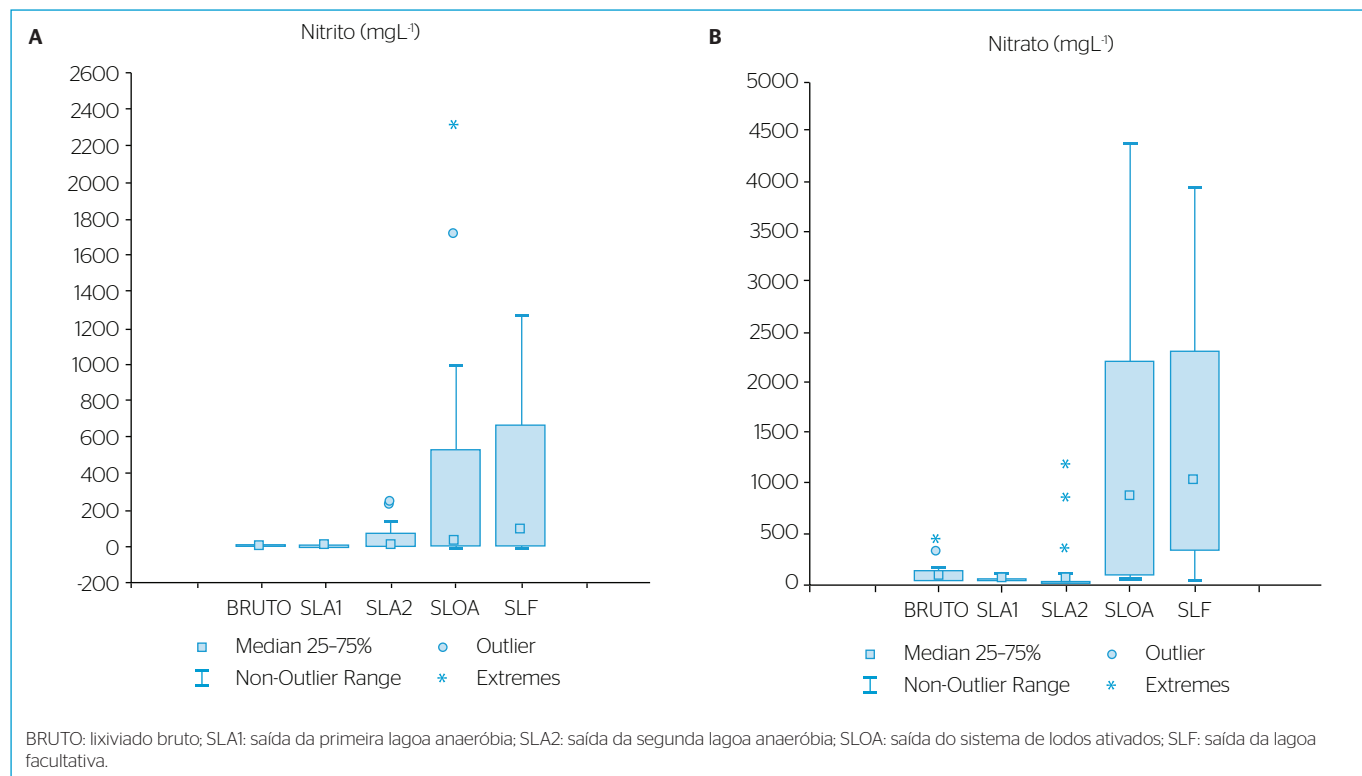


Figura 4 - Comportamento de nitrito - NO_2 (mg.L^{-1}) ao longo do sistema de tratamento biológico (A); comportamento de nitrato - NO_3 (mg.L^{-1}) ao longo do sistema de tratamento biológico (B).

Osada *et al.* (2011) afirmam que a amônia também está relacionada com a presença de elementos da concentração de salinidade, tais como potássio e sódio, e que a contribuição da amônia na toxicidade de lixiviados do aterro foi calculada como 59% da toxicidade total do lixiviado de aterro. Zafarzadeh *et al.* (2011), em estudos para avaliar o efeito do OD e demanda química de oxigênio para processo de nitrificação/desnitrificação parcial, observaram que o maior acúmulo de nitrito ocorreu na concentração de 50 a 52%, com diminuição da taxa de DQO/nitrogênio em reator aeróbio com biofilme. Já Kulikowska (2012) verificou a remoção de nitrogênio de lixiviado antigo por intermédio da nitrificação e desnitrificação em um reator em batelada sequencial e obteve 96% de acúmulo de nitritos, quando em concentrações baixas de OD (entre 0,8 e 0,9 mg.L⁻¹). O mesmo autor avaliou ainda que a remoção completa de nitrito foi obtida com a dose de carbono adicional ao sistema (ácido acético e ácido butírico).

Fósforo total

O comportamento do fósforo total ao longo do sistema de tratamento é mostrado na Figura 5. Para o sistema de tratamento em questão a média foi de 27 mg.L⁻¹ no lixiviado bruto e 7 mg.L⁻¹ na saída do sistema de tratamento biológico (SLF) com eficiência global de remoção de 80%.

Em condições semelhantes, Campos *et al.* (2007), ao avaliar o tratamento de lixiviado de um sistema de lagoas seguido de lodos ativados, com o emprego de diferentes relações alimento/microrganismo (A/M), observaram que o sistema não alcançou eficiência na remoção de fósforo. Silva *et al.* (2012), ao avaliar um sistema em escala piloto composto por lagoas de estabilização anaeróbia, facultativa e de maturação operadas em série,

encontraram valores médios de fósforo total de 41 mg.L⁻¹ no lixiviado bruto e de 7,0 mg.L⁻¹ na saída do sistema, com eficiência de remoção de 83% e concluíram que a redução pode ter ocorrido devido aos valores de pH elevado que ocasiona a precipitação desse elemento na camada de lodo da lagoa.

Presença de elementos-traço e ensaios de toxicidade

A eficiência média de remoção do sistema de tratamento para os elementos-traço apresentou os seguintes valores: 64% para zinco, 43% para chumbo, 35% para cromo, 36% para cobre, 31% para cádmio e 16% para níquel. Os valores médios encontrados no final do sistema biológico (SLF) foram de: 0,06 mg.L⁻¹ para zinco e chumbo; 0,22 mg.L⁻¹ para níquel, 0,23 mg.L⁻¹ para cromo, 0,08 mg.L⁻¹ para cádmio e 0,10 mg.L⁻¹ para cobre, todos esses valores abaixo dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira (CONAMA, 2011). Segundo Kawai *et al.* (2012), as concentrações de metais limitantes ao processo biológico são: 10 mg.L⁻¹ zinco; 500 mg.L⁻¹ chumbo; 20 mg.L⁻¹ de níquel; 10 mg.L⁻¹ de cromo; 5,0 mg.L⁻¹ de cobre. Liu (2013), em recente trabalho realizado na Suécia, observou que a presença de elementos-traço inibiu a nitrificação em lixiviados antigos e recentes e que em lixiviados misturados ocorreu um aumento da taxa de nitrificação devido ao sincretismo de algumas substâncias.

Na Figura 6 ilustra-se o comportamento dos elementos-traço no sistema de tratamento. Em comparação aos outros elementos foram encontradas maiores concentrações de cromo (Cr) no lixiviado bruto e menores de chumbo (Pb), com dados médios de 0,36 mg.L⁻¹ (Cr) e 0,10 mg.L⁻¹ (Pb). Após o SLOA houve um acréscimo na LF das concentrações médias de todos os elementos analisados, exceto para o elemento cádmio. Em relação às LAs ocorreu acréscimo somente do elemento níquel na saída do tratamento (SLF). Essa grande variabilidade encontrada indica possíveis interferências operacionais, já que em períodos de grande precipitação os operadores do aterro enviam diretamente o lixiviado das duas LAs para a LF, a fim de evitar o transbordamento das unidades anaeróbias. Outra explicação possível reside no acúmulo de sólidos provenientes do SLOA na camada de fundo da LF que podem afetar a biodisponibilidade de elementos-traço, assim como níveis de pH com tendência à acidez nos tanques de aeração, que apresentaram valores médios de 7,8 e na LF com pH médio de 8,1.

No presente estudo observou-se valores mais alcalinos nas LAs, com médias de 8,2 e OD de 0,26 mg.L⁻¹ para SLA1 e média de 8,5 e OD de 0,24 mg.L⁻¹ para SLA2. O oposto foi observado nos tanques de aeração do sistema de lodos ativados com níveis de pH mais baixo, com valores médios de 7,8 e OD de 2,24 mg.L⁻¹. O valor de pH aumenta na saída da LF para 8,3 e OD com valores máximos de 5,4 mg.L⁻¹. Christensen *et al.* (2001) e Faria (1996), em um sistema de tratamento baseado em LAs, verificaram que o processo de redução da concentração de elementos-traço ocorre principalmente devido a mecanismos de sorção e precipitação dessas substâncias, e o pH é uma das variáveis físico-químicas que influenciam fortemente esses mecanismos e definem o comportamento

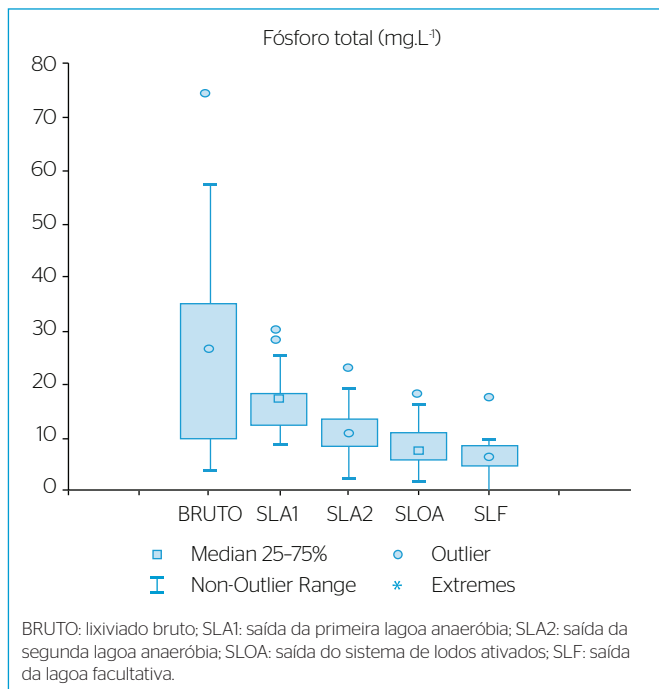


Figura 5 - Comportamento de fósforo total (mg.L⁻¹).

das espécies metálicas em lixiviados de aterros sanitários. No estudo de Singh e Kalamdhad (2013) afirma-se que o pH é capaz de afetar a biodisponibilidade de elementos-traço como zinco e chumbo. Esses autores observaram correlações positivas entre o aumento das concentrações de zinco e as concentrações de carbono orgânico dissolvido, bem como aumento da concentração de cobre em pH igual a 9, devido à formação de complexos solúveis. Relatam ainda que o Cr presente na matéria orgânica, quando em condições de pH neutro ou alcalino, precipita em sua forma insolúvel e, por isso, apenas uma pequena quantidade de cromo torna-se biodisponível e não apresenta toxicidade.

Os resultados dos ensaios de toxicidade das amostras de lixiviado do sistema biológico seguiram a proposição de Marsalek *et al.* (1999), em que a $CE_{50,48h}$ corresponde à concentração da amostra no início do ensaio, que causa efeito agudo a 50% dos organismos expostos em 48h. Assim, o lixiviado não tóxico corresponde a $CE_{50} > 100$; o lixiviado potencialmente tóxico apresenta valores entre $100 > CE_{50} > 40$; o lixiviado tóxico, valores de $40 > CE_{50} > 10$; e o lixiviado, muito tóxico $CE_{50} < 9$. Dessa forma, os testes de toxicidade mostraram que as amostras analisadas são altamente tóxicas (bruto, SLA₁ e SLA₂), com exceção das amostras da LF (SLF), que foram consideradas apenas como tóxicas, como demonstra a Figura 7. Outro parâmetro utilizado é o fator de diluição (FD), estabelecido pelo órgão ambiental do estado Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA, 2002). O valor médio do FD apresentado ao final do sistema biológico (SLF) foi de FD=11 e $CE_{50,48h}$ de 26%, o que não atendeu à portaria, exceto nas coletas dos meses de verão e primavera, em que se obteve FD entre 4 e 8.

Nas condições do ensaio de toxicidade, o que se espera é que quanto menor o fator de diluição de uma amostra, maior a $CE_{50,48h}$. Em síntese, quanto menor a $CE_{50,48h}$, maior a toxicidade do lixiviado. Foram realizadas correlações existentes entre os resultados das variáveis físico-químicas e a

$CE_{50,48h}$, e observou-se que nas amostras procedentes da SLA1 a presença do elemento-traço níquel (Ni) teve relação positiva com o aumento da toxicidade para os organismos-teste. Não houve correlação entre a toxicidade do lixiviado das demais amostras coletadas no sistema e as variáveis físico-químicas analisadas. O estudo de Suzuki, Batista e Kuroda (2013),

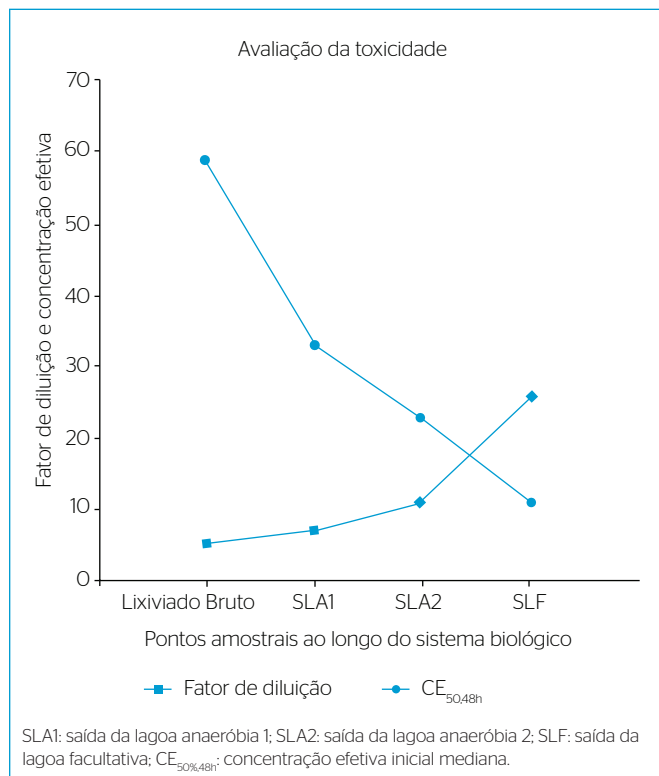


Figura 7 - Toxicidade das amostras de lixiviados ao longo do tratamento biológico.

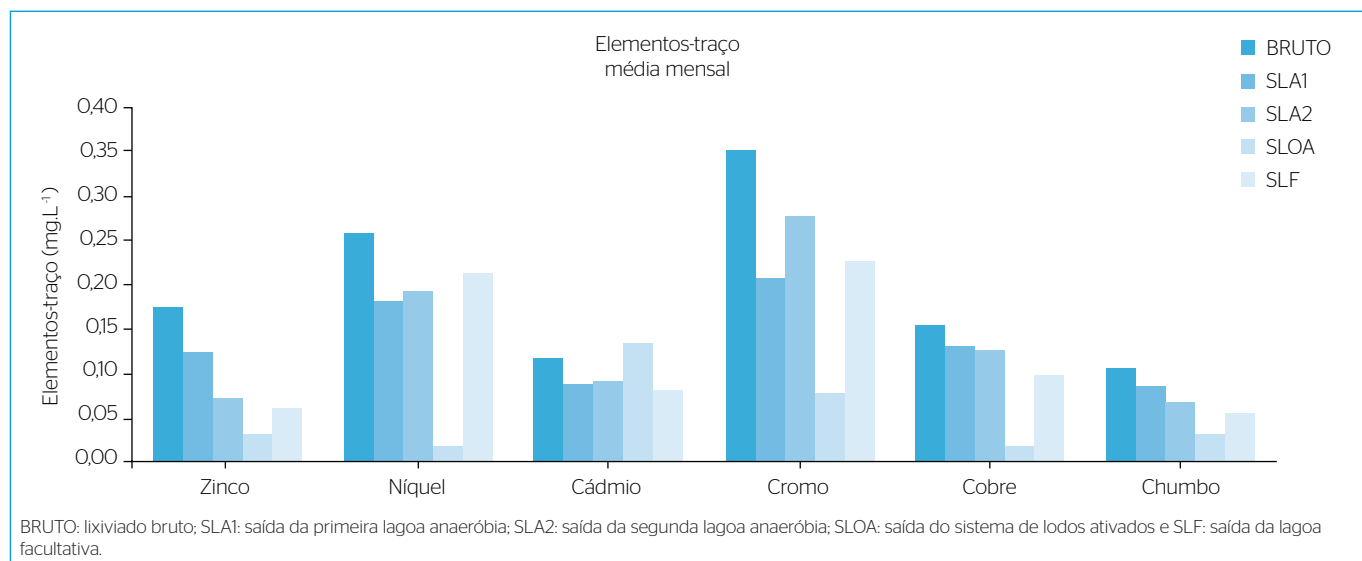


Figura 6 - Elementos-traço ao longo do sistema de tratamento biológico.

ao utilizar *Daphnia similis*, encontrou uma $CE_{50,48h}$ de 8% no lixiviado bruto e após tratamento preliminar por *stripping* de amônia seguido de tratamento biológico, os efeitos de imobilidade e/ou letalidade não ocorreram. No estudo de Jemec e Tišler (2012), ao utilizar *Daphnia magna*, observou-se que a toxicidade do lixiviado variou de acordo com a estação do ano e efeitos incomuns foram observados nos organismos, como a reprodução desses microcrustáceos. Percebe-se, portanto, que as causas da toxicidade do lixiviado são de difícil elucidação, já que muitos efeitos sinérgicos entre as substâncias podem estar envolvidos, como: a formação de compostos orgânicos, biodisponibilidade de elementos-traço e a geração de compostos nitrogenados, como o nitrato e a amônia (Mendonça, 2010). Os resultados do presente estudo demonstraram que a $CE_{50,48h}$ das amostras não apresentou diferenças significativas ($p < 0,05$) entre si, mas as amostras procedentes da LF apresentaram diminuição da toxicidade, com remoção média de 44%. Embora o tratamento biológico do presente estudo tenha alcançado bons resultados para remoção de frações de matéria orgânica e compostos nitrogenados, o efluente obtido não cumpriu as exigências da legislação brasileira e, portanto, o tratamento biológico foi considerado insuficiente.

CONCLUSÕES

O sistema de tratamento avaliado apresentou eficiência de remoção de matéria orgânica de 80% para carbono orgânico dissolvido, 68%

de demanda química de oxigênio e 85% para demanda bioquímica de oxigênio, com valores residuais médios de 259, 1.086 e 246 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

O tratamento obteve eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e nitrogênio total Kjeldahl de 83 e 82%, respectivamente, com valores médios de concentração final de 240 $mg.L^{-1}$ ($N-NH_4^+$) e 300 $mg.L^{-1}$ (NTK);

Ao final do tratamento o sistema apresentou eficiência de remoção para fósforo total de 80%, com dados médios na saída do sistema de 7 $mg.L^{-1}$.

Observou-se concentrações médias dos elementos-traço zinco (0,06 $mg.L^{-1}$), níquel (0,22 $mg.L^{-1}$), cádmio (0,08 $mg.L^{-1}$), cromo (0,23 $mg.L^{-1}$), cobre (0,10 $mg.L^{-1}$) e chumbo (0,06 $mg.L^{-1}$) abaixo dos padrões de lançamento de efluentes, com maiores eficiência de remoção para Zn (64%) e Pb (45%).

O pH encontrado no sistema apresentou valores médios de 8,5 nas LAs, pH médio de 7,8 no SLOA e 8,3 na LF.

O sistema alcançou ao final do tratamento apenas 44% de remoção média de toxicidade, valores médios de $CE_{50,48h} = 26\%$ e FD médio de 11, sendo considerado um lixiviado tóxico para o organismo *Daphnia magna*.

A configuração do tratamento biológico apresentou-se vantajosa na remoção de matéria orgânica e amônia de lixiviado de aterro sanitário, porém não atende à legislação ambiental brasileira, fato que justifica a necessidade de tratamentos adicionais.

REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009) NBR12713: *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com Daphnia spp (Crustacea, Cladocera)*. Rio de Janeiro: ABNT. ABNT/MB 3564. 23 p.
- APHA - American Public Health Association. (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: APHA. 1082 p.
- Aziz, S.Q.; AZIZ, H.A.; YUSOFF, M.S.; BASHIR, M.J.K (2010) Leachate characterization in semiaerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study. *Journal of Environmental Management*, v. 91, p. 2608-2614.
- BASSANI, F. (2010) *Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá- Paraná e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Campos, J.L.; garrido, J.M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MENDÉZ, A. (2007) Stability of a nitrifying activated sludge reactor. *Biochemical Engineering Journal*, v. 35, p. 87-92.
- CHEN, P.H. (1996) Assessment of leachates from sanitary landfills impact of age, rainfall and treatment. *Environment International*, v. 22, p. 225-23.
- CHRISTENSEN, T.H.; KJELDEN, P.; BJERG, P.L.; JENSE, D.L.; CHRISTENSEN, J.B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.J.; HERON, G. (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659-718.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. (2011) *Resolução n.430: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357*, de 17 de março de 2005. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 89 p.
- COSTA, R.H.R.; MARTINS, C.L.; FERNANDES, H.; VELHO, V.F. (2014) Consortia of microalgae and bacteria in the performance of a stabilization pond system treating landfill leachate. *Water Science and Technology*. In Press, IWA Publishing.
- FATMA - FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (2002). *Portaria da Fundação do Meio Ambiente nº17, de 18 de abril de 2002*. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acesso em: 05 ago. 2011.

- FAN, H.J.; SHU, H.Y.; YANG, H.S.; CHEN, W.C. (2006) Characteristics of landfill leachates in central Taiwan. *Science of the Total Environment*, v. 361, n. 1-3, p. 25-37.
- FARIA, A.L. (1996) *Gestão de lixiviados*. Lisboa: Sector de Resíduos Sólidos da Ecoserviços.
- FIEIRA, C. (2014) *Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal de Francisco Beltrão*. (Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão.
- GEHRING, T.; SILVA, J.D.; KEHL, O.; CASTILHOS JR., A.B.; COSTA, R.H.R.; UHLENHUT, F.; ALEX, J.; HORN, H.; WICHERN, M. (2010) Modelling waste stabilization ponds with an extended version of ASM3. *Water Science and Technology*, v. 61, p. 713-720.
- HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G.S.; FARIA, S.; CINTRA, F.H. (2002) Aplicabilidade de processos físico-químicos no tratamento do chorume de aterros sanitários. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6 *Anais...* Vitória: SIBESA.
- JEMEC, A. & TIŠLER, T. (2012) Assessment of landfill leachate toxicity reduction after biological treatment. *Arch Environ Contam Toxicol*, v. 62, p. 210-221.
- JENSEN, D.L.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. (1999) Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Water Research*, v. 33, n. 11, p. 2642-2650.
- JONSSON, S.; EJLERTSSON, J.; SVENSSON, B.H. (2003) Behaviour of mono- and diesters of o-phthalic acid in leachates released during digestion of municipal solid waste under landfill conditions. *Advances in Environmental Research*, v. 7, n. 2, p. 429-440.
- KAWAI, M.; PURWANTI, I.F.; NAGAO, N.; SLAMET, A.; HERMANA, J.; TODA, T. (2012) Seasonal variation in chemical properties and degradability by anaerobic digestion of landfill leachate at Benowo in Surabaya, Indonesia. *Journal of Environmental Management*, v. 10, p. 267-275.
- KULIKOWSKA, D. (2012) Nitrogen Removal from Landfill Leachate via the Nitrite Route. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 29, n. 2, p. 211-219.
- KURNIAWAN, T.A.; WAIHUNG, L.O.; SILLANPAAABC, M.E.T. (2010) Critical Review Biological processes for treatment of landfill leachate. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, p. 2032-2047.
- LANGE, L.C.; ALVES, J.F.; AMARAL, M.S.C.; MELO-JUNIOR, W.R. (2006) Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 2, p. 175-183.
- LEITE, V.D.; PEARSON, H.W.; SOUSA, J.T.; LUNA, M.L. (2011) The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, v. 63, p. 666-670.
- LIU, S. (2013) *Landfill leachate treatment methods and evaluation of Hedeskoga and Måsalycke landfills*. Thesis. Sweden: Lunden University.
- LUGOWSKI, A.; ARABI, S.; MILLA, P.; WILSEY, S. (2014) Biological treatment of landfill leachate: overview and case examples. In: GLOBAL WASTE MANAGEMENT SYMPOSIUM. Nova York: Conestoga Rovers and Associates. p. 1-13.
- MARSALEK, J.; ROCHFORD, Q.; BRONWLEE, B.; MAYER, T.; SERVOS, M. (1999) An exploratory study of urban runoff toxicity. *Water Science and Technology*, v. 39, p. 33-39.
- MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; RINTALA, J.A. (2003) Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. *Science of the Total Environment*, v. 301, n. 1-3, p. 1-12.
- MENDES, M.B.; KAWAHIGASHI, F.; KURODA, E.K. (2013) Adsorção de matéria orgânica em carvão ativado granular no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental*, v.9, n.11.
- MENDONÇA, J.M.S. (2010) *Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal-RN*. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- MORAIS, J.L. (2005) *Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário*. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- O'MAN, C.B. & JUNESTEDT, C. (2008) Chemical characterization of landfill leachates and 400 parameters and compounds. *Waste Management*, v. 28, n. 10, p. 1876-1891.
- OSADA, T.; NEMOTO, K.; NAKANISHI, H.; HATANO, A.; SHOJI, R.; NARUOKA, T.; YAMADA, M. (2011) Analysis of Ammonia Toxicity in Landfill Leachates. *International Scholarly Research Network Toxicology*, 6 p.
- OSAKO, M.; KIM, Y.J.; SAKAI, S.I. (2004) Leaching of brominated flame retardants in leachate from landfills in Japan. *Chemosphere*, v. 57, n. 10, p. 1571-1579.
- QUEIROZ, L.M.; AUN, M.V.; MORITA, D.M.; ALEM-SOBRINHO, P. (2011) Biological Nitrogen Removal over Nitritation/Denitritation using phenol as carbon source. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 28, n. 2, p. 197-207.
- REISDÖRFER, G. (2011) *Avaliação do processo de lodos ativados operando um reator sequencial em batelada para tratamento de chorume em escala piloto*. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento) - Univates, Lajeado.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. (2008) Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493.
- SILVA, J.D.; COSTA, R.H.R.; MATIAS, W.G.; CASTILHOS-JUNIOR, A.B. (2012) Avaliação da Toxicidade de Lixiviados de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas de Estabilização com Testes de Toxicidade Aguda (*Daphnia magna*). *Revista DAE*, v. 189, p. 40-49.
- SINGH, J. & KALAMDHAD, A.S. (2013) Bioavailability and Leachability of Heavy Metals during Composting: a review. *International Research Journal of Environment Sciences*, v. 2, n. 4, p. 59-64.

- SUZUKI, L.Y.; BATISTA, A.D.; KURODA, E.K. (2013) Estudos ecotoxicológicos de lixiviado de aterro sanitário antes e após várias etapas do tratamento. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista- Saúde, Saneamento e Meio Ambiente*, v. 9, n. 11.
- TORQUATO, S.C. (2010) *Pós-Tratamento* Conjugado de Lixiviado e Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. *Revista Ambiente & Água* (Submetido para Publicação).
- TRENNEPOHL, F.G.; LOPES, D.D.; FERNANDES, F. (2009) Efeito da adição de fonte externa de carbono, para desnitrificação, nos valores de pH e alcalinidade em sistema de lodos ativados para a remoção de nitrogênio em lixiviados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25 *Anais...* Recife: ABES.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. (2002) *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*-EPA-821-R-02-012, office of water, Washington: USEPA.
- VAN HAANDEL A.; KATO, M.; VON SPERLING, M. (2009) *Remoção biológica de nitrogênio: aplicação para o sistema de lodo ativado*. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (coord.). Nutrientes de esgoto sanitário: Utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES. 428 p.
- VON SPERLING, M. (1996) *Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: UFMG. 428 p.
- WU, Y.; ZHOU, S.; YE, X.; CHEN, D.; ZHENG, K.; QIN, F. (2011) Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter technology. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 89, n. 2, p. 112-120.
- YABROUDIER, S.C.; MORITAB, D.M.; ALEM, P. (2013) Landfill leachate treatment over nitrification/denitrification in a activated sludge sequencing batch reactor. *APCBEE*, v. 5, p. 163-168.
- ZAFARZADEH, A.; BINA, B.; NIKAEEN, M.; MOVAHEDIAN, A.; HOSSEIN, H.; KHIADANI M. (2011) Effect of dissolved oxygen and chemical oxygen demand to nitrogen ratios on the partial nitrification/denitrification process in moving bed biofilm reactors. *Iranian Journal of Biotechnology*, v. 9, n. 3, p. 197-205.
- ZHAO, R.; GUPTA, A.; NOVAK, J.T.; GOLDSMITH, C.D.; DRISKILL, N. (2013) Characterization and treatment of organic constituents in landfill leachates that influence the UV disinfection in the publicly owned treatment works (POTWs). *Journal of Hazardous Materials*, v. 1, p. 258-259.