



Original Article

# Assessment of the Removal Efficiency of Organic Matter, Nitrogen and Phosphorus Using Aerobic Granular Sludge in Sequential Batch Reactor

Tran Quang Loc\*, Tran Thi Tu, Nguyen Dang Hai,  
Nguyen Quang Hung, Tran Dang Bao Thuyen, Dinh Thanh Kien

*Institute of Resources and Environment, Hue University,  
7 Hanoi, Phu Nhuan, Hue City, Thua Thien Hue, Vietnam*

Received 02 November 2020

Revised 06 April 2021; Accepted 07 July 2021

**Abstract:** This research demonstrates the assessment of the removal efficiency of organic matter, nitrogen, and phosphorus in wastewater of Phu Bai industrial zone using aerobic granular sludge process in sequential batch reactor (SBR). The experiment was carried out in two SBR namely R1 and R2 with 240 minutes of cycle time and a two-stepwise aeration was applied including 90 minutes at airflow rate  $Q_1=6$  L/min and 136 minutes at  $Q_2=2$  L/min. However, one-step feeding was used for R1, meanwhile, 2-step feeding (75% of volumetric at the beginning of batch and 25% remaining after aeration time  $Q_1$ ) was applied for R2. The result showed that the size of sludge particle has increased from 1 to 2 mm and high biomass (in Total Suspended Solid (TSS) of 7.8-8.2 g/L was retained in both reactors and sludge shows a good settling ability with a low SVI value of 40-42 mL/g TSS after 50 days of operational experiment. It was indicated that aerobic granular sludge in R1 and R2 still maintained the development and stability during the operation. The removal efficiency of COD and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> removal in two reactors were similar and kept high at 92-93 and 96-97%, respectively, while P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> removal efficiency was just in the range of 68-80%. The simultaneous nitrification and denitrification process (SND) was achieved with two-stepwise aeration in both reactors. Additionally, the experimental data showed the efficiency of SND in R2 (85-87%) was higher than that of R1 (64-68%), which demonstrated that the operating mode in R2 was more effective to treat organic matter and nitrogen in SBR operation. Furthermore, the higher efficiency of SND in R2 in comparison with R1 also leads to 10-13% higher in removal efficiency of total nitrogen between R2 (75-78%) and R1 (68-69%). However, both operating modes still did not reach the complete removal of total nitrogen in the reactor.

**Keywords:** Aerobic granular sludge, sequential batch reactor, nitrogen removal, simultaneous nitrification and denitrification (SND), step-wise aeration.

\* Corresponding author.

E-mail address: [tquangloc@hueuni.edu.vn](mailto:tquangloc@hueuni.edu.vn)

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuées.4714>

# Đánh giá hiệu quả xử lý thành phần hữu cơ, nitơ và photpho trong nước thải sử dụng bùn hạt hiếu khí trong bể phản ứng theo mẻ luân phiên

Trần Quang Lộc\*, Trần Thị Tú, Nguyễn Đăng Hải,  
Nguyễn Quang Hưng, Trần Đăng Bảo Thuyên, Đinh Thanh Kiên

*Viện Tài nguyên và Môi trường, Đại học Huế,  
7 Hà Nội, Phú Nhuận, Thành phố Huế, Thừa Thiên Huế, Việt Nam*

Nhận ngày 02 tháng 11 năm 2020

Chỉnh sửa ngày 06 tháng 4 năm 2021; Chấp nhận đăng ngày 07 tháng 7 năm 2021

**Tóm tắt:** Bài báo trình bày kết quả đánh giá khả năng xử lý thành phần hữu cơ, nitơ và photpho trong nước thải khu công nghiệp Phú Bài bằng quá trình bùn hạt hiếu khí trong bể phản ứng theo mẻ luân phiên (Sequential Batch Reactor, SBR). Thí nghiệm được thực hiện trên hai bể SBR, R1 và R2 có thời gian vận hành mỗi mẻ là 240 phút, áp dụng cùng chế độ cấp khí 2 bậc gồm 90 phút ở lưu lượng cấp khí  $Q_1=6$  L/phút và 136 phút ở mức  $Q_2=2$  L/phút. Tuy nhiên, bể R1 được cấp nước 1 lần ngay từ đầu mẻ, trong khi bể R2 cấp nước gián đoạn 2 lần với 75% thể tích nước cấp vào đầu mỗi mẻ và 25% thể tích còn lại ngay sau khi kết thúc cấp khí ở mức  $Q_1$ . Sau 50 ngày vận hành, bùn hạt hiếu khí duy trì được sự ổn định và phát triển trong thời gian thí nghiệm, kích thước bùn hạt hiếu khí tăng từ 1 lên 2 mm, sinh khối bùn (theo TSS) duy trì trong hai bể khá cao khoảng 7,8-8,2 g/L, bùn hạt lắng tốt thể hiện qua chỉ số thể tích bùn (Sludge Volumetric Index, SVI) thấp chỉ 40-42 mL/gTSS. Hiệu suất xử lý thành phần hữu cơ (COD) và  $N-NH_4^+$  trong hai bể đạt tương ứng khoảng 92-93 và 96-97%, trong khi hiệu suất xử lý  $P-PO_4^{3-}$  chỉ khoảng 68-80%. Ngoài ra, quá trình nitrat và khử nitrat đồng thời (Simultaneous Nitrification and Denitrification, SND) được hình thành khi bể vận hành với chế độ cấp khí giảm theo bậc. Hiệu quả quá trình SND ở bể R2 (85-87%) cao hơn so với bể R1 (64-68%) cho thấy vận hành bể SBR với chế độ cấp khí giảm theo bậc và cấp nước gián đoạn 2 lần phù hợp hơn để tăng cường hiệu quả xử lý thành phần hữu cơ và nitơ. Hiệu quả quá trình SND ở bể R2 cao hơn so với bể R1 mang lại hiệu suất xử lý tổng nitơ (T-N) ở bể R2 (75-78%) cũng cao hơn 10-13% so với bể R1 (68-69%). Tuy nhiên, cả hai chế độ vận hành này đều cho thấy vẫn chưa đảm bảo để có thể xử lý hoàn toàn nitơ tổng trong nước thải.

**Từ khóa:** Bùn hạt hiếu khí, bể phản ứng theo mẻ luân phiên, xử lý nitơ, nitrat-khử nitrat đồng thời (SND), cấp khí theo bậc.

## 1. Mở đầu

Bùn hạt hiếu khí được nghiên cứu từ khoảng 15 năm trở lại đây và chỉ ra rằng so với bùn hoạt tính, bùn hạt hiếu khí có nhiều đặc điểm nổi trội

như khả năng lắng tốt, duy trì nồng độ sinh khối cao, chịu được sốc tải lượng và xử lý khá tốt thành phần hữu cơ, nitơ và photpho [1, 2]. Bể phản ứng theo mẻ luân phiên (SBR) có ưu điểm chi phí vận hành thấp, độ linh hoạt cao hơn so

\* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: tqangloc@hueuni.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4714>

với bể hoạt động liên tục, có thể dễ thay đổi chế độ vận hành để phù hợp với tính chất nước thải và mục tiêu xử lý [3]. Bể SBR với đặc điểm vận hành theo từng mẻ bao gồm các pha: cấp nước thải - phản ứng - lắng - xả nước nên các quá trình xử lý đều được diễn ra ngay trong một bể phản ứng. Ngoài ra, bể SBR cũng được cho phù hợp trong việc nuôi tạo, phát triển bùn hạt hiếu khí do có thể tạo được các điều kiện thuận lợi cho quá trình hình thành và phát triển bùn hạt [2, 4]. Do đó, kết hợp bùn hạt hiếu khí với các chế độ vận hành bể SBR phù hợp có khả năng áp dụng để xử lý thành phần chất hữu cơ và nitơ ngay trong một bể phản ứng.

Các nghiên cứu cũng đã tiến hành đánh giá khả năng xử lý thành phần hữu cơ và nitơ của bùn hạt hiếu khí với các chế độ vận hành khác nhau ở bể SBR. Trong đó, một số áp dụng chế độ vận hành thiếu khí - hiếu khí kết hợp (chế độ A-O), chế độ này có ưu điểm là vi sinh vật sử dụng nguồn cacbon sẵn có trong nước thải cho quá trình khử nitrat hóa ở pha thiếu khí, tuy nhiên lại khó kiểm soát nồng độ nitrat trong nước thải đầu ra do quá trình nitrat hóa diễn ra khi bể chuyển sang hoạt động ở pha hiếu khí [5, 6]. Một số khác áp dụng chế độ hiếu khí - thiếu khí (chế độ O-A) để quá trình chuyển hóa thành phần hữu cơ và nitrat hóa diễn ra ở pha hiếu khí và sau đó nitrat tiếp tục được xử lý qua quá trình khử nitrat hóa ở pha thiếu khí tiếp theo [7, 8]. Tuy nhiên, ở chế độ O-A, do nguồn cơ chất bị suy giảm trong pha hiếu khí nên cần sử dụng chế độ cấp nước gián đoạn như là một giải pháp bổ sung nguồn cơ chất cacbon sử dụng trong quá trình khử nitrat ở pha thiếu khí. Có thể thấy rằng chế độ vận hành A-O và O-A tạo nên pha hiếu khí và thiếu khí luân phiên bằng cách kiểm soát quá trình cấp khí-ngưng cấp khí giúp tăng cường khả năng chuyển hóa thành phần hữu cơ và xử lý nitơ thông qua quá trình nitrat và khử nitrat riêng biệt. Bên cạnh đó, các nghiên cứu cũng cho thấy trong vận hành bùn hạt hiếu khí có khả năng diễn ra quá trình nitrat và khử nitrat đồng thời (SND) [9, 10]. Điều này có được do đặc điểm cấu tạo dạng hạt và ảnh hưởng của sự suy giảm khuếch tán oxy hòa tan (DO) vào bên trong bùn hạt. Do đó, ở bề mặt của bùn hạt (vùng hiếu khí) có sự

phân bố của các nhóm vi sinh vật tham gia vào chuyển hóa chất hữu cơ và nitrat hóa, trong khi ở vùng sâu hơn của bùn hạt (vùng thiếu khí) là sự phân bố và chiếm ưu thế của các nhóm vi sinh vật tham gia quá trình khử nitrat [1, 2, 4]. Hiệu quả quá trình SND của bùn hạt hiếu khí phụ thuộc vào kích thước bùn hạt và nồng độ DO duy trì trong bể [1, 2, 11]. Vận hành bể SBR với bùn hạt hiếu khí ở chế độ cấp khí liên tục và kiểm soát giá trị DO ở mức từ 10-50% của DO bão hòa [12], hay DO ở mức 2-3 mg/L [13] đã chứng minh có thể hình thành quá trình SND và cho hiệu quả xử lý nitơ khả quan. Tuy nhiên, các nghiên cứu cũng cho thấy rằng bùn hạt hiếu khí duy trì được ổn định khi vận hành bể SBR ở chế độ thủy động học với lưu lượng khí cấp tạo nên vận tốc khí nâng trong bể đạt từ 0,4-1,2 cm/s [1, 2, 4]. Do vậy, khi vận hành bùn hạt hiếu khí ở bể SBR với các chế độ A-O, O-A, trong đó có các giai đoạn bể được cấp khí và ngưng cấp khí hình thành nên pha hiếu khí-thiếu khí luân phiên giúp xử lý nitơ thông qua quá trình nitrat hóa và khử nitrat riêng biệt hay khi vận hành với chế độ cấp khí liên tục với lưu lượng khí cấp thấp để phù hợp cho quá trình SND có thể sẽ ảnh hưởng đến sự ổn định của bùn hạt hiếu khí khi vận hành trong một thời gian dài do không duy trì đủ điều kiện cấp khí và vận tốc khí nâng tối ưu.

Từ đó, nghiên cứu vận hành bể SBR với chế độ cấp khí giảm theo bậc, trong đó, ở giai đoạn đầu bể được cấp khí với lưu lượng cao hình thành pha hiếu khí cho quá trình chuyển hóa thành phần hữu cơ và nitrat hóa, sau đó chuyển sang cấp khí với lưu lượng thấp hơn để duy trì nồng độ DO trong bể ở mức đủ để tăng khả năng xử lý nitơ qua quá trình SND là một giải pháp. Đây có thể là một chế độ vận hành bể SBR vừa đảm bảo cung cấp chế độ thủy động học phù hợp cho việc duy trì sự ổn định của bùn hạt hiếu khí nhưng cũng tạo điều kiện cho quá trình xử lý nitơ qua quá trình SND trong hệ bùn hạt hiếu khí. Nghiên cứu này được thực hiện với mục tiêu đánh giá khả năng xử lý thành phần hữu cơ, nitơ và photpho của bùn hạt hiếu khí trong nước thải từ khu công nghiệp (KCN) Phú Bài khi vận hành bể SBR ở chế độ cấp khí giảm theo bậc kết hợp với chế độ cấp nước gián đoạn 1 lần và 2 lần.

## 2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

### 2.1. Vật liệu nghiên cứu

#### 2.1.1. Bùn hạt hiếu khí

Bùn hạt hiếu khí được nuôi trước đó trong phòng thí nghiệm từ nguồn bùn hoạt tính lấy từ bể aerotank hệ thống xử lý nước thải của KCN

Phú Bài và bảo quản trong tủ lạnh ở 2-4 °C. Do đó, trước khi sử dụng cho nghiên cứu này, bùn hạt hiếu khí được kích hoạt lại bằng cách vận hành bùn ở bể SBR trong thời gian 1 tuần với nước thải tổng hợp được pha sẵn với thành phần cụ thể được trình bày tại mục 2.1.2. Một số đặc điểm của bùn hạt hiếu khí được sử dụng trong nghiên cứu này được trình bày tại Bảng 1.

Bảng 1. Một số đặc trưng bùn hạt hiếu khí được sử dụng trong các thí nghiệm

STT	Thông số	Đơn vị	Bùn hạt hiếu khí
1	Kích thước	mm	1-2 mm
2	Sinh khối (tính theo TSS)	g/L	6,1
3	Sinh khối (tính theo VSS)	g/L	5,2
4	Chỉ số thể tích bùn (SVI)	mL/gTSS	42
5	Tốc độ tiêu thụ oxy riêng phần (SOUR)	mgO <sub>2</sub> /gTSS.h	56,2

#### 2.1.2. Nước thải

##### i) Nước thải tổng hợp

Nước thải tổng hợp dùng trong quá trình kích hoạt lại bùn hạt hiếu khí sau thời gian lưu trữ trong tủ lạnh được tham khảo từ N. T. Lược và cộng sự [14]. Thành phần gồm: C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub> 664 mg/L, NaHCO<sub>3</sub> 270 mg/L, NH<sub>4</sub>Cl 127 mg/L, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 53,5 mg/L, CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O 15 mg/L, MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O 120 mg/L. Bổ sung thêm 1 mL dung dịch hỗn hợp vi lượng cho mỗi 1 Lít nước thải tổng hợp được pha. Dung dịch vi lượng gồm: H<sub>3</sub>BO<sub>4</sub> 0,15 g/L; CoCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O 0,15 g/L; CuSO<sub>4</sub>.5H<sub>2</sub>O 0,03 g/L; FeCl<sub>3</sub>.6H<sub>2</sub>O 1,5 g/L; MnCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O 0,12 g/L; Na<sub>2</sub>Mo<sub>4</sub>O<sub>24</sub>.2H<sub>2</sub>O 0,06

g/L; ZnSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O 0,12 g/L; KI 0,03 g/L. Sử dụng nước cấp nước sinh hoạt đã để qua đêm nhằm loại bỏ phần clo dư để pha nước thải tổng hợp;

##### ii) Nước thải KCN Phú Bài

Mẫu nước thải được lấy 2-3 ngày/lần từ hồ gom thu gom tập trung của khu công nghiệp (KCN) Phú Bài, tỉnh Thừa Thiên Huế. Sau khi chuyển về phòng thí nghiệm, mẫu được được gạn lắng bớt cặn lơ lửng và lưu trữ trong tủ lạnh bảo mẫu ở nhiệt độ 2-3 °C nhằm hạn chế sự phân hủy sinh học ảnh hưởng đến tính chất nước thải. Các thông số đặc trưng mẫu nước thải lấy từ KCN Phú Bài trước và sau khi lắng được trình bày trong Bảng 2.

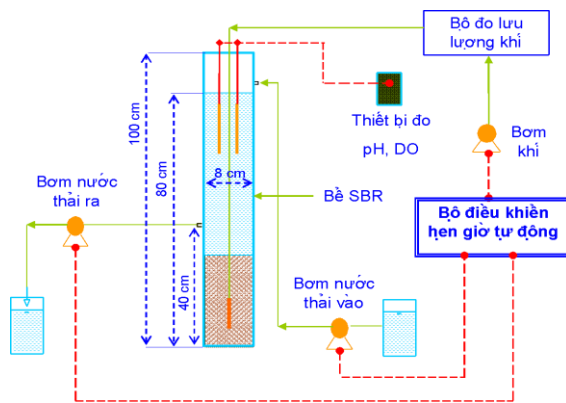
Bảng 2. Đặc trưng mẫu nước thải từ KCN Phú Bài

STT	Thông số	Đơn vị	Kết quả, TB ± SD (n=5)	
			Nước thải thô	Sau gạn lắng cặn lơ lửng
1	pH	-	7,7 ± 0,2	7,7 ± 0,2
2	Tổng chất rắn lơ lửng (TSS)	mg/L	92 ± 13	41 ± 12
3	Nhu cầu oxy sinh hóa (BOD <sub>5</sub> )	mg/L	356 ± 15	325 ± 7
4	Nhu cầu oxy hóa học (COD)	mg/L	470 ± 14	447 ± 13
5	Amoni (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/L	29,6 ± 1,4	26,5 ± 2,0
6	Nitrat (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	0,80 ± 0,3	0,47 ± 0,13
7	Tổng Nitơ (T-N)	mg/L	43 ± 3	38 ± 1
8	Photphat (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	mg/L	2,9 ± 0,3	2,4 ± 0,2

### 2.1.3. Mô hình bể phản ứng theo mẻ luân phiên (SBR)

Nghiên cứu được thực hiện trên 02 bể SBR quy mô phòng thí nghiệm là R1 và R2 có cấu tạo hoàn toàn giống nhau, thân bể có hình trụ tròn làm bằng nhựa acrylic, chiều cao bể 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. Lưu lượng khí cấp được đo bằng lưu lượng kế để kiểm soát lượng khí. Bể vận hành ở nhiệt độ phòng khoảng 28-32 °C và pH dao động ở mức 7,5-8,2. Nước thải KCN được bổ sung thêm  $\text{NaHCO}_3$  100 mg/L để giúp ổn định pH trong quá trình vận hành.



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

## 2.2. Phương pháp nghiên cứu

### 2.2.1. Chế độ vận hành bể SBR trong các thí nghiệm

Trong nghiên cứu này, hai bể R1 và R2 vận hành với cùng thời gian cho mỗi mẻ 240 phút, gồm 04 pha: cấp nước (5 phút), cấp khí (226 phút), lắng (4 phút); tháo nước (5 phút). Ban đầu, mỗi bể SBR được đưa vào 2 L hỗn hợp bùn hạt

hiều khí. Hình 2 thể hiện chế độ vận hành ở mỗi mẻ của bể R1 và R2. Trong đó:

- Ở pha cấp khí: hai bể có cùng chế độ cấp khí 2 bậc trong mỗi mẻ gồm: 90 phút với lưu lượng cấp khí mức  $Q_1=6$  L/phút và 136 phút ở mức  $Q_2=2$  L/phút.

- Ở pha cấp nước: bể R1 được cấp nước 1 lần từ đầu mỗi mẻ ( $V_{\text{cấp}}=V_{\text{vào}}$ ); bể R2 cấp nước gián đoạn 2 lần, với 75% lượng nước cấp ở đầu mỗi mẻ và 25% còn lại sau khi kết thúc giai đoạn cấp khí  $Q_1=6$  L/phút

Bảng 2. Chế độ vận hành mỗi mẻ ở hai bể R1 (a) và R2 (b)

(a)	Cấp nước (5 phút)	Cấp khí $Q_1=6$ L/phút (90 phút)	Cấp khí $Q_2=2$ L/phút (136 phút)	Lắng (4 phút)	Tháo nước (5 phút)	
(b)	Cấp nước (Lần 1, 75%)	Cấp khí $Q_1=6$ L/phút (90 phút)	Cấp nước (Lần 2, 25%)	Cấp khí $Q_2=2$ L/phút (136 phút)	Lắng (4 phút)	Tháo nước (5 phút)

Bảng 3. Tóm tắt thông số vận hành và nồng độ cơ chất đầu vào của từng bể SBR

STT	Thông số	Đơn vị	Bể R1	Bể R2
1	Thời gian mỗi mẻ	phút	240	
2	Thể tích hoạt động (V <sub>bể</sub> )	Lít	4	
3	Hệ số trao đổi thể tích (VER) = V <sub>vào</sub> /V <sub>bể</sub>		0,5	
4	Chế độ cấp khí		Cấp khí 2 bậc trong mỗi mẻ gồm: 90 phút cấp khí với Q <sub>1</sub> =6L/phút và 136 phút ở mức Q <sub>2</sub> =2L/phút	
5	Vận tốc khí nâng tạo ra (v)	cm/s	2 và 0,6	2 và 0,6
6	Chế độ cấp nước	lần	01 lần, từ đầu mẻ (V <sub>cấp</sub> =V <sub>vào</sub> )	Gián đoạn 02 lần: - Lần 1: V <sub>cấp</sub> =75% V <sub>vào</sub> - Lần 2: V <sub>cấp</sub> =25% V <sub>vào</sub>
7	pH <sub>vào</sub>	-	7,7 (±0,3)	7,7 (±0,3)
8	Thời gian lưu nước (HRT)	giờ	8	8
9	COD <sub>vào</sub> N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> <sub>vào</sub> P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> <sub>vào</sub>	mg/L	446±18 27,5±1,6 2,6±0,2	444±14 26,9±1,1 2,6±0,3
10	Tải trọng hữu cơ (OLR)	kgCOD /m <sup>3</sup> .ngày	1,3-1,5	1,3-1,5
11	Tải trọng nitơ (NLR)	kgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /m <sup>3</sup> .ngày	0,11-0,12	0,11-0,12

Các thông số vận hành của bể R1 và R2 trong quá trình thí nghiệm được trình bày ở Bảng 3.

2.2.2. Các công thức tính toán

Trong nghiên cứu này, giá trị OLR, NLR, HRT, thời gian lưu bùn (SRT) được tính toán theo N. D. Minh [15] và M. T. Vives [16].

$$OLR = \frac{Q_v \times C_v}{V_{SBR}} = \frac{V_v \times n \times C_v}{V_{SBR}} \times 10^{-6} \quad (1)$$

$$NLR = \frac{Q_v \times C_v}{V_{SBR}} = \frac{V_v \times n \times C_v}{V_{SBR}} \times 10^{-6} \quad (2)$$

$$HRT = \frac{V_{SBR}}{Q_v} = \frac{V_{SBR}}{V_v \times n} \times 24 \quad (3)$$

$$SND = \left( 1 - \frac{\Delta N-NO_x}{\Delta N-NH_4} \right) \times 100 \quad (\%)$$

$$\Delta N-NH_4 = N-NH_4 \text{ (đầu mẻ)} - N-NH_4 \text{ (cuối mẻ)}$$

$$\Delta N-NO_x = \sum N-NO_2 \text{ (cuối mẻ)} + N-NO_3 \text{ (cuối mẻ)} - \sum N-NO_2 \text{ (đầu mẻ)} + N-NO_3 \text{ (đầu mẻ)}$$

$$SRT = \frac{V_{SBR} \times X_{SBR}}{Q_R \times X_R} = \frac{V_{SBR} \times X_{SBR}}{V_v \times n \times X_R} \quad (4)$$

Trong đó:

n: số mẻ/ngày (n=4);

V<sub>SBR</sub>: thể tích hoạt động của bể SBR (4L);

V<sub>v</sub>: thể tích nước cấp vào 1 mẻ (2L);

C<sub>v</sub>, C<sub>r</sub>: giá trị COD, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> đầu vào và đầu ra bể SBR (mg/L);

X<sub>SBR</sub> và X<sub>R</sub>: sinh khối bùn trong bể SBR và trong nước thải đầu ra tại thời điểm t (mg/L).

Trong một mẻ vận hành, hiệu quả quá trình SND được xác định theo J. Wang [17] và tính toán theo công thức 5.

(5)

### 2.2.3. Phương pháp lấy mẫu và phân tích

Mẫu nước đầu vào được lấy tại thùng chứa nước thải và đầu ra lấy qua van cách đáy bể SBR 40 cm sau khi kết thúc pha cấp khí và bùn đã được lắng. Mẫu được lọc qua giấy lọc kích thước lỗ 0,45  $\mu\text{m}$  (Hãng Whatman, Anh) để loại bỏ chất rắn lơ lửng trước khi phân tích, ngoại trừ thông số T-N. Đối với phân tích sinh khối bùn (theo TSS), lấy 100 mL hỗn hợp bùn khi đang trong giai đoạn cấp khí để đảm bảo bùn đã được trộn đều trong bể phản ứng.

#### i) Đo kích thước bùn hạt

Lấy 50 mL bùn hạt hiếu khí trong bể SBR, rửa sạch bằng nước cất, loại bỏ phần bùn sợi có lẫn trong hỗn hợp bùn. Đưa vào đĩa peptri và đo kích thước bùn hạt bằng thước có phân vạch nhỏ nhất là 1 mm;

#### ii) Xác định chỉ số thể tích bùn, SVI

Trong các nghiên cứu về bùn hạt trước đó, chỉ số SVI<sub>10</sub> (đo thể tích bùn lắng sau 10 phút) thường được dùng để đánh giá khả năng lắng của bùn hiếu khí, do đó, ở nghiên cứu này chỉ số SVI<sub>10</sub> cũng được sử dụng. Phương pháp đo đặc chỉ số SVI<sub>10</sub> dựa trên hướng dẫn đo và tính chỉ số SVI<sub>30</sub> theo phương pháp mã số 2710 D:2005 ở tài liệu Các phương pháp tiêu chuẩn trong phân tích nước và nước thải [18] (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, SMEWW). Giá trị SVI được tính theo công thức 6;

$$SVI = (V_{\text{bùn}} / X) \times 1.000 \quad (6)$$

$V_{\text{bùn}}$ : thể tích bùn lắng (mL) lắng sau 10 phút trong ống đong có thể tích 1Lít;

X: tổng chất rắn lơ lửng TSS (mg/L) của hỗn hợp bùn.

#### iii) Xác định tốc độ tiêu thụ oxy riêng phần (SOUR)

SOUR xác định mức độ hoạt động của vi sinh vật trong bùn và được tính toán qua thí nghiệm. Phương pháp tính được tham khảo theo tài liệu Các phương pháp tiêu chuẩn trong phân tích nước và nước thải [18] và Phương pháp thực nghiệm trong xử lý nước thải (Experimental Method for Wastewater Treatment) [19]. Mẫu bùn trước khi sử dụng được rửa vài lần để loại các chất nhiễm bẩn hòa tan. Sau đó lấy 100 mL hỗn hợp bùn cho tiếp xúc với một môi trường

chứa cơ chất gồm  $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$  50 mg/L,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  5 mg/L,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  0,25 mg/L và vi lượng trong chai ủ BOD có lắp điện cực DO và được khuấy liên tục trên máy khuấy từ. Tiến hành đo DO sau từng khoảng thời gian đều nhau. Trị tuyệt đối của hệ số góc của đường tương quan giữa DO và thời gian là tốc độ tiêu thụ oxy (OUR,  $\text{mgO}_2/\text{L}\cdot\text{phút}$ ). Tốc độ tiêu thụ oxy riêng phần (SOUR,  $\text{mgO}_2/\text{gTSS}\cdot\text{h}$ ) được tính bằng tỷ số giữa OUR và sinh khối bùn (theo TSS) sử dụng trong thí nghiệm;

#### iv) Xác định tốc độ tiêu thụ cơ chất riêng phần

Tốc độ tiêu thụ cơ chất riêng phần dùng để xác định chuyển hóa cơ chất của hệ vi sinh vật trong bùn. Trong nghiên cứu này, tiến hành đo tốc độ tiêu thụ hữu cơ riêng phần ( $q_{\text{COD}}$ ,  $\text{mgCOD}/\text{gTSS}\cdot\text{h}$ ); tốc độ tiêu thụ amoni riêng phần ( $q_{\text{N-NH}_4}$ ,  $\text{mgN-NH}_4/\text{gTSS}\cdot\text{h}$ ), tốc độ sản sinh nitrat riêng phần ( $q_{\text{N-NO}_3}$ ,  $\text{mgN-NO}_3/\text{gTSS}\cdot\text{h}$ ). Phương pháp đo được tham khảo tại Experimental Method for Wastewater Treatment [19]. Trước tiên, mẫu bùn hạt hiếu khí từ bể SBR được rửa sạch bằng nước cất. Sau đó, lấy 200 mL bùn đưa vào bình tam giác 500 mL và cho tiếp xúc với dung dịch được chuẩn bị trước với thành phần gồm:  $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$  500 mg/L,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  30 mg/L và vi lượng, đồng thời bổ sung thêm  $\text{NaHCO}_3$  100 mg/L nhằm duy trì ổn định pH ở trong bình. Tiếp đó, tiến hành cấp khí liên tục để đảm bảo giá trị DO trong bình luôn lớn hơn 3 mg/L. Mẫu được lấy sau mỗi 15 phút để phân tích thông số COD,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ . Trị tuyệt đối của hệ số góc của đường tương quan giữa biến thiên nồng độ cơ chất với thời gian là tốc độ tiêu thụ/sản sinh cơ chất. Tỷ số giữa tốc độ tiêu thụ/sản sinh cơ chất và sinh khối bùn sử dụng là tốc độ tiêu thụ/sản sinh cơ chất riêng phần. Sinh khối bùn đo bằng phương pháp trọng lượng như xác định tổng chất rắn lơ lửng TSS (TCVN 6625-2000);

#### v) Các phương pháp phân tích thông số môi trường

Oxy hòa tan (DO) được đo bằng thiết bị DO cầm tay của hãng Orion (A225) và pH sử dụng thiết bị đo của hãng HACH (WTW-330i). Các thông số còn lại TSS, VSS, COD, BOD<sub>5</sub>,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  được phân tích bằng các phương pháp (Bảng 4) đã được

công nhận tại tiêu chuẩn, quy chuẩn kỹ thuật của Việt Nam (TCVN, QCVN) và Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW, 2005). Riêng thông số T-N đo bằng máy TNP-10DKK của Hãng TOA (Nhật Bản)

sau khi đã phá mẫu bằng hệ phá mẫu (đi kèm máy) và tạo màu bằng kit thử. Các phương pháp đo, phân tích cụ thể cho từng thông số được trình bày trong Bảng 4.

Bảng 4. Các phương pháp đo đạc và phân tích thông số môi trường

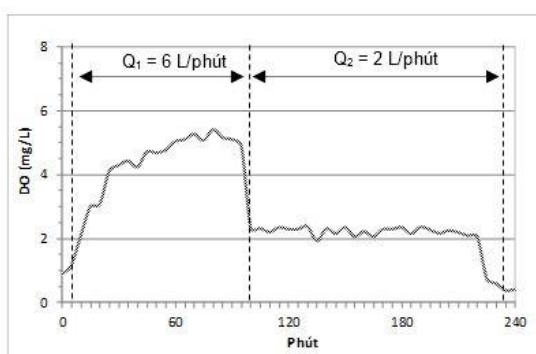
STT	Thông số	Đơn vị	Phương pháp đo, phân tích
1	Tổng chất rắn lơ lửng, TSS	mg/L	Phương pháp trọng lượng, TCVN 6625-2000
2	Tổng chất rắn bay hơi, VSS	mg/L	Phương pháp trọng lượng, TCVN 6625-2000
3	Nhu cầu oxy sinh hóa, BOD <sub>5</sub>	mg/L	Phương pháp pha loãng và ủ, TCVN 6001-1:2008
4	Nhu cầu oxy hóa học, COD	mg/L	Phương pháp trắc quang, SMEWW 5220-D:2005
5	Amoni, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	Phương pháp trắc quang, SMEWW 4500NH <sub>3</sub> F:2005
6	Nitrit, N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	Phương pháp trắc quang, SWEMM 4500 B:2005
7	Nitrat, N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	Phương pháp trắc quang, TCVN 6180-1996
8	Tổng nitơ, T-N	mg/L	Đo bằng máy TNP10 – DKK, Nhật Bản
9	Photphat, P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/L	Phương pháp trắc quang, TCVN 6202:2008

### 3. Kết quả và thảo luận

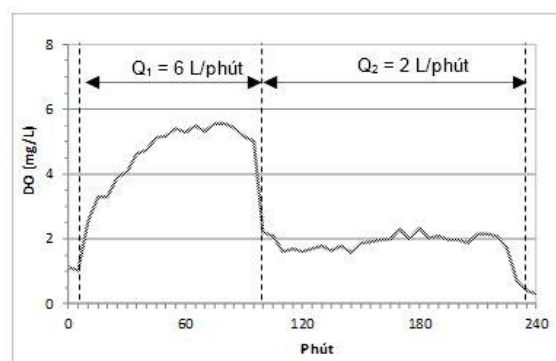
#### 3.1. Biến thiên nồng độ oxy hòa tan (DO) trong mỗi mẻ vận hành

Hình 3 biểu diễn biến thiên DO trong một mẻ đặc trưng ở hai bể R1 và R2 khi vận hành với chế độ cấp khí 2 bậc. Trong một mẻ vận hành, kết quả đo cho thấy giá trị DO khá cao khoảng 5,1-5,3 mg/L khi bể vận hành với lưu lượng cấp khí Q<sub>1</sub>=6 L/phút và khi chuyển sang cấp khí với lưu lượng Q<sub>2</sub>=2 L/phút, nồng độ DO trong bể giảm

xuống và duy trì ở mức chỉ khoảng 2,3-2,5 mg/L. Có thể thấy rằng, chế độ cấp khí 2 bậc hình thành trong bể SBR hai giai đoạn vận hành với các mức DO khác nhau (mức cao và thấp), điều này có thể giúp nâng cao quá trình xử lý thành phần hữu cơ và nitơ thông qua quá trình nitrat và khử nitrat trong cùng một bể SBR [12]. Bên cạnh đó, tính toán cũng cho thấy, chế độ cấp khí 2 bậc tạo ra với vận tốc khí nâng trong bể ở mức tương ứng khoảng 2 và 0,6 cm/s, giá trị cũng được xem là phù hợp để có thể duy trì sự ổn định bùn hạt hiếu khí [1, 20, 21].



(a)



(b)

Hình 3. Biến thiên nồng độ DO trong một mẻ ở bể R1 (a) và bể R2 (b).



### 3.2. Đánh giá sự phát triển và ổn định của bùn hạt hiếu khí trên hai bể R1 và R2

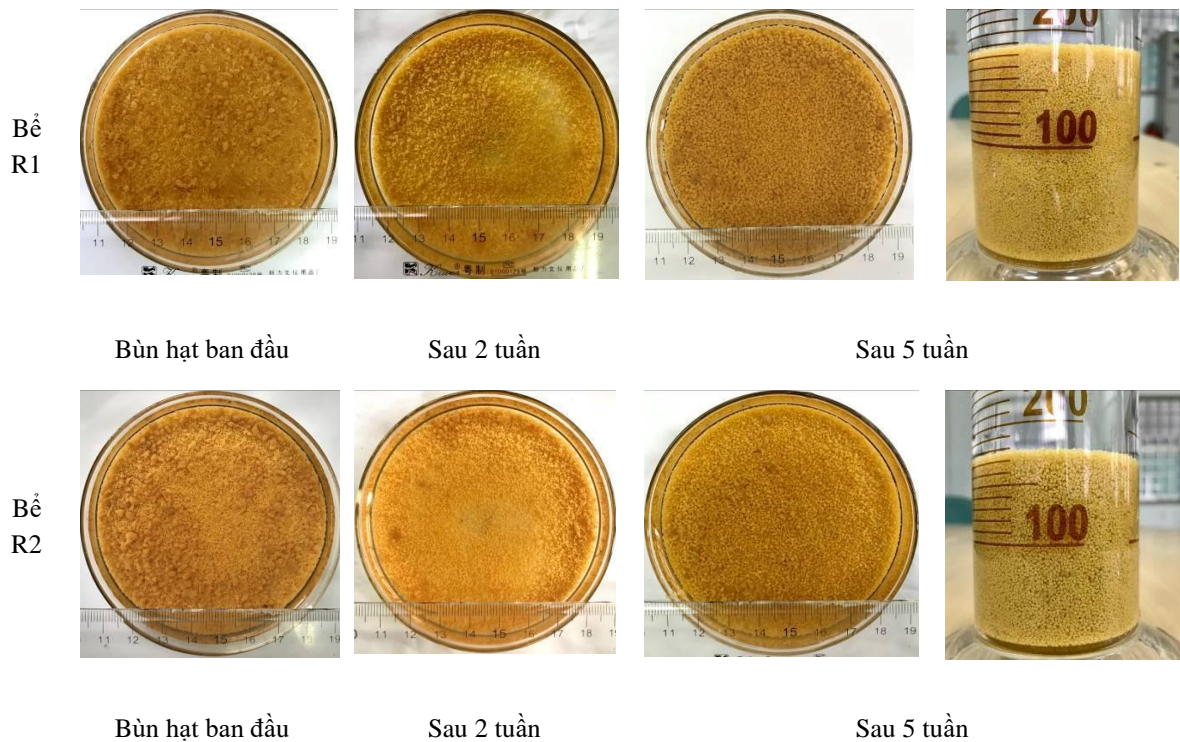
#### 3.2.1. Sự phát triển của bùn hạt hiếu khí

Kết quả theo dõi cho thấy, bùn hạt hiếu khí ở bể R1 và R2 duy trì được sự phát triển, kích thước bùn hạt tăng từ 1 lên 2 mm, thậm chí quan sát được bùn hạt có kích thước đến 3 mm (Hình 4) trong thời gian vận hành từ ngày 1-30. Tuy

nhiên, từ ngày 32-35 quan sát có hiện tượng bùn hạt bị vỡ, một phần bùn vỡ bị cuốn trôi gây suy giảm sinh khối bùn, đồng thời trong bể xuất hiện thêm nhiều thành phần bùn sợi. Khi tiếp tục vận hành, thành phần bùn sợi này dần biến mất và bùn hạt với kích thước hạt bùn từ 1-2 mm xuất hiện trở lại cho đến cuối thời gian thí nghiệm. Điều này cho thấy, bùn hạt hiếu khí trong bể đã được hình thành trở lại sau khi bị vỡ ra trước đó.

Bảng 5. Một số đặc điểm bùn hạt hiếu khí của bể R1 và R2 đo vào ngày vận hành 50

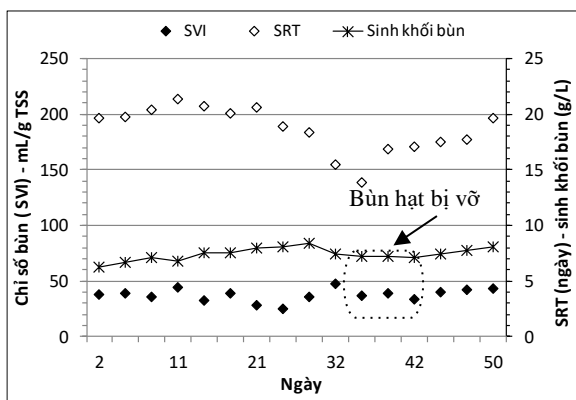
STT	Thông số	Đơn vị	Bùn hạt hiếu khí ban đầu	Bể R1	Bể R2
1	Kích thước	mm	1-2 mm	1-3 mm	1-3 mm
2	Sinh khối bùn (tính theo TSS)	g/L	6,1	7,8	8,2
3	Sinh khối bùn (tính theo VSS)	g/L	5,2	6,5	7,6
4	SVI	mL/gTSS	42	44	42
5	SOUR	mgO <sub>2</sub> /gTSS.h	56,2	85,7	91,2



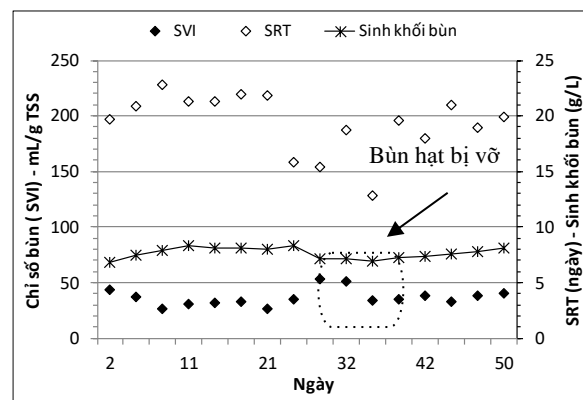
Hình 4. Bùn hạt hiếu khí ở bể R1 và bể R2 theo thời gian vận hành.

Việc bùn hạt bùn phát triển kích thước lớn hơn (từ 2-3 mm) có thể làm giảm khuếch tán oxy hóa tan (DO) vào sâu trong bùn gây nên sự phân hủy từ bên trong bùn hạt. Ngoài ra, các nghiên cứu trước cũng cho thấy, bùn hạt bị vỡ trong quá trình vận hành cũng được xem như một phần của cơ chế duy trì bùn hạt hiếu khí với 3 giai đoạn: i) Chọn lọc bùn lắng tốt và hình thành mầm bùn hạt ở dạng bùn sợi li ti; ii) 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; và iii) bùn hạt phát triển về kích thước và mật độ bùn sau đó có hiện tượng hạt bùn vỡ ra tạo nên các mầm bùn và bùn hạt lại tiếp tục được hình thành [1, 22]. Đây có thể là những nguyên nhân lý giải cho hiện tượng bùn hạt hiếu khí bị vỡ ra trong quá trình vận hành nhưng sau đó nhanh chóng được hình thành trở lại giúp cho hệ thống được ổn định. Bảng 5 trình bày một số đặc điểm bùn hạt hiếu khí trong hai bể vào ngày vận hành thứ 50.



(a)



(b)

Hình 5. Sinh khối bùn (theo TSS), chỉ số SVI và SRT ở bể R1 (a) và bể R2 (b) theo thời gian.

### 3.2.2. Sự phát triển sinh khối và khả năng lắng của bùn hạt hiếu khí

Hình 5 thể hiện sự thay đổi sinh khối bùn (theo TSS), giá trị SVI và SRT ở hai bể R1 và R2 theo thời gian vận hành. Trong 3 tuần đầu tiên, với việc duy trì được sự phát triển và ổn định của bùn hạt, sinh khối bùn trong bể R1 và R2 tăng đều theo thời gian, nồng độ sinh khối (theo TSS) đạt cao nhất khoảng 8,0-8,3 g/L. Bùn hạt gia tăng kích thước cũng giúp bùn lắng tốt, thể hiện qua giá trị SVI đo được chỉ khoảng 40-42 mL/g TSS. Đồng thời, SRT trong hai bể cũng ở duy trì ở mức 18-22 ngày và hầu như ít biến động trong giai đoạn này.

Từ ngày 28-32, hiện tượng bùn hạt bị vỡ xuất hiện làm một phần bùn bị cuốn trôi ra khỏi bể ở cuối mỗi mẻ, kéo theo sinh khối giảm xuống chỉ còn 6,9-7,2 g/L và chỉ số SVI trong thời gian tăng lên 51-52 mL/gTSS. Tuy nhiên, khi tiếp tục vận hành, ghi nhận sự phục hồi bùn hạt thể hiện

ở sinh khối bùn trong cả hai bể tăng trở lại từ ngày 38 và đạt giá trị khoảng 8,0-8,2 g/L vào ngày 50.

### 3.2.3. Đánh giá sự ổn định và hoạt tính của bùn hạt hiếu khí

Để đánh giá hoạt tính và mức độ hoạt động của vi sinh vật trong bùn hạt, tiến hành đo đặc giá trị SOUR,  $q_{COD}$ ,  $q_{N-NH_4}$  và  $q_{N-NO_3}$  của bùn hạt hiếu khí trong hai bể. Kết quả đo (Bảng 6) cho thấy, các giá trị này của bùn hạt hiếu khí ở hai bể trong nghiên cứu này khá tương đồng nhau và đều nằm trong mức thường gặp.

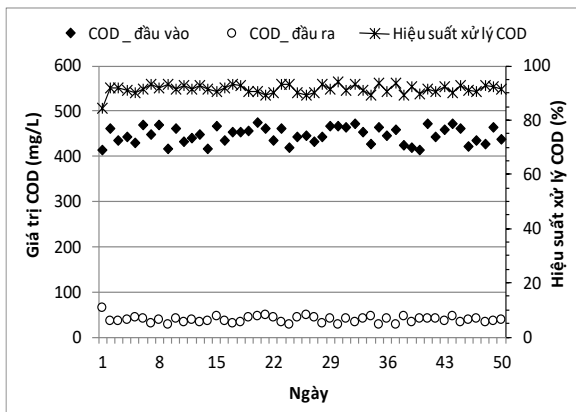
So sánh với một số nghiên cứu trước đó thấy rằng, giá trị SOUR ở nghiên cứu này cao hơn so với công bố của Z. Song [23] nhưng thấp hơn so với công bố của T.D. Minh [15], T. Q. Loc [24] và giá trị  $q_{COD}$  ở nghiên cứu này thấp hơn so với nghiên cứu của Q. Liu [25]. Điều này có thể do các nghiên cứu vận hành bùn hạt hiếu khí trên các đối tượng nước thải khác nhau nên hoạt tính

bùn hạt hiếu khí cũng có sự khác nhau, cụ thể nghiên cứu này thực hiện với đối tượng nước thải khu công nghiệp trong khi đó Q. Liu, N. D. Minh và T. Q. Loc vận hành trên nước thải tổng hợp.

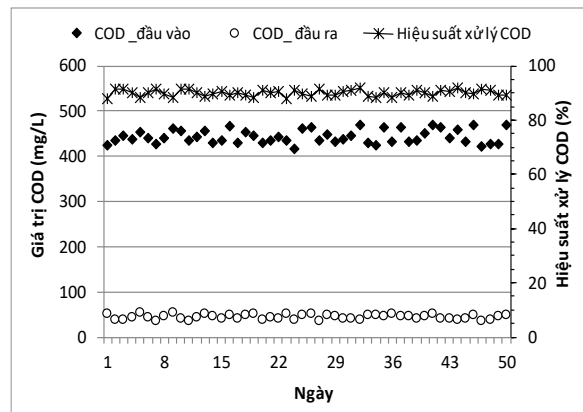
Ngoài ra, giá trị  $q_{N-NH_4}$  lại khá tương đồng và nằm trong khoảng giá trị trong nghiên cứu của A. Marin [26] và Q. Feng [10].

Bảng 6. SOUR và tốc độ tiêu thụ cơ chất của bùn hạt hiếu khí ở bể R1 và bể R2

STT	Thông số	Đơn vị	Nghiên cứu này		Nghiên cứu trước đó	Tác giả/Tài liệu tham khảo
			BỂ R1	BỂ R2		
1	SOUR	mgO <sub>2</sub> /gTSS.h	84,4-87,1	90,3-92,2	67,8 118 89,5-106	Z.Song [23] T. D. Minh [15] T. Q. Loc [24]
2	$q_{COD}$	mgCOD/gTSS.h	30,4-34,9	30,6-35,2	59-72	Q.Liu [25]
3	$q_{N-NH_4}$	mgN-NH <sub>4</sub> /gTSS.h	2,14-2,42	2,17-2,61	1,33-4,22 1,80-2,33	A.Marin [26] Q.Feng [10]
4	$q_{N-NO_3}$	mgN-NO <sub>3</sub> /gTSS.h	0,68-0,81	0,74-1,02	-	-



(a)



(b)

Hình 6. Hiệu suất xử lý thành phần hữu cơ (theo COD) của bùn hạt trong bể R1 (a) và bể R2 (b).

### 3.3. Khả năng xử lý cơ chất của bùn hạt hiếu khí khi áp dụng chế độ vận hành khác nhau

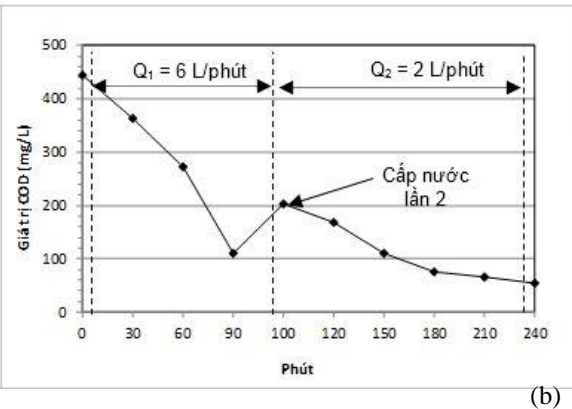
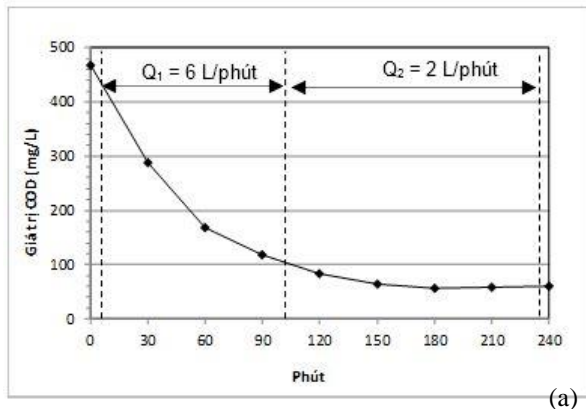
#### 3.2.1. Khả năng xử lý thành phần hữu cơ (COD)

Hình 6 thể hiện hiệu quả xử lý COD của bể R1 và R2 theo thời gian vận hành. Kết quả cho thấy, khả năng xử lý thành phần hữu cơ trong hai bể khá tương đồng, thể hiện qua hiệu suất xử lý COD cao và duy trì ổn định ở mức 92-94%, tương ứng với OLR vận hành khoảng 1,3-1,4 kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày đêm. Giá trị COD trong nước thải đầu ra của hai bể luôn ở mức 50-53 mg/L. Mặt khác, trong thời gian từ ngày 25-32, bùn hạt

bị vỡ làm sinh khối suy giảm do bị cuốn trôi ra khỏi bể nhưng hiệu suất xử lý COD trong hai bể vẫn giữ ổn định ở mức 90-92%, cho thấy hệ thống bùn hạt hiếu khí đạt được sự ổn định trong quá trình vận hành. Sinh khối bùn (theo TSS) cao ở hai bể R1 (7,8 g/L), R2 (8,2 g/L), hoạt tính của bùn hạt tốt đã giúp quá trình xử lý thành phần hữu cơ thông qua hoạt động chuyển hóa của các nhóm vi sinh vật trong bùn trong hai bể khá cao và ổn định ngay cả thời điểm hệ thống bùn có xảy ra hiện tượng vỡ bùn hạt bị vỡ.

Hình 7 thể hiện biến thiên COD trong một mẻ đặc trưng của hai bể R1 và R2. Khi xem xét

trong một mẻ vận hành ổn định (ngày 40), có thể thấy điểm chung ở hai bể là phần lớn COD (khoảng 78-80%) được chuyển hóa chỉ trong khoảng 90-100 phút đầu tiên, ứng với giai đoạn bể được cấp khí lưu lượng cao  $Q_1$  (6 L/phút). Sau đó, kể từ phút 120 trở đi, ở bể R1 giá trị COD hầu như không giảm thêm nữa do phần lớn các chất hữu cơ dễ phân hủy đã được chuyển hóa hết



Hình 7. Biến thiên giá trị COD trong một mẻ vận hành ở bể R1 (a) và bể R2 (b) vào ngày 40.

### 3.2.2. Khả năng xử lý amoni ( $N-NH_4^+$ )

Hình 8 thể hiện hiệu suất xử lý  $N-NH_4^+$ , nồng độ  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  trong nước thải đầu ra và Hình 9 thể hiện hiệu suất xử lý nitơ tổng (T-N) ở hai bể R1 và R2 theo thời gian vận hành.

Trong 1 tuần đầu (ngày 1-7), khả năng xử lý  $N-NH_4^+$  của bùn hạt ở hai bể khá tương đồng với hiệu suất loại  $N-NH_4^+$  đạt khoảng 95-97%. Sinh khối bùn hạt hiếu khí trong hai bể lớn (7,8-8,1 g/L), bùn hạt được nuôi tạo trước có hoạt tính tốt, thời gian lưu bùn dài (SRT từ 18-22 ngày) có thể lý giải cho hiệu suất xử lý  $N-NH_4^+$  trong hai bể cao và ổn định. Theo tính toán, trong bể R1 và R2, khoảng 95-97% lượng  $N-NH_4^+$  được chuyển hóa, trong đó khoảng 58-63% trong số này chuyển thành  $N-NO_x$  tồn tại ở đầu ra. Đồng thời, hiệu suất xử lý nitơ vô cơ (Total Inorganic nitrogen, TIN) chỉ khoảng 32-34%, cho thấy quá trình nitrát hóa là chuyển hóa chính và  $N-NO_3^-$  tích lũy trong cả hai bể. Kết quả phân tích đầu ra cũng cho thấy điều này khi nồng độ  $N-NH_4^+$  và  $N-NO_2^-$  trong nước thải đầu ra khá thấp (luôn nhỏ hơn 0,5 mg/L) nhưng nồng độ  $N-NO_3^-$  cao

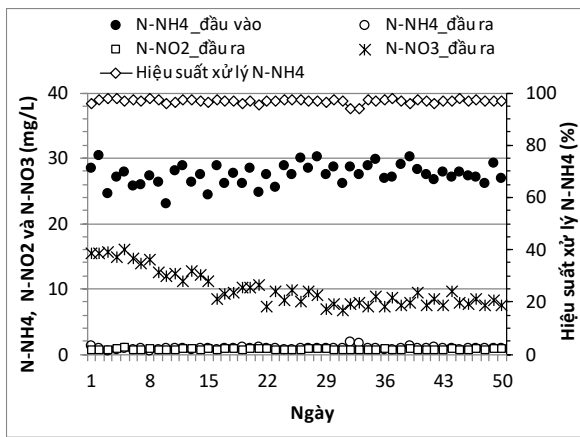
trước đó. Riêng với bể R2, do được cấp nước lần 2 nên COD tăng lên trở lại ở mức khoảng 196 mg/L, tuy nhiên, đến cuối mẻ, COD đầu ra cũng tương đương so với bể R1. Với giá trị COD đầu vào khoảng 450 mg/L, sau quá trình vận hành COD đầu ra chỉ còn 45 mg/L cho thấy chế độ vận hành ở hai bể phù hợp để xử lý thành phần hữu cơ.

từ 14,3-15,7 mg/L. Bên cạnh đó, từ dữ liệu mẻ vận hành và tính toán hiệu quả quá trình SND theo Wang [17] cho thấy, hiệu quả SND trong giai đoạn này khá thấp tương ứng chỉ khoảng 30,5 và 32,6% ở bể R1 và R2. Kích thước hạt bùn trong hai bể lúc này chỉ khoảng 1mm nên có thể chưa thuận lợi để hình thành vùng hiếu khí và thiếu khí do suy giảm khuếch tán DO [27] có thể lý giải cho hiệu quả SND trong hai bể không cao và  $N-NO_3^-$  vẫn tích lũy trong nước thải đầu ra. Hiệu quả quá trình SND thấp cũng dẫn đến hiệu suất loại tổng nitơ (T-N) trong hai bể cũng chỉ đạt 35-38%.

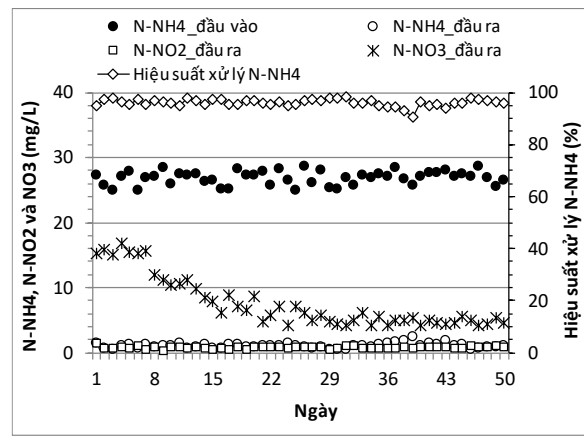
Tuy nhiên, từ ngày 15 trở đi, hiệu suất xử lý  $N-NH_4^+$  ở hai bể vẫn duy trì ở mức 94-96% nhưng nồng độ  $N-NO_3^-$  đầu ra đã giảm đi đáng kể so với trước đó, tương ứng chỉ khoảng còn 6,2-6,8 mg/L và 3,1-4,6 mg/L ở đầu ra ở bể R1 và R2. Tính toán cũng cho thấy, trong hai bể vẫn có khoảng 95-97% lượng  $N-NH_4^+$  được chuyển hóa nhưng tỷ lệ  $N-NO_x$  tồn tại ở nước thải đầu ra giảm xuống chỉ còn chiếm tương ứng 28-35% và 20-31% ở bể R1 và R2. Ngoài ra, hiệu suất xử lý

TIN lại tăng lên đạt 62-68% ở bể R1 và 73-75% ở bể R2. Kết quả này cho thấy, có hiện tượng N-NO<sub>x</sub> mất đi trong quá trình vận hành ở hai bể trong giai đoạn này. Đồng thời, hiệu quả quá trình SND cũng cao hơn so với trước đó, tương ứng đạt 64-68% và 84-87% ở hai bể R1 và R2. Hiệu quả quá trình SND khá cao cũng dẫn đến hiệu suất loại bỏ tổng nitơ ở hai bể R1 và R2 cũng khá tốt đạt khoảng 66-67% và 72-78%. Bùn hạt hiếu khí được xem có khả năng hình thành quá trình SND [9, 10]. Kích thước 2 mm trở lên,

vận hành bể SBR duy trì DO trong bể thấp khoảng 10-50% DO bão hòa, kiểm soát DO khoảng 2-3 mg/L đã cho thấy đạt hiệu quả SND [12, 13, 27]. Trong nghiên cứu này, hai bể hoạt động với chế độ cấp khí hai bậc, trong đó có giai đoạn bể vận hành với DO thấp khoảng 2,3-3 mg/L đồng thời, kích thước bùn hạt trong bể lúc này đạt 2-3 mm nên có thể hình thành quá trình SND. Sự suy giảm N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ở khoảng thời gian từ ngày 15 trở đi ở hai bể có thể do quá trình SND của bùn hạt hiếu khí.

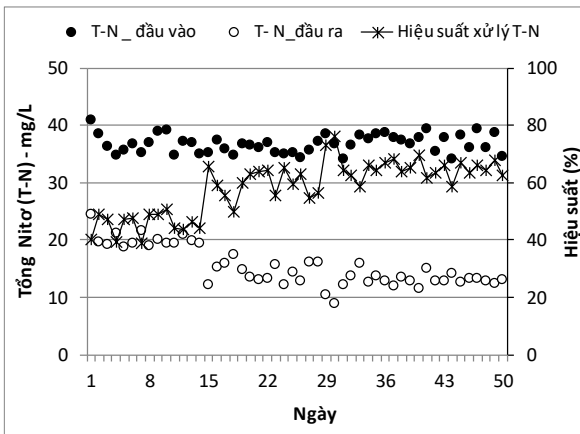


(a)

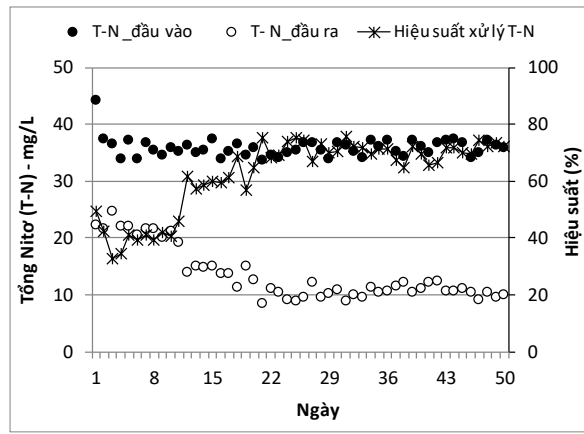


(b)

Hình 8. Biến thiên hiệu quả xử lý N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> và nồng độ N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> trong bể R1 (a) và bể R2 (b) theo thời gian vận hành.



(a)



(b)

Hình 9. Biến thiên hiệu suất xử lý T-N trong bể R1 (a) và bể R2 (b) theo thời gian vận hành.

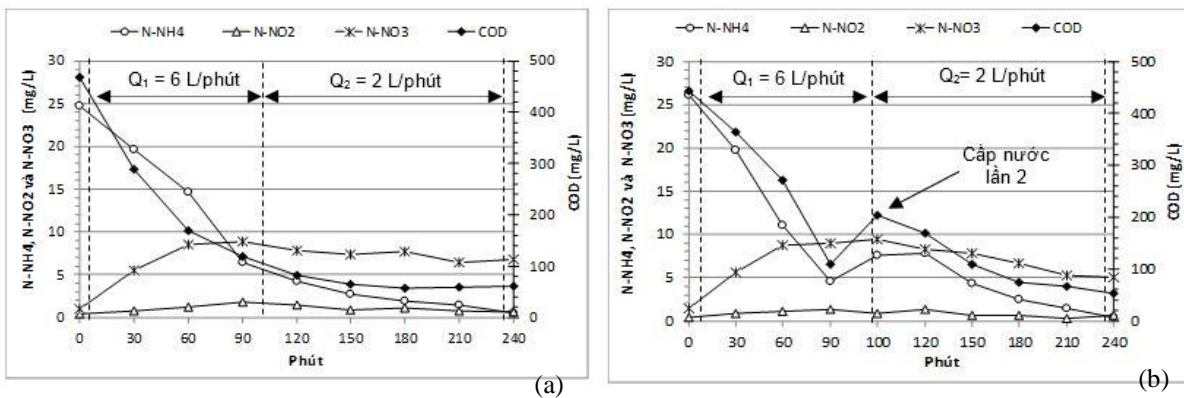
Ngoài ra, kết quả thí nghiệm cũng cho thấy hiệu suất loại bỏ T-N ở bể R2 cao hơn khoảng

10-13% so với ở bể R1. Bể R1 vận hành với chế độ cấp nước một lần ngay từ ban đầu nên phần



lớn thành phần hữu cơ đều được chuyển hóa trong pha hiếu khí, sự suy giảm cơ chất trong bể có thể ảnh hưởng đến quá trình khử nitrat do quá trình này cần nguồn cacbon làm chất trao đổi điện tử. Trong khi đó, bể R2 có chế độ cấp nước gián đoạn 2 lần, giúp bổ sung thêm nguồn cơ chất cacbon vốn đã suy giảm trong pha hiếu khí (Hình 10b) để dùng cho quá trình khử nitrat. Điều này có thể lý giải cho hiệu quả SND ở bể R2 cao hơn so với ở bể R1. Như vậy, chế độ vận hành

cấp khí 2 bậc kết hợp cấp nước gián đoạn 2 lần phù hợp hơn cho xử lý nitơ so với chế độ cấp nước 1 lần ngay từ đầu mẻ. Tuy nhiên, hiệu quả loại T-N ở hai bể R1 và R2 vẫn chỉ duy trì ở mức 68-69% và 75-78%,  $N-NO_3^-$  trong nước thải đầu ra vẫn còn trong khoảng 4,1-6,2 mg/L cho thấy chế độ vận hành trên hai bể chưa đủ để loại bỏ hoàn toàn nitơ trong hệ thống nên cần có những cải tiến khác để nâng cao hiệu quả quá trình này.



Hình 10. Biến thiên COD,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  trong một mẻ vận hành của bể R1 (a) và bể R2 (b) vào ngày 40.

Hình 10 thể hiện biến thiên COD,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  trong một mẻ vận hành ở bể R1 và R2 vào ngày 40. Trong một mẻ hoạt động cho thấy, ở giai đoạn cấp khí với lưu lượng cao  $Q_1=6$  L/phút,  $N-NH_4^+$  chuyển hóa khá mạnh trong khoảng 30-60 phút đầu tiên, hiệu suất xử lý  $N-NH_4^+$  đạt từ 77-81%. Đồng thời, quá trình nitrat hóa cũng diễn ra ở giai đoạn này với nồng độ  $N-NO_3^-$  tăng dần từ phút 30-90. Như vậy, thời gian cấp khí lưu lượng cao  $Q_1=6$  L/phút trong 90 phút đảm bảo cho quá trình chuyển hóa phần lớn thành phần hữu cơ và amoni (Hình 10a, b). Từ phút 120 trở đi,  $N-NH_4^+$  còn lại tiếp tục được chuyển hóa và đến cuối mẻ hiệu quả xử lý  $N-NH_4^+$  ở hai bể đạt 95-96%, nồng độ  $N-NH_4^+$  đầu ra thấp chỉ 0,5-0,7 mg/L. Bên cạnh đó, theo dõi thấy  $N-NO_3^-$  bắt đầu giảm dần từ phút 120 và khi kết thúc mẻ nồng độ  $N-NO_3^-$  trong bể R1 và R2 tương ứng còn khoảng 6 và 4,5 mg/L (Hình 10a, b). Việc  $N-NO_2^-$  duy trì nồng độ thấp trong suốt thời gian mỗi mẻ và  $N-NO_3^-$  giảm đi trong bể R1

và R2 vào cuối mẻ cho thấy  $N-NO_3^-$  mất đi có thể được sử dụng cho quá trình khử nitrat do trong thời gian từ phút 120 trở đi khi bể vận hành DO thấp (2-2,5 mg/L) ứng với thời gian lưu lượng cấp khí giảm xuống mức  $Q_2=2$  L/phút.

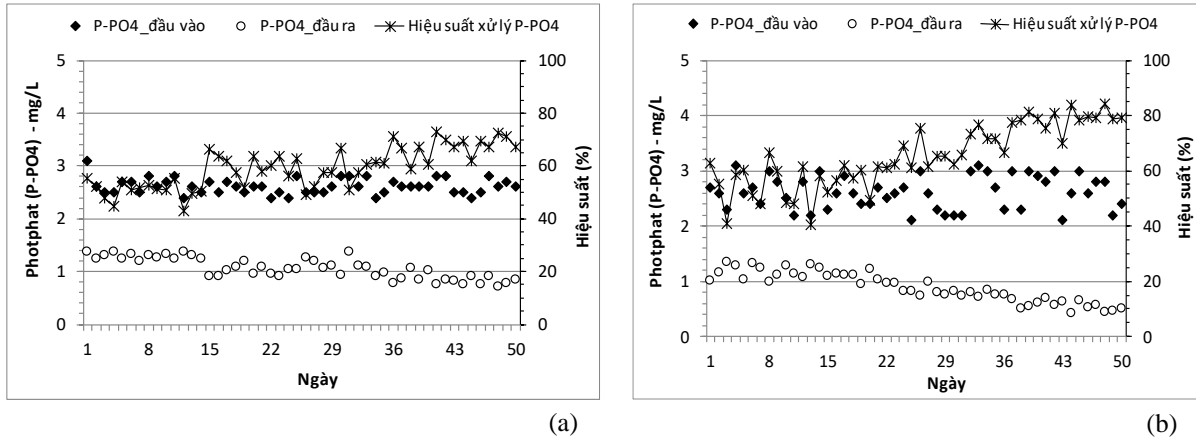
### 3.2.3. Khả năng xử lý photpho ( $P-PO_4^{3-}$ )

Hình 11 thể hiện hiệu suất xử lý  $P-PO_4^{3-}$  của bùn hạt hiếu khí trong hai bể R1 và R2 theo thời gian vận hành. Kết quả cho thấy, hiệu suất xử lý  $P-PO_4^{3-}$  không có nhiều sự khác biệt giữa hai bể, giá trị này không cao, chỉ dao động khoảng 68-78% và nồng độ  $P-PO_4^{3-}$  trong nước thải đầu ra từ 0,86-0,95 mg/L.

Các nghiên cứu trước đó cho thấy, quá trình loại bỏ photphat sinh học dựa trên cơ chế tăng khả năng tích lũy photphat của nhóm vi sinh vật tích lũy polyphosphat (Polyphosphate Accumulating Organisms, PAO) đạt hiệu quả cao khi kết hợp luân phiên hai pha kỵ khí và hiếu khí trong vận hành [28, 30, 31]. O. Ying [30] và L. Xiaoying [31] khi vận hành bể SBR với bùn

hạt hiếu khí ở chế độ kết hợp pha kỵ khí - hiếu khí xen kẽ cho hiệu suất loại P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> tương ứng tới 90 và 97%. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này, hai bể vận hành với chế độ cấp khí giảm theo bậc và giá trị DO đo trong bể dao động trong khoảng 2,2-5,3 mg/L nên không hình thành được các pha kỵ khí - hiếu khí kết hợp. Điều này có thể lý

giải hiệu suất xử lý P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ở hai bể ở nghiên cứu này chỉ đạt từ 68-78%, thấp hơn nhiều so với các công bố trước đó của O. Ying và L. Xiaoying. Lượng P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> được loại bỏ có thể do sử dụng cho phát triển sinh khối hoặc tích lũy vào bên trong (lõi) bùn hạt hiếu khí như công bố của A. Marras [29].



Hình 11. Biến thiên hiệu suất xử lý P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> trong bể R1 (a) và bể R2 (b) theo thời gian vận hành.

Bảng 7. Tổng hợp hiệu quả xử lý của bùn hạt hiếu khí ở nghiên cứu này so với công bố khác

TT	Loại bể phản ứng	Chế độ vận hành	COD (mg/L)/ OLR (kgCOD /m <sup>3</sup> .ngày)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)/ NLR (kgN-NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> .ngày)	Hiệu suất xử lý COD/ và N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	Hiệu suất xử lý T-N (%)	Hiệu suất xử lý P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (%)	Tác giả/Tài liệu tham khảo
1	SBR	Cấp khí 2 bậc+cấp nước 1 lần: 90 phút (Q <sub>1</sub> =6 L/phút, DO:5,1-5,4 mg/L) + 136 phút (Q <sub>2</sub> =2L/phút, DO:2,1-2,3 mg/L)	444/1,2	26,6/0,11	92/96	63-65	68-73	Nghiên cứu này
		Cấp khí 2 bậc+cấp nước 2 lần: 90 phút (Q <sub>1</sub> =6L/phút, DO:5,1-5,4 mg/L) + 136phút (Q <sub>2</sub> =2 L/phút, DO:2,1-2,3 mg/L)	460/1,3	27,2/0,11	93/97	70-74	71-80	
2	SBAR	DO: (10-100% DO bão hòa)	-/1,6	30/0,24	-/100	8-45	-	Mosquera [12]
3	GMBR	Kiểm soát DO: (2.0-3.0 mg/L)	-	28//0,17	-/85,4-99,7	41,7-74,4	-	Wang [32]
4	SBR	O-A:240 phút (O)+120 phút (A)	630/2,5	30/0,12	-/97	-	-	Jang [7]
5	SBR	O-A:240 phút (O)+120 phút (A)	1000/5,6	1700/10,2	-/93,6	-	-	Adav [8]
6	SBAR	A-O:30 phút (A)+270 phút (O) A-O:20 phút (A)+150 phút (O)	1000/2,8	77,3-98,4	-/100	80-90	-	Wan [5]
7	SBR	A-O:120 phút (A)+220 phút (O)	1057/2,6	210/-	-	>97	85-92	Cassidy [6]

“-“: không có giá trị; SBAR: bể khí nâng hoạt động theo mẻ GMBR: bể sinh học lọc màng với bùn hạt hiếu khí.

Bảng 7 tổng hợp suất xử lý COD, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> và T-N của bùn hạt hiếu khí trong nghiên cứu này so với các công bố khác trước đó. Kết quả tại Bảng 7 cho thấy, hiệu suất xử lý COD và N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> của nghiên cứu này là khá tương đồng so với các công bố trước đó, điều này cho thấy khả năng xử lý thành phần hữu cơ và amoni khá tốt của bùn hạt hiếu khí trong xử lý nước thải. Tuy nhiên, khả năng xử lý tổng nitơ lại có sự khác biệt với các nghiên cứu trước đó. Chế độ vận hành cấp khí giảm theo bậc kết hợp với cấp nước 1 lần và 2 lần ở nghiên cứu này cho hiệu quả suất xử lý T-N cao hơn (khoảng từ 30-35%) so với công bố của Mosquera [12] và Wang [32] khi vận hành bể SBR ở chế độ cấp khí liên tục và duy trì DO ở mức thấp, tuy nhiên, lại thấp hơn một ít (từ 10-15%) so kết quả nghiên cứu trước của Wan [5], Cassidy [6] ở chế độ vận hành A-O hay của Jang [7], Adav [8] ở chế độ O-A. Điều này có thể do các nghiên cứu có chế độ vận hành khác nhau tạo nên các điều kiện hoạt động của bể khác nhau và đồng thời tải trọng nitơ (NLR) vận hành khác nhau dẫn đến ảnh hưởng đến hiệu quả quá trình nitrat và khử nitrat và do đó hiệu suất xử lý tổng nitơ cũng có sự khác biệt.

#### 4. Kết luận

Bùn hạt hiếu khí duy trì được sự phát triển ở hai bể trong quá trình thí nghiệm mặc dù có thời điểm bùn hạt bị vỡ nhưng sau đó nhanh chóng được tái tạo. Kích thước bùn hạt tăng từ 1 mm lên 2 mm và sinh khối bùn (theo TSS) duy trì trong hai bể lên đến 7,8-8,2 g/L khi kết thúc thí nghiệm. Bùn hạt hiếu khí còn cho thấy khả năng lắng tốt thể hiện qua giá trị SVI khá thấp chỉ khoảng 40-42 mL/g TSS. Ngoài ra, hiệu quả xử lý COD và N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> của bùn hạt hiếu khí cũng khá cao và ổn định, tương ứng khoảng 92-94 và 95-96% ở bể R1 và R2. Tuy nhiên, hiệu quả xử lý P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ở hai bể đạt được không cao, chỉ khoảng 68-78%.

Vận hành với chế độ cấp khí theo bậc trong nghiên cứu này tạo điều kiện cho quá trình nitrat và khử nitrat đồng thời (quá trình SND) diễn ra ở cả hai bể, hiệu quả quá trình SND ở bể R1 và R2 tương ứng đạt khoảng 64-68 và khoảng 85-

87%. Hiệu quả SND cao nên khả năng xử lý nitơ tổng trong hai bể R1 và R2 khá tốt, tương ứng đạt 68-69 và 75-78%. Ngoài ra, kết quả thí nghiệm cũng cho thấy, vận hành bể với chế độ cấp khí 2 bậc và cấp nước gián đoạn 2 lần cho hiệu suất xử lý nitơ tổng tốt hơn khoảng 10-13% so cùng chế độ cấp khí nhưng cấp nước 1 lần.

#### Tài liệu tham khảo

- [1] Y. V. Nancharaiyah, G. K. K. Reddy, Aerobic Granular Sludge Technology: Mechanisms of Granulation and Biotechnological Application, Bioresource Technology, Vol. 247, 2018, pp. 1128-1143, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.131>.
- [2] S. J. Sarma, J. H. Tay, Aerobic Granulation for Future Wastewater Treatment Technology: Challenges Ahead, Environmental Science: Water Research and Technology, Vol. 4, No. 1, 2018, pp. 9-15, <https://doi.org/10.1039/C7EW00148G>.
- [3] M. Singh, R. K. Srivastava, Sequencing Batch Reactor Technology for Biological Wastewater Treatment: A Review, Asia-pacific Journal of Chemical Engineering, Vol. 6, No. 1, 2011, pp. 3-13, <https://doi.org/10.1002/apj.490>.
- [4] M. K. Jungles, J. L. Campos, R. H. R. Costa, Sequencing Batch Reactor Operation for Treating Wastewater with Aerobic Granular Sludge, Brazilian Journal of Chemical Engineering, Vol. 31, No. 1, 2014 pp. 27-33, <https://doi.org/10.1590/S010466322014000100004>.
- [5] J. Wan, Y. Bessière, M. Spérandio, Alternating Anoxic Feast/Aerobic Famine Condition for Improving Granular Sludge Formation in Sequencing Batch Airlift Reactor at Reduced Aeration Rate, Water Research, Vol. 43, No. 20, 2009 pp. 5097-5108, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.045>.
- [6] D. P. Cassidy, E. Belia, Nitrogen and Phosphorus Removal from Abattoir Wastewater in SBR with Aerobic Granular Sludge, Water Research, Vol. 39, No. 19, 2005, pp. 4817-4823, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.025>.
- [7] A. Jang, Y. H. Yoon, I. S. Kim, K. S. Kim, P. L. Bishop, Characterization and Evaluation of Aerobic Granules in Sequencing Batch Reactor, Journal of Biotechnology, Vol. 105, No. 1-2, 2003, pp. 71-82, [https://doi.org/10.1016/s0168-1656\(03\)00142-1](https://doi.org/10.1016/s0168-1656(03)00142-1).
- [8] S. S. Adav, D. J. Lee, J. Y. Lai, Biological Nitrification-denitrification with Alternating Oxidation



- and Anoxic Operations Using Aerobic Granules, *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol. 84, No. 6, 2009 pp. 1181-1189, <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2129-y>.
- [9] M. K. de Kreuk, J. J. Heijnen, M. C. M. V. Loosdrecht, Simultaneous COD, Nitrogen, and Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 90, No. 6, 2005, pp. 761-769, <https://doi.org/10.1002/bit.20470>.
- [10] Q. Feng, J. S. Cao, L. N. Chen, C. Y. Guo, J. Y. Tan, H. L. Xu, Simultaneous Nitrification and Denitrification at Variable C/N Ratio in Aerobic Granular Sequencing Batch Reactors, *Journal of Food, Agriculture and Environment*, Vol. 9, No. 3-4, 2011 pp. 1131-1136, <https://doi.org/10.1234/4.2011.2516>.
- [11] E. I. P. Volcke, C. Picoreanu, B. D. Baets, M. C. M. V. Loosdrecht, Effect of Granule Size on Autotrophic Nitrogen Removal in Granular Sludge Reactor, *Environmental Technology*, Vol. 31, No. 11, 2010, pp. 1271-1280, <https://doi.org/10.1080/09593331003702746>.
- [12] A. M. Corral, M. K. de Kreuk, J. J. Heijnen, M. C. M. V. Loosdrecht, Effects of Oxygen Concentration on N-removal in Aerobic Granular Sludge Reactor, *Water Research*, Vol. 39, No. 12, 2005 pp. 2676-2686, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.065>.
- [13] J. Wang, X. Wang, Z. Zhao, J. Li, Organics, Nitrogen Removal and Sludge Stability in Aerobic Granular Sludge Membrane Bioreactor, *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol. 79, No. 4, 2008, pp. 679-685, <https://doi.org/10.1007/s00253-008-1466-6>.
- [14] N. T. Luc, N. P. Dan, T. T. Nam, Study on Granulation of Activated Sludge Using Sequencing Batch Airlift Reactor for COD and Ammonium Removal, *Journal of Science and Technology Development*, Vol. 12, No. 2, 2009, pp. 39-50 (in Vietnamese).
- [15] N. D. Minh, Treatment of High-strength Organic Wastewater Using an Aerobic Granular System with Baffled Membrane Bioreactor, PhD Thesis, Asia Institute of Technology - Thailand, 2006.
- [16] M. T. Vives, SBR Technology for Wastewater Treatment: Suitable Operational Conditions for Nutrient Removal, PhD Thesis, University of Girona, Girona, 2004.
- [17] H. Wang, Simultaneous Nitrification, Denitrification and Phosphorus Removal in an Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactor with High Dissolved Oxygen: Effects of Carbon to Nitrogen Ratios, *Science of the Total Environment*, Vol. 642, 2018, pp. 1145-1152, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.081>.
- [18] American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington DC, USA, 2005.
- [19] M. C. M. V. Loosdrecht, P. H. Nielsen, C. M. L. Vazquez, D. Brdjanovic, *Experimental Methods in Wastewater Treatment*, IWA Publishing, Germany, 2010.
- [20] J. A. O. T. R. Devlin, A. D. Biase, M. Kowalski, Granulation of Activated Sludge under Low Hydrodynamic Shear and Different Wastewater Characteristics, *Bioresource Technology*, Vol. 224, 2017, pp. 229-235, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.005>.
- [21] S. Lochmatter, C. Holliger, Optimization of Operation Conditions for The Startup of Aerobic Granular Sludge Reactors Biologically Removing Carbon, Nitrogen, and Phosphorous, *Water Research*, Vol. 59, 2014, pp. 58-70, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.011>.
- [22] D. Gao, L. Liu, H. Liang, W.M. Wu, Aerobic Granular Sludge: Characterization, Mechanism of Granulation and Application to Wastewater Treatment, *Critical Reviews in Biotechnology*, Vol. 31, No. 2, 2011, pp. 137-152, <https://doi.org/10.3109/07388551.2010.497961>.
- [23] Z. Song, Y. Pan, K. Zhang, N. Ren, A. Wang, Effect of Seed Sludge on Characteristics and Microbial Community of Aerobic Aerobic Granular Sludge, *Journal of Environmental Science*, Vol. 22, No. 9, 2010, pp. 1312-1318, [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60256-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60256-4).
- [24] T. Q. Loc, N. Q. Hung, N. D. Hai, T. T. Tu, T. D. B. Thuyen, Assessment of Aerobic Granular Sludge Development in Different COD/N ratios, *Hue University Journal of Science (HU JOS)*, Vol. 111, No. 12, 2015 (in Vietnamese).
- [25] Y. Q. Liu, J. H. Tay, Influence of Cycle Time on Kinetic Behaviors of Steady-state Aerobic Granules in Sequencing Batch Reactors, *Enzyme Microbial Technology*, Vol. 41, No. 4, 2007, pp. 516-522, <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.04.005>.
- [26] J. C. A. Marin, A. H. Caravelli, N. E. Zaritzky, Performance of Anoxic-Oxic Sequencing Batch Reactor for Nitrification and Aerobic Denitrification, *Biotechnology and Bioengineering*, No. 3, 2019, pp. 1-22, <https://doi.org/10.5772/intechopen.84775>.

- [27] A. C. Kwiatkowska, I. W. Baryła, M. Szatkowski, L. Smoczyński, Biochemical Conversions and Biomass Morphology in Long-term Operated of SBR with Aerobic Granular Sludge, *Desaline Water Treatment*, Vol. 51, No. 10-12, 2013, pp. 2261-2268, <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.734695>.
- [28] J. T. Bunce, E. Ndam, I. D. Ofiteru, A. Moore, D. W. Graham, A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems, *Frontier Environmental Science*, Vol. 6, 2018, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00008>.
- [29] M. Angela, B. Béatrice, S. Mathieu, Biologically Induced Phosphorus Precipitation in Aerobic Granular Sludge Process, *Water Research*, Vol. 45, No. 12, 2011, pp. 3776-3786, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.031>.
- [30] Y. H. Ong, A. S. M. Chua, B. P. Lee, G. C. Ngoh, M. A. Hashim, An Observation on Sludge Granulation in an Enhanced Biological Phosphorus Removal Process, *Water Environmental Research*, Vol. 84, No. 1, 2012, pp. 3-8, <https://doi.org/10.2175/106143011x13184219229335>.
- [31] X. Liu, C. Guo, D. Peng, Biological Phosphorus Removal with Granular Sludge in SBR, 3<sup>rd</sup> International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering in Beijing, China, 2019, pp. 5-8, <https://doi.org/10.1109/ICBBE.2009.5162451>.
- [32] X. H. Wang, L. X. Jiang, Y. J. Shi, M. M. Gao, S. Yang, S. G. Wang, Effects of Step-feed on Granulation Processes and Nitrogen Removal Performances of Partial Nitrifying Granules, *Bioresour. Technology*, Vol. 123, 2012, pp. 375-381, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.080>.