

Ứng dụng lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone để xử lý ammonia, sắt và carbon hữu cơ hòa tan trong nước sông Sài Gòn

Lê Ngọc Kim Ngân, Nguyễn Phước Dân

Tóm tắt— Mô hình pilot công suất 20m³/ngày đặt tại trạm bơm Hòa Phú được xây dựng và thử nghiệm để đánh giá khả năng loại bỏ ammonia, sắt, DOC (Dissolved Organic Carbon – carbon hữu cơ hòa tan) trong nước sông Sài Gòn bằng công nghệ lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone nhằm cải thiện chất lượng nước phục vụ cho thành phố Hồ Chí Minh. Nghiên cứu nhằm giảm thiểu nhu cầu Clo khử trùng và từ đó giảm thiểu nguy cơ hình thành các sản phẩm phụ khử trùng. Tính chất nước được sử dụng trong thí nghiệm có nồng độ ammonia 0,52 ± 0,19 mg N-NH₄⁺/l, sắt 0,14 ± 0,06 mg/l, DOC 3,14 ± 0,45 mg/l. Bể lọc sinh học nhỏ giọt có kích thước dài 0,5m; rộng 0,2m; cao 2,0m được thiết kế bằng inox và mica. Giá thể sinh học sử dụng trong nghiên cứu được lấy từ bông lọc sợi tổng hợp thường được sử dụng cho bể cá có độ dày 30 mm. Mô hình tiền ozone hóa với cột tiếp xúc ozone kích thước dài 0,6m; rộng 0,5m; cao 2,0m, thời gian tiếp xúc 15 phút, nồng độ ozone 0,5 mg/l. Mô hình tiến hành nghiên cứu hai trường hợp theo tải trọng thủy lực: 3 m³/m².h khi không xử lý tiền oxy hóa bằng ozone và 8 m³/m².h khi có xử lý tiền oxy hóa bằng ozone (tuần hoàn theo tỉ lệ 1:1). Hiệu quả xử lý khi có xử lý tiền oxy hóa bằng ozone đối với ammonia, sắt, DOC lần lượt đạt 58%, 25%, 22%. Khi không có tiền oxy hóa bằng ozone hiệu quả xử lý chỉ đạt 52% ammonia, 19% sắt và 9% DOC. Kết quả cho thấy hiệu quả quá trình lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone tốt hơn so với vận hành lọc sinh học không tiền oxy hóa bằng ozone.

Từ khóa— Lọc sinh học nhỏ giọt, nước sông Sài Gòn, THMs, tiền oxy hóa bằng ozone,

1 ĐẶT VẤN ĐỀ

Do áp lực về gia tăng dân số, áp lực về phát triển kinh tế xã hội nguồn nước thô ở thành phố Hồ Chí Minh ngày càng ô nhiễm nghiêm trọng với sự gia tăng hàm lượng ammonia¹, sắt, và chất hữu cơ do các hoạt động của con người, làm suy giảm chất lượng nước cấp [13]. Ở nồng độ thấp 0,5 – 5,0 mgN/l, ammonia được xác định là chất ô nhiễm đáng kể cho nước thô, vì nó ảnh hưởng đến hiệu quả khử trùng clo. Sắt thường có hàm lượng nhỏ trong nước mặt, tuy nhiên chúng gây ra mùi khó chịu, kết tủa nâu đỏ làm đục nước và hiện tượng kết tủa trong đường ống. Sự oxy hóa khử là quá trình quan trọng để xác định ô nhiễm ammoni, sắt, DOC (Dissolved Organic Carbon – Cacbon hữu cơ hòa tan). Sắt bị oxy hóa ở mức thấp (<200mV), ammonia ở mức cao (200 - 400mV) [1]. Do đó cần có sự kết hợp của nhiều quá trình trong đó có quá trình oxy hóa khử nhằm tăng hiệu quả xử lý [13]. Có nhiều phương pháp loại bỏ ammonia, sắt và DOC trong nước cấp, trong đó việc sử dụng phương pháp sinh học là ưu thế hơn vì ít tốn năng lượng hóa chất, chi phí vận hành thấp [9]. Trong đó phương pháp lọc sinh học nhỏ giọt thường được áp dụng trong xử lý nước thải cũng là một phương pháp có thể áp dụng hiệu quả trong nước cấp [1,3] nhằm loại bỏ ammonia, sắt và chất hữu cơ.

DBPs (Disinfection By-Products) là sản phẩm phụ của quá trình khử trùng trong nước cấp, hiện tại được xác định có hơn 700 loại, phổ biến nhất là THMs (trihalomethanes) là những hợp chất có khả năng gây ung thư cao. THMs là sản phẩm sinh ra từ quá trình oxy hóa khi trong nước tồn tại chất hữu cơ tự nhiên và nhóm halogen [9].

Ozone là một tác nhân oxy hóa mạnh trong số các chất oxy hóa thông dụng, có thể oxy hóa 2,07V,

Bài nhận ngày 04 tháng 10 năm 2016, chấp nhận đăng ngày 01 tháng 12 năm 2017.

Lê Ngọc Kim Ngân, Trường Đại học Bách Khoa, ĐHQG-HCM, (Email: lengockimngan2013@gmail.com)

Nguyễn Phước Dân, Trường Đại học Bách Khoa, ĐHQG-HCM, (Email: nguyen_phuoc_dan@yahoo.com)

¹ Ammonia là chất ô nhiễm quan trọng của nước, gây ra hiện tượng khử oxy trong nước do phân hủy của vi sinh vật, gây độc cho cá và làm tăng sản phẩm phụ khử trùng do nhu cầu Clo cao [11]

vì vậy ozone có thể oxy hóa với nhiều chất hữu cơ, chất khử vô cơ trong nước. Ozone oxy hóa các chất khử theo hai hướng chính là: (1) oxy hóa trực tiếp bằng phân tử O_3 hòa tan trong nước và (2) oxy hóa gián tiếp thông qua gốc hydroxyl $OH^\bullet$ hình thành do sự phân hủy O_3 trong nước. Quá trình tiền oxy hóa bằng ozone được sử dụng rộng rãi nhằm giảm sự hình thành sản phẩm phụ khử trùng, bằng cách phá hủy cấu trúc của NOM (Natural organic matters – chất hữu cơ tự nhiên) qua đó giảm hình thành THMs (Trihalomethanes) theo [5], quá trình tiền oxy hóa bằng ozone có hiệu quả tích cực đối với việc kiểm soát quá trình hình thành THMs [6]. Trong những năm gần đây, các nhà khoa học nhận thấy quá trình oxy hóa bằng chlorine đã tạo ra các hợp chất ảnh hưởng đến sức khỏe con người. Nên việc thay thế tác nhân oxy hóa truyền thống này bằng các tác nhân oxy hóa khác như ozone ngày càng được sử dụng nhiều. Điển hình như nhà máy xử lý nước ở Choisy le Roi (Pháp) đã chuyển sang dùng ozone, như một tác nhân oxy hóa chính trong công nghệ. Công nghệ xử lý nước mặt ở Langenau (Đức) cũng sử dụng tác nhân oxy hóa bằng ozone thay thế chlorine kết quả thu được chất lượng nước sau xử lý có hàm lượng DBPs rất thấp và ổn định [2].

Theo một số nghiên cứu gần đây, [13] áp dụng tiền oxy hóa bằng $KMnO_4$ nhằm loại bỏ sắt và sắt tổng trong nước sông Sài Gòn đạt hiệu quả 79% và 84%. Nghiên cứu [10] áp dụng quá trình BAC (Biological activated carbon – than hoạt tính sinh học) để xử lý nước sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú cho thấy hiệu quả loại bỏ ammonia, Fe^{2+} , Fe tổng và THMFP (Trihalomethane formation Potential - Tiềm năng hình thành THMs và các sản phẩm phụ khử trùng do quá trình chlorine) đạt lần lượt 62%, 31%, 29% và 19%. giúp giảm thiểu khả năng hình thành DBPs. THMFP là thông số nhằm đánh giá nồng độ hình thành tối đa THMs trong điều kiện dư chlorine và thời gian phản ứng 7 ngày. Nghiên cứu [1] áp dụng lọc sinh học BioGill tại trạm bơm Hòa Phú đạt hiệu quả xử lý 33% ammonia và 50% sắt tổng. Tuy nhiên chưa có nghiên cứu về quá trình lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone để xử lý ammonia, sắt và DOC trong xử lý nước sông Sài Gòn.

Lọc sinh học nhỏ giọt là công trình ứng dụng quá trình sinh học hiếu khí trong đó vi khuẩn chuyển hoá cơ chất, bám dính trên giá thể lơ lửng không đặt ngập, tạo thành màng sinh học (biofilm). Các vật liệu lọc có độ rỗng và diện tích bề mặt riêng (tỉ lệ diện tích bề mặt tiếp xúc trong một đơn vị thể tích) lớn là phù hợp cho lọc sinh học nhỏ giọt. Nước cấp

được tưới từ phía trên lớp vật liệu lọc tạo thành các dòng hoặc phun sương nhỏ chảy thành lớp mỏng qua bề mặt của vật liệu, ở đó màng sinh học phát triển tạo thành các màng nhầy/màng sinh học. Lớp màng này là quần thể vi sinh vật hiếu khí và kỵ khí có khả năng chuyển hoá chất hữu cơ và nitrate hoá trong nước thô. Hai lớp chính kỵ khí và hiếu khí, theo chiều từ trong ra ngoài so với bề mặt vật liệu.

Theo [4], nghiên cứu tiền xử lý ammonia có trong nước mặt bằng quá trình lọc sinh học với vật liệu lọc bằng nhựa tổng hợp. Nguồn nước sử dụng cho nghiên cứu có nồng độ ammonia thấp từ 0,5 - 5 mg NH_4-N/l . Kết quả thu được cho thấy bể lọc sinh học có thể hoạt động thành công, khi thực hiện với nguồn nước mặt có nồng độ ammonia thấp hơn 10 - 15 lần vận hành ở tải trọng thủy lực cao hơn 30 - 100 lần so với việc áp dụng quá trình này cho nước thải. Giới hạn truyền khối gây ra bởi nồng độ ammonia thấp lên toàn bộ hiệu quả của bể lọc không đáng kể. Ở đây tải trọng nitrat hóa (0,4 - 1,6g $NH_4-N/m^2.ngày$) tương tự như các bể lọc sinh học của nước thải đã được ghi nhận. Với tải trọng chất rắn cao không có ảnh hưởng xấu đến quá trình nitrat hóa.

Mô hình pilot thực hiện tại trạm bơm Hòa Phú kết hợp cả hai quá trình tiền oxy hóa bằng ozone và xử lý sinh học bằng lọc sinh học nhỏ giọt đáp ứng cho việc nghiên cứu, đánh giá, nhằm tìm ra phương pháp xử lý hiệu quả ammonia, sắt, DOC giúp giảm thiểu khả năng hình thành sản phẩm phụ khử trùng (DBPs).

2 PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Mô hình pilot

Hình 1 mô tả mô hình pilot được đặt tại trạm bơm Hòa Phú, huyện Hóc Môn, thành phố Hồ Chí Minh. Mô hình bao gồm bể điều chỉnh pH nước thô, tiếp theo bể lọc sinh học nhỏ giọt và bể tiếp xúc ozone. Bể điều chỉnh pH nước thô bằng nhựa có dung tích 500l, pH được điều chỉnh tự động đến giá trị $\geq 6,5$ bằng dung dịch Na_2CO_3 3% nhờ pH transmitter PC - 300 Suntex. Sau đó nước thô được bơm lên bể lọc sinh học nhỏ giọt có khung thép không gỉ và tấm chắn nước nhựa. Kích thước bể lọc sinh học nhỏ giọt dài 0,5m, rộng 0,5m, cao 2m. Giá thể bể lọc sinh học trong nghiên cứu sử dụng bông lọc sợi tổng hợp polypropylen độ dày 30mm, kích thước giá thể 0,5m x 1,8m, độ rỗng 85%. Bể lọc sinh học sử dụng 9 tấm giá thể, khoảng cách giữa các tấm là 5cm. Bể lọc sinh học vận hành ở hai tải trọng thủy lực 3 $m^3/m^2.h$ không có tuần hoàn và 8 $m^3/m^2.h$ có tuần hoàn dòng nước sau bể tiếp xúc ozone, nước được phân đều khắp bề mặt bể lọc sinh học bằng ống châm lỗ. Mô hình lọc sinh học nhỏ

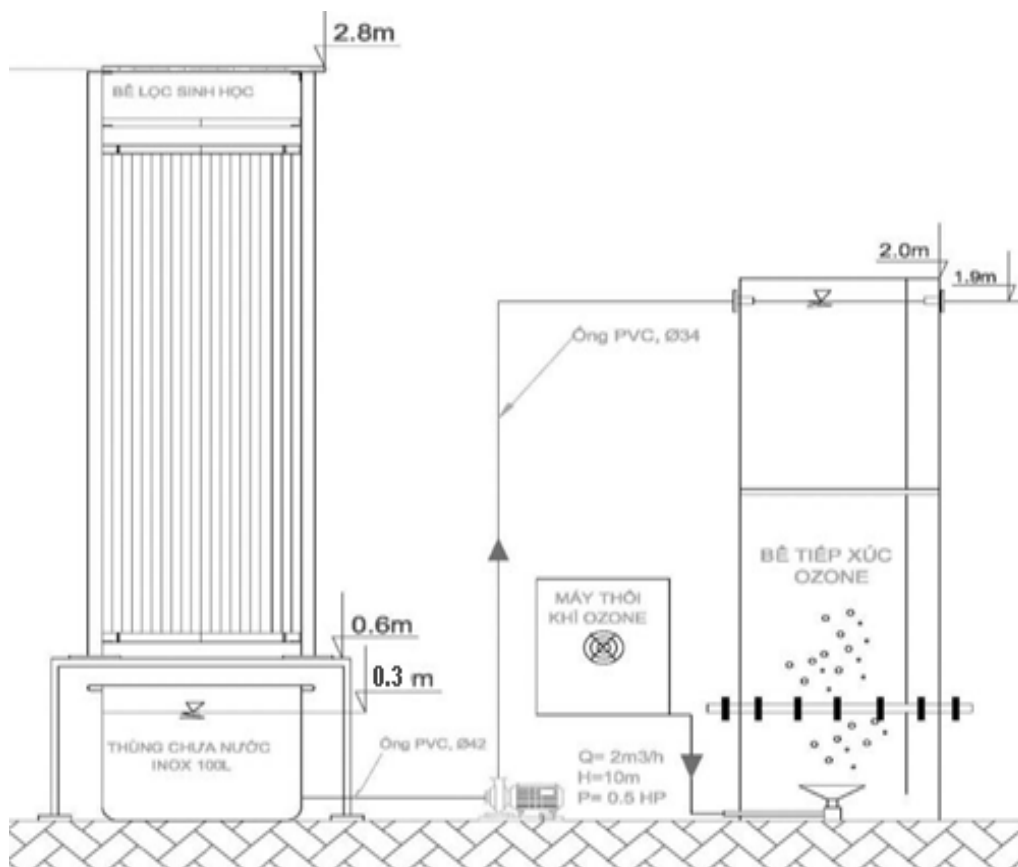
giọt được thiết kế kích thước tương tự so với mô hình lọc sinh học Biogill trong nghiên cứu trước đây đặt tại trạm bơm Hòa Phú [1].

Mô hình tiền oxy hóa bằng ozone có kích thước dài 0,6m rộng 0,5m cao 2m, được thiết kế bằng inox làm khung bể và tấm mica làm mặt che phía trên. Thiết bị tạo ozone OBM (máy ozone nhãn hiệu OBM) công suất 0,5 – 10,0 mg/l sản xuất tại Việt Nam. Nồng độ ozone trong nghiên cứu 0,5mg/l, thời gian lưu tối ưu 15 phút [4]. Do đó tải

trọng thủy lực được chọn trong nghiên cứu là $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ khi không có tuần hoàn và $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ khi có tuần hoàn tiền ozone hóa, các giá trị này lấy theo [1] và thời gian lưu tối ưu của quá trình tiền oxy hóa bằng ozone theo [13]. Nước vào được hòa trộn ozone, phân phối đều trong bể bằng hệ thống ống xương cá. pH được điều chỉnh tự động $\geq 6,5$ bằng dung dịch Na_2CO_3 3%. Thông số kỹ thuật của mô hình được trình bày trong bảng 1.

Bảng 1. Thông số kỹ thuật của mô hình pilot

Mô hình pilot	Kích thước (hoặc thể tích)	Vật liệu
Bể chứa nước thô	500 lít	Inox
Bể lọc sinh học nhỏ giọt	$0,5 \times 0,5 \times 2$	Inox, nhựa
Bể tiếp xúc ozone	$0,6 \times 0,5 \times 2$	Inox, mica
Giá thể	$0,5 \times 1,8$	Polypropylen



Hình 1. Mô hình lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền ozone hóa

2.2 Nước cấp vào và vi sinh nuôi cấy

2.2.1 Vi sinh nuôi cấy

Mô hình bể lọc sinh học nhỏ giọt được tiến hành chạy thích nghi bằng 2 lít bùn hoạt tính nitrate hoá được nuôi cấy trong phòng thí nghiệm trường Đại học Bách Khoa bằng mô hình bùn hoạt tính mẻ luân phiên SBR có nồng độ MLSS 1700 mg/l và MLVSS 1200 mg/l.

2.2.2 Nước cấp vào

Nước đầu vào trong nghiên cứu lấy từ nguồn nước thô sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú, thành phần tính chất nước cấp vào thể hiện trong bảng 2.

Bảng 2. Tính chất nước thô tại trạm bơm Hoà Phú trong thời gian thử nghiệm

Thông số	Đơn vị	Giá trị	QCVN 08:2015/BTNMT
pH	-	7,3 ± 0,76	6 – 8,5
DOC	mg/l	3,95 ± 1,29	-
Độ đục	FAU	259 ± 88	-
Độ màu	Pt-Co	46 ± 17	-
Ammonia	mg/l	0,48 ± 0,31	0,1
Sắt tổng	mg/l	0,55 ± 0,24	0,5
THMFP	µg/l	1.184 ± 84	

2.3 Điều kiện vận hành

Thông số vận hành của mô hình lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone được thể hiện trong bảng 3.

Mô hình vận hành ở hai tải trọng thủy lực là 3m³/m².h khi không có tuần hoàn và 8m³/m².h khi có tuần hoàn dòng ra tỉ lệ 1:1 từ bể tiếp xúc ozone, nhằm đánh giá hiệu quả của quá trình lọc sinh học kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone so với quá trình không tuần hoàn (tải trọng 3 m³/m².h).

Bảng 3. Thông số vận hành của lọc sinh học và tiền ozone

Thông số	Đơn vị	3m ³ /m ² .h	8m ³ /m ² .h
Lọc sinh học			
Lưu lượng	l/h	750	2000
pH		7,0 – 7,5	7,0 – 7,5
Tải trọng ammonia	gNH ₄ ⁺ /m ² .h	1,21 – 2,93	3,02 – 7,3
Tải trọng DOC	g/m ² .h	7,82 – 11,34	20,33 – 30,39
Tải trọng Fe	gFe/m ² .h	0,98 – 2,74	2,05 – 5,75
Bể tiếp xúc ozone:			
Thời gian tiếp xúc	phút		15
Nồng độ ozone	mg/l		0,5

Trong đó: Tải trọng = $(Q \times \text{nồng độ chất ô nhiễm}) \div \text{diện tích bề mặt bể lọc sinh học nhỏ giọt}$

2.4 Lấy mẫu và phương pháp phân tích

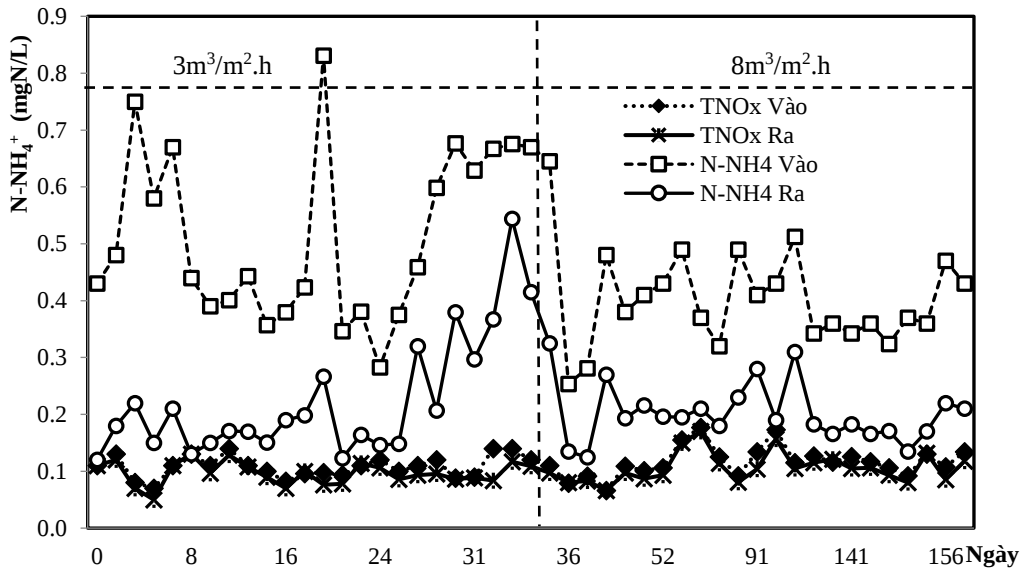
Sau khi tiến hành chạy thích nghi mô hình lọc sinh học nhỏ giọt bằng bùn nitrate hóa trong một tuần. Mẫu được lấy định kỳ ba lần/tuần, mỗi lần lấy hai mẫu để phân tích ammonia, sắt, DOC. Ammonia phân tích bằng phương pháp định phân thể tích sử dụng máy spectrophotometer Hach DR/2010, DOC được phân tích theo Standard Method 5310C [9]. THMs được phân tích bằng phương pháp sắc ký khí khối phổ theo hướng dẫn của EPA Method 502.2 [14]. THMFP, thực hiện theo hướng dẫn của Method 5710B [14] dựa theo công thức sau:

$$\text{THMFP} = \Delta\text{THM} = \text{THM7} - \text{THM0}$$

3 KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1 Hiệu quả chuyển hóa ammonia

Hình 2 cho thấy nồng độ ammonia đầu vào và sau xử lý ở tải trọng 3 m³/m².h khi không có tuần hoàn và ở tải trọng 8 m³/m².h khi có tuần hoàn tiền oxy hóa bằng ozone theo tỷ lệ 1:1.



Hình 2. Hiệu quả chuyển hóa ammonia ở các tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ và $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$

Ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$, nước đầu vào có nồng độ ammonia $0,52 \pm 0,19 \text{ mg/l}$, sau khi qua bể lọc sinh học giảm xuống $0,25 \pm 0,11 \text{ mg/l}$, đạt hiệu suất $53 \pm 12\%$. Ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ nước đầu vào có nồng độ ammonia vào khoảng $0,42 \pm 0,12 \text{ mg/l}$, sau khi qua bể lọc sinh học giảm xuống còn $0,18 \pm 0,05 \text{ mg/l}$, đạt hiệu suất $57 \pm 8\%$. Ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ cho thấy đạt hiệu quả tốt hơn ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$. Theo [1], LSH Biogill quy mô pilot đặt tại trạm bơm Hòa Phú cho thấy hiệu quả chuyển hóa ammonia đạt cao nhất 34% ở tải trọng tưới $2,1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$, trong khi đó, thí nghiệm này có hiệu suất chuyển hoá ammonia 58% ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ và 40% ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$. Với pH luôn ổn định nhờ pH controller và DO đủ cao ($>2 \text{ mg/l}$) cho các quá trình chuyển hóa, nên kết quả thu được là khả quan. Kết quả vận hành cho thấy có sự dao động ammonia của nguồn nước đầu vào rất lớn giữa mùa mưa và mùa khô (có thời điểm ammonia lên đến $0,85 \text{ mg/l}$) dẫn đến nồng độ ammonia sau bể lọc sinh học cũng dao động lớn. Hiệu suất của quá trình chuyển hóa ammonia sau khi qua dòng tuần hoàn dòng ozone đạt hiệu quả cao hơn, do sự cắt mạch phân tử hữu cơ không phân hủy thành hữu cơ dễ phân hủy sinh học. Ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ thì sự thất thoát nitơ là 32% (tương ứng với N-Nitrate dòng ra $0,21 \text{ mg/l}$) lớn hơn so với tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ là 16% (tương ứng nồng độ N-Nitrate dòng ra $0,14 \text{ mg/l}$). Điều này có thể giải thích do lớp màng sinh học đủ dày để xảy ra quá trình khử nitrat trong điều kiện thiếu khí ở lớp sâu trong màng vi sinh. Ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ có tuần hoàn dòng ozone hoá làm

tăng hàm lượng DO trong nước, tăng cường quá trình nitrate hoá và hạn chế quá trình khử nitrate ở lớp sâu của màng lọc. Do đó có thể nói rằng nitơ bị thất thoát chủ yếu là do được khử nitrat hóa thành khí nitơ.

Kết quả cho thấy quá trình chuyển hóa TNO_x diễn ra tuy nhiên không đáng kể, kết quả này phù hợp với [3], họ cho rằng thời gian vận hành dài khả năng chuyển hóa nitrate hạn chế hơn do màng sinh học dày hơn và các vi khuẩn nằm sâu hơn trong lớp giá thể làm hạn chế quá trình tiếp xúc oxy. So sánh hiệu quả chuyển hóa TNO_x ở hình 2 và 3 là tương tự nhau, TNO_x gần như không đổi trong suốt quá trình vận hành ở cả hai tải trọng, điều này cho thấy tốc độ và hiệu suất của quá trình nitrit hóa và nitrat hóa là ổn định, tuy nhiên sự thất thoát nitơ diễn ra. Sự thất thoát nitơ của mô hình lọc sinh học có thể xảy ra theo các hướng sau (1) nitơ đi vào sinh khối tế bào và (2) nitơ được khử theo quá trình khử nitrat thành khí nitơ (3) nitơ bị thất thoát do bay hơi.

Hiệu suất chuyển hóa ammonia của vi sinh vật trong giá thể lọc sinh học ở hình 2 tương ứng với quá trình chuyển ammonia thành nitrit và nitrit thành nitrat là tương đối cao và ổn định. Khả năng chuyển hóa cao cho thấy sự phát triển tốt của vi sinh vật trong màng, có sự chuyển hóa đầy đủ phù hợp [4]. Do đó không cần phải bổ sung chất dinh dưỡng trong hoạt động sống của vi sinh vật dù nồng độ hợp chất hữu cơ trong nước cấp là thấp.

3.2 Loại bỏ sắt

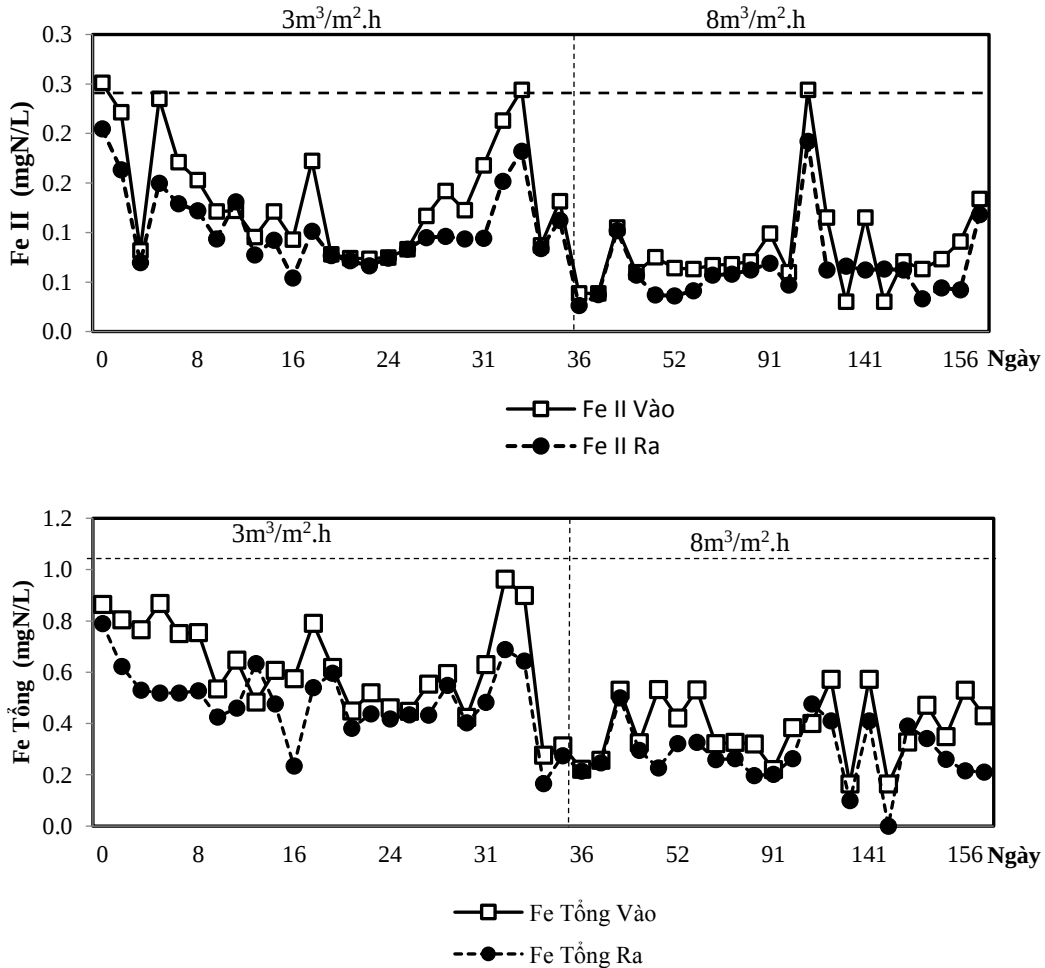
Hình 4 biểu hiện nồng độ của sắt (II) và sắt tổng ở đầu vào, sau lọc sinh học và sau ozone tương ứng

ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ và $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ có tuần hoàn tỉ lệ 1:1.

Ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ thể hiện hiệu quả cao hơn ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ (hiệu suất 24,5% so với 19,6%). Hiệu quả khử sắt ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ phù hợp với [8], hiệu quả của quá trình lọc sinh học trong khử sắt là không cao khi tải trọng lớn hơn $0,1 \text{ mg/l}$. Khi có tuần hoàn tiền oxy hóa bằng ozone ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ mặc dù nồng độ đầu vào có tải trọng cao hơn $0,2 \text{ mg/l}$ thì hiệu quả khử sắt vẫn

tốt. Tuy nhiên kết quả khử sắt ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ lại không đạt được sự ổn định mong đợi vì sự dao động của nguồn nước sông đầu vào và đồng thời do sự bong tróc lớp màng vi sinh vật.

Cùng với sự chuyển hóa của vi sinh và sự oxy hóa bằng ozone, làm tăng hiệu quả khử sắt, một nguyên nhân khác quan giúp giảm lượng sắt tổng là do sắt (III) còn bám dính trong màng sau khi bị oxy hóa từ sắt (II).



Hình 4. Nồng độ của sắt (II) và sắt tổng ở đầu vào, ra tương ứng ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ và $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$

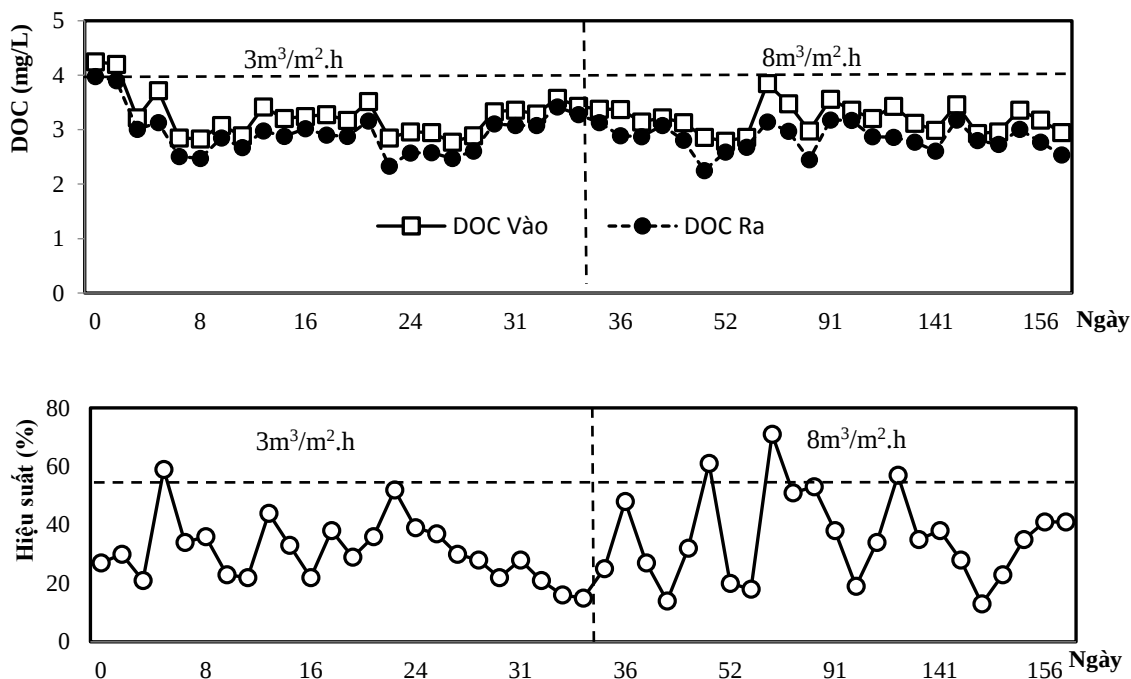
3.3 Loại bỏ DOC

Ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ nước đầu vào có nồng độ DOC vào khoảng $6,6 \pm 1,0 \text{ mg/l}$, sau khi qua bể lọc sinh học giảm xuống còn $6 \pm 1 \text{ mg/l}$, đạt hiệu suất $9 \pm 6\%$. Ở tải trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ nước đầu vào có nồng độ DOC vào khoảng $7,30 \pm 0,85 \text{ mg/l}$, sau khi qua bể lọc sinh học giảm xuống còn $5,70 \pm 0,83 \text{ mg/l}$, đạt hiệu suất $22 \pm 14\%$. Hình 5 thể hiện hiệu suất xử lý DOC ở hai tải trọng, ta nhận thấy ở tải

trọng $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ có tuần hoàn tiền oxy hóa bằng ozone hóa hiệu suất xử lý cao hơn so với $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ khi không có tuần hoàn. Qua quá trình oxy hóa bậc cao (O_3), những chất hữu cơ có cấu trúc phân tử phức tạp, khó phân hủy sinh học trong nước dưới tác dụng của các gốc oxy hóa mạnh như OH^* , được cắt mạch thành những chất đơn giản hơn và những chất này có khả năng phân hủy sinh học nhiều hơn do kích thước phù hợp với khả năng tiêu thụ của vi sinh vật dẫn đến hiệu quả của quá trình kết hợp tiền

ozone hóa và lọc sinh học nhỏ giọt hiệu quả hơn so với quá trình đơn lẻ. Điều này phù hợp với các nghiên cứu trước đây [10]. Ở cả hai tải trọng thì DO được cung cấp đầy đủ để xảy ra quá trình nitrat

hóa và phân hủy sinh học, không dẫn tới sự cạnh tranh oxy [14]. Tuy nhiên do giới hạn của nghiên cứu nên không thể xem xét đến sự ảnh hưởng tiêu cực do ozone dư trong nước đối với vi sinh vật.



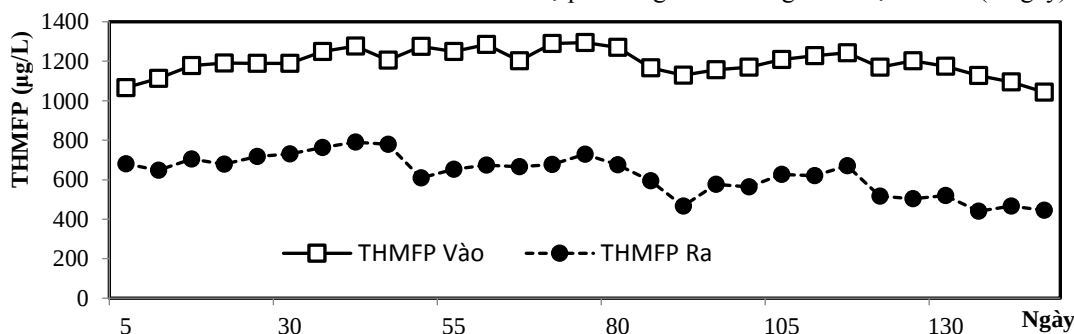
Hình 5. Hiệu suất xử lý DOC ở tải trọng $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ khi không có tuần hoàn và $8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ khi có tuần hoàn tiền oxy hóa bằng ozone

3.4 THMFPS

Hình 6 cho thấy khả năng giảm thiểu THMFPS qua quá trình lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone.

Hàm lượng THMFPS (Trihalomethane formation potential – tiềm năng hình thành THMs) hình thành giảm thiểu từ $1206 \pm 113 \mu\text{g/l}$ xuống còn $485 \pm 54 \mu\text{g/l}$, hiệu quả giảm thiểu đạt được dao động khoảng 60%. Kết quả cho thấy sự hình

thành THMFPS liên quan đến DOC. Khả năng xử lý hiệu quả ammonia, sắt, DOC của quá trình lọc sinh học kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone làm giảm khả năng hình thành THMFPS. Việc giảm thiểu hình thành THMFPS cho thấy rằng mô hình đạt hiệu quả tương đối trong việc giảm thiểu khả năng hình thành sản phẩm phụ khử trùng (DBPs). Thật sự trong thực tế, THMs hình thành sau khử trùng chlorine sẽ thấp hơn nhiều so với THMFPS, là nồng độ phản ứng tối đa trong điều kiện đủ dài (7 ngày).



Hình 6. Khả năng giảm thiểu THMFPS của quá trình lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone

4 KẾT LUẬN

Mô hình thí nghiệm lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone quy mô pilot được xây dựng, thử nghiệm và đánh giá trong xử lý ô nhiễm trong nước sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú. Kết quả cho thấy rằng quá trình lọc sinh học kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone mang lại hiệu quả loại bỏ ammonia, sắt và DOC cao hơn so với quá trình đơn lẻ. Với tải trọng cao, sự kết hợp của quá trình lọc sinh học nhỏ giọt và tiền oxy hóa bằng ozone vẫn cho thấy sự ổn định và hiệu quả xử lý tốt hơn so với quá trình đơn lẻ. Qua đó làm giảm thiểu sự hình thành các sản phẩm phụ khử trùng (DBPs). Việc đầu tư công nghệ lọc sinh học nhỏ giọt kết hợp tiền oxy hóa bằng ozone có ưu điểm đơn giản về vận hành, chi phí đầu tư xây dựng và quản lý vận hành thấp là phù hợp với điều kiện Việt Nam.

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu nằm trong nhiệm vụ của phòng Thí nghiệm trọng điểm Đại học Bách Khoa, ĐHQG TP.HCM: TX 2016 – 20 – 01. Ngoài ra nhóm nghiên cứu chân thành cảm ơn Tổng Công ty Cấp nước Sài Gòn và Sở Khoa học và Công Nghệ TP.HCM đã hỗ trợ kinh phí xây dựng mô hình và chi phí hóa chất. Xin chân thành cảm ơn Trạm bơm Hòa Phú đã tạo điều kiện lắp đặt, vận hành mô hình nghiên cứu.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] A.G Tekerlekopoulou, D.V Vayenas, "Ammonia, iron and manganese removal from potable water using trickling filters," *Desalination*, Vol. 210, pp. 225-235, June 2007.
- [2] Anu Matilainen, Mika Sillanpää, "Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes," *Chemosphere*, vol. 80, no. 4, pp. 351-365, June 2010.
- [3] Ben van den Akker, Mike Holmes, Nancy Cromar, Howard Fallowfield, "Application of high rate nitrifying trickling filter for potable water treatment," *Water research*, Vol. 42, pp. 4514-4524, Oct 2008.
- [4] B. T. T. Loan, "Loại bỏ các thành phần tiêu thụ chlorine nhằm giảm tiềm năng hình thành THMs bằng tiền ozone hóa cho nhà máy nước Tân Tiệp," 2016.
- [5] C. N. Chang, "Reducing the formation of disinfection by products by pre-ozonation," *Chemosphere*, pp. 21-30, 2002.
- [6] D. V. Vayenas., S. Pavlou and G. Lyberatos, "Development of a dynamic model describing nitrification and nitratification in trickling filters," *Water Research*, Vol 31, N.5, pp. 1135-1147, May 1997.
- [7] Đ. H. T. Sơn, "Khảo sát khả năng khử Ammonia, chất hữu cơ tự nhiên, sắt và mangan trong nước mặt bằng bể lọc sinh học," 2014.
- [8] G Dimitrakos michalakos, J. Martinez nieva, D.V.Vayenas, "Removal of iron from potable water using a trickling filter," *Water Research*, vol. 31, no. 5, pp. 991-996, May 1997.
- [9] M. a. Eddy, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, Boston: McGraw-Hill, 2003.
- [10] Pham Bien Vinh Tan, Nguyen Nhat Huy, Nguyen Phuoc Dan, "Water quality assessment for Saigon river water at Tan Hiep water treatment plant and application of biological activated carbon for water treatment," *Development for sustainable global environment and water resources*, p. 121, 2017.
- [11] R.Mosteo, N. Miguel, "Evaluation of trihalomethane formation potential in function of oxidation processes used during the drinking water production process," *Hazardous Materials*, vol. 172, no. 2-3, pp. 661-666, December 2009.
- [12] Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, AWWA APHA, 2005.
- [13] Tran Cuong, Dang Huy Quoc Anh, Nguyen Phuoc Dan, Tran Tien Khoi, Phan Thanh Lam, Pham Tran Ngoc Tu, Nguyen Nhat Huy, "Study on the application of potassiumpermanate as a coagulation aid and an alternative pre- oxidant to chlorine for iron and mananese removal at Tan Hiep water treatment palnt," *Journal of Science and Technology*, vol. 52, pp. 66-73, 2005.
- [14] USEPA, EPA Guidance Manual M-DBP Simultaneous Compliance., 1999.
- [15] V. N. Trang, "Nghiên cứu thực nghiệm mô hình pilot Ozone/UV kết hợp với BAC để giảm thiểu sự hình thành DBPs trong nước cấp," 2011.
- [16] Wataru Nishijima và Gerald E. Speitel Jr, "Fate of biodegradable dissolved organic carbon produced by ozonation on biological activated carbon," *Chemosphere*, vol. 56, no. 2, pp. 113-119, July 2004.
- [17] W., Bollor, M., Gujer, "Operating experience with plastic media tertiary trickling filter for nitrification," *Water Science and Technology*, pp. 201-213, 1986.

Application of pilot scale trickling filter couple with pre-ozonation for ammonia, iron and dissolved organic carbon removals from Saigon river water

Le Ngoc Kim Ngan, Nguyen Phuoc Dan,

Abstract— A pilot scale trickling filter and pre-ozonation contactor with capacity of about 20 m³/day was run at Hoa Phu Pump Station which takes raw water from Saigon River for drinking water supply for Ho Chi Minh City. The raw water contains 0.52 ± 0.19 mg NH₄⁺-N/l, 0.14 ± 0.06 mg/l total iron and 3.14 ± 0.45 mg/l DOC. The study aimed to using the pilot scale experiment to assess ammonia, iron and dissolved organic carbon (DOC) removals from Saigon Water River for the sake of reducing chlorine demand and thus mitigating risk from Disinfection By Products (DBPs) formation. The size of the trickling filter was 0.5 m long x 0.5 wide x 2m high. The bio-media was seven PE wool sheets with thickness of 30 mm that is widely used as filter cloth

in aquariums. It run at hydraulic loading of 3 m³/m².h of raw water, and 8 m³/m².h, where 50% of total flow was the returned effluent of pre-ozonation. The pilot scale pre-ozonation contactor which has the size of 0.6 m long x 0.6 m wide x 2.0 m high was operated at contact time of 15 minutes and ozone concentration of 0.5 mg/l. The ammonia, iron and DOC removals at 8 m³/m².h were 58%, 25% and 22%, respectively. Whereas, it obtained ammonia, iron and DOC removals of 52%, 19% and 9% DOC respectively. Thus, even though the experiment with returned pre-ozonation effluent run at high hydraulic loading rate, the better performance was obtained as comparison to the experiment without return.

Keywords—Saigon River water, trickling filter, pre-ozonation, THM