



II-353 - ESTUDO DA VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA EM LAGOAS DE POLIMENTO TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS DOMÉSTICOS NO MUNICÍPIO DE BELO HORIZONTE

Fernando Augusto Lopes de Assunção

Engenheiro Ambiental, Mestrando em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG.

Marcos von Sperling⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Ambiental pelo Imperial College, Universidade de Londres. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da UFMG

Mônica Oliveira de Araújo Mabub

Bióloga, Bolsista CNPq/PROSAB no DESA-UFMG.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, Universidade Federal de Minas Gerais - Av. Contorno, 842 - 7º andar - Centro - Belo Horizonte – MG - CEP: 30110-060 – Brasil - Tel: +55 (31) 3409-1935. Fax: (31) 3409-1879 - e-mail:marcos@desa.ufmg.br

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo verificar a influência da volatilização de amônia na remoção de nitrogênio em lagoas de polimento tratando esgoto sanitário do município de Belo Horizonte. Foi instalado um aparato de captura e absorção da amônia volatilizada em três lagoas de polimento em série recebendo efluente de reator de manta de lodo (UASB). Foram observadas reduzidas taxas de volatilização, abaixo de 0,2 kg/ha.d, em praticamente 75% das amostras em todas as lagoas. O balanço de massa de nitrogênio amoniacal das lagoas demonstrou que a volatilização representou aproximadamente 2% da remoção total de nitrogênio no sistema de lagoas. Os resultados obtidos induzem à contestação da volatilização da amônia como mecanismo preponderante de remoção de nitrogênio em lagoas de polimento.

PALAVRAS-CHAVE: Lagoa de polimento, Remoção de nitrogênio, Volatilização de amônia

INTRODUÇÃO

Dentre os nutrientes encontrados nos esgotos domésticos, o nitrogênio é de fundamental importância ambiental em virtude de ser indispensável ao crescimento dos seres vivos. Seu lançamento em rios, lagos ou estuários pode gerar consumo de oxigênio no processo de nitrificação, além de desencadear o crescimento de organismos autotróficos, dentre eles as algas e as macrófitas aquáticas, com possíveis consequências deletérias à qualidade das águas. Além disso, o nitrogênio, na forma de amônia, é tóxica aos peixes, e o nitrito e o nitrato têm implicações de saúde pública em águas de abastecimento (metemoglobinemia). Assim, a remoção de nitrogênio é um dos objetivos do tratamento de esgotos que ganha mais destaque atualmente.

Entre os sistemas convencionais de tratamento de esgotos sanitários, as lagoas de estabilização, além de suas diversas vantagens relativas ao baixo custo de implantação e operação, sua simplicidade funcional e elevada remoção de organismos patogênicos, merecem destaque também pela possibilidade de remoção de nutrientes, especialmente o nitrogênio. Lagoas de estabilização, quando utilizadas como pós-tratamento de sistemas anaeróbios eficientes, como os reatores de manta de lodo (UASB), são denominadas lagoas de polimento. Pelo fato de receberem um efluente com uma carga orgânica já bastante reduzida, essas lagoas podem operar com reduzidos tempos de detenção hidráulica, em relação às lagoas facultativas, e com menores profundidades, passando a desempenhar maior importância na remoção de organismos patogênicos e nutrientes.

Em sistemas naturais, como lagoas de estabilização, os fatores climáticos e a complexa interação estabelecida por diversos grupos de microrganismos proporcionam algumas rotas de transformação do nitrogênio nesse ambiente. A Figura 1 apresenta as principais transformações passíveis de ocorrerem em sistemas de lagoas. No esgoto sanitário bruto o nitrogênio é encontrado preponderantemente na forma de nitrogênio orgânico (N-org) e nitrogênio amoniacal (amônia livre $N-NH_3$ e íon amônio $N-NH_4^+$). O N-org, na lagoa de estabilização, poderá ser em grande parte hidrolisado por bactérias heterotróficas, transformando-se em N-amoniacal, pelo processo da amonificação (1), ou sedimentar, permanecendo no lodo da lagoa (5). O N-amoniacal em condições aeróbias, na presença de bactérias nitrificantes, poderá ser convertido a nitrito (NO_2^-) e

posteriormente a nitrato (NO_3^-), pelo processo da nitrificação (3). O nitrato, por sua vez, em condições anóxicas e na presença de carbono orgânico será utilizado por bactérias desnitrificantes como receptor de elétrons no processo de desnitrificação (4), resultando na formação de nitrogênio molecular (N_2) que escapa para atmosfera. O N-amoniaco e NO_3^- também serão utilizados pelos organismos envolvidos no tratamento, principalmente algas e bactérias, que assimilam essas espécies para seu crescimento (2). Outra rota do nitrogênio é o desprendimento da amônia livre (NH_3) na forma de gás para atmosfera, denominado de volatilização (6).

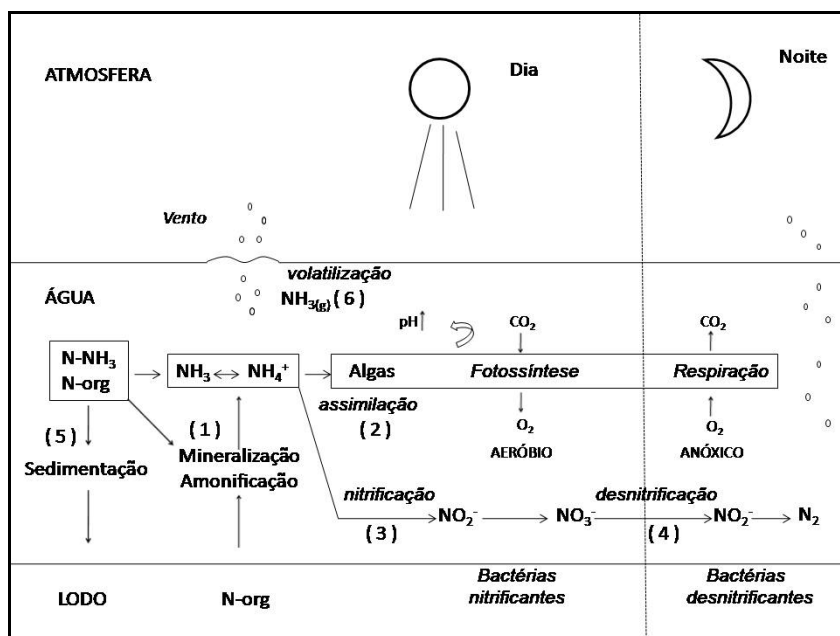


Figura 1. Principais rotas do nitrogênio em lagoas de estabilização

Fonte: Adaptado de Patrick et. al. (1997)

A remoção de amônia por volatilização (dessorção para a atmosfera) é um processo físico de desprendimento de gás amônia (NH_3) a partir da dissociação do íon NH_4^+ em ambientes aquáticos com valores elevados de pH. Em sistemas de lagoas o pH é fortemente influenciado pela atividade fotossintética. As algas, ao realizarem a fotossíntese, utilizam o dióxido de carbono (CO_2) para síntese celular em maiores proporções que a produção deste pela respiração das bactérias, responsáveis pela degradação da matéria orgânica. O resultado do balanço positivo no consumo de CO_2 , em relação a sua produção, proporciona maior dissociação de íons carbonato e bicarbonato, removendo acidez carbônica do meio, com consequente liberação de íons hidroxila no meio aquático, implicando na elevação do pH.

Nas lagoas de polimento, as reduzidas profundidades de operação proporcionam uma elevada atividade fotossintética, possibilitando um elevado valor de pH. Devido às condições explicitadas, diversos autores vem sustentando a volatilização da amônia como mecanismo preponderante de remoção de nitrogênio. (VON SPERLING, 2002; PANO e MIDDLEBROOKS, 1982; REED, 1985; MOREIRA et. al., 2009), entretanto, pesquisas recentes vem demonstrando contradições sobre a maior importância deste mecanismo na remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas (FERRARA e AVCI, 1982; CAMARGO e MARA, 2006; ADRIANARISON et al. 2006).

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

O projeto é desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos Experimental UFMG/Copasa, pertencente ao CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento), localizada na ETE Arrudas nas coordenadas geográficas de 19°53'42" S e 43°52'42" O, no município de Belo Horizonte, Minas Gerais.



O aparato experimental conta com um reator UASB construído em ferrocimento (Figura 2), cujas características de projeto e operação são apresentadas na Tabela 1. O pós-tratamento é realizado por três lagoas de polimento em série e um filtro de pedra (brita 3) de fluxo sub-superficial instalado no terço final da terceira lagoa da série (Figura 3). As características de projeto e operação das lagoas de polimento são apresentadas na Tabela 2.



Figura 2: Reator UASB

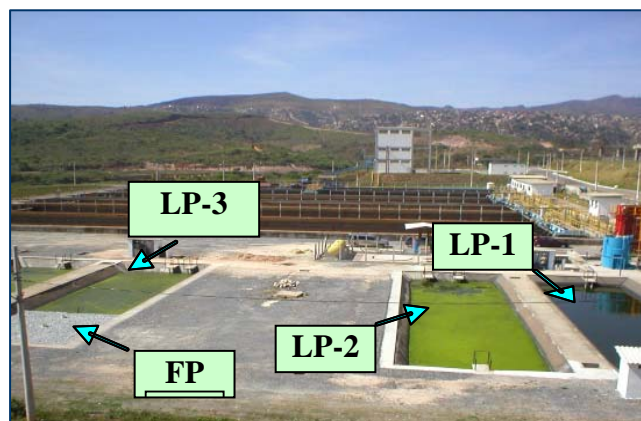


Figura 3: Lagoas de polimento (LP) e filtro de pedra (FP)

Tabela 1: Características físicas e operacionais do reator UASB

CARACTERÍSTICAS	VALOR
Altura do reator (m)	4,5
Diâmetro (m)	2,0
Volume (m ³)	14,2
Vazão média (m ³ .d ⁻¹)	29,0
Tempo de detenção hidráulica médio (h)	11,7
Carga orgânica volumétrica média (kgDQO.m ⁻³ .d ⁻¹)	11,2

Tabela 2: Características físicas e operacionais das Lagoas de Polimento e Filtro de Pedra

CARACTERÍSTICAS	UNIDADE	LP-1	LP-2	LP-3	FP
	E				
Comprimento no fundo	m	25	25	16,5	8,5
Largura no fundo	m	5,3	5,3	5,3	5,3
Altura da lâmina d'água	m	0,8	0,8	0,6	0,6
Altura do leito de pedras	m	-	-	-	0,7
Inclinação dos taludes		45	45	45	45
Área superficial	m ²	183,5	183,5	137,5	55,9
Vazão média	m ³ /d	23,0	23,0	23,0	23,0
Tempo de detenção hidráulica médio	d	4,3	4,3	1,5	0,6
Taxa de aplicação hidráulica média	m ³ /m ² .d	0,15	0,15	0,22	0,52

Aparato em escala de laboratório

Um aparato para determinar a capacidade de absorver a amônia volatilizada nas lagoas de polimento foi desenvolvido baseado nos trabalhos de Camargo Valero e Mara (2006), Zimmo et. al. (2003) e Straton (1969). O aparato consiste em um recipiente com volume de 2 litros preenchido com 400 mL de uma solução de cloreto de amônio (40 mg N-NH₃/L), no qual, através de um compressor de ar, tipo aquário, foi injetado ar de arraste, que passava pela atmosfera do frasco com a solução com amônia. Este gás enriquecido com amônia era borbulhado em 180 mL de solução de ácido bórico 3%, distribuídos em três frascos sequenciais (Figura 3). A solução de cloreto de amônio teve seu pH ajustado em torno de 9,0 com adição de NaOH e solução de

tampão borato. A temperatura foi mantida em torno de 30°C e utilizou-se agitador magnético para promover a mistura da solução.

Os testes foram realizados em períodos de 48 horas, a quantidade de amônia volatilizada foi mensurada através da diferença de concentração de $N-NH_3$ na solução no início e ao final do teste. A solução de ácido bórico 3% enriquecida com nitrogênio amoniacal foi analisada para este parâmetro, possibilitando estimar a percentagem de amônia volatilizada que efetivamente foi capturada.

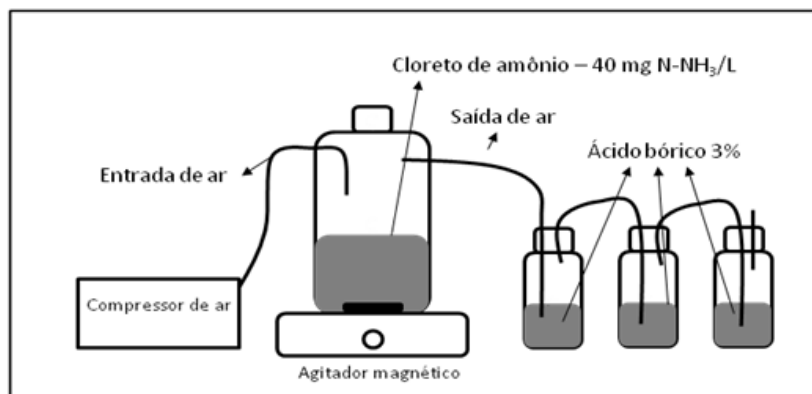


Figura 3: Esquema do aparato de captura em laboratório.

Aparato experimental em campo

O aparato de captura da amônia volatilizada utilizado em campo é composto por três campânulas em acrílico (uma campânula instalada no centro de cada lagoa de polimento). A Figura 4 apresenta uma campânula instalada na superfície da primeira lagoa de polimento e a Tabela 3 apresenta suas principais características. De maneira simplificada, o funcionamento do aparato de captura e absorção de amônia volatilizada consiste em inserir ar de arraste, por meio de compressores tipo aquário, em uma extremidade da campânula, este ar é então borbulhado em uma solução de ácido bórico 3%, ocorrendo a dissociação do gás amônia a íon amônio, possibilitando a determinação da amônia de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA /AWWA /WEF, 1995).

O sistema de captura e absorção de amônia foi monitorado em intervalos distintos. Em uma primeira etapa foi monitorado semanalmente e em etapa posterior o monitoramento foi realizado em intervalos mais reduzidos (diários ou de dois em dois dias). As amostras de ácido bórico foram encaminhadas ao laboratório para determinação da concentração de $N-NH_3$. De posse da concentração de $N-NH_3$, do volume de ácido bórico e da área da campânula, extrapolou-se a taxa de volatilização da amônia para a área total das lagoas de polimento, levando-se em consideração a eficiência de captura de amônia, estabelecida em laboratório, do ácido bórico.



Figura 4: Campânula instalada na LP-1.

Tabela 3: Dimensões da Campânula

CARACTERÍSTICAS	MAGNITUDE
	E
Altura da campânula (m)	0,5
Diâmetro (m)	0,5
Vazão do ar de arraste (L/minuto)	4,0

No intuito de verificar a influência das características do esgoto na remoção de nitrogênio das lagoas de polimento, o sistema UASB-Lagoas de Polimento foi monitorado para os parâmetros físico-químicos: pH, OD, temperatura, DBO₅ total e filtrada, DQO total e filtrada, SS totais, fixos e voláteis, nitrogênio total,



amoniaco e orgânico, nitrato, nitrito e fósforo total. Todas as análises de parâmetros físico-químicos dos afluentes e efluentes do sistema de tratamento foram realizadas em amostragens semanais ou quinzenais, iniciadas em 04/01/07, de acordo com os procedimentos constantes do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA /AWWA /WEF,1995).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Determinação da eficiência de captura de amônia com o aparato de laboratório

Os testes laboratoriais ocorreram no período de 14 de janeiro a 01 de fevereiro de 2008. A solução de ácido bórico 3% obteve uma eficiência de captura da amônia volatilizada de 95,8% (Tabela 4). A eficiência de captura foi substancialmente maior que a apresentada por Camargo Valero e Mara (2006), 54% de captura, que utilizaram uma solução de ácido bórico 2% com volume de 600 mL distribuídos em três recipientes sequenciais. A elevada eficiência de captura obtida nos testes laboratoriais efetuados permitiu que o trabalho passasse a ser realizado em condições de campo.

Tabela 4: Eficiência de captura de amônia pelo ácido bórico.

PERÍODO DE TESTE		CONCENTRAÇÃO DE N-NH ₃		N-NH ₃ VOLATILIZADA O	NH ₃ NA SOLUÇÃO DE ÁCIDO BÓRICO	EFICIÊNCIA DE CAPTURA
		início	final			
		(mg/L)	(mg/L)		(mg)	(%)
14-Jan	a 16-Jan-08	34,16	14,84	8,17	7,98	97,6
16-Jan	a 18-Jan-08	35,84	18,48	7,59	7,43	97,9
21-Jan	a 23-Jan-08	32,20	14,56	7,57	7,17	94,8
23-Jan	a 25-Jan-08	38,56	18,23	8,13	7,58	93,2
27-Jan	a 29-Jan-08	35,12	19,30	6,33	6,13	96,9
30-Jan	a 1-Fev-08	36,23	17,68	7,42	7,00	94,4
Eficiência média de captura de amônia volatilizada						95,8

Monitoramento do sistema UASB – Lagoas de polimento

O monitoramento do sistema UASB-Lagoas de Polimento é realizado para diversos parâmetros desde o início do ano de 2007 para atendimento as demandas do PROSAB, com foco prioritário no estudo de remoção de nutrientes. As médias aritméticas dos principais parâmetros monitorados até o mês de março de 2009, com 108 dados dos parâmetros monitorados semanalmente e 54 dados dos parâmetros monitorados quinzenalmente, são apresentados na Tabela 5.



Tabela 5: Valores médios dos principais parâmetros monitorados.

PARÂMETRO	E. BRUTO	UASB	LP - 1	LP - 2	LP - 3	FILTRO
DBO total	161	64	57	68	78	58
DBO filtrada	63	27	17	18	18	18
DQO total	389	195	150	155	171	128
DQO filtrada	174	82	69	72	66	58
SST	191	85	56	59	95	49
SSF	36	25	9	8	14	8
SSV	155	60	47	52	67	41
N-orgânico	9	8	7	6	4	5
N-amoniaco	26	30	23	15	11	13
Nitrito	0,13	0,07	0,20	0,81	0,98	0,81
Nitrato	0,11	0,14	0,15	0,34	0,31	0,17
NTK	34	37	30	21	15	18
NT	35	39	31	23	17	19
Fósforo total	1,69	1,73	1,97	1,95	1,96	1,96
Fosfato	0,80	0,89	0,90	0,84	0,78	0,88
<i>E. coli</i>	1,19E+08	2,01E+07	5,61E+05	9,22E+04	4,09E+04	-
Turbidez	129	79	31	39	48	42
pH	7,1	7,0	7,7	8,1	8,5	7,7
Temperatura	21,1	20,8	23,7	23,7	23,4	23,0
OD	1,0	1,9	8,7	9,5	8,6	1,7

Depreende-se da Tabela 5 que o efluente final (filtro grosseiro) apresenta, em médias, valores passíveis de atendimento ao padrão de lançamento estipulado pela legislação do estado de Minas Gerais (Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008) para DBO (< 60 mg/L), DQO (<180 mg/L) e SST (<100 mg/L). Além desses parâmetros, a concentração média efluente de nitrogênio amoniacal foi de 13 mg/L, valor este menor que o padrão de lançamento (<20mg/L) temporariamente suspenso nas legislações federais e estaduais.

Determinação da taxa de volatilização na lagoa de polimento com o aparato de campo

O monitoramento do aparato de captura de amônia volatilizada iniciou-se em 26 de julho de 2008, com uma interrupção do monitoramento no final do mês de dezembro de 2008 e retorno em março de 2009, totalizando, até maio de 2009, 36 amostragens na lagoa de polimento 1 e 29 amostragens nas lagoas 2 e 3.

Os parâmetros pH e temperatura são as principais variáveis de importância no equilíbrio no nitrogênio amoniacal. De acordo com Emerson et al. (1975) a porcentagem de NH_3 em relação ao nitrogênio amoniacal total em meio líquido pode ser determinada em função do pH e da temperatura do líquido (Equação 1).

$$\% \text{NH}_3 = \frac{100}{1 + 10^{pK_a - \text{pH}}} \quad (1)$$

Onde:

$$pK_a = 0,09018 + \frac{2729,92}{T}$$

T = Temperatura em graus Kelvin.

A aplicação da Equação 1 conduz aos valores da distribuição das formas de amônia apresentada na Figura 5.

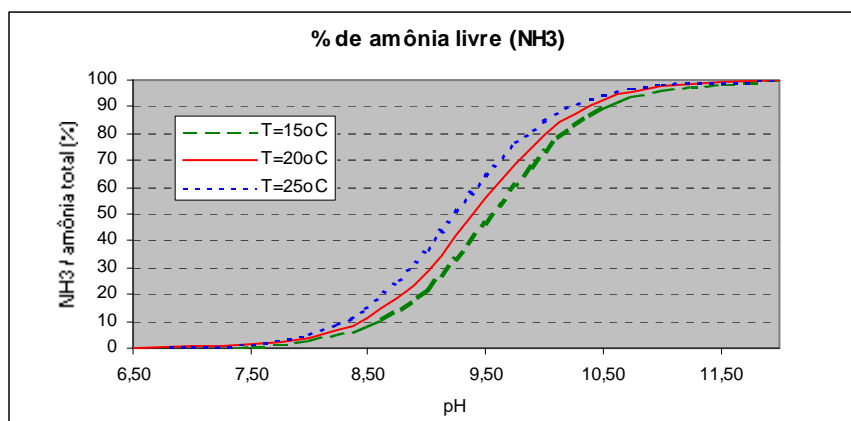


Figura 5: Percentagem da amônia livre (NH_3) com relação à amônia total, em função do pH e da temperatura.

(Fonte: von Sperling, 2002)

Os valores observados de pH e temperatura durante o período de monitoramento da amônia volatilizada são apresentados nas Figuras 6 e 7 respectivamente.

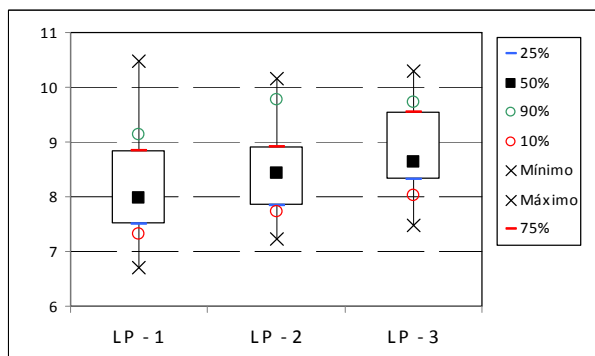


Figura 6: Box-plot da variação do pH ao longo das lagoas de polimento

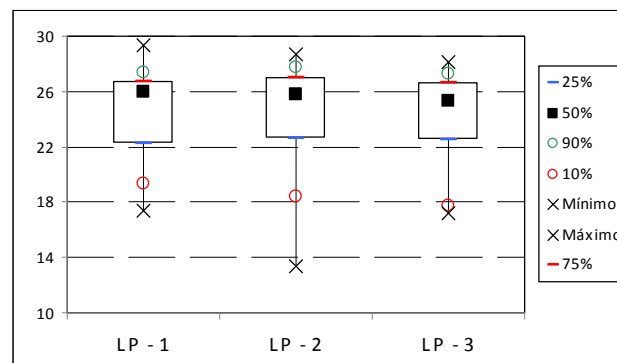


Figura 7: Box-plot da temperatura ao longo das lagoas de polimento

Depreende-se dos valores de pH e temperatura observados (Figura 6 e 7) que a percentagem de amônia livre na LP-01, para condição mediana ($\text{pH} = 8,0$ e Temperatura $\approx 25^\circ\text{C}$), proporcionaria uma percentagem de amônia livre, em relação ao nitrogênio amoniacal, de aproximadamente 5,4 %. As percentagens aproximadas de amônia livre para LP-02 e LP-03 para as condições medianas seriam aproximadamente 15% e 20%, respectivamente.

A Figura 8 apresenta a taxa de volatilização de amônia observada no aparato de captura do gás e convertida para a área total das lagoas, em kg/ha.d , e a Figura 9 apresenta a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal observada nas lagoas de polimento.

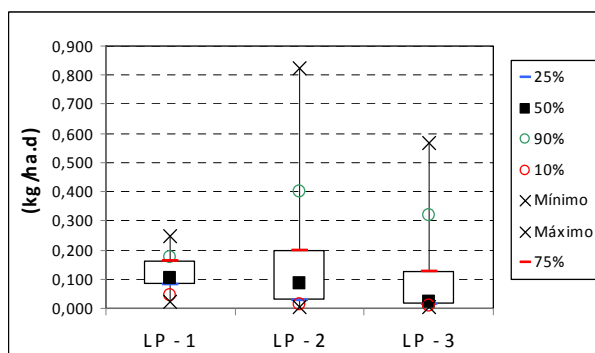


Figura 8: Taxa de volatilização de amônia nas lagoas de polimento.

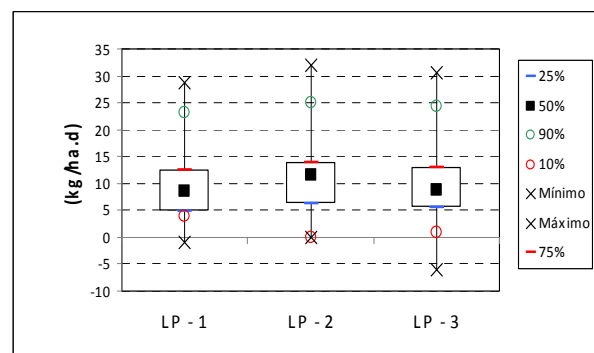


Figura 9: Taxas de remoção de N-NH_3 nas lagoas de polimento

Depreende-se das Figuras 8 e 9 que a taxa de amônia volatilizada é muito inferior às taxas de N-NH_3 removidas nas lagoas. Os reduzidos valores levam ao questionamento da importância da volatilização da amônia na remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas de polimento. As Figuras 10, 11 e 12 apresentam o balanço de nitrogênio amoniacal ao longo das lagoas de polimento 1, 2 e 3, e a Figura 13 apresenta a percentagem de N-NH_3 removida pela volatilização. Durante o período de monitoramento, as eficiências médias de remoção de amônia nas lagoas foram de 21,6%, 51,7% e 42,9% para as lagoas de polimento 1, 2 e 3, respectivamente.

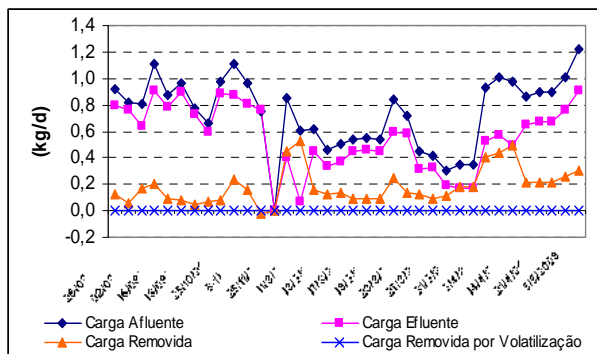


Figura 10: Balanço de massa de nitrogênio amoniacal na LP - 1

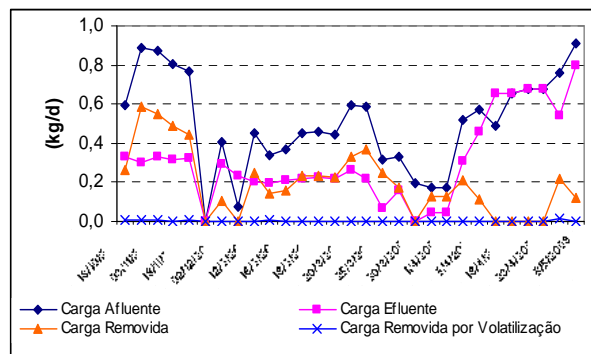


Figura 11: Balanço de massa de nitrogênio amoniacal na LP - 2

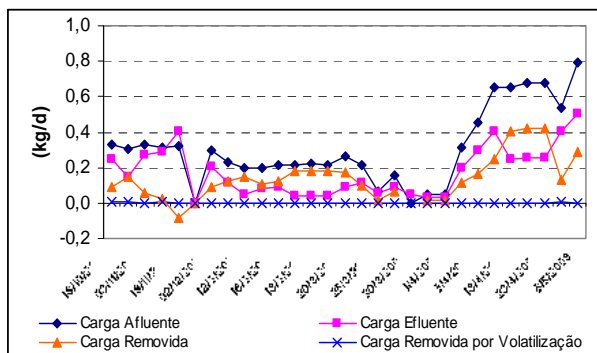


Figura 12: Balanço de massa de nitrogênio amoniacal na LP - 3

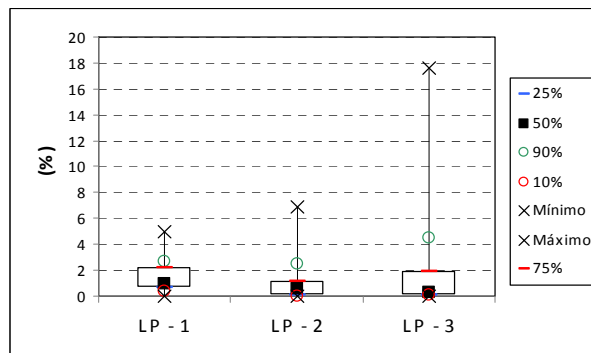


Figura 13: Percentagem de N-NH_3 removido por volatilização.

Observa-se pelas Figuras 10 a 13 que a volatilização apresenta-se como um mecanismo de baixa relevância na remoção de N-NH_3 nas lagoas de polimento. As cargas médias removidas de N-NH_3 nas lagoas de polimento 1, 2 e 3 foram de 0,19, 0,21 e 0,15 kg/d respectivamente. As cargas médias de N-NH_3 removidas pela volatilização foram de 0,0021, 0,0029 e 0,0014 kg/d para as lagoas 1, 2 e 3, respectivamente. Observa-se que a remoção de N-NH_3 devida à volatilização apresentou-se abaixo de 2% em praticamente 75% das amostras em todas as lagoas. Os resultados apresentados encontram-se em acordo com as pesquisas de Zimmo et. al (2003), que relataram percentagem de remoção via volatilização em torno de 1,5% e dos estudos de Camargo Valero e Mara (2006), que relataram taxas de volatilização de amônia variando de 0,0000 a 0,027 kg/ha.d.

CONCLUSÕES

Os resultados do monitoramento da amônia volatilizada das lagoas de polimento, por meio da metodologia adotada, demonstram que a volatilização da amônia não se apresentou como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio amoniacal. Apesar de uma substancial remoção de nitrogênio ao longo das lagoas e de valores relativamente elevados de pH e temperatura durante o monitoramento, a quantidade de amônia capturada não apresentou substancial representatividade do total de nitrogênio amoniacal removido no sistema. Estudos relativos aos outros mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas (nitrificação-desnitrificação e assimilação pela biomassa) devem ser desenvolvidos no intuito de mensurar as diversas rotas e esclarecer os caminhos desse nutriente em sistemas de lagoas.



AGRADECIMENTOS

PROSAB, FINEP, CNPq, FAPEMIG, Copasa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDRIANARISON, T.; WANG, X.; QIU, J.; BRISSAUD, F.; PICOT, B. Modelling the fate of nitrogen in maturation ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006. Proceedings... Bangkok: International Water Association, 2006.
2. APHA. AWWA. WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 15 ed. Washington, D.C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995, 1134p
3. CAMARGO VALERO, M. A., MARA, D. D. (2006). Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 7, Bangkok, 2006. Proceedings... Bangkok: International Water Association.
4. EMERSON, K. et al. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. Journal Fish. Res. Board Can., 32 (12), p. 2379-2383.
5. FERRARA, R. A.; AVCI, C. B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 4, nº 54, p. 361-369, 1982.
6. MOREIRA, E. A., CAVALCANTI, P. F. C., VAN HANDEL, A. (2009). Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 8, Belo horizonte, 2009. Proceedings... Belo Horizonte: International Water Association.
7. PANO, A., MIDDLEBROOKS, E.J. (1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilisation ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54 (4), pp. 344-351.
8. PATRICK, C.C.L., PAUL, K.S.L.; AVCI, C. B. (1997). Major pathways for nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. Water, Air, and Soil Pollution, 94, p. 125-136.
9. REED, S. C. (1995). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation. v. 57, nº 1 p. 39 - 45.
10. VON SPERLING, M. (2002). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 3. Lagoas de estabilização. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 2ª ed. 196 p.
11. STRATTON, F. E. Nitrogen losses from alkaline water impoundments. Journal of the Sanitary Engineering Division. ASCE. v. 95, p. 223-231, 1969.
12. ZIMMO, O. R.; VAN DE STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. Water Research, v. 37, pp 4.587-4594, 2003.