

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

TRATAMIENTO ANAERÓBIO E AERÓBIO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

ANAEROBIC TREATMENT AND AEROBIC LANDFILL
LEACHATE

*Elaine Gurjão de Oliveira¹
Valderi Duarte Leite¹
Risoneide Borges da Silva¹
Israel Nunes Henrique²
Aldre Jorge Morais Barros³

Recibido el 10 de febrero de 2015; Aceptado el 21 de octubre de 2015

Abstract

Landfill leachate can be considered a liquid waste holder of high concentration of ammonia nitrogen, recalcitrant organic matter and, according to the chemical composition of solid waste landfill and the age of the earth, significant concentrations of heavy metals. Such characteristics require sophisticated alternative technologies for the treatment of leachate due to its imbalance between the nutrient and the possible generation of potential toxic products in case of biological process, or other byproducts in case of physical and chemical processes. Conjugated treatment of landfill leachate and sewage is emerging as a promising technological alternative, however, it also recognizes the necessity of operating parameter settings, especially regarding the application of this type of treatment in real scale. In this context, this study worked with the conjugated treatment of landfill leachate and domestic sewage in UASB reactor, followed by biological trickling filter, applying volumetric organic loads of 1.0 kgBOD₅ / m³.dia (step 1), 1.2 kgBOD₅ / m³.dia (step 2) and 1.5 kgBOD₅ / m³.dia (step 3) and HRT of 7.5, 5.0 and 18.0 hours, respectively. The efficiency of total COD removal in the two reactors were 85%, 57% and 89% for steps 1, 2 and 3, respectively. It also presented satisfactory removal of N-NH₄⁺, producing, in step 2, an effluent with average concentration of 17 mg N-NH₄⁺.L⁻¹. This result meets the discharge standards into water bodies, once that the maximum value allowed is 20 mg N-NH₄⁺.L⁻¹.

Key words: wastewater; combined treatment; UASB reactor; percolator biological filter.

¹ Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

² Universidade Federal do Oeste do Pará, Brasil.

³ Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, 351- Bairro Universitário, Campina Grande, Paraíba. 58429500. Brasil. Email: elaine_gurjao@hotmail.com

Resumo

Lixiviado de aterro sanitário pode ser considerado um resíduo líquido detentor de elevada concentração de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica recalcitrante e dependendo da composição química dos resíduos sólidos aterrados e da idade do aterramento, significativas concentrações de metais pesados. Tais características exigem sofisticadas alternativas tecnológicas para o tratamento de lixiviado frente ao desequilíbrio estabelecido entre os nutrientes e a possibilidade potencial da geração de toxicidade quando se tratar de processo biológico ou de outros subprodutos, quando se tratar de processos físicos e químicos. O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico vem despontando como uma promissora alternativa tecnológica, mesmo reconhecendo ainda a necessidade de ajustes de parâmetros operacionais, principalmente no que concerne a aplicação deste tipo de tratamento em escala real. Neste trabalho foi estudado o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador, aplicando-se cargas orgânicas volumétricas de 1.0 kgDBO₅/m³.dia (etapa 1), 1.2 kgDBO₅/m³.dia (etapa 2) e 1.5 kgDBO₅/m³.dia (etapa 3) e TDH de 7.5, 18.0 e 5.0 horas, respectivamente. As eficiências de remoções de DQO total nos dois reatores foram de 85%, 57% e 89% para as etapas 1, 2 e 3, respectivamente. Apresentou ainda remoções satisfatórias de N-NH₄⁺, produzindo, na etapa 2 efluente com concentração média de 17 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ valor que atende os padrões de lançamento em corpos hídricos, cujo valor máximo permitido é 20 mg N-NH₄⁺.L⁻¹.

Palavras-chave: águas residuárias; tratamento conjugado; reator UASB; filtro biológico percolador.

Introdução

Lixiviado de aterro sanitário é o líquido proveniente da umidade natural e água de constituição presentes na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos presentes e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos extraídos da massa de resíduos (Yao, 2013).

O lixiviado é um tipo de água residuária de composição físico/química muito complexa e variada, dependendo principalmente das características dos resíduos depositados, do grau de decomposição dos resíduos, do clima, da idade do aterro, da profundidade das células de aterramento, do tipo de operação do aterro, entre outros fatores (Campos *et al.*, 2013). Em geral, apresenta coloração escura, odor forte e característico, elevada concentração de nitrogênio amoniacal, de matéria orgânica (expressa em função de sólidos suspensos e dissolvidos) e de compostos orgânicos de difícil biodegradação, como as substâncias húmicas e fúlvicas (Felici *et al.*, 2013) podendo conter metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos, que propiciam certo grau de toxicidade (Brito *et al.*, 2012). Tais características inviabilizam seu lançamento “*in natura*” em corpos hídricos, devido ao possível impacto negativo que pode ocasionar tanto para o ecossistema local, quanto para a saúde pública (Pedroso *et al.*, 2012).

Visando satisfazer as condições de lançamento do lixiviado nos corpos receptores, de acordo com Renou *et al.*, (2008), se faz necessário tratamento adequado do mesmo, que pode ser físico, químico

e biológico, bem como a combinações de ambos. As tecnologias de tratamento biológico para lixiviados de aterros sanitário são normalmente combinadas para garantir maior eficiência de remoção de poluentes e alcançar os limites estabelecidos pela legislação ambiental.

Tecnologias de tratamento anaeróbio e aeróbio possibilitam a remoção de material carbonáceo e nitrogenado, produzindo efluentes de boa qualidade com baixos custos de implantação e operação. Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) possibilita remoção de DQO na faixa de 65 a 76% e remoção de DBO₅ superior a 90% (Kwarciak e Bohdziewicz, 2008). A associação de filtro biológico percolador (FBP) após reator UASB possibilita remoção da carga orgânica nitrogenada presente no lixiviado de aterro sanitário, com pouca exigência de manutenção, instalação barata e elevada tolerância às variações de cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas (Couto *et al.*, 2013).

A realização desse trabalho objetivou estudar a influência da carga orgânica aplicada e do tempo de detenção hidráulico dos processos de tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, de forma a atender os padrões de descarte de efluentes em corpos aquáticos.

Material e métodos

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, localizada no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, PB, Brasil, (com coordenadas geográficas de 7° 13'11" S, 35° 52' 31" O e altitude de aproximadamente 550m).

O substrato (Sub) utilizado na alimentação do reator UASB, era constituído de lixiviado de aterro sanitário "*in natura*" na proporção de 1 %, mais esgoto doméstico na proporção de 99 % (percentagem em volume), para realização das etapas 1 e 3 e, de 10% de lixiviado de aterro sanitário, *in natura*, mais 90% de esgoto doméstico, na etapa 2. O substrato era sempre preparado com frequência diária, com T=25°C (± 0.5°C). O tempo de detenção hidráulico (TDH) foi de 24 horas no reservatório de alimentação e de 18.5 a 47.3 horas no reservatório do efluente do reator UASB. O lixiviado utilizado para realização dos experimentos era coletado com frequência mensal durante o período de Outubro de 2012 a Setembro de 2014 no aterro sanitário da região metropolitana da capital do estado da Paraíba (João Pessoa) e o esgoto doméstico foi proveniente do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, PB, tomada em um de seus interceptores (interceptor Leste) que fica situado geograficamente no sentido longitudinal das dependências da EXTRABES.

O sistema experimental, em escala piloto, era constituído de reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) seguido de filtro biológico percolador (FBP) projetados em série, conforme pode-se observar na Figura 1.

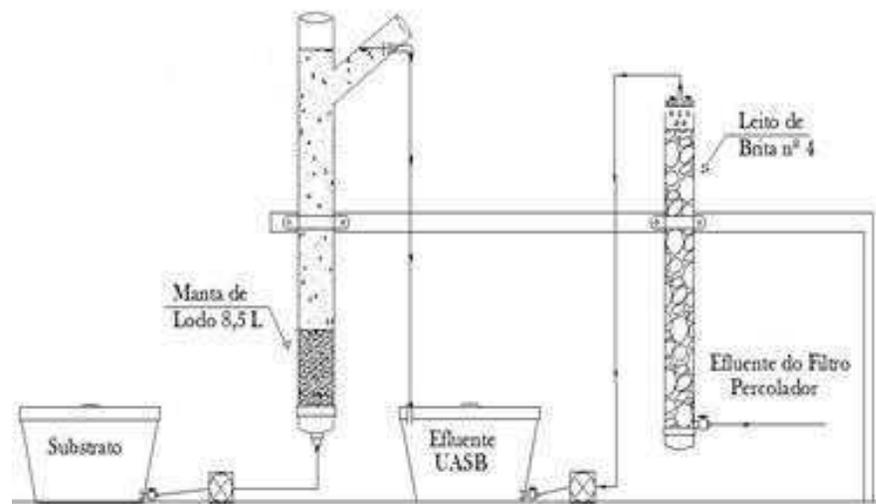


Figura 1. Representação esquemática do sistema experimental.

O reator UASB, com volume total de 42 L foi construído com tubo de PVC. Para a partida do sistema, o reator UASB foi inoculado com lodo proveniente de um reator anaeróbico tratando esgoto doméstico. O volume de lodo adicionado foi de 8.5 L, o que corresponde aproximadamente a 20% do volume total do reator UASB.

O FBP, com volume total de 35 L foi construído em tubo de PVC, tendo como meio suporte brita nº 04, com coeficiente de espaço vazio igual a 0.47. O filtro biológico percolador foi alimentado com efluente do reator UASB em fluxo intermitente e, o tempo de duração de cada ciclo foi de 08 horas nas etapas 1 e 2, o que correspondeu a um quantitativo de 03 ciclos diários e, na etapa 3 a duração dos ciclos foi de quatro horas, totalizando um quantitativo de seis ciclos diários. Cada ciclo foi dividido nas seguintes fases: alimentação, descarga e repouso. As magnitudes dos parâmetros operacionais aplicadas aos reatores são apresentadas na Tabela 1.

O monitoramento do sistema experimental foi dividido em três diferentes etapas a fim de avaliar a influência das cargas orgânicas e das cargas superficiais aplicadas ao reator UASB e ao filtro biológico percolador.

Tabela 1. Parâmetros operacionais do reator UASB e do FBP no tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico nas três diferentes etapas de monitoramento

PARÂMETROS	REATOR UASB			FBP		
	E1	E2	E3	E1	E2	E3
Vazão Afluente (L/dia)	143	56	227	42	50	84
Carga Orgânica Volumétrica (kg DBO ₅ /m ³ .dia)	1.0	1.2	1.5	0.4	0.6	0.6
Carga hidráulica volumétrica (m ³ /m ³ .dia)	3.17	1.33	5.0	3.0	3.0	6.0
Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .dia)	-	-	-	2.39	2.84	4.7
Tempo de Detenção Hidráulica (horas)	7.5	18	5	-	-	-
Duração de Cada Etapa (dias)	168	196	112	168	196	112
Número de Amostras	24	28	16	24	28	16

E1: etapa 1; E2: etapa 2; E3: etapa 3.

As análises químicas do substrato e dos efluentes dos reatores eram realizadas com frequência semanal e obedeceram às normas preconizadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Durante o período de monitoramento, foram analisados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis (AGV), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻).

Resultados e discussão

Os comportamentos das magnitudes do potencial hidrogeniônico (pH) no substrato e nos efluentes do UASB e do FBP são apresentados na Figura 2. Pode-se constatar que durante a operação do sistema, os valores de pH no substrato oscilaram entre 7 e 8, proporcionando condições favoráveis a um bom desempenho do reator UASB. Na primeira, segunda e terceira etapa do monitoramento, as magnitudes do pH foram de 7.5, 8.0 e 7.2 unidades de pH, respectivamente.

No reator UASB não houve grandes variações nas magnitudes do pH do substrato durante todo o período de monitoramento em todas as etapas, mesmo com o aumento da carga orgânica aplicada ao reator. Observou-se um leve acréscimo nos valores de pH para as três etapas do monitoramento devido a atividade das bactérias metanogênicas, que produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono (CO₂), amônia e bicarbonato. Na terceira etapa, não observou-se variação significativa na magnitude do pH do substrato e nem do efluente do reator UASB, mesmo considerando que nesta etapa, a carga orgânica aplicada ao reator UASB foi 0.5 vezes superior a carga orgânica aplicada na primeira etapa.

No FBP, ocorreu o decréscimo dos valores de pH nas três etapas de monitoramento, porém, maior redução foi constatada na terceira etapa, sendo decrescidas 0.6 unidades de pH. Os valores de pH no efluente do sistema de tratamento para as etapas 1, 2 e 3 foram de 7.5, 7.6 e 6.6 respectivamente.

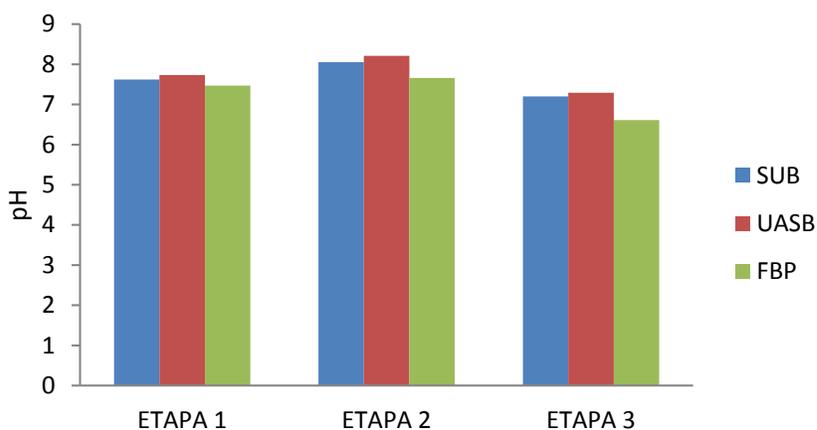


Figura 2. Comportamento dos valores de pH do substrato e dos efluentes do reatores

O comportamento da alcalinidade total no sistema de tratamento é apresentado na Figura 3.

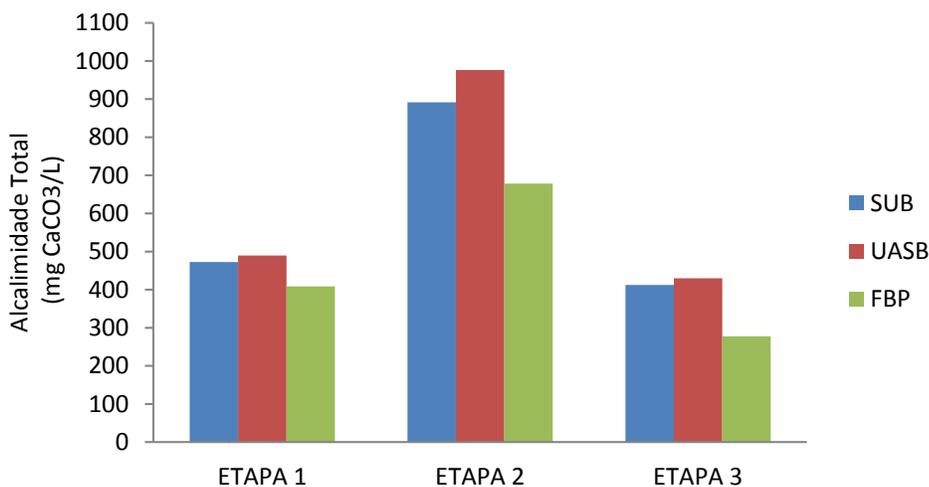


Figura 3. Perfil da concentração de alcalinidade total no sistema de tratamento

A concentração média da alcalinidade total no substrato foi 471 mg CaCO_3/L (etapa 1), 887 mg CaCO_3/L (etapa 2) e 412 mg CaCO_3/L (etapa 3). A carga orgânica volumétrica de 1.0 kg $\text{DBO}_5/\text{m}^3.\text{dia}$, aplicada na primeira etapa do monitoramento não foi suficiente para a geração de alcalinidade total no reator UASB, produzindo apenas 1 mg CaCO_3/L . Na segunda e terceira etapa, observou-se acréscimo de alcalinidade de 97 mg CaCO_3/L e 28 mg CaCO_3/L , respectivamente. Pode-se constatar que a carga orgânica aplicada tem influência direta no incremento de alcalinidade em reatores UASB. Tais incrementos estão relacionados às reações de amonificação e remoção de ácidos graxos voláteis e tem efeito positivo na estabilização do reator anaeróbio, haja vista melhorar o poder de tamponamento do reator, acelerar a remoção de poluentes e mitigar a possibilidade inibição do processo de metanogênese.

No FBP as concentrações de alcalinidade total foram reduzidas nas três etapas, porém, é possível observar considerável diferença entre as eficiências de reduções das mesmas. Na primeira etapa, verificou-se um baixo consumo de alcalinidade, equivalente a 14%. Este baixo consumo indica que o tempo de repouso no FBP foi insuficiente, não possibilitando condições satisfatórias ao processo eficiente de nitrificação. Nas etapas seguintes, comportamentos semelhantes foram observados, apresentando eficiências de remoções de 31% (etapa 2) e 35% (etapa 3), ocorrendo maior nitrificação e estabilização do sistema. Essa redução de alcalinidade total no FBP ocorre devido a sua utilização para a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito, em decorrência da adição de íons H^+ que são liberados durante o processo de nitrificação. Segundo Metcalf e Eddy (2003), para cada 1 mg/L de amônia oxidada, são necessárias 7.14 mg/L de alcalinidade total (como CaCO_3). Os dados experimentais expressam que para cada 1 mg/L de amônia oxidada foram consumidas 8.2 mg CaCO_3/L (etapa 1), 8.0 mg CaCO_3/L (etapa 2) e 4.8 mg CaCO_3/L (etapa 3) de alcalinidade total.

As magnitudes das concentrações dos ácidos graxos voláteis nos substratos e nos efluentes dos reatores nas três diferentes etapas do trabalho poderão ser observadas na Figura 4.

As concentrações médias de ácidos graxos voláteis nos substratos utilizados para alimentação do reator UASB nas três diferentes etapas foram de 111.0, 295.0 e 109.0 mg $\text{H}_{\text{Ac}}/\text{L}$ nas etapas 1, 2 e 3, respectivamente. Os ácidos graxos voláteis diminuíram do afluente para o efluente do sistema de tratamento, evidenciando a assimilação desses pela biomassa metanogênica, e consequente conversão a metano (reator UASB) e realização do processo de nitratação (FBP). Pode-se constatar que a concentração média de AGV no efluente do sistema de tratamento na primeira, segunda e terceira etapa foi de 56 e 52 mg $\text{H}_{\text{Ac}}/\text{L}$ respectivamente, com eficiência média de redução de 49% (etapa 1), 54% (etapa 2) e 53% (etapa 3).

A variação das concentrações de matéria orgânica, expressa na forma de DQO total e DBO_5 durante todo o período de operação do sistema de tratamento encontram-se na Figura 5.

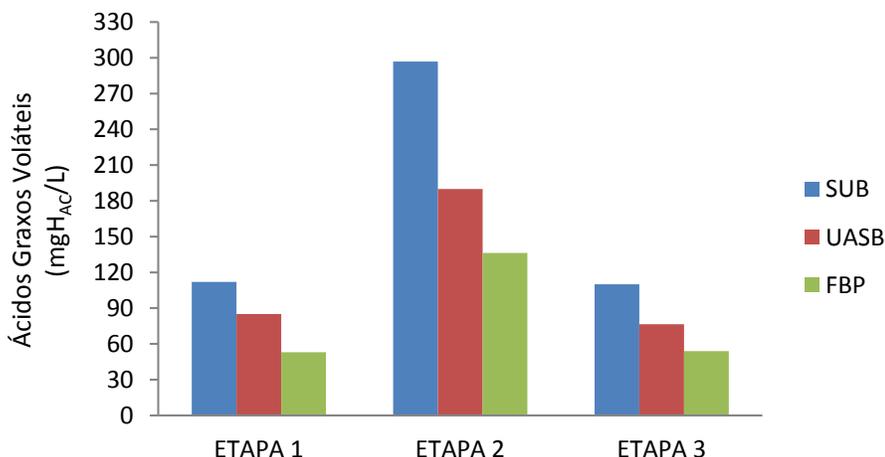


Figura 4. Perfil da concentração de AGV no sistema de tratamento.

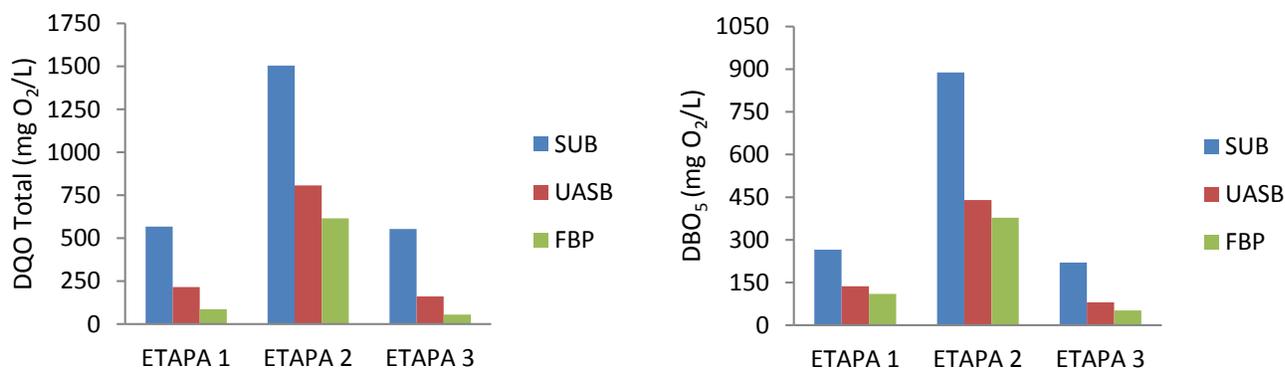


Figura 5. Comportamento da concentração de DQO total e DBO₅ no sistema experimental

As concentrações médias afluente de DQO total nas etapas 1, 2 e 3 foram de 567 mg O₂/L, 1502 mg O₂/L e 552 mg O₂/L. Na etapa 2, observa-se um aumento na concentração da DQO afluente ao sistema de tratamento. Este aumento de DQO está relacionado às características do lixiviado de aterro sanitário utilizado nessa etapa de monitoramento, sabendo-se que o mesmo varia de acordo com a época do ano e a célula do aterro na qual foi coletado. No reator UASB, durante a primeira etapa, a eficiência na remoção de DQO correspondeu a 60%, produzindo efluente com concentração de DQO de 227 mgO₂/L. Na etapa 3, a remoção de DQO aumentou, apresentando eficiência média de 70%. Observa-se que o aumento de 0.5 vezes da carga orgânica aplicada (etapa 1 para etapa 3)

foi suportada bem pelo sistema, possibilitando maiores remoções em menor TDH. As remoções obtidas nas etapas 1 (60%) e 3 (70%) estão de acordo com os valores preconizados na literatura para reatores anaeróbios, onde remoções de até 70% de DQO podem ser alcançadas (Khan *et al.*, 2011). O menor desempenho na remoção de DQO total foi obtido na etapa 2, operando com carga orgânica de 1.2 kgDBO₅/m³. dia, apresentou eficiência média de remoção de 46%. A explicação para este decaimento na eficiência de remoção de DQO no UASB é a constituição do lixiviado, apresentando alta concentração de compostos recalcitrantes.

As eficiências de remoção de DQO total observadas neste trabalho são similares aos obtidos por Ramos (2009) avaliando o desempenho de reator UASB no tratamento da mistura de 10% de lixiviado pós dessorção de amônia e 90% de esgoto doméstico obteve eficiência de 44% na remoção de DQO total, aplicando um tempo de detenção hidráulico de 12 horas e carga orgânica volumétrica de 2.1 kg DQO/m³. dia, e inferiores aos obtidos por Torres *et al.*, (2009) tratando uma combinação de águas residuárias domésticas e lixiviado em uma razão volumétrica de 5% de lixiviado, com tempo de detenção hidráulico de 8 horas e carga orgânica de 2.84 kg DQO/m³.dia, obteve eficiência de 70% na remoção de DQO.

A associação do FBP após reator UASB contribuiu para o aumento na eficiência de remoção de DQO total no sistema de tratamento. As eficiências de remoção de DQO total de 60%, 46% e 70% obtidas no reator UASB aumentaram para 85%, 57% e 89%, para as etapas 1, 2 e 3, respectivamente, no sistema de tratamento UASB+FBP. As concentrações de DQO total no efluente final do sistema de tratamento foram de 86 mg O₂/L (etapa 1), 723 mg O₂/L (etapa 2) e 61 mg O₂/L (etapa 3).

Quanto aos valores de DBO₅, a maior eficiência de remoção no sistema de tratamento foi observada na etapa 3, quando a carga orgânica volumétrica de 1.5 kgDBO₅/m³. dia foi aplicada, obtendo remoções de 76%. Na segunda etapa, comportamento similar ao da DQO total foi observado, havendo decréscimo de 19% na eficiência de remoção. Remoções de 66% foram obtidas na etapa 1, produzindo efluente com concentração de 90 mg O₂/L. Analisando o comportamento apresentado na Figura 5, observa-se que independente da carga orgânica aplicada ao sistema, as maiores remoções de matéria orgânica ocorreram no reator UASB. Tais resultados corroboram com Almeida *et al.*, (2011), os quais afirmam que em sistemas UASB/FBP, o reator UASB é responsável pela maior parcela de remoção de DQO, DBO₅ e SST, tendendo os FBP assumirem a função de polimento.

As magnitudes das concentrações de nitrogênio amoniacal nos substratos e nos efluentes dos reatores nas três diferentes etapas do trabalho poderão ser observadas na Figura 6. A concentração do nitrogênio amoniacal afluente manteve-se na média de 75 mg N-NH₄⁺/L (etapa 1), 60 mg N-NH₄⁺/L (etapa 2) e 61 mg N-NH₄⁺/L (etapa 3), valores tidos como ótimos para reatores UASB segundo Shalini e Joseph (2012). De acordo com os autores, concentrações de amônia variando entre 50 a

200 mg/L são tidas como benéfica para a atividade microbiana em reatores anaeróbios. No reator UASB, nas etapas 1 e 3 as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram pequeno consumo do afluente para o efluente, ocorrendo consumo de 3 e 4 mg N-NH₄⁺/L, respectivamente. Na segunda etapa, o reator UASB apresentou comportamento distinto, havendo aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, em decorrência do processo de amonificação, produzindo efluente com 67 mg N-NH₄⁺/L.

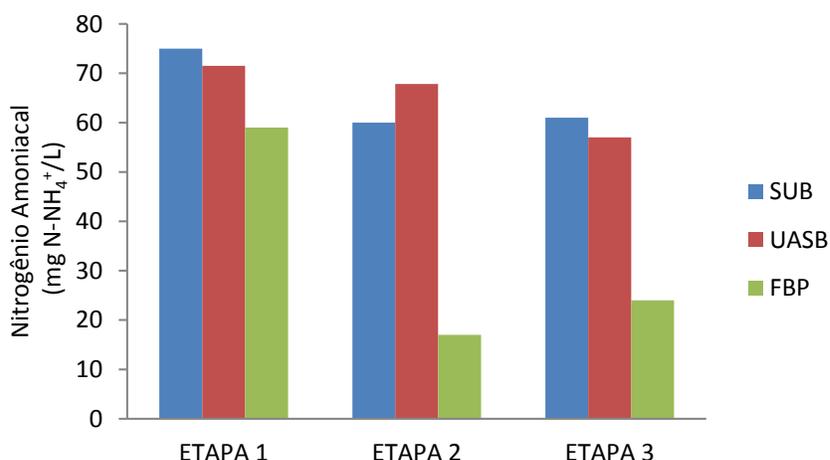


Figura 6. Comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal no sistema de tratamento

No FBP ocorre a conversão do nitrogênio amoniacal, na presença de oxigênio, a nitrito e, posteriormente a nitrato, durante o processo de nitrificação. Na primeira etapa, se trabalhou com uma carga de nitrogênio amoniacal de 0.28 kg/m³dia, com concentração média afluente de 72 mg/L. A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal do sistema foi de apenas 21%, produzindo efluente com concentração de 59 mg N-NH₄⁺/L. Durante a etapa 2 a carga de nitrogênio amoniacal aplicada foi reduzida a 0.20 kg/m³dia, sendo registrada remoção média de 72% e concentração de 17 mg N-NH₄⁺/L no efluente do sistema. Observa-se um aumento na eficiência de remoção (51%), o qual pode ser atribuído ao maior tempo de repouso aplicado ao filtro biológico (1 h e 7.33 h nas etapas 1 e 2, respectivamente) proporcionando um maior fluxo de ar na etapa 2, garantindo nitrificações mais eficientes. Na terceira etapa, se trabalhou com uma carga menor, de 0.17 kg/m³dia, e tempo de repouso de 3 horas. A remoção média observada para esta etapa foi de 61%, com concentração média efluente de 24 mg N-NH₄⁺/L. As condições operacionais da etapa 2 produzem efluente que atende os padrões de lançamento do CONAMA 430/2011, cujo valor máximo permitido é 20 mg N-NH₄⁺/L.

Na Tabela 2 são apresentados os valores médios, máximos e mínimos de nitrito e nitrato nas três diferentes etapas de monitoramento do sistema experimental.

Tabela 2. Valores médios, máximos e mínimos das concentrações de nitrito e nitrato nas três diferentes etapas de monitoramento

Parâmetro		Etapa1	Etapa 2	Etapa 3
Nitrito (mg/L)	Máximo	5.0	3.0	1.2
	Médio	2.5	1.64	0.9
	Mínimo	1.0	1.0	0.4
Nitrato (mg/L)	Máximo	18.0	39.0	38.0
	Médio	10.0	38.0	32.0
	Mínimo	6.0	36.0	24.0

Durante todo o período experimental observou-se baixas concentrações de nitrito e eficientes conversões a nitrato, principalmente nas etapas 2 e 3 produzindo efluentes com concentração média de 10 mg N-NO₃⁻/L, 38 mg N-NO₃⁻/L e 32 mg N-NO₃⁻/L (etapas 1, 2 e 3). As velocidades de conversão de nitrogênio amoniacal para nitrato (k), quantificada pela equação de primeira ordem e por ciclo operacional, foram respectivamente de 0.6, 4.2 e 5.1 dia⁻¹. Nas etapas 2 e 3 as baixas concentrações de nitrito e a conversão do mesmo a nitrato indicam que o período de repouso no FBP foi provavelmente suficiente para garantir a alimentação de oxigênio necessário para a atividade das bactérias responsáveis pela nitratação.

Suassuna (2004) operou filtros percoladores como unidades independentes e aeradas (vazão média de ar de 2.0L/min) que receberam efluente de um reator anaeróbio compartimentado. As concentrações de nitrato no esgoto afluente variaram em torno de 2.0 mgNO₃⁻/L e nos efluentes dos filtros percoladores variaram em torno de 30.0 mgNO₃⁻/L, o que mostra claramente a ocorrência do processo de nitrificação nos filtros.

Conclusões

Analisando os dados deste trabalho, pode-se constatar a viabilidade de se empregar um sistema de tratamento constituído de reator UASB seguido de FBP no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário mais esgoto doméstico. O sistema UASB/FBP propiciou maiores remoções de matéria orgânica com carga orgânica volumétrica de 1.5 kgDBO₅/m³dia e TDH de 5 horas. Com relação à remoção de material nitrogenado, as maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e conseqüentemente conversão a nitrato, foram alcançadas na segunda etapa do monitoramento, operando com carga de 0.2 kg N-NH₄⁺/m³dia, produzindo efluente que atende aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente.

Referências bibliográficas

- Almeida, P.G.S., Oliveira, S.C., Chernicharo, C.A.L. (2011) Operação de filtros biológicos percoladores pós-reactores UASB sem a etapa de decantação secundária, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **16**(3), 271-280.
- Apha, American Public Health Association Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (2012) 19. WASHINGTON: APHA, AWWA, WPCF, 2012.
- CONAMA, (2011) Resolução nº 430/ 2011 do CONAMA. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente–CONAMA. Brasília-DF: CONAMA, 13 de maio de 2011.
- Brito, G.C.B., Amaral, M.C.S., Lange, L.C., Pereira, R.C.A., Santos, V.L., Machado, M. (2012) Treatment of landfill leachate in membranes biorreactor with yeast (*Saccharomyces cerevisiae*), *Procedia Engineering*, **44**, 934-938.
- Campos, J.C., Machado, B.S., Blonski, M. E.D., Bila, D.M., Ferreira, J.A. (2013) Evaluation of coagulation/flocculation process in the landfill leachate treatment at the municipal wastewater treatment plant, *Rev. Ambient. Água*, **8**(3), 43-53.
- Couto, M.C.L., Braga, F.S., Lange, L.C. (2013) Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte, *Engenharia Sanit. Ambient*, **18**(3), 223-234.
- Felici, E.M., Kuroda, E.K., Yamashita, F., Sivla, S.M.C.P. (2013) Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química – flocculação – sedimentação, *Rev Eng Sanit Ambient*, **8**(2), 177-184.
- Khan, A.A., Gaur, R.Z., Tyagi, V.K., Khurshed, A., Lew, B., Mehrotra, I., Kazmi, A.A. (2011) Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review, *Resources, Conservation and Recycling*, **55**, 1232– 1251.
- Kwarciak, A., Bohdziewicz, J. (2008) The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment, *Desalination*, **222**, 128-134.
- Metcalf e Eddy. Inc. (2003) *Wastewater Engineering treatment disposal and reuse*. 4 ed., New York, McGraw – Hill Book, 1815p.
- Pedroso, K., Tavares, C.R.G., Janeiro, V., Silva, T.L., Dias, P.Z. (2012) Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de coagulação/flocculação com Tanfloc SG, *Revista de Engenharia e Tecnologia*, **4**(2), 87.
- Ramos, P.C.A. (2009) *Tratamento conjugado do lixiviado com esgotos em reator UASB*. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, **150**, 468–493.
- Shalini, S., Joseph, K. (2012) Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON–ANAMMOX process, *Waste Management*, **32**, 2385–2400.
- Suassuna, R.C.A. (2004) Utilização de serragem de couro do tipo wet blue como meio suporte de filtros percoladores para pós-tratamento de esgoto sanitário tratado em reator anaeróbio compartimentado. 2004. 175f. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de São Carlos – São Carlos –SP.
- Torres, P., Rodriguez, J.A., Barba, L.E.; Marmolejo, L.F., Pizarro, C.A. (2009) Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors, *Water Science and Technology*, **60**(2), 491-495.
- Yao, P. (2013) Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, In Press. [doi:10.1016/j.arabjc.2013.09.031](https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031)