



STRIPPING DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO

Danuza Costa Campos^{1*}, Valderi Duarte Leite², Wilton Silva Lopes², Patrícia Carvalho de Aquino Ramos¹

¹Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, Brasil.

²Departamento de Química – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba, Brasil.

*e-mail: danuzacampos@hotmail.com

Recebido em 07 de julho de 2010.

Aceito em 20 de agosto de 2010.

RESUMO

O lixiviado é um líquido altamente poluidor, haja vista, possuir altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Tratar lixiviado é uma tarefa muito difícil devido a sua composição ser muito complexa. Um tratamento que vem sendo desenvolvido é o stripping de amônia, onde a amônia vai ser removida do lixiviado por transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa. Com isso, o presente trabalho tem como objetivo estudar o processo de stripping de amônia em líquidos lixiviados, utilizando reatores em série de fluxo pistonado. Para a realização da parte experimental foram construídos quatro reatores em série de fluxo pistonados, com altura média de 50 centímetros, sem alimentação forçada de ar e sem correção do pH do lixiviado. O lixiviado utilizado foi proveniente do aterro metropolitano da cidade de João Pessoa (PB), onde foi coletado e transportado até as dependências físicas do laboratório da EXTRABES e feito a caracterização físico-química. O monitoramento do sistema experimental constou de quatro fases distintas, com cargas superficiais aplicadas de 450, 500, 600 e 700 kg NH₄⁺ ha⁻¹ dia⁻¹, tempo de detenção hidráulica igual a 65, 60, 50 e 38 dias, e obteve-se uma eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 96,1%, 99,7%, 99,5% e 98,5%, respectivamente. Constatou-se que a eficiência de remoção de NH₃ foi satisfatória em todas as fases, porém, o estudo cinético mostrou que quanto maior a carga superficial aplicada aos reatores, maior foi a constante cinética de remoção de NH₃ no processo de stripping. Assim, pode-se concluir que o processo de stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário poderá ser realizado em reatores de fluxo pistonado, com profundidade média de 50 centímetros, haja vista propiciar elevada eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, com baixo custo de operação.

Palavras-chave: aterro sanitário; lixiviado; stripping de amônia; reatores de fluxo pistonado.

1 INTRODUÇÃO

A problemática dos resíduos sólidos tomou dimensões preocupantes a partir do momento em que as atividades humanas começaram a produzir resíduos em quantidades que ultrapassaram a capacidade de assimilação do meio ambiente. A disposição desses resíduos em locais inapropriados pode causar vários danos ao meio ambiente, precisando ser coletados e tratados de maneira correta.

Uma técnica segura para a disposição desses resíduos é o aterro sanitário, pois, quando bem projetado e operado, minimiza os impactos causados pelos subprodutos da decomposição dos resíduos. O lixiviado e o biogás são os principais subprodutos da decomposição dos resíduos e quando o aterro é bem projetado, há coleta desses subprodutos para posteriormente serem encaminhados para o tratamento adequado.

O lixiviado é gerado pelas diversas frações de água presente nos resíduos aterrados, mais águas superficiais que normalmente infiltram nas células dos aterros. Quando o

lixiviado é disposto de forma inadequada, gera vários impactos ao meio ambiente devido ao seu alto poder poluidor, sendo necessário tratar antes de ser lançado em corpos receptores.

Não é tarefa fácil tratar lixiviado, haja vista o mesmo apresentar variações acentuadas de valores de pH, nitrogênio amoniacal, metais pesados e demais outros parâmetros que contribuem negativamente para o processo de tratamento biológico. O lixiviado gerado pelos aterros sanitários instalados nas principais cidades brasileiras, ainda não são tratados de maneira sanitariamente correta e ambientalmente sustentável, tornando-se um dos grandes problemas de saneamento básico.

No geral, os líquidos lixiviados gerados nos aterros sanitários das principais cidades brasileiras, são tratados em sua grande maioria em lagoas de estabilização, digestores anaeróbios, tanques sépticos, filtro biológico e recirculação na própria célula. Frente às características biológicas do lixiviado, as unidades de tratamento adotadas, não têm produzido efluente que atenda as normas de lançamento, estabelecida pelo CONAMA na resolução de nº. 357/2005, que é de 20mg L⁻¹ [1].

1.1 Lixiviado

A ABNT [2] define percolado, como líquido que passou através de um meio poroso; e chorume, como o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada demanda bioquímica de oxigênio. Esta mesma norma define lixiviação como o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos.

Neste trabalho preferiu-se utilizar a denominação “lixiviado” de aterro sanitário ao invés de percolado ou chorume, por acreditar que esta denominação define melhor este líquido, além de padronizar com as definições internacionais, uma vez que em Portugal e nos países de língua espanhola também se utiliza o termo lixiviado, em francês utiliza-se o termo lixiviat, em inglês o termo é leachate.

A formação de lixiviados é função da precipitação, disponibilidade de água no local, características dos resíduos depositados e método de impermeabilização do aterro. De acordo com El-Fadel et al. [3], os fatores que influenciam no processo de formação de lixiviados podem ser divididos naqueles que contribuem diretamente no teor de umidade do aterro (drenagem superficial, chuva, águas subterrâneas, conteúdos de umidade inicial, recirculação e a decomposição dos resíduos) e aqueles que afetam a distribuição da umidade dos resíduos aterrados (compactação, permeabilidade, granulometria, vegetação, camada de cobertura, impermeabilização, entre outros). Dentre as fontes que contribuem para a formação do lixiviado, a água da chuva, que percola através da camada de cobertura é, sem dúvida, a mais relevante [4].

O lixiviado é considerado tóxico devido à presença de compostos recalcitrantes, metais pesados, elevadas concentrações de amônia e alcalinidade. Entretanto, a toxicidade do lixiviado não pode ser associada a uma substância isoladamente e nem a soma de todas as substâncias presentes, mas sim ao efeito sinérgico entre diferentes substâncias existentes no lixiviado [5].

Os parâmetros físico-químicos e biológicos mais freqüentes utilizados para determinar a composição do lixiviado são pH, DQO, DBO₅, COT, NTK, nitrogênio amoniacal, alcalinidade, série de sólidos, ácidos orgânicos voláteis, metais pesados e toxicidade [6]. Tais parâmetros são essenciais para controlar a descarga do lixiviado tratado nos corpos hídricos receptores.

A variação da composição química do lixiviado depende, dentre outros fatores apresentados, principalmente da idade do aterro. Segundo Lins [7] a composição do lixiviado varia com o transcorrer dos anos, de acordo com as fases da vida do aterro, nas quais compostos químicos podem surgir ou desaparecer. As transformações ocorridas durante a degradação da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos são do tipo biológico e podem realizar-se aerobiamente ou anaerobiamente, segundo a disponibilidade de oxigênio.

A elevada concentração de nitrogênio amoniacal é um dos fatores que mais preocupa nas características de lixiviados de aterro sanitário, sendo um importante traçador da contaminação do lixiviado nos corpos hídricos [8]. Com isso a preocupação de tratar o lixiviado para diminuir os impactos causados pela alta concentração de nitrogênio amoniacal.

1.2 A Química do Nitrogênio

A química do nitrogênio é muito complexa devido aos diversos estados de oxidação que o nitrogênio pode assumir na natureza e pelo fato de que essas mudanças podem ser produzidas por microrganismos. Para complicar a situação, os estados de oxidação do nitrogênio podem ser modificados positivamente ou negativamente por bactérias dependendo das condições ambientais que prevalecem, sejam elas, anaeróbias, aeróbias ou anóxicas [9].

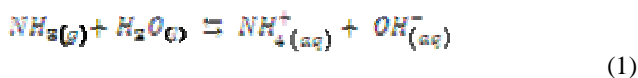
As formas mais comuns e importantes de nitrogênio em águas residuárias são: amônia (NH₃), íon amônio (NH₄⁺), gás nitrogênio (N₂), íon nitrito (NO₂⁻) e íon nitrato (NO₃⁻); e seus correspondentes estados de oxidação no meio ambiente são: -3, -4, 0, +3 e +4, respectivamente [9].

Em lixiviados de aterros sanitários, na grande maioria dos casos, a forma predominante de nitrogênio é a do nitrogênio amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre. O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro em meio anaeróbio quando a amônia formada pela decomposição da matéria orgânica é neutralizada pelo ácido carbônico formado pela reação entre a unidade do resíduo e o dióxido de carbono também resultante da decomposição da matéria orgânica [10].

O nitrogênio amoniacal é um dos grandes problemas relacionados ao tratamento de efluentes, pois ele contribui diretamente para a poluição dos corpos hídricos. Resultante de processos bioquímicos ele pode ser encontrado na forma de nitrogênio orgânico, gás amônia (NH₃) e como íon amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). A forma orgânica consiste de uma complexa mistura de compostos incluindo aminoácidos, aminoácúcares e proteínas, que podem ser solúveis ou particulados [11].

Dentro do aterro, quase todo nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal e essa amônia é oriunda da degradação da matéria orgânica. A amônia é uma molécula polar, devido ao arranjo assimétrico dos seus átomos, na forma de uma pirâmide trigonal. Isto provoca um acúmulo de carga elétrica junto ao átomo de nitrogênio, o que torna negativa esta extremidade da molécula. Seu caráter polar é a razão para sua grande solubilidade em água. Dissolvida na água, a amônia pode se ionizar, recebendo um íon hidrogênio e se convertendo no íon amônia (NH₄⁺). Por ter carga, o íon amônio contribui para a condutividade do meio onde se encontra.

A amônia, em fase aquosa, encontra-se em equilíbrio de duas formas, que são a iônica (NH₄⁺) e a molecular gasosa (NH₃). A equação de equilíbrio pode ser descrita da seguinte forma:



Para a Equação 1 o valor da constante de dissociação (K_b) a 25°C é igual a $1,8 \times 10^{-5}$ [12]. Essa constante de dissociação pode ser descrita pela Equação 2:

$$k_b = \frac{[\text{NH}_4^+] \times [\text{OH}^-]}{[\text{NH}_3]} \quad (2)$$

Onde:

- k_b : constante de dissociação de basicidade
- $[\text{NH}_4^+]$: concentração do íon amônio
- $[\text{OH}^-]$: concentração do íon hidroxila
- $[\text{NH}_3]$: concentração do gás amônia

Rearranjando a Equação 2 é possível obter a fração de cada componente, as equações de cada componente é representada por:

$$\alpha_{\text{NH}_4^+} = \frac{k_b \times \text{H}^+}{k_b \times \text{H}^+ + k_w} \quad (3)$$

e

$$\alpha_{\text{NH}_3} = \frac{k_w}{k_b \times \text{H}^+ + k_w} \quad (4)$$

Onde:

- $\alpha_{\text{NH}_4^+}$: fração do íon amônio
- α_{NH_3} : fração do gás amônia
- k_b : constante de dissociação de basicidade
- H^+ : concentração do íon hidrogênio
- k_w : constante de dissociação da água

Baseado nas Equações 3 e 4 é possível obter o Gráfico da Figura 1 com a distribuição das espécies em função do pH.

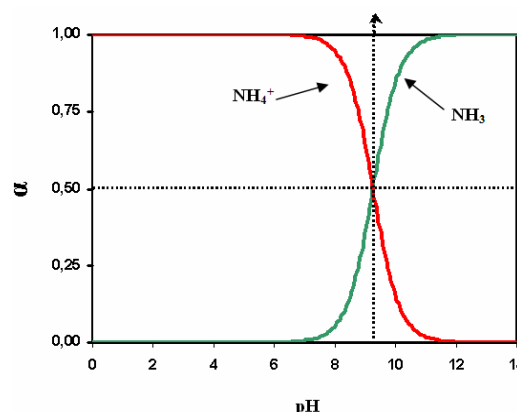


Figura 1 Distribuição da amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) em função do pH. Gráfico construído a partir das equações de equilíbrio da amônia, a temperatura de 25°C.

A amônia livre é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . No pH em torno da neutralidade (7), praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de NH_4^+ , enquanto que no pH em torno de 9,2, cerca de 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH superior a 11, praticamente todo o nitrogênio amoniacal está na forma livre.

A amônia é aproximadamente cem vezes mais tóxica nas espécies aquáticas que a forma ionizada, mesmo em baixas concentrações. Essa maior toxicidade certamente se deve a difusão da amônia pela membrana epitelial das espécies aquáticas, dificultando, por exemplo, mecanismos naturais de eliminação dessa substância desses organismos [13].

A variabilidade das características recalcitrantes do lixiviado de um aterro sanitário, cujas concentrações de amônia dissolvidas freqüentemente encontram-se elevadas (na ordem de 2000mg/L), exige que tecnologias de remoção deste poluente tóxico sejam desenvolvidas e/ou otimizadas, visando minimizar os impactos causados à biota e aos corpos hídricos receptores [14].

Devido ao seu baixo peso molecular, o nitrogênio amoniacal, na forma de amônia, pode ser removido por uma variedade de métodos, incluindo físicos, químicos e biológicos. A remoção deste contaminante é eficiente através de processos físicos, tais como stripping ou volatilização (exceto pelo processo de separação por membranas), quando por processos biológicos de nitrificação-desnitrificação [15].

1.3 Stripping de Amônia

Os termos em inglês *air stripping* ou *ammonia stripping*, quando traduzidos para o português correspondem à remoção de amônia, por arraste com ar, aeração mecânica ou volatilização desse poluente. De modo geral, o termo stripping é

muito difundido na comunidade científica, sendo este o mais utilizado para se referir ao método.

O stripping consiste em um processo físico de transferência de massa de um poluente da fase líquida para a fase gasosa, através da injeção de ar no líquido por meio de difusores ou outros mecanismos de aeração, após estar estabelecida a condição de pH adequado. A introdução mecânica de ar no meio líquido, pela ação da circulação dessa massa de ar, favorece a expulsão ou o arraste do NH_3 , normalmente para a atmosfera. Os fatores responsáveis pela eficiência de remoção dos compostos orgânicos voláteis envolvem a área de contato (gás-líquido), a solubilidade do contaminante na fase aquosa, a difusividade do contaminante no ar e na água e a temperatura ambiente de operação [16].

O stripping atualmente é o método mais usado para eliminar altas concentrações de nitrogênio amoniacal, tanto no tratamento de esgotos quanto no tratamento de lixiviado de aterros. O desempenho desse método pode ser avaliado em termos de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal [6]. Neste método, além do nitrogênio amoniacal, medido na forma de amônia, é possível remover outros gases e compostos orgânicos voláteis. Dentre os gases que podem ser removidos por arraste, merecem destaque alguns que sofrem ionização em meio aquoso: amônia (NH_3), gás carbônico (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S). Somente a forma não ionizada pode ser removida por arraste, pois é gasosa e pode ser volatilizada [11]. As formas ionizadas desses compostos são totalmente solúveis e não podem ser removidas por arraste.

No caso da amônia o processo recebe o nome de “arraste de amônia com ar” (air stripping of ammonia), podendo ser chamado resumidamente de “arraste de amônia”. A forma em inglês “ammonia stripping” é incorreta, pois literalmente significa que a amônia está sendo usada como gás de arraste. Se esse fosse o caso, estar-se-ia aumentando a concentração de amônia na fase líquida.

A dissolução da amônia livre em líquidos depende da pressão parcial do gás amoníaco na atmosfera adjacente. Se essa pressão parcial for reduzida, a amônia tenderá a sair da água. Então, é possível remover amônia colocando gotículas do efluente em questão em contato com ar livre de amônia. Nessas condições a amônia sairá da fase líquida numa tentativa de restabelecer o equilíbrio. Caso o gás de arraste escoc continuamente, em tese chegará um momento em que todo o composto indesejado será removido da fase líquida [17].

A transferência de massa da fase líquida para a fase gasosa recebe o nome técnico de dessorção, embora o termo mais utilizado na engenharia sanitária e ambiental seja mesmo arraste (stripping) [11].

Deste modo, o presente trabalho tem como objetivo estudar o processo de stripping de amônia em líquidos lixiviados de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonados, com altura média de 50 centímetros, sem alimentação forçada de ar, sem

correção do pH, levando-se em consideração a carga superficial aplicada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário – EXTRABES da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, no estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

Para a realização do trabalho experimental foram construídos quatro reatores em série de fluxo pistonados, os quais foram alimentados com lixiviado bruto, sem correção do pH e sem alimentação forçada de ar.

Os reatores foram construídos de alvenaria e interligados com canos de PVC para a passagem do lixiviado de um reator para o outro. Para alimentação dos reatores foi utilizada uma bomba peristáltica, de motor trifásico, e a vazão do lixiviado era constante.

Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros físicos aplicados aos reatores.

Tabela 2 Parâmetros físicos aplicados aos reatores de fluxo pistonado

Reatores	Comprimento (m)	Largura (m)	Altura (m)	V (m^3)	d
R1	5	1	0,60	3	0,18
R2	5	1	0,55	2,75	0,18
R3	5	1	0,50	2,5	0,18
R4	5	1	0,45	2,25	0,18

d: número de dispersão

O número de dispersão indica se o reator é de fluxo pistonado ou de mistura completa. Quanto menor for o número de dispersão, pode-se dizer que o fluxo é pistão. Esse número de dispersão foi calculado pela fórmula de Yanez descrita em Von Sperling [18]:

$$d = \frac{L/B}{-0.261 + 0.254 (L/B) + 1.014 (L/B)^2} \quad (5)$$

onde:

L: comprimento do reator (m);
 B: largura do reator (m)

Na Figura 2 apresenta-se o esquema dos reatores em série de fluxo pistonados.

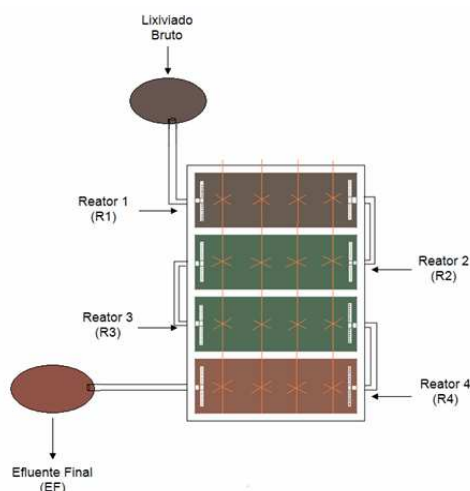


Figura 2 Esquema dos reatores de fluxo pistonado

Nos reatores foi instalado um sistema de agitação no sentido transversal de cada reator, constituído por 4 unidades de agitação onde as haletas das unidades de agitação eram em número de 4 com comprimento médio de 28 centímetros e largura de 2 centímetros cada.

Na Figura 3 apresenta-se uma visão geral dos reatores de fluxo pistonado.



Figura 3 Reatores de fluxo pistonado

2.1 Lixiviado

O lixiviado utilizado neste trabalho foi proveniente do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa-PB, localizado no Engenho Mussuré no Distrito Industrial, a 5 km da BR-101, onde recebe o resíduo do Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Região Metropolitana, constituído pelas cidades de Santa Rita, Bayeux, Cabedelo, Lucena, Conde, Cruz do Espírito Santo e João Pessoa.

Esse lixiviado foi coletado e transportado até as dependências da Estação de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário – EXTRABES, por meios de carros tanque, onde foi realizada a caracterização física e química, e em seguida armazenado para posteriormente alimentação dos reatores.

2.2 Monitoramento do Sistema Experimental

O monitoramento do sistema experimental foi realizado em quatro fases distintas, onde os reatores receberam cargas superficiais aplicadas de 450, 500, 600 e 700 kg NH₄⁺ ha⁻¹ dia⁻¹.

A carga superficial aplicada aos reatores foi calculada em função da concentração do lixiviado utilizado e a área dos reatores, onde a vazão era ajustada na bomba que alimentava os reatores. À medida que o lixiviado circulava nos reatores, a concentração de nitrogênio amoniacal decaía, assim como a carga superficial também.

A mudança da carga superficial aplicada aos reatores foi feita sem o descarregamento dos reatores, sendo ajustadas apenas as vazões para o aumento da carga.

Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros operacionais aplicados aos reatores nas quatro fases.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Tabela 4 apresenta-se os dados advindos da caracterização do lixiviado coletado no aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa utilizado para a alimentação do sistema experimental.

Tabela 3 Parâmetros operacionais aplicados ao monitoramento dos reatores nas quatro fases

Reator	Fase 1		Fase 2		Fase 3		Fase 4	
	CSA*	TDH**	CSA*	TDH**	CSA*	TDH**	CSA*	TDH**
R1	450	18,4	500	17,2	600	14,3	700	10,9
R2	267	16,9	37	15,7	96	13,1	171	10,0
R3	100	15,5	4	14,3	9	12,1	35	9,0
R4	28	14,1	2	12,8	2,4	10,5	13	8,0

Unidades: *Carga Superficial Aplicada (kg NH₄⁺ ha⁻¹ dia⁻¹);

**Tempo de Detenção Hidráulica (dias).

Tabela 4 Dados da caracterização química do lixiviado do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa.

Parâmetros	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
pH	8,4	8,6	8,2	8,3
AT (mg L ⁻¹ CaCO ₃)	10092	8200	6240	10000
AGV (mg L ⁻¹ HAc)	2264	408	446	1944
N-amoniaco(mg L ⁻¹)	1025	1807	1768	2023
DQO total (mg L ⁻¹)	9248	13726	10184	14167
DQO filtrada(mg L ⁻¹)	5545	2760	6228	4465
ST (mg L ⁻¹)	13196	14786	11752	13104
STV (mg L ⁻¹)	5002	3280	2564	4052
STF (mg L ⁻¹)	8194	11506	8178	9052
SST (mg L ⁻¹)	296	121	221	342
SSF (mg L ⁻¹)	50	8	62	62
SSV (mg L ⁻¹)	246	113	146	280

De acordo com estudos realizados por Souto e Povinelli [19] pode-se observar que a caracterização realizada no lixiviado utilizado na pesquisa está dentro da faixa mais provável dos lixiviados de aterros sanitários brasileiros, com exceção de alguns parâmetros que apresentam uma pequena variação da faixa mais provável, como a alcalinidade total, os sólidos totais fixos e os sólidos suspensos voláteis. Essa variação pode ser atribuída à mudança das condições do aterro de onde foi coletado o lixiviado e a composição do resíduo aterrado.

Na Figura 4 pode-se observar os valores das concentrações de nitrogênio amoniaco nas quatro fases monitoradas.

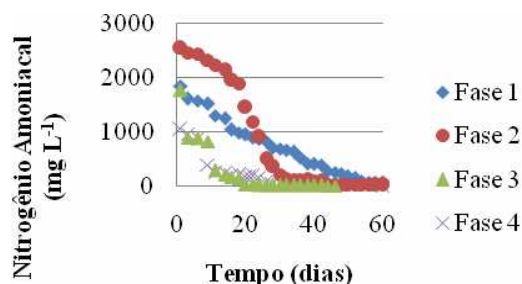


Figura 4 Comportamento da concentração do nitrogênio amoniaco

O principal problema do lixiviado é a elevada concentração de nitrogênio amoniaco, a qual afeta a fauna e a flora dos corpos receptores d'água, além de inibir o metabolismo de microrganismos em processos biológicos. Pode-se observar na Figura 4 que as concentrações de nitrogênio amoniaco inicial em todas as fases foram altas, principalmente na fase 2 com mais de 2500mg L⁻¹ e após o período de monitoração todas as fases apresentaram redução significativa.

Na Figura 5 pode-se observar as eficiências de remoção de nitrogênio amoniaco em cada fase.

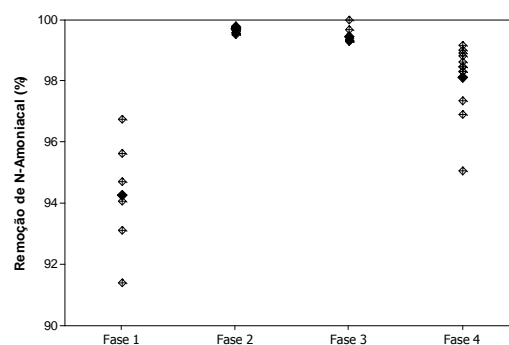


Figura 5 Variação das eficiências de remoção de nitrogênio amoniaco em cada fase.

As eficiências de remoção de nitrogênio amoniaco mostraram-se significativas em todas as fases, independente da carga superficial aplicada. Nas fases 1, 2, 3 e 4 as variações das eficiências de remoção foram de 91,4 a 96,7%; 99,5 a 99,8%; 99,2 a 100%; 95,0 a 99,2%, respectivamente.

Para verificar as diferenças das eficiências de remoção do nitrogênio amoniaco entre as fases analisadas, foi feita uma análise de variância ANOVA (fator único), onde foi encontrado um p-valor de $3,18 \times 10^{-16}$. Como o p-valor foi menor que o nível de significância ($\alpha = 0,05$), pode-se dizer que as fases apresentaram diferenças significativas, tornando-se necessário aplicar o método GT2, ilustrado na Figura 6, para demonstrar onde ocorreram as diferenças significativas.

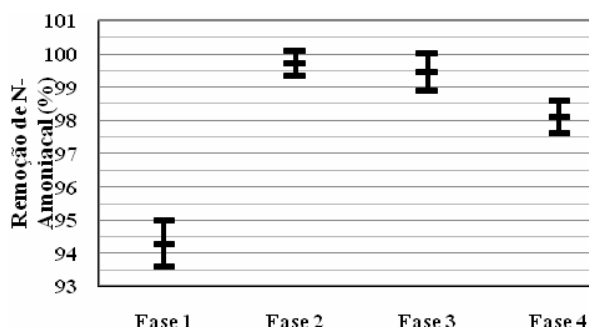


Figura 6 Representação GT2 da remoção do N-amoniacoal entre as fases

O GT2 é um método estatístico comparativo das médias, e podemos verificar na Figura 6 que as fases 1 e 4 apresentaram diferenças significativas da eficiência de remoção do nitrogênio amoniacoal em relação as demais fases. No entanto, não ocorreu diferença significativa entre as fases 2 e 3, onde foram observadas as maiores eficiências de remoção.

Baseado nos valores das concentrações de nitrogênio amoniacoal apresentados na Figura 4 e no modelo cinético de 1ª ordem foram determinados modelos para se obter a constante cinética de remoção de nitrogênio amoniacoal para cada fase, representadas na Tabela 7.

Tabela 7 Modelo cinético, ajuste da curva e constante cinética de remoção do NH₃ (k)

Fase	Modelo	R ²	k (dia ⁻¹)
1	$[NH_3] = 1646 \times e^{-0,03 \times t}$	0,970	0,05
2	$[NH_3] = 1097 \times e^{-0,10 \times t}$	0,923	0,10
3	$[NH_3] = 714,6 \times e^{-0,11 \times t}$	0,939	0,11
4	$[NH_3] = 578,3 \times e^{-0,11 \times t}$	0,978	0,11

Como pode ser observado na Tabela 7, a maior constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacoal foi obtida nas fases 3 e 4, àquelas que tinham maior carga superficial aplicada; e a menor constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacoal foi obtida na fase 1, cuja carga superficial aplicada foi menor. O melhor ajuste da curva obtido no cálculo dessa cinética foi na fase 4, com 97,8%.

À medida que a carga superficial aplicada foi elevada, a constante cinética de remoção do nitrogênio amoniacoal também foi elevando-se, confirmando que existe relação entre a remoção de amônia e a carga superficial aplicada.

Na Figura 7 observa-se o comportamento dos valores de pH durante o monitoramento do sistema experimental.

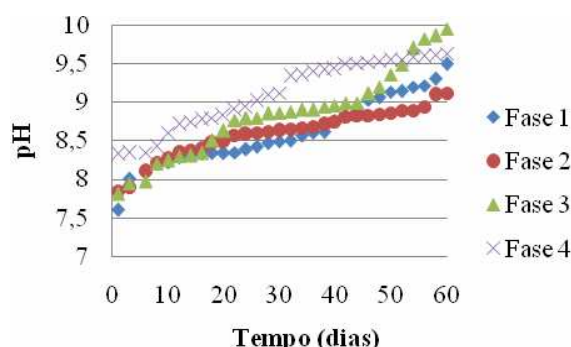


Figura 7 Comportamento do pH

Observa-se na Figura 7 que os valores de pH foi crescente durante todo o período de monitoramento, o que pode ter sido ocasionado pelo processo fotossintético que acontece durante o dia, o qual consome o gás carbônico (CO₂) em maior quantidade que a respiração das bactérias e das próprias algas, assim o íon bicarbonato (HCO₃⁻) se converte em hidroxila (OH⁻), tornando o pH alcalino, favorecendo o processo de stripping de amônia. Mas Ozturk et al. [20] avaliando o processo de stripping, observaram esse comportamento do pH apenas nas primeiras horas, e a partir de um determinado período de tempo houve um decaimento.

Com a elevação dos valores de pH, o íon amônio presente no lixiviado passou para a forma de amônia livre, a qual foi volatilizada e ocorreu a redução da concentração de nitrogênio amoniacoal, conforme visualizada na Figura 4.

Na Figura 8 apresenta-se o comportamento da concentração de ácidos graxos voláteis durante as fases de monitoramento.

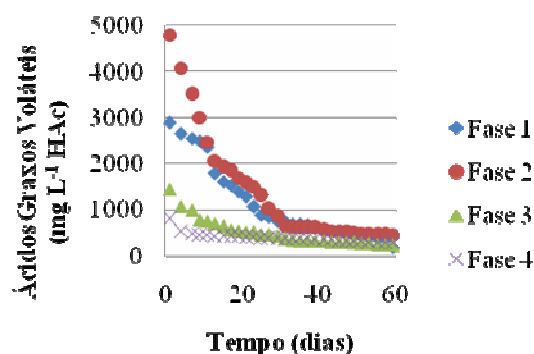


Figura 8 Comportamento da concentração dos ácidos graxos voláteis.

O comportamento da concentração dos ácidos graxos voláteis apresentou redução considerável em todas as fases, essa redução pode ter sido ocasionada pela volatilização de alguns ácidos orgânicos que sofreram processo de dessorção juntamente com o nitrogênio amoniacoal.

Na Figura 9 apresenta-se o comportamento da concentração dos sólidos suspensos voláteis durante as fases de monitoramento.

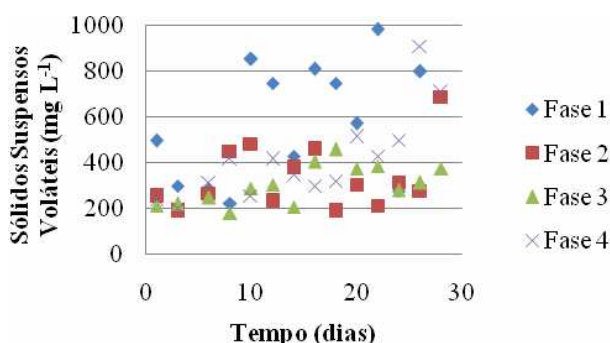


Figura 9 Comportamento da concentração dos sólidos suspensos voláteis

Pode-se observar que as concentrações de sólidos suspensos voláteis apresentaram oscilações em todas as fases do monitoramento, não seguindo uma tendência como os outros parâmetros. Essa oscilação pode ser explicada pela geração de algas, além do acúmulo de resíduos.

A geração de algas foi observada em todos os reatores, principalmente nos reatores 2 e 3 de todas as fases, o que propiciou um acréscimo de 36% na concentração de sólidos suspensos voláteis no efluente final.

4 CONCLUSÕES

Analisando-se os dados deste trabalho de pesquisa, pode-se concluir que:

A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi superior a 90% em todas as fases, porém, o estudo cinético mostrou que quanto maior a carga aplicada, maior foi a constante cinética de remoção de NH_3 no processo de stripping;

Os valores de pH foram inversamente proporcionais aos valores de nitrogênio amoniacal durante todo o período de monitoramento, o que pode ter sido ocasionado pelo processo fotossintético que acontece durante o dia, favorecendo o processo de stripping de amônia;

O processo de stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário poderá ser realizado em reatores de fluxo pistonado, com profundidade média de 50 centímetros, haja vista propiciar elevada eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, com baixo custo de operação;

A amônia quando removida do lixiviado é lançada na atmosfera, sendo necessária a captação desse gás para posteriormente ser tratado para não agredir ao meio ambiente, pois a amônia gasosa é prejudicial a camada de ozônio.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FINEP e CNPq o suporte financeiro concedido em termos de rubricas de custeio e capital e bolsas de IC, AT e DTI.

THE STRIPPING OF AMMONIA FROM LANDFILL LEACHATE IN PLUG FLOW REACTORS

ABSTRACT: The leachate is a highly liquid polluting, considering, besides high concentrations of ammonia nitrogen. Treating leachate is a very difficult task once its composition is very complex. A kind of treatment that is being developed is the stripping of ammonia where this chemical will be removed from the leachate by mass transfer of the liquid phase to gas. Therefore, this paper addressed to study the ammonia stripping process in leachates liquids using plug-flow reactors in series. In order to accomplish the experimental part four plugflow reactors in series were build, with an average height of 50 centimeters, without forced air supplier and without leachate pH adjustment. The leachate sample used was from the metropolitan landfill of Joao Pessoa city, which was collected and transported to the EXTRABES laboratory and made the physicochemical characterization. The experimental monitoring system consisted of four distinct phases, with applied superficial loads of 450, 500, 600 and 700 $\text{kg NH}_4^+ \text{ha}^{-1} \text{day}^{-1}$, hydraulic detention time equal to 65, 60, 50 and 38 days, and it was obtained an average efficiency of ammonia nitrogen removal around 96.1%, 99.7%, 99.5% and 98.5% respectively. It was found that the removal efficiency of NH_3 was satisfactory in all phases, however, the kinetic study showed that the higher the surface charge applied to the reactors, the higher the rate constant for removal of NH_3 stripping process. Thus we can conclude that the process of stripping ammonia from landfill leachate may be done in plug-flow reactors in series, with an average depth of 50 cm, due to provide high removal efficiency of ammonia nitrogen, with low operating costs .

KEYWORDS: landfill, leachate, ammonia stripping, plug-flow reactors in series

REFERÊNCIAS

- [1] CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mms.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em 18 de julho de 2008.
- [2] ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-8419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro. 1992
- [3] EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Waste Management, v.22. 269 – 282. 2002.

- [4] ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados. Tese de doutorado – Centro de Tecnologia e Geociência, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 2007.
- [5] CLÈMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D. D. *Chemosphere*, v. 35, n.11. 209-221. 1997.
- [6] RENO, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. *Journal of Hazardous Materials*. 2007.
- [7] LINS, E. A. M. A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE. 2003.
- [8] GIORDANO, G.; FERREIRA, J. A.; PIRES, J. C. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; ROSSO, T. C. A. Tratamento de chorume do aterro metropolitano de Gramacho – Rio de Janeiro – Brasil. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún – México. 2002.
- [9] SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. *Chemistry for Environmental Engineering and Science*. 5th edition. International edition. McGraw-Hill. New York. USA. 2003.
- [10] CONTRERA, R. C. Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada seqüencial. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2008.
- [11] METCALF & EDDY. *Waste engineering: Treatment and reuse*. 4.ed. Boston: McGraw-Hill. 2003.
- [12] HANDBOOK. *Handbook of Chemistry and Physics*. Ed. CRC Press, Inc. 2002.
- [13] SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2. 160-168. 2007.
- [14] VEIGA, A. A.; CARDILLO, L.; YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J. C. Remoção de amônia em chorume por arraste de ar. In: VIII Simposio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2006.
- [15] WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. *Environmental Chemistry. Letters*, v. 4. 51-61. 2006.
- [16] SILVA, A. C.; Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto tratado. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ. 2002.
- [17] SOUTO, G. D. B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2009.
- [18] VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.
- [19] SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.
- [20] OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. *Waste Management*, v. 23. 441-446. 2003.