

ẢNH HƯỞNG CỦA TẢI TRỌNG NITƠ LÊN HIỆU QUẢ KHỬ NITƠ CỦA HỆ THỐNG BỂ SINH HỌC MÀNG (MBR) CÓ BỔ SUNG VẬT LIỆU CHỨA LƯU HUỖNH (S-MEDIA)

Nguyễn Thu Hiền

Trường Đại học Công nghiệp Thực phẩm TP.HCM

Email: nthienbl@gmail.com

Ngày nhận bài: 15/03/2021; Ngày chấp nhận đăng: 14/04/2021

TÓM TẮT

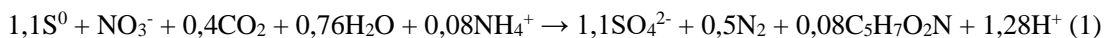
Hệ thống xử lý sinh học gồm các ngăn thiếu khí - kỵ khí - MBR nối tiếp nhau có thể loại bỏ 39% - 45% tổng nitơ trong nước thải, tuy nhiên, hiệu quả được tăng lên 54% - 61% bằng cách thêm vật liệu gốc lưu huỳnh (S-media). Bên cạnh đó, tải trọng nitơ là một trong những yếu tố vận hành ảnh hưởng đến quá trình loại bỏ nitơ, hiệu suất loại bỏ nitơ ở mức $54\% \pm 2\%$, $61\% \pm 2\%$ và $57\% \pm 1\%$ khi tải trọng nitơ thay đổi tương ứng là 0,06; 0,12 và 0,18g N/L/ngày. Do sự xuất hiện đồng thời của quá trình khử nitơ dị dưỡng và tự dưỡng, tỷ lệ khối lượng của sunphat sinh ra và nitrat bị loại bỏ ở 0,06 N/L/ngày (tải trọng tối đa để hệ thống vận hành tốt) là $1,95 \pm 0,12$ g/g thấp hơn tỷ lệ lý thuyết là 7,5 g/g. Nghiên cứu cũng chỉ ra S-media không ảnh hưởng đến quá trình xử lý tổng phốt pho (hiệu suất loại bỏ là $44\% \pm 3\%$) và các hợp chất hữu cơ được loại bỏ hoàn toàn.

Từ khóa: Khử nitơ dị dưỡng, khử nitơ tự dưỡng, S-media, tải trọng nitơ.

1. MỞ ĐẦU

Quá trình khử nitơ dị dưỡng đóng vai trò quan trọng trong việc xử lý nitơ bằng các phương pháp sinh học và quá trình này chỉ đạt hiệu quả cao khi trong nước thải có đủ nguồn cacbon hữu cơ [1, 2]. Cúrko và cộng sự đã chứng minh rằng tốc độ xử lý nitơ trong bể sinh học màng (MBR) tăng lên 3 lần khi thêm glucose vào bể [3]. Do đó, đối với những loại nước thải có tỷ lệ C/N thấp như nước thải chăn nuôi gia súc, nước rỉ rác, nước thải thuộc da, sản xuất phân bón v.v. cần bổ sung một nguồn cacbon hữu cơ bên ngoài để quá trình khử nitơ dị dưỡng xảy ra hoàn toàn [4, 5]. Điều này dẫn đến chi phí xử lý nước thải tăng lên, hơn nữa, nếu nguồn cacbon hữu cơ được bổ sung quá nhiều sẽ gây ra nguồn ô nhiễm thứ cấp.

Để khắc phục những nhược điểm trên, quá trình khử nitơ tự dưỡng được đề xuất áp dụng cho xử lý nước thải có tỷ lệ C/N thấp. Trong quá trình khử nitơ tự dưỡng, các vi sinh vật khử nitơ sử dụng nguồn năng lượng sinh ra từ phản ứng oxy hóa khử giữa các hợp chất lưu huỳnh vô cơ (S^{2-} , S^0 , $S_2O_3^{2-}$,...) và nitrat (NO_3^-). Các hợp chất lưu huỳnh vô cơ đóng vai trò chất cho điện tử và bị oxy hóa thành sunphat (SO_4^{2-}), trong khi đó nitrat đóng vai trò chất nhận điện tử và bị khử thành khí nitơ (N_2) [6, 7]. Trong số các hợp chất lưu huỳnh vô cơ, lưu huỳnh nguyên tố (S^0) thường được sử dụng rộng rãi trong quá trình khử nitơ tự dưỡng do giá thành không cao, không độc hại, sẵn có trên thị trường [8]. Phương trình (1) biểu diễn quá trình khử nitơ tự dưỡng với lưu huỳnh nguyên tố là chất cho điện tử [9]:



Hiệu quả của quá trình khử nitơ tự dưỡng đã được chứng minh trong nghiên cứu của Sahinkaya và Dursun. Trong nghiên cứu này, một bể lọc sinh học chứa lưu huỳnh nguyên tố

(S⁰), canxi cacbonat (CaCO₃) và than hoạt tính (PAC) được dùng để xử lý nước thải có nồng độ nitrat đầu vào là 50 mg NO₃⁻-N/L, sau thời gian lưu nước (HRT) 12 giờ, nồng độ nitrat đầu ra thấp hơn 0,1 mg NO₃⁻-N/L [10]. Tuy nhiên, sự hình thành sunphat (SO₄²⁻) cần được chú ý khi áp dụng quá trình khử nitơ tự dưỡng. Theo phương trình (1), khi 1,0 g NO₃⁻-N được loại bỏ sẽ sinh ra 7,5 g SO₄²⁻ (tỷ lệ SO₄²⁻/NO₃⁻-N là 7,5 g/g). Sunphat sinh ra sẽ kết hợp với ion H⁺ tạo thành axit và làm giảm giá trị pH của nước thải, điều này không những gây ảnh hưởng đến hệ vi sinh trong hệ thống xử lý mà còn ảnh hưởng đến nguồn tiếp nhận nước thải sau xử lý. Để khắc phục vấn đề này, Sahinkaya và cộng sự đã đề xuất giải pháp làm giảm lượng sunphat sinh ra bằng cách kích hoạt quá trình khử nitơ dị dưỡng và tự dưỡng xảy ra đồng thời. Trong nghiên cứu của Sahinkaya và cộng sự, metanol (CH₃OH) được thêm vào bể lọc sinh học giá thể cố định có chứa S⁰ và CaCO₃, 75 mg NO₃⁻-N/L được loại bỏ hoàn toàn trong 11 giờ, và tỷ lệ SO₄²⁻/NO₃⁻-N đo được khoảng 3,0 g/g, thấp hơn tỷ lệ lý thuyết 2,5 lần [11]. Bên cạnh đó, Oh và cộng sự đã chứng minh rằng tỷ lệ SO₄²⁻/NO₃⁻-N giảm còn 3,0 - 4,0 g/g khi quá trình khử nitơ dị dưỡng và tự dưỡng xảy ra đồng thời [12].

Tốc độ sinh trưởng của các vi sinh vật khử nitơ khá chậm nên sinh khối cần được lưu giữ trong các bể xử lý sinh học lâu hơn để đạt được hiệu quả loại bỏ nitơ cao [13]. Do đó, công nghệ MBR với các mô-đun màng ngăn không cho sinh khối rửa trôi ra khỏi bể phản ứng được áp dụng. Ngoài ra, MBR còn có nhiều ưu điểm như tiết kiệm không gian, chất lượng nước sau xử lý cao, có thể vận hành với nồng độ MLSS và thời gian lưu bùn (SRT) cao [14]. Sự kết hợp giữa MBR và quá trình khử nitơ tự dưỡng đã được khảo sát trong một số nghiên cứu trước đây. Sahinkaya và cộng sự đã thêm lưu huỳnh với tần suất 1 lần/tuần vào hệ thống MBR để xử lý nước thải có nồng độ nitrat đầu vào là 25 mg NO₃⁻-N/L, hiệu quả xử lý đạt 100% với thời gian lưu nước là 5 giờ [7]. Trong nghiên cứu của Kimura và cộng sự, MBR với mô-đun màng UF được sử dụng để xử lý nước ngầm bị nhiễm nitrat, bằng cách bổ sung lưu huỳnh vào bể phản ứng, nitrat được loại bỏ hoàn toàn trong 2,7 giờ [15].

Các nghiên cứu trước đây thường sử dụng lưu huỳnh ở dạng hạt hoặc dạng bột. Tuy nhiên, việc sử dụng lưu huỳnh có kích thước nhỏ sẽ gây ra một vài sự cố trong lúc vận hành như bần màng, lưu huỳnh bị rửa trôi ra khỏi hệ thống [10]. Do đó, trong nghiên cứu này, vật liệu gốc lưu huỳnh (S-media) được sử dụng để kích thích quá trình khử nitơ tự dưỡng trong bể MBR. Bên cạnh đó, tải trọng nitơ cần xử lý cũng là một trong những yếu tố ảnh hưởng đến hiệu suất của quá trình khử nitơ tự dưỡng, có thể quyết định sản phẩm cuối cùng của quá trình khử nitơ là khí nitơ (N₂) hay nitrit (NO₂⁻). Vì thế, mục tiêu chính của nghiên cứu này là (i) khảo sát khả năng xử lý nitơ của vật liệu S-media; (ii) đánh giá ảnh hưởng của tải trọng nitơ đến hiệu quả xử lý nitơ của hệ thống MBR kết hợp với vật liệu gốc lưu huỳnh (S-media); (iii) đánh giá ảnh hưởng của S-media đến khả năng xử lý chất hữu cơ, phot pho của hệ thống.

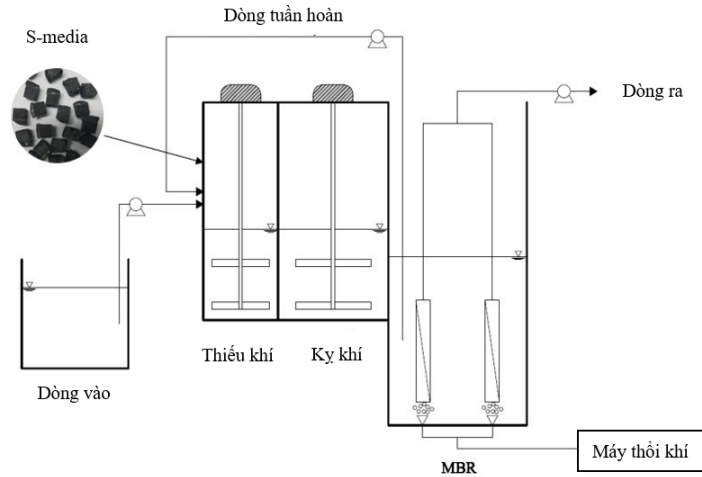
2. NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Mô hình thí nghiệm

Một hệ thống xử lý sinh học gồm 3 ngăn được nối liên tiếp nhau là thiếu khí - kỵ khí - hiếu khí với thể tích làm việc lần lượt là 2, 3 và 6,9 L (Hình 1). Hai mô-đun màng dạng tấm có kích thước 120 × 120 mm (dài × rộng), diện tích bề mặt 0,06 m² và kích thước lỗ màng 0,4 μm, xuất xứ Pure Envitech (Hàn Quốc) được lắp đặt vào ngăn hiếu khí. Thông lượng vận hành của hai mô-đun màng được điều chỉnh ở mức 10 L/m²/giờ (LMH) bằng bơm nhu động (9 phút hút và 1 phút nghỉ). HRT tại ngăn thiếu khí, kỵ khí, MBR lần lượt là 3,5 giờ, 5,2 giờ và 11,9 giờ. Một máy đo áp suất kỹ thuật số được kết nối trực tiếp với dòng thấm để đo áp suất chuyển qua màng (TMP). Khi giá trị TMP vượt quá 20 kPa, các mô-đun màng sẽ được lấy ra khỏi hệ thống và làm sạch bằng natri hypoclorit (0,5%) trong vòng 6 giờ. Nước thải

được bơm vào ngăn thiếu khí, sau đó tự chảy qua ngăn kỵ khí và MBR. Nước thải và bùn từ ngăn MBR được tuần hoàn lại ngăn thiếu khí để cung cấp nitrat cho quá trình khử nitrat xảy ra tại đây. Nồng độ oxy hòa tan (DO) được kiểm soát ở mức $0,23 \pm 0,07$ và $0,05 \pm 0,02$ mg/L trong ngăn thiếu khí và ngăn kỵ khí bằng cách sử dụng motor khuấy có tốc độ 60 và 15 vòng/phút. Đối với ngăn MBR, DO được duy trì ở nồng độ $3,53 \pm 0,26$ mg/L bằng hệ thống thổi khí cài đặt dưới đáy ngăn.

Trong nghiên cứu này có 2 hệ thống được vận hành cùng một lúc. Một hệ thống được bổ sung S-media ở ngăn thiếu khí với tần suất 5,0 g/ngày và hệ thống còn lại không bổ sung S-media.



Hình 1. Mô hình thí nghiệm

2.2. Vật liệu thí nghiệm

Nghiên cứu này sử dụng nước thải nhân tạo được làm từ $C_6H_{12}O_6$ (137,5 mg/L), KH_2PO_4 (21,94 mg/L), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (15 mg/L), $MnSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,09 mg/L), $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ (0,3 mg/L), $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ (55 mg/L), $FeCl_2 \cdot 2H_2O$ (3 mg/L), $NaHCO_3$ (300 mg/L). Nhu cầu oxy hóa học (COD), tổng phốt pho (TP) đầu vào là 150 ± 1 và $5,0 \pm 0,1$ mg/L. Tổng nitơ (TN) đầu vào được thay đổi lần lượt là 50, 100 và 150 mg/L bằng cách thay đổi nồng độ của NH_4HCO_3 (282,14; 579,28 và 923,33 mg/L) tương ứng với tải trọng nitơ là 0,06; 0,12 và 0,18 g N/L/ngày.

Bùn nuôi cấy được lấy từ bể sinh học hiếu khí của một trạm xử lý nước thải sinh hoạt trên địa bàn Thành phố Hồ Chí Minh. Nồng độ MLSS ban đầu là 4500 mg/L. Bùn hoạt tính sau khi lấy về được để ổn định ở điều kiện thiếu khí trong 24 giờ, sau đó cấy vào hai hệ thống sinh học. Thời gian thích nghi của bùn hoạt tính trong các hệ thống là 15 ngày, nồng độ MLSS được duy trì ở mức 4.461 ± 298 mg/L và SRT là 30 ngày trong suốt thời gian vận hành.

S-media được làm từ S^0 , $CaCO_3$, PAC dạng bột (Hàn Quốc) với tỷ lệ khối lượng 5:4:1. S^0 đóng vai trò là chất cho điện tử trong quá trình khử nitơ tự dưỡng, $CaCO_3$ là nguồn kiềm bổ sung, và PAC dùng để tăng cường sự hình thành màng sinh học trên giá thể. Tiếp đến, natri silicat (Na_2SiO_3) dạng lỏng được bổ sung vào hỗn hợp bột trên với tỷ lệ khối lượng 1:1 để kết dính các thành phần với nhau. Để có được hình dạng cố định, hỗn hợp được cho vào khuôn định hình có kích thước ($10 \times 10 \times 10$ mm), cuối cùng đem đi sấy ở nhiệt độ $105^\circ C$ trong 10 giờ.

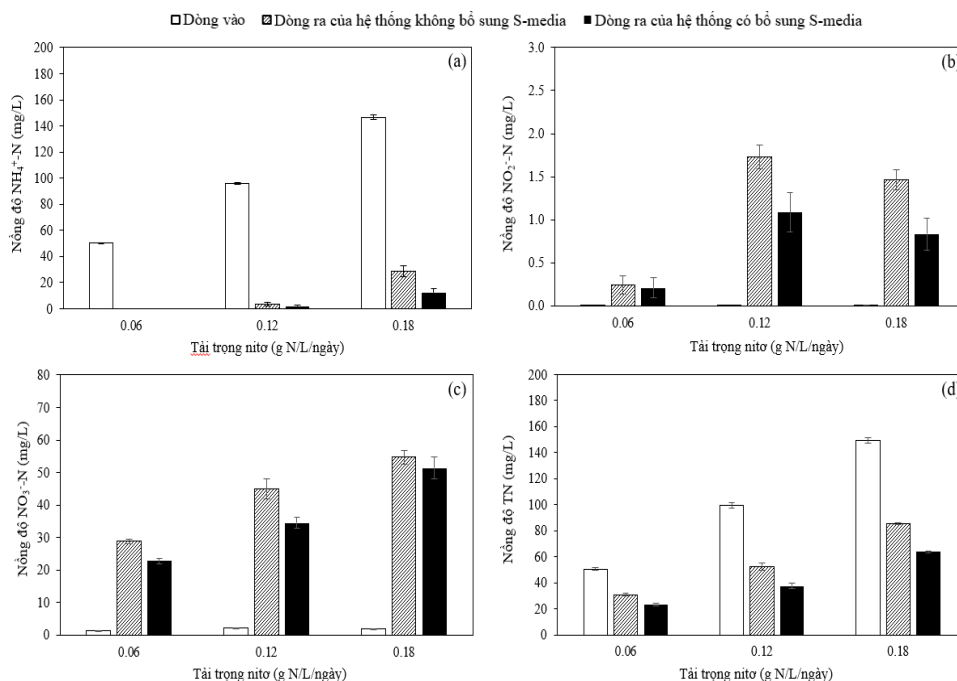
2.3. Phương pháp phân tích

Các chỉ tiêu COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, TN, TP, SO_4^{2-} , MLSS được xác định theo hướng dẫn của APHA [16]. Giá trị pH và nồng độ DO được đo hàng ngày bằng máy Orion 4-star (xuất xứ Thermo Fisher Scientific, Mỹ).

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Khả năng xử lý nitơ

Nồng độ TN đầu vào được thay đổi lần lượt ở mức 50, 100 và 150 mg/L tương ứng với tải trọng nitơ 0,06; 0,12 và 0,18 g N/L/ngày. Nitơ tồn tại trong nước thải đầu vào chủ yếu ở dạng amoni (NH_4^+), thông qua quá trình nitrat hóa xảy ra ở ngăn MBR, amoni được chuyển hóa thành nitrat (NO_3^-). Ở tải trọng 0,06 và 0,12 g N/L/ngày, nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ trong dòng ra của cả 2 hệ thống đều thấp hơn 4 mg/L, chứng tỏ quá trình nitrat hóa xảy ra gần như hoàn toàn ở các ngăn MBR. Tuy nhiên, khi tải trọng tăng lên 0,18 g N/L/ngày, nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ trong dòng ra tăng lên trên 15 mg/L (Hình 2a). Nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ở dòng ra của hệ thống có thêm S-media luôn thấp hơn so với hệ thống không thêm S-media là do quá trình nitrat hóa tiêu thụ độ kiềm và CaCO_3 có trong S-media làm tăng độ kiềm của nước thải, giúp quá trình nitrat hóa xảy ra tốt hơn. Bên cạnh đó, một phần nhỏ NH_4^+ tham gia vào quá trình khử nitơ tự dưỡng (phương trình 1), nên việc thêm S-media vào hệ thống sẽ làm tăng khả năng xử lý amoni trong nước thải.

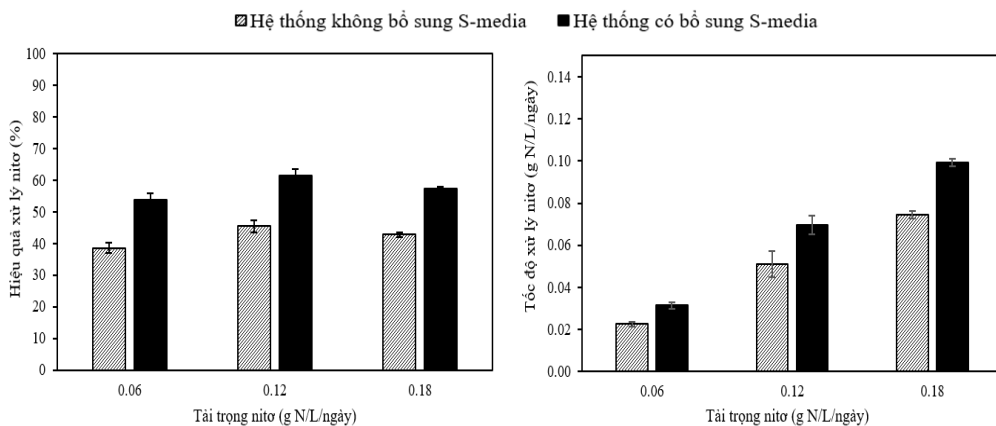


Hình 2. Sự thay đổi nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, TN ở các tải trọng nitơ khác nhau

Nitrat sinh ra ở ngăn MBR được tuần hoàn về ngăn thiếu khí để tham gia vào quá trình khử nitơ. Trong hệ thống có bổ sung S-media, vi sinh khử nitrat dị dưỡng sử dụng nguồn cacbon hữu cơ làm chất cho điện tử, còn vi sinh khử nitrat tự dưỡng sử dụng lưu huỳnh có trong S-media làm chất cho điện tử để chuyển hóa nitrat thành khí nitơ. Trong khi đó, hệ thống không bổ sung S-media chỉ có quá trình khử nitrat dị dưỡng xảy ra, nên nồng độ nitrat đầu ra luôn cao hơn hệ thống có bổ sung S-media (Hình 2c). Nitrit (NO_2^-) là sản phẩm trung

gian của quá trình chuyển hóa nitrat thành khí nitơ, nồng độ NO_2^- -N trong dòng ra của hệ thống có bổ sung S-media luôn thấp hơn so với hệ thống không bổ sung S-media (Hình 2b). Khi tải trọng nitơ dòng vào tăng, tốc độ xử lý cũng tăng theo. Tuy nhiên, chất lượng nước sau xử lý ở tải trọng 0,12 và 0,18 g N/L/ngày không đạt quy chuẩn xả thải (theo QCVN 40:2011/BTNMT giá trị TN giới hạn là 40 mg/L (cột B) [17]) (Hình 2d), do đó để đạt được hiệu quả xử lý nitơ mong muốn thì không nên vận hành hệ thống ở tải trọng cao hơn 0,06g N/L/ngày.

Kết quả của việc chuyển hóa nitrat thành khí nitơ là nitơ được loại bỏ khỏi nước thải. Hiệu quả xử lý nitơ của 2 hệ thống tại 3 tải trọng được diễn tả ở Hình 3, hệ thống có bổ sung S-media luôn cho hiệu quả xử lý nitơ cao hơn hệ thống không có S-media, cụ thể tốc độ xử lý nitơ của hệ thống có bổ sung S-media luôn gấp 1,4 lần so với hệ thống không có S-media. Từ các kết quả trên cho thấy, S-media có khả năng tăng cường hiệu quả xử lý nitơ trong nước thải.

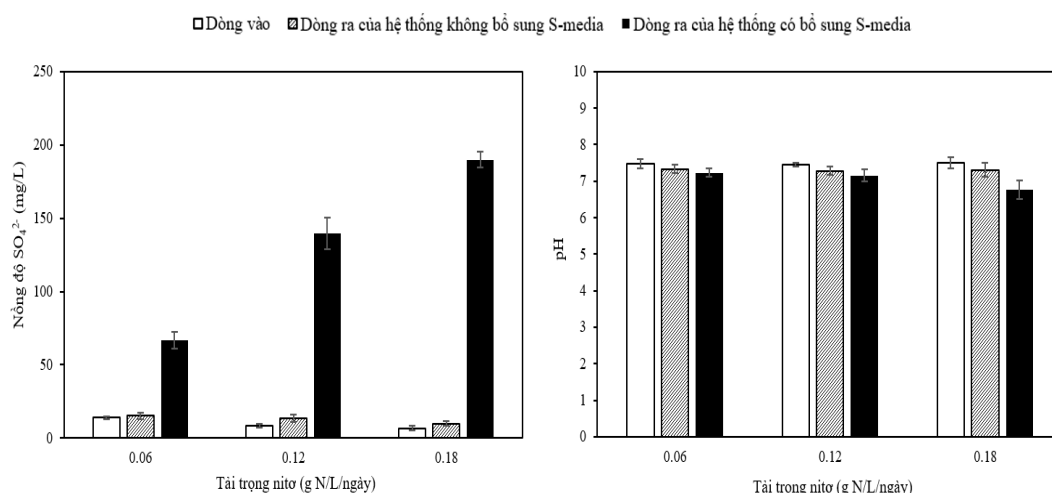


Hình 3. Khả năng xử lý TN của 2 hệ thống ở các tải trọng nitơ khác nhau

Khả năng xử lý nitơ của quá trình khử nitơ tự dưỡng bằng cách thêm lưu huỳnh cũng được chứng minh trong nghiên cứu của Vo và cộng sự, hiệu quả xử lý TN tăng thêm 20% khi bổ sung lưu huỳnh vào bể MBR [18]. Hay trong nghiên cứu của Kim và cộng sự, một hệ thống gồm 2 bể sinh học khử nitơ dị dưỡng và tự dưỡng nối tiếp nhau, hiệu quả xử lý TN đạt được đến $96 \pm 5\%$ trong đó quá trình khử nitơ tự dưỡng chiếm $46 \pm 12\%$ [19].

3.2. Sunphat hình thành và sự suy giảm giá trị pH

Như đã đề cập trước đó, trong quá trình khử nitơ tự dưỡng, S^0 đóng vai trò là chất cho điện tử và bị oxy hóa thành SO_4^{2-} . Nồng độ SO_4^{2-} đo được trong dòng ra của hệ thống có bổ sung S-media khá cao so với nồng độ SO_4^{2-} có trong dòng vào, trong khi đó hệ thống không bổ sung S-media có nồng độ SO_4^{2-} dòng ra xấp xỉ với nồng độ SO_4^{2-} có trong dòng vào (Hình 4). Điều này góp phần chứng minh việc bổ sung S-media đã kích thích quá trình khử nitơ tự dưỡng xảy ra. Khi tải trọng tăng, lượng nitơ cần xử lý cũng tăng nên lượng SO_4^{2-} sinh ra nhiều hơn, tỷ lệ $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$ -N đo được ở tải trọng 0,06 - 0,18 g N/L/ngày là 1,86 - 2,15 g/g. Tỷ lệ này thấp hơn giá trị lý thuyết là 7,5 g/g (phương trình 1), nguyên nhân là do nitơ trong hệ thống có bổ sung S-media được xử lý bằng hai quá trình khử nitơ tự dưỡng và dị dưỡng. Oh và cộng sự cũng chỉ ra rằng khi hai quá trình khử nitơ xảy ra đồng thời, tỷ lệ $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$ -N giảm còn trong khoảng 3,0 - 4,0 g/g [12].



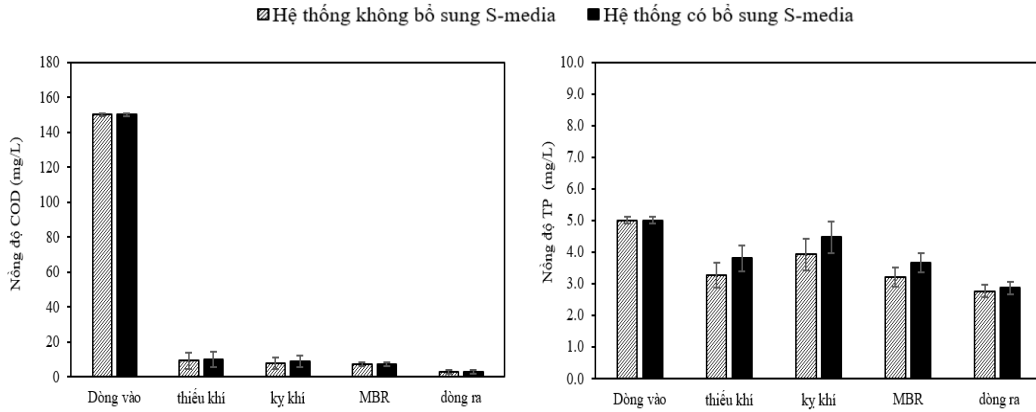
Hình 4. Sự thay đổi nồng độ sunphat và pH của 2 hệ thống ở các tải trọng nitơ khác nhau

Sunphat sinh ra sẽ kết hợp với ion H^+ có trong nước tạo thành axit H_2SO_4 làm giảm pH của nước thải trong hệ thống. Điều này gây bất lợi không những đến hệ vi sinh trong bể xử lý mà còn ảnh hưởng đến cộng đồng vi sinh trong nguồn tiếp nhận nước thải. Tuy nhiên, trong S-media có thành phần $CaCO_3$, là một hợp chất mang tính kiềm mạnh, nên giá trị pH của hệ thống có bổ sung S-media không bị giảm mạnh so với dòng vào (Hình 4). Thậm chí khi tải trọng tăng lên đến 0,018 g N/L/ngày, nồng độ SO_4^{2-} ở dòng ra tăng lên khá cao đến 190 ± 5 mg/L, giá trị pH có bị suy giảm nhiều so với 2 tải trọng trước nhưng vẫn được duy trì ở mức $6,77 \pm 0,26$, giá trị pH này không gây ảnh hưởng lớn đến hệ vi sinh trong bể xử lý.

3.3. Khả năng xử lý các hợp chất hữu cơ và tổng phốt pho

COD dòng vào được duy trì không đổi ở nồng độ 150 ± 1 mg/L trong suốt thời gian vận hành. Cả hai hệ thống đều gồm 3 ngăn thiếu khí, kỵ khí và hiếu khí nên hầu hết các hợp chất hữu cơ được loại bỏ khỏi nước thải, nồng độ COD trong dòng ra của cả 2 hệ thống đều thấp hơn 5 mg/L. Kết quả từ Hình 5 cho thấy rằng phần lớn các hợp chất hữu cơ được phân hủy trong ngăn thiếu khí. Nguyên nhân là do các vi sinh vật dị dưỡng đã sử dụng nguồn cacbon hữu cơ cho các quá trình chuyển hóa sinh học trong tế bào. Không có sự khác biệt đáng kể trong hiệu quả xử lý chất hữu cơ giữa 2 hệ thống, từ đó cho thấy việc bổ sung S-media không gây ảnh hưởng nhiều đến quá trình xử lý các hợp chất hữu cơ.

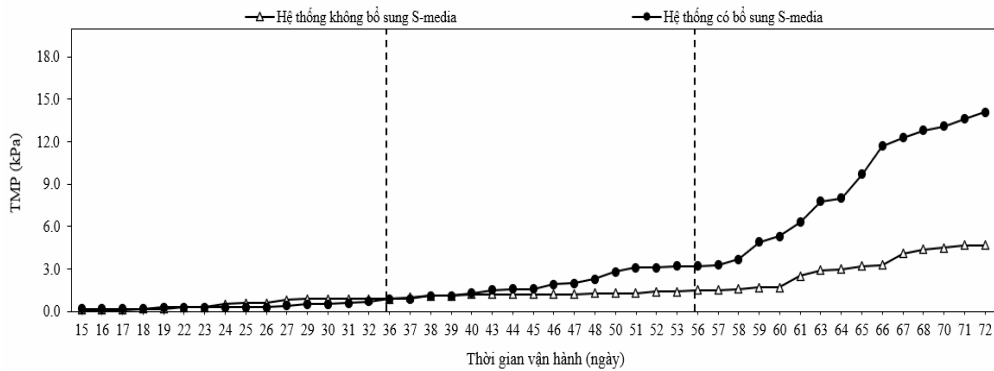
Tương tự như COD, khả năng xử lý phốt pho tổng của 2 hệ thống không có nhiều khác biệt. Hiệu quả xử lý TP luôn đạt trong khoảng 40 - 45% ở tất cả các tải trọng nitơ khảo sát, nồng độ TP trong dòng ra đo được là $2,8 \pm 0,1$ mg/L. Do đó, có thể kết luận rằng việc bổ sung S-media không gây ảnh hưởng nhiều đến quá trình xử lý phốt pho của hệ thống. Ngoài ra, do có sự kết hợp giữa ngăn kỵ khí và MBR nên hiệu quả xử lý phốt pho của nghiên cứu này cao hơn so với một số nghiên cứu khác về MBR. Chẳng hạn như trong nghiên cứu của Nguyen và cộng sự, hiệu quả xử lý TP chỉ đạt $20 \pm 15\%$ và tăng lên $26 \pm 11\%$ bằng cách thêm giá thể sponge vào hệ thống [20].



Hình 5. Sự thay đổi nồng độ COD và TP trong các ngăn xử lý

3.4. Khảo sát sự bẩn màng

Theo khuyến nghị của nhà sản xuất, khi giá trị TMP vượt qua 20 kPa thì tiến hành rửa màng để đảm bảo thời gian sử dụng màng. Trong suốt thời gian hoạt động, giá trị TMP cao nhất đo được ở mức 14,1 kPa (Hình 6) nên các mô-đun màng trong nghiên cứu này hoạt động liên tục, không có giai đoạn rửa màng. Tốc độ bẩn màng của hệ thống có bổ sung S-media ở giai đoạn đầu không khác biệt nhiều so với hệ thống không bổ sung S-media, nhưng càng về sau tốc độ bẩn màng của hệ thống có S-media tăng nhanh hơn và gấp 3,4 lần so với hệ thống không bổ sung S-media. Việc bổ sung liên tục S-media vào hệ thống làm cho các mảnh vụn của vật liệu bám dính trên bề mặt màng càng nhiều, hơn nữa các mô-đun màng không được vệ sinh trong suốt thời gian hoạt động nên trong những ngày cuối của giai đoạn vận hành, giá trị TMP của hệ thống có bổ sung S-media tăng nhanh.



Hình 6. Diễn biến quá trình tăng TMP của hai hệ thống trong thời gian hoạt động

4. KẾT LUẬN

S-media là một giải pháp tiềm năng để tăng cường hiệu quả xử lý nitơ, đặc biệt đối với nước thải có chứa nồng độ nitơ cao và hợp chất hữu cơ thấp. Bằng cách thêm S-media vào hệ thống, hiệu quả xử lý TN tăng thêm khoảng 15%. Bên cạnh đó, tải trọng nitơ là một trong những thông số vận hành quan trọng, để đạt được hiệu quả xử lý nitơ tốt không nên vận hành hệ thống cao hơn 0,06 g N/L/ngày. Ngoài ra, việc sử dụng S-media cũng hạn chế nhược điểm của quá trình khử nitơ tự dưỡng là hạn chế sunphat sinh ra và sự suy giảm giá trị pH của nước

thải. S-media cũng không ảnh hưởng đến việc xử lý các chất hữu cơ và photpho có trong nước thải, vì vậy nếu nồng độ photpho trong nước thải cần xử lý không cao, có thể bỏ ngăn kỵ khí trong hệ thống để tiết kiệm chi phí đầu tư và giúp quá trình vận hành đỡ phức tạp hơn.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. McAdam E.J., Judd S.J. - Denitrification from drinking water using a membrane bioreactor: chemical and biochemical feasibility, *Water Res.* **41** (2007) 4242-4250.
2. Fu Z., Yang F., Zhou F., Xue Y. - Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater, *Bioresour. Technol.* **100** (2009) 136-141.
3. Ćurko J., Matošić M., Jakopović H.K., Mijatović I. - Nitrogen removal in submerged MBR with intermittent aeration, *Desal. Water Treat.* **24** (2010) 7-19.
4. Liu H., Jiang W., Wan D., Qu J. - Study of a combined heterotrophic and sulfur autotrophic denitrification technology for removal of nitrate in water, *J. Hazard. Mater.* **169** (2009) 23-28.
5. Liu C., Li W., Li X., Zhao D., Ma B., Wang Y., Liu F., Lee D.J. - Nitrite accumulation in continuous-flow partial autotrophic denitrification reactor using sulfide as electron donor, *Bioresour. Technol.* **243** (2017) 1237-1240.
6. Manconi I., Carucci A., Lens P. - Combined removal of sulfur compounds and nitrate by autotrophic denitrification in bioaugmented activated sludge system, *Biotechnol. Bioeng.* **98** (2007) 551-560.
7. Sahinkaya E., Yurtsever A., Aktas Ö., Ucar D., Wang Z. - Sulfur-based autotrophic denitrification of drinking water using a membrane bioreactor, *Chem. Eng. J.* **268** (2015) 180-186.
8. Soares M.I.M. - Denitrification of groundwater with elemental sulfur, *Water Res.* **36** (2002) 1392-1395.
9. Campos J.L., Carvalho S., Portela R., Mosquera-Corral A., Méndez R. - Kinetics of denitrification using sulphur compounds: effects of S/N ratio, endogenous and exogenous compounds, *Bioresour. Technol.* **99** (2008) 1293-1299.
10. Sahinkaya E., Dursun N. - Use of elemental sulfur and thiosulfate as electron sources for water denitrification, *Bioprocess Biosyst. Eng.* **38** (2015) 531-541.
11. Sahinkaya E., Dursun N., Kilic A., Demirel S., Uyanik S., Cinar O. - Simultaneous heterotrophic and sulfur-oxidizing autotrophic denitrification process for drinking water treatment: control of sulfate production, *Water Res.* **45** (2011) 6661-6667.
12. Oh S.E., Yoo Y.B., Young J.C., Kim I.S. - Effect of organics on sulfur-utilizing autotrophic denitrification under mixotrophic conditions, *J. Biotechnol.* **92** (2001) 1-8.
13. McAdam E.J., Judd S.J. - A review of membrane bioreactor potential for nitrate removal from drinking water, *Desalination* **196** (2006) 135-148.
14. Visvanathan C., Aim R.B., Parameshwaran K. - Membrane separation bioreactors for wastewater treatment, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **30** (2000) 1-48.
15. Kimura K., Nakamura M., Watanabe Y. - Nitrate removal by a combination of elemental sulphur-based denitrification and membrane filtration, *Water Res.* **36** (2002) 1758-1766.

16. APHA, AWWA, WEF - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed., American Public Health Association (2005).
17. Bộ Tài nguyên và Môi trường - Quy chuẩn kỹ thuật Quốc gia về nước thải công nghiệp QCVN 40:2011, Hà Nội (2011), tr. 4-6.
18. Vo T.K.Q., Lee J.J., Kang J.S., Park S.G., Kim H.S. - Nitrogen removal by sulfur-based carriers in a membrane bioreactor (MBR), *Membranes* **8** (4) (2018) 115.
19. Kim S.Y., Jung H.J., Kim K.S., Kim I.S. - Treatment of high nitrate-containing wastewaters by sequential heterotrophic and autotrophic denitrification, *J. Environ. Eng.* **130** (2004) 1475-1480.
20. Nguyen T.T., Bui X.T., Vo T.D.H., Nguyen D.D., Nguyen P.D., Do H.L.C., Ngo H.H., Guo W. - Performance and membrane fouling of two lab-scale sponge membrane bioreactors for hospital wastewater treatment at low flux condition, *Sep. Purif. Technol.* **165** (2016) 123-129.

ABSTRACT

EFFECT OF NITROGEN LOADING ON THE NITROGEN REMOVAL PERFORMANCE IN MEMBRANE BIOREACTOR COUPLED WITH S-MEDIA

Nguyen Thu Hien

Ho Chi Minh City University of Food Industry

Email: *nthienbl@gmail.com*

The mixed anoxic-anaerobic-MBR system was able to remove 39% - 45% of total nitrogen from wastewater, however, the removal efficiency was increased up to 54% - 61% by adding elemental sulfur-based carriers (S-media). Besides, nitrogen loading is one of the operational factors that affect nitrogen removal, the nitrogen removal efficiency fluctuated at $54\% \pm 2\%$, $61\% \pm 2\%$ and $57\% \pm 1\%$ when the nitrogen loading rate was changed at 0,06; 0,12, and 0,18 g N/L/day, respectively. Due to a simultaneous occurrence of heterotrophic and autotrophic denitrification, the mass ratio of generated sulfate to removed nitrate at 0,06 N/L/day (maximum load for good system operation) was $1,95 \pm 0,12$ g/g and lower than the stoichiometric ratio of 7,5 g/g. On the other hand, the results also indicated that S-media had no adverse effect on the biological treatment of total phosphorus and organic matters. The total phosphorus removal efficiency was obtained at $44\% \pm 3\%$ and organic compounds were completely removed.

Keywords: Heterotrophic denitrification, nitrogen loading, S-media, utotrophic denitrification.