

Modelagem de remoção de amônia em lagoas de polimento operadas em fluxo contínuo

Modeling of ammonium removal in polishing ponds operated in continuous flow

• **Data de entrada:**
24/01/2022


• **Data de aprovação:**
14/03/2022

Francisca Kamila Amancio Frutuoso^{1*} | Monique da Silva Albuquerque¹ |
Iran Eduardo Lima Neto¹ | Silvânia Lucas dos Santos²


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2023.019>

ORCID ID

Frutuoso FKA  <https://orcid.org/0000-0003-3519-6704>

Albuquerque MS  <https://orcid.org/0000-0002-8280-6272>

Lima Neto IE  <https://orcid.org/0000-0001-8612-5848>

Santos SL  <https://orcid.org/0000-0002-6905-3966>

Resumo

Em sistemas de lagoas há diferentes mecanismos de remoção de amônia, tais como: volatilização, nitrificação-desnitrificação e assimilação pelas algas. Contudo, não se tem um consenso sobre qual via de remoção é predominante. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou contribuir com os estudos acerca dos mecanismos de remoção de amônia, propondo um novo modelo de remoção para lagoas de polimento de fluxo contínuo. Operou-se um sistema experimental de lagoas de polimento com duas lagoas em série para diferentes TDH (4, 8, 16 e 32 dias), e avaliaram-se as concentrações de amônia afluente e efluente a cada lagoa. O modelo aplicado foi desenvolvido a partir de uma diferencial de 1ª ordem. Os resultados demonstraram que as simulações tiveram ótimas correlações, com R^2 , aproximadamente, de 0,99, para todos os experimentos investigados. Observou-se ainda que o modelo desse estudo teve melhores simulações comparado ao modelo de Pano e Middlebrooks. O coeficiente de assimilação (k_{an}) que melhor se ajustou ao modelo foi um valor de $0,13 \text{ d}^{-1}$ e para o fluxo de liberação de amônia (S_n) foi uma solução empírica linear em função do tempo, de R^2 igual a 0,9592. Por fim, observou-se que o coeficiente de volatilização de amônia (k_v) na equação geral teve maior influência na remoção apenas quando o pH ultrapassou 8,6. Pode-se, desse modo, concluir que, para essas condições de lagoas, a assimilação de amônia foi o mecanismo de remoção predominante, seguido da volatilização dos primeiros dias de TDH; somente quando o pH ultrapassou 8,6 houve essa inversão da predominância dos mecanismos de remoção da amônia.

Palavras-chave: Nutriente. Modelo. Nitrogênio.

Abstract

In pond systems there are different mechanisms for removing ammonia, such as: volatilization, nitrification-denitrification, and assimilation by algae. However, there is no consensus on which route of removal is predominant. In this sense, the present work aimed to contribute to studies on the mechanisms of ammonia removal, proposing a new removal model for continuous flow polishing ponds. An experimental polishing pond system was operated with two ponds in series for different HRT (4, 8, 16 and 32 days), and the concentrations of affluent and effluent ammonia in each pond were evaluated. The applied model was developed from a 1st order differential. The results showed that the simulations had excellent correlations, with R^2 of approximately 0.99, for all investigated experiments. It

¹ Universidade Federal do Ceará - UFC - Fortaleza - Ceará - Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil.

***Autora correspondente:** kamilaamancio.ka@gmail.com.

was also observed that the model of this study had better simulations compared to the model of Pano and Middlebrooks. The assimilation coefficient (k_{an}) that best fitted the model was a value of 0.13 d^{-1} and for the ammonia release flow (S_n) it was a linear empirical solution as a function of time, R^2 equal to 0.9592. Finally, it was observed that the ammonia volatilization coefficient (k_v) in the general equation had a greater influence on removal only when the pH exceeded 8.6. Thus, it can be concluded that for these pond conditions, the assimilation of ammonia was the predominant removal mechanism followed by the volatilization of the first days of HRT and only when the pH exceeded 8.6 do you hear this inversion of the predominance of removal mechanisms of ammonia.

Keywords: Nutrient. Model. Nitrogen.

1 INTRODUÇÃO

Reatores UASB são digestores anaeróbios de crescente aplicação, particularmente em países emergentes (LETTINGA, 2008). Como descrito por diversos autores (VAN HAANDEL et al., 2006; LETTINGA, 2008; CHERNICHARO et al., 2018), esses sistemas se destacam pelas suas vantagens, tais como: boa remoção de matéria orgânica e sólidos, curto tempo de detenção hidráulica e, principalmente, pelo baixo custo de implantação, manutenção e operação. Contudo, são ineficientes na remoção de patógenos e nutrientes, e sua eficiência na remoção de DBO pode ser insuficiente para atender aos padrões exigidos na legislação, principalmente quanto à disposição final do esgoto tratado, o que traz a necessidade de um pós-tratamento de seu efluente.

Khan (2011), por sua vez, relata que a combinação de reatores UASB a um sistema complementar de tratamento via oxidação biológica aeróbia ou microaeróbia representa uma alternativa promissora, destacando diversas configurações possíveis, dentre elas, as lagoas de polimento (LP) assim denominadas para designar lagoas utilizadas especificamente para o polimento de efluentes de reatores UASB, bem como para diferenciá-las das lagoas de estabilização. LPs possuem função equivalente à de lagoas de maturação, sendo projetadas, em especial, para remoção de patógenos, com remoção complementar de matéria orgânica e amônia (BASTOS et al.,

2011). Sua aplicabilidade tem sido promissora especificamente em países de clima quente (CAVALCANTI, 2003; DIAS et al., 2017).

Essa combinação UASB+LP é atraente por manter a configuração de tratamento simples, causando as vantagens do reator UASB às das lagoas de estabilização, como a fácil operação, manutenção e baixo investimento, sem a necessidade de gastos com energia no processo de remoção dos constituintes indesejados do esgoto (matéria orgânica e nutrientes), produzindo um efluente final de boa qualidade sanitária em menor área (DIAS et al., 2018; ALBUQUERQUE, SANTOS, VAN HAANDEL, 2021).

O comportamento dessas lagoas de polimento de fluxo contínuo, especificamente no que diz respeito a seu desempenho na remoção de DBO, nitrogênio e coliformes, está bem consolidada na literatura (CAVALCANTI, 2003; CHERNICHARO et al., 2010; SOUSA et al., 2017); contudo, ainda carecem de melhores esclarecimentos em sua modelagem (BASTOS, 2011), especialmente por esses sistemas apresentarem alta complexidade devido a uma relação mutualística entre microalgas e bactérias (HO et al., 2019). A aplicação dos modelos na área ambiental é uma importante ferramenta que descreve e analisa o comportamento dos sistemas, uma vez que podem prever as diferentes respostas das configurações de tratamento sob condições variadas (HO, 2019).

Observa-se na literatura (ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2012; SENZIA et al., 2002; HO et al., 2019) que há diferentes mecanismos de remoção de amônia e nitrogênio total, a saber: volatilização, nitrificação-desnitrificação e assimilação pelas algas com consequente sedimentação dessas, passando a fazer parte do lodo de fundo. Contudo, não se tem um consenso sobre qual via de remoção é predominante nos sistemas de lagoas, apesar de muitos esforços, nas últimas décadas, terem sido destinados para o desenvolvimento desses modelos que estimassem a remoção de nitrogênio das lagoas (VIJAY e YUAN, 2017).

Senzia et al. (2002), em estudos com uma lagoa de estabilização primária, identificaram diferentes rotas de transformação e remoção de nitrogênio: nitrificação, desnitrificação, volatilização, captação de amônia, nitrato por algas e microrganismos e perda líquida nos sedimentos de nitrogênio orgânico. Constatou-se que as principais vias de remoção para essas lagoas foram sedimentação e absorção pelas algas. Além disso, observou-se uma nitrificação limitada e uma volatilização insignificante; essa última, pelas condições da lagoa não serem favoráveis ao processo, uma vez que baixas concentrações de amônia livre estavam disponíveis para descarga na atmosfera devido ao baixo pH.

Para Ho et al. (2019), ao determinar um modelo mecanístico simulando processos biogeoquímicos de remoção de carbono, nitrogênio e fósforo, além dos processos hidráulicos e físicos de uma lagoa facultativa, a remoção de nitrogênio nessas lagoas se dá principalmente via volatilização e assimilação microbiana de amônia. Já o processo de desnitrificação seria insignificante, visto que há uma abundante condição aeróbica, resultado da intensa atividade fotossintética das algas, limitando as zonas anóxicas e, portanto, o crescimento de heterotróficos desnitrificantes.

Pano, A. e Middlebrooks (1982) apud Assunção e von Sperling (2013) e Bastos et al., (2011), em estudos com lagoas facultativas nos EUA que recebiam baixa carga superficial (<40 kgDBO/ha.d), propuseram um modelo de cinética de primeira ordem de mistura completa que assume a volatilização da amônia como o principal mecanismo de remoção de nitrogênio, além de incorporar valores de carga hidráulica, pH, temperatura e coeficientes derivados de dados empíricos. O modelo já demonstrou boa capacidade preditiva para concentrações de efluentes de amônia em lagoas de polimento, apesar de ser baseado em estudos desenvolvidos em lagoas facultativas (BASTOS et al., 2011; ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2013).

Para Van Haandel e Santos (2021), em lagoas de polimento a volatilização é a única rota de remoção de amônia, devido ao elevado pH, que favorece a formação de amônia livre (NH_3) a partir de sua forma ionizada (NH_4^+), sendo factível sua dessorção para atmosfera.

Entretanto, nas lagoas de polimento, a remoção de nitrogênio pela absorção pode ocorrer em razão da sua alta concentração de algas, que, por sua vez, é resultado da relação simbiótica entre algas e bactérias, na qual proporciona condições adequadas (altas concentrações de oxigênio dissolvido e níveis de pH) para sua proliferação (DIAS et al., 2018; HO et al., 2019).

Além disso, nesses sistemas, a baixa profundidade das lagoas e a maior transparência do esgoto digerido favorecem a predominância da fotossíntese sobre a oxidação. A taxa de produção de oxigênio é bem maior do que o consumo, levando à diminuição da concentração de CO_2 (consumidos na fotossíntese) e ao aumento do pH, criando condições ideais para volatilização, em que a amônia é removida fisicamente da massa líquida para a atmosférica (VAN HAANDEL; SANTOS, 2021).

Nesse sentido, o presente trabalho objetiva contribuir com os estudos acerca dos mecanismos de remoção de amônia, propondo um novo modelo de remoção para lagoas de polimento, considerando, além da assimilação, nitrificação e volatilização de amônia, uma possível liberação de amônia do lodo de fundo.

2 METODOLOGIA

2.1 Estudo experimental

Na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada na cidade de Campina Grande, Paraíba, foi instalado e monitorado o sistema experimental de Lagoas de Polimento (LP).

Foram trabalhados em paralelo dois sistemas de duas lagoas em série de fluxo contínuo, na qual se diferenciaram pela profundidade de trabalho, sendo essas de 20 e 40 cm. As lagoas foram projetadas em escala piloto com diâmetro de 0,5 m, e estas possuíam individualmente um regime de mistura completa (se consideradas ambas as lagoas em série, podem ser observadas um fluxo pistão), em que eram agitadas suavemente por uma palheta superficial central com baixa rotação (6 rpm) para uniformizar a concentração da fase líquida e evitar a flotação de algas. Essa suave agitação objetivava também simular as ações dos ventos das condições reais de uma LP.

Foi utilizado, na presente pesquisa, o esgoto sanitário da cidade de Campina Grande, tratado em um reator UASB já instalado e em operação no local de realização dos experimentos. O reator foi projetado com um volume de 2,5 m³ e altura de 1,7 m, para tratar uma vazão de até 10 m³/dia (SANTOS et al., 2016). O efluente digerido passava por um tanque de equalização com volume de

1 m³, onde se mantinha homogêneo por meio de agitação mecânica, que, por sua vez, era direcionado para as lagoas de polimento.

Na alimentação das LP, cada sistema contou com uma bomba dosadora, um temporizador e tubos de alimentação que ligavam o tanque de equalização, com o efluente tratado no reator UASB, aos sistemas de lagoas. As bombas dosadoras possuíam vazões máxima e mínima de 22,8 e 1,02 L/h, respectivamente. O temporizador industrial foi utilizado para controle do período de funcionamento das bombas que alimentavam as LP, o qual possuía 20 programações.

O sistema de lagoas foi operado em quatro fases, determinadas pelo tempo de permanência (TDH) do experimento, respectivamente de 4, 8, 16 e 32 dias. Cada fase foi operada durante quatro semanas, sendo destinadas duas semanas para estabilização do experimento e duas para coleta de dados. O sistema experimental entrou em funcionamento em setembro de 2019, quando foi iniciado o monitoramento, e prolongou-se até janeiro de 2020.

Na Fig. 1 pode-se observar uma representação esquemática do sistema experimental, com todas as unidades presentes (Reator UASB, tanque de equalização e lagoas de polimento), bem como a vista lateral das lagoas.

Quanto ao monitoramento, foram avaliadas, três vezes por semana (por volta das 9:00 h da manhã) em cada fase, as concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente do UASB e de cada lagoa da série, seguindo os métodos padrões do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Foram coletados ainda os valores pH e temperatura, utilizando o multímetro Hanna.

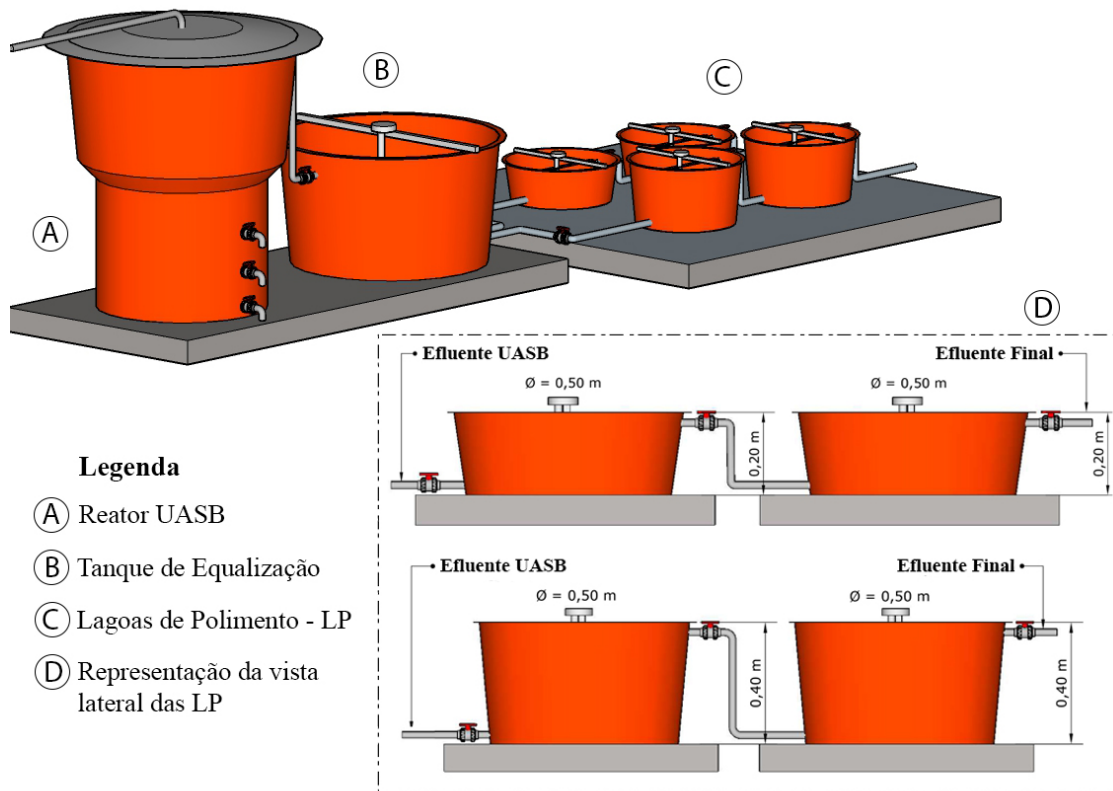


Figura 1- Representação esquemática do sistema experimental com representação da vista lateral das lagoas de polimento.

2.2 Modelagem matemática

Para a modelagem da amônia, assumiu-se uma equação unidimensional de transporte de massa (desprezando os termos transiente e de difusão/dispersão), em que o termo de advecção pode ser considerado diretamente proporcional a um termo de reação de 1ª ordem que representa as concentrações de amônia, como mostra a Eq. 1:

$$U \frac{dN}{dx} = -kN \quad (1)$$

N = concentração de amônia total afluenta (mg/L);

U = velocidade média do efluente entre entrada e saída;

x = coordenada ao longo da trajetória no sistema;

k = coeficiente de decaimento (d^{-1}).

Para reescrever essa equação em termos de diferença de tempo (Δt), podemos considerar que U/dx é equivalente a $1/dt$. Neste caso, ao se falar de tempo, refere-se ao tempo transcorrido em x, dessa forma teremos a Eq. 2:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (2)$$

Como mencionado anteriormente, a literatura (ASSUNÇÃO e VON SPERLING, 2012; SENZIA et al., 2002; HO et al., 2019) reporta diferentes mecanismos de remoção da amônia. Desse modo, sua variação no espaço ou tempo terá influência de diferentes fenômenos. Serão consideradas para esse trabalho a volatilização, a liberação pelo sedimento de fundo, a assimilação pelas algas e nitrificação, sendo essas duas

últimas para simplificar a matemática, um único fator da equação.

Após um apanhado na literatura na busca por cada termo considerado, chegou-se na equação geral empregada nesse estudo.

Von Sperling (2007) considera o seguinte balanço de amônia, Eq. 3, para rios:

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} * N_{org} - K_{an} * N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (3)$$

Em que,

N_{org} - Nitrogênio orgânico (mg N/L);

K_{oa} - Coeficiente de conversão de nitrogênio orgânico a amônia (d^{-1});

N_{amon} - Amônia (mg N/L);

K_{an} - Coeficiente de nitrificação (d^{-1});

S_{Namon} - Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($g N/m^2.dia$)

H - Profundidade do curso d'água (m).

Para LP não é considerado a variável N_{org} , uma vez que o nitrogênio orgânico já deve ter sido transformado no digestor anaeróbico, de modo que sua concentração efluente é insignifican-

$$\frac{dN}{dt} = -K_a * N + \frac{S}{H} - \frac{K_v}{H} * \left(\frac{N}{1 + 10^{\left(\left(0,0918 + \left(\frac{2729,92}{T+273,2} \right) \right) - pH \right)}} \right) \quad (5)$$

Em que,

N - Concentração de amônia total (mgN/L);

K_a - Coeficiente de assimilação e nitrificação (d^{-1});

K_v - Coeficiente de volatilização (d^{-1});

S_N - Coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($gN/m^2.d$);

H - Profundidade da massa líquida (m);

T - Temperatura ($^{\circ}C$).

A integração da equação, levando em conta os limites de N_o e N_f (concentrações inicial e final do parâmetro N), resultou na expressão da Eq. 6.

te comparado a concentração de amônia. Além de que, segundo Ho et al. (2019), os valores das demais frações nitrogenadas são marginais em comparação com a concentração de nitrogênio amoniacal em lagoas.

Por sua vez, a taxa de volatilização da amônia livre depende dos valores de pH e temperatura (EMERSON et al., 1975 *apud* CALVACANTI, 2009; von SPERLING, 2007), como descrito na Eq. 4.

$$rd_{NH_3} = k_v * \left(\frac{N}{1 + 10^{\left(\left(0,0918 + \left(\frac{2729,92}{T+273,2} \right) \right) - pH \right)}} \right) \quad (4)$$

Em que,

rd_{NH_3} - Taxa de volatilização da amônia livre;

K_v - Coeficiente de volatilização (d^{-1}).

Cavalcanti (2009) e Senzia et al. (2002) descrevem ainda o coeficiente de volatilização (k_v) dependente da profundidade na massa líquida, como k_v/H .

Ajustando, por fim, os termos em uma única expressão, obteve-se a Eq. 5.

$$N = N_o * e^{-kt} + \left(\frac{S_N}{k.H} \right) * (1 - e^{-kt}) \quad (6)$$

Em que, k é expresso pela Eq. 7.

$$k = k_a + \frac{k_v}{H * (1 + 10^{(pk_a - pH)})} \quad (7)$$

$$pk_a = 0,0918 + \left(\frac{2729,92}{T + 273,2} \right)$$

2.3 Ajustes de coeficientes

O coeficiente de transferência de massa, k_v , foi modelado conforme proposto por Stratton (1968) e Stratton (1969) *apud* Senzia et al. (2002), como descrito pela Eq. 8.

$$k_v = 0.0566 * e^{(0.13(T-20))} \quad (8)$$

O coeficiente k_a foi ajustado nas curvas procurando-se determinar aquele que proporcionasse os menores desvios. Da mesma forma, buscou-se determinar um melhor ajuste para SN.

3 RESULTADOS

3.1 Estudo experimental

Nos gráficos das Fig. 2 e 3 pode ser observado que a concentração de amônia decaiu ao longo do tempo, atingindo, nas lagoas de 20 cm, médias de 20,68, 13,67, 1,03 e 0,75 mg/L respectivamente, para os TDH de 4, 8, 16 e 32 dias. Concentrações não muito diferentes foram encontradas na lagoa de 40 cm, com valores de 24,34, 14,06, 1,22, e 0,83 mg/L, nessa mesma ordem, para os TDH de 4, 8, 16 e 32 dias.

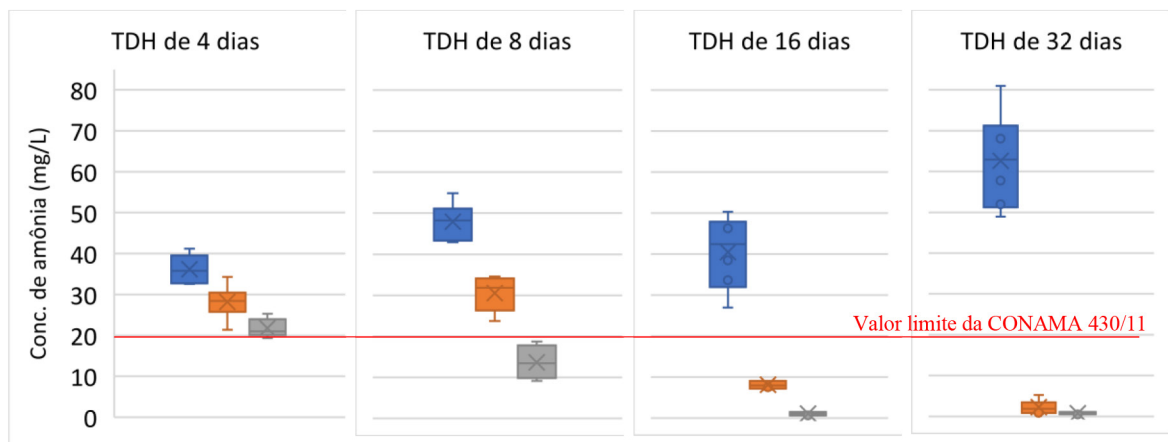


Figura 2 - Boxplot das concentrações de amônia para as lagoas de 20 cm. Caixa azul, laranja e cinza representam, respectivamente, os dados de UASB (P_0), Lagoa (P_1) e Lagoa (P_2), em que P_1 e P_2 são lagoas em série.

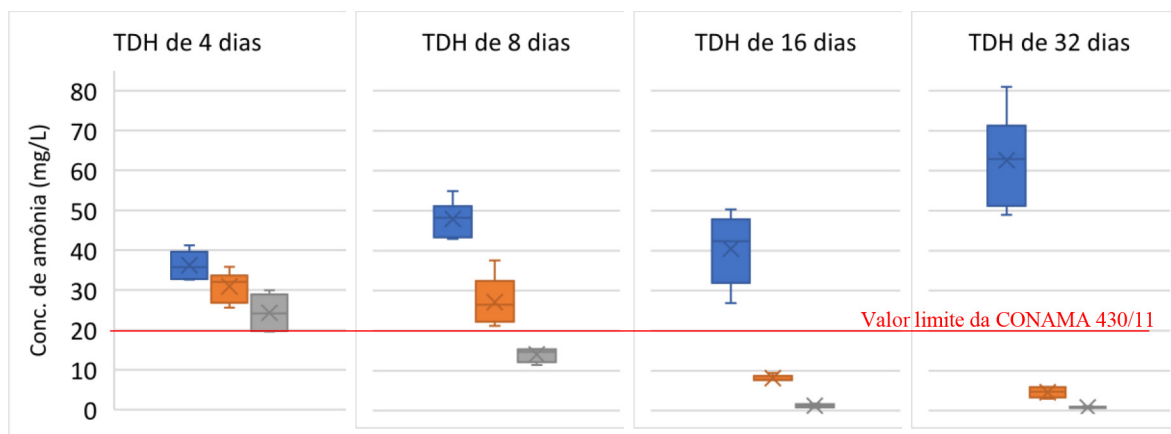


Figura 3 - Boxplot das concentrações de amônia para as lagoas de 40 cm. Caixa azul, laranja e cinza representam, respectivamente, os dados de UASB (P_0), Lagoa (P_1) e Lagoa (P_2), em que P_1 e P_2 são lagoas em série.

Os dados médios de entrada das lagoas, bem como nos menores TDH, tem uma variação que ocorre em decorrência de fatores diversos, como por exemplo, a ocorrência ou não de chuva. À medida que a concentração de amônia diminui, essa variação fica inexpressiva, como pode ser observado nos TDH de 16 e 32 dias.

Em ambas as lagoas, com 8 dias de TDH atingiu-se uma concentração máxima permitida pela Resolução n.º 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 20 mg/L de nitrogênio amoniacal (BRASIL, 2011).

No que diz respeito ao pH, como demonstrado na Tabela 1, foi observado um aumento com o tempo, o que é resultado da sobreposição da fotossíntese sobre a oxidação biológica. No primeiro processo, há o consumo de CO₂ ou ácido carbônico em sua forma hidratada, o que causa um aumento no pH (SNIFFEN et al., 2018). Em lagoas, o consumo de CO₂ se sobrepõe à oxidação de material orgânico, que, em geral, já é reduzida, pelo fato de sua maior parte já ter sido digerida no reator UASB. Cerca de 64% a 72% da DQO é removida em reatores UASB (HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Analisa-se ainda um valor do pH ligeiramente superior na lagoa de 20 cm em comparação com a de 40 cm, também em razão de a fotossíntese ser mais favorecida em lagoas mais rasas. Dessa forma, percebe-se que o aumento do pH em lagoas de polimento pode ser descrita como uma função do TDH e altura, apesar de haver outros fatores que podem influenciar, tais como temperatura e origem do efluente.

Esses dados são semelhantes aos de Bastos et al. (2011), quando afirmam que, em seus estudos experimentais com lagoas de polimento, um aumento de pH de 3 a 5% pode ser esperado da primeira para a segunda lagoa, e de 5 a 7% na terceira lagoa. Nesse estudo foram observados aumentos entre 3 e 11% para a lagoa de 20 cm

e 3 e 7% na de 40 cm. Contudo, os autores concluíram que um pH de 7,0 pode ser assumido com confiança na primeira lagoa, divergindo dos dados dessa pesquisa, na qual constatou que esse valor depende dos fatores hidrodinâmicos da lagoa (TDH e altura), caso se deseje assumir um valor com segurança.

A temperatura observada no efluente do reator UASB foi um valor médio de 25 °C. Já no sistema de lagoas, esse valor variou de entre 22 a 27 °C, do menor ao maior TDH, para a lagoa de 20 cm e variou de 22 a 26 °C para a lagoa de 40 cm, também do menor ao maior TDH, como pode se observar na Tabela 1.

Tabela 1 - Concentrações de pH nas lagoas de 20 e 40 cm em diferentes tempos de permanência.

Tempo (d)	Lagoa de 20 cm		Lagoa de 40 cm	
	pH	T °C	pH	T °C
0	6,99	25	6,99	25
2	7,75	22	7,45	22
4	8,02	23	7,87	23
8	8,28	25	8,22	24

3.2 Ajustes de Coeficientes

O coeficiente k_a encontrado que melhor se ajustou ao modelo foi um valor de 0,13 d⁻¹, dentro da faixa de 0,1 a 1 d⁻¹, reportada por von Sperling (2007). Associa-se esse majoritariamente a assimilação pela biomassa, uma vez que segundo Craggs et al. (2000) o processo de nitrificação em sistema de lagoas é fortemente limitado pela ausência de um meio suporte de fixação de biofilme.

Para o fluxo de liberação de amônia do sedimento de fundo, S_N , foi encontrada uma solução empírica linear em função do tempo, de R² igual a 0,9592, indicando uma liberação ligeiramente maior ao longo do tempo, como pode ser observado na Eq. 9. Os valores encontrados também estiveram em concordância com von Sperling

(2007) que padronizou valores variando de 0 a 0,5 gN/m².d.

$$S_N = 0,039 * \ln(t) - 0,031 \quad R^2 = 0,9592 \quad (9)$$

Tal comparação desses coeficientes com os empregados por von Sperling (2007) faz sentido ao imaginarmos uma lagoa de polimento semelhante a um rio, que recebe baixas cargas de matéria orgânica.

No que tange ao valor de liberação de amônia do sedimento do fundo, acredita-se que seja por causa da deposição das algas ao longo do tempo que, posteriormente à sua deposição, passa a estar disponível para degradação e consequente liberação de amônia. Corroborando Ho et al. (2019), autores que afirmam que, se por um lado a intensa fotossíntese, causada pela forte radiação solar, pode elevar o pH e favorecer o desprendimento da amônia livre, por outro a abundância de algas pode liberar amônia para a coluna de água durante o processo de deterioração.

Para o presente estudo em escala piloto, o S_N inicial igual a zero foi muito mais evidente em razão da não existência inicial de lodo de fundo. Um projeto de escala real, no início de sua operação, deve ter esse comportamento. Contudo, ao longo dos anos, o lodo de fundo passa a se acumular caso a lagoa de polimento não tenha uma limpeza de lodo de fundo com certa frequência, propiciando um valor de S_N inicial diferente de zero.

Outra possibilidade, que não necessariamente é uma ressuspensão do sedimento de fundo, mas pode entrar na contabilização de S_N , é a produção de excreção celular de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) por microrganismos, na qual liberam no ambiente polissacarídeos e proteínas contendo nitrogênio; esse nitrogênio orgânico é rapidamente hidrolisado produzindo amônia (SNIFFEN et al., 2018).

Foi observado que o k_v na equação teve maior influência na remoção de amônia apenas quando o pH ultrapassou 8,6; nesse caso, nos dias 11 e 14, respectivamente, para as lagoas de 20 e 40 cm. Desse modo, constatou-se uma maior remoção em decorrência da assimilação, seguida da volatilização, isso porque nos 11 a 14 primeiros dias há a maior remoção. Pode-se inferir, portanto, que em lagoas que atinjam um pH elevado muito mais rapidamente, a remoção de amônia por volatilização deve ser a predominante.

Tais resultados concordam com Ho et al. (2019), na qual observaram que a assimilação microbiana e volatilização amoniacal foram os dois processos principais na remoção de amônia em uma lagoa facultativa, pós lagoa aerada, localizado na Ucubamba. O processo de assimilação por meio do metabolismo das algas, na qual os autores relataram que a respiração e decaimento das algas são responsáveis por 20% da remoção total, igualmente a volatilização contribui para mais de 20% da variação do nitrogênio amoniacal total.

Em contraste, Senzia et al. (2002) observaram, em lagoas de estabilização primária, que a volatilização foi responsável por apenas cerca de 0,1% da remoção total de nitrogênio amoniacal, porém a assimilação foi um dos principais processos de remoção de amônia, cerca de 17,4% do total. Os autores ratificam que havia pouca amônia dissolvida disponível para dessorção devido ao baixo pH, em torno de 7,29.

3.3 Modelagem Matemática

Para expressão geral modelada, descrita na Eq. 6, e adotando-se os ajustes dos coeficientes citados anteriormente, podem-se obter ótimas correlações entre o ajuste perfeito e os dados reais com R^2 de aproximadamente 0,99 para todos os testes experimentais. Na Tabela 2, podem ser observadas as correlações para cada TDH analisado.

Tabela 2 - R² encontrados entre os ajustes das curvas modelada e curvas reais para os diferentes TDH e as duas alturas analisadas.

TDH	Lagoa de 20 cm	Lagoa de 40 cm
4 dias	0,9989	0,9826
8 dias	0,9883	0,9999
16 dias	0,9998	0,9997
32 dias	0,9996	0,9996

Na Fig. 4, valores simulados e experimentais da amônia são apresentados em função do tempo para cada TDH e altura investigada; pode ser observado que os pontos de dados reais de fato tiveram boas aproximações ao modelo.

Na Fig. 5, pode-se também observar a relação entre as concentrações de amônia observada e modelada. Para a comparação do modelo, foram simulados e plotados também valores usando o modelo de Pano e Middlebrooks (1982), descrito por Assunção e von Sperling (2013) e Bastos et al., (2011). Aplicou-se ainda o modelo desse estudo aos dados de amônia de quatro lagoas de polimento em série (P₁, P₂, P₃, P₄) estudadas por von Sperling e Mascarenhas (2005), essas lagoas possuíam vazão de 40 m³/d e altura de 0,65, 0,55, 0,40 e 0,40 m, respectivamente, para as lagoas P₁, P₂, P₃, P₄.

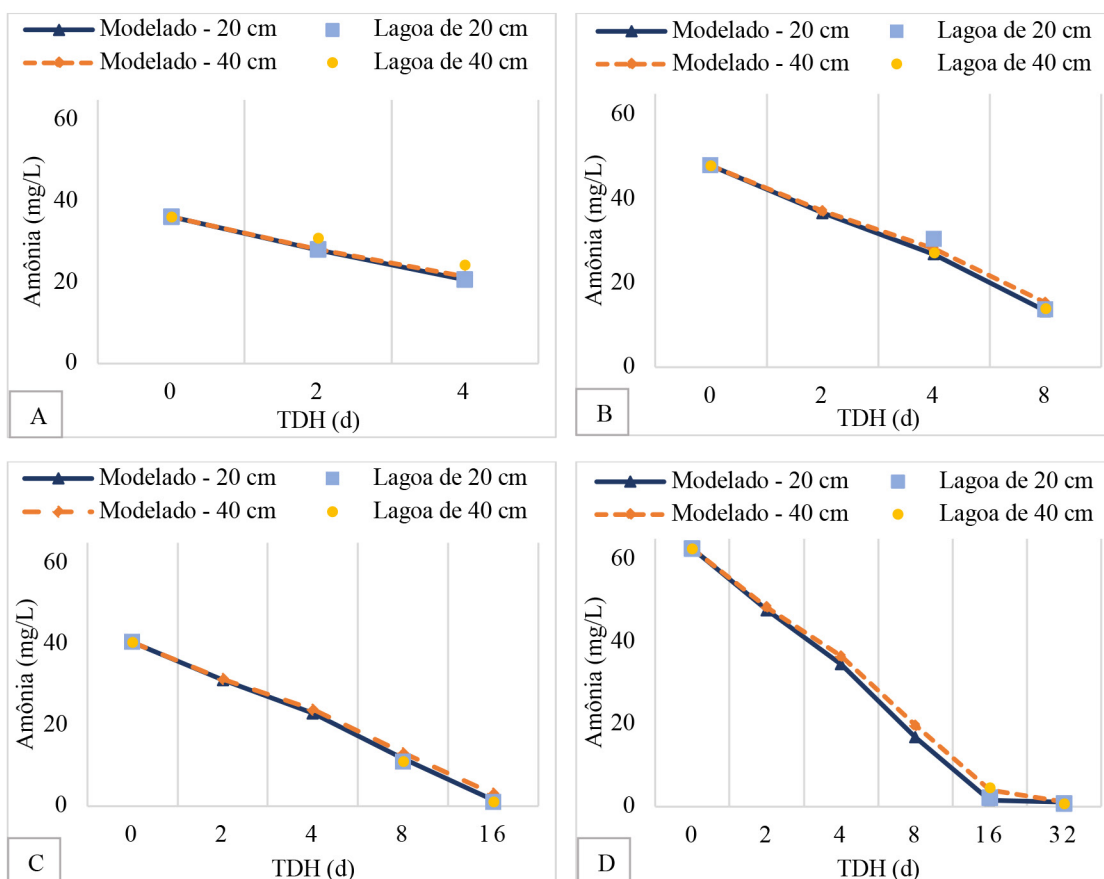


Figura 4 - Simulação da concentração de amônia no tempo para TDH de (a) 4 dias; (b) 8 dias; (c) 16 dias e (d) 32 dias.

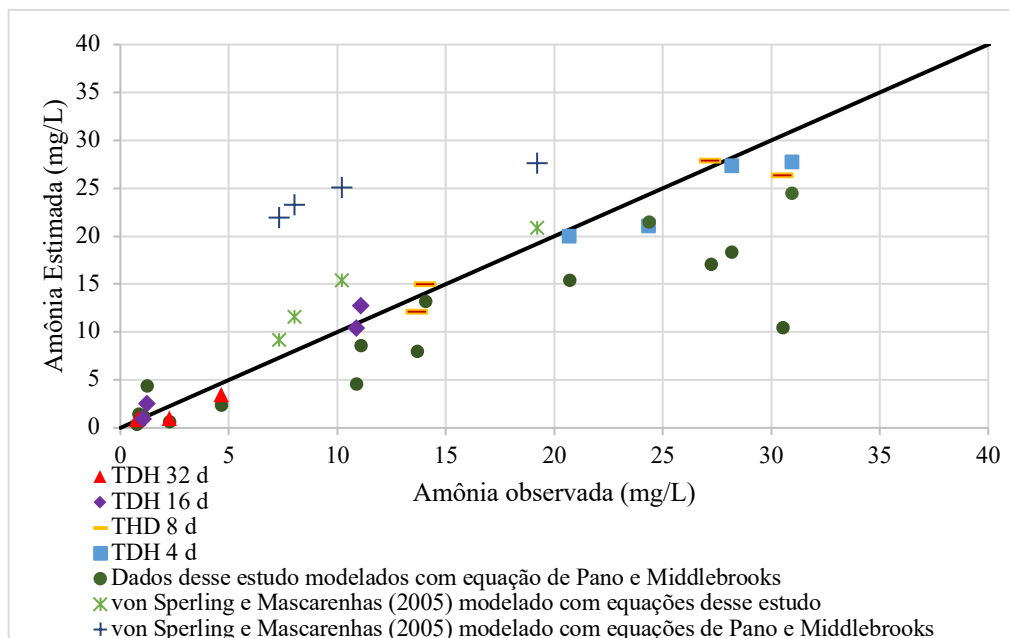


Figura 5 – Comparações entre valores de amônia estimado e observado, usando-se modelo desse estudo e de Pano e Middlebrooks.

4 CONCLUSÃO

O modelo proposto descreve adequadamente o comportamento da amônia em lagoas de polimento de fluxo contínuo ao longo do tempo, obtendo-se correlações, aproximadamente, de R^2 0,99 para todos os casos experimentais.

O coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo (S_N) teve maior influência do tempo, isto é, houve uma maior liberação de amônia para o meio do sedimento de fundo com o decorrer do tempo, ao passo que o coeficiente K_a foi associado majoritariamente à assimilação de amônia pela biomassa algal e microbiana. Seu valor foi constante ao longo do tempo ($0,13 \text{ d}^{-1}$). Contudo, o mecanismo de remoção teve maior influência exclusivamente dos menores TDH, de até 11 e 14 dias, respectivamente, para as lagoas de 20 e 40 cm, quando a remoção por volatilização passou a ser predominante.

Essa predominância só foi possível pois o k_v , coeficiente de volatilização, é fortemente influenciado pelo pH e temperatura, de modo que seu

valor também teve um aumento com o tempo, e somente quando o pH ultrapassou 8,6 houve essa inversão da predominância nos mecanismos de remoção da amônia.

A simulação provou ainda ter um melhor ajuste do que o modelo de Pano e Middlebrooks, tanto para os dados desse estudo como para os dados experimentais de von Sperling e Mascarenhas (2005).

5 AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer o incentivo financeiro à pesquisa às seguintes instituições brasileiras: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização, Análise Formal, Redação - Rascunho Original, Modelagem: Frutuoso FKA;

Aquisição de dados, Redação – Revisão: Albuquerque MS; **Supervisão, Supervisão, Modelagem – Revisão e Correção:** Neto IEL; **Aquisição de Financiamento, Redação – Revisão e Edição:** Santos SL.

7 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, Monique da Silva; SANTOS, Silvânia Lucas dos; VAN HAANDEL, Adrianus. Influência do regime hidrodinâmico sobre o desempenho de lagoas de polimento. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 25-38, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.017>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington D C. 2012.

ASSUNÇÃO, F. A. L.; VON SPERLING, Marcos. Importance of the ammonia volatilization rates in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent. *Water Science and Technology*, v. 66, n. 6, p. 1239–1246, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.303>

ASSUNÇÃO, F. A. L.; VON SPERLING, M. Influence of temperature and pH on nitrogen removal in a series of maturation ponds treating anaerobic effluent. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 10, p. 2241–2248, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.111>

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; BEVILACQUA, P. D.; et al. UASB-polishing ponds design parameters: contributions from a pilot scale study in southeast Brazil. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 6, p. 1276–1281, 2011. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.108>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2011). **Resolução Conama n.º 430**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conama. Brasília, Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated Application of the UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions**. Sub-department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands (Ph.D. thesis). 2003.

CAVALCANTI, P. F. F. **Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico**. Gráfica Santa Marta, João Pessoa, Paraíba. 2009. 172p.

CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F.; SPERLING, M. V.; et al. Conceptual analysis of the UASB/polishing pond system regarding the removal of surfactants, micropollutants and control of gaseous emissions. *Water Science and Technology*, v. 61, n. 5, p. 1211–1219, 2010. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.964>

CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto

sanitário - Parte 1: Tópicos de Interesse. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 5–16, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.038>

CRAGGS, R. J. et al. Nitrification potential of attached biofilms in dairy farm waste stabilisation ponds, *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10–11, p. 195–202, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0641>

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J.; DE MATOS, M. P.; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. *Environmental Technology*, 39:4, 490–502. 2018. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1304456>

DIAS, D. F. C.; DE MATOS, M. P.; PASSOS, R. G.; et al. Upgrading and evaluation of a simple pond system for small communities with simple interventions to reduce land requirements and increase performance. *Water Practice and Technology*, v. 12, n. 1, p. 1–11, 2017. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.004>

HO, L. T.; ALVARADO, A.; LARRIVA, J.; et al. An integrated mechanistic modeling of a facultative pond: Parameter estimation and uncertainty analysis. *Water Research*, v. 151, p. 170–182, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.018>

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V.K.; et al. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 12, p. 1232–1251, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017>

LETTINGA, G. Towards feasible and sustainable environmental protection for all. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, v. 11, n. 1, p. 116–124, 2008. <https://doi.org/10.1080/14634980600570152>

SANTOS, S. L.; SIMÕES, J. P. O.; PAIVA, F. V.; VAN HAANDEL, A. Design optimization of a simple single family anaerobic sewage treatment system. *Water Practice and Technology*, 2016. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.010>

SENZIA, M A; MAYO, A W; MBWETTE, T S A; et al. Modelling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds. *Ecological Modelling*, p. 9, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00018-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00018-2)

SNIFFEN, K.D.; SALES, C.M.; OLSON, M. S. The fate of nitrogen through algal treatment of landfill leachate. *Algal Res.*, 30, 50–58. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.12.010>

SOUSA, T. A. T.; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I. N.; et al. Post-treatment of municipal sewer in shallow polishing ponds. *African Journal of Biotechnology*, v. 16, n. 11, p. 508–516, 2017. <https://doi.org/10.5897/AJB2016.15779>

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 6–24, 2021. <https://doi.org/10.36659/dae.2021.019>

VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; et al. Anaerobic Reactor Design Concepts for the Treatment of Domestic Wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 21–38, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-4888-y>

VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande -PB: Epgraf, 240p, 1994. doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.023

VIJAY, S.; YUAN, Q. Simplified empirical model for phosphorous removal in a facultative wastewater lagoon. **Journal of Environmental Management**, v. 201, p. 1–5, 2017.

VON SPERLING, M.; MASCARENHAS, L.C.A.M., Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors, **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 83–90, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0432>