

CAPÍTULO 5

Remoção e recuperação de nitrogênio

Gabriela Bonassa, Deisi Cristina Tapparo, Alice Chiapetti Bolsan, Heloisa Campeão Rodrigues, Camila Ester Hollas, Bruno Venturin, Fabiane Goldschmidt Antes, Marina Celant de Prá, Marcelo Bortoli e Airton Kunz

Introdução

Os elevados níveis de contaminação com nitrogênio em corpos hídricos e solos ocasionados por digestatos da suinocultura estão relacionados à característica que esses possuem, a qual se agrava principalmente nos centros produtores de proteína animal. Estes efluentes caracterizam-se por possuir baixa concentração de matéria orgânica, porém são ricos em nutrientes, como nitrogênio e fósforo. No caso da falta de disponibilização de terras agricultáveis para o aproveitamento do potencial fertilizante desse digestato, quando dispostos incorretamente sem tratamento prévio em corpos hídricos e/ou solo, graves implicações ambientais e à saúde humana são desencadeadas. Aliado a isso, os desafios relacionados ao gerenciamento do digestato para atender à Legislação Ambiental em vigor estão se tornando cada vez mais emergentes.

Atualmente, são poucos os sistemas de tratamento de dejetos suínos que contemplam a remoção ou recuperação de nitrogênio. Em sua maioria, os processos incluem sistemas de lodos ativados, onde o nitrogênio é convertido em nitrato. Ainda assim, esses efluentes re-

siduais líquidos podem desencadear efeitos negativos a ecossistemas aquáticos, pois o nitrato pode causar a eutrofização, em que há o crescimento excessivo de algas em corpos hídricos, redução do oxigênio dissolvido e alteração das características de odor e sabor da água.

Devido às crescentes exigências de órgãos ambientais quanto ao manejo de digestatos de efluentes, a evolução dos processos de tratamento que proporcionem redução satisfatória na concentração de amônia é cada vez mais urgente. Neste capítulo serão discutidas estratégias consolidadas e em desenvolvimento para a remoção e/ou recuperação de nitrogênio de efluentes suínocolas, a fim de mitigar possíveis contaminações no meio ambiente e atender padrões de lançamento.

Processos de remoção de nitrogênio

O nitrogênio (N) é o nutriente encontrado em maiores concentrações nos efluentes da suinocultura e está presente basicamente em duas principais formas, conforme o estado de oxidação deste elemento: nitrogênio orgânico dissolvido e particulado e nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$). A proporção entre as formas nitrogenadas orgânica e mineral nos dejetos está relacionada às estratégias de manejo adotadas durante a criação dos suínos e sua fase produtiva de desenvolvimento ou reprodutiva (Giacomini *et al.*, 2013).

Além dessas formas, o nitrogênio amoniacal também existe na natureza e pode ser convertido nos efluentes nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxidos nitroso (N_2O) e nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO_2) e nitrogênio gasoso (N_2), conforme reações de oxidação ou redução mediada por combinação entre vários microrganismos e reações químicas. Essas transformações são resultantes do metabolismo microbiano em processos de fixação, nitrificação, redução desassimilatória do nitrito, desnitrificação e Anammox (oxidação anaeróbia da amônia). Em dejetos frescos, o N está quase combinado na forma de proteína e uréia (NH_4^+) e as bactérias, via oxidação biológica, transformam o NH_4^+ primeiramente em amônia (NH_3) e depois em NO_2^- e NO_3^- . Alguns processos podem ser aplicados para facilitar essas conversões do nitrogênio amoniacal

($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) em NO_3^- e gás N_2 , ou até mesmo para recuperação desse elemento e produção de fertilizantes de alto valor agregado (Metcalf; Eddy, 2003).

São inúmeras as alternativas, tanto biológicas quanto físico-químicas, para remoção de compostos nitrogenados (nitrogênio amoniacal total – NAT) de efluentes da suinocultura (Figura 1). Os processos biológicos destacam-se devido ao menor custo, facilidade operacional e reduzida toxicidade (não há o consumo de reagentes químicos) quando comparado aos demais. A aplicabilidade destes processos já inclui o tratamento de uma gama de digestatos da agroindústria e esgoto doméstico. Dentre tecnologias já consolidadas para a remoção de nitrogênio cita-se a rota convencional de nitrificação/desnitrificação, a qual diversos aperfeiçoamentos da técnica quanto a reatores e condições operacionais já estão bem estabelecidos. Além disso, alguns processos avançados que vêm sendo estudados para remoção de amônia de digestatos da suinocultura incluem a utilização de bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia (Anammox) combinadas a outros processos envolvidos no ciclo do nitrogênio, como a nitritação parcial (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

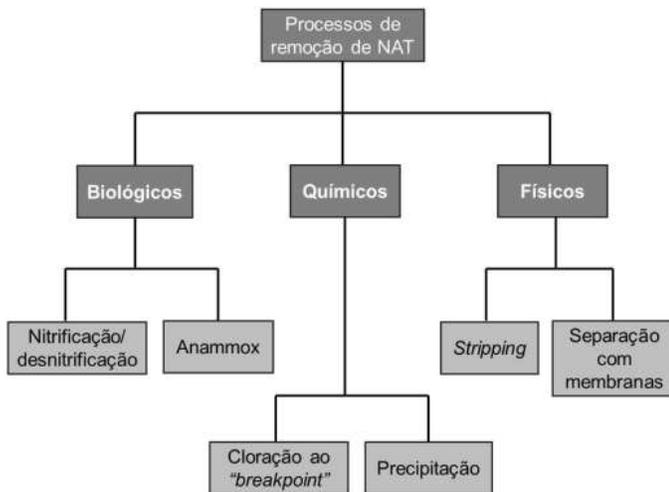


Figura 1. Estratégias para remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes.

Fonte: Adaptado de Kunz; Mukhtar (2016).

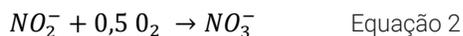
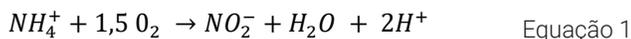
Tecnologias consolidadas para remoção de nitrogênio – nitrificação/desnitrificação

A rota biológica convencional de nitrificação e desnitrificação tem sido empregada para tratamento de águas residuárias objetivando a remoção de nitrogênio. Este tipo de tratamento envolve mecanismos aeróbios (que consomem oxigênio – em que há a nitrificação autotrófica da amônia a nitrato, via oxidação) e anaeróbios (ausência de oxigênio – desnitrificação heterotrófica do nitrato a nitrogênio gasoso, consumindo o carbono remanescente do efluente da suinocultura, via redução). Ambos ocorrem no interior das células ou bactérias – por isso são consideradas reações bioquímicas. A nitrificação/desnitrificação pode ser aplicada em reatores separados ou em um único reator (com intervalos de aeração) (Hollas *et al.*, 2019).

Processo de nitrificação

O processo de nitrificação é uma reação microbiológica em que microrganismos convertem o nitrogênio amoniacal (NH_3) dos digestatos da suinocultura em nitrato (NO_3^-). Essa é uma reação de oxidação em que o aceptor final de elétrons é o oxigênio, ou seja, o processo ocorre mediante a aeração dos reatores, e a mesma é dividida em duas etapas reacionais: nitritação e nitratação.

Na primeira etapa (nitritação), microrganismos com habilidade de oxidar amônia (bactérias oxidadoras de amônia – BOA) convertem o nitrogênio amoniacal a nitrito. E na segunda etapa (nitratação), outro grupo de microrganismos que está em consórcio no mesmo sistema (bactérias oxidadoras de nitrito – BON) oxida o nitrito a nitrato. Ambas as bactérias envolvidas no processo de nitrificação necessitam de oxigênio (O_2) para metabolismo e oxidação das espécies nitrogenadas, o qual é fornecido via sopradores para o meio reacional (Metcalf; Eddy, 2003). As Equações 1 e 2 representam as etapas gerais dos processos de nitritação e nitratação, respectivamente.



Conforme observa-se nas Equações 1 e 2, tanto as bactérias oxidadoras de amônia como as de nitrito, envolvidas no processo de nitrificação necessitam de oxigênio para oxidação do nitrogênio amoniacal dos efluentes da suinocultura. Devido ao metabolismo desses microrganismos caracterizar-se por autotrófico, as mesmas também assimilam fonte de carbono inorgânico para suprimento de suas atividades metabólicas e crescimento celular. Parte dos requisitos quanto a estas fontes inorgânicas já está presente nos efluentes da suinocultura.

Além disso, esses microrganismos possuem taxa de crescimento baixa. Com isso, algumas condições podem ser impostas ao processo e reguladas para melhorarem o desempenho do processo, tais como: o oxigênio anteriormente mencionado, pH, temperatura, tempo de retenção hidráulica e tempo de retenção celular. Dentre estas, a aeração, pH e fonte de carbono inorgânico são as variáveis mais importantes (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Devido ao metabolismo aeróbio, quantidades elevadas de oxigênio são necessárias para favorecer o processo de nitrificação. Durante a oxidação, as concentrações de oxigênio dissolvido fornecidas pelos sopradores devem ser entre 2 e 3 mg.L⁻¹. Valores inferiores a 0,5 mg.L⁻¹ de oxigênio dissolvido inibem o processo de nitrificação de dejetos. Para bom funcionamento dos reatores de nitrificação, o cálculo do requisito de oxigênio considera que para cada quilograma de nitrogênio presente no dejetos que será oxidado (na forma de nitrogênio amoniacal, NH₃) são necessários cerca de 4,25 quilogramas de oxigênio, sendo que a potência e número de sopradores a serem escolhidos também conectam-se com a dimensão das lagoas nitrificantes. Para cálculo do requisito de O₂ em projetos de reatores de nitrificação do NH₃ à NO₃⁻ é necessário conhecer a concentração de amônia no efluente da suinocultura e a carga de N (na forma de NH₃) na entrada do reator nitrificante (Gerardi, 2002; Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Considerando-se que em uma granja de suínos um biodigestor do tipo UASB gera diariamente 150 m³ de digestato, com concentrações aproximadas de 1.203 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e 1.203 mg.L⁻¹ de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) (Kunz *et al.*, 2006), para definir o requisito diário de oxigênio exigido para a oxidação de todo o nitrogênio na forma de amônio para nitrato deve-se inicialmente calcular a carga de nitrogênio na entrada do reator aeróbio (Equação 3).

$$c = [NAT].Q \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

c = Carga de nitrogênio a ser aplicada no reator nitrificante (kg.d⁻¹)

[NAT] = Concentração de nitrogênio amoniacal total no efluente (kg.m⁻³)

Q = vazão (m³.d⁻¹)

$$c = 1203 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000 mg} \cdot 150 \frac{m^3}{d}$$

Considerando:

$$\frac{g}{L} = \frac{Kg}{m^3} \quad c = 181 kg.d^{-1}$$

A partir do valor encontrado de carga de nitrogênio a ser aplicada, é possível então calcular o requisito diário de oxigênio (RdO₂) para a lagoa de nitrificação de efluentes da suinocultura (Equação 4).

$$Rd_{O_2} \rightarrow NAT = 181 \frac{Kg}{d} \times 4.25 \frac{O_2}{NAT} \quad \text{Equação 4}$$

$$Rd_{O_2} \rightarrow NAT = 770 \frac{Kg O_2}{d}$$

De maneira semelhante, também é possível calcular o requisito de oxigênio para oxidação da matéria orgânica disponível residual no efluente. Para tal, o cálculo do requisito de oxigênio é igual à carga diária de DBO (Equação 5).

$$c = 1203 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000 mg} \cdot 150 \frac{m^3}{d} \quad \text{Equação 5}$$

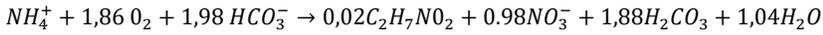
$$c = 181 \frac{Kg}{d} \quad R d_{O_2} \rightarrow DBO = 181 \frac{Kg O_2}{d}$$

Além do oxigênio, o pH também exerce grande influência durante o processo de completa oxidação do nitrogênio dos efluentes na etapa de nitrificação, influenciando no crescimento celular e estabilidade do processo nos reatores. O pH tem importância na disponibilização de substrato ao processo, pois de acordo com os valores de acidez ou alcalinidade ocorrem as mudanças das formas nitrogenadas entre amônio e amônia, e nitrito e ácido nitroso, sendo que somente NH_3 e HNO_2 são substratos para as BOA e BON. As células e o metabolismo desses microrganismos gastam menos energia para transportar e oxidar essas formas nitrogenadas do que as formas ionizadas amônio e nitrito (Wiesmann; Choi; Dombrowski, 2007).

Sabendo-se disso, a manutenção e controle do pH é primordial para manutenção e eficácia do processo de nitrificação. As faixas próximas à neutralidade (7,2 a 7,6) são os intervalos ideais para as bactérias oxidadoras de nitrito (BON), enquanto as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) necessitam de valores próximos a 8 (7,9 a 8,2). Meios ácidos ou pH inferiores a 6 inibem a atividade de ambos os microrganismos. Para controle desse parâmetro nos intervalos próximos à neutralidade é ideal que o dejetado suíno apresente uma quantidade mínima de alcalinidade, aumentando assim o poder de tamponamento das lagoas nitrificantes.

A quantidade ideal de alcalinidade para manter o pH em condições ideais pode ser calculado através da estequiometria da reação de oxidação do nitrogênio amoniacal (Equação 6), sendo que o requisito estequiométrico de bicarbonato (HCO_3^-) é 2 mols para oxidação de 1 mol de NH_4^+ , o que corresponde a 4,36 gramas de HCO_3^- por grama de nitrogênio amoniacal total presente no dejetado. Convertendo esse valor para carbonato de cálcio (Ca_2CO_3), para cada grama de nitrogênio amoniacal a ser completamente oxidada na nitrificação são necessários

7,14 gramas de CaCO_3 . A Equação 6 determina a reação de nitrificação em etapa única, juntando o processo realizado pelos microrganismos BOA e BON (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019; Baird; Eaton; Rice, 2017).



Equação 6

Considerando-se que na mesma granja de suínos anteriormente mencionada, em que o reator nitrificante é alimentado diariamente com 150 m^3 de digestato ($1.203 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal), após a quantificação da alcalinidade total presente no digestato, encontrou-se a concentração de $5.119 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}\cdot\text{L}^{-1}$ (Hollas *et al.*, 2019). Com base nesses dados, para determinação da necessidade diária de suplementação de alcalinidade com carbonato de cálcio (para a completa oxidação da amônia a NO_3^-), inicialmente calcula-se a carga diária de nitrogênio (Equação 3) e alcalinidade (Equação 6) presentes na água residuária da suinocultura que alimenta o reator nitrificante (carga de nitrogênio – Equação 3 = $181 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$).

$$c \frac{\text{Kg}}{\text{d}} = [\text{CaCO}_3] \cdot Q \quad \text{Equação 7}$$

$$c = 5119 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \cdot \frac{\text{g}}{1000 \text{ mg}} \cdot 150 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$$

Considerando-se as condições estequiométricas de que são necessários 7,14 gramas de carbonato de cálcio para cada grama de nitrogênio amoniacal para completa oxidação da amônia na nitrificação:

$$\text{Requisito de alcalinidade} = 181 \frac{\text{Kg N}}{\text{d}} \times 7,14 = 1292 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{\text{d}}$$

Para o efluente da suinocultura com $1.203 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal, o requisito diário de alcalinidade é de $1.292 \text{ kg}\cdot\text{CaCO}_3$, porém, como o dejetos já possui determinada alcalinidade ($5.119 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}\cdot\text{L}^{-1}$), essa diferença é descontada do obtido na Equação 6, por meio da Equação 8.

Déficit de alcalinidade = Carga diária de alcalinidade – necessidade diária de alcalinidade

Equação 8

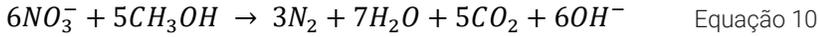
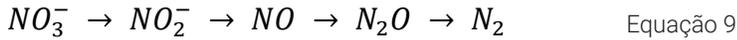
$$\text{Déficit de alcalinidade} = 768 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{d} - 1292 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{d} = -524 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{d}$$

Nas condições do digestato suinícola, há um déficit de alcalinidade e conclui-se que os valores presentes no mesmo não são suficientes para que ocorra a nitrificação total desse efluente. Com isto, o ideal seria a suplementação da alcalinidade para que não haja oscilações do pH a níveis inibitórios. Outra alternativa, seria acoplar o processo de nitrificação ao de desnitrificação, onde ocorreria a redução do nitrato a gás N₂. Essa alternativa seria viável, pois as bactérias envolvidas no processo de desnitrificação, retornam alcalinidade ao sistema durante suas funções fisiológicas e metabólicas. Portanto, além de gerar um efluente final de menor potencial poluente no tratamento de efluentes da suinocultura, visto que o nitrato ainda desencadeia problemas de eutrofização de corpos hídricos, quando os processos são acoplados a alcalinidade gerada na desnitrificação é recirculada para o tanque nitrificante e compensa parte do requisito estequiométrico apresentado na Equação 6. Outro ponto positivo desses sistemas acoplados, é que os efluentes da digestão anaeróbia também apresentam matéria orgânica remanescente (cerca de 2.076 mg.DQO.L⁻¹, Kunz *et al.*, 2006), que não é utilizado nas vias metabólicas das bactérias nitrificantes e sim das desnitrificantes (Metcalf; Eddy, 2003). Isso será abordado no tópico em sequência.

Processo de desnitrificação

A via metabólica de desnitrificação consiste na conversão do nitrato em nitrogênio gasoso. Como essa forma nitrogenada não está prontamente disponível em efluentes da suinocultura, este processo ocorre em seguida à nitrificação e por intermédio de bactérias facultativas heterotróficas, na ausência de oxigênio e presença de carbono orgânico. No processo, o nitrato (advindo da nitrificação) é reduzido a nitrito, óxido nítrico e posteriormente a gás N₂ (Equação 9), e em paralelo há o

consumo do carbono orgânico remanescente presente nos efluentes da suinocultura (Equação 10) (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).



Assim como no processo de nitrificação, alguns parâmetros precisam ser controlados e influenciam na desnitrificação. A capacidade das bactérias desnitrificantes de reduzir o nitrato tem relação direta com a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente no efluente e concentração das formas nitrogenadas. Esses fatores influenciam na velocidade de crescimento desses organismos (Chen *et al.*, 2021). Por ser um processo heterotrófico, a desnitrificação necessita de fonte de carbono orgânico para que seja possível ser realizada. Portanto, para que o processo ocorra de maneira satisfatória, o efluente da suinocultura deve apresentar cerca de 2,86 g de DQO (demanda química de oxigênio) por grama de NO_3^- a ser reduzido a N_2 e 1,72 g de DQO por grama de NO_2^- a ser reduzido a N_2 (Metcalf; Eddy, 2003).

Em efluentes, a disponibilidade de carbono orgânico pode ser medida pela relação entre a quantidade de carbono orgânico disponível (COD) e a massa de nitrogênio a ser reduzida pela desnitrificação. Essa é a relação comumente conhecida como relação C/N. Referindo-se à disponibilidade deste para os microrganismos heterotróficos, é importante considerar somente o carbono orgânico total (COT) presente na fase solúvel. O carbono quantificado como material particulado deve ser desconsiderado. Satisfatoriamente, a matéria orgânica presente em dejetos da suinocultura apresenta alta biodegradabilidade e disponibilidade para as bactérias heterotróficas. Isto é, é um carbono de rápida degradação para estes organismos (Bonassa *et al.*, 2021a).

Considerando-se esses aspectos e o mesmo biodigestor anteriormente mencionado (biodigestor do tipo UASB, que gera diariamente 150 m³ de digestato, com concentrações aproximadas de 1.203 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal), que possui a concentração de COT de 4.200 mg.L⁻¹

(Hollas *et al.*, 2019) na água residuária da suinocultura, para verificar a adequabilidade deste efluente para o processo de desnitrificação deve-se calcular a carga de carbono (Equação 11) e de nitrogênio (Equação 12) aplicada ao reator. Para este sistema são consideradas as vazões de alimentação do biodigestor e de descarte de lodo de 10 e 8 m³.d⁻¹, respectivamente (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

$$C_{COT} = \left[Q_{alimentação} \frac{m^3}{d} - Q_{descarte\ de\ lodo} \frac{m^3}{d} \right] \times [COT] \quad \text{Equação 11}$$

$$C_{COT} = \left[10 \frac{m^3}{h} \times \frac{24h}{d} - 8 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[4200 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000} \right]$$

$$C_{COT} = \left[240 \frac{m^3}{h} - 8 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[4,2 \frac{Kg}{m^3} \right]$$

$$C_{COT} = 232 \frac{m^3}{d} \times 4,2 \frac{Kg}{m^3} \quad C_{COT} = 975 \frac{Kg}{d}$$

E para carga diária de nitrogênio:

$$C_{NAT} = \left[Q_{alimentação} \frac{m^3}{d} - Q_{descarte\ de\ lodo} \frac{m^3}{d} \right] \times [NAT] \quad \text{Equação 12}$$

$$C_{NAT} = \left[10 \frac{m^3}{h} \times \frac{24h}{d} - 8 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[1203 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000} \right]$$

$$C_{NAT} = \left[240 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[1,203 \frac{Kg}{m^3} \right]$$

$$C_{NAT} = 280 \frac{Kg}{d}$$

A partir desses valores, é possível calcular a relação C/N (Equação 12) e confirmar a adequabilidade das águas residuárias da suinocultura para o processo de desnitrificação.

$$\text{Relação } \frac{C}{N} = \frac{C_{COT}}{C_N} \quad \text{Equação 13}$$

$$\text{Relação } \frac{C}{N} = \frac{975 \frac{Kg}{d}}{280 \frac{Kg}{d}} \quad \text{Relação } \frac{C}{N} = 3,5$$

O ideal para as bactérias heterotróficas do processo de desnitrificação são relações C/N acima de 2. Portanto, nas condições apresentadas (relação C/N de 3,5), o efluente da suinocultura possui características satisfatórias para remoção de nitrogênio por essa via metabólica, sem proporcionar quedas em eficiência devido à baixa concentração de COT (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019). Além disso, para cada grama de nitrato reduzido pela via de desnitrificação, são gerados 3 gramas de alcalinidade na forma de carbonato de cálcio. A combinação dos processos de nitrificação com a desnitrificação sugere que esse excedente possa ser aproveitado para compensar o déficit apresentado pelos efluentes da suinocultura para o processo de nitrificação (Hoffman *et al.*, 2007).

Processo combinado de nitrificação/desnitrificação

Diferentes sistemas reacionais podem ser aplicados para o processo de nitrificação/desnitrificação (Sant'anna Jr., 2010). Dentre estes, o modelo proposto por Ludzack e Ettinger (1962) destaca-se devido a sua alta eficiência e robustez. Algumas modificações e adaptações já foram realizadas nesse modelo, que hoje é tradicionalmente conhecido como Ludzack e Ettinger Modificado (LEM). Na Figura 2 é apresentado um esquema de como é feito o arranjo do processo combinado de nitrificação/desnitrificação para remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura.

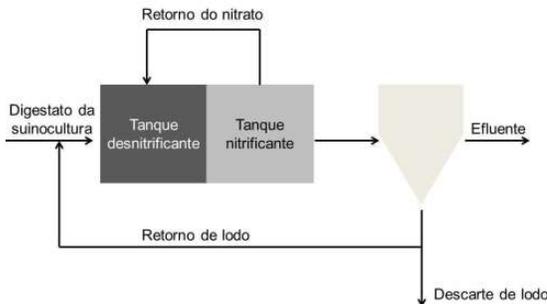


Figura 2. Esquema ilustrativo de um sistema utilizando o processo Ludzack-Ettinger Modificado para remoção de nitrogênio de digestatos.

Fonte: Adaptado de Kunz, Steinmetz e Amaral (2019).

Conforme observa-se na Figura 2, basicamente o sistema é composto de um tanque desnitrificante (anóxico) anterior ao tanque nitrificante (aeróbio) onde ocorre a oxidação da amônia. Nesse sentido, o nitrato produzido no tanque aerado retornará ao tanque anóxico (sem oxigênio), onde o sistema é alimentado com o digestato, que também possui matéria orgânica. O nitrato e o carbono servirão de elétrons para a redução da forma nitrogenada a gás N_2 . Visto que o tanque de desnitrificação precede o tanque de nitrificação, o processo Ludzack-Ettinger Modificado é também conhecido como “pré desnitrificação anóxica” (Tchobanoglous; Burton; Stensel, 2003).

A configuração Ludzack-Ettinger Modificado é ideal para a remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura, pois possibilita a desnitrificação e a nitrificação do digestato de forma otimizada. O nitrato produzido no tanque aeróbio retorna para o tanque desnitrificante, já servindo como acceptor de elétrons para o processo. Na desnitrificação, a redução do nitrato é mediada pelos microrganismos desnitrificantes, conforme item sobre Processo de desnitrificação, que consomem a matéria orgânica residual presente no digestato da suinocultura e beneficiam a etapa nitrificante, devido ao retorno estequiométrico de alcalinidade (Liu *et al.*, 2018).

Além das características do digestato exercerem influência durante o tratamento de remoção de nitrogênio via processos de nitrificação/desnitrificação, em sistemas LEM a eficiência do sistema também será dependente da taxa de recirculação do meio líquido entre os tanques nitrificantes e desnitrificantes, razão da vazão total de recirculação e vazão de alimentação do sistema. Quanto maior a taxa de recirculação/retorno do nitrato, maior será a eficiência de remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura, sendo que a eficiência global do sistema pode ser calculada pela Equação 14.

$$E = 1 - \frac{[N_T]_S}{[N_T]_E} \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

$[N_T]_S$ = Concentração de nitrogênio total na entrada do sistema LEM (mg.L^{-1})

$[N_T]_E$ = Concentração de nitrogênio total na saída do sistema LEM (mg.L^{-1})

Uma vez que ambos os reatores são de mistura completa e fluxo contínuo, as taxas de recirculação de nitrato e vazão de recirculação são calculadas pelas Equações 15 e 16. E a eficiência teórica máxima, a qual é dependente da razão total de recirculação, é calculada por meio da Equação 17.

$$R_T = \frac{Q_{RT}}{Q_{\text{alimentação}}} \quad \text{Equação 15}$$

$$Q_{RT} = Q_{R-ND} + Q_{R-L} \quad \text{Equação 16}$$

$$\frac{[N_T]_s}{[N_T]_e} = \frac{1}{1 + R_T} \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

R_T = Razão de recirculação total

Q_{RT} = Vazão de recirculação ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

$Q_{\text{alimentação}}$ = Vazão de alimentação do sistema LEM ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

Q_{R-ND} = Vazão de recirculação entre o reator nitrificante e desnitrificante ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

Q_{R-L} = vazão de recirculação do lodo ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

As eficiências observadas para remoção de nitrogênio de efluentes em sistemas LEM podem ser acima de 90%. A literatura cita que os valores ideais de recirculação do nitrato do reator nitrificante para o desnitrificante (Q_{RT}) é de aproximadamente 3 a 6 vezes a vazão de alimentação ($Q_{\text{alimentação}}$), utilizando-se como média 4,5 vezes. A utilização de decantadores (conforme representado na Figura 2) no sistema LEM tem como objetivo evitar a perda excessiva de biomassa nitrificante do sistema. Essa é retornada para a entrada dos tanques de alimentação do processo e utiliza-se em média razões de recirculação de lodo fixadas em 1 (Chung *et al.*, 2019; Hollas *et al.*, 2019).

Conforme item sobre Processo de desnitrificação e calculado pela Equação 12, em suas rotas metabólicas, as bactérias responsáveis pelo processo de desnitrificação, além de utilizarem o nitrato, também necessitam de matéria orgânica. Os dejetos da suinocultura possuem

em sua composição uma alta concentração de carbono orgânico altamente disponível em sua composição para o processo de desnitrificação. Porém, conceituando-se a remoção de nitrogênio em um pacote tecnológico em que o sistema LEM é instalado como pós-tratamento de digestores anaeróbios, boa parte desse carbono já foi consumido pelos microrganismos metanogênicos e o residual está quase em sua totalidade como matéria recalcitrante, ou seja, de difícil acessibilidade e degradação.

Nesse caso, a eficiência do processo de desnitrificação pode ser comprometida pelo fornecimento de um efluente com baixa relação C_{DBO}/N . Em cenários como este, faz-se necessário a suplementação de carbono com glicose, metanol ou acetato, ou ainda a adição de um *by-pass* (desvio) na configuração esquemática do biodigestor, para que uma pequena parcela do dejetos suíno seja direcionada diretamente para o reator nitrificante (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019). Em capítulos adiante, será apresentado a aplicabilidade de um sistema Ludzack-Ettinger Modificado no tratamento de digestatos visando à remoção de nitrogênio em uma granja da suinocultura. Todos os aspectos relacionados ao dimensionamento de reatores também serão abordados para melhor exemplificação desta tecnologia e desse princípio em particular.

Tecnologias em desenvolvimento para remoção de nitrogênio

Algumas granjas e sistemas de tratamento de efluentes da suinocultura já possuem consolidados a biodigestão anaeróbia da fração orgânica dos dejetos. Em alguns casos, os sistemas foram adaptados com tempos de retenção hidráulica (TRHs) e volumes de biodigestores visando o máximo aproveitamento da matéria orgânica para produção de biogás, não sendo aplicável e viável economicamente a instalação de *by-pass*. Digestatos oriundos desses sistemas de tratamento apresentam concentrações remanescentes de carbono (já não mais consumível pelas Arqueas metanogênicas) e efluentes com baixa relação C/N, devido à alta eficiência da digestão anaeróbia. Nesses casos, a viabilidade dos sistemas convencionais de nitrificação/desnitrificação visando a

remoção de nitrogênio de digestatos é dependente da adição de fonte externa de carbono orgânico aos tanques de desnitrificação, o que implica no aumento de custos do sistema operacional.

Nesse sentido, algumas rotas que são utilizadas para tratamento e remoção biológica de nitrogênio de efluentes urbanos (esgoto sanitário e lixiviado de aterro) estão sendo pesquisadas e analisadas em busca da adaptação e adequabilidade para que em um futuro próximo possam ser aplicadas para a remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura. Pesquisas em laboratório buscam aperfeiçoar técnicas para melhorar a eficiência, reduzir custos e otimizar as estratégias de tratamento disponíveis, buscando-se novas rotas que sejam aptas para conversão do nitrogênio amoniacal de digestatos da suinocultura em nitrogênio gasoso.

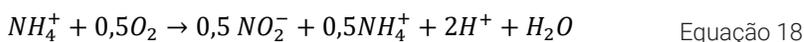
As novas propostas de processo para remoção de nitrogênio, assim como a nitrificação/desnitrificação, também se baseiam em organismos que oxidam e degradam formas nitrogenadas do ciclo do nitrogênio. Concomitantemente, via processos de nitrificação parcial e oxidação anaeróbia do íon amônio (Anammox), a remoção da amônia também é possível via amônia e nitrito sendo convertidos diretamente em nitrogênio gasoso, com pequenas produções de nitrato (o qual não é mais substrato).

No geral, esses processos demandam de menores TRHs; consomem menos energia, pois não oxidam a amônia até nitrato, mas sim até nitrito; além de não exigirem a suplementação de fonte externa de carbono orgânico ou adequação dos biodigestores com *by-pass*. Essas tecnologias recentes para os efluentes da suinocultura de remoção de nitrogênio via nitrito serão mencionadas com maiores detalhes na sequência (processo de Nitrificação Parcial e Anammox) (Vanotti *et al.*, 2012; Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Processo de nitrificação parcial

O processo de nitrificação parcial é mediado por bactérias oxidadoras de amônia, que oxidam a amônia de efluentes de digestores da suinocultura em nitrito. Esse processo pode funcionar como um pré-tratamento, capaz de gerar um efluente com as características requeridas para alimentação de reatores Anammox, processo avançado que pode ser aplicado no tratamento de efluentes com alta concentração de nitrogênio.

A eficácia e funcionamento da nitrificação parcial consiste basicamente em interromper e controlar o processo de nitrificação total da amônia a nitrato. Com isso, do total de amônia presente em efluentes, objetiva-se que 50% dessa parcela seja oxidada a nitrito e 50% fique remanescente na forma de amônia, conforme observa-se na Estequiometria apresentada na Equação 18. As vantagens do controle e favorecimento desse processo é que nessas formas nitrogenadas balanceadas os requisitos estequiométricos do processo Anammox (Strous *et al.*, 1998) são igualmente atendidos, e esses processos podem, então, ser aliados dentro de um único pacote tecnológico, somando algumas vantagens operacionais e econômicas.



Para controle operacional do processo e favorecimento da oxidação parcial da amônia de efluentes da suinocultura a nitrito, algumas abordagens operacionais podem ser controladas de maneira estratégica buscando-se maiores eficiências, como: oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura, relação carbono/nitrogênio e o tempo de retenção hidráulico. O controle dessas variáveis de maneira a favorecer as bactérias responsáveis pela nitrificação parcial pode também ser estratégico na supressão de determinados grupos bacterianos que competem com as mesmas por amônia (bactérias oxidadoras de nitrito), aumentando a sua atividade e funcionalidade (Wiesmann; Choi; Dombrowski, 2007).

Evidencia-se que valores de OD entre 0,7 e 1,4 mg.L⁻¹ (razão de 4,25 quilogramas de oxigênio para cada quilograma de nitrogênio a ser oxidado), pH em condições alcalinas (valores superiores a 7, com processos favorecidos em intervalos entre 7,9 a 8,2) (Ciudad *et al.*, 2005) e temperatura entre 30 a 35 °C são algumas das estratégias operacionais que podem ser aplicadas a reatores de nitrificação parcial. Essas condições são seletivas para a rota de oxidação da amônia a nitrito e supressão da conversão total a nitrato (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Sabendo-se que os efluentes da suinocultura advindos de biodigestores possuem quase em sua totalidade nitrogênio na forma de íon amônio, o qual via nitrificação parcial pode ser oxidado a nitrito, a viabilidade e eficiência desse processo também depende da origem do digestato. Isso reflete na eficiência global da manutenção da oxidação parcial de amônia a nitrito. O digestato têm características variáveis de acordo com a eficiência e tipo de reator da digestão anaeróbia, processos de pré-tratamento para remoção de sólidos e preparo do digestato anterior à remoção de nitrogênio (como, por exemplo, processo de separação sólido-líquido) (Chini *et al.*, 2021).

Além disso, haja vista que o equilíbrio entre essas formas nitrogenadas proporcionadas pela nitrificação parcial é o requisito estequiométrico para o processo Anammox, aliar esses processos em um único reator para atender padrões de lançamento previstos na legislação Conama 430/2011 proporciona vantagens econômicas e ambientais às granjas.

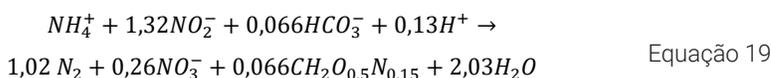
Processo Anammox

O processo Anammox foi uma das últimas descobertas no ciclo do nitrogênio (1990), e é mencionado como um dos avanços tecnológicos mais inovadores para remoção e tratamento de uma gama de efluentes com altas concentrações de nitrogênio. Referindo-se aos efluentes da suinocultura, os processos ainda não são totalmente consolidados, e novos reatores e condições operacionais ainda são temas de investigação. As principais abordagens que tornam essa rota tecnológica atrativa é a possibilidade das bactérias Anammox perfazerem consórcio com

vários grupos bacterianos (nitrificantes e desnitrificantes) e mesmo que inibidas por certas condições operacionais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e presença de matéria orgânica, o processo é flexível e pode ser restaurado devido ao baixo tempo de retenção hidráulica (TRH) dos reatores Anammox. Apesar das bactérias Anammox apresentarem crescimento lento devido ao elevado tempo de duplicação, os baixos TRH de reatores, economia de energia com aeração e baixa geração de lodo, são quesitos que proporcionam a contínua investigação dessa rota para futura aplicação no tratamento de digestatos da suinocultura (Bonassa *et al.*, 2021a).

Nos últimos anos o processo Anammox tem evoluído de conceitos bastante inexplorados, para aplicabilidade no tratamento de digestatos da suinocultura. Isso é uma peça-chave para um futuro próximo, haja visto que essas bactérias não necessitam de fonte de carbono orgânico. Com isso, em granjas que o processo de digestão anaeróbia já está bem estabelecido e fundamentado, a reconfiguração da mesma com *by-pass* para aplicabilidade dos processos convencionais de nitrificação/desnitrificação, ou em novos sistemas a implementação de biodigestores com menores volumes para que haja um excedente de carbono orgânico no efluente (requisito das bactérias desnitrificantes - item sobre Processo de desnitrificação), não é necessária.

A rota Anammox, consiste na oxidação anaeróbia do íon amônio, via microrganismos específicos, diretamente a N₂, utilizando nitrito (proveniente da nitrificação parcial) como acceptor de elétrons, e como residual há uma pequena produção de nitrato. Ou seja, não há a necessidade de matéria orgânica, como nas rotas convencionais de remoção de nitrogênio anteriormente exploradas. (Equação 19) (Strous *et al.*, 1998).



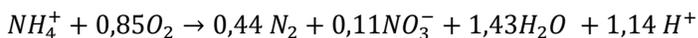
Cita-se como uma das maiores vantagens desse processo, os baixos TRH e as altas cargas de nitrogênio durante a operação de reatores Anammox. Portanto, os sistemas são bastante compactos e de alta

eficiência quando comparados aos processos convencionais de remoção de nitrogênio (Casagrande *et al.*, 2013; Manommani; Joseph, 2018; Bonassa *et al.*, 2021b).

Processos combinados de desamonificação

Conforme apresentado nos tópicos anteriores, os digestatos da suinocultura apresentam altas concentrações de nitrogênio. Os processos convencionais de nitrificação/desnitrificação, apesar de bastante conhecidos e consolidados para tratamento e remoção de nitrogênio, apresentam algumas desvantagens para efluentes agropecuários. Por exemplo, parte do carbono que poderia ser aproveitado na digestão anaeróbia precisaria ser suplementado para as bactérias heterotróficas. A desamonificação, tecnologia que opera simultaneamente a nitrificação parcial com o processo Anammox, surge como uma alternativa promissora para a eliminação de altas cargas de nitrogênio em digestatos. Essas configurações são importantes dos pontos de vista econômico e ambiental, pois maximizam a recuperação de energia e mantém a maior quantidade de carbono na digestão anaeróbia, visto que a remoção de nitrogênio é conduzida por uma rota autotrófica, isenta de necessidade de carbono orgânico nos metabolismos microbianos. Essa tecnologia já foi transferida e aplicada para tratamento de águas residuárias, como esgoto doméstico e efluentes da indústria alimentícia (Bonassa *et al.*, 2021a).

Em condições limitadas de oxigênio, as bactérias aeróbias oxidadoras de amônia oxidam parcialmente a amônia a nitrito, e perfazem consórcio com as bactérias Anammox em um mesmo sistema reacional. Paralelamente, as bactérias Anammox eliminam amônia remanescente e nitrito a gás N₂ (Chini *et al.*, 2019). O esquema é representado na Figura 3. A reação global de ambos os processos combinados é identificada na Equação 20 (Vanotti *et al.*, 2012).



Equação 20

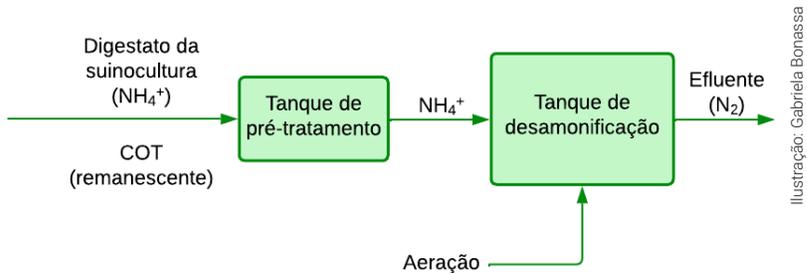


Figura 3. Esquema ilustrativo do processo de pré-tratamento de digestatos seguido da desamonificação em reator único.

O primeiro sistema de desamonificação em escala piloto foi implementado em 2002 em Rotterdam (Holanda), em um reator do tipo Batelada Sequencial (SBR). Posteriormente, diferentes reatores foram testados e adaptados para o processo de desamonificação, como: Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF), Reator de Leito Móvel com Biofilme (MBBR) e Reator de leito expandido (EGSB). Em 2018, um novo Reator denominado NITRAMMOX® foi desenvolvido e proposto por alguns colaboradores na Embrapa Suínos Aves, exclusivamente para o processo de desamonificação). Esse é um reator do tipo *airlift* de tubos concêntricos, agitado e misturado pneumaticamente e que possui alguns diferenciais que proporcionam ambientes favoráveis para ambas as bactérias da nitrificação parcial e Anammox, dentro de um mesmo conjunto experimental. O reator conta com aeração, alimentação e recirculação contínuos, visando proporcionar eficiências satisfatórias, robustez e custos reduzidos (De Prá *et al.*, 2021). Pesquisas de bancada já estão sendo realizadas e comprovam a viabilidade do reator para tratamento de digestatos da suinocultura com altas concentrações de nitrogênio (Bonassa *et al.*, 2021b).

Assim como nos processos de nitrificação/desnitrificação, nitrificação parcial e Anammox, no interior de reatores de desamonificação as condições operacionais devem ser controladas para aumento da eficiência do processo. Nesse caso, o controle obedece às condições anteriormente citadas nos itens sobre Processo de nitrificação parcial e Processo Anammox, de concentração de oxigênio dissolvido, tempera-

tura e pH. Também é importante controlar a concentração de amônia fornecida ao sistema, para que não haja acúmulo no interior do reator, e de maneira que também não haja oxidação total a nitrato. Conforme mencionado, a desamonificação tem sido citada como uma tecnologia revolucionária para a remoção de nitrogênio de digestatos da suinocultura. Porém, investigações e trabalhos de pesquisas ainda são necessários para ampla difusão e consolidação dessa rota de tratamento.

Dentro de um pacote tecnológico e levando em conta as características do digestato da suinocultura, visando cumprir a legislação vigente e os padrões enquadrados para as formas nitrogenadas, sabe-se que máximas eficiências e um bom consórcio bacteriano devem ser alcançados nos processos de desamonificação. Portanto, para aplicabilidade desse processo em granjas de suinocultura, um dos entraves tecnológicos que ainda vem sendo aperfeiçoado refere-se à fração de carbono de baixa biodegradabilidade remanescente da digestão anaeróbia. Isto é, o carbono que já não é consumido pelas Arqueas metanogênicas para produção de biogás, que não é suficiente para as bactérias heterotróficas (no caso de aplicabilidade do processo convencional de nitrificação/desnitrificação), mas que pode inibir as bactérias Anammox (Chini *et al.*, 2021).

Esse carbono apresenta baixa biodegradabilidade para a digestão anaeróbia, e pode ser removido com alguns processos como: separação sólido-líquido, digestão anaeróbia em reatores do tipo UASB com baixo tempo de retenção hidráulica (cerca de dois dias), eletrofloculação e eletrocoagulação e reatores aeróbios. Essas são algumas operações unitárias prévias entre os processos de digestão anaeróbia de dejetos da suinocultura e desamonificação (Figura 3), que podem ser aplicadas para pré-tratamento do digestato, e que também vem sendo investigadas e exploradas cientificamente para que em um futuro próximo essa tecnologia de remoção de nitrogênio possa ser aplicada em grande escala no Brasil.

Nesse contexto, estabelecido e determinado pré-tratamento de digestatos viáveis economicamente e tecnologicamente para o processo de desamonificação, reatores como o NITRAMMOX® poderão ser escalonados em granjas para tratamento e remoção biológica de nitrogênio de digestatos da suinocultura.

Processo de recuperação de nitrogênio via tecnologia de membranas

A recuperação de nitrogênio de efluentes é uma alternativa atraente para o setor produtivo, considerando a geração de fertilizantes de segunda-geração, um produto valioso para a economia circular de sistemas de tratamentos de efluentes da suinocultura. A tecnologia de membranas possui elevado potencial de aplicação em digestatos com alta concentração de nitrogênio (Kunz; Mukhtar, 2016). A membrana age como uma barreira física entre o efluente e a solução ácida, mais especificamente, a amônia livre presente no efluente/digestato permeia a parede da membrana reagindo com a solução ácida, presente do outro lado da membrana, sendo capturada na forma de NH_4^+ (Darestani *et al.*, 2017; Riaño *et al.*, 2019). A solução ácida pode ser por exemplo ácido sulfúrico, que ao reagir com a amônia produzirá sulfato de amônia (Equação 21) (Darestani *et al.*, 2017).



Um esquema de como ocorre a recuperação de nitrogênio por meio das membranas é ilustrado na Figura 4.

O sulfato de amônia produzido pode ser utilizado como fertilizante, na forma líquida via fertirrigação ou pode ser precipitado, transformando-se em um sal. O uso das membranas pode se dar em duas formas:

1. Combinado com a digestão anaeróbia.
2. Diretamente no digestato/dejeto bruto.

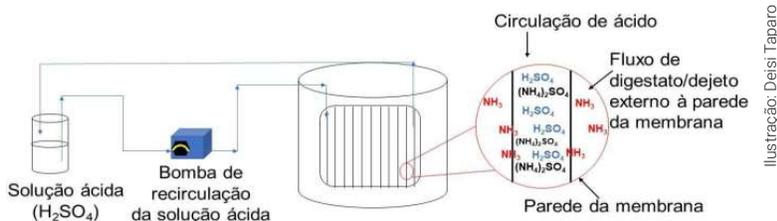


Figura 4. Ilustração do princípio operacional do módulo de membrana para recuperação de amônia usando H_2SO_4 como solução ácida.

Combinado à digestão anaeróbia

O nitrogênio é um nutriente essencial para o crescimento das bactérias e microrganismos na digestão anaeróbia. Em condições anaeróbias, o nitrogênio está presente basicamente na forma orgânica ou amoniacal. A forma amoniacal é descrita na literatura como Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), que é composto pelo íon amônio (NH_4^+) e amônia (NH_3). A dissociação das espécies é afetada diretamente pelo pH e temperatura do meio (Jiang *et al.*, 2019). A amônia é apontada como a forma tóxica para os microrganismos envolvidos na DA. Dentre os métodos utilizados para diminuir a concentração de amônia livre dentro do biodigestor, as opções que visam a recuperação do nutriente são mais interessantes, tendo em vista que além de diminuir os processos inibitórios o produto obtido pode ser utilizado na cadeia de fertilizantes, contribuindo com a produção de alimentos e diminuição com custos de fixação de N.

O uso das membranas permeáveis a gás dentro dos biodigestores apresenta resultados promissores. Bayrakdar, Sürmeli e Çalli (2017) estudaram a DA de excretas de frango e observaram a potencialização da produção de gás ao utilizarem membranas de contato para remoção de N. O incremento na produção de biogás atingiu 55%, com remoção de até 38% do nitrogênio presente no meio. Shi *et al.* (2019), utilizando membranas de diferente composição (politetrafluoroetileno), obtiveram incremento de 58% na produção de biogás e remoção até 44.9% de nitrogênio. González-García *et al.* (2021) avaliaram a recuperação de amônia

durante a digestão anaeróbia de dejetos suíno. Os principais resultados demonstraram um incremento de até 27% no rendimento de metano e uma taxa de recuperação de amônia de $6,7 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{membrana}} \cdot \text{d}^{-1}$.

Os resultados das pesquisas comprovam um grande potencial de uso da tecnologia de membranas permeáveis a gás para melhorar o processo da digestão anaeróbia, ao mesmo tempo que recupera a amônia dos efluentes na forma de sal de amônio. No entanto, mais pesquisas são necessárias devido à incrustação de compostos orgânicos e inorgânicos na superfície da membrana, diminuindo sua efetividade.

Uso das membranas no dejetos bruto ou digestato

O princípio de utilização das membranas para o dejetos bruto (antes da digestão anaeróbia) ou para o digestato (pós-digestão anaeróbia) é igual ao descrito anteriormente. A utilização de membranas permeáveis a gás como metodologia para controle de emissão de amônia a partir de resíduos foi estudada em escala de laboratório e piloto (Molinuevo-Salces *et al.*, 2020; Vanotti *et al.*, 2017).

O pH é ponto crucial na eficiência de recuperação de nitrogênio, uma vez que o íon amônia é a forma facilmente permeável à membrana. Conforme descrito por García-González *et al.* (2015), a recuperação de nitrogênio a partir do dejetos suíno bruto atingiu 81% quando o pH foi mantido na faixa de 8,5-9. Em contraste, apenas 55% do nitrogênio inicial foi recuperado quando o pH não foi ajustado. Do ponto de vista econômico, Molinuevo-Salces *et al.* (2020) revelaram abordagem econômica favorável para a tecnologia de membranas. No entanto, ressaltaram a necessidade de investigações para uso de sistemas de aquecimento durante o inverno para manter as taxas de recuperação, e uso de materiais mais baratos para montagem das membranas assim como o reciclo do ácido, para tornar esta tecnologia mais competitiva.

Considerações finais

Conforme já mencionado, são diversos os processos disponíveis na literatura, seja para remoção ou para recuperação de nitrogênio de efluentes da suinocultura, os quais têm se mostrado como tecnologias inovadoras para o tratamento biológico de águas residuárias nos últimos anos. Essas tecnologias têm sido desenvolvidas e estudadas para uma gama de efluentes, e a transferência dessas tecnologias para aplicabilidade em escala real e tratamento de digestatos da suinocultura é algo cada vez mais próximo das granjas e sistemas de tratamento.

A escolha da melhor rota e do melhor processo é uma questão a ser pensada e estudada junto a técnicos e especialistas da área, sendo que isso depende das características do dejetos, volume de efluente e quais as pretensões a serem realizadas com a água residuária final: “reúso?”, “tratamento biológico para remoção de fósforo?”. Ou ainda, no caso da recuperação do nitrogênio, há a geração de um fertilizante de segunda geração de alto valor agregado, o qual pode ser comercializado dentro da cadeia.

Referências

- BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. (ed.) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: American Water Works Association, 2017.
- BAYRAKDAR, A., SÜRMELE, R. O., ÇALLI, B. Dry Anaerobic Digestion of Chicken Manure Coupled with Membrane Separation of Ammonia. **Bioresource Technology**, v. 244, n. 1, p. 816-823, nov. 2017.
- BONASSA, G. *et al.* Organic carbon bioavailability: Is it a good driver to choose the best biological nitrogen removal process?. **Science of The Total Environment**, v. 786, set. 2021a.
- BONASSA, G. *et al.* A new kinetic model to predict substrate inhibition and better efficiency in an airlift reactor on deammonification process. **Bioresource Technology**, v. 319, jan.2021b.

BRASIL. **Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai. 2011. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 23 ago. 21.

CASAGRANDE, C. G. *et al.* High nitrogen removal rate using ANAMMOX process at short hydraulic retention time. **Water Science Technology**, v. 67, n. 5, p. 968-975, 2013.

CHEN, J. *et al.* Long-term evaluation of the effect of peracetic acid on a mixed anoxic culture: Organic matter degradation, denitrification, and microbial community structure. **Chemical Engineering Journal**, v. 411, may. 2021.

CHINI, A. *et al.* Evaluation of deammonification reactor performance and microorganisms community during treatment of digestate from swine sludge CSTR bioreactor. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 19-26, sep. 2019.

CHINI, A. *et al.* Treatment of digestate from swine sludge continuous stirred tank reactor to reduce total carbon and total solids content. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 8, p. 12326-12341, aug. 2021.

CHUNG, Y. J. *et al.* Treatment of swine wastewater using MLE process and membrane bio-reactor. **Water Science Technology**, v. 49, n. 5-6, p. 443-50, 2004.

CIUDAD, G. *et al.* Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 5, p. 1715-1719, apr. 2005.

DARESTANI, M. *et al.* Hollow fibre membrane contactors for ammonia recovery: Current status and future developments. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 2, p. 1349-1359, apr. 2017.

DE PRÁ, M. C. *et al.* Novel one-stage reactor configuration for deammonification process: Hydrodynamic evaluation and fast start-up of NITRAMMOX® reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 171, jul. 2021.

GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C.; VANOTTI, M. B. Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of waste strength and pH. **Waste Management**, v. 38, p. 455-461, apr. 2015.

- GONZÁLEZ-GARCÍA, I. *et al.* Improved anaerobic digestion of swine manure by simultaneous ammonia recovery using gas-permeable membranes. **Water Research**, v. 190, feb. 2021.
- GERARDI, M. H. Dissolved oxygen. In.: GERARDI, M. H. **Nitrification and denitrification in the activated sludge process**. New York: Wiley-Interscience, 2002. 191 p.
- GIANCOMINI, S. J. *et al.* Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 211-219, fev. 2013.
- HOFFMAN, H. *et al.* The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 2, p. 329-337, mar. 2007.
- HOLLAS, C. E. *et al.* Modified Ludzack–Ettinger system role in efficient nitrogen removal from swine manure under high total suspended solids concentration. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 7715-7726, 2019.
- JIANG, Y. *et al.* Ammonia Inhibition and Toxicity in Anaerobic Digestion: A Critical Review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, p. 100899, dec. 2019.
- KUNZ, A. *et al.* **Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS) como Alternativa na Redução do Impacto Ambiental da Suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. (Comunicado Técnico, 452).
- KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic Membrane Technology For Ammonia Extraction From Wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 2, p. 377-386, 2016.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019, 209p.
- LIU, F. *et al.* Rapid nitrification process upgrade coupled with succession of the microbial community in a full-scale municipal wastewater treatment plant (WWTP). **Bioresource Technology**, v. 249, p. 1062-1065, 2018.
- MANONMANI, U.; JOSEPH, K. Granulation of anammox microorganisms for autotrophic nitrogen removal from wastewater. **Environmental Chemistry Letters**, v. 16, p. 881-901, 2018.

- METCALF L.; EDDY H. **Wastewater Engineering: Treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGraw Hill, 2003. 1819 p.
- MOLINUEVO-SALCES, B. *et al.* Pilot-Scale Demonstration of Membrane-Based Nitrogen Recovery from Swine Manure. **Membranes (Basel)**, v. 10, n. 10, p. 270, oct. 2020.
- RIAÑO, B. *et al.* Application of Gas-Permeable Membranes For-Semi-Continuous Ammonia Recovery from Swine Manure. **Environments**, v. 6, n. 3, p. 32, 2019.
- SANT'ANNA Jr., G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
- SHI, X. *et al.* Enhanced biogas production and in situ ammonia recovery from food waste using a gas-membrane absorption anaerobic reactor. **Bioresource Technology**, v. 292, p. 121864, nov. 2019.
- STROUS, M. *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, p. 589-596, 1998.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: Ed. McGraw Hill USA, 2003. 1819 p.
- VANOTTI, M. B. *et al.* Ammonia Removal Using Nitrification and Anammox in a Single Reactor. *In: ASABE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 2012, Dallas, Texas. [Anais...]*. Texas: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2012.
- VANOTTI, M. B. *et al.* Recovery of ammonia and phosphate minerals from swine wastewater using gas-permeable membranes. **Water Research**, v. 112, p. 137-146, 2017.
- WIESMANN, U.; CHOI, I.; DOMBROWSKI, E. **Fundamentals of biological wastewater treatment**. Weinheim: Wiley-VCH, 2007.
- ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29-42, mar. 2016.