



Redução da toxicidade aguda de lixiviado de aterro sanitário em co-tratamento com esgoto doméstico pelo processo integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel

doi:10.4136/ambi-agua.1835

Received: 08 Jan. 2016; Accepted: 15 Mar. 2016

Fábio Campos* ; Roque Passos Piveli

Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP), São Paulo, SP, Brasil
Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP

*Autor correspondente: e-mail: fcampos@usp.br,
rppiveli@usp.br

RESUMO

Neste estudo objetivou-se avaliar a redução da toxicidade aguda no efluente gerado pelo processo híbrido IFAS (*Integrated Fixed-Film Activated Sludge*) tratando lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico, por meio de ensaios de toxicidade aguda sobre bactérias marinhas *Allivibrio fischeri* e microcrustáceo *Daphnia similis*. Com o intuito de avaliar a capacidade do tratamento no abrandamento da toxicidade do afluente, foram desenvolvidas três etapas experimentais com contribuições de lixiviado na composição do afluente de: 5%, 10% e 20% da carga total de DBO. De uma forma geral, os resultados demonstram que mesmo na maior contribuição de lixiviado não ocorreram alterações significativas no comportamento e eficiência do processo biológico; contudo, em relação ao grau de toxicidade aguda observado no afluente, foi possível se obter apenas alteração na sua classificação de *Muito Tóxico* para *Tóxico* nos efluentes nas três fases de operação, mesmo chegando a níveis de redução em torno de 70% como o obtido na última etapa do estudo; o que evidencia a necessidade de um maior controle e avaliação dessa variável. A metodologia empregando a técnica de Microtox® mostrou-se mais sensível aos compostos presente nas amostras quando comparada com a técnica utilizando os microcrustáceos *D. similis*.

Palavras-chave: ecotoxicologia, processos biológicos, tratabilidade.

Reduction of acute toxicity of landfill leachate in co-treatment with domestic sewage by integrated fixed-film activated sludge reactor

ABSTRACT

This study used acute toxicity tests on the marine bacteria *Allivibrio fischeri* and on microcrustaceans *Daphnia similis* to evaluate the reduction of acute toxicity in effluent generated by the IFAS (Integrated Fixed Film Activated Sludge) hybrid process, treating landfill leachate with domestic sewage. In order to evaluate the treatment's ability to lessen the toxicity of the effluent, three experimental stages were developed with leachate contributions of 5, 10 and 20% of the total load of BOD in the effluent composition. In general, the results show that, even with the greatest contribution of leachate, no significant

alterations were observed in the behavior and efficiency of the biological process; however, with regard to the degree of acute toxicity observed in the affluent, the classification of the effluents changed from *Very Toxic* to *Toxic* in three phases of operation, even reaching the reduction levels around 70% in the last stage of the study, highlighting the need for greater control and evaluation of this variable. The methodology of using the Microtox[®] technique proved to be more sensitive to compounds present in the samples when compared to the technique using the microcrustaceans *D. similis*.

Keywords: biological processes, ecotoxicology, treatability.

1. INTRODUÇÃO

Lixiviados de aterro sanitário são formados por líquidos que percolam a célula do aterro incorporando a si compostos dissolvidos advindos dos processos metabólicos de decomposição e estabilização do resíduo sólido presente, sendo que muitos desses elementos são potencialmente tóxicos (Ferreira, 2010; Qasim e Chiang, 1994).

Isidori et al. (2003) comentam sobre a dificuldade de identificar os contaminantes responsáveis pela toxicidade em virtude da complexidade e da incerteza em torno da biodisponibilidade de seus componentes. Seu grupo realizou um trabalho a fim de avaliar e identificar os compostos tóxicos presentes nos lixiviados, chegando à conclusão de que a toxicidade era em maior parte devido à presença de metais catiônicos bivalentes e amônia, sendo que esta em sua forma não ionizada (NH₃-N) eleva o nível de toxidez, fato confirmado por outros autores (Forgier, 1988 apud Welander et al., 1997).

A alta concentração de alcalinidade é também citada como contribuintes da toxicidade do lixiviado por Kjeldsen et al. (2002), assim como a presença de compostos orgânicos recalcitrantes mesmo em pequenas concentrações (Thomas et al., 2009).

De acordo com Gotvajn et al. (2009), mesmo os modernos sistemas de tratamento de efluente não são capazes de eliminar por completo a ação de determinadas substâncias xenobióticas, inibidoras ou genotóxicas, as quais podem permanecer causando impactos sobre a biota aquática.

Mediante a necessidade de aprimoramento do controle da poluição, visando à proteção e preservação dos recursos hídricos no Brasil, o uso de novas ferramentas tem demonstrado ser necessário. Neste sentido, a Resolução CONAMA 357/2005, em Artigo 34, dispõe sobre a obrigatoriedade do controle ecotoxicológico em efluentes sobre espécies representativas de corpos d'água naturais.

Assim, admitindo-se que o envio do lixiviado de aterro sanitário às estações de tratamento de esgoto poderá continuar sendo a alternativa mais viável praticada em nosso sistema de saneamento, faz-se necessário uma avaliação pormenorizada e atualizada das cargas admissíveis e seus efeitos tóxicos sobre as unidades de tratamento, bem como na qualidade do efluente final.

O presente estudo teve por objetivo avaliar a capacidade de redução da toxicidade aguda de lixiviados de aterro sanitário tratado conjuntamente com esgoto doméstico em um processo integrado de lodo ativado com biomídia móvel, por meio de ensaios de toxicidade aguda sobre bactérias marinhas *Allivibrio fischeri* e microcrustáceo *Daphnia similis*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida por meio de experimento em escala piloto, sendo colocado em operação um processo híbrido baseado na tecnologia IFAS, por meio de um Reator Integrado de Lodo Ativado com Biofilme em Leito Móvel.

O processo promove o incremento de biomassa ativa no tanque de aeração de um sistema de lodo ativado mediante a introdução de biomédias móveis, com o propósito de aumentar sua capacidade de retenção de biomassa e melhorar seu desempenho (WEF MOP nº 35, 2010).

O reator biológico da unidade piloto (Figura 1) foi construído em chapas de acrílico e dividido em dois compartimentos, sendo que o primeiro, com 270 L de volume útil e provido de um misturador, operou como câmara anóxica de pré-desnitrificação. O segundo compartimento, com 800 L de volume útil, trabalhou como câmara aerada, contando com 4 difusores de bolhas finas de membrana, instalados em seu fundo para a distribuição do ar fornecido por compressor, a fim de manter a concentração de OD no intervalo de 3,0 a 4,0 mg L⁻¹.

A unidade piloto possuía um decantador secundário de seção circular, com raspadores de parede e de fundo, contando com uma área superficial de 0,785 m², e volume útil de 1,47 m³. Fora prevista também elevatória de recirculação do lodo do compartimento aerado para o compartimento anóxico (reciclo interno).

Ambas as câmaras do reator biológico receberam adição de biomédias. Foi utilizado o produto K1 fabricado pela empresa Anox Kaldnes®, atualmente pertencente ao grupo Veolia Water, com área superficial específica (protegida) de 300 m² m⁻³ de material suporte. A fração de enchimento de cada câmara, anóxico e aeróbio, foram de 0,3 e 0,5, respectivamente.

O esgoto sanitário que alimentou o reator biológico era recalcado para a área da unidade piloto por meio de uma elevatória, recebendo previamente tratamentos primários como: gradeamento, desarenação, remoção de gordura e decantação primária.

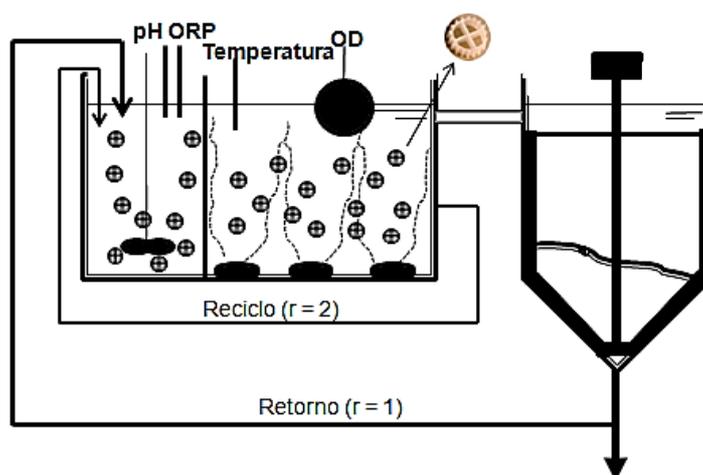


Figura 1. Perfil do sistema em escala piloto.

Com o intuito de atender ao escopo desse projeto, foi utilizado durante toda a pesquisa, lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Caieiras (CTR-Caieiras). O referido aterro localiza-se no município de Caieiras, no Estado de São Paulo, situado próximo à Rodovia dos Bandeirantes, km 33, sendo gerido pela empresa Essencis Soluções Ambientais S.A.

Semanalmente eram coletados em uma Estação Elevatória, cerca de 800 L de lixiviado e acondicionados num reservatório para equalização e alimentação da unidade piloto. Sua caracterização era feita periodicamente em conjunto com as demais análises envolvendo todo o controle operacional.

A vazão de alimentação do lixiviado era introduzida na câmara anóxica mediante o uso de uma bomba peristáltica que permitia os eventuais ajustes necessários para controle da contribuição de carga.

O esgoto decantado, o lixiviado de aterro sanitário e o efluente produzido pela unidade piloto, foram caracterizados duas vezes por semana, por meio da determinação das variáveis

Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Alcalinidade, DBO e DQO e Sólidos em Suspensão (Fixos e Voláteis). Todas as metodologias analíticas utilizadas seguiram à 21ª edição do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, da APHA et al. (2005). Foi realizado, também, o monitoramento da biomassa aderida e em suspensão.

A fim de avaliar a capacidade de redução da toxicidade aguda do afluyente pelo processo, a unidade piloto operou em três fases, variando-se a contribuição do lixiviado na composição percentual da carga de DBO total afluyente aplicada, em 5, 10 e 20%, mantendo-se as demais condições constantes.

Operou-se a unidade piloto descartando-se lodo ativado em excesso de forma a resultar em idade do lodo de 9 dias com base apenas na concentração de biomassa em suspensão (SSV). A partir da caracterização inicial, estabeleceu-se a vazão de alimentação de $1,6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ para esgoto decantado e de $0,01$; $0,03$ e $0,07 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ de lixiviado para cada fase do estudo; correspondendo à razão alimento/microrganismos de $0,2 \text{ kgDBO kgSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e a um TDH de $0,48 \text{ d}$.

A avaliação da redução da toxicidade aguda promovida pelo processo frente às diferentes cargas de lixiviado foi realizada por meio de ensaios de toxicidade aguda sobre bactérias marinhas *Allivibrio fischeri*, utilizando o Sistema Analisador de Toxicidade Microtox[®], e microcrustáceos *Daphnia similis*.

O sistema Microtox[®] consiste em um fotômetro de precisão, que permite medir a luminescência emitida pela colônia de bactérias antes e após a adição da substância tóxica. O teste é realizado a partir de uma cultura de bactérias liofilizadas, contendo 10^8 células por ampola, que é reidratada no momento do ensaio; dessa forma, procede-se a introdução de diferentes alíquotas da amostra em cubetas contendo suspensão bacteriana com concentração de 10^6 células ampola⁻¹, e, em seguida, feitas as leituras no fotômetro (CETESB, 1997; Borrelly, 2001).

A Tabela 1, descrita por Bulich (1982) e modificada por Coleman e Quereshi (1985), estabelece faixas de toxicidade, permitindo comparar amostras avaliadas com o sistema Microtox[®].

Tabela 1. Faixas de toxicidade para o sistema Microtox[®] proposta por Bulich (1982).

Grau de Toxicidade	
CE ₅₀ - %v/v	Classificação
< 25	Muito Tóxica
25 – 50	Tóxica
51 – 75	Moderadamente Tóxica
> 75	Levemente Tóxica

Nota: Adaptado de: Bulich (1982).

Em que CE₅₀, corresponde à concentração efetiva mediana a 50% da população exposta, quando o efeito for à imobilidade dos organismos expostos (CETESB, 1997), podendo ser expresso em termos de Unidade de Toxicidade (UT), o qual é obtido pela Equação (1).

$$UT = \frac{100}{CE_{50}} \quad (1)$$

O teste empregando os microcrustáceos *Daphnia similis* tem como princípio a exposição de jovens *Daphnias* (tempo de vida variando de 6 a 24 horas) a diferentes concentrações da substância a ser avaliada, dentro das condições estabelecidas na padronização do teste

(Borrely, 2001; Damato, 1997).

O efeito observado, no final de um período de 24 ou 48 horas de exposição, é a imobilidade ou a letalidade dos organismos (CETESB, 1987).

Com os dados de imobilidade ou mortalidade dos organismos no teste determina-se, estatisticamente, a CE_{50} .

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A fim de avaliar o comportamento da toxicidade aguda medida no efluente gerado pela unidade piloto ao longo do estudo e sua relação com o nível de eficiência obtido pelo tratamento, todo o processo foi devidamente monitorado. A seguir serão detalhados os resultados medidos das principais variáveis.

3.1. Condições operacionais

No tocante às variáveis de entrada impostas ao processo em cada fase da pesquisa, foi possível manter uma normalidade dos valores, sobretudo, devido à estabilidade do afluente composto (esgoto decantado+lixiviado).

A composição média tanto do esgoto decantado quanto do lixiviado que compuseram o afluente do processo biológico ao longo do estudo mantiveram-se relativamente constantes; dessa forma, com a variação da contribuição de lixiviado em cada fase da pesquisa na obtenção da vazão aplicada às pilotos, a composição média do afluente é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização do afluente (esgoto+lixiviado) aplicado ao processo.

Variável	1ª Fase N=19 (5% de lixiviado)				2ª Fase N=8 (10% de lixiviado)				3ª Fase N=20 (20% de lixiviado)			
	Afluente		Efluente		Afluente		Efluente		Afluente		Efluente	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
DQO total ($mgO_2 L^{-1}$)	522	93	55	17	531	51	66	15	614	95	108	26
DBO _{5,20} total ($mgO_2 L^{-1}$)	220	22	26	10	216	6	28	6	286	51	57	19
NTK ($mgN L^{-1}$)	107	18	13	7	157	17	13	7	214	48	33	14
N-NH ₄ ⁺ ($mgN L^{-1}$)	82	5	6	4	108	11	7	6	125	28	25	12
Alcalinidade ($mgCaCO_3 L^{-1}$)	228	50	47	27	369	26	59	45	568	154	268	157
pH			7,2	0,1			7,4	0,4			7,1	0,5
Temp. °C			18	2,6			17	0,7			18	2,1

Levando-se em conta as condições operacionais impostas ao processo e as características do afluente (Tabela 2), foi possível trabalhar dentro de valores típicos tanto para aplicação de carga orgânica volumétrica como para carga nitrogenada, variando de 0,4 a 0,9 $kgDBO m^3 d^{-1}$ e de 0,32 a 0,7 $kgN m^3 d^{-1}$.

Observando-se a composição média obtida para cada fase da pesquisa, constata-se que as concentrações de nitrogênio total (NTK), de nitrogênio Amoniacal (NH₄⁺-N) e de

alcalinidade, são superiores ao comumente encontrado no esgoto doméstico, evidenciando a contribuição oriunda da carga de lixiviado.

3.2. Caracterização da Biomassa em Suspensão e Biomassa Aderida

Foi possível trabalhar com valores de sólidos em suspensão voláteis (SSV) no lodo do tanque de aeração dentro do desejável para as condições operacionais impostas ao processo na maior parte do estudo (2.000 a 5.000 mg L⁻¹, de acordo com Van Haandel e Marais, 1999), observando-se valores médios de 2.319; 2.225 e 3.099 mg L⁻¹ de SSV nas 1^a, 2^a e 3^a fases, respectivamente. Em relação ao lodo da linha de retorno, obteve-se valores na faixa de 3.000 a 6.000 mg L⁻¹. Tal fato demonstra que a carga introduzida de lixiviado não comprometeu a formação da biomassa em suspensão em todas as fases experimentais.

Com relação à biomassa aderida, considerando-se a área superficial específica dos suportes Kaldnes® do tipo K1 de 300 m² m⁻³, obtiveram-se ao longo do estudo, valores de SSV de 7,7; 8,9 e 7,2 gSSV m⁻² de biofilme, respectivamente às três fases experimentais. Estes valores encontram-se abaixo aos apresentados na literatura, sendo que a NBR 12.209 da ABNT (1989) considera o limite máximo de 12 gSSV m⁻².

3.3. Eficiência Global do Processo: Remoção de Matéria Orgânica e Nitrogenada

No que tange à remoção de matéria orgânica e nitrogenada, pode-se afirmar que o sistema foi mantido sob operação estável nas três etapas da pesquisa.

Em termos de eficiência do processo, foi possível obter números da ordem de 85% de remoção de DBO e de 90% para DQO nas três fases de operação; enquanto que para os compostos nitrogenados, os valores situaram-se em torno de 90% de conversão de NTK e NH₄⁺ nas duas primeiras fases, e de aproximadamente 80% na 3^a fase.

A Figura 2 apresenta as eficiências de remoção alcançadas para as variáveis DBO e NTK.

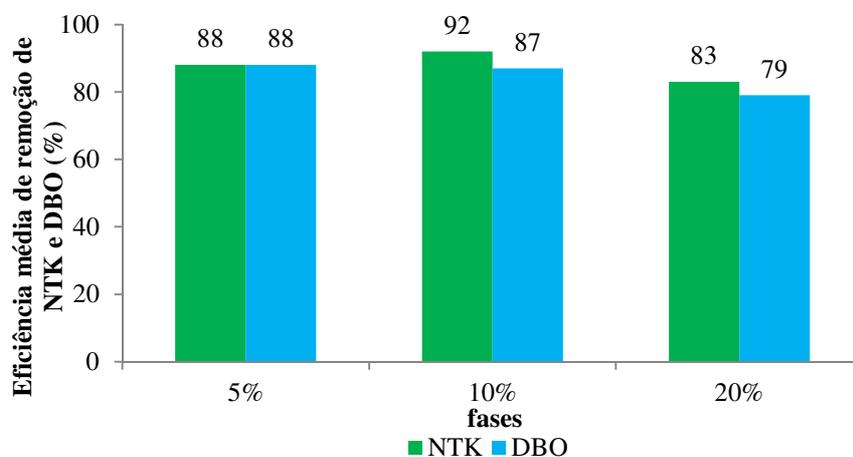


Figura 2. Eficiência de remoção de DBO e NTK em cada fase da pesquisa.

Avaliando-se os resultados apresentados na Figura 3, bem como da quantificação da biomassa ao longo do estudo, pode-se inferir que a introdução de lixiviado de aterro sanitário em conjunto ao esgoto doméstico, mesmo em sua máxima contribuição (20%), não resultou na redução da eficiência global do processo.

Comparando-se a eficiência do processo em termos de remoção de carga orgânica e nitrogenada, com dados obtidos na literatura em pesquisas envolvendo o co-tratamento de lixiviado com esgoto doméstico por meios biológicos, constata-se que o mesmo obteve resultados semelhantes (Silva et al., 2012; Klimiuk e Kulikowska, 2006; Facchin et al., 2000; Diamadopoulou et al., 1997).

3.4. Monitoramento da Toxicidade Aguda

Pode-se afirmar que um dos principais objetivos de uma estação de tratamento de esgoto seja a diminuição do potencial poluidor da água residuária, o que se traduz por remover, sobretudo, cargas de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo) em sua máxima eficiência.

Dessa forma, ao se propor a redução de tais compostos é de se supor que, por conseguinte, seja observada uma diminuição no nível de toxicidade.

Ambos os ensaios de toxicidade aguda empregados nesse estudo, foram realizados simultaneamente e com as mesmas amostras coletadas: Afluente (esgoto doméstico+lixiviado) e Efluente.

A seguir serão discutidos separadamente os resultados obtidos em cada ensaio.

3.4.1. Toxicidade Aguda – *Allivibrio fischeri*

A Tabela 3 apresenta os valores médios de toxicidade aguda medidas pela técnica do Microtox[®].

Tabela 3. Valores de Toxicidade Aguda ao organismo *Allivibrio fischeri*.

	1ª Fase (5% de lixiviado)		2ª Fase (10% de lixiviado)		3ª Fase (20% de lixiviado)	
			Média			
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Toxicidade Aguda (CE ₅₀)	15	24,7	13,3	30,9	9,5	34,4

Os resultados medidos por meio dessa técnica evidenciam o aumento da toxicidade do afluente em cerca de 10% da primeira para a segunda fase, e de 29% da segunda para a terceira. Esse incremento se deve ao aumento progressivo da carga de lixiviado na composição da vazão afluente ao processo.

A resposta obtida nos ensaios demonstra uma diminuição considerável do nível de toxicidade aguda, como pode ser visualizado na Figura 3, entretanto, levando-se em consideração a classificação do grau de toxicidade apresentada na Tabela 1, o processo permitiu apenas a mudança do nível Muito Tóxico do afluente para Tóxico, no efluente.

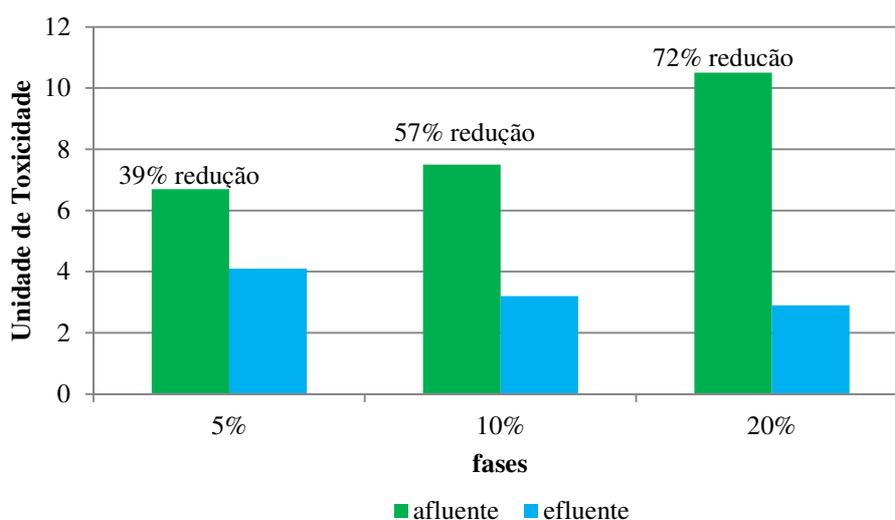


Figura 3. Resultados do monitoramento da toxicidade aguda empregando *Allivibrio fischeri*.

A Figura 4 ilustra o comportamento das principais variáveis monitoradas no efluente da unidade piloto ao longo do estudo e que se correlacionam com a toxicidade aguda.

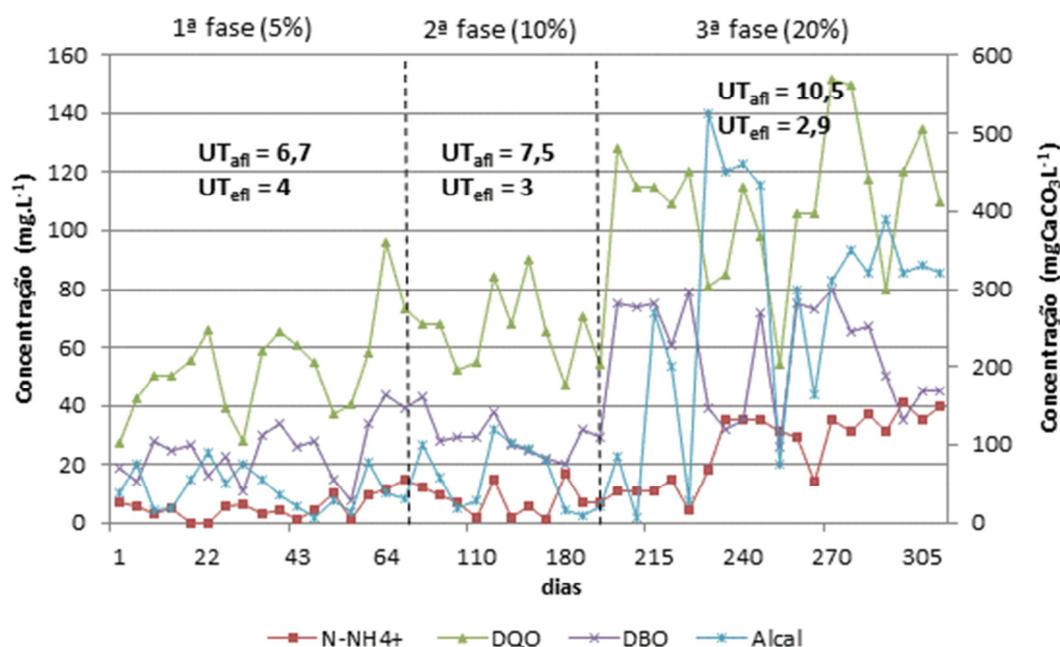


Figura 4. Série Histórica das variáveis: nitrogênio amoniacal, DQO, DBO e alcalinidade, monitoradas no efluente.

3.4.2. Toxicidade Aguda – *Daphnia similis*

Os ensaios realizados com o microcrustáceo *D. similis* não demonstraram muita sensibilidade às substâncias presentes nas amostras, como pode ser visualizado na Tabela 4.

Tabela 4. Valores de Toxicidade Aguda ao organismo *D. similis*.

	Afluente		Efluente	
	CE 50 (%)	UT	CE 50 (%)	UT
1ª Fase	17,2	5,8	NT	NT
2ª Fase	19,3	5,2	NT	NT
3ª Fase	25,5	3,9	NT	NT

NT = Não Tóxico.

Como se observa nos dados dispostos na Tabela 4, os testes acusaram ausência de toxicidade (NT) no efluente do processo em todas as fases do estudo, além de, ao contrário do esperado, apontar uma ligeira queda nos valores de toxicidade para o afluente à medida que a contribuição de lixiviado aumentou.

Thomas (2010), em seus estudos, também aponta para uma menor sensibilidade desses organismos na avaliação de toxicidade de lixiviado.

3.4.3. Considerações à cerca dos resultados obtidos nos ensaios de toxicidade

De fato, a remoção de matéria orgânica e nitrogenada proporcionada pelo processo de tratamento abrandava a toxicidade inicial na medida em que os poluentes são reduzidos a níveis

mais tolerados pelos organismos-testes utilizados nos ensaios, entretanto, a persistência dos compostos orgânicos recalcitrantes oriundos do lixiviado que não são afetados pelo tratamento bem como o residual de amônia, somados pelos altos valores medidos para alcalinidade, devem ser os principais contribuintes para a manutenção de um nível ainda alto de toxicidade aguda no efluente (Thomas, 2010, Kjeldsen et al., 2002).

Comparando-se os resultados obtidos em ambos os ensaios, pode-se inferir que a técnica empregando *Allivibrio fischeri* mostrou-se mais coerente e consistente, demonstrando maior sensibilidade às substâncias presentes.

Hamada et al. (2011) analisando os ensaios de toxicidade no efluente gerado pela ETE Suzano, a qual recebe lixiviado de aterro sanitário, utilizando os mesmos organismos testes, concluíram, igualmente, que a técnica com *Allivibrio fischeri* fora ligeiramente mais sensível quando comparada com *D. similis*.

Entretanto, deve-se considerar que Isidori et al. (2003) reportam para o uso desse teste, em amostras de lixiviado, apenas como ferramenta de seleção por conta de influências físico-químicas interferirem no processo.

Tais situações reforçam a necessidade do uso de mais de um organismo-teste para se avaliar e mapear o efeito tóxico (Borrely, 2001), sobretudo, quando se trata de uma matriz tão complexa como o lixiviado de aterro sanitário.

Boccheglieri (2010) conclui, em sua pesquisa com quatro ETE's de São Paulo, que ainda são necessários estudos para a compreensão integral das implicações advindas do tratamento em conjunto de lixiviado e esgoto doméstico, em relação a diversos aspectos tais como os efeitos tóxicos aos processos biológicos, qualidade do lodo e do efluente do tratamento.

4. CONCLUSÃO

Em linhas gerais, os resultados obtidos a partir da investigação experimental permitiram concluir que o co-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico é uma alternativa viável para a correta estabilização desse tipo de água residuária, e que o controle operacional da planta de tratamento é fundamental para o desempenho do processo.

Foi possível receber contribuições de lixiviado de até 20% da carga orgânica, em termos de DBO, sem prejuízo para a remoção de matéria orgânica e nitrogenada, contudo, os resultados obtidos para o efluente de toxicidade aguda permitem ainda classificá-lo como *Tóxico*, mesmo frente a uma redução da ordem de 70% da toxicidade inicial.

A metodologia empregando a técnica de Microtox®, mediante o uso da bactéria *Allivibrio fischeri*, mostrou-se mais sensível aos compostos presente nas amostras quando comparada com a técnica utilizando os microcrustáceos *D. similis*.

É recomendável que sejam realizados ensaios de toxicidade crônica a fim de avaliar os impactos do co-tratamento lixiviado e esgoto, ao longo do tempo, tanto para o processo, como para o corpo receptor, assim como o estudo da influência da concentração de metais no lixiviado na composição de sua toxicidade.

5. REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Nbr 12209**: projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1989.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21. ed. Washington DC, 2005.

- BORRELY, S. I. **Redução da toxicidade aguda de efluentes industriais e domésticos tratados por irradiação com feixes de elétrons, avaliada com espécies *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis* e *Poecilia reticulata***. 2001. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear-Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2001.
- BULICH, A. A. A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples. **Process Biochemistry**, p. 45–47, 1982.
- BOCCHIGLIERI, M. M. **A influência do recebimento de chorume dos aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo nas estações de tratamento de esgotos do sistema integrado**. 2005. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- COLEMAN, R. N.; QURESHI, A. A. Microtox® and Spirillum volutans tests for assessing toxicity of environmental samples. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 35, n. 1, p. 443-451, 1985. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01636536>
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes e organismos aquáticos**. Volume 1. São Paulo, 1997.
- DAMATO, M. **Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinarias de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras**. 1997. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- DIAMADOPOULOS, E. et al. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. **Water Science & Technology**, v. 36, p. 61-68, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00370-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00370-3)
- FACCHIN, J. M. J.; COLOMBO, M. C.; COTRIM, S. L. S.; REICHERT, G. A. Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) Após o Primeiro Ano de Operação. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000.
- FERREIRA, A. G. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos/SP por meio da caracterização físico-química**. 2010. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.
- GOTVAJN, A. Z.; TISLER, T.; ZAGORC-KONCAN, J. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. **Journal for Hazardous Materials**, v. 162, n. 2-3, p. 1446-1456, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.037>
- HAMADA, N.; MESQUITA, L. C. A.; PEREIRA, I. W.; NAKANO, E.; BORRELY, S. I.; TALLARICO, L. F. Avaliação ecotoxicológica da estação de tratamento de esgoto Suzano (São Paulo) utilizando *Daphnia similis* e *Vibrio Fischeri*. **JBSE – Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 6, n 1, p. 31-35, 2011.
- ISIDORI, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A. Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach. **Chemosphere**, v. 52, p. 85-94, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00298-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00298-4)

- KJELDESEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of msw landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.
- KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge product on in SBR reactors. **Waste Management**, v. 26, n. 10, p. 1140-1147, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.wasman.2005.09.011>
- QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment**. Boca Raton: CRC Press, 1994.
- SILVA, J. D.; COSTA, R. H. R. da; MATIAS, W. G.; CASTILHO JR., A. B. Avaliação da Toxicidade de Lixiviado de Aterro Sanitário em Sistema de Lagoas de Estabilização com Testes de Toxicidade Aguda (*Daphnia magna*). **Revista DAE**, n.189, p. 40-49, 2012.
- THOMAS, D. J. L. **Understanding the causes of toxicity in treated landfill leachate through whole effluent testing**. Tese (PhD) - School of Applied Sciences, Cranfield University, 2010.
- THOMAS, D. J. L.; TYRREL, S. F.; SMITH, R.; FARROW, S.; Bioassay for the evaluation of landfill leachate toxicity. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 2, p. 83-105, 2009. <http://dx.doi.org/10.1080/10937400802545292>
- VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações**. Campina Grande: Epgraf, 1999. 472 p.
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Biofilm Reactors: manual of practice no. 35**. New York: McGraw Hill, 2010.
- WELANDER, U.; HENRYSSON, T.; WELANDER, T. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. **Water Research**, v. 31, p. 2351-2355, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00080-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00080-8)