

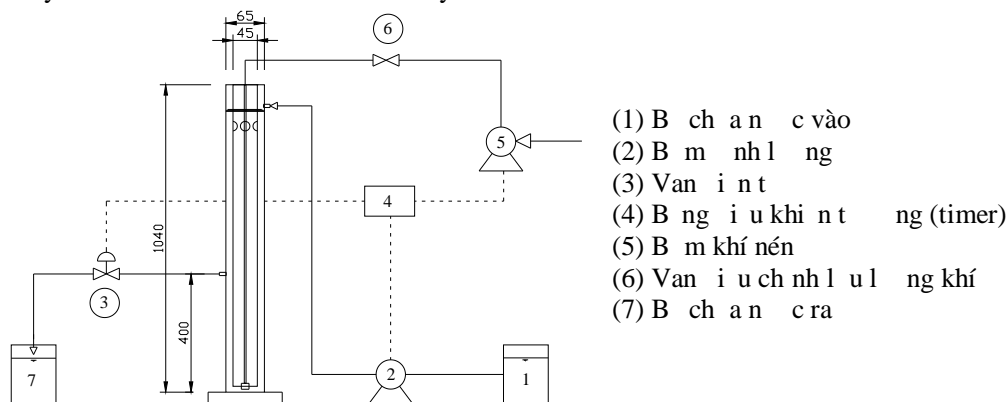


B SBAR có c i m t o c hai dòng khí nâng và dòng xu ng riêng bi t, làm giúp t ng ch th y ng l c h c, l c c t giúp quá trình t o h t t h n. Vì th trong nghiên c u này l a ch n b SBAR nghiên c u quá trình t o, xem xét các c tính b n h t, hi u qu x lý COD và ammonia trong b này.

## 2. V T LI U VÀ PH NG PHÁP NGHIÊN C U

### 2.1. Mô hình nghiên c u

B SBAR b ng acrylic có th tích làm vi c 2.4 lít (hình 1), ng kính trong c a ng ngoài 6,5 cm, cao 104 cm và ng trong 4,5 cm cao 90 cm t cách áy 2 cm. Không khí c a vào b b i thi t b phân tán khí v i l u l ng khí không i 4 lít/phút, t ng ng v i v n t c khí nâng 4,2 cm/s [17]. Nhi t nuôi c y b n h t nhi t phòng 35-36°C. N c sau khi x lý c tháo b i van i n t cách áy 40 cm.



Hình 1. Mô hình SBAR thí nghi m

### 2.2. Thành ph n n c th i

S đ ng n c th i t ng h p có các thành ph n c l y theo môi tr ng nuôi c y c a Thanh và c ng s [20]. Thành ph n n c th i c trình bày theo B ng 1.

B ng 1. Thành ph n n c th i t ng h p cho hai t i tr ng thí nghi m

Thành ph n	N ng (mg/l)	
	T i tr ng 2,6 kgCOD/m <sup>3</sup> .ngày	T i tr ng 5,2 kgCOD/m <sup>3</sup> .ngày
Glucose	664,3	1300
NaHCO <sub>3</sub>	270	540
NH <sub>4</sub> Cl	127	248
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	53,5	107
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	30	30
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	12	12
FeCl <sub>3</sub>	3,6	3,6
Vi l ng (1ml/l) bao g m H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> 0,15 g/L; CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O 0,15 g/L; CuSO <sub>2</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		

Vì các thành phần trên, nồng độ COD cần thiết gấp 600-1200 mg/l, nồng độ N-NH<sub>3</sub> 26-60 mg/l; nồng độ P tổng 13-26 mg/l. Tỷ lệ COD:N:P tổng 100:5:1. Nồng độ chỉ số chất rắn lơ lửng có giá trị  $7,2 \pm 0,2$  bằng dung dịch NaHCO<sub>3</sub>.

### 2.3. Chế tạo màng và môi trường nuôi cấy

Môi trường tính lý thuyết trộn x lý cần thiết cho trung khu công nghiệp Lê Minh Xuân. Môi trường này đưa vào mô hình có hàm lượng MLSS ban đầu 4000 mg/l, MLVSS 2200 mg/l và SVI 200 ml/g. Chế tạo màng là vò sò huyết chứa các chất hữu cơ, sau đó nghiền nát, rây chèn kích cỡ 150–200 µm. Chế tạo màng chứa nhiều loại vi sinh vật khác nhau, sấy khô 105°C trong 24 giờ trước khi đưa vào mô hình. Sau giai đoạn thích nghi, chế tạo màng là vò sò vào mô hình, lượng vò sò cho vào 20 g/l [20].

### 2.4. Chế tạo vận hành mô hình

Mô hình vận hành theo chu kỳ ngày đêm. Chu kỳ hoạt động 3 giờ cho mỗi 6 phút ngừng, 154-166 phút thổi khí, 3-10 phút lắng, 5-10 phút rút nước. Tỷ lệ rút nước sau mỗi ngày là 54%. Chế tạo vận hành bằng phương pháp SBAR được trình bày trong Bảng 2.

**Bảng 2.** Chế tạo vận hành bằng phương pháp SBAR

Giai đoạn	Tỉ trọng kgCOD/m <sup>3</sup> . ngày	Thời gian		
		Thổi khí (phút)	Lắng (phút)	Rút nước (phút)
Thích nghi	2,6	154	10	10
<b>Vận hành</b>				
Ngày tháng 1-7	2,6	154	10	10
Ngày tháng 8-15	2,6	154-161*	9-3*	10
Ngày tháng 22-35	2,6	166	3	5
Ngày tháng 36-80	5,2	166	3	5

\* M là ngày giảm 1 phút lắng, tăng 1 phút thổi khí

### 2.5. Phương pháp phân tích

Các chỉ tiêu phân tích được xác định theo phương pháp chuẩn xác định cho xét nghiệm nước và nước thải [1]. Các phương pháp được trình bày theo Bảng 3.

Môi trường quan sát bằng kính hiển vi OLYMPUS CX 21FS1 và xác định nồng độ kính hiển vi bằng thước có phân vạch nhỏ nhất 1mm và buồng nhuộm có phân vạch nhỏ nhất 50µm. Môi trường chụp bằng máy ảnh kỹ thuật số Konica-minolta với phân giải 8.0 Megapixel.

Vận chuyển các mẫu môi trường được xác định theo phương pháp của Etterer và Wilderer [5], thực hiện trong mô hình lắng nổi bằng nhựa acrylic với nồng độ kính 8 cm, chiều cao 90 cm. Môi trường được đổ vào trong mô hình và ghi nhận thời gian lắng của bể cùng bằng cách ghi nhận vị trí cách đáy bể 30 cm. Mỗi thí nghiệm trung bình thực hiện 10 lần.

Tỷ lệ (%) kích thước của hạt bùn được xác định dựa vào số lượng hạt bùn có kích thước phân bố trong (< 0,5; 1,0-1,2; 1,5-2,0; 2,5-3,0; 3,0-3,5; 4,0-5,0 mm) trên tổng số hạt bùn có trong 10 ml thể tích bùn lắng. Lấy 10 ml bùn lắng chứa nhiều loại vi sinh vật, tiến hành cho vào đĩa petri cấy trên thước có phân vạch nhỏ nhất 1mm. Dùng máy ảnh kỹ thuật số Konica-minolta có phân giải 8.0 megapixel chụp ảnh phân bố hạt bùn trên đĩa petri. Dùng máy tính phóng đại ảnh và ghi nhận số lượng hạt bùn có kích thước phân bố, tổng số hạt có kích thước hạt bùn chỉ ra trong bảng.

### 3. K T Q U VÀ T H O L U N

Quá trình nghiên cứu bùn hoạt tính trên bể SBAR được quan sát trong 80 ngày. Nghiên cứu xem xét sự biến đổi hình thái bùn hoạt tính, thời gian hình thành, kích thước hạt bùn, khả năng lắng và hiệu quả xử lý bùn hoạt tính.

#### 3.1. Giai đoạn thích nghi

Giai đoạn thích nghi được duy trì ở tải trọng 2,6 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày, thời gian lưu là 5,1 h. Nồng độ MLSS ban đầu 4000 mg/l có tải MLVSS/MLSS bằng 55%. Sau hai tuần chạy thích nghi hàm lượng MLVSS tăng 2200 mg/l lên 3900 mg/l và tải MLVSS/MLSS tăng 84%. Hiệu quả xử lý COD đạt giá trị gần 95% và nồng độ COD dư ra chỉ còn 30 mg/l. Màu sắc của bùn thay đổi từ màu nâu đen sang màu vàng nâu. Bông bùn lắng nhanh hơn tải trọng SVI 39 ml/g so với SVI ban đầu 200 ml/g.

#### 3.2. Sự hình thành bông bùn

Sau chạy giai đoạn thích nghi, mẫu bùn hoạt tính ban đầu có hình thái không đồng đều, bông bùn to có cấu trúc mềm, không bền vững và màu bùn màu vàng nâu. Vỏ bọc có tác dụng làm chậm mang giúp quá trình thoát nhanh hơn và tạo lớp màng bám trên thành bể giúp làm sạch lớp màng sinh học bám trên thành bể phần lớn trong quá trình nuôi cấy.

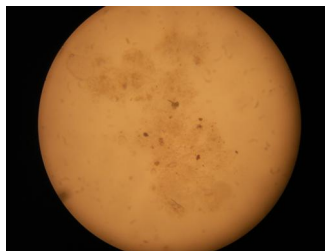
Vào ngày thứ 11, mẫu bùn hoạt tính có hình thái không đồng đều, có nhiều bọt khí, cấu trúc bùn mềm, mẫu bùn có thể nhìn thấy hạt 150 µm và mẫu sinh khối bắt đầu bám trên bề mặt chất mang tạo thành lớp màng sinh học mỏng. Lớp màng sinh học ngày càng dày lên bao phủ lớp chất mang và bùn hoạt tính tạo thành vào ngày thứ 28. Tuy nhiên, tải trọng bông bùn vì bùn hoạt tính còn cao và hình thái bùn hoạt tính chưa rõ rệt. Tải trọng ngày 28 là 35 kích thước bùn tăng chậm, hình dạng chưa đồng đều.

Tải trọng chất hữu cơ (*Organic loading rate – OLR*) là một thông số quan trọng ảnh hưởng đến quá trình thoát, kích thước hạt, khả năng lắng và hoạt động vi sinh trong bùn hoạt tính [4]. Nghiên cứu của Liu và Tay [11] cho thấy OLR thấp dẫn đến hình thành bùn hoạt tính nhỏ và mất thời gian dài để đạt trạng thái ổn định. Tải trọng OLR 2,6 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày kích thước hạt bùn tăng chậm. Nhưng khi tải trọng OLR lên 5,2 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày sau 7 ngày bùn hoạt tính hình thành rõ rệt và đồng đều. Sau thời gian 27 ngày có thể quan sát hạt bùn bám trên chất mang. Kích thước lúc này từ 1,0-1,2 mm, hạt bùn nhìn tròn đều, cấu trúc rỗng nhẹ và màu vàng sẫm. Lớp bùn hoạt tính chỉ mỏng hơn bông bùn (hình 2g). Như vậy, tải trọng chất hữu cơ cao làm kích thước bùn hoạt tính tăng nhanh. Kết quả nghiên cứu này tương tự kết quả nghiên cứu của Chen và cộng sự [3]. Sau 80 ngày thí nghiệm mẫu bùn hoạt tính có kích thước 4-5 mm, màu trắng nhợt. Mô hình xuất hiện hiện tượng to khí và dãn nở. Cấu trúc bùn mềm và vi khuẩn filamentous chỉ chiếm trong bể nuôi cấy, bùn lắng chậm, tải trọng SVI 44,2 ml/g.



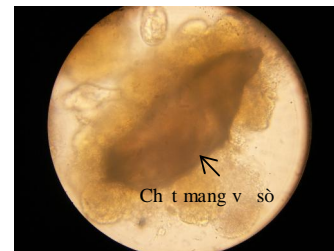
(a)

Vỏ sò huyết sử dụng trong thí nghiệm



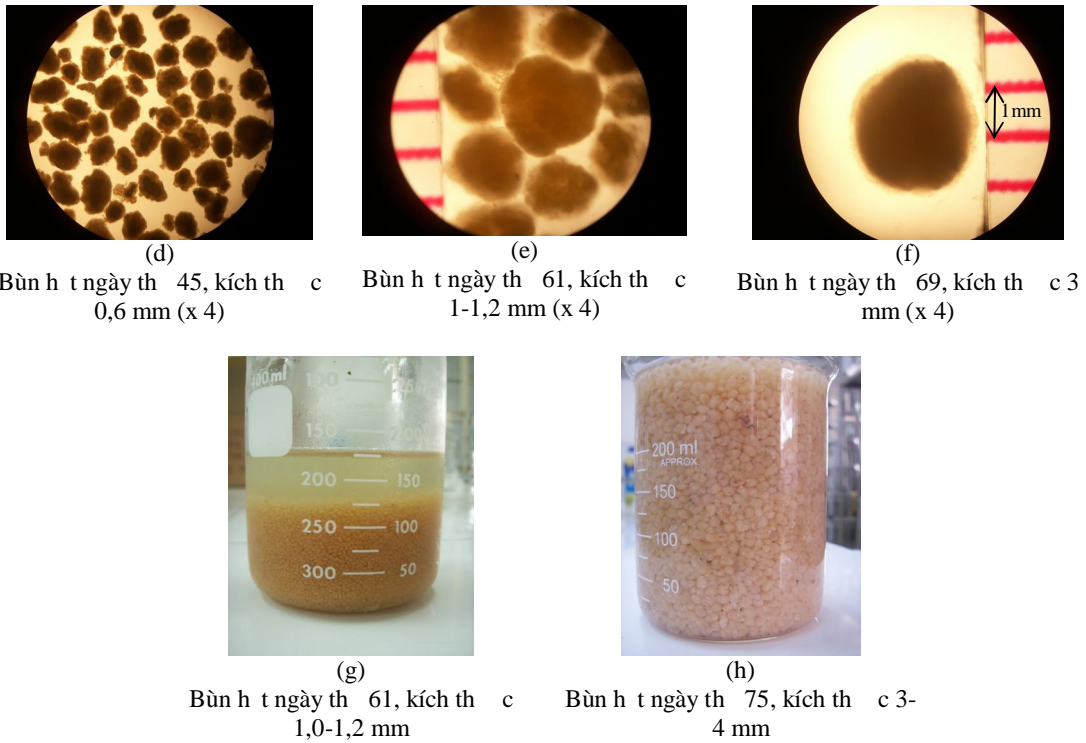
(b)

Bùn hoạt tính giai đoạn thích nghi (x10)



(c)

Màng vi sinh bám trên vỏ sò ngày thứ 33 (x 40)

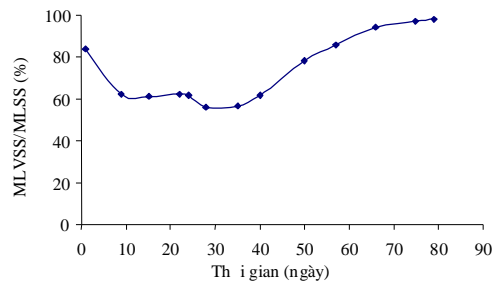


**Hình 2.** Sự thay i hình thái h t bùn theo th i gian thí nghi m

### 3.3. c i m bùn h t

#### 3.3.1. T l MLVSS/MLSS

T l này liên quan n thành ph n sinh h c. ánh giá m t sinh kh i trong h t bùn. T l MLVSS/MLSS giai o n ch y thích nghi là 84%. Khi cho v sò vào mô hình làm t ng hàm l ng ch tr n l l ng trong mô hình, vì v y t l này gi m còn 62%. Và t l này gi m còn 57 % khi mô hình ch y n nh th i gian l ng 3 phút và tháo n c 5 phút. Tuy nhiên, khi bùn h t ã hình thành và có th quan sát b ng m t th ng, t l MLVSS/MLSS gia t ng và t t l 98% (hình 3). So v i bùn ho t tính thì bùn h t này có t l cao h n. T l MLVSS/MLSS trong bùn ho t tính thông th ng 0,85 [8].



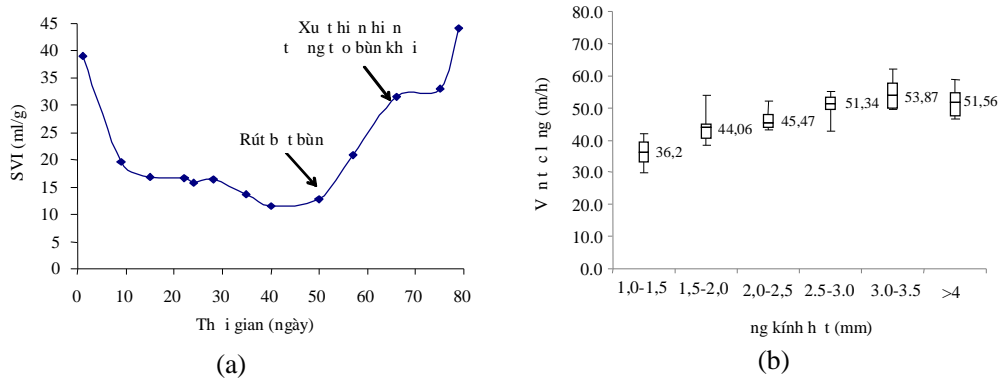
**Hình 3.** T l MLVSS/MLSS theo th i gian thí nghi m

### 3.3.2. Kh n ng l ng bùn h t

Kh n ng l ng c a bùn h t hi u khí ánh giá hi u qu tách gi a pha ch t r n-l ng trong b ph n ng. ây là y u t c n thi t gi m th i gian tháo n c trong b SBR và gi m c đi n tích b l ng công trình phía sau trong h th ng x lý n c th i và giúp gi m chi phí x lý. Tính l ng c a bùn c th hi n b ng v n t c l ng và SVI.

Bùn ho t tính ban u khi nuôi c y có SVI 200 ml/g, khi sinh kh i vi sinh bám trên b m t v sò bùn l ng nhanh, làm giá tr SVI gi m nhanh xu ng 11,4 ml/g vào ngày 40 (hình 4a). Vai trò c a v sò làm t ng kh n ng l ng c a bùn h t. Tuy nhiên, t ngày 57 tr i SVI t ng áng k , t ng lên n 44,2 ml/g. Theo Beun [2] giá tr SVI c a bùn h t th ng dao ng 30-80 ml/g.

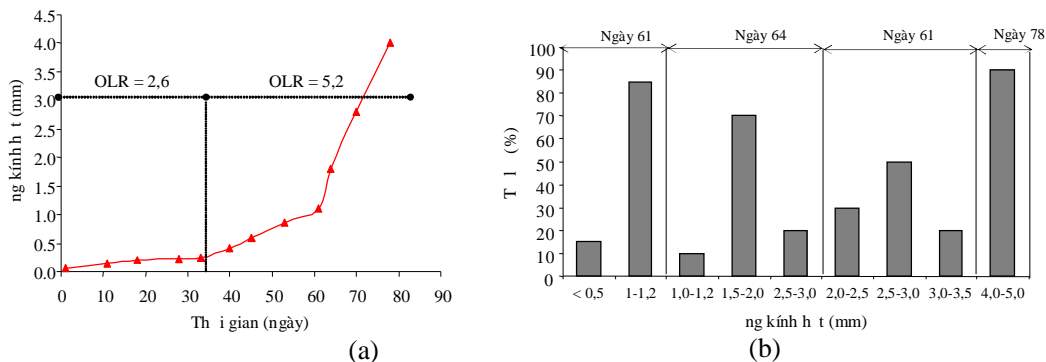
V n t c l ng h t bùn quy t nh th i gian l ng c a SBAR. V n t c l ng c a bùn h t dao ng 36 n 54 m/h (hình 4b). V n t c này l n h n v n t c c a bùn ho t tính. V n t c l ng c a bùn ho t tính 4-5 m/h [6]. T ngày th 67 tr i, mô hình xu th i n hi n t ng t o kh i và d ch nh y chỉ m u th trong b nuôi c y. D ch nh y này có th là do l ng ch t trùng h p ngo i bào (*Extracellular Polymeric Substances – EPS*) quá cao, do s phát tri n vi khu n filamentous chỉ m u th đ i i u ki n b t l i c a môi tr ng nuôi c y. Hi n t ng d ch nh y th ng c tìm th y trong n c th i có n ng và t i l ng COD d phân h y sinh h c cao [15]. K t qu làm c n tr quá trình l ng c a h t bùn và SVI giai o n này t ng. V i s phát tri n c a vi khu n filamentous chỉ m u th làm gi m v n t c l ng c a bùn h t [15]. V i v y khi bùn h t có kích th c l n h n 3,5 mm v n t c l ng h t bùn l i gi m xu ng.



Hình 4. S thay i SVI (a) và v n t c l ng c a h t bùn (b) theo th i gian thí nghi m

### 3.3.3. Kích th c h t bùn

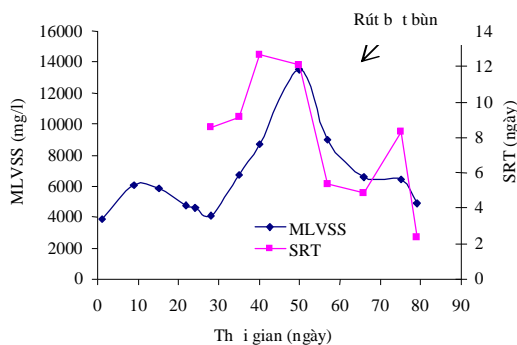
M m bùn h t ban u có kích th c nh h n 150  $\mu$ m. Kích th c này t ng ch m trong b nuôi c y trong 35 ngày u nuôi c y (hình 5a). Kích th c bùn h t 1,0-1,2 mm có th quan sát b ng m t th ng. Khi t ng OLR 5,2 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày, kích th c bùn h t t ng nhanh và t ngày 67 n ngày 80 có s phát tri n filamentous trong mô hình làm kích th c bùn h t t ng r t nhanh. Sau 80 ngày thí nghi m bùn h t có kích th c 4,0-5,0 mm. T l kích th c bùn h t phân b không ng u trong h th ng nuôi c y (hình 5b). Giai o n u h t bùn hình thành kích th c t 1,0-1,2 mm chỉ m ch y u, nh ng th i gian v sau có s phân b r r t và kích th c bùn h t ng u vào ngày th 78 t 4,0-5,0 mm.



**Hình 5.** Sự thay đổi kích thước bùn hạt (a) và sự phân bố kích thước hạt bùn (b) theo thời gian thí nghiệm

### 3.4. Thời gian lưu bùn (SRT)

Thời gian lưu bùn (*Sludge Retention Time – SRT*) thể hiện nồng độ sinh khối lưu trong bể phản ứng. Chỉ số này ảnh hưởng tới khả năng xử lý COD và quá trình nitrat hóa của bùn hạt. Thông thường SRT được duy trì bằng cách rút bớt tích bùn dư thừa cho mỗi ngày. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này lượng bùn dư không rút ra cho mỗi ngày, nên SRT phụ thuộc vào lượng sinh khối trong bể, lượng tích tụ rút ra và lượng sinh khối trôi ra ngoài. SRT thay đổi theo thời gian vận hành và biến thiên từ 2,4 đến 12,7 ngày (hình 6). Giai đoạn bùn hạt có kích thước 0,4–1,0 mm, SRT cao nhất 12,1–12,7 ngày. Tuy nhiên, hàm lượng MLVSS trong mô hình cao 13500 mg/l làm tăng nồng độ rút ra. Theo Liu Y và Liu Q.S [9] kiểm soát và hạn chế sự phát triển filamentous trong hệ thống SBR thì SRT được kiểm soát nhỏ hơn 10 ngày và nồng độ sinh khối phải nhỏ hơn 10 g/l. Vì vậy, thí nghiệm này tiến hành rút bớt sinh khối trong hệ thống và hàm lượng MLVSS trong hệ thống 9000 mg/l và tăng nồng độ SRT là 5,4 ngày. Vào ngày thứ 67 trở đi, mô hình có hiện tượng tảo ô nhiễm và đặc biệt nên làm cần trục quá trình lắng của bùn hạt và làm sinh khối của bùn trôi ra nhiều dẫn đến SRT giảm đáng kể.

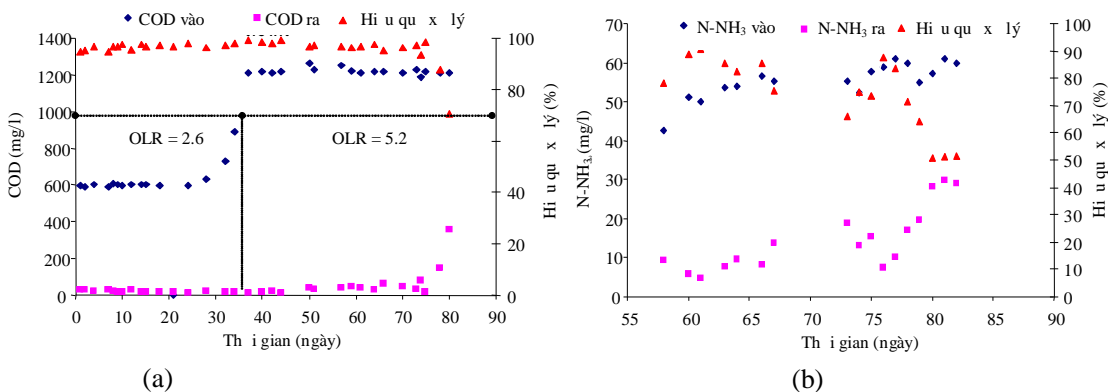


**Hình 6.** Sự thay đổi MLVSS và SRT theo thời gian thí nghiệm

### 3.5. Hiệu quả xử lý COD và ammonia

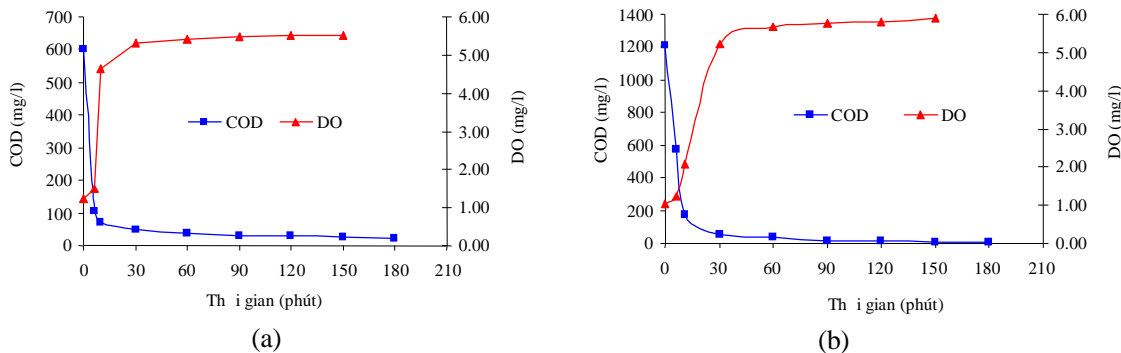
Tại các thí nghiệm chế tạo ở OLR 2,6 và 5,2 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày nồng độ COD đầu vào là 600 và 1200 mg/l, hiệu quả xử lý của bùn hạt luôn trên 96% (hình 7a) và nồng độ COD đầu ra nhỏ hơn 50 mg/l. Trong nghiên cứu này sử dụng glucose, nên có thể xem COD

t ng ng BOD<sub>5</sub>. Trung bình F/M dao ng t 0,41–0,88 kg COD/kg VSS.ngày<sup>-1</sup>. Giá tr này cao g p 3 l n so v i b n h o t tính thông th ng trong b SBR. F/M trong b SBR 0,05-0,3 kg BOD/kg VSS.ngày<sup>-1</sup> [15]. H u h t các h u c u phân h y sau 20 phút s c khí và n ng COD lúc này nh h n 60 mg/l. K t qu này t ng t k t qu nghi n c u Chen và c ng s [3]. Khi mô hình xu t hi n t o kh i và ch t nh y hi u qu x lý COD gi m, sau 120 phút n ng COD u ra nh h n 60 mg/l (hình 9), và hi u su t x lý còn 70% vào ngày th 80.

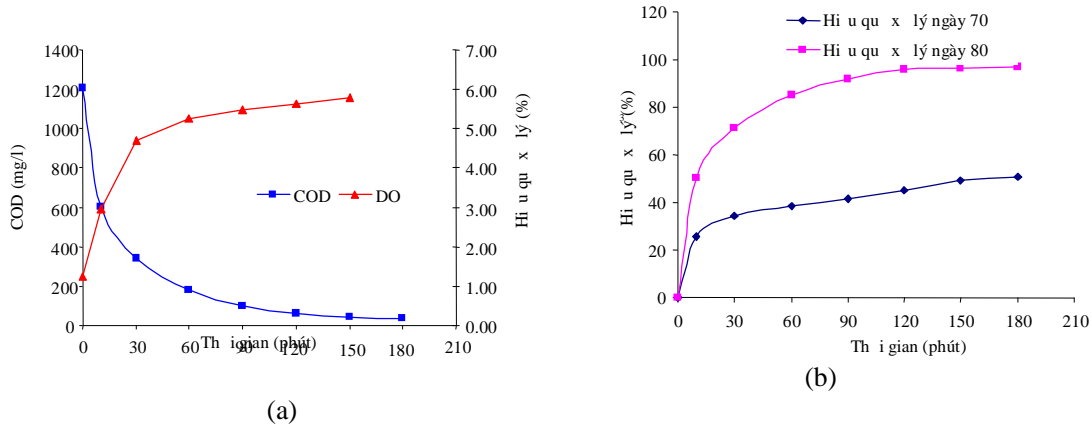


**Hình 7.** Hi u qu x lý COD (a) và hi u qu x lý N-NH<sub>3</sub> t i tr ng 0,2 kg N-NH<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.ngày (b) theo th i gian thí nghi m

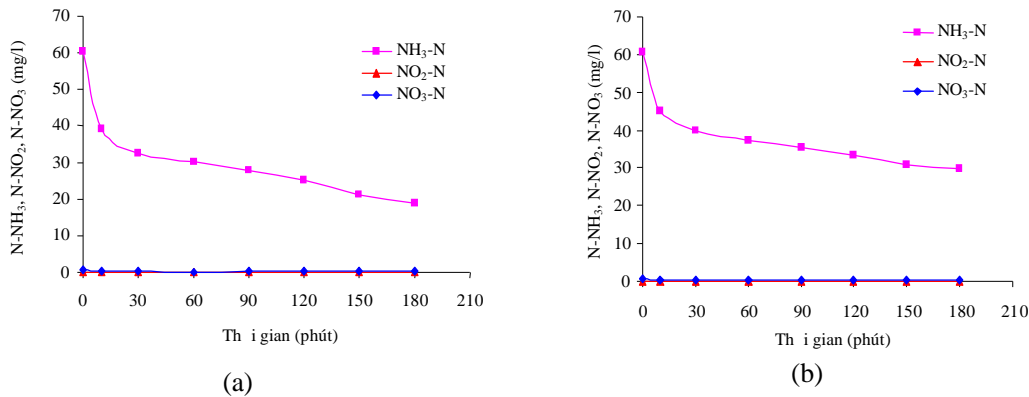
Khi n ng ch t h u c cao, vi sinh v t c n s d ng oxy oxy hóa các ch t h u c . Vì v y, DO trong 10 phút u luôn nh h n 2 mg/l h u h t các t i tr ng, sau ó t ng nhanh và t i n d n n 6 mg/l (hình 8).



**Hình 8.** Kh n ng x lý b n h t: (a) OLR 2,6 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày; (b) OLR 5,2 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày



Hình 9. Khử COD vào ngày 75 (a) và hiệu suất  $N-NH_3$  ngày 70 và 80 (b)



Hình 10. Sự thay đổi  $N-NH_3$ ,  $N-NO_2$ ,  $N-NO_3$  của bùn hoạt vào ngày 70 (a) và ngày 80 (b)

Khi khảo sát nồng độ  $N-NH_3$  0,2 kg  $N-NH_3/m^3$ . ngày tải trọng  $N-NH_3$  60 mg/l, khả năng xử lý ammonia của bùn hoạt tính trên 75% đạt 90%, ôxi khí lên đến 90%, nồng độ  $N-NH_3$  dư đạt khoảng 4,6 đến 18,8 mg/l. SRT thay đổi từ 4,8- 8,3 ngày. Hiệu suất xử lý  $N-NH_3$  giảm từ ngày 78 trở đi nên thời gian kiểm tra thí nghiệm đạt 51% (hình 7b, 9b và hình 10).

Theo kết quả nghiên cứu Yong và cộng sự [23] cho thấy trong bể hiếu khí DO cao, DO giảm dần từ ngoài vào bên trong bể bùn và bể không khí sâu 1,6 mm tính từ bề mặt của bể. Như vậy, trong bể hiếu khí, thì ở vùng hiếu khí, thì ở khí và khí. Như thế, theo kết quả nghiên cứu của Jang và cộng sự [7] vì khu vực oxy hóa ammonia tồn tại chủ yếu ở ngoài, lớp phía trên của bể và hệ thống quá trình nitrat hóa xảy ra ở bề mặt nổi 300  $\mu m$  bên trong bể. Hệ thống thì thời gian kiểm tra có đường kính 3,0-5,0 mm. Kết quả khảo sát theo thời gian (hình 10) cho thấy ammonia giảm nhanh thành nitrat, nitrit tăng không đáng kể. Nồng độ  $N-NO_3$ ,  $N-NO_2$  dư thấp, luôn luôn nhỏ hơn 0,1 mg/l ( $N-NO_2$ ) và 0,3 mg/l ( $N-NO_3$ ). Điều này có thể là do quá trình nitrat hóa và khí nitrat cùng xảy ra đồng thời.

#### 4. KẾT QUẢ

Thí nghiệm quy mô phòng thí nghiệm được trình bày trên, các kết quả sau đây:

- Bùn hạt trong bể SBAR với kích thước vỏ (150 -200  $\mu\text{m}$ ) vào ngày thứ 28 đã tạo lớp màng sinh học bao phủ trên vỏ và tạo thành hạt bùn. Khi tăng OLR 5,2 kg COD/m<sup>3</sup>.ngày quá trình hình thành hạt bùn nhanh hơn, cấu trúc hạt bùn rỗng, nhớt và màu vàng sẫm.

- Vận tốc lắng của bùn từ 36-54 m/h, SVI dao động 11,4- 44,2 ml/g, chỉ số MLVSS/MLSS cao và đạt 98 %.

- Hiệu suất xử lý chất hữu cơ của bùn hạt trên 96% dòng chảy F/M 0,41-0,88 kgCOD/kgVSS.ngày<sup>-1</sup>. Hiệu suất COD thực tế trong 20 phút sơ bộ trước tiên.

- Hiệu suất xử lý ammonia của bùn hạt từ 75-90%. Trong bùn hạt có thể xảy ra quá trình nitrat hóa và khử nitrat hóa.

- Hiện tượng ô nhiễm và dính nhớt làm giảm vận tốc lắng của hạt bùn dẫn đến giảm thời gian lắng và giảm hiệu suất xử lý COD và ammonia.

### STUDY ON GRANULATION OF ACTIVATED SLUDGE USING SEQUENCING BATCH AIRLIFT REACTOR FOR COD AND AMMONIA REMOVAL

Nguyen Trong Luc<sup>(1)</sup>, Nguyen Phuoc Dan<sup>(2)</sup>, Tran Tay Nam<sup>(2)</sup>

(1) Department of Science and Technology of Phu Yen

(2) University of Technology, VNU-HCM

**ABSTRACT:** Synthetic wastewater with glucose as carbon source was used for cultivation of aerobic granules in sequencing batch airlift reactor (SBAR). Grinded shell powder with diatom of 150-200  $\mu\text{m}$  used as carrier. SBAR was run at hydraulic retention time (HRT) 5.1 hours, airflow of 4 liters/m and airlift velocity of 4.2 cm/s. The experiment was run at two organic loading rates (OLRs). They were 2.6 and 5.2 kg COD/m<sup>3</sup>.day, corresponding to influent COD and N-ammonia of 600; 1200 mg/l and 26; 60 mg/l, respectively. After 61 days of running, aerobic granules with size of 1,0-1,2 mm are formed. The size of granules increased to 5 mm at 80th day. Aerobic granules had settling velocity of 36-56 m/h, SVI of 11,4-44.2 ml/g. COD and N-ammonia removal of SBAR were greater than 96% and 75-90%, respectively. It was found that nitrification and denitrification occurred simultaneously in granules. The COD and N-ammonia of SBAR decreased to 70% and 51%, respectively when filamentous sludge bulking and viscous bulking appeared simultaneously.

**Keywords:** Aerobic granular sludge, SBAR, Granulation, Bulking sludge

---

## TÀI LIU THAM KHẢO

- [1]. APHA, AWWA, WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, Washington DC, (1998).
- [2]. Beun JJ, Hendriks A, van Loosdrecht MCM, Morgenroth E, Wilderer PA, Heijnen JJ. *Aerobic granulation in a sequencing batch reactor*, Water Res 33, 2283–2290, (1999).
- [3]. Chen Y, Jiang W, David T.E, Tay J.H. *Biodegradation and kinetics of aerobic granules under high organic loading rates in sequencing batch reactor*, Apply Microbiol Biotechnol 79, 301-308, (2008).
- [4]. Chen Y, Jiang W, Liang D.T, Tay J.H. *Aerobic granulation under the combined hydraulic and loading selection pressures*, Bioresource technology, doi:10.1016/j.biortech.2008.02.028.
- [5]. Etterer T and Wilderer P.A. *Generation and properties of aerobic granular sludge*, Water science and technology 43(3), 19-26, (2001).
- [6]. Giokas DL, Daigger GT, Sperling M, Kim Y, Paraskevas PA. *Comparison and evaluation of empirical zone settling velocity parameters based on sludge volume index used a unified settling characteristic database*, Water res 37, 3821-3836, (2003).
- [7]. Jang A, Yoon YH, Kim IS, Kim KS, Bishop PL. *Character and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor*, Journal Biotechnol 105, 71-82, (2003).
- [8]. Linlin H, Jianlong W, Xianghua W, Yi Q. *The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor by seeding anaerobic granules*, Process Biochemistry 40, 1-7 (2005).
- [9]. Liu Y, Liu Qi-Shan. *Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors*, Biotechnology Advances 24, 115-127, (2006).
- [10]. Liu Y and Tay J.H. *The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge*, Water research 36, 1653-1665, (2002).
- [11]. Liu Y, Tay JH. *State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment*, Biotechnol Advances 22, 533– 63, (2004).
- [12]. Liu YQ, Tay JH. *Cultivation of aerobic granules in a bubble column and an airlift reactor with divided draft tubes at low aeration rate*, Biochemical engineering journal 34, 1–7, (2007).
- [13]. Liu YQ, Tay JH. *Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors*, Bioresour Technol, doi: 10.1016/j.biortech.2007.03.011.
- [14]. Liu Y, Wang ZW, Qin L, Liu YQ, Tay JH. *Selection pressure-drive aerobic granulation in a sequencing batch reactor*, Appl Microbiol Biotechnol 67, 26-32, (2005).
- [15]. Metcalf and Eddy. *Wastewater engineering treatment and Reuse*, McGraw-Hill, (2003).
- [16]. Qin L, Tay J.H, Liu Y. *Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors*, Process Biochemistry 39, 579-585, (2004).

- [17]. Steven Pratt, Michael Tan, Daniel Gapes, Andy Shilton. *Development and examination of a granular nitrogen-fixing wastewater treatment system*, Process Biochemistry 42, 863-872, (2007).
- [18]. Tay J.H, Liu Q.S , Liu Y. *The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules*, Appl Microbiol Biotechnol 57, 227–233, (2001).
- [19]. Tay J.H, Liu Q.S, Liu Y .*The effect of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor*, Water Science Technol 49, 35–40, (2004).
- [20]. Thanh B.X, Visvanathan C, Mathieu S.P, Roger B.A. *Fouling characterization in aerobic granulation coupled baffled membrane separation unit*, Journal of Membrane Science 318, 334–339, (2008).
- [21]. Wang Q, Du G, Chen J. *Aerobic granular sludge cultivated under the selective pressure as a driving force*, Process Biochemistry 39, 557-563, (2003).
- [22]. Yang SF, Liu Y, Tay JH, Liu YQ. *Growth kinetics of aerobic granules development in sequencing batch reactors*, Lett Appl Microbiol 38, 106-112, (2004).
- [23]. Yong L, Liu Y, Shen Liang, Feng Chen. *DO diffusion profile in aerobic granule and its microbiological implications*, Enzyme and microbial technology, doi:10.1016/j.enzmictec. 2008.04.005.
- [24]. Yu MZ, Han-Quing Y., Guo-ping S. *Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor*, Process biochemistry 40, 645–650, (2004).