

NGHIÊN CỨU TẠO BÙN HẠT HIỆU KHÍ KHỬ COD VÀ AMMONIA TRÊN BỂ PHẢN ỨNG KHÍ NÂNG TỪNG MỀ LUÂN PHIÊN (SEQUENCING BATCH AIRLIFT REACTOR)

Nguyễn Trọng Lực⁽¹⁾ Nguyễn Phước Dân⁽²⁾, Trần Tây Nam⁽²⁾

(1) Sở Khoa học và Công nghệ Phú Yên

(2) Trường Đại Học Bách Khoa, ĐHQG-HCM

(Bài nhận ngày 13 tháng 11 năm 2008, hoàn chỉnh sửa chữa ngày 27 tháng 02 năm 2009)

TÓM TẮT: Sử dụng nước thải tổng hợp có nguồn cacbon là gluco để nuôi cấy bùn hạt hiệu khí trên bể khí nâng từng mẻ luân phiên (SBAR) với hạt vỏ sò nghiền có kích thước 150-200 μm làm chất mang. SBAR được vận hành ở thời gian lưu nước (HRT) 5,1 giờ, vận tốc khí cấp vào duy trì ổn định 4lít/phút tương ứng vận tốc khí nâng 4,2 cm/s. Thí nghiệm được thực hiện ở hai tải trọng chất hữu cơ (OLR) 2,6 và 5,2 kgCOD/m^3 . ngày ứng với nồng độ COD và N-ammonia lần lượt là 600; 1200 mg/l và 26; 60 mg/l. Sau 61 ngày vận hành bùn hạt hình thành có kích thước từ 1-1,2 mm và kích thước tăng dần lên đến 5 mm sau 80 ngày. Bùn hạt có vận tốc lắng 36-54 m/h, SVI 11,4-44,2 ml/g. Bùn hạt có khả năng xử lý COD trên 96% và ammonia 75-90%. Quá trình nitrat hóa và khử nitrat diễn ra đồng thời trong bùn hạt. Hiệu quả xử lý bùn hạt giảm khi mô hình xuất hiện hiện tượng tạo khối và dịch nhầy chiếm ưu thế trong bể nuôi cấy.

Từ khóa: Bùn hạt hiệu khí, Bể phản ứng khí nâng từng mẻ luân phiên, Quá trình tạo hạt, Hiện tượng tạo bùn khối

1. GIỚI THIỆU

Quá trình nghiên cứu tạo bùn hạt được nghiên cứu vào những thập niên 1980, tập trung chủ yếu là bùn hạt kỵ khí trên bể UASB. Công nghệ tạo bùn hạt được phát triển và nghiên cứu rộng rãi khoảng 20 năm qua [2][18]. Quá trình hình thành bùn hạt là kết quả sự kết hợp các tế bào vi sinh tiếp xúc nhau tương đối ổn định dưới các điều kiện lý - hóa - sinh. Bùn hạt cũng có thể được xem như là trường hợp đặc biệt của sự phát triển mảng sinh học (biofilm) [22]. Nhiều nghiên cứu về bùn hạt hiệu khí cho thấy bùn hạt hiệu khí có nhiều ưu điểm hơn bùn hoạt tính thông thường, khả năng lắng tốt, duy trì được nồng độ sinh khối cao, có khả năng chịu được tải trọng chất hữu cơ cao, cấu trúc dày đặc, rắn chắc [24] và có khả năng xử lý đồng thời chất hữu cơ và nitrogen. Ngoài ra, khả năng lắng tốt của bùn hạt cải thiện được việc tách sinh khối từ nước thải, làm giảm diện tích được công trình lắng phía sau. Điều này có ý nghĩa rất thực tiễn ứng dụng xử lý nước thải.

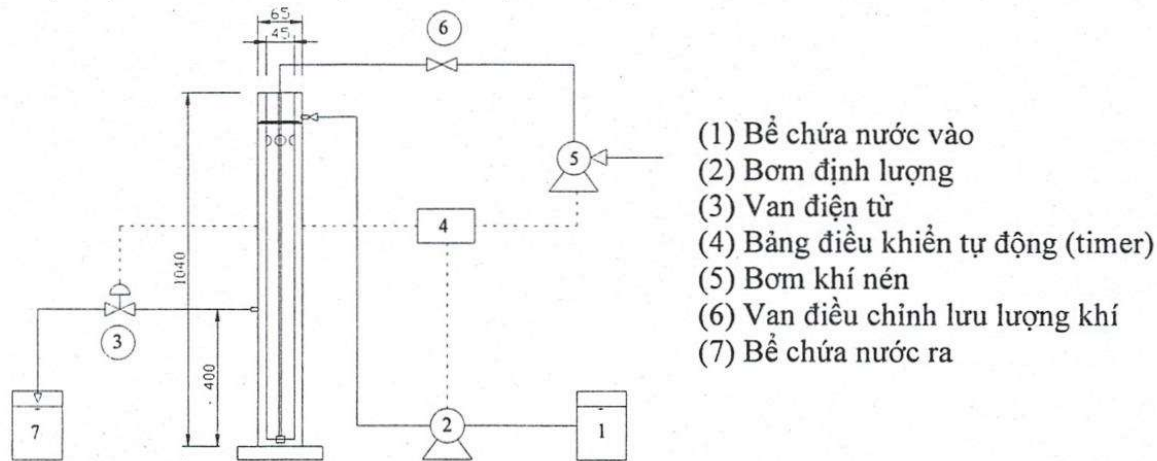
Nhiều yếu tố ảnh hưởng đến quá trình hình thành và tính chất của bùn hạt. Các yếu tố bao gồm cơ chất, tải trọng chất hữu cơ, thủy lực, thời gian lắng, DO v.v.. [11]. Hầu hết các nghiên cứu tạo bùn hạt chủ yếu trên bể từng mẻ luân phiên (Sequencing Batch Reactor - SBR). Tuy nhiên, những nghiên cứu trước cho rằng việc lựa chọn thủy động lực [16] và lực cắt [10] đóng vai trò chủ yếu trong quá trình tạo hạt. Chế độ thủy động lực học được tạo bằng vận tốc khí nâng. Nhiều nghiên cứu trước cho rằng với lực cắt cao tạo được poli-saccarit ngoại bào (Extracellular Polysaccharides - EPS) cao làm cho bùn hạt rắn chắc, dày đặc hơn. Vận tốc khí nâng thấp hơn 1,2 cm/s quá trình tạo hạt không thành công [18][19] và vận tốc khí nâng thấp 1,4 hoặc 2,0 cm/s không tạo sự ổn định bùn hạt [2]. Quá trình tạo chế độ thủy động lực học phụ thuộc chủ yếu hình dạng bể phản ứng, cụ thể phụ thuộc tỷ lệ chiều cao/đường kính bể (H/D).

Bể SBAR có đặc điểm tạo được hai dòng khí nâng và dòng xuống riêng biệt, làm giúp tăng chế độ thủy động lực học, lực cắt giúp quá trình tạo hạt tốt hơn. Vì thế trong nghiên cứu này lựa chọn bể SBAR nghiên cứu quá trình tạo, xem xét các đặc tính bùn hạt, hiệu quả xử lý COD và ammonia trong bể này.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Mô hình nghiên cứu

Bể SBAR bằng acrylic có thể tích làm việc 2.4 lít (hình 1), đường kính trong của ống ngoài 6,5 cm, cao 104 cm và ống trong 4,5 cm cao 90 cm đặt cách đáy 2 cm. Không khí được đưa vào bể bởi thiết bị phân tán khí với lưu lượng khí không đổi 4 lít/phút, tương ứng với vận tốc khí nâng 4,2 cm/s [17]. Nhiệt độ nuôi cấy bùn hạt ở nhiệt độ phòng 35-36°C. Nước sau khi xử lý được tháo bởi van điện từ cách đáy 40 cm.



Hình 1. Mô hình SBAR thí nghiệm

2.2. Thành phần nước thải

Sử dụng nước thải tổng hợp có các thành phần được lấy theo môi trường nuôi cấy của Thanh và cộng sự [20]. Thành phần nước thải được trình bày theo Bảng 1.

Bảng 1. Thành phần nước thải tổng hợp cho hai tải trọng thí nghiệm

Thành phần	Nồng độ (mg/l)	
	Tải trọng 2,6 kgCOD/m ³ .ngày	Tải trọng 5,2 kgCOD/m ³ .ngày
Glucose	664,3	1300
NaHCO ₃	270	540
NH ₄ Cl	127	248
K ₂ HPO ₄	53,5	107
CaCl ₂ .2H ₂ O	30	30
MgSO ₄ .7H ₂ O	12	12
FeCl ₃	3,6	3,6
Vi lượng (1ml/l) bao gồm H ₃ BO ₃ 0,15 g/L; CoCl ₂ .6H ₂ O 0,15 g/L; CuSO ₄ .5H ₂ O 0,03 g/L; FeCl ₃ .6H ₂ O 1,5 g/L; MnCl ₂ .2H ₂ O 0,12 g/L; Na ₂ Mo ₄ O ₂₄ .2H ₂ O 0,06 g/L; ZnSO ₄ .7H ₂ O 0,12 g/L; KI 0,03 g/L		

Với các thành phần trên, nồng độ COD của nước thải tổng hợp 600-1200 mg/l, nồng độ N-NH₃ 26-60 mg/l; nồng độ P tổng 13-26 mg/l. Tỷ lệ COD:N:P tương ứng 100:5:1. Nước thải được hiệu chỉnh tới giá trị $7,2 \pm 0,2$ bằng dung dịch NaHCO₃.

2.3. Chất mang và mầm bùn nuôi cấy

Bùn hoạt tính lấy từ trạm xử lý nước thải tập trung khu công nghiệp Lê Minh Xuân. Bùn này được đưa vào mô hình có hàm lượng MLSS ban đầu 4000 mg/l, MLVSS 2200 mg/l và SVI 200 ml/g. Chất mang là vỏ sò huyết được rửa sạch loại các chất hữu cơ, sau đó nghiền nát, rây chọn kích cỡ 150–200 μ m. Chất mang được rửa nhiều lần với nước cất để loại bỏ các hạt keo, sấy khô 105°C trong 24 giờ trước khi đưa vào mô hình. Sau giai đoạn chạy thích nghi, bỏ chất mang là vỏ sò vào mô hình, lượng vỏ sò cho vào 20 g/l [20].

2.4. Chế độ vận hành mô hình

Mô hình vận hành theo chế độ tự động thời gian. Chu kỳ hoạt động 3 giờ cho mỗi mẻ: 6 phút cấp nước, 154 -166 phút thổi khí, 3-10 phút lắng, 5-10 phút rút nước. Thể tích rút nước sau mỗi mẻ là 54 %. Chế độ vận hành bể SBAR được trình bày trong Bảng 2.

Bảng 2. Chế độ vận hành bể SBAR

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

* Mỗi 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.

Bùn hạt được quan sát bằng kính hiển vi OLYMPUS CX 21FS1 và xác định đường kính hạt bằng thước đo có độ phân vạch nhỏ nhất 1mm và buồng đếm hồng cầu có độ phân vạch nhỏ nhất 50 μ m. Ảnh bùn hạt được chụp bằng máy ảnh kỹ thuật số Konica-minolta với độ phân giải 8.0 Megapixel.

Vận tốc lắng của bùn hạt được xác định theo phương pháp của Etterer và Wilderer [5], thực hiện trong mô hình lắng tĩnh bằng nhựa acrylic với đường kính 8 cm, chiều cao 90 cm. Bùn hạt được đặt vào trong mô hình và ghi nhận thời gian lắng cuối cùng bằng đồng hồ bấm giây tại 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 định trước (< 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 hạt. Lấy 10 ml bùn hạt rửa sạch nhiều lần với nước cất, tiến hành cho vào đĩa petri được đặt trên thước đo có độ phân vạch nhỏ nhất 1mm. Dùng máy ảnh kỹ thuật số Konica-minolta có độ phân giải 8.0 megapixel chụp sự phân bố hạt bùn trên đĩa petri. Dùng máy tính phóng đại ảnh và ghi nhận số lượng hạt bùn có kích thước phân định sẵn, từ đó tính được tỷ lệ kích thước hạt bùn chiếm trong bể.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

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

3.1. Giai đoạn chạy thích nghi

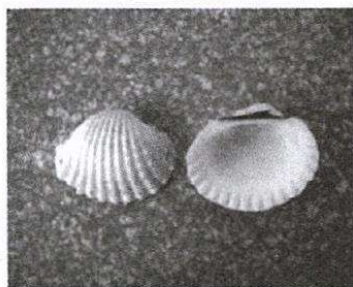
Giai đoạn thích nghi được chạy với tải trọng 2,6 kg COD/m³.ngày, ở thời gian lưu nước 5,1 h. Nồng độ MLSS ban đầu 4000 mg/l có tỷ lệ MLVSS/MLSS bằng 55%. Sau hai tuần chạy thích nghi hàm lượng MLVSS tăng 2200 mg/l lên đến 3900 mg/l và tỷ lệ MLVSS/MLSS đạt tới 84%. Hiệu quả xử lý COD đạt giá trị ổn định 95% và nồng độ COD đầu ra nhỏ hơn 30 mg/l. Màu sắc của bùn thay đổi từ màu nâu đen đến màu vàng nâu. Bông bùn lắng nhanh hơn tương ứng SVI 39 ml/g so với SVI ban đầu 200 ml/g.

3.2. Sự hình thành bùn hạt

Sau chạy giai đoạn thích nghi, mầm bùn hạt ban đầu có hình thái không đồng đều, bông bùn to có cấu trúc mềm, không ổn định và màu bùn màu vàng nâu. Vỏ sò có tác dụng làm chất mang giúp quá trình tạo hạt nhanh hơn và tạo lực ma sát trên thành bể giúp làm sạch lớp màng sinh học bám trên thành bể phản ứng trong quá trình nuôi cấy.

Vào ngày thứ 11, một số bùn hạt được hình thành nhưng hình thái không đồng đều, có nhiều tơ, cấu trúc bùn mềm, mầm bùn có thước nhỏ hơn 150 μm và một số 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 lấy chất mang và bùn hạt bắt đầu hình thành vào ngày thứ 28. Tuy nhiên, tỷ lệ bông bùn với bùn hạt còn cao và hình thái bùn hạt chưa rõ rệt. Từ ngày 28 đến 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 tạo hạt, kích thước hạt, khả năng lắng và hoạt động vi sinh trong bùn hạt [4]. Nghiên cứu của Liu và Tay [11] cho thấy OLR thấp dẫn đến sự hình thành bùn hạt thấp và mất thời gian dài đạt đến trạng thái ổn định. Tại tải trọng OLR 2,6 kg COD/m³.ngày kích thước hạt bùn tăng chậm. Nhưng khi tăng tải trọng OLR lên 5,2 kg COD/ m³.ngày sau 7 ngày bùn hạt hình thành rõ rệt và đồng đều. Sau thời gian 27 ngày có thể quan sát hạt bùn bằng mắt thường. Kích thước lúc này đạt từ 1,0-1,2 mm, hạt bùn nhẵn tròn đều, cấu trúc rắn chắc và màu vàng sậm. Lượng bùn hạt chiếm ưu thế hơn bông bùn (hình 2g). Như vậy, ở tải trọng chất hữu cơ cao làm kích thước bùn hạt tăng nhanh. Kết quả nghiên cứu này tương tự kết quả nghiên cứu của Chen và cộng sự [3]. Sau 80 ngày thí nghiệm bùn hạt có kích thước 4-5 mm, màu trắng nhạt. Mô hình xuất hiện hiện tượng tạo khối và dịch nhầy. Cấu trúc bùn mềm và vi khuẩn filamentous chiếm ưu thế trong bể nuôi cấy, bùn lắng chậm, tương ứng SVI 44,2 ml/g.



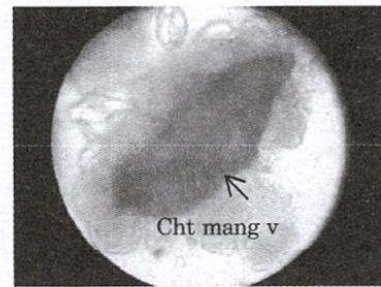
(a)

Vỏ sò huyết sử dụng trong thí nghiệm



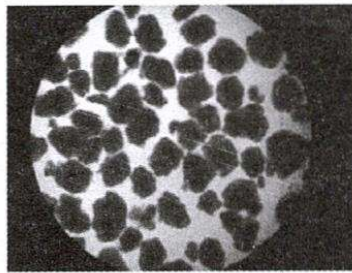
(b)

Bùn hoạt tính giai đoạn thích nghi (x10)



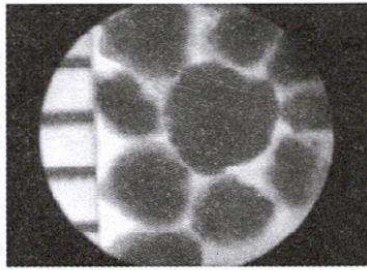
(c)

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



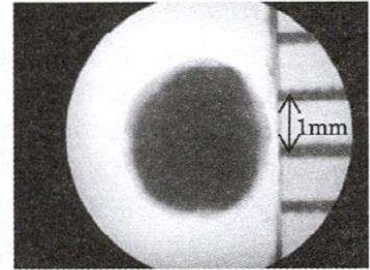
(d)

Bùn hạt ngày thứ 45, kích thước 0,6 mm (x 4)



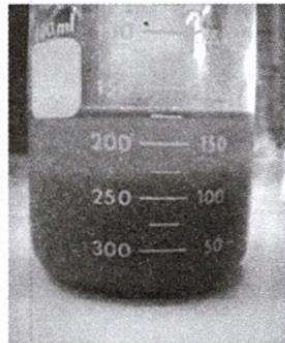
(e)

Bùn hạt ngày thứ 61, kích thước 1-1,2 mm (x 4)



(f)

Bùn hạt ngày thứ 69, kích thước 3 mm (x 4)



(g)

Bùn hạt ngày thứ 61, kích thước 1,0-1,2 mm



(h)

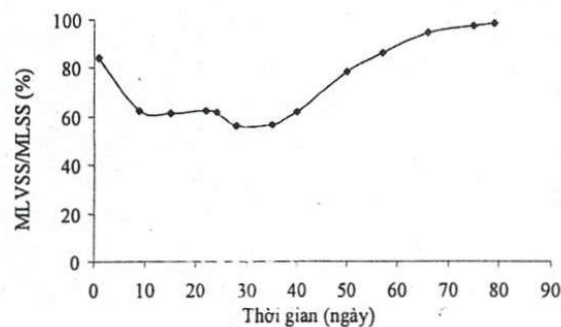
Bùn hạt ngày thứ 75, kích thước 3-4 mm

Hình 2. Sự thay đổi hình thái hạt bùn theo thời gian thí nghiệm

3.3. Đặc điểm bùn hạt

3.3.1. Tỷ lệ $MLVSS/MLSS$

Tỷ lệ này liên quan đến thành phần sinh học. Đánh giá mật độ sinh khối trong hạt bùn. Tỷ lệ $MLVSS/MLSS$ giai đoạn chạy thích nghi là 84%. Khi cho vào mô hình làm tăng hàm lượng chất rắn lơ lửng trong mô hình, vì vậy tỷ lệ này giảm còn 62%. Và tỷ lệ này giảm còn 57% khi mô hình chạy ổn định ở thời gian lắng 3 phút và tháo nước 5 phút. Tuy nhiên, khi bùn hạt đã hình thành và có thể quan sát bằng mắt thường, tỷ lệ $MLVSS/MLSS$ gia tăng và đạt tỷ lệ 98% (hình 3). So với bùn hoạt tính thì bùn hạt này có tỷ lệ cao hơn. Tỷ lệ $MLVSS/MLSS$ trong bùn hoạt tính thông thường 0,85 [8].



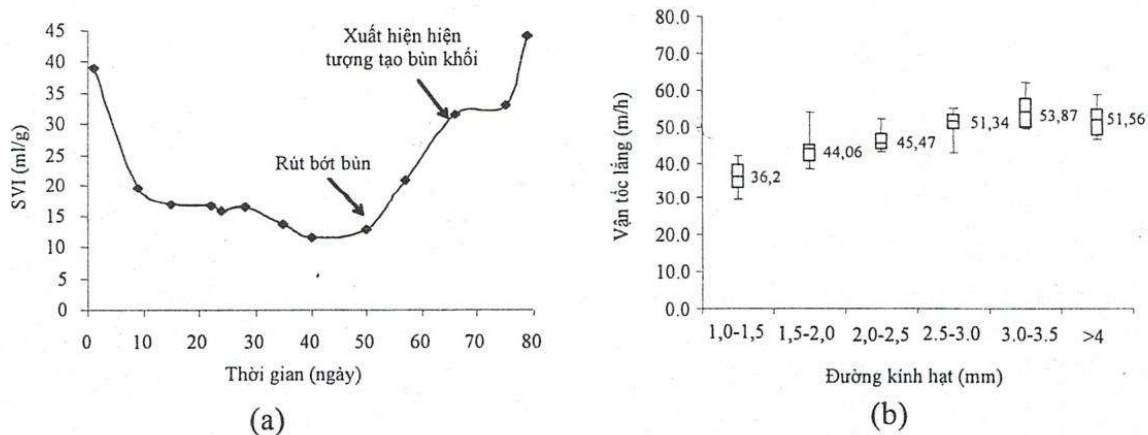
Hình 3. Tỷ lệ $MLVSS/MLSS$ theo thời gian thí nghiệm

3.3.2. Khả năng lắng bùn hạt

Khả năng lắng của bùn hạt hiệu khí đánh giá hiệu quả tách giữa pha chất rắn-lỏng trong bể phản ứng. Đây là yếu tố cần thiết để giảm thời gian tháo nước trong bể SBR và giảm được diện tích bể lắng công trình phía sau trong hệ thống xử lý nước thải và giúp giảm chi phí xử lý. Tính lắng của bùn được thể hiện bằng vận tốc lắng và SVI.

Bùn hoạt tính ban đầu khi nuôi cấy có SVI 200 ml/g, khi sinh khối vi sinh bám trên bề mặt vỏ sò lắng nhanh, làm giá trị SVI giảm nhanh xuống 11,4 ml/g vào ngày 40 (hình 4a). Vai trò của vỏ sò làm tăng khả năng lắng của bùn hạt. Tuy nhiên, từ ngày 57 trở đi SVI tăng đáng kể, tăng lên đến 44,2 ml/g. Theo Beun [2] giá trị SVI của bùn hạt thường dao động 30-80 ml/g.

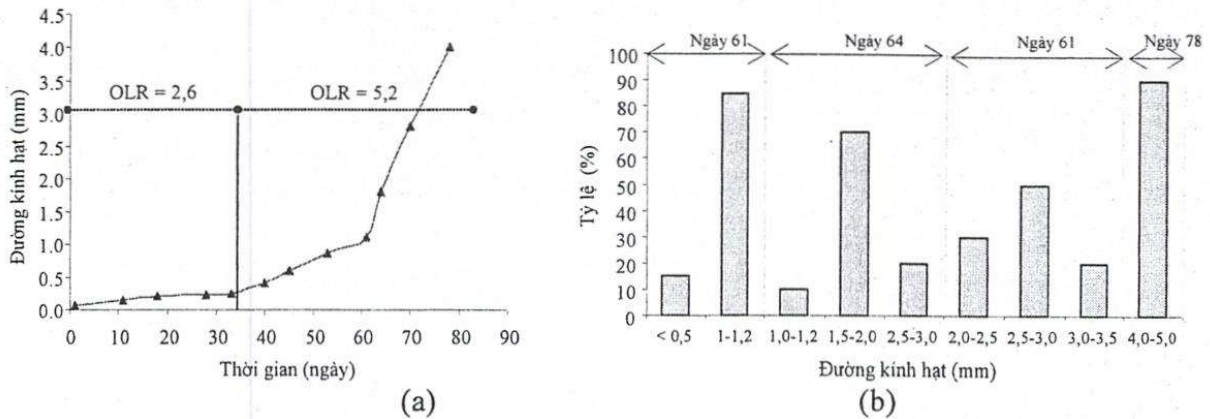
Vận tốc lắng hạt bùn quyết định thời gian lắng của SBAR. Vận tốc lắng của bùn hạt dao động 36 đến 54 m/h (hình 4b). Vận tốc này lớn hơn vận tốc của bùn hoạt tính. Vận tốc lắng của bùn hoạt tính 4-5 m/h [6]. Từ ngày thứ 67 trở đi, mô hình xuất hiện hiện tượng tạo khối và dịch nhầy chiếm ưu thế trong bể nuôi cấy. Dịch nhầy này có thể là do lượng chất trùng hợp ngoại bào (*Extracellular Polymeric Substances – EPS*) quá cao, do sự phát triển vi khuẩn filamentous chiếm ưu thế dưới điều kiện bất lợi của môi trường nuôi cấy. Hiện tượng dịch nhầy thường được tìm thấy trong nước thải có nồng độ và tải lượng COD dễ phân hủy sinh học cao [15]. Kết quả làm cản trở quá trình lắng của hạt bùn và SVI giai đoạn này tăng. Với sự phát triển của vi khuẩn filamentous chiếm ưu thế làm giảm vận tốc lắng của bùn hạt [15]. Vì vậy khi bùn hạt có kích thước lớn hơn 3,5 mm vận tốc lắng hạt bùn lại giảm xuống.



Hình 4. Sự thay đổi SVI (a) và vận tốc lắng của hạt bùn (b) theo thời gian thí nghiệm

3.3.3. Kích thước hạt bùn

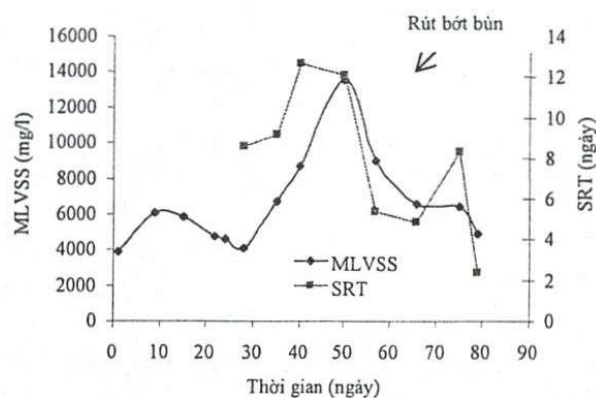
Mầm bùn hạt ban đầu có kích thước nhỏ hơn 150 μm . Kích thước này tăng chậm trong bể nuôi cấy trong 35 ngày đầu nuôi cấy (hình 5a). Kích thước bùn hạt 1,0-1,2 mm có thể quan sát bằng mắt thường. Khi tăng OLR 5,2 kg COD/ m^3 .ngày, kích thước bùn hạt tăng nhanh và từ ngày 67 đến ngày 80 có sự phát triển filamentous trong mô hình làm kích thước bùn hạt tăng rất nhanh. Sau 80 ngày thí nghiệm bùn hạt có kích thước 4,0-5,0 mm. Tỷ lệ kích thước bùn hạt phân bố không đồng đều trong hệ thống nuôi cấy (hình 5b). Giai đoạn đầu hạt bùn hình thành kích thước từ 1,0-1,2 mm chiếm chủ yếu, nhưng thời gian về sau có sự phân bố rõ rệt và kích thước bùn hạt đồng đều vào ngày thứ 78 từ 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 được nồng độ sinh khối lưu trong bể phản ứng. Điều này đánh giá đồng thời khả năng xử lý COD và quá trình nitrat hóa của bùn hạt. Thông thường SRT được duy trì bằng cách rút thể tích bùn cố định cho mỗi mẻ. Tuy nhiên, trong nghiên cứu này lượng bùn dư không rút ra cho mỗi mẻ, nên SRT phụ thuộc vào lượng sinh khối trong bể, thể tích nước rút ra và lượng sinh khối trôi ra mỗi mẻ. 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 tắc nghẽn ống rút nước. Theo Liu Y và Liu Q.S [9] để 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, thời điểm này tiến hành rút bớt sinh khối trong hệ thống và hàm lượng MLVSS trong hệ thống 9000 mg/l và tương ứng với SRT là 5,4 ngày. Vào ngày thứ 67 trở đi, mô hình có hiện tượng tạo khối và dịch nhầy nên làm cản trở quá trình lắng của bùn hạt và làm sinh khối của bùn trôi ra nhiều dẫn đến SRT giảm đáng kể.

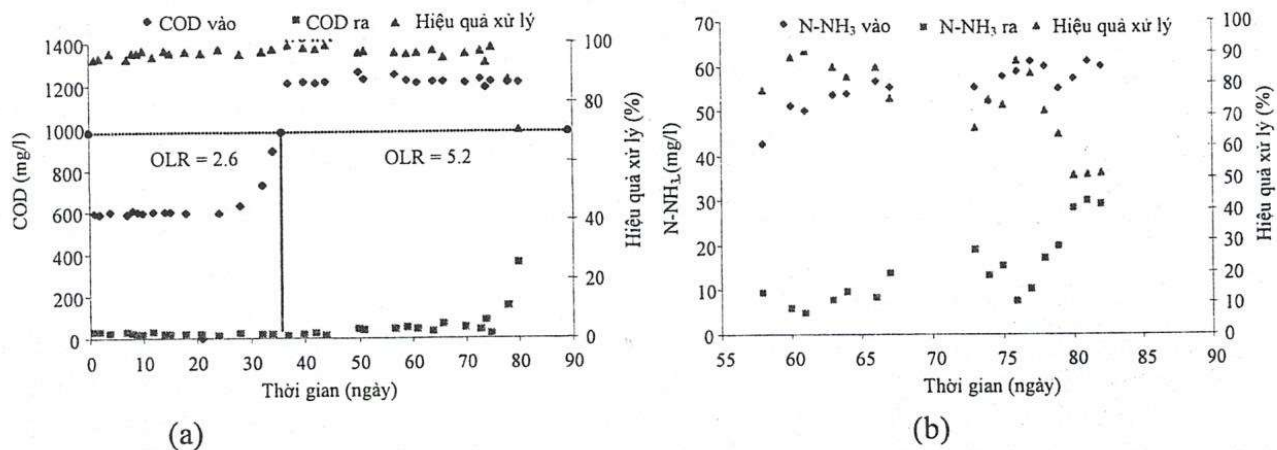


Hình 6. Sự thay đổi MLVSS và SRT theo thời gian thí nghiệm

3.5. Hiệu quả xử lý COD và ammonia

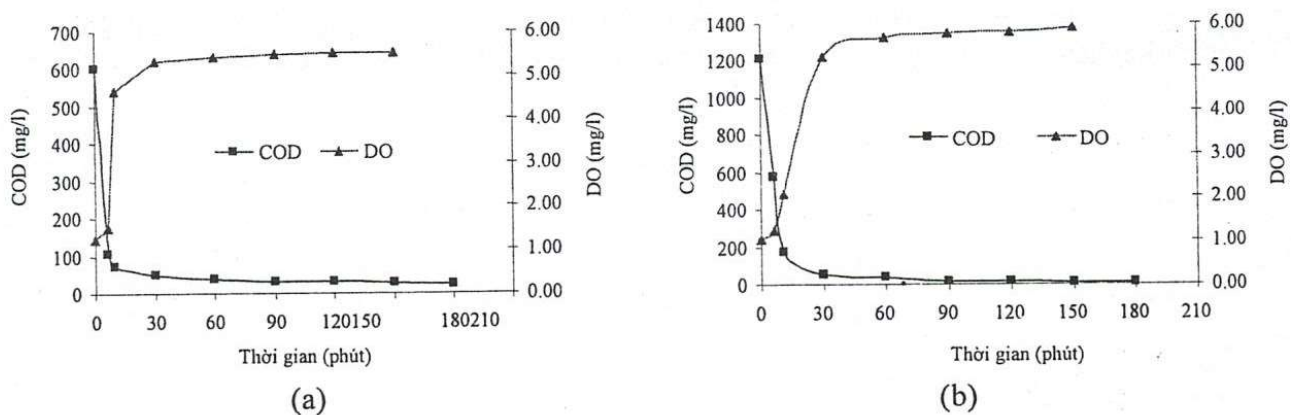
Tại các tải trọng chất hữu cơ OLR 2,6 và 5,2 kg COD/m³.ngày tương ứng với nồng độ COD đầu vào là 600 và 1200 mg/l, hiệu quả xử lý của bùn hạt luôn trên 96% (hình 7a) và nồng độ COD đầu ra nhỏ hơn 50 mg/l. Trong nghiên cứu này sử dụng glucose, nên có thể xem COD

trương đương BOD₅. Trung bình F/M dao động từ 0,41–0,88 kg COD/kg VSS.ngày⁻¹. Giá trị này cao gấp 3 lần so với bùn hoạt tính thông thường trong bể SBR. F/M trong bể SBR 0,05-0,3 kg BOD/kg VSS.ngày⁻¹ [15]. Hầu hết các hữu cơ đều phân hủy sau 20 phút sục khí và nồng độ COD lúc này nhỏ hơn 60 mg/l. Kết quả này tương tự kết quả nghiên cứu Chen và cộng sự [3]. Khi mô hình xuất hiện tạo khối và chất nhầy hiệu quả xử lý COD giảm, sau 120 phút nồng độ COD đầu ra nhỏ hơn 60 mg/l (hình 9), và hiệu suất xử lý còn 70% vào ngày thứ 80.

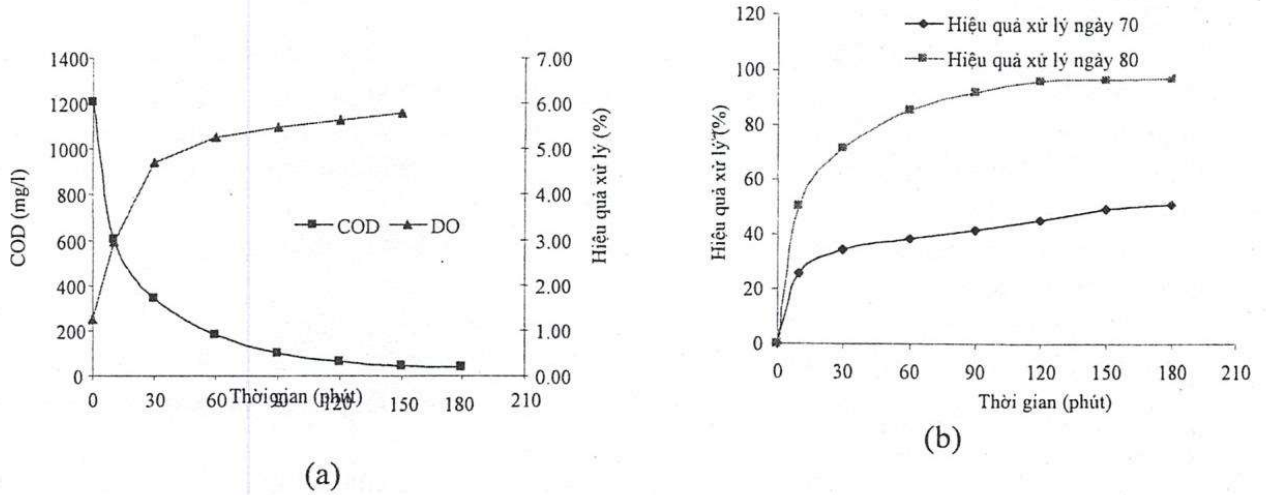


Hình 7. Hiệu quả xử lý COD (a) và hiệu quả xử lý N-NH₃ ở tải trọng 0,2 kg N-NH₃/m³.ngày (b) theo thời gian thí nghiệm

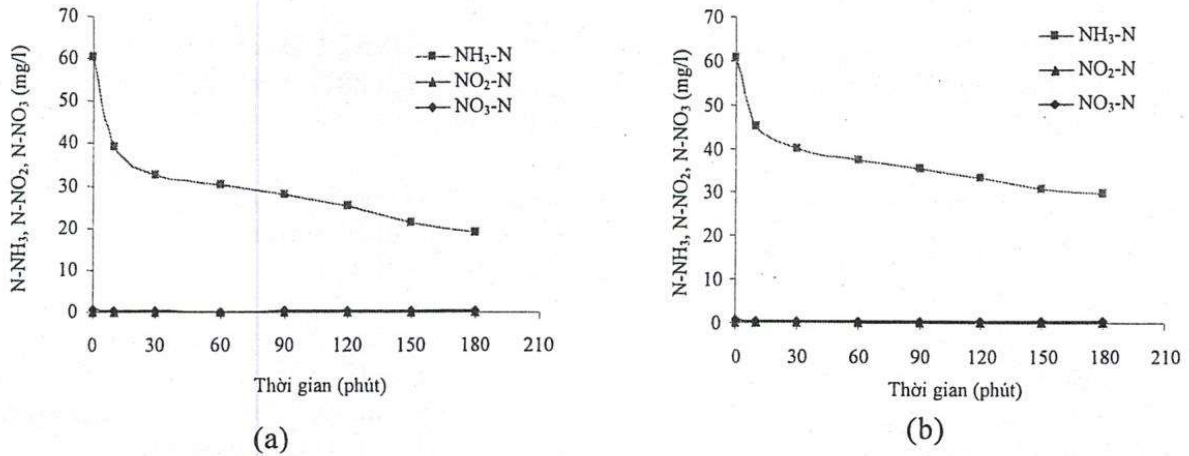
Khi nồng độ chất hữu cơ cao, vi sinh vật cần sử dụng oxy để oxy hóa các chất hữu cơ. Vì vậy, DO trong 10 phút đầu luôn nhỏ hơn 2 mg/l hầu hết các tải trọng, sau đó tăng nhanh và tiến dần đến 6 mg/l (hình 8).



Hình 8. Khả năng xử lý bùn hạt: (a) OLR 2,6 kg COD/m³.ngày; (b) OLR 5,2 kg COD/m³.ngày



Hình 9. Khả năng xử lý COD vào ngày 75 (a) và hiệu quả xử lý N-NH₃ ngày 70 và 80 (b)



Hình 10. Sự thay đổi N-NH₃, N-NO₃, N-NO₂ của bùn hạt vào ngày 70 (a) và ngày 80 (b)

Khi khảo sát ở tải trọng N-NH₃ 0,2 kg N-NH₃/m³. ngày tương ứng nồng độ N-NH₃ 60 mg/l, khả năng xử lý ammonia của bùn hạt đạt trên 75 đến 90%, đôi khi lên đến trên 90%, nồng độ N-NH₃ đầu ra tương ứng 4,6 đến 18,8 mg/l. SRT thay đổi từ 4,8- 8,3 ngày. Hiệu quả xử lý N-NH₃ giảm từ ngày 78 trở đi đến thời điểm kết thúc thí nghiệm đạt 51% (hình 7b, 9b và hình 10).

Theo kết quả nghiên cứu Yong và cộng sự [23] cho thấy trong điều kiện DO cao, DO giảm dần từ ngoài vào bên trong hạt bùn và bằng không ở độ sâu 1,6 mm tính từ bề mặt của bùn hạt. Như vậy, trong bùn hạt tồn tại vùng hiếu khí, thiếu khí và kỵ khí. Đồng thời, theo kết quả nghiên cứu của Jang và cộng sự [7] vi khuẩn oxy hóa ammonia tồn tại chủ yếu lớp ngoài, lớp giữa của hạt bùn và hầu như quá trình nitrat hóa xảy ra từ bề mặt đến vị trí 300 μm bên trong bùn hạt. Hạt bùn tại thời điểm khảo sát có đường kính 3,0-5,0 mm. Kết quả khảo sát theo thời gian (hình 10) cho thấy ammonia giảm nhanh nhưng nitrat, nitrit tăng không đáng kể. Nồng độ N-NO₃, N-NO₂ đầu ra thấp, luôn luôn nhỏ hơn 0,1 mg/l (N-NO₂) và 0,3 mg/l (N-NO₃). Điều này có thể là do quá trình nitrat hóa và khử nitrat cùng xảy ra đồng thời.

4. KẾT LUẬN

Từ những kết quả nghiên cứu được trình bày trên, các kết luận sau được đưa ra:

- Bùn hạt tạo trong bể SBAR với chất mang vỏ sò (150 -200 μm) vào ngày thứ 28 đã tạo được lớp màng sinh học bao phủ trên vỏ sò và tạo được hạt bùn. Khi tăng OLR 5,2 kg COD/ m^3 .ngày quá trình hình thành hạt bùn nhanh hơn, cấu trúc hạt bùn rắn chắc, nhẵn tròn đều và màu vàng sậm.

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

- Hiệu quả xử lý chất hữu cơ của bùn hạt trên 96% ở dãy tỷ số F/M 0,41-0,88 kgCOD/kgVSS.ngày⁻¹. Hầu hết COD được xử lý trong 20 phút sục khí đầu tiên.

- Hiệu quả xử lý ammonia của bùn hạt đạt 75-90%. Trong bùn hạt có thể xảy ra đồng thời quá trình nitrat hóa và khử nitrat hóa.

- Hiện tượng tạo khối và dịch nhầy làm giảm vận tốc lắng của hạt bùn dẫn đến giảm thời gian lưu bùn và đồng thời giảm hiệu quả xử lý COD và ammonia.

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

Nguyen Trong Luc⁽¹⁾, Nguyen Phuoc Dan⁽²⁾, Tran Tay Nam⁽²⁾

(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 diatmeter of 150-200 μm 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^3 .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 LIỆU 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]. [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).