

Nghiên cứu đánh giá khả năng xử lý nước thải chung cư tại Thành Phố Hồ Chí Minh bằng bể phản ứng sinh học dạng mẻ

Evaluation on apartment building wastewater treatment capability in Ho Chi Minh City by Sequencing Batch Reactor (SBR)

Nguyễn Văn Tùng¹, Trần Thái Hà^{1*}, Nguyễn Phương Trúc Linh¹,
Văn Từ Nhật Huy¹, Nguyễn Thị Mỹ An¹

¹Trường Đại học Mở Thành phố Hồ Chí Minh, Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

*Tác giả liên hệ, Email: ha.tt@ou.edu.vn

THÔNG TIN

DOI: 10.46223/HCMCOUJS.
tech.vi.18.1.2258.2023

Ngày nhận: 25/04/2022

Ngày nhận lại: 19/05/2022

Duyệt đăng: 27/05/2022

Từ khóa:

bể xử lý sinh học dạng mẻ;
đa dạng vi sinh vật; hiệu quả
loại bỏ; MLSS; nước thải
chung cư

Keywords:

sequencing batch reactor;
microbial diversity; removal
efficiency; MLSS; apartment
building wastewater

TÓM TẮT

Nghiên cứu này kiểm tra hiệu quả của việc sử dụng công nghệ bể phản ứng sinh học dạng mẻ (SBR) trong xử lý nước thải chung cư. Hiệu suất xử lý các chỉ tiêu ô nhiễm tương ứng: BOD₅ (90 - 95%), COD (93 - 97%), TSS (83 - 95%), Amoni (92 - 98%), Tổng Nito (92 - 98%), Độ đục (85 - 95%), Độ màu (62 - 75%). Hệ vi sinh của bể SBR được quan sát và cho thấy có 09 loại nguyên sinh động vật chiếm ưu thế với tỷ lệ xuất hiện trong bể như sau: *Vorticella* 26%, *Aspidisca* 22%, *Litonotus* 6%, *Trachelophyllum* 8%, *Epitylis* 6%, *Rotifer* 16%, *Tardigrades* 4%, *Flagellate* 4%, *Vaginocola* 6%. Nồng độ bùn hoạt tính xuyên suốt quá trình thực hiện được duy trì và biến động trong khoảng: 5,000 - 7,000 mg/L, góp phần tăng hiệu quả xử lý cho bể SBR. Hiệu quả xử lý Nito ở mức lý tưởng đạt được trong nghiên cứu với hiệu suất loại bỏ lên tới 98%. Có thể kết luận, các chất ô nhiễm trong nước thải chung cư tại Thành phố Hồ Chí Minh được giải quyết ở mức tối khi sử dụng công nghệ SBR.

ABSTRACT

This study describes the treatment efficiency and diversity of microorganisms in Sequencing Batch Reactor (SBR) tank. The removal efficiency was: BOD₅ (90 - 95%), COD (93 - 97%), TSS (83 - 95%), Ammonia (NH₄⁺) (92 - 98%), Total Nitrogen (TN) (92 - 98%), Turbidity (85 - 95%), Color (62 - 75%). It was observed the presence of Microfauna at the following rate in the tank as follows: *Vorticella* 26%, *Aspidisca* 22%, *Litonotus* 6%, *Trachelophyllum* 8%, *Epitylis* 6%, *Rotifer* 16%, *Tardigrades* 4%, *Flagellate* 4%, *Vaginocola* 6%. Examines the influence of MLSS and each group of microorganisms on the efficiency of treatment of pollutants in one apartment building wastewater in the Ho Chi Minh City, Vietnam. The MLSS index in research ranges from 5,000 to 7,000 mg/L. The nitrogen removal efficiency was achieved at 98% in this study. The SBR technology shows that the domestic wastewater treatment capacity in Ho Chi Minh City is optimal.

1. Giới thiệu

Đô thị hóa nhanh chóng đã tạo ra một thách thức cho chính phủ ở các nước đang phát triển và Việt Nam cũng nằm trong số đó. Kể từ khi chính sách đổi mới được đưa ra vào năm 1986, Thành phố Hồ Chí Minh, đã trải qua quá trình đô thị hóa và công nghiệp hóa nhanh nhất ở Việt Nam. Hệ quả đi kèm là mật độ dân số tại Thành phố Hồ Chí Minh rất cao - 4,385 người/Km² trong năm 2019 (Tổng Cục thống kê Việt Nam, 2019). Nhằm đáp ứng nhu cầu nhà ở, các khu đô thị, tòa nhà, chung cư đi vào vận hành với số lượng lớn.

Trên địa phận Thành phố có 1,440 chung cư, tương ứng với 141,062 căn hộ (Bộ Xây dựng, 2021). Với số lượng chung cư tăng nhanh đã và đang gây ra sức ép lớn cho cơ sở hạ tầng thoát nước thải. Trong đó, nước thải sinh hoạt là một trong những điểm trọng yếu có nguy cơ tiềm ẩn gây ra hiện trạng ô nhiễm nguồn nước nếu không được xử lý đúng cách (van Leeuwen, Dan, & Dieperink, 2016).

Nước thải sinh hoạt chứa một lượng đáng kể các hợp chất bao gồm các chất dinh dưỡng, chất hữu cơ và có thể gây ra tình trạng phú dưỡng nước nếu không được xử lý thích hợp trước khi xả ra môi trường. Theo APHA (1989), nước thải sinh hoạt có hàm lượng chất bản như sau:

Bảng 1

Hàm lượng chất bản đặc trưng trong nước thải sinh hoạt

Chỉ tiêu ô nhiễm (mg/l)	Mức ô nhiễm		
	Nặng	Trung bình	Thấp
Tổng chất rắn (TS)	1,000	500	200
Chất rắn hòa tan (TDS)	700	350	120
Chất rắn không tan (IS)	300	150	8
Tổng chất rắn lơ lửng (TSS)	600	350	120
Chất rắn lắng (SS) (mg/l)	12	8	4
BOD ₅	300	200	100
Oxy hòa tan (DO)	0	0	0
Tổng Nito (TN)	85	50	25
N - hữu cơ	35	20	10
N - amoniac	50	30	15
N - NO ₂	0.1	0.05	0
N - NO ₃	0.4	0.2	-
Clorua	175	100	0.1
Độ kiềm (mg CaCO ₃ /l)	200	100	15
Chất béo	40	20	50
Tổng phosphor (mg/l) (TP)	-	8	0

Nguồn: APHA (1989)

Nước thải sinh hoạt từ các chung cư chứa chất hữu cơ, nito, phosphor nên có thể xử lý được bằng phương pháp sinh học. Bể xử lý sinh học dạng mẻ (SBR) có tính linh hoạt và khả năng tự động hóa cao trong vận hành, đồng thời kết hợp tất cả các quá trình sinh học khác nhau (bao gồm xử lý BOD, nitrat hóa, khử nitrat, quá trình phân giải và hấp thụ phosphor) đều diễn ra trong

cùng một bể xử lý mà không cần bể lắng thứ cấp nên sẽ giúp giảm diện tích chiếm dụng, kinh phí cũng như thời gian vận hành. Hơn thế nữa, khả năng loại bỏ Nito và Phosphor cao trong quá trình xử lý đã giúp SBR là một lựa chọn khả thi hơn so với những công nghệ bùn hoạt tính thông thường (Artan & Orhon, 2005; Fernandes, Jungles, Hoffmann, Antonio, & Costa, 2013).

SBR xử lý nước thải thông qua 05 bước: Điền đầy, phản ứng, lắng, gạn và nghỉ. Trong đó tổng thời gian của các bước này sẽ là thời gian cho một chu trình xử lý (Coelho, Russo, & Araujo, 2000; Irvine & Davis, 1971). Các điều kiện yếm khí trong giai đoạn điền đầy và khuấy trộn sẽ giúp thực hiện quá trình khử nitrate và phân giải phosphor. Trong giai đoạn sục khí, quá trình nitrate hóa và quá trình hấp thụ phosphor vào sinh khối sẽ xảy ra. Các nghiên cứu của Manning và Irvine (1985); Shin và Park (1991); Vlekke, Comeau, và Oldham (1988) đã cho thấy khả năng loại bỏ chất dinh dưỡng (Nito và Phosphor) và xem SBR như một giải pháp thay thế rất hiệu quả cho các phương pháp bùn hoạt tính thông thường.

SBR giúp giảm 60% chi phí xây dựng và vận hành so với các bể khác (Coelho & ctg., 2000). Chất lượng xử lý nước ở mức cao đạt được trong khoảng thời gian ngắn. Đồng thời, yêu cầu về diện tích, nhân lực thấp giúp tối ưu hóa kinh phí mà vẫn đạt yêu cầu về quy định xả nước thải (WATER, 2005).

Nghiên cứu này khảo sát hiệu quả xử lý nước thải chung cư bằng công nghệ SBR. Hiệu quả được đánh giá thông qua việc theo dõi các chỉ tiêu chất lượng nước trước và sau bể phản ứng. Các chỉ tiêu được theo dõi bao gồm: COD, BOD₅, NH₄⁺, TN, TSS, độ đục, độ màu. Bên cạnh đó, hệ vi sinh của bể phản ứng được quan sát bằng kính hiển vi và sự ảnh hưởng của nồng độ vi sinh (thông qua chỉ tiêu MLSS) lên hiệu quả xử lý cũng được đánh giá.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

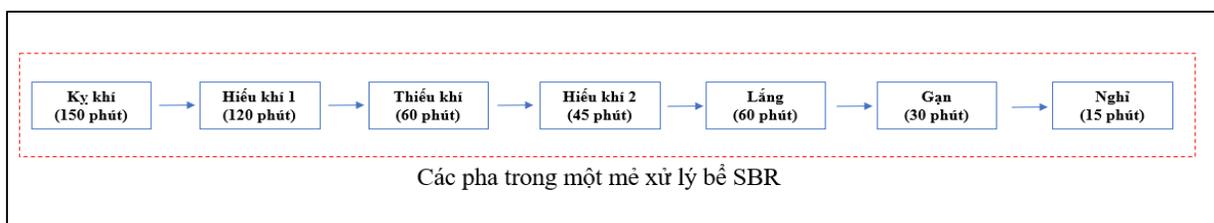
2.1. Vật liệu

Nước thải được lấy từ bể điều hòa của chung cư Moscow Tower tại Thành phố Hồ Chí Minh. Thời gian lấy nước thải vào lúc 17 giờ 30. Mỗi lần lấy 20 lít trong bình nhựa loại 20 lít. Mẫu nước thải được giữ ở nhiệt độ phòng 21 - 28°C, và bảo quản ở phòng Thí nghiệm Hóa - Môi trường, Trường Đại học Mở thành phố Hồ Chí Minh, Cơ sở 03 tỉnh Bình Dương.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Xây dựng mô hình thí nghiệm

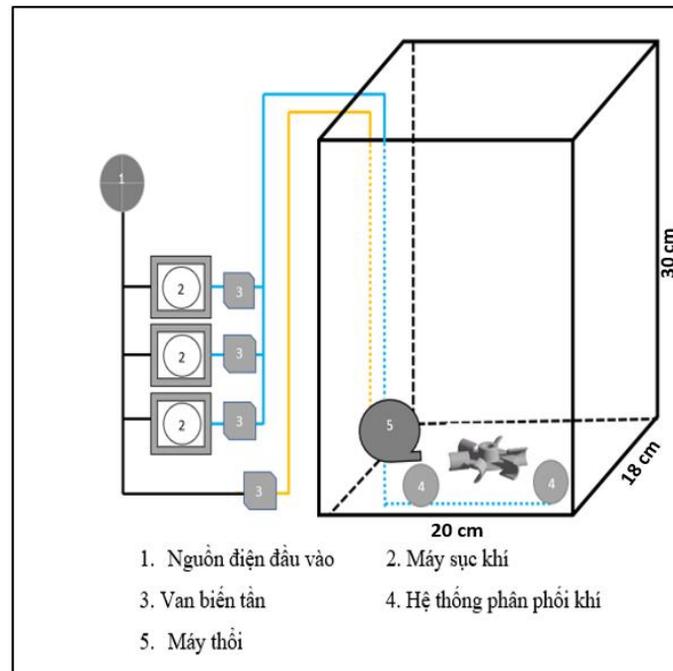
Mô hình thí nghiệm được gia công thủy tinh với dung tích 10L, với chiều dài, rộng, cao lần lượt là 20cm, 18cm, 30cm (Hình 2). Thể tích nước thải có thể chứa trong bể là 10L. Bể được đặt và vận hành tại Phòng thí nghiệm Hóa - Môi trường (Trường Đại học Mở - Cơ sở 03, Bình Dương) trong 30 ngày dưới điều kiện vận hành kỵ khí - hiếu khí - thiếu khí và thời gian cho mỗi chu trình là 08 giờ bao gồm: 150 phút cho kỵ khí, 120 phút cho pha hiếu khí 1, 60 phút cho pha thiếu khí, 45 phút cho pha Hiếu khí 2, 60 phút cho pha lắng, 30 phút cho pha gạn và pha nghỉ kéo dài trong 15 phút (Debik & Manav, 2010) (Hình 1).



Hình 1. Thời gian vận hành bể SBR

Nguồn: Debik và Manav (2010)

Nguyên lý vận hành bể như sau: Nguồn điện đi vào 03 máy sục khí (tốc độ thổi khí là 0.5 L/phút) và máy khuấy (tốc độ 200 vòng/phút) sau khi qua bộ biến tần nhằm mục đích kiểm soát lượng oxy hòa tan trong nước thải trong pha hiếu khí đạt từ 2 - 3.0 mg/l và thiếu khí đạt 0.5 - 1 mg/L trong mỗi chu trình xử lý nhằm giải quyết chất dinh dưỡng trong nước thải (Yuan & Gao, 2010). Đối với pha kỵ khí: Mẫu nước được nạp vào bể dưới điều kiện chỉ có máy khuấy hoạt động (DO: 0 mg/L). Trong pha hiếu khí: cả máy khuấy và máy thổi khí đều hoạt động, DO được kiểm soát ở mức 2 - 3.0 mg/L. Trong pha thiếu khí, hệ thống khuấy sẽ được điều chỉnh về 100 vòng/phút, DO ở mức 0.5 - 1 mg/L. Mô hình vận hành và mô hình thực tế thể hiện qua Hình 2 và Hình 3.



Hình 2. Mô hình vận hành bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này



Hình 3. Mô hình thực nghiệm bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

2.2.2. Phương pháp phân tích

Mẫu đầu vào và đầu ra của hệ thống được lấy và phân tích hàng ngày xuyên suốt quá trình thực nghiệm. Các thông số phân tích, đo đạc gồm: Nhu cầu oxy sinh hóa (BOD₅), Nhu cầu oxy hóa học (COD), Amoni (NH₄⁺- N), Tổng nitơ (TN), Tổng chất rắn lơ lửng (TSS) được đo theo các phương pháp chuẩn trong TCVN và APHA (2005) (Bộ Tài nguyên Môi trường, 2008; Federation, & Aph Association, 2005). Đối với TSS và MLSS được lọc qua giấy lọc 0.45μm. pH được đo bằng đầu dò. Nhiệt độ và DO được đo tại chỗ bằng đầu dò đa tham số (HI9142).

2.2.3. Quan sát cấu trúc bùn hoạt tính bằng kính hiển vi

Cấu trúc bùn hoạt tính được quan sát bằng quang kính hiển vi (Olympus - BX41), định danh dựa vào hình thái, cách thức bắt mồi, ... và đối chiếu với những nghiên cứu trên vi sinh của hệ bùn hoạt tính trước đây. Tỷ lệ xuất hiện của từng loại nguyên sinh động vật được đánh giá một cách trực quan và phương pháp thống kê dựa trên mật độ xuất hiện.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Cấu trúc hệ vi sinh của bể phản ứng SBR

Hệ vi sinh trong bùn hoạt tính của bể SBR được phân tách và quan sát bằng kính hiển vi với độ phóng đại là 40 lần. Bùn hoạt tính của bể SBR có dạng bông (nhờ sự kết dính của hệ vi sinh trong bể) và màu nâu đỏ (Hình 4).



Hình 4. Bông bùn hoạt tính bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

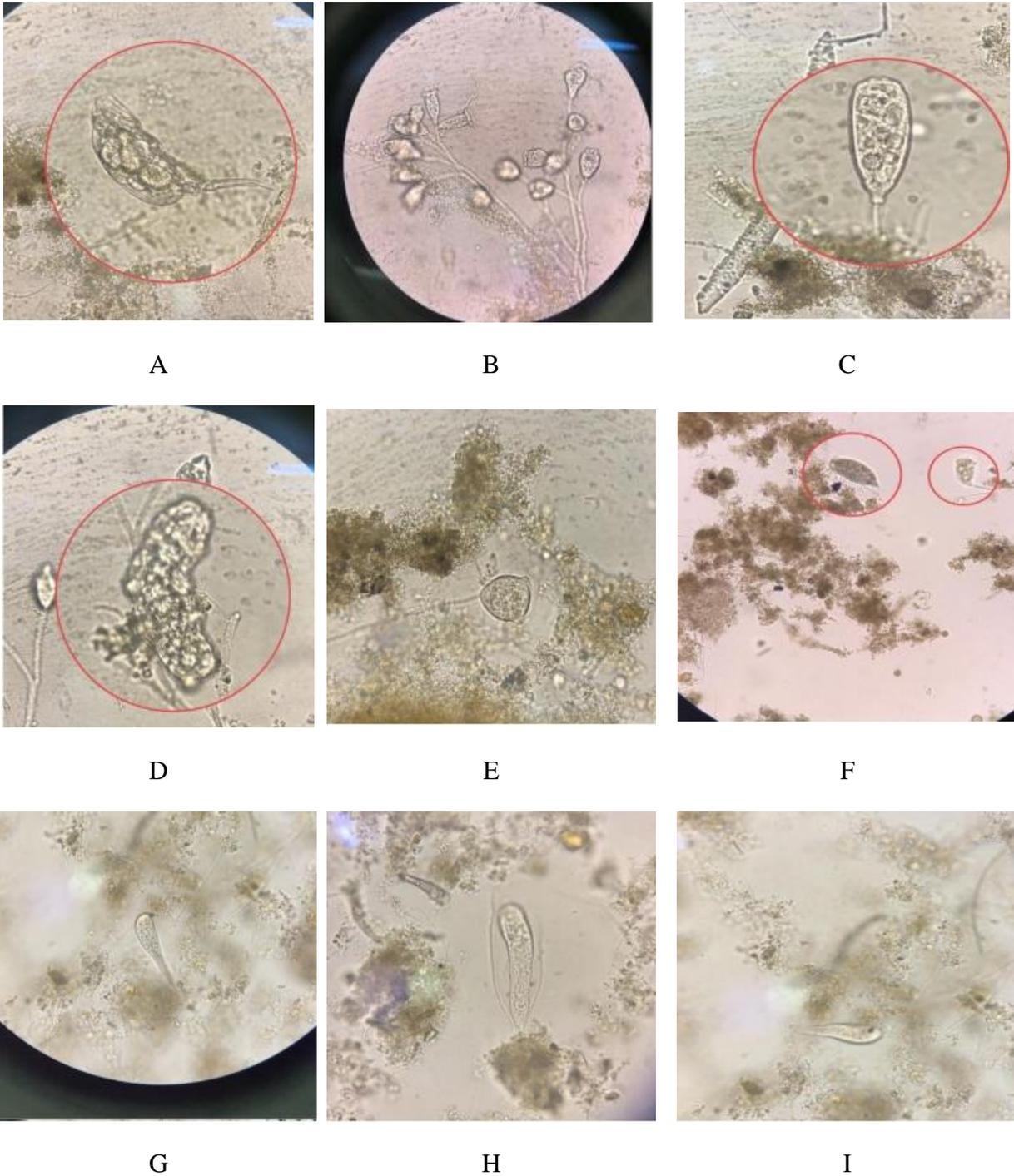
Theo Cybis và Horan (1997) và Zhou, Xu, Liu, và Cao (2008), sự xuất hiện của các nhóm nguyên sinh động vật trong bể SBR có mối liên quan mật thiết đến hiệu suất loại bỏ các tác nhân ô nhiễm và đồng thời cũng là một tín hiệu tốt cho thấy chất lượng nước sau xử lý cao. Trong nghiên cứu này, một số ít nguyên sinh động vật được tìm thấy khi quan sát ở độ phóng đại 40 lần. Kết quả quan sát được trình bày ở Bảng 2.

Bảng 2

Kết quả quan trắc vi sinh trong bể SBR

Ngày đầu vận hành bể	Sau 01 tuần vận hành bể	Sau 02 tuần vận hành bể	Sau 01 tháng vận hành bể
<i>Vorticella</i>	<i>Vorticella</i>	<i>Tardigrades</i>	<i>Vorticella</i>
<i>Trachelophyllum</i>	<i>Aspidisca</i>	<i>Rotifer</i>	<i>Rotifer</i>
<i>Flagellate</i>	<i>Trachelophyllum</i>	<i>Trachelophyllum</i>	<i>Aspidisca</i>
<i>Tardigrades</i>	<i>Flagellate</i>	<i>Aspidisca</i>	<i>Epitylis</i>
<i>Epitylis</i>	<i>Litonotus</i>	<i>Vorticella</i>	
<i>Aspidisca</i>		<i>Vaginocola</i>	
		<i>Litonotus</i>	

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

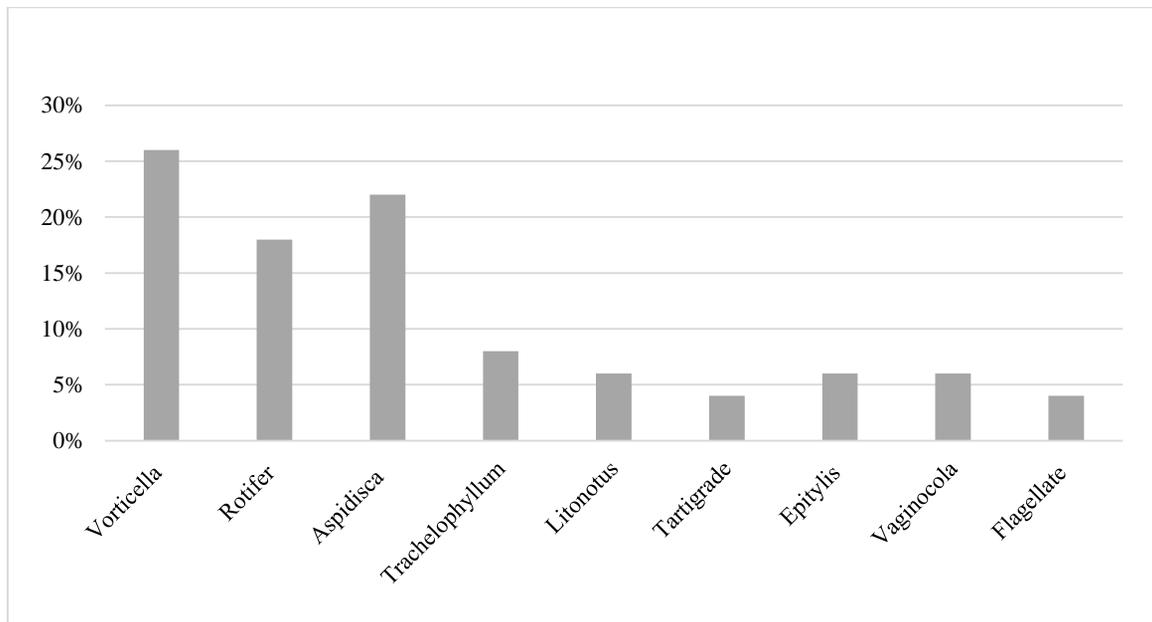


(A) *Rotifer*, (B) *Epitylis*, (C) *Flagellate*, (D) *Tardigrades*, (E) *Vorticella*, (F) *Aspidisca*,
(G) *Trachelophyllum*, (H) *Vaginocola*, (I) *Litonotus*

Hình 5. Một số loại vi sinh quan sát được trong hệ bùn hoạt tính bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

Tỷ lệ phân trăm vi sinh quan sát được qua các ngày theo dõi thể hiện qua Hình 6.



Hình 6. Tỷ lệ phân trăm của các vi sinh vật

Nguồn: Kết quả xử lý từ dữ liệu khảo sát

Sự xuất hiện của các loài như *Vorticella*, *Trachelophyllum*, *Flagellate*, *Tardigrades*, *Epitylis*, *Aspidisca* trong những ngày đầu vận hành, cho thấy hệ thống xử lý khá tốt các chỉ tiêu ô nhiễm (Cybis & Horan, 1997). Hai loài *Vorticella* và *Aspidisca* xuất hiện với mật độ cao xuyên suốt quá trình thí nghiệm với tỷ lệ lần lượt là 26% và 22%. Sự hiện diện của 02 loài này chứng tỏ hệ thống xử lý tốt nước thải và chất lượng bông bùn hoạt tính tốt (Madoni, 2011).

Đối với *Litonotus*, *Trachelophyllum*, *Epitylis* lại khá thấp do điều kiện bể chưa đi vào hoạt động và hệ vi sinh trong bùn vẫn chưa phát triển. Đến những ngày cuối quan sát, nhận thấy mật độ của *Litonotus*, *Trachelophyllum*, *Epitylis* đã khả quan hơn nhưng vẫn còn rất thấp. Với *Litonotus* 6%, *Trachelophyllum* 8%, *Epitylis* 6%.

Rotifer xuất hiện trong những tuần cuối vận hành bể với tỷ lệ khá tương đồng với *Vorticella* và *Aspidisca*. Tuy nhiên, tần suất xuất hiện của *Rotifer* lại không cao bằng *Aspidisca*, *Vorticella*. Trong những ngày cuối thì lượng *Rotifer* đã nhiều hơn chứng tỏ khả năng tạo bông bùn của bể đã tốt hơn, nước thải cũng được xử lý tốt hơn. *Rotifer* chiếm tỷ lệ 18% trong tổng vi sinh của bể SBR. Còn các vi sinh *Tardigrades*, *Flagellate* được quan sát dưới kính hiển vi với tần suất xuất hiện bằng nhau với tỷ lệ là 4%. *Vaginocola* quan sát được khá nhiều ở tuần thứ 02 với 6% và sau đó không xuất hiện.

Những sinh vật trên đóng vai trò quan trọng trong hệ thống bể SBR. Bằng cách gắn vào các bông bùn hoặc di chuyển tự do và phân tán giữa các hạt bùn hoạt tính, chúng ăn vi khuẩn và chất hữu cơ cũng như các sinh vật nhỏ khác. Chúng duy trì mật độ và trẻ hóa quần thể thông qua quá trình kiểm môi. Đồng thời chúng cũng đóng góp vào quá trình keo tụ và cải thiện chất lượng nước đầu ra (Zhou & ctg., 2008).

3.2. Hiệu quả xử lý các chỉ tiêu ô nhiễm

Các chỉ tiêu được theo dõi và ghi nhận kết quả trong 30 ngày. Hiệu suất xử lý các chỉ tiêu BOD₅, COD, TSS, NH₄⁺, TN, độ đục, độ màu lần lượt được ghi nhận là: 90 - 95%, 93 - 97%, 92 - 98%, 92 - 98%, 85 - 95%, 62 - 75% (Bảng 3).

Bảng 3

Hiệu suất xử lý các chỉ tiêu ô nhiễm của bể SBR

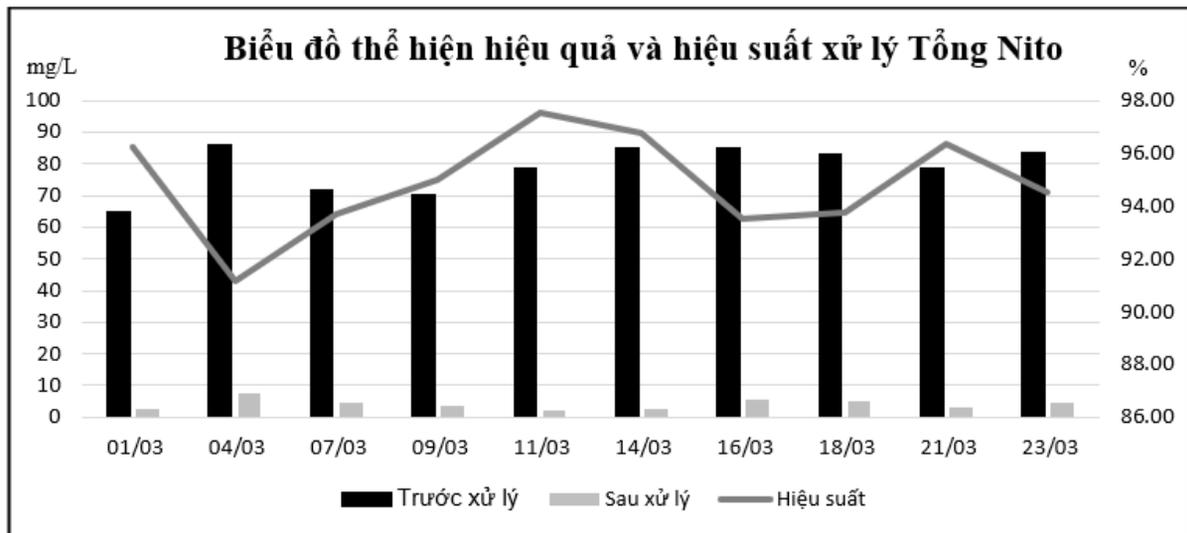
Chỉ tiêu	Hiệu suất						
	BOD	COD	TSS	Amoni	Tn	Độ đục	Độ màu
Bể SBR	90 - 95%	93 - 97%	83 - 95%	92 - 98%	92 - 98%	85 - 95%	62 - 75%

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

Thông qua các chỉ tiêu, có thể thấy rằng: bể SBR không những có khả năng giải quyết chất hữu cơ và chất dinh dưỡng mà còn giải quyết được ở mức rất tốt.

3.2.1. Tổng Nito (TN)

Tuy thông số Tổng Nito không đề cập đến trong QCVN 14:2008 (Bộ Tài nguyên Môi trường, 2008) nhưng trong nghiên cứu này vẫn được đo đạc với mục đích kiểm soát độ phú dưỡng của nguồn nước. Giá trị đầu vào xuyên suốt quá trình thực nghiệm dao động trong khoảng 65.04 mg/L - 85.92 mg/L. Số liệu TN được trình bày ở Hình 7.

**Hình 7.** Hiệu quả và hiệu suất xử lý Tổng nito của bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

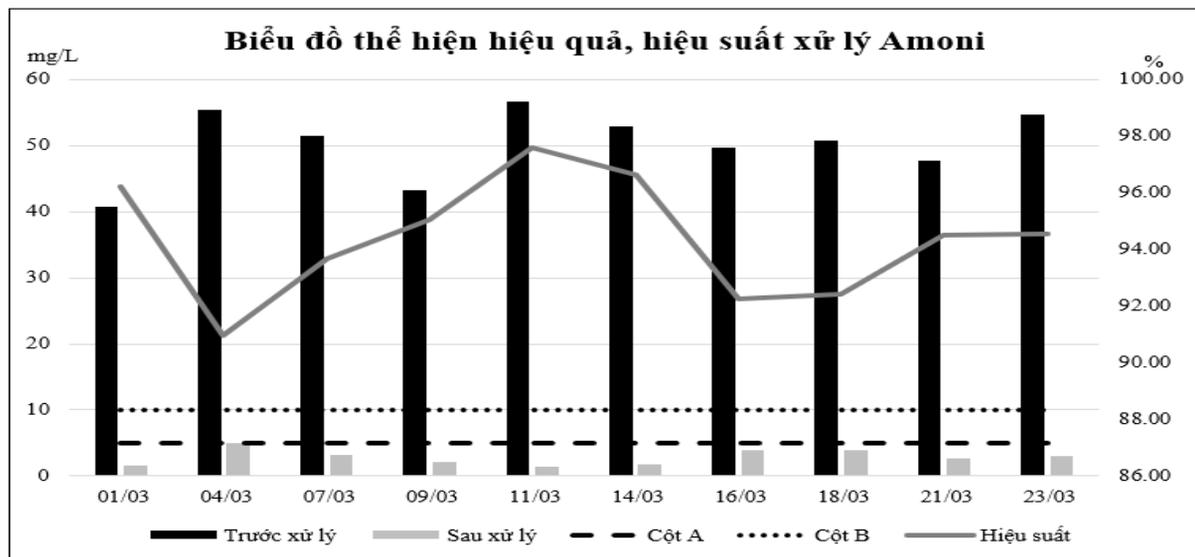
Trong ngày đầu vận hành, hiệu suất xử lý rất cao (96.21%) với giá trị đầu vào và đầu ra tương ứng là 65.04 mg/L và 2.46 mg/L. Ngày 04, hiệu suất giảm chỉ còn 91.15%. Nguyên nhân có thể do TN đầu vào cao trong khi hệ vi sinh chưa thích ứng kịp. Hệ bùn ổn định qua quá trình thích nghi và phát triển. Ngày 04 đến ngày 11, hiệu suất xử lý liên tục tăng với mức tăng là 6%, sau đó giảm nhẹ ở ngày 14. Ngày 11 cũng là ngày bể xử lý đạt hiệu suất cao nhất (97.52). Hiệu suất xuống khoảng 93 - 95% ở những ngày tiếp theo. Có thể giải thích vì trong lúc vận hành hệ thống, hệ bùn đang trong giai đoạn già. Nhìn chung, hiệu quả xử lý của nghiên cứu luôn cao hơn 92%.

Thông qua việc thay đổi chế độ sục khí và khuấy trộn để tạo ra môi trường Thiếu khí - Hiếu khí - Kỵ khí xen kẽ trong pha phản ứng, Bể SBR giúp tăng cường khả năng xử lý Nito. Quá trình loại bỏ chất dinh dưỡng diễn ra với bước đầu là oxy hóa N hữu cơ thành NH_4^+ , nitrat hóa, và sau đó theo con đường khử N (phản nitrat) (Christensen & Harremoës, 2013; Dutta & Sarkar, 2015; Henze, 1991; Kassab, Halalsheh, Klapwijk, Fayyad, & Van Liert, 2010; Lin, Tay, Liu, &

Hung, 2009). Bể SBR giúp giải quyết tình trạng phú dưỡng do N gây ra. Trong nghiên cứu của Mahvi, Mesdaghinia, và Karakani (2004), TN được loại bỏ với hiệu suất 71%. Trong nghiên cứu này, hiệu quả xử lý TN luôn cao hơn 92%, nhờ vào sự thay đổi linh hoạt các chế độ vận hành, đã giúp cho quá trình chuyển đổi NH_4^+ sang NO_3^- và cả quá trình khử N được tối ưu.

3.2.2. Amonia (NH_4^+-N)

Giá trị NH_4^+ đầu vào khoảng 40 - 57 mg/L. Khả năng xử lý NH_4^+ xuyên suốt quá trình thực nghiệm luôn đạt hiệu quả tốt với hiệu suất cao với đầu ra trong khoảng 1.5 - 5.02 mg/L. Dữ liệu được thể hiện ở Hình 8.



Hình 8. Hiệu quả và hiệu suất xử lý NH_4^+-N của bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

Thông qua biểu đồ, bước đầu nhận định rằng hiệu suất xử lý NH_4^+ rất cao với mức đỉnh điểm là 97.60%. Theo TCVN, hầu hết các giá trị tính toán của mẫu sau xử lý luôn đạt chuẩn xả thải cột A, chỉ có ngày 04 đạt mức xả thải ở cột B (5.02 mg/L). Điều này có thể giải thích rằng hệ thống bị sốc tải NH_4^+ .

Hiệu quả xử lý NH_4^+ ngay từ những ngày đầu vận hành bể đã ở mức lý tưởng (96.21% ở ngày 01). Trong những ngày tiếp theo, hệ thống xử lý có giảm nhẹ. Sau ngày 04, hiệu suất xử lý của bể phục hồi và tăng đáng kể. Ở ngày 16, khả năng xử lý kém đi, hiệu suất xử lý chỉ đạt 91.01%. Nguyên nhân có thể là hệ bùn trong bể đang ở giai đoạn già kèm theo sự biến thiên liên tục của giá trị NH_4^+ đầu vào dẫn đến hệ thống xử lý không được tốt.

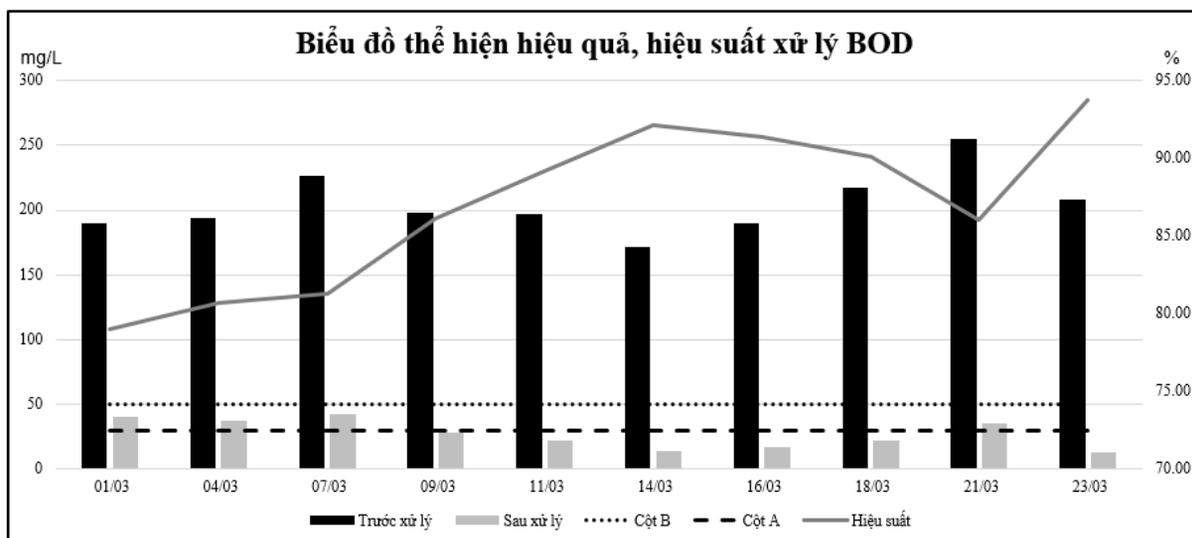
Trong những ngày còn lại giá trị đầu vào bắt đầu ổn định và hệ thống cũng thích nghi dần, hiệu suất xử lý tăng lại nhưng vẫn không bằng giai đoạn từ ngày 04 - 14.

Bể SBR loại bỏ NH_4^+ thông qua 02 bước chính là Nitrat hóa và Khử nito. Dưới điều kiện thổi khí, NH_4^+ bị oxy hóa thành nitrit (NO_2^-) nhờ vào nhóm vi khuẩn oxy hóa Amoniac (AOB), tiếp theo là quá trình oxy hóa nitrit thành nitrat (NO_3^-) nhờ vào nhóm vi khuẩn oxy hóa nitrit (NOB). Cả 02 nhóm vi khuẩn sử dụng CO_2 làm nguồn Cacbon và oxy làm chất nhận điện tử cuối cùng (Henze, 1991; Kassab & ctg., 2010). Trong điều kiện kỵ khí, quá trình khử Nito diễn ra nhờ các vi khuẩn dị dưỡng kỵ khí sử dụng các chất hữu cơ phức tạp cho nhu cầu cacbon của chúng, đồng thời sử dụng cả oxy cũng như NO_3^- làm chất nhận điện tử, do đó tạo thành khí N và thoát khỏi nước (Christensen & Harremoës, 2013; Dutta & Sarkar, 2015; Kassab & ctg., 2010; Ren & ctg., 2020). Các nhóm vi sinh vật trong nước sẽ sử dụng nito để tổng hợp sinh khối và phần còn

lại tạo thành khí N thông qua quá trình Khử N. Nghiên cứu của Chen, Xia, và Ju (2003) cho thấy hiệu suất loại bỏ NH_4^+ chỉ đạt khoảng 65%, Debik và Manav (2010) cho thấy hiệu suất loại bỏ tốt hơn (85%) bằng việc dùng chế độ vận hành (08 giờ) và MLSS 5,000 mg/L \pm 500 mg/L. Nghiên cứu này sử dụng chế độ vận hành là 08 giờ, với nồng độ MLSS luôn cao hơn 5,000 mg/L, chính vì vậy, hiệu quả xử lý NH_4^+ tối ưu hơn so với nghiên cứu trên.

3.2.3. Hiệu quả xử lý BOD₅

Giá trị BOD₅ đầu vào ghi nhận trong ngưỡng 160 - 255 mg/L xuyên suốt quá trình nghiên cứu và đầu ra đạt 17.63 - 43.26 mg/L (Hình 9).



Hình 9. Hiệu quả và hiệu suất xử lý BOD₅ của bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

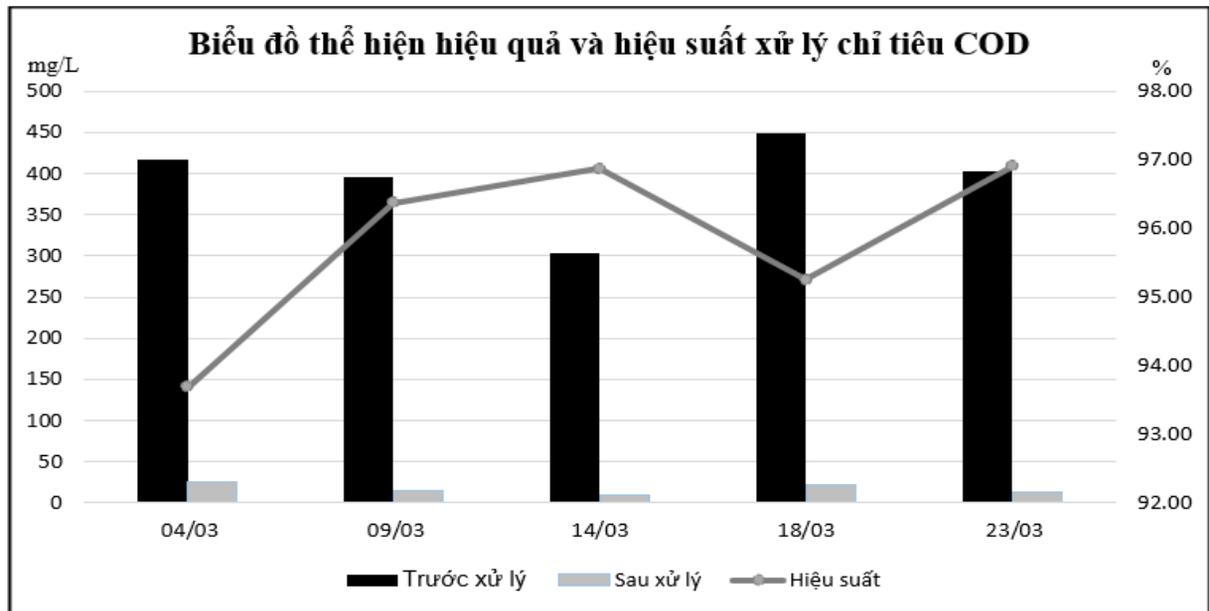
Trong những ngày đầu, hệ thống xử lý với hiệu quả đáng mong đợi. Gần 150 mg/L BOD₅ được giải quyết tương ứng với hiệu suất khoảng 80% (ngày 01/03). Sau một tuần vận hành hệ thống, hệ bùn trong bể bắt đầu thích nghi với mẫu nước thải và tăng hiệu suất xử lý, tuy nhiên chỉ tăng ở mức độ nhẹ. Từ ngày 04 đến ngày 07, hiệu suất đạt 80.71%, 81.30%. Giai đoạn từ ngày 07 - 11, hệ bùn trong bể SBR tiến vào giai đoạn sinh trưởng mạnh, kéo theo hệ thống giải quyết khá tốt BOD₅ (170.57 mg/L) với hiệu suất xử lý đạt 86.15%. Tương tự, giai đoạn ngày 09 - 11 hệ bùn trong hệ thống sinh trưởng và phát triển đạt đỉnh điểm, hiệu suất xử lý BOD₅ dần tiến đến con số 90%. Cụ thể ở ngày 09 và ngày 11 ghi nhận với con số lần lượt là 86.15% và 89.16%. Ngày 14, hệ bùn trong bể đang ở giai đoạn ổn định và xử lý tốt BOD₅ (92.13%). Hiệu suất xử lý trong giai đoạn từ ngày 16 đến ngày 21 giảm và giá trị thấp nhất được ghi nhận là 86.08% (ngày 21) do lượng bùn hồi lưu không đủ. Sau khi khắc phục, hiệu quả xử lý phục hồi với suất xử lý đạt ở mức gần 94% (Ngày 23). BOD₅ sau khi xử lý luôn đạt tiêu chuẩn xả thải ở cột B và dần tiến về cột A, ngoại trừ các ngày 01, 04, 07, 21 thì những ngày còn lại, chỉ tiêu BOD₅ đạt tiêu chuẩn xả thải cột A.

Hệ thống xử lý được BOD₅ nhờ hệ bùn hoạt tính, trong đó có hệ vi sinh, vi tảo, vi khuẩn, nấm, ... sẽ sử dụng cơ chất và chất dinh dưỡng có trong nguồn nước thải như là nguồn thức ăn để tổng hợp sinh khối mới, đồng thời quá trình này cũng giúp làm giảm BOD₅ cùng các chỉ tiêu khác (Al-Rekabi, Qiang, & Qiang, 2007; Fernandes & ctg., 2013). Quá trình loại bỏ BOD của bể SBR đã được Wakode và Sayyad (2014) báo cáo với mức hiệu suất đạt 96% tương ứng với dòng vào, ra lần lượt là 134.63 mg/L và 5.36 mg/L. Sự giảm BOD sau quá trình xử lý cũng được xác nhận bởi Kushwah, Bajpai, và Malik (2011) và Ukpong (2013). Trong nghiên cứu của Showkat và Najjar (2019), hiệu suất loại bỏ BOD₅ của hệ thống SBR chỉ đạt ở mức 59.38%. Trong nghiên cứu này,

hiệu suất loại bỏ BOD₅ khá cao (90 - 95%) có thể do nồng độ vi sinh trong bể duy trì trong ngưỡng 5,000 - 7,000 mg/L, lượng oxy hòa tan duy trì ở mức 2.2 - 3.5 mg/L trong pha thổi khí đã giúp cho hệ thống xử lý tốt BOD₅.

3.2.4. Hiệu quả xử lý COD

Giá trị COD đầu vào dao động trong ngưỡng từ 302.85 mg/L - 448.97 mg/L. COD sau xử lý trong khoảng 9.48 mg/L đến 26.3 mg/L. Các giá trị đo đạc được thể hiện qua Hình 10.



Hình 10. Hiệu quả và hiệu suất xử lý COD của bể SBR

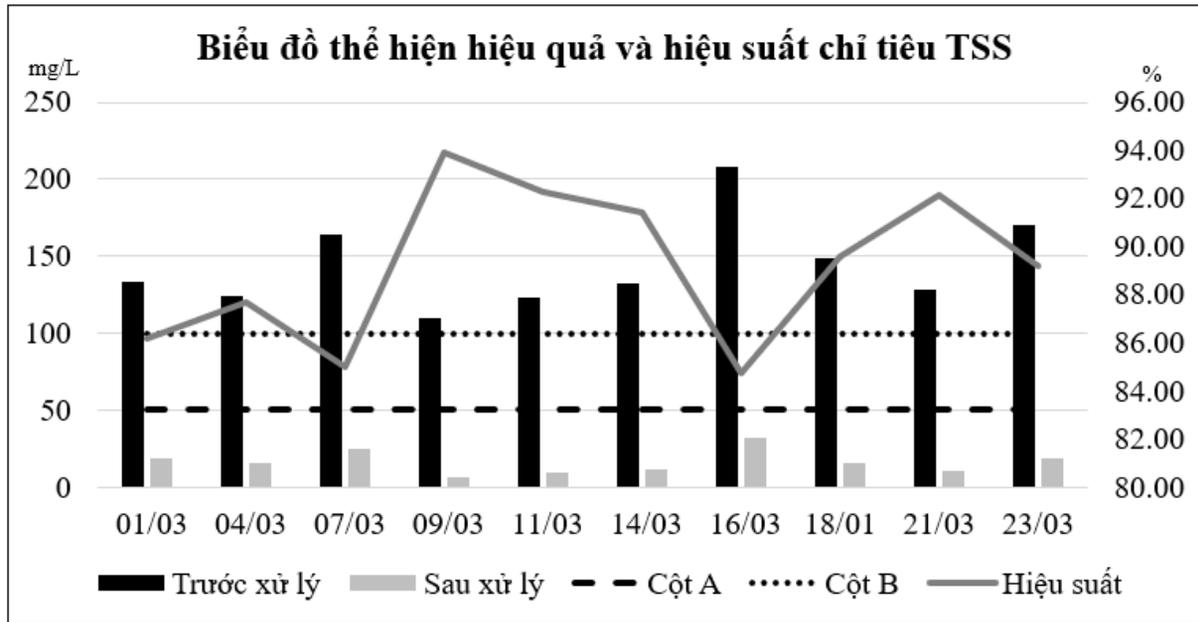
Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

COD xử lý đạt mức cao nhất nằm ở ngày 14, tương đương hiệu quả xử lý đạt 294.12 mg/L (97.12%) và thấp nhất ở ngày 04 (93.69%). Hiệu suất đạt đến 94 % trong những ngày đầu. Hiệu quả xử lý COD tăng và có thể thấy rõ qua các ngày 09 và ngày 14. Tuy nhiên, đến ngày 18 hiệu suất xử lý của hệ thống giảm nhẹ, bởi hệ thống bị sốc tải với giá trị COD đầu vào lên đến gần 450 mg/L. Hiệu suất xử lý tăng lại ở ngày 23 (96.90%). Hiệu quả xử lý COD luôn cao hơn 93%, và có khi đạt đến 97%. Nhìn chung, hệ thống vẫn xử lý rất tốt chỉ tiêu COD.

Sau pha khuấy, bùn hoạt tính và nước thải đạt trạng thái đồng nhất. Hệ vi sinh trong bể sử dụng oxy từ quá trình sục khí để phân hủy nguồn carbon trong nước thải và đồng thời tạo ra sinh khối mới, chính vì vậy, COD được loại bỏ. Nhận định này cũng phù hợp với nghiên cứu của Titiresmi (2007) và Purwita và Soewondo (2010), cho rằng lượng COD phân hủy trong quá trình sục khí sẽ nhiều lên theo thời gian. Sự giảm COD liên quan đến quá trình thổi khí và phân hủy, điều này cũng đã được xác nhận bởi Tian, Li, Zhang, Kang, và van Loosdrecht (2011); Ghehi, Mortezaeifar, Gholami, Kalantary, và Mahvi (2014); Johal, Walia, Saini, và Jha, (2014); Ding, Feng, Jin, Hao, Zhao, và Suemura (2011), với mức hiệu suất loại bỏ tương ứng là: 90%, 94%, 98% và 99%. Với lượng DO duy trì trong khoảng 2.2 - 3.5 mg/L, nghiên cứu này cho thấy COD được xử lý tốt.

3.2.5. Tổng chất rắn lơ lửng (TSS)

Giá trị TSS đầu vào dao động từ 110 mg/l đến 207.9 mg/l và giá trị đầu ra giảm dần từ 31.75 mg/l (cao nhất) đến khoảng 7 mg/l. Hiệu quả xử lý TSS luôn cao và dao động trong khoảng 83% đến gần 94%. Giá trị TSS được thể hiện ở hình dưới đây.



Hình 11. Tổng chất rắn lơ lửng trước và sau xử lý của bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

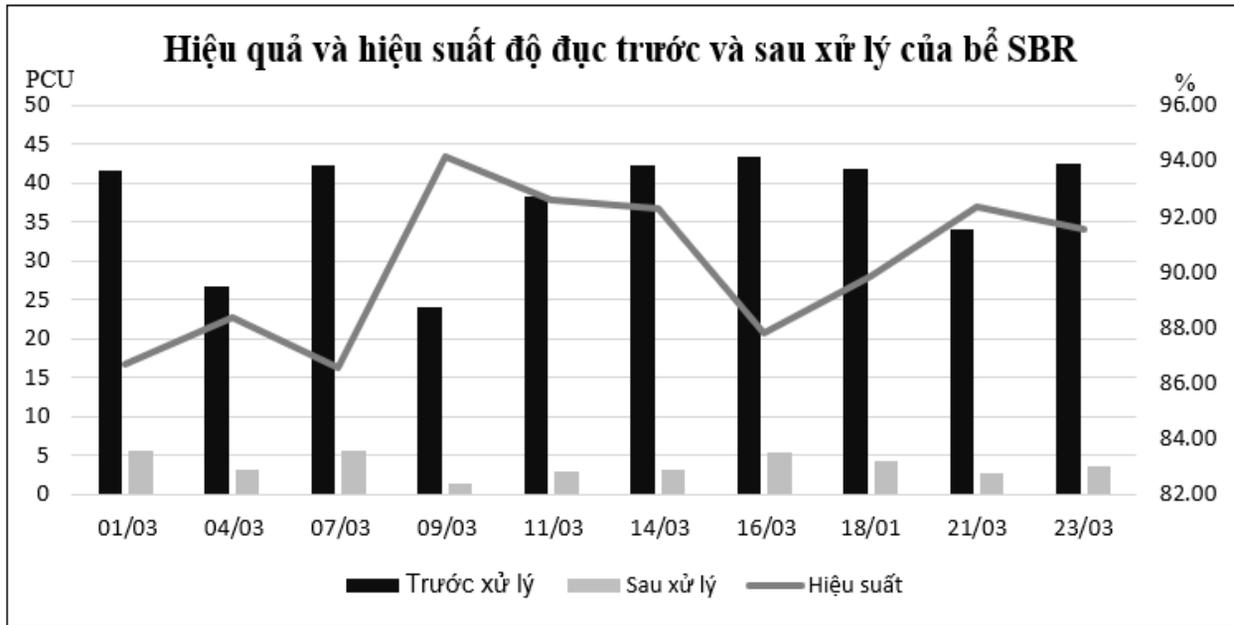
Có thể thấy, TSS luôn được loại bỏ ở mức cao. Trong những ngày đầu, hệ thống xử lý khá tốt với hiệu suất đạt 86.18%. Đến ngày 07, hiệu quả xử lý giảm 4%. Hiệu quả xử lý đạt đỉnh điểm với mức hiệu suất đạt 93.88% (ngày 9). Hiệu quả xử lý giảm liên tục từ các ngày 11 - 14 nhưng không đáng kể. Hiệu suất xử lý tuột dốc xuống chỉ còn 84.73 (ngày 16). Mặc dù vậy, khả năng xử lý có dấu hiệu phục hồi qua các ngày 18 và 21 với mức hiệu suất ghi nhận lần lượt là 89.60% - 92.15%.

Đối với những ngày hiệu suất xử lý thấp (07,16), lượng TSS trong nước thải khá cao dẫn đến hệ bùn xử lý không tốt và cũng tương tự với ngày 16 (giá trị đầu vào 207.9 mg/L). Còn ở những ngày còn lại, hệ bùn hoạt tính giải quyết ổn định TSS.

TSS là thước đo cho hàm lượng các chất và là chỉ số đánh giá độ trong của nước thải (Akan, Abdulrahman, Dimari, & Ogugbuaja, 2008; Johal & ctg., 2014). Bể SBR có thể giải quyết được tốt chỉ tiêu TSS vì bể SBR có pha lắng trong quá trình xử lý và nó cũng phù hợp với nhận định của Khan và Bae (2014). Hơn thế, trong nước thải, các tế bào của loài *Zooglea* có khả năng sinh ra bao nhầy xung quanh tế bào và gắn kết các vi khuẩn, các hạt lơ lửng, các chất màu, mùi, ... để tạo thành các bông cặn. Dưới điều kiện của trọng lực ở pha lắng, các bông cặn này lắng xuống. Yếu tố thứ ba là MLSS trong bể duy trì ở mức 5,000 - 7,000 mg/L với chỉ số lắng dao động trong khoảng 50 - 60 g/L giúp tăng khả năng lắng của bùn (Janczukowicz, Szewczyk, Krzemieniewski, & Pesta, 2001). Các nhóm tác giả: Mahvi (2008) và Patel, Rajor, Jain, và Patel (2013) đã nghiên cứu về sự giảm TSS trong quá trình xử lý đối với bể SBR và hiệu suất xử lý tương ứng với từng nhóm tác giả lần lượt là 99% và 95.41%. Có thể thấy, trong nghiên cứu lần này với pha lắng trong một giờ giúp xử lý TSS hiệu quả.

3.2.6. Độ đục

Giá trị độ đục cao nhất và thấp nhất đo được lần lượt là 43.36 FTU ở ngày 16 và 24.13 FTU ở ngày 09. Độ đục đầu vào trong khoảng 20 - 50 FTU, chứng tỏ nồng độ các chất rắn lơ lửng, các chất rắn hòa tan và một số chất không tan tồn tại khá nhiều trong mẫu đầu vào. Số liệu thể hiện qua Hình 12.



Hình 12. Hiệu quả và hiệu suất xử lý độ đục của bể SBR

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

Sau khi xử lý, hiệu quả tốt nhất nằm ở ngày 09 tương ứng với giá trị độ đục bằng 1.41 FTU ở đầu ra 24.13 FTU ở đầu vào. Hiệu suất độ đục sau xử lý khá cao và luôn nằm ở ngưỡng 85 - 95%. Có thể giải thích rằng giữa độ đục và TSS có mối liên hệ với nhau. Mà hệ thống xử lý TSS ở mức lý tưởng nên kéo theo xử lý độ đục khá tốt.

Xét trên bản chất thì nguyên nhân gây ra độ đục của nước là do các hạt lơ lửng, các vi sinh vật, các chất lắng đọng, Hệ thống có thể xử lý vì hệ bùn hoạt tính sau khi hoạt động và tiến vào pha lắng sẽ tiết ra một lớp kết dính, kéo hầu hết các chất rắn lơ lửng cũng như vi sinh, bọt xà phòng, chất tẩy rửa, ... đi xuống dẫn đến hiệu quả xử lý độ đục cao (Janczukowicz & ctg., 2001).

3.3. Đánh giá mức độ ô nhiễm của mẫu nước thải

Trên đánh giá cảm quan, nước thải đầu vào không được trong, vẫn đục, có màu hơi đậm và mùi hôi nhẹ. Đánh giá chất lượng bằng việc xét nghiệm các chỉ tiêu BOD₅, COD, TSS, NH₄⁺, TN, Amoni, độ đục, độ màu, pH. Kết quả được trình bày chi tiết tại Bảng 2.

Hàm lượng TSS trong nước thải dao động từ 120 mg/L đến 200 mg/L, so sánh với Bảng 1 thì có thể xếp vào mức độ ô nhiễm “thấp - trung bình”. Đối với giá trị Amoni trong nghiên cứu khá cao (40 - 57 mg/L). Qua đánh giá, Amoni xuyên suốt quá trình thực nghiệm, ô nhiễm ở mức Trung bình và hầu hết là ở mức nặng, nếu không xử lý thích hợp trước khi xả thải có thể gây ô nhiễm nguồn tiếp nhận. Giá trị TN dao động trong ngưỡng 65 - 86 mg/L được đánh giá là ô nhiễm ở mức Trung bình và xem như là một trong những tác nhân của hiện tượng tảo nở hoa ở một số kênh rạch tại Thành phố. BOD₅ và COD trong nghiên cứu ô nhiễm ở mức Trung bình với giá trị ghi nhận lần lượt là 160 - 255 mg/L và 303 - 450 mg/L. Chỉ số độ đục, độ màu có giá trị khá cao (40 - 50 FTU; 400 - 570 PCU). Nguyên nhân gây ra độ màu trong mẫu cao có thể là do nước đen và nước xám trộn chung.

Bảng 4

Thông số nước thải trước xử lý

STT	Tên Chỉ Tiêu	Kết quả đầu vào đo tại phòng thí nghiệm	Đơn vị	Đánh giá mức độ ô nhiễm
1	Tổng chất rắn lơ lửng (TSS)	120 - 200	mg/L	Thấp - Trung bình
2	Độ đục	40 - 50	FTU	-
3	Độ màu	400 - 570	PCU	-
4	Amoni	40 - 57	mg/L	Trung bình - Nặng
5	COD	303 - 450	mg/L	Trung bình
6	BOD	160 - 255	mg/L	Trung bình
7	pH	7 - 8	-	-
8	Tổng Nito	65 - 86	mg/L	Trung bình

Nguồn: Kết quả từ nghiên cứu này

3.4. Ảnh hưởng của MLSS đến hiệu suất xử lý

MLSS duy trì trong ngưỡng 5,000 - 7,000 mg/L tương ứng với SVI dao động trong khoảng 50 - 60 g/ml đã giúp cho hệ thống loại bỏ phần lớn các chất hữu cơ và chất dinh dưỡng. Về mặt lý thuyết, hàm lượng bùn càng cao thì quá trình nitrat hóa càng tốt trong giai đoạn sục khí (Khin & Annachatre, 2004). Tuy nhiên, theo Vo (2014), khi tăng MLSS từ 2,000 lên 3,000 mg/L hiệu suất xử lý N giảm đi do quá trình nitrat hóa trong giai đoạn không tốt và lưu lượng sục khí không đủ. Vì vậy, điều kiện DO trong quá trình nghiên cứu cũng được duy trì ở mức 2.2 - 3.5 mg/L để tăng cả quá trình xử lý COD và cả Nitrat hóa. Với giá trị MLSS trong nghiên cứu duy trì ở mức 5,000 - 7,000 mg/L, và SVI thấp (40 - 60 g/L) đã giúp xử lý tốt các chỉ tiêu ô nhiễm.

4. Kết luận

Với nồng độ DO duy trì ở ngưỡng 2.2 - 3.5 mg/L, MLSS nằm trong ngưỡng 5,000 - 7,000 mg/L, giá trị pH trong khoảng từ 6.5 - 8 thì hiệu suất xử lý của bể SBR cho các chỉ tiêu BOD, COD, TSS, Amoni, Tổng Nito, Độ đục, Độ màu lần lượt là: 90 - 95%, 93 - 97%, 83 - 95%, 92 - 98%, 92 - 98%, 85 - 95%, 62 - 75%.

Bể xử lý sinh học dạng mẻ (Sequencing Batch Reactor - SBR) thích hợp để áp dụng vào hệ thống xử lý nước thải chung cư và rộng hơn là nước thải sinh hoạt trên địa phận Thành phố Hồ Chí Minh, cũng như cho cả nước mà không cần dùng đến hóa chất. Bể SBR giúp xử lý bền vững và ít tốn chi phí cũng như diện tích so với các công nghệ hiện nay.

Tài liệu tham khảo

- Akan, J. C., Abdulrahman, F. I., Dimari, G. A., & Ogugbuaja, V. O. (2008). Physicochemical determination of pollutants in wastewater and vegetable samples along the Jakara wastewater channel in Kano Metropolis, Kano State, Nigeria. *European Journal of Scientific Research*, 23(1), 122-133.
- Al-Rekabi, W. S., Qiang, H., & Qiang, W. W. (2007). Review on sequencing batch reactors. *Pakistan Journal of Nutrition*, 6(1), 11-19.

- APHA. (1989) *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Part 3). Washington, D.C.: American Public Health Association.
- Artan, N., & Orhon, D. (2005). *Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal* (Scientific and Technical Report Series, No. 19). London, UK: IWA Publishing.
- Bộ Tài nguyên Môi trường. (2008). *QCVN 14:2008/BTNMT ngày 31/12/2008 về Nước thải sinh hoạt [QCVN 14:2008/BTNMT dated December 31, 2008 on Domestic wastewater]*. Truy cập ngày 10/12/2021 tại <https://luatvietnam.vn/tai-nguyen/quy-chuan-viet-nam-qcvn-14-2008-btnmt-bo-khoa-hoc-va-cong-nghe-160891-d3.html>
- Bộ Xây dựng. (2021). Truy cập ngày 10/12/2021 tại <https://moc.gov.vn/vn/tin-tuc/1285/68305/bo-xay-dung-cong-bo-thong-tin-ve-nha-o-va-thi-truong-bat-dong-san-quy-ii2021.aspx>
- Chen, F., Xia, Q., & Ju, L. K. (2003). Aerobic denitrification of *Pseudomonas aeruginosa* monitored by online NAD (P) H fluorescence. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(11), 6715-6722.
- Christensen, M. H., & Harremoës, P. (2013). Biological denitrification of sewage: A literature review. *Proceedings of the Conference on nitrogen as a water pollutant*, 509-555.
- Coelho, M. A. Z., Russo, C., & Araujo, O. Q. F. (2000). Optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal. *Water Research*, 34(10), 2809-2817.
- Cybis, L. D. A., & Horan, N. J. (1997). Protozoan and metazoan populations in sequencing batch reactors operated for nitrification and/or denitrification. *Water Science and Technology*, 35(1), 81-86.
- Debik, E., & Manav, N. (2010). Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 33(5), 533-540.
- Ding, D., Feng, C., Jin, Y., Hao, C., Zhao, Y., & Suemura, T. (2011). Domestic sewage treatment in a Sequencing Batch Biofilm Reactor (SBBR) with an intelligent controlling system. *Desalination*, 276(1/3), 260-265.
- Dutta, A., & Sarkar, S. (2015). Sequencing batch reactor for wastewater treatment: Recent advances. *Current Pollution Reports*, 1(3), 177-190.
- Federation, W. E., & Aph Association. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, D.C.: American Public Health Association (APHA).
- Fernandes, H., Jungles, M. K., Hoffmann, H., Antonio, R. V., & Costa, R. H. R. (2013). Full-scale Sequencing Batch Reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities. *Bioresource Technology*, 132(2013), 262-268.
- Ghehi, T. J., Mortezaeifar, S., Gholami, M., Kalantary, R. R., & Mahvi, A. H. (2014). Performance evaluation of enhanced SBR in simultaneous removal of nitrogen and phosphorous. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 1-7.
- Henze, M. (1991). Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater. *Water Science and Technology*, 23(4/6), 669-679.
- Irvine, R. L., & Davis, W. B. (1971). *Use of sequencing batch reactor for wastewater treatment*. CPC international, corpus Christi, TX. Paper presented at the 26th annual industrial waste conference, Purdue University, West Lafayette, IN.

- Janczukowicz, W., Szewczyk, M., Krzemieniewski, M., & Pesta, J. (2001). Settling properties of activated sludge from a Sequencing Batch Reactor (SBR). *Polish Journal of Environmental Studies*, 10(1), 15-20.
- Johal, E., Walia, B. S., Saini, M. S., & Jha, M. K. (2014). Efficiency assessment and mathematical correlation development between BOD₅ and other parameters in Jalandhar Sewage Treatment. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 3(6), 13088-13096.
- Kassab, G., Halalshah, M., Klapwijk, A., Fayyad, M., & Van Lier, J. B. (2010). Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - A review. *Bioresource Technology*, 101(10), 3299-3310.
- Khan, H., & Bae, W. (2014). Rapid start-up and efficient long-term nitrification of low strength ammonium wastewater with a sequencing batch reactor containing immobilized cells. *Water Science and Technology*, 70(3), 517-523.
- Khin, T., & Annachhatre, A. P. (2004). Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances*, 22(7), 519-532.
- Kushwah, R. K., Bajpai, A., & Malik, S. (2011). Characteristics of waste water in sewage treatment plant of Bhopal (India). *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, 3(6), 766-771.
- Lin, Y. M., Tay, J. H., Liu, Y., & Hung, Y. T. (2009). Biological nitrification and denitrification processes. In *Biological treatment processes* (pp. 539-588). Totowa, NJ: Humana Press.
- Madoni, P. (2011). Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview. *Italian Journal of Zoology*, 78(1), 3-11.
- Mahvi, A. H. (2008). Sequencing batch reactor: A promising technology in wastewater treatment. *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 5(2), 79-90.
- Mahvi, A. H., Mesdaghinia, A., & Karakani, F. (2004). Feasibility of continuous flow sequencing batch reactor in domestic wastewater treatment. *American Journal of Applied Sciences*, 1(4), 348-353.
- Manning, J. F., & Irvine, R. L. (1985). The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 57(1), 87-94.
- Patel, S., Rajor, A., Jain, B. P., & Patel, P. (2013). Performance evaluation of effluent treatment plant of textile wet processing industry: A case study of narol textile cluster, Ahmedabad, Gujarat. *International Journal of Engineering Science and Innovative Technology*, 2(4), 67-77.
- Purwita, L. D., & Soewondo, P. (2010). Penyisihan senyawa organik biowaste fraksi cair menggunakan sequencing batch reactor anaerob. *Journal Teknik Lingkungan*, 16(2), 138-149.
- Ren, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Wang, D., Peng, L., Ni, B. J., ... Liu, Y. (2020). New perspectives on microbial communities and biological nitrogen removal processes in wastewater treatment systems. *Bioresource Technology*, 297, Article 122491.
- Shin, H. S., & Park, H. S. (1991). Enhanced nutrient removal in Porous Biomass Carrier Sequencing Batch Reactor (PBCSBR). *Water Science and Technology*, 23(4/6), 719-728.
- Showkat, U., & Najjar, I. A. (2019). Study on the efficiency of Sequential Batch Reactor (SBR)-based sewage treatment plant. *Applied Water Science*, 9(1), 1-10.

- Souza, S. M., Araujo, O. Q. F., & Coelho, M. A. Z. (2008). Model-based optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal. *Bioresour Technol*, 99(8), 3213-3223.
- Tian, W. D., Li, W. G., Zhang, H., Kang, X. R., & van Loosdrecht, M. C. (2011). Limited filamentous bulking in order to enhance integrated nutrient removal and effluent quality. *Water Research*, 45(16), 4877-4884.
- Titiresmi. (2007). Penurunan Kadar COD Dalam Limbah Industri Permen Dengan Menggunakan Reaktor Lumpur Aktif. *Jurnal Teknologi Lingkungan*, 8(2), 91-96.
- Tổng Cục thống kê Việt Nam. (2019). *The Vietnam population and housing census*. Truy cập ngày 10/12/2021 tại https://www.gso.gov.vn/wp-content/uploads/2019/10/2.-ENG_Census-on-Housing-and-Population_2019_final.pdf
- Ukpong, E. C. (2013). Performance evaluation of Activated Sludge Wastewater Treatment Plant (ASWTP) at QIT, Ibeno local government area of Akwa Ibom state, Nigeria. *The International Journal of Engineering and Science*, 2(7), 1-13.
- van Leeuwen, C. J., Dan, N. P., & Dieperink, C. (2016). The challenges of water governance in Ho Chi Minh City. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12(2), 345-352.
- Vlekke, G. J. F. M., Comeau, Y., & Oldham, W. K. (1988). Biological phosphate removal from wastewater with oxygen or nitrate in sequencing batch reactors. *Environmental Technology*, 9(8), 791-796.
- Vo, H. T. M. (2014). Nghiên cứu sự ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý nước thải bằng công nghệ SBR [Study on the influence of sludge content on wastewater treatment efficiency by SBR technology]. *Petrovietnam Journal*, 8(2014), 59-63.
- Wakode, P. N., & Sayyad, S. U. (2014). Performance evaluation of 25MLD Sewage Treatment Plant (STP) at Kalyan. *American Journal of Engineering Research*, 3(03), 310-316.
- WATER, N. E. I. (2005). *Sequencing batch reactor design and operational considerations*. Lowell, MA: New England Interstate Water Pollution Control Commission.
- Yuan, X., & Gao, D. (2010). Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1/3), 1041-1045.
- Zhou, K., Xu, M., Liu, B., & Cao, H. (2008). Characteristics of microfauna and their relationships with the performance of an activated sludge plant in China. *Journal of Environmental Sciences*, 20(4), 482-486.

