

II-109 - REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS TRATANDO EFLUENTES DA SUINOCULTURA

Fátima Resende Luiz Fia⁽¹⁾

Engenheira Agrícola pela Universidade Federal de Lavras/UFLA. Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola (Recursos Hídricos e Ambientais) pela Universidade Federal de Viçosa/UFV. Professora Adjunta do Departamento de Engenharia – DEG/UFLA

Antonio Teixeira de Matos

Professor Associado - Departamento de Engenharia Agrícola/UFV

Ronaldo Fia

Professor Adjunto - Departamento de Engenharia/UFLA

Alisson Carraro Borges

Professor Adjunto - Departamento de Engenharia Agrícola/UFV

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia – Caixa Postal 3037 - Campus da UFLA - CEP: 37.200-000 - Lavras-MG, Brasil – Tel: +55 (35) 3829-1481 - E-mail: fatimarlf@deg.ufla.br

RESUMO

Neste trabalho, teve-se por objetivo estudar a remoção das formas de nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACs) tratando água residuária da suinocultura (ARS), sob diferentes taxas de carregamento de nitrogênio (TC_{NTK}). O experimento foi constituído por oito SACs, implantados em casa de vegetação, construídos em fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura x 0,5 m de largura x 2,0 m de comprimento. Nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉ foi plantado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) e nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈ foi plantada a taboa (*Typha latifolia*). As TC_{NTK} médias aplicadas foram de 111 (SAC₂ e SAC₃), 223 (SAC₄ e SAC₅), 314 (SAC₆ e SAC₇) e 383 kg ha⁻¹ d⁻¹ (SAC₈ e SAC₉). A maior parte do nitrogênio presente na ARS em tratamento nos SACs se apresentou na forma de amônio e não de nitrato, devido às elevadas cargas orgânicas aplicadas, as quais provavelmente reduziram a disponibilidade de oxigênio no meio. Desta forma, acredita-se que o processo de nitrificação e desnitrificação não tenha ocorrido de forma significativa, de modo a contribuir efetivamente para remoção de nitrogênio do sistema. Pode-se concluir que as maiores TC_{NTK} e, consequentemente, menores tempos de detenção hidráulica (TDHs) nos SACs influenciaram significativamente ($p<0,05$) a eficiência de remoção de NTK, em todos os sistemas avaliados, sendo que as eficiências médias variaram entre 26 e 40%.

PALAVRAS-CHAVE: Água residuária, wetlands, nitrogênio.

INTRODUÇÃO

O nitrogênio apresenta um complexo ciclo biogeoquímico com múltiplas transformações bióticas/abióticas envolvendo sete estados de valência (+5 a -3). Os compostos incluem uma variedade de formas de nitrogênio orgânico e inorgânico que são essenciais para toda vida biológica.

Nos sistemas alagados, as formas de nitrogênio inorgânico de maior importância são: óxido nitroso (N₂O), óxido nítrico (NO₂), gás nitrogênio (N₂), amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻), sendo que os três primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas organicamente ligadas de maior importância incluem aminoácidos, aminas, uréia, purinas e pirimidinas (KADLEC & WALLACE, 2008). O nitrogênio orgânico entra nos sistemas alagados construídos (SACs) na forma particulada, que é convertida em solúvel pela hidrólise, e na forma solúvel é convertida em amônio também pela hidrólise e por bactérias heterotróficas quimiossintetizantes (von SPERLING, 1996).

Para que o nitrogênio seja removido completamente da solução pela microbiologia convencional, ele deve ser convertido a NH₄⁺, a seguir em NO₂⁻ e NO₃⁻ e, então, desnitrificado, saindo do sistema na forma de N₂ e N₂O. Sua remoção pode ser limitada por fatores como: condição redox do meio, alcalinidade, tipo de material orgânico, tempo de detenção hidráulica (HAMMAER & KNIGHT, 1994). Outro processo responsável pela remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias é denominado ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*), onde o amônio (NH₄⁺) é oxidado diretamente a nitrogênio gasoso (N₂), sendo o nitrito

(NO_2^-) o acceptor de elétrons. Assim, para remover amônio dos sistemas, é necessário converter uma parte dele em nitritos, sob condições anóxicas e aeróbias e, posteriormente, permitir que este nitrito e o amônio residual reajam anaerobiamente, por meio de bactérias ANAMMOX, convertendo-os em N_2 (STROUS et al, 1998).

Nos SACs cultivados, o nitrogênio é mobilizado pelos processos físicos de sedimentação e suspensão de partículas, deposição a partir da atmosfera, difusão das formas dissolvidas, assimilação e translocação pelas plantas, volatilização da amônia, adsorção de nitrogênio solúvel pelo meio suporte, migração de organismos e acumulação resultante do decaimento da planta (KADLEC & WALLACE, 2008).

Neste trabalho, objetivou-se estudar a remoção das formas de nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACs) tratando água residuária da suinocultura (ARS).

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi constituído por oito SACs, implantados em casa de vegetação, construídos em fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura x 0,5 m de largura x 2,0 m de comprimento, assentadas sobre o solo, em declividade de 0,01 m m^{-1} ; preenchidos com brita zero até a altura de 0,55 m, deixando-se uma borda livre de 0,05 m. O nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte. Nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈ foi plantada a taboa (*Typha latifolia*) e nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉ foi plantado o capim tifton-85 (*Cynodon spp.*).

Após um mês de implantação do experimento, iniciou-se a aplicação da ARS nos SACs, sendo que a diferenciação na carga orgânica foi realizada com a aplicação de diferentes vazões afluentes nos SACs, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Características operacionais aplicadas aos SACs durante o período de condução do experimento

Variáveis operacionais	SAC ₂	SAC ₃	SAC ₄	SAC ₅	SAC ₆	SAC ₇	SAC ₈	SAC ₉
TDH	11,8±1,1	12,0±1,2	5,9±0,6	5,9±0,6	4,2±0,4	4,2±0,3	4,0±1,1	3,2±0,3
TC _{NTK}	112±20	110±20	223±41	223±41	314±57	314±57	351±64	414±75

TDH - tempo de detenção hidráulica (d); TC_{NTK} - Taxa de carregamento de nitrogênio total Kjeldahl, tomada com base na área superficial dos SACs ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$)

Os SACs foram monitorados durante 120 dias, por meio de amostras do afluente e do efluente, quantificando-se o nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo método semimicro Kjeldahl, em 12 amostragens (APHA et al., 2005), e a concentração de amônio (NH_4^+) (adaptado de KEMPERS & ZWEERS, 1986), nitrato (NO_3^-) (YANG et al., 1998) e nitrito (NO_2^-), em 11 amostragens (APHA et al., 2005), todos por colorimetria.

Todas as variáveis foram avaliadas estatisticamente no esquema fatorial 2 x 4 (2 espécies e 4 taxas de carga orgânica) no delineamento em blocos casualizados (DBC) com o número de repetições para cada variável em função do número de amostragens (repetições no tempo). Os dados foram submetidos à análise de variância e de regressão. No que se refere ao fator qualitativo, as médias foram comparadas utilizando-se o teste F; havendo interação significativa entre a espécie cultivada e o tratamento aplicado, fez-se o desdobramento da mesma. Em relação ao fator quantitativo, os modelos foram avaliados com base na significância dos coeficientes de regressão, coeficiente de determinação e no fenômeno biológico. As análises de variância e regressão foram realizadas utilizando-se o programa estatístico SAEG®.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As eficiências médias e o desvio padrão de remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amônio pelos SACs bem como as concentrações médias afluentes e efluentes dos SACs das variáveis NTK, amônio, nitrito e nitrato estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão da concentração afluente e efluente de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônio (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-) dos SACs e eficiências médias (%) de remoção de NTK e N-NH_4^+ nos SACs, obtidas durante a condução do experimento

Variáveis	NTK (mg L ⁻¹)	Rem.(%)	N-NH_4^+ (mg L ⁻¹)	Rem.(%)	N-NO_2^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N-NO_3^- (mg L ⁻¹)
Afluente	530±93	-	304±96	-	0,032±0,035	0,84±0,27
SAC ₂	354±106	37±04a	197±80	33±19a	0,028±0,022	0,52±0,22
SAC ₃	343±105	40±04a	191±84	39±15a	0,035±0,031	0,49±0,22
SAC ₄	373±103	31±08b	219±87	28±18b	0,071±0,096	0,55±0,26
SAC ₅	390±74	35±09b	211±92	30±19b	0,035±0,032	0,53±0,19
SAC ₆	402±70	29±11c	237±70	20±09c	0,025±0,017	0,61±0,17
SAC ₇	402±93	29±10c	233±80	22±11c	0,026±0,021	0,56±0,19
SAC ₈	412±72	33±10d	248±82	17±11d	0,028±0,028	0,63±0,22
SAC ₉	424±79	26±10e	241±95	19±16d	0,021±0,009	0,63±0,26

Rem. – Porcentagem de remoção de NTK e N-NH_4^+ tendo como base o balanço de massa realizado.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey

Observou-se maior remoção de nitrogênio nos SACs que receberam as menores cargas deste nutriente (SAC₂ e SAC₃). Menores eficiências de remoção de nitrogênio em SACs que receberam maiores TC_{NTK} também foi observado por JING & LIN (2004) e MATOS et al. (2008), o que pode ter ocorrido devido à sobrecarga dos sistemas com este nutriente, condição semelhante à relatada por BRASIL et al. (2005).

Em relação às espécies cultivadas, observou-se diferença ($p<0,05$) apenas entre os SACs que receberam a maior TC_{NTK} (SAC₈ e SAC₉). Fato que pode ter sido influenciado pela diferença nas vazões aplicadas aos mesmos. No SAC₈, houve necessidade de manutenção da bomba dosadora e o efluente foi aplicado ao sistema por meio de um registro de gaveta entre o 37º e o 73º dia de monitoramento e, devido a problemas de entupimento ocorrido constantemente no mesmo, a vazão afluente foi reduzida, o que proporcionou aumento na eficiência do sistema quando comparado ao SAC₉, por não ter recebido a mesma carga deste nutriente.

Verificou-se, também, diferença significativa ($p<0,05$) nas eficiências de remoção de NTK entre as cargas aplicadas aos SACs, sendo as equações obtidas para estimativa de remoção desta variável em função das cargas aplicadas e das espécies cultivadas, apresentadas na Figura 1.

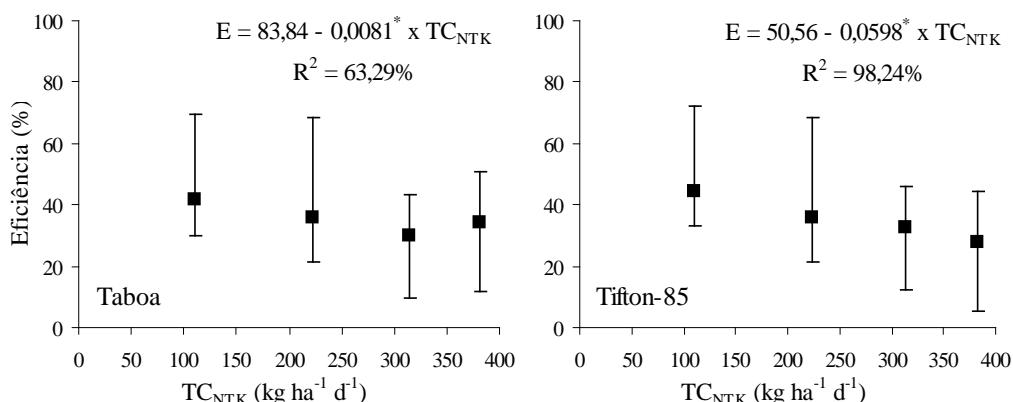
As taxas de aplicação de nitrogênio utilizadas neste trabalho (110 a 414 kg ha⁻¹ d⁻¹ de NTK) foram extremamente elevadas (Tabela 1), quando comparadas aos valores apresentados na literatura e que variam de 3 a 40 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio (HUNT et al., 2002; KUSCHK et al., 2003; POACH et al., 2004; BRASIL et al., 2005). As cargas de nitrogênio aplicadas aos SACs e o tipo de escoamento apresentado pelos SACs são os principais fatores de influência na eficiência de remoção deste nutriente e que, de acordo com VYMAZAL (2007), varia entre 40 e 50%. O mesmo autor entende que um sistema alagado de único estágio pode não alcançar maiores eficiências na remoção de nitrogênio devido à sua inabilidade em proporcionar condições anaeróbias e aeróbias em um mesmo ambiente.

HUNT et al. (2002) operaram sistemas alagados no tratamento da ARS recebendo cargas entre 3 e 36 kg ha⁻¹ d⁻¹ de nitrogênio e obtiveram de 70 a 95% na remoção deste nutriente. Em trabalho realizado por GONZÁLES et al. (2009) foram alcançadas eficiências de remoção de nitrogênio entre 47 e 79%, dependendo da estação do ano. Esses autores justificaram as maiores eficiências de remoção, quando comparadas àquelas encontradas na literatura, ao fato da alimentação dos sistemas alagados ter sido feita de forma intermitente, semelhante ao que ocorre em sistemas de tratamento por escoamento vertical, o que proporciona reaeração do meio granular, o que pode aumentar as rotas microbiológicas aeróbias de degradação.

LEE et al. (2004) reportaram eficiências na remoção de nitrogênio total da ARS entre 10 e 24%, para taxas de carregamento de nitrogênio entre 69 e 262 kg ha⁻¹ d⁻¹, sendo as menores eficiências obtidas quando da aplicação das maiores cargas. Os autores concluíram que 85% da remoção do nitrogênio total ocorreram por mecanismos puramente físicos, 12% por mecanismos microbiológicos (5% assimilação e 7% nitrificação e

desnitrificação) e apenas 2% por extração pelas plantas (*Eichhornia crassipes*). Afirmaram ainda que a participação dos microrganismos ocorre, principalmente, na conversão do amônio em nitrito e posteriormente em nitrato.

Neste experimento, devido às elevadas cargas orgânicas aplicadas, as quais reduziram a disponibilidade de oxigênio no meio, a maior parte do nitrogênio se apresentou na forma de amônio e não de nitrato (Tabela 2). Desta forma, acredita-se que o processo de nitrificação e desnitrificação não tenha ocorrido de forma significativa, de modo a contribuir efetivamente para remoção de nitrogênio do sistema. A principal razão das pequenas remoções de nitrogênio em SACs é a nitrificação incompleta do efluente, devido à baixa disponibilidade de oxigênio no meio (HUNT et al. 2002). Neste trabalho não houve limitação no que se refere à possibilidade de remoção de nitrogênio pelo processo ANAMMOX (temperatura, pH e limitação por amônio). No entanto, em função das reduzidas concentrações de nitrito no meio, acredita-se que este processo pouco tenha contribuído para remoção de nitrogênio dos sistemas.



* significativo a 5% de probabilidade pelo teste t

Figura 1. Estimativa das eficiências de remoção de NTK com base nas diferentes taxas aplicadas deste nutriente nos SACs e nas diferentes espécies cultivadas

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que as maiores taxas de carregamento superficial de nitrogênio (TC_{NTK}) e, consequentemente, menores TDHs nos SACs influenciaram significativamente ($p<0,05$) a eficiência de remoção de NTK, em todos os sistemas avaliados. Verificou-se diferença estatística ($p<0,05$) entre as TC_{NTK} aplicadas aos SACs e a remoção do NTK, sendo que as eficiências médias de remoção variaram entre 26 e 40%.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPEMIG o apoio financeiro concedido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].
2. Brasil, M. S.; Matos, A. T.; Soares, A. A.; Ferreira, P. A. Qualidade de efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.133-137, 2005.
3. González, F. T.; Vallejos, G. G.; Silveira, J. H.; Franco, C. Q.; García, J.; Puigagut, J. Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. Water SA, v.35, p.335-342, 2009.

4. Hammer, D. A.; Knight, R. L. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water Science and Technology*, v.29, n.4, p.15-27, 1994.
5. Hunt, P. G.; Szogi, A. A.; Humenik, F. J.; Rice, J. M.; Matheny, T. A.; Stone, K. C. Constructed wetlands for treatment of swine wastewater from an anaerobic lagoon. *Trans. ASAE*, v.45, n.3, p.639-647, 2002.
6. Jing, S. R.; Lin, Y. F. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan. *Environmental Pollution*, v.127, p.291–301, 2004.
7. Kadlec, R. H.; Wallace, S. D. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Florida: CRC Press, 2008. 1016p.
8. Kempers, A. J.; Zweers, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. *Commun. In Soil Sci. Plant Anal.*, v.17, p.715-723, 1986.
9. Kuschk, P.; Wiexner, A.; Kappelmeyer, U.; Weißbrodt, E.; Kästner, M.; Stottmeister, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, v.37, p.4236–4242, 2003.
10. Lee, C. Y.; Lee, C. C.; Lee, F. Y.; Tseng, S. K.; Liao, C. J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v.92, p.173–179, 2004.
11. Lim, P. E.; Wong, T. F.; Lim, D. V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*, v.26, n.5-6, p.425–431, 2001.
12. Matos, A. T.; Abrahão, S. S.; Pereira, O. G. Desempenho agronômico de capim tifon 85 (*Cynodon* spp.) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.
13. Poach, M. E.; Hunt, P. G.; Reddy, G. B.; Stone, K. C.; Johnson, M. H.; Grubbs, A. Swine wastewater treatment by marsh–pond–marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecological Engineering*, v.23, p.165–175, 2004.
14. Strous, M.; Heijnen, J. J.; Jetten, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerfull tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microrganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v.50, p.589-596, 1998.
15. Tanner, C. C.; Clayton, J. S.; Upsdell, M. P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, v.29, n.1, p.27-34, 1995.
16. von Sperling, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 211p. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*; v.2.
17. Vymazal, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v.380, p.48-65, 2007.
18. Yang, J. E.; Skogley, E. O.; Schass, P. E.; Kim, J. J. A simple espectrophotometric determination of nitrate in water, resin and extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.62, p.1108-1115, 1998.