



NUÔI TẠO BÙN HẠT HIẾU KHÍ VỚI NƯỚC THẢI CÔNG NGHIỆP TRÊN BỂ PHẢN ỨNG HOẠT ĐỘNG THEO MẸ LUÂN PHIÊN

Trần Quang Lộc*, Nguyễn Đăng Hải, Trần Thị Tú

Viện Tài nguyên và Môi trường – Đại học Huế

Tóm tắt. Quá trình nuôi tạo bùn hạt hiếu khí từ bùn hoạt tính được thực hiện trên 02 bể phản ứng hoạt động theo mẻ luân phiên (Sequential Batch Reactor, SBR) quy mô phòng thí nghiệm là R1 và R2. Hai bể có cấu tạo và chế độ vận hành giống nhau với thời gian cho mỗi mẻ 240 phút và lưu lượng cấp khí 6 L/phút. Với bể R1, bùn được nuôi bằng nước thải từ khu công nghiệp (KCN) Phú Bài, tỉnh Thừa Thiên Huế, trong khi bể R2 sử dụng hỗn hợp nước thải KCN Phú Bài và nước thải tổng hợp với tỷ lệ thể tích thay đổi theo thời gian vận hành 1:3; 1:1 và 3:1. Kết quả sau 7 tuần vận hành, ở bể R1, bùn hạt với kích thước nhỏ hơn 1 mm được hình thành, sinh khối bùn đạt 5,8 g/L, trong khi ở bể R2, bùn hạt có kích thước 1 mm chiếm ưu thế với sinh khối bùn đạt 6,8 g/L, lớn hơn so với sinh khối bùn trong bể R1. Bùn hạt trong hai bể có khả năng lắng tốt, thể hiện qua giá trị chỉ số thể tích bùn (Sludge Volumetric Index, SVI) thấp khoảng 30-32 mL/gTSS. Hiệu quả xử lý COD, NH₄-N và PO₄-P trong hai bể tương ứng 92-94%, 93-96% và 65-71% khi bể vận hành ổn định. Tỷ lệ NH₄-N chuyển thành NO_x-N tăng từ 7-12% lên 43-52% vào cuối thí nghiệm, chứng tỏ khả năng nitrat hóa của bùn hạt được cải thiện theo thời gian vận hành. Đồng thời, trong 43-52% NH₄-N chuyển thành NO_x-N có tới 40-47% chuyển thành NO₃-N cho thấy quá trình nitrat hóa diễn ra gần như hoàn toàn trong hai bể.

Từ khóa: bể SBR, bùn hạt hiếu khí, nước thải công nghiệp, nitrat hóa, tạo hạt bùn.

1 Mở đầu

Hiện nay, bùn hoạt tính là một trong những quá trình xử lý nước thải phổ biến đang được áp dụng trên thế giới cũng như tại Việt Nam. Tuy nhiên, quá trình xử lý này vẫn đang tồn tại một số nhược điểm như bông bùn lắng kém, lượng bùn dư phát sinh lớn, tải trọng xử lý chất hữu cơ và nitơ thấp, ít chịu được thay đổi tải trọng [1,2]. Nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí được tập trung từ khoảng 15 năm trở lại đây và so với bùn hoạt tính, bùn hạt hiếu khí có một số đặc điểm vượt trội như khả năng lắng rất tốt, duy trì nồng độ sinh khối tốt, khả năng chịu tải trọng hữu cơ (Organic Loading Rate, OLR) cao, OLR có thể lên đến 15 kg COD/(m³.ngày), chống chịu được sốc tải trọng cũng như xử lý được đồng thời chất hữu cơ, nitơ và photpho [3-5]. Các nghiên cứu cũng cho thấy, bể phản ứng hoạt động theo mẻ luân phiên (Sequential Batch Reactor, SBR) phù hợp cho việc nuôi tạo bùn hạt hiếu khí. Quá trình hoạt động theo mẻ tạo

* Corresponding: quangloc119@gmail.com

điều kiện giàu và thiếu cơ chất luân phiên trong bể phản ứng và vi sinh vật tạo ra polyme ngoại bào (Extracellular Polymeric Substance, EPS) kết dính các phần bùn lại với nhau, kết hợp với điều kiện xáo trộn của bể phản ứng bởi dòng khí cấp để tạo thành hạt [5,6]. Ngoài ra, bể SBR cũng dễ dàng thay chế độ vận hành cho phù hợp với từng đối tượng nước thải để có thể xử lý được đồng thời chất hữu cơ và dinh dưỡng trong một bể phản ứng [5,7,8]. Quá trình hình thành và phát triển của bùn hạt hiếu khí đã được nghiên cứu trên nhiều đối tượng nước thải khác nhau như nước thải tổng hợp với nguồn cơ chất từ glucose, saccharose, acetate, phenol [1,2,9] hay trên nước thải chế biến, sản xuất sữa, nước thải chế biến thủy sản và giết mổ gia súc [10–12]. Kết quả cho thấy, đối với mỗi đối tượng nước thải khác nhau thì khả năng hình thành hạt bùn hiếu khí cũng khác nhau và hiệu quả xử lý cơ chất cũng thay đổi.

Nước thải từ khu công nghiệp là một nguồn nước thải có thành phần phức tạp do sự trộn lẫn từ nhiều ngành nghề sản xuất. Với các ưu điểm của mình, bùn hạt hiếu khí có tiềm năng trong ứng dụng xử lý nguồn nước thải này. Tuy nhiên, hiện tại các nghiên cứu về bùn hạt hiếu khí tại Việt Nam vẫn còn khá ít và hơn nữa chưa có một công bố nào liên quan đến việc đánh giá quá trình hình thành và xử lý của bùn hạt với đối tượng nước thải công nghiệp. Do vậy, nghiên cứu này được thực hiện để đánh giá khả năng nuôi tạo và hiệu quả xử lý của bùn hạt hiếu khí trên bể SBR với nguồn nước thải từ KCN Phú Bài, tỉnh Thừa Thiên Huế.

2 Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1 Vật liệu nghiên cứu

Bùn nuôi

Bùn sử dụng trong nuôi tạo bùn hạt hiếu khí ở nghiên cứu này là bùn hoạt tính được lấy từ bể xử lý sinh học của Trạm xử lý nước thải KCN Phú Bài, tỉnh Thừa Thiên Huế, với đặc trưng như sau: TSS: 3.350 mg/L; VSS: 2.680 mg/L; SVI: 135 mL/gTSS. Trong thí nghiệm, mỗi bể SBR đưa vào 02 lít hỗn hợp bùn hoạt tính làm nguồn bùn nuôi cấy.

Nước thải

a. Nước thải tổng hợp

Thành phần chính (để pha 1 L nước thải tổng hợp) được tham khảo từ Nguyễn Trọng Lực và cộng sự [1] gồm: $C_6H_{12}O_6$ 564 mg/L, $NaHCO_3$ 270 mg/L, NH_4Cl 127 mg/L, K_2HPO_4 20 mg/L, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 15 mg/L, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 12 mg/L. Thành phần vi lượng, sử dụng 1ml/L gồm: H_3BO_3 0,15 g/L; $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ 0,15 g/L; $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ 0,03 g/L; $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 1,5 g/L; $MnCl_2 \cdot 2H_2O$ 0,12 g/L; $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ 0,06 g/L; $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ 0,12 g/L; KI 0,03 g/L. Nước thải tổng hợp được chuẩn bị bằng cách cân lượng hóa chất (như trên) đủ để pha 25 L nước thải, dùng trong một ngày vận hành. Sử dụng nước lấy từ vòi cấp nước sinh hoạt đã để qua đêm nhằm loại bỏ phần clo dư để pha nước thải. Đặc trưng nước thải tổng hợp được thể hiện trong Bảng 1.

Bảng 1. Đặc trưng nước thải tổng hợp

STT	Thông số	Đơn vị	Kết quả, TB ± S (n=5)
1	pH	-	7,3 ± 0,1
2	COD	mg/L	517 ± 37
3	NH ₄ -N	mg/L	32,9 ± 2,5
4	P-PO ₄	mg/L	4,3 ± 0,4

b. Nước thải công nghiệp

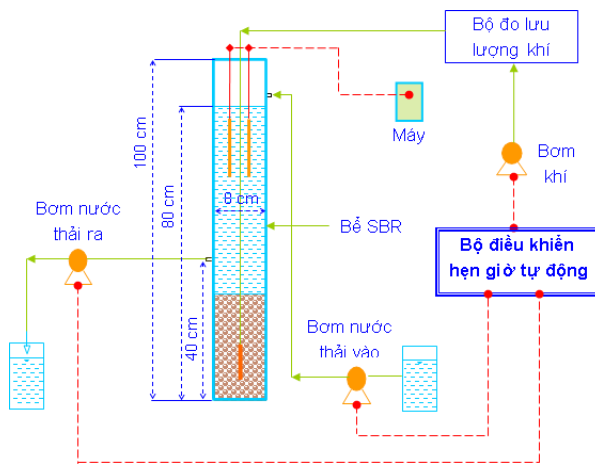
Nước thải công nghiệp được lấy từ hồ thu gom tập trung của KCN Phú Bài, tỉnh Thừa Thiên Huế. Thời gian lấy mẫu từ tháng 9 đến tháng 11 năm 2019. Nước thải chứa trong các can nhựa 30 L và được gạn lắng bớt cặn lơ lửng, bảo quản trong tủ lạnh bảo quản mẫu ở nhiệt độ 2-3°C sau khi chuyển về phòng thí nghiệm sử dụng cho vận hành bể SBR. Theo điều tra, khảo sát của nhóm tác giả, trong tổng lượng nước thải phát sinh từ KCN Phú Bài được thu gom, có đến 55-60% lượng nước thải từ nhà máy sản xuất bia Huế, phần còn lại là nước thải từ các nhà máy may mặc, dệt sợi, sản xuất sơn... Tại thời điểm thực hiện nghiên cứu này, nhà máy sản xuất bia Huế đã xây dựng một module để xử lý sơ bộ nước thải của nhà máy trước khi thải vào hệ thống thu gom nước thải chung của KCN. Nước thải từ hồ thu gom chung của KCN Phú Bài có nồng độ COD không quá cao, giá trị COD trung bình 480 mg/L, tỷ lệ BOD₅/COD dao động trong khoảng 0,72-0,76, nồng độ NH₄-N, TN và PO₄-P tương ứng 28,5 mg/L, 43 mg/L và 3,1 mg/L. Sau khi lắng bớt cặn lơ lửng có trong nước thải, nồng độ COD còn 453 mg/L, N-NH₄ 27,5 mg/L và P-PO₄ 2,7 mg/L. Đặc trưng nước thải KCN Phú Bài trước và sau khi lắng được thể hiện trong Bảng 2.

Bảng 2. Đặc trưng nước thải KCN Phú Bài

STT	Thông số	Đơn vị	Kết quả, TB ± S (n=5)	
			Nước thải KCN Phú Bài (Nước thải thô)	Nước thải KCN Phú Bài sau gạn và lắng cặn lơ lửng
1	pH	-	8,1 ± 0,4	8,1 ± 0,4
2	TSS	mg/L	93 ± 35	35 ± 7
3	BOD ₅	mg/L	353 ± 19	330 ± 9
4	COD	mg/L	480 ± 27	453 ± 14
5	NH ₄ -N	mg/L	28,5 ± 2,3	27,5 ± 1,8
6	NO ₃ -N	mg/L	0,69 ± 0,35	0,42 ± 0,07
7	TN	mg/L	43 ± 4	39 ± 3
8	PO ₄ -P	mg/L	3,1 ± 0,4	2,7 ± 0,2

2.2 Mô hình bể phản ứng hoạt động theo mẻ (SBR)

Nghiên cứu được thực hiện trên 02 bể SBR ở quy mô phòng thí nghiệm là R1 và R2 có cấu tạo giống nhau. Bể có hình trụ tròn làm bằng nhựa acrylic, chiều cao 100 cm, đường kính trong 8 cm. Thể tích hoạt động của mỗi bể là 4 L. Nước thải được bơm vào từ bể chứa bằng bơm định lượng và nước thải được rút ra qua van đặt cách đáy bể 40 cm sau mỗi mẻ, tương ứng với hệ số trao đổi thể tích của bể là 0,5. Không khí cấp vào từng bể vào bằng máy sục khí với bộ khuếch tán khí đặt ở đáy bể tạo nên dòng xáo trộn trong bể. Bể hoạt động ở nhiệt độ phòng, pH vận hành trong khoảng 7,5-8,2.



Hình 1. Mô hình bể SBR sử dụng trong nghiên cứu

2.3 Chế độ vận hành bể SBR nuôi tạo bùn hạt hiếu khí

Các nghiên cứu trước đó cho thấy, vận hành bể SBR với lưu lượng cấp khí tạo ra vận tốc khí nâng đạt từ 1,2 cm/s, thời gian lắng ngắn (15-5 phút), thời gian cho mỗi mẻ khoảng 3-4 giờ là phù hợp cho việc nuôi tạo bùn hạt hiếu khí [1,10,13]. Trong nghiên cứu này, chọn thời gian cho mỗi mẻ là 240 phút bao gồm 04 pha: bơm nước thải vào (5 phút), cấp khí (220-226 phút), lắng (10-4 phút); tháo nước ra (5 phút). Lưu lượng cấp khí vào hai bể $Q = 6$ L/phút, tương ứng với vận tốc khí nâng tạo ra khoảng 2 cm/s. Hai bể R1 và R2 vận hành theo chế độ mẻ tự động giống nhau nhờ các bộ điều khiển hẹn giờ.

Trong tuần 1, hai bể được khởi động với nước thải tổng hợp. Sau đó, bể R1 được vận hành với nước thải KCN Phú Bài và bể R2 sử dụng hỗn hợp nước thải nước thải tổng hợp và nước thải KCN Phú Bài với tỷ lệ thể tích thay đổi với mục đích bổ sung thêm phần cơ chất. Thời gian lắng được điều chỉnh giảm dần từ 10 phút (tuần 1) xuống còn 8 phút (tuần 2) và 4 phút (từ tuần 3 trở đi). Các thông số vận hành và nồng độ cơ chất đầu vào ở bể R1 và R2 trong thí nghiệm được tóm tắt ở Bảng 3.

Bảng 3. Các thông số vận hành và nồng độ cơ chất đầu vào của từng bể SBR trong thí nghiệm

Thông số	Đơn vị	Bể R1	Bể R2	
Thời gian cho mỗi mẻ	giờ	4	4	
pH vào	-	7,6 ± 0,3	7,7 ± 0,4	
Lưu lượng cấp khí, Q _{kk}	L/phút	6	6	
Vận tốc khí nâng, v	cm/s	2	2	
Nồng độ COD và NH ₄ -N đầu vào	mg/L	^a Tuần 1 (ngày 1-7): COD _{vào} : 510 ± 10; NH ₄ -N: 36,8 ± 0,9		
		^b Tuần 2-7 (ngày 8-50): - COD _{vào} : 444 ± 16 - NH ₄ -N _{vào} : 26,8 ± 1,1	^c Tuần 2 (ngày 8-14)	COD _{vào} : 510 ± 2 NH ₄ -N _{vào} : 33,2 ± 0,4
			^d Tuần 3 (ngày 15-21)	COD _{vào} : 492 ± 7 NH ₄ -N: 30,3 ± 0,6
			^e Tuần 4 (ngày 22-28)	COD _{vào} : 457 ± 4 NH ₄ -N _{vào} : 28,7 ± 1,3
			^b Tuần 5-7 (ngày 29-50)	COD _{vào} : 440 ± 9 NH ₄ -N _{vào} : 26,6 ± 1,2
Thời gian lưu nước, HRT	giờ	8	8	
Tải trọng hữu cơ, OLR	kg COD / (m ³ .ngày)	1,37-1,58	1,33-1,49	
Tải trọng nito, NLR	kg NH ₄ -N / (m ³ .ngày)	0,11-0,12	0,10-0,13	

Ghi chú: a: Vận hành với nước thải tổng hợp; b: Vận hành với nước thải KCN Phú Bài; c: Vận hành với tỷ lệ 1:3*; d: Vận hành với tỷ lệ 1:1*; e: Vận hành với tỷ lệ 3:1*; * *tỷ lệ thể tích (v:v) của nước thải KCN Phú Bài và nước thải tổng hợp pha sẵn*

2.4 Phương pháp lấy mẫu và phân tích

Phương pháp lấy mẫu và xử lý mẫu

Mẫu nước thải đầu vào được lấy tại xô chứa nước thải và đầu ra được lấy qua van cách đáy bể SBR 40cm sau khi kết thúc pha cấp khí và bùn đã được lắng. Các mẫu nước được lọc qua giấy lọc kích thước lỗ 0,45µm (Hãng Whatman, Anh) để loại bỏ chất rắn lơ lửng trước khi phân tích. Đối với phân tích nồng độ bùn (MLSS), lấy 100mL hỗn hợp bùn khi đang trong giai đoạn cấp khí để đảm bảo bùn đã được trộn đều trong bể phản ứng.

Các phương pháp đo và phân tích

a. Chỉ số thể tích bùn, SVI

Trong các nghiên cứu về bùn hạt trước đó, chỉ số SVI₁₀ (đo thể tích bùn lắng sau 10 phút) thường được sử dụng để đánh giá khả năng lắng của bùn hạt [7,11]. Do đó, chỉ số SVI₁₀ được tính toán và sử dụng để đánh giá khả năng lắng của bùn. Giá trị SVI được tính theo công thức 2.1 [14]:

$$SVI = \frac{V_{\text{bùn}}}{X} \times 1.000 \text{ (mL/gTSS)} \quad (\text{Công thức 2.1})$$

trong đó, $V_{\text{bùn}}$: Thể tích bùn lắng (mL) lắng sau 10 phút trong ống đong thể tích 1Lít; X : Nồng độ tổng chất rắn lơ lửng TSS (mg/L) của hỗn hợp bùn trong ống đong

b. Phương pháp phân tích thông số hóa - lý

Thông số pH và oxy hòa tan (DO) được đo bằng máy cầm tay, các thông số TSS, VSS, COD, BOD₅, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P sử dụng các phương pháp phân tích đã được công nhận tại tiêu chuẩn, quy chuẩn kỹ thuật của Việt Nam (TCVN, QCVN) và tài liệu Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA-WPCF, 2005). Riêng tổng nitơ (TN) được đo bằng máy TNP-10DKK của Hãng TOA (Nhật Bản) sau khi đã phá mẫu bằng hệ phá mẫu và tạo màu bằng kit thử (đi kèm máy TNP-10DKK). Các phương pháp đo, phân tích sử dụng được trình bày ở Bảng 4.

Bảng 4. Các phương pháp đo đạc và phân tích được sử dụng

STT	Thông số	Đơn vị	Phương pháp đo, phân tích
1	pH	-	Đo bằng sensor, máy pH cầm tay WTW 340i, Đức
2	DO	mg/L	Đo bằng sensor, Máy đo DO cầm tay, Oron, Mỹ
3	TSS	mg/L	Phương pháp trọng lượng, TCVN 6625-2000
4	VSS	mg/L	Phương pháp trọng lượng, TCVN 6625-2000
5	BOD ₅	mg/L	Phương pháp pha loãng và ủ, TCVN 6001-1 : 2008
6	COD	mg/L	Phương pháp trắc quang, SMEWW 5220 - D:2005
7	NH ₄ -N	mg/L	Phương pháp trắc quang, SMEWW 4500-NH3 F:2005
8	NO ₂ -N	mg/L	Phương pháp trắc quang, SWEMM 4500 B:2005
9	NO ₃ -N	mg/L	Phương pháp trắc quang, TCVN 6180-1996
10	T-N	mg/L	Trắc quang, đo bằng máy TNP10 – DKK, Nhật Bản
11	PO ₄ ³⁻ -P	mg/L	Phương pháp trắc quang, TCVN 6202:2008

2.5 Các công thức tính toán

Các giá trị tải trong hữu cơ (OLR), tải trong nitơ (NLR), thời gian lưu nước (HRT) và thời gian lưu bùn (SRT) được tính toán theo Minh [13] và Vives[15].

$$\text{OLR} - \text{NLR} = \frac{Q_v \times C_v}{V_{\text{SBR}}} = \frac{V_v \times n \times C_v}{V_{\text{SBR}}} \times 10^{-6} \quad \begin{array}{l} \text{kg COD}/(\text{m}^3 \cdot \text{ngày}) \\ \text{kg NH}_4\text{-N}/(\text{m}^3 \cdot \text{ngày}) \end{array} \quad (\text{Công thức 2.2})$$

$$\text{HRT} = \frac{V_{\text{SBR}}}{Q_v} = \frac{V_{\text{SBR}}}{V_v \times n} \times 24 \quad (\text{giờ}) \quad (\text{Công thức 2.1})$$

$$\text{SRT} = \frac{V_{\text{SBR}} \times X_{\text{SBR}}}{Q_R \times X_R} = \frac{V_{\text{SBR}} \times X_{\text{SBR}}}{V_v \times n \times X_R} \quad (\text{ngày}) \quad (\text{Công thức 2.2})$$

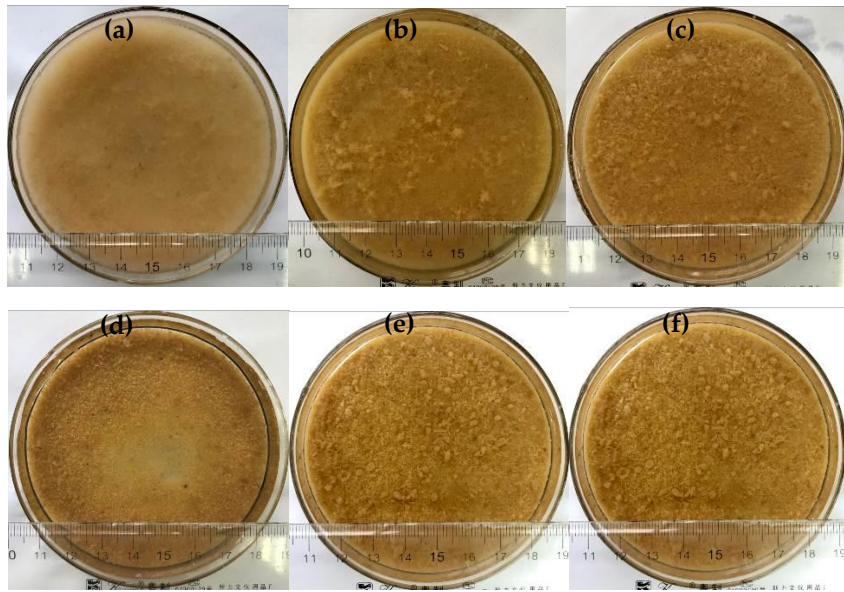
trong đó, n: số mẻ/ngày (n=6); V_{SBR} : thể tích hoạt động của bể SBR (4L); V_v : thể tích nước cấp vào 1 mẻ (2L); C_v , C_r : nồng độ COD, $\text{NH}_4\text{-N}$ đầu vào và đầu ra bể SBR (mg/L); X_{SBR} , X_R : Sinh khối bùn (giá trị TSS) trong bể SBR và trong nước thải đầu ra tại thời điểm t (mg/L)

3 Kết quả và thảo luận

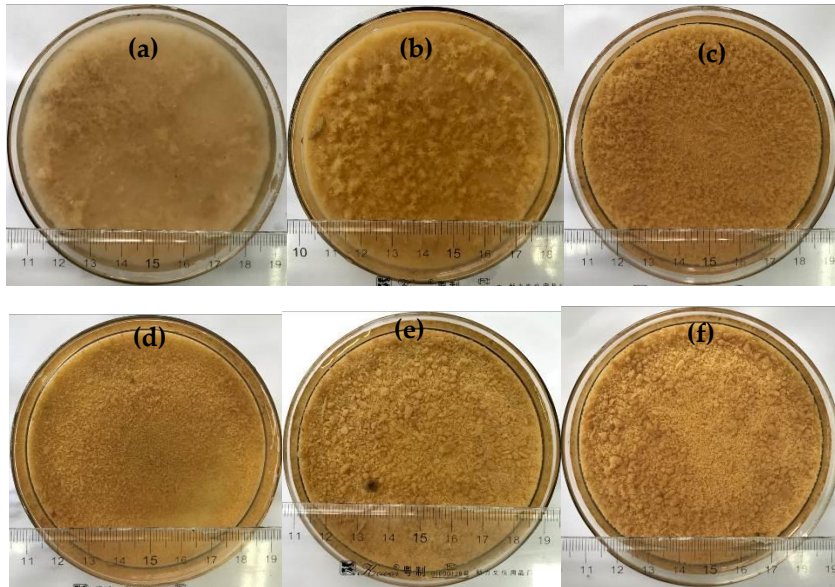
3.1 Quá trình tạo bùn hạt hiếu khí

Sự hình thành bùn hạt trên hai bể SBR

Sự hình thành bùn hạt hiếu khí được cho gồm 3 giai đoạn: (1) chọn lọc bùn lắng tốt và hình thành mầm bùn hạt ở dạng bùn sợi li ti; (2) bùn sợi kết dính lại với nhau nhờ polyme ngoại bào (EPS) và được vo tròn dưới điều kiện xáo trộn của dòng khí trong bể và tạo thành hạt; (3) hạt bùn phát triển về kích thước và mật độ bùn hạt [5,7]. Kết quả theo dõi cho thấy, sự hình thành và phát triển bùn hạt ở hai bể R1 và R2 trong nghiên cứu này tương ứng với cơ chế hình thành bùn hạt hiếu khí đã được công bố. Sau 1 tuần vận hành, từ các bông bùn hình thành nên các khối bùn cuộn vào nhau và vệt bùn chiều dài khoảng 4-5mm, lúc này bông bùn và bùn sợi chiếm phần lớn trong hai bể. Tiếp đó, với chế độ xáo trộn mạnh do dòng khí trong bể, bùn sợi được kết dính lại với nhau thành các đám nhỏ trong khoảng thời gian từ tuần 2 đến cuối tuần 3. Khi tiếp tục vận hành với thời gian lắng ngắn (4 phút) để chọn lọc phần bùn dễ lắng, các hạt bùn nhỏ li ti (mầm bùn) bắt đầu hình thành trong bể R2 ở tuần thứ 4 và trong bể R1 ở tuần thứ 5. Các mầm bùn này tiếp tục phát triển và bùn hạt khoảng 1mm xuất hiện trong cả hai bể vào cuối tuần thứ 7. Tuy nhiên, ở bể R1 vẫn còn trộn lẫn giữa bùn hạt có kích thước 1mm và bùn sợi (Hình 2a đến Hình 2f), trong khi đó, bùn hạt với kích thước hạt 1mm chiếm phần lớn ở bể R2 (Hình 3a đến Hình 3f).



Hình 2. Sự thay đổi hình thái bùn trong bể R1 theo thời gian vận hành (a: 2 tuần; b: 3 tuần; c: 4 tuần; d: 5 tuần; e: 6 tuần; f: 7 tuần)



Hình 3. Sự thay đổi hình thái bùn trong bể R2 theo thời gian vận hành (a: 2 tuần; b: 3 tuần; c: 4 tuần; d: 5 tuần; e: 6 tuần; f: 7 tuần)

Trong thí nghiệm này, bể R1 vận hành với nước thải KCN có tỷ lệ BOD₅/COD khoảng 0,72-0,73, trong khi bể R2 ở giai đoạn đầu (tuần 1-3) được vận hành bằng hỗn hợp nước thải công nghiệp và thải tổng hợp với tỷ lệ thể tích (v:v) thay đổi từ 1:3, 1:1 và 3:1, hỗn hợp nước thải này có tỷ lệ BOD₅/COD khoảng 0,81-0,90. Có thể thấy, bể R2 được cấp nước thải với phân cơ chất dễ phân hủy trong cao hơn so với ở bể R1 nên thuận lợi hơn cho sự phát triển của các

nhóm vi sinh vật trong bùn, điều này có thể lý giải cho sự hình thành, phát triển màng bùn ở bể R2 cũng nhanh hơn ở bể R1. Kết quả này cho thấy, để tạo bùn hạt được thuận lợi thì việc kết hợp nước thải từ KCN Phú Bài và bổ sung thêm cơ chất từ nước thải tổng hợp trong quá trình nuôi tạo là cần thiết.

Bảng 5 trình bày so sánh đặc điểm của bùn hạt trong nghiên cứu này so với các công bố trước đó. So với các công bố của Nguyễn Trọng Lực [1], Trần Quang Lộc [16] khi sử dụng nước thải tổng hợp với cơ chất glucose, của Nguyễn Thị Thanh Phượng với nước thải tinh bột sắn [10], của A.val del Río với nước thải chế biến cá đóng hộp [12] và B.Arrojo với nước thải từ chế biến bơ sữa [11], bùn hạt trong nghiên cứu này có kích thước nhỏ hơn. Tuy nhiên, sinh khối bùn tạo duy trì trong bể ở nghiên cứu này là khá tương đồng.

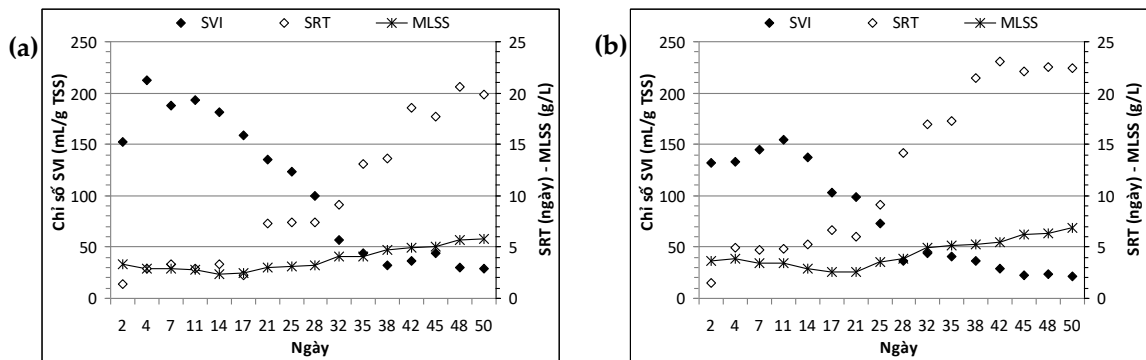
Bảng 5. So sánh một số đặc điểm bùn hạt tạo thành của nghiên cứu này với các công bố trước đó

T T	Loại bể	Nguồn bùn	Loại nước thải	OLR g COD /(m ³ .ngày)	Lưu lượng khí (L/phút)	Kích thước hạt bùn (mm)	Thời gian hình thành (ngày)	Sinh khối bùn (g/L)	Tác giả/Tài liệu tham khảo
1	SBR	Bùn hoạt tính	Nước thải KCN (NTKCN)	1,2-1,4	6	1	50	5,8 (SS)	Nghiên cứu này
2	SBR	Bùn hoạt tính	NTKCN+Nước thải tổng hợp (NTTH)	1,3-1,5	6	1-2	50	6,8 (SS)	Nghiên cứu này
3	SBAR	Bùn hoạt tính	NTTH, cơ chất Glucose	2,6	4	1 \otimes 1,2	40	9 (SS)	Nguyễn Trọng Lực, [1]
4	SBR	Bùn hoạt tính	NTTH, cơ chất Glucose	2,8	4	1 \otimes 2	35	5,4 (SS)	Trần Quang Lộc, [16]
5	SBR	Bùn kỵ khí	NT tinh bột sắn	3,2-5	5	2 \otimes 3	70	7,2 (SS)	Nguyễn T.T. Phượng, [10]
6	SBR	Bùn hoạt tính	NT chế biến cá đóng hộp	1,2	4	2,3	75	5-6 (VSS)	A. Río, [12]
7	SBR	Bùn hoạt tính	NT công nghiệp	1-2	5	3,5	60	5 (VSS)	B.Arrojo, [11]

Ghi chú: SBR (Sequential Batch Reactor): Bể hoạt động theo mẻ luân phiên; SBAR (Sequential Batch Airlift Reactor): Bể khí nâng hoạt động theo mẻ luân phiên

Sinh khối bùn và khả năng lắng

Hình 4.a,b thể hiện sự thay đổi sinh khối bùn, SVI và SRT ở bể R1 và R2 theo thời gian vận hành. Sinh khối ở cả hai bể có xu hướng giảm nhanh khi vận hành với thời gian lắng giảm còn 8 phút (trong tuần 2) và 4 phút (trong tuần 3) để chọn thành phần bùn dễ lắng để tạo mầm bùn cho sự hình thành bùn hạt, nồng độ sinh khối trong bể R1 và R2 có thời điểm giảm xuống chỉ còn tương ứng 2,3 và 2,6 g/L vào ngày 17. Tuy nhiên, sau khi đã chọn lọc và giữ lại được phần mầm bùn dễ lắng và bùn hạt phát triển, sinh khối bùn trong hai bể từ ngày 28 trở đi có xu hướng tăng trở lại. Đến ngày 50, nồng độ sinh khối bùn đo được trong hai bể R1 và R2 đạt được tương ứng là 5,8 và 6,8 g/L, đồng thời tỷ lệ VSS/SS cũng tăng lên mức khoảng 85-87%.



Hình 4. Biến thiên sinh khối bùn, SVI và SRT ở bể R1 (a) và bể R2 (b) theo thời gian vận hành

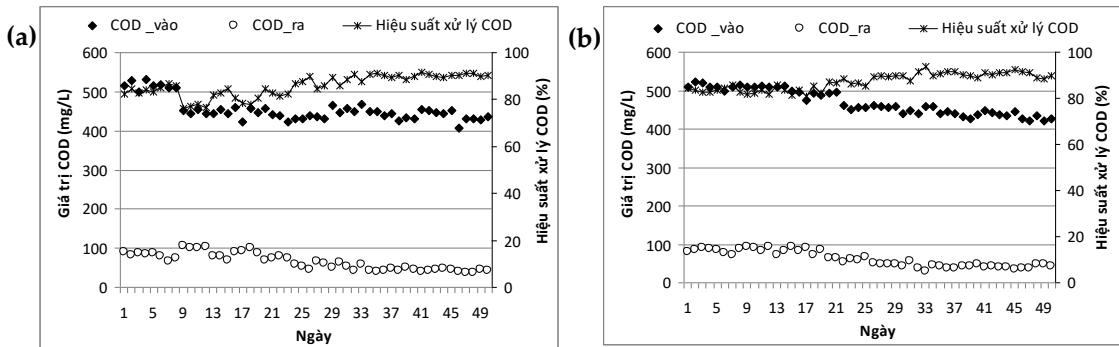
Khả năng lắng của bùn cũng thay đổi theo quá trình hình thành và phát triển bùn hạt. Trong thời gian từ ngày 1-21, sự phát triển của bông bùn tạo thành các khối bùn dính kết nhau, bùn trở nên khó lắng nên SVI trong bể R1 và R2 tăng lên khá cao, tương ứng 188-220 và 148-154 mL/gTSS, lớn hơn SVI của bùn hoạt tính ban đầu chỉ khoảng 120-130 mL/gTSS. Tuy nhiên, từ ngày 27-50, sự gia tăng thành phần bùn hạt đã giúp bùn lắng tốt hơn, SVI của bùn ở hai bể R1 và R2 giảm dần, SVI đo vào ngày 50 của bùn trong bể R1 và R2 tương ứng chỉ còn 35 và 32 mL/gTSS, chứng tỏ bùn tạo thành có khả năng lắng rất tốt. Đặc điểm này của bùn hạt hiếu khí cũng được xem là một ưu điểm, giá trị SVI của bùn trong hai bể cũng khá tương đồng với công bố khác trước đó [1,10,12,17]. Đồng thời, bùn lắng tốt cũng đã giúp lưu giữ lại được sinh khối trong bể và SRT tăng lên duy trì ở mức 13,1-20,6 ngày với bể R1 và 14,2-22,5 ngày với bể R2.

3.2 Hiệu quả xử lý cơ chất của bùn hạt hiếu khí

Hiệu quả xử lý chất hữu cơ (COD)

Hình 5.a,b thể hiện hiệu quả xử lý COD của hai bể R1 và R2 theo thời gian vận hành. Chế độ vận hành với thời gian lắng giảm dần nên một phần lớn bùn khó lắng bị trôi ra khỏi bể gây nên sự suy giảm sinh khối bùn trong hai bể và ảnh hưởng đến sự chuyển hóa chất hữu cơ trong khoảng thời gian từ ngày 1-25. Hiệu quả xử lý COD trong hai bể ở giai đoạn này thay đổi liên

tục, dao động 67-85%. Tuy nhiên, từ ngày 28-50, hiệu quả xử lý COD trong hai bể tăng lên và duy trì ổn định ở mức 92-94% ở OLR 1,4-1,5 kg COD/(m³.ngày). Sự hình thành bùn hạt, sinh khối bùn cao trong hai bể (Hình 4.a,b) và duy trì DO cao (>4 mg/L) tạo điều kiện cho các nhóm vi sinh vật chuyển hóa chất hữu cơ trong hai bể hoạt động, điều này có thể lý giải cho hiệu quả xử lý COD cao và ổn định.



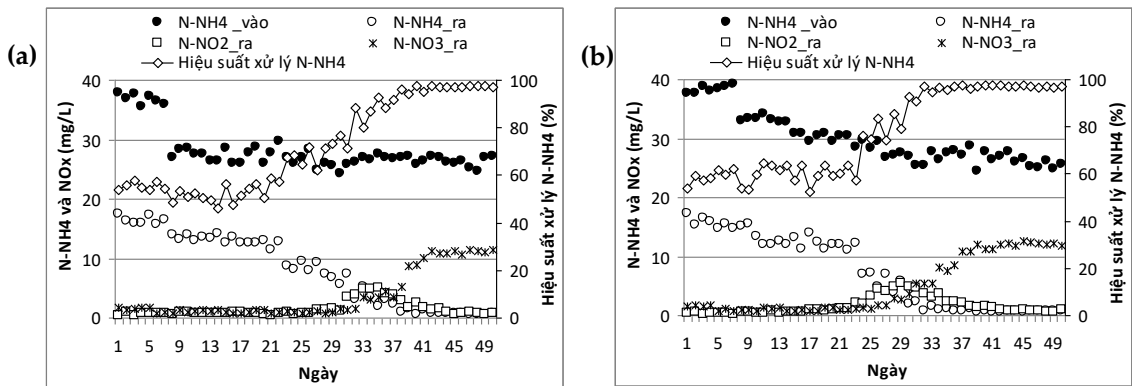
Hình 5. Hiệu quả xử lý COD ở bể R1 (a) và R2 (b) theo thời gian vận hành

Hiệu quả xử lý amoni (NH₄-N)

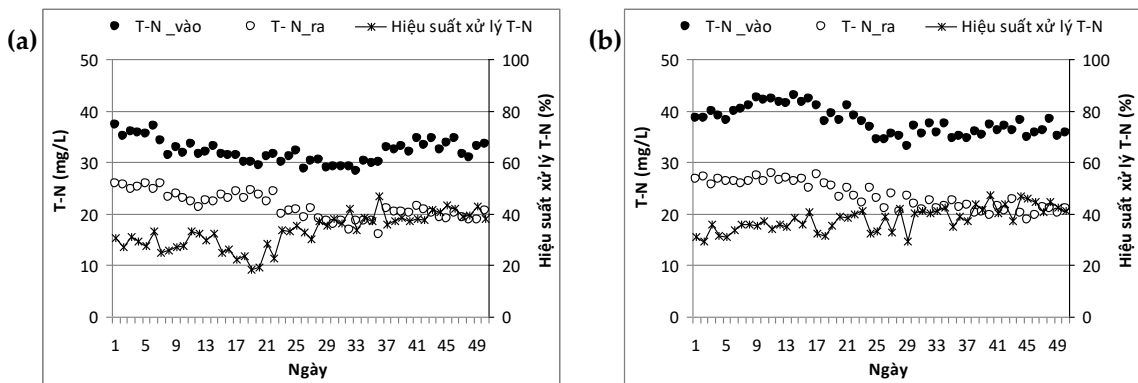
Hình 6.a,b thể hiện hiệu quả xử lý NH₄-N và nồng độ NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N trong nước thải đầu ra ở bể R1 và R2 theo thời gian vận hành. Kết quả cho thấy, trong 25 ngày vận hành đầu tiên, hiệu quả xử lý NH₄-N trong cả hai bể chỉ đạt 55-57% ở NLR 0,11-0,13 kg NH₄-N/(m³.ngày). Tính toán cho thấy, so với đầu vào, tỷ lệ NH₄-N còn lại trong nước thải đầu ra lên tới 43-45%, chỉ 7-12% NH₄-N chuyển thành NO_x-N (gồm cả NO₂-N và NO₃-N), chứng tỏ quá trình nitrat hóa trong thời gian này diễn ra rất hạn chế. Việc điều chỉnh thời gian lắng ngắn (chỉ 8-4 phút) thuận lợi việc chọn lọc phần bùn dễ lắng cho sự hình thành hạt bùn nhưng cũng dẫn đến suy giảm sinh khối bùn do một phần bùn bị cuốn trôi ra khỏi bể ở pha rút nước. Điều này có thể ảnh hưởng đến sự phát triển các nhóm vi khuẩn phát triển chậm như nhóm vi khuẩn oxy hóa amoni (Ammonia Oxidizing Bacteria, AOB) và nhóm vi khuẩn oxy hóa nitrit (Nitrite Oxidizing Bacteria, NOB) trong bể phản ứng. Đây cũng có thể là nguyên nhân lý giải cho hiệu quả chuyển hóa amoni và nitrat không cao trong giai đoạn này [18]. Kết quả này cũng tương tự với nghiên cứu của Mosquera [11], Kuśmierczak [17] và Jungles [19] cho thấy hiệu quả chuyển hóa nitơ trong hệ thống không cao trong quá trình hình thành hạt bùn.

Ở giai đoạn từ ngày 28-50, hiệu quả xử lý NH₄-N trong hai bể duy trì ở mức 94-96% ở NLR 0,12-0,14 kg NH₄-N/(m³.ngày). Lúc này có 41-53% NH₄-N chuyển hóa thành NO_x-N, tỷ lệ này cao hơn hẳn với trước đó chỉ đạt từ 7-12%, cho thấy quá trình nitrat hóa của bùn hạt được cải thiện theo thời gian cùng với sự phát triển bùn hạt và sinh khối bùn trong hai bể. Tuy nhiên, trong khoảng thời gian từ ngày 28-39, theo dõi thấy nồng độ NO₂-N trong nước thải đầu ra ở hai bể còn khá cao từ 4,9-5,6 mg/L. Ở giai đoạn này, trong 40-44% NH₄-N chuyển thành

NO_x-N, chỉ có 16-30% thành NO₃-N và 14-34% vẫn tồn tại ở dạng NO₂-N, cho thấy quá trình nitrat hóa vẫn chưa diễn ra hoàn toàn. Khi vận hành bể, DO luôn duy trì > 4 mg/L phù hợp cho quá trình nitrat hóa, Pollice cho rằng khi DO không phải là yếu tố ảnh hưởng thì SRT quyết định đến khả năng nitrat hóa, duy trì SRT ngắn có thể diễn ra quá trình nitrat hóa bán phần [20]. Trong thời gian từ ngày 28-39, SRT của hai bể duy trì khoảng 7-8 ngày và sinh khối bùn hai bể chỉ mới đạt khoảng 3,4-3,8 g/L do bị cuốn trôi ra ngoài khi điều chỉnh thời gian lắng có thể lý giải cho việc NO₂-N vẫn còn trong nước thải đầu ra. Nghiên cứu của Li [21] cũng cho thấy kết quả tương tự, khi vận hành bể SBR với SRT 5 ngày. Khi tiếp tục vận hành, từ ngày 40-50 nhận thấy nồng độ NO₂-N trong nước thải đầu ra giảm xuống chỉ còn 0,51-0,62 mg/L và NO₃-N tăng dần lên mức 10,8-13,2 mg/L. Theo tính toán, trong 43-52% NH₄-N chuyển thành NO_x-N ở giai đoạn này có tới 40-47% chuyển thành NO₃-N và chỉ 3-5% còn ở dạng N-NO₂, chứng tỏ quá trình nitrat hóa ở hai bể gần như hoàn toàn. Nồng độ sinh khối bùn cao trong hai bể (5,4-6,8 g/L), SRT ở mức 17-22 ngày, đảm bảo duy trì phát triển ổn định của nhóm AOB và NOB trong bùn [18,19,21], điều này có thể lý giải cho quá trình nitrat hóa gần như hoàn toàn trong thời gian này.



Hình 6. Hiệu quả xử lý amoni và nồng độ NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N trong nước thải của bể R1 (a) và R2 (b) theo thời gian vận hành

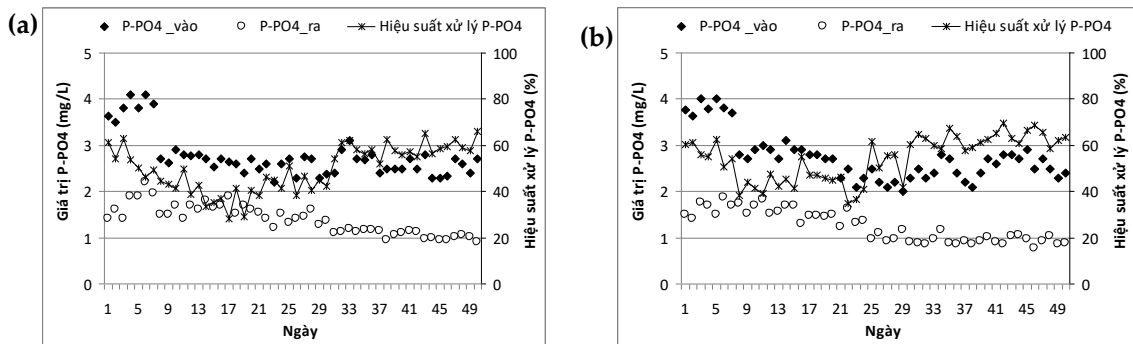


Hình 7. Hiệu quả xử lý TN của bể R1 (a) và bể R2 (b) theo thời gian vận hành

Các nghiên cứu trước đó cho thấy, bùn hạt hiếu khí có khả năng xử lý nitơ khá tốt nhờ quá trình nitrat và khử nitrat đồng thời [4,22]. Quá trình này được cho diễn ra với bùn hạt kích thước từ 1,5-2 mm khi vận hành ở chế độ sục khí liên tục cũng như gián đoạn có kiểm soát do sự suy giảm khuếch tán oxy hòa tan vào trong bùn hạt và tạo ra các vùng hiếu khí ở bên ngoài và thiếu khí ngay bên trong bùn hạt [5,7]. Nhóm AOB và NOB được ghi nhận phân bố ở độ sâu khoảng 70-100 μm từ bề mặt hạt bùn, trong khi nhóm vi khuẩn khử nitrat được xác định hiện diện ở cách 800-900 μm từ bề mặt hạt bùn [7]. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này, hiệu quả xử lý $\text{NH}_4\text{-N}$ ở hai bể cao (93-96%) nhưng $\text{NO}_3\text{-N}$ vẫn tích lũy trong nước thải đầu ra (10,8-13,2 mg/L) và hiệu quả xử lý tổng nitơ (TN) khá thấp chỉ khoảng 39-43% (Hình 7.a,b). Điều này cho thấy, quá trình nitrat hóa vẫn là chuyển hóa chính trong cả hai bể. Nguyên nhân có thể do vận hành bể chế độ cấp khí $Q = 6 \text{ L/phút}$, duy trì nồng độ DO cao (4-5 mg/L), kích thước hạt bùn trong bể lúc này chỉ 1 mm nên khó có thể hình thành được vùng hiếu khí - thiếu khí ngay trong hạt bùn do sự suy giảm khuếch tán oxy để có thể diễn ra quá trình nitrat và khử nitrat đồng thời [5,9]. Do vậy, để tăng cường hiệu quả xử lý nitơ, chế độ hoạt động của bể cần có những thay đổi như duy trì DO có kiểm soát, xen kẽ thiếu khí – hiếu khí phù hợp.

Hiệu quả xử lý photpho ($\text{PO}_4\text{-P}$)

Hình 7.a,b thể hiện hiệu quả xử lý $\text{PO}_4\text{-P}$ của bể R1 và R2 theo thời gian vận hành. Hiệu quả xử lý $\text{PO}_4\text{-P}$ ở hai bể khoảng 4 tuần đầu tiên khá thấp, dao động trong khoảng 35-57%. Sau khi bùn hạt hình thành từ tuần thứ 5 và sinh khối trong hai bể tăng lên đạt từ 5-6 g/L, hiệu quả xử lý $\text{PO}_4\text{-P}$ mới tăng nhẹ và đạt khoảng 65-71%. Các nghiên cứu cũng đã chứng minh quá trình loại bỏ photphat sinh học dựa trên việc tăng cường khả năng tích lũy của nhóm vi sinh vật tích lũy polyphotphat (Polyphosphate Accumulating Organisms, PAO) cần kết hợp pha kị khí-hiếu khí [23]–[25]. Liu Xioaying [25] và Ong Ying [24] khi vận hành bể SBR với bùn hạt hiếu khí ở chế độ kết hợp pha kị khí-hiếu khí xen kẽ cho hiệu quả xử lý $\text{PO}_4\text{-P}$ tương ứng tới 90 và 97%. Trong nghiên cứu này, hai bể được vận hành với mục đích nuôi tạo bùn hạt với pha hiếu khí kéo dài có thể lý giải cho nguyên nhân hiệu quả xử lý P-PO_4 khi vận hành ổn định thấp hơn nhiều so với các công bố của Ong Ying và Liu Xioaying. Lượng P-PO_4 được loại bỏ có thể do sử dụng cho phát triển sinh khối và tích lũy trong bùn [6,7] hoặc có thể được loại bỏ bằng quá trình kết tủa trong vùng bên trong (lõi) của bùn hạt hiếu khí [23].



Hình 8. Hiệu quả xử lý P-PO₄ trong bể R1 (a) và bể R2 (b) theo thời gian vận hành

Khảo sát vận hành một mẻ ổn định của bể SBR.

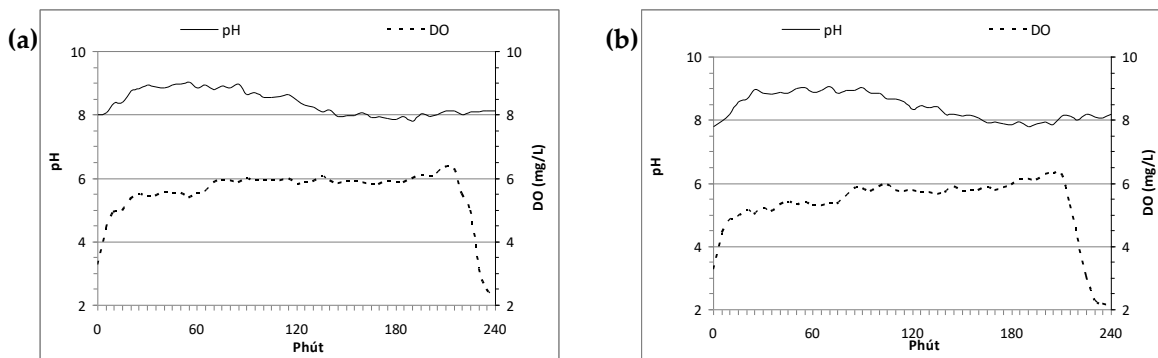
Hình 9.a,b thể hiện biến thiên pH, DO và Hình 10.a,b thể hiện biến thiên giá trị COD, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N và PO₄-P trong một mẻ vận hành ổn định của bể R1 và R2 vào ngày 48. Lúc này hai bể vận hành với OLR và NLR tương ứng khoảng 1,4 kg COD/m³.(ngày đêm) và 0,11 kg NH₄-N/m³.(ngày đêm).

Kết quả cho thấy sự chuyển hóa chất hữu cơ (COD), amoni (NH₄-N) và phot phat (PO₄-P) trong hai bể R1 và R2 sau khi bùn hạt đã hình thành có sự tương đồng. Khi bắt đầu cấp khí, hiệu quả xử lý COD tăng lên 61-63% sau 60 phút và đạt khoảng 85-87% sau 90 phút, khi tiếp tục cấp khí, hiệu suất xử lý COD tăng nhẹ lên mức 90-91% và không thay đổi nhiều đến cuối mẻ do hầu hết các chất hữu cơ dễ phân hủy lúc này đã được vi sinh vật chuyển hóa. Kết quả này cũng phù hợp với các nghiên cứu trước đó khi phần lớn chất hữu cơ cũng đều được chuyển hóa ngay sau khi bắt đầu cấp khí trong một mẻ của bể SBR [2,10,11]. Khi quá trình chuyển hóa chất hữu cơ diễn ra mạnh trong khoảng 60-90 phút đầu tiên, nhận thấy giá trị pH có sự gia tăng nhẹ (pH=8,3). Nồng độ DO lúc này chỉ duy trì ở mức 4,2-4,7 mg/L trong khoảng 90 phút đầu tiên do phần lớn oxy được sử dụng trong quá trình phân hủy chất hữu cơ.

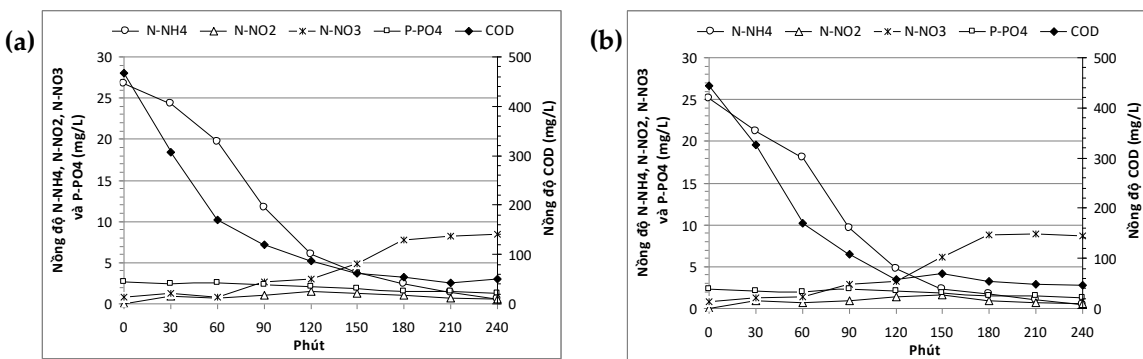
Với chuyển hóa NH₄-N, trong 30-60 phút đầu tiên, hiệu quả xử lý NH₄-N ở hai bể đạt khoảng 26-28%. Từ phút 90, chuyển hóa amoni bắt diễn ra nhanh hơn, hiệu quả loại NH₄-N tăng lên 77-81% từ phút 120. Kết thúc mẻ, hiệu quả xử lý NH₄-N ở hai bể đạt 97-98%, nồng độ NH₄-N trong nước đầu ra thấp chỉ khoảng 0,59-0,71 mg/L. Như vậy, có thể thấy chuyển hóa amoni diễn ra mạnh khi phần lớn chất hữu cơ đã được xử lý từ phút 90, nguyên nhân do hoạt động của nhóm vi khuẩn phân hủy chất hữu cơ thường cạnh tranh và hoạt động mạnh hơn so với nhóm vi khuẩn chuyển hóa nitơ [11]. Vào cuối mẻ, NO₃-N đo được khoảng 8,7-9,4 mg/L, trong khi NO₂-N chỉ 0,47-0,59 mg/L, cho thấy quá trình nitrat hóa diễn ra khá tốt. Bên cạnh đó, ghi nhận pH giảm xuống 7,6-7,8 từ phút 120, tương ứng với thời điểm nitrat hóa diễn ra (NO₃-N tăng lên 8-9mg/L), có thể do quá trình nitrat hóa thường tiêu thụ một lượng kiềm khoảng 7,14 mg CaCO₃/mg NH₄-N [26] làm thay đổi pH trong bể. Ngoài ra, tính toán

trong một mẻ cho thấy, $\text{NH}_4\text{-N}$ còn lại trong đầu ra chỉ 3-4%, khoảng 37-42% $\text{NH}_4\text{-N}$ được chuyển thành $\text{NO}_x\text{-N}$. Như vậy, một lượng $\text{NH}_4\text{-N}$ mất đi có thể đã được sử dụng vào các quá trình phát triển sinh khối bùn khoảng 0,12 gN/g sinh khối [26], thoát ra khỏi hệ thống dưới dạng amoni tự do (Free Amonium, FA) do sự thay đổi pH trong quá trình vận hành [18] hoặc hấp phụ vào bùn hạt khoảng 0,9-1,7 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ /gVSS [27].

Hiệu quả xử lý $\text{PO}_4\text{-P}$ tăng nhẹ theo thời gian vận hành, đến cuối mẻ, hiệu quả xử lý $\text{PO}_4\text{-P}$ đạt khoảng 48-50%. Việc vận hành với pha hiếu khí kéo dài trong mỗi mẻ đã không tạo điều kiện để tăng cường khả năng tích lũy polyphosphat vào trong tế bào của nhóm PAO [23] nên hiệu quả xử lý không cao như các nghiên cứu trước đó [23,25].



Hình 9. Biến thiên pH và DO trong một mẻ của bể R1 (a) và bể R2 (b) vào ngày 48



Hình 10. Biến thiên COD, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$ và $\text{PO}_4\text{-P}$ trong một mẻ ở bể R1 (a) và bể R2 (b) vào ngày 48

4 Kết luận

Bùn hạt hiếu khí được hình thành sau 7 tuần trên cả hai bể R1 và R2 khi vận hành tương ứng với nước thải KCN Phú Bài và hỗn hợp nước thải KCN Phú Bài với nước thải tổng hợp. Bùn hạt có khả năng lắng rất tốt với chỉ số SVI thấp, chỉ khoảng 30-32 mL/gTSS. Ở bể R1, bùn hạt với kích thước nhỏ hơn 1 mm được hình thành và sinh khối bùn đạt 5,8 g/L, trong khi ở bể

R2, bùn hạt có kích thước 1 mm chiếm ưu thế với sinh khối bùn đạt 6,8 g/L. Để tạo bùn hạt được thuận lợi thì việc kết hợp nước thải từ KCN Phú Bài và bổ sung thêm cơ chất từ nước thải tổng hợp trong quá trình nuôi tạo là cần thiết.

Trong giai đoạn hình thành mầm bùn hạt, hiệu quả xử lý COD và P-PO₄ trong hai bể đạt tương ứng 65-80% và 35-57%, hiệu quả xử lý N-NH₄ chỉ đạt 55-57% và quá trình nitrat hóa diễn ra hạn chế với chỉ 7-12% NH₄-N chuyển thành NO_x-N. Sau khi bùn hạt đã được hình thành và bể vận hành ổn định, hiệu quả xử lý COD, NH₄-N và PO₄-P trong hai bể đạt tương ứng 92-94%, 93-96% và 65-71%. Đồng thời, khả năng nitrat hóa của bùn cũng tăng lên với tỷ lệ NH₄-N chuyển thành NO_x-N tăng từ 7-12% lên 43-52% vào cuối thí nghiệm. Ngoài ra, trong 43-52% NH₄-N được chuyển thành NO_x-N có tới 40-47% được chuyển thành NO₃-N cho thấy quá trình nitrat hóa gần như hoàn toàn trong hai bể.

Tài liệu tham khảo

1. Nguyễn Trọng Lực, Nguyễn Phước Dân, Trần Tây Nam, (2009), Nghiên cứu tạo bùn hạt hiếu khí khử COD và amoni trên bề mặt phản ứng khí nâng từng mẻ luân phiên, Tạp chí Phát triển Khoa học và Công nghệ, vol.12, no.2, tr.39–50.
2. Trần Quang Lộc, Nguyễn Quang Hưng, Nguyễn Thị Cẩm Yến, (2015), Đánh giá khả năng xử lý chất hữu cơ và amoni của bùn hạt hiếu khí trên nước thải chế biến thủy sản, Tạp chí Khoa học Đại học Huế, vol.111, no.12.
3. M. K. Jungles, J. L. Campos, and R. H. R. Costa, (2014), Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge, Brazilian Journal of Chemical Engineering, vol.31, no.1, pp.27–33, doi: 10.1590/S0104-66322014000100004.
4. Q. He et al., (2018), Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in aerobic granular sequencing batch reactors with high aeration intensity: Impact of aeration time, Bioresour. Technol., vol.263, pp.214–222, doi: 10.1016/j.biortech.2018.05.007.
5. Y. V. Nancharaiyah and G. Kiran Kumar Reddy, (2018), Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications, Bioresour. Technol., vol.247, pp.1128–1143, doi: 10.1016/j.biortech.2017.09.131.
6. S. J. Sarma and J. H. Tay, (2018), Aerobic granulation for future wastewater treatment technology: challenges ahead, Environ. Sci. Water Res. Technol., vol.4, no.1, pp.9–15, doi: 10.1039/C7EW00148G.
7. S. S. Adav, D.-J. Lee, K.-Y. Show, and J.-H. Tay, (2008), Aerobic granular sludge: recent advances., Biotechnol. Adv., vol.26, no.5, pp.411–423, doi: 10.1016/j.biotechadv.2008.05.002.
8. A. Dutta and S. Sarkar, (2015), Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances, Current Pollution Reports, vol.1, no.3, pp.177–190, 2015, doi: 10.1007/s40726-015-0016-y.
9. B.-M. Wilén, R. Liébana, F. Persson, O. Modin, and M. Hermansson, (2018), The mechanisms of granulation of activated sludge in wastewater treatment, its optimization, and impact on effluent quality, Appl. Microbiol. Biotechnol., vol.102, no.12, pp 5005–5020, doi: 10.1007/s00253-018-8990-9.
10. T. T. P. Nguyen, V. P. Nguyen, T. B. H. Truong, and M. H. Bui, (2016), The Formation and Stabilization of Aerobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Airlift Reactor for Treating Tapioca-Processing Wastewater, Polish J. Environ. Stud., vol.25, no.5, pp.2077–2084, 2016, doi: 10.15244/pjoes/62736.
11. B. Arrojo, A. Mosquera-Corral, J. M. Garrido, and R. Méndez, (2004), Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors, Water Res., vol.38, no.14–15, pp.3389–3399, doi: 10.1016/j.watres.2004.05.002.

12. a. Val del Río et al., (2012), Aerobic granular SBR systems applied to the treatment of industrial effluents, *J. Environ. Manage.*, vol.95, no. SUPPL., pp.S88-92, doi: 10.1016/j.jenvman.2011.03.019.
13. M. T. Vives, (2004), SBR Technology for wastewater treatment: suitable operational conditions for nutrient removal, PhD Thesis, University of Girona, Girona, Italia.
14. APHA, (2005), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington DC, USA.
15. N. D. Minh, (2009), Treatment of high-strength organic wastewater using an aerobic granular system with baffled membrane bioreactor, PhD Thesis, Asia Institute of Technology - Thailand.
16. T. Q. Lộc, N. Đ. Hải, T. T. Tú, H. N. T. Vân, N. Q. Hung, (2015), Sự hình thành và phát triển của bùn hạt hiếu khí ở các lưu lượng sục khí khác nhau trên bề phản ứng theo mẻ luân phiên, *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, vol.37A, pp.33–41, 2015.
17. J. Ku, P. Anielak, and Ł. Rajska, (2012), Long-term cultivation of an aerobic granular activated sludge, *Electron. J. Polish Agric. Univ.*, vol.15, no.1.
18. H. L. Lee et al., (2014), Aerobic Granules for the Effective Oxidation of Ammonium Nitrogen, *Environ. Eng. Res.*, vol.19, no.1, pp.23–29, doi: <http://dx.doi.org/10.4491/eer.2014.19.1.023>.
19. M. K. Jungles et al., (2011), Start up of a pilot scale aerobic granular reactor for organic matter and nitrogen removal, *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol.86, no.5, pp.763–768, doi: 10.1002/jctb.2589.
20. A. Pollice, V. Tandoi, and C. Lestingi, (2002), Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate, *Water Res.*, vol.36, no.10, pp.2541–2546, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00468-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00468-7).
21. B. Li and G. Wu, (2014), Effects of sludge retention times on nutrient removal and nitrous oxide emission in biological nutrient removal processes, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol.11, no.4, pp.3553–3569, doi: 10.3390/ijerph110403553.
22. H. Wang et al., (2018), Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor with high dissolved oxygen: Effects of carbon to nitrogen ratios, *Sci. Total Environ.*, vol.642, pp.1145–1152, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.081.
23. M. Angela, B. Béatrice, and S. Mathieu, (2011), Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process, *Water Res.*, vol.45, no.12, pp.3776–3786, doi: 10.1016/j.watres.2011.04.031.
24. Y. H. Ong, A. S. M. Chua, B. P. Lee, G. C. Ngoh, and M. A. Hashim, (2012), An Observation on Sludge Granulation in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process, *Water Environ. Res.*, vol.84, no.1, pp.3–8, doi: 10.2175/106143011x13184219229335.
25. X. Liu, C. Guo, and D. Peng, (2009), Biological phosphorus removal with granular sludge in SBR, 3rd Int. Conf. Bioinforma. Biomed. Eng. iCBBE 2009, pp.5–8, doi: 10.1109/ICBBE.2009.5162451.
26. Metcalf and Eddy (2004), *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th ed.). McGRAW-HILL, USA
27. J. P. Bassin, M. Pronk, R. Kraan, R. Kleerebezem, and M. C. M. Van Loosdrecht, (2011), Ammonium adsorption in aerobic granular sludge, activated sludge and anammox granules, *Water Res.*, vol.45, no.16, pp.5257–5265, doi: 10.1016/j.watres.2011.07.034.

CULTIVATION OF AEROBIC GRANULAR SLUDGE WITH INDUSTRIAL WASTEWATER IN SEQUENTIAL BACTH REACTOR

Abstract. Cultivation of aerobic granular sludge from activated sludge was carried out in 02 lab-scale Sequential Batch Reactors (SBRs) named R1 and R2. During the experimental period, both reactors were operated in similar condition with 240 minutes of cycle time and an airflow rate of 6L/min. R1 was fed with industrial wastewater collected from Phu Bai Industrial Zone, Thua Thien Hue Province, meanwhile, R2 has used a mixture of industrial and prepared synthetic wastewater with stepwise feeding of different volumetric fraction including 1:3; 1:1, and 3:1. After 7 weeks of operation, tiny granular size less than 1mm was observed, sludge biomass reached 5,8 g/L but filamentous sludge still appeared in R1. Meanwhile, in R2, granular sludge size of 1mm was dominant and biomass reached 6,8 g/L which was higher than its concentration in R1. Granules sludge in both reactors has good settling properties with a low SVI of 30-32 mL/gTSS. The removal efficiencies of organics (COD), ammonium (NH₄-N), and phosphorus (P-PO₄) in steady-state operation of R1 and R2 were stabled at 92-94%, 93-96%, and 65-71%, respectively. The rate of conversion NH₄-N to NO_x-N increased from 7-12% to 43-52% at the end of the experimental period. It was indicated that the nitrification of sludge was leveled up with the appearance of granular sludge and the development of biomass. Furthermore, in 43-52% rate of conversion NH₄-N to NO_x-N, the percentage of NH₄-N converted to NO₃-N accounting for about 40-47%, this result demonstrated that the nitrification process was nearly completed in both reactors.

Keywords: Aerobic granular sludge, SBR, industrial wastewater, sludge granulation, the nitrification