

# Nghiên cứu công nghệ bùn hoạt tính hoạt động theo mẻ có giá thể kết hợp lọc màng - SBMBMBR xử lý chất hữu cơ và Nitơ (tổng) trong nước thải thuộc da

- Trần Văn Linh
- Nguyễn Văn Phước
- Nguyễn Thị Thanh Phương

Viện Môi trường và Tài nguyên, ĐHQG-HCM

(Bài nhận ngày 07 tháng 08 năm 2014, nhận đăng ngày 04 tháng 11 năm 2014)

## TÓM TẮT

Công nghệ SBMBMBR (Sequencing batch moving bed membrane bioreactor), kết hợp quá trình lọc màng MF trong hệ bùn hoạt tính với giá thể lưu động Anox Kaldnes K2 (MBBR) theo chế độ hoạt động theo mẻ (SBR) đã được nghiên cứu để đánh giá khả năng xử lý chất hữu cơ và tổng nitơ của nước thải thuộc da. Sau 170 ngày vận hành, hiệu suất xử lý COD dao động từ  $89,2 \pm 0,6$  đến  $95,9 \pm 0,3\%$  với tải trọng thay đổi  $0,564 \pm 0,019$  đến  $1.207 \pm 99$  kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày. Tương ứng hiệu suất xử lý Nitơ tổng đạt được từ  $30,0 \pm 4,9$  đến  $65,9 \pm 13,3\%$ . Hiệu suất xử lý COD cao nhất

tại tải trọng  $0,72 \pm 0,02$  kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày. Hiệu suất xử lý tổng nitơ là  $10,8 \pm 5,4\%$  thấp nhất tại tải trọng  $0,327 \pm 0,020$  kgTN/m<sup>3</sup>/ngày.

Trong thời gian nghiên cứu, hiệu quả bám dính của vi sinh vật lên giá thể gần như không đáng kể. Với nồng độ MLSS trong toàn thí nghiệm  $6.808 \pm 226$  mg/L các kết quả phân tích cho thấy sinh khối ít biến động. Khi độ mặn tăng từ 3.500 lên 8.000 mgCl/l thì hiệu suất xử lý COD và tổng nitơ giảm. Tuy nhiên sự chuyển hóa nitơ được cải thiện và sự phục hồi sinh khối với biến động của tải trọng khá nhanh.

**Từ khóa:** màng, bể phản ứng theo mẻ, giá thể di động, nước thải thuộc da

## 1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Thuộc da là ngành công nghiệp có phát thải gây ô nhiễm môi trường dưới cả ba dạng: rắn, lỏng và khí. Nước thải thuộc da có tính chất phức tạp, là tập hợp của nhiều dòng thải khác nhau; được đặc trưng bởi nồng độ COD, chất rắn lơ lửng cao. Bên cạnh đó, nước thải này còn chứa các chất gây ức chế quá trình xử lý sinh học như

sunphit, clorua, crom. Hiện nay ở Việt Nam một số giải pháp xử lý nước thải thuộc da đang được áp dụng như tách mỡ, keo tụ, xử lý sinh học (kị khí và hiếu khí) và oxy hóa bậc cao (ozon, fenton). Tuy nhiên, hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm thấp mà nguyên nhân chính là do thành phần nước thải chứa đồng thời chất hữu cơ,

sunphit và có độ mặn cao làm ảnh hưởng đến hoạt động của hệ thống sinh học. Ứng dụng của quá trình lọc màng để xử lý nước thải đô thị, nước thải công nghiệp như chế biến thực phẩm, lò giết mổ và nước rỉ rác đã được đề cập trong nhiều tài liệu. Công nghệ MBR được ưa chuộng và áp dụng rộng rãi cho xử lý nước thải công nghiệp do khả năng chịu tải trọng cao và diện tích sử dụng tương đối nhỏ. Đối với xử lý nước thải đô thị và xưởng sản xuất trong khu dân cư, quy trình lọc màng trở nên kinh tế hơn khi công nghệ nhỏ gọn là cần thiết để phù hợp với sự hạn chế về không gian hoặc các yêu cầu nghiêm ngặt của chất lượng nước thải đầu ra. Bên cạnh đó, công nghệ SBR cổ điển cũng như loại cải tiến SBBR cũng đã thể hiện ưu thế của nó thông qua các nghiên cứu, ứng dụng thực tế trên thế giới cũng như trong nước.

Công nghệ SBMBMBR đã được nghiên cứu bởi nhiều nhà khoa học trên thế giới. Trong đó, nghiên cứu của Chye-eng Seng và cộng sự (2012) [1] đã chứng minh hệ thống có khả năng xử lý 80% COD và 95% N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; nghiên cứu khác của Ioannis Vyrides và David C. Stuckey

(2011) [2] cho hiệu quả xử lý COD khoảng 70%; W. G. Scholz và cộng sự (2006) [3] nghiên cứu xử lý nước thải thuộc da bằng công nghệ kết hợp ( MBR và RO) đạt hiệu quả xử lý COD và tổng nitơ lần lượt là 85÷90% và 95%. Nghiên cứu khác của R. Mendez và cộng sự (2003) [4] đạt hiệu quả xử lý COD là 90% và tổng nitơ là 90%.

Nghiên cứu ứng dụng công nghệ bùn hoạt tính động theo mẻ có giá thể kết hợp với lọc màng SBMBMBR có nhiều ưu điểm như đảm bảo hệ thống hoạt động ổn định, chịu được biến động về tải lượng và nồng độ ô nhiễm. Hệ vi sinh vật có nồng độ cao, đa dạng về chủng loại (vi sinh bám dính và lơ lửng); xử lý hiệu quả hàm lượng hữu cơ và nitơ và công nghệ cho phép tiết kiệm diện tích đất sử dụng nhờ áp dụng MBR [5].

Từ nhận định trên, mô hình SBMBMBR được đề xuất cho nghiên cứu xử lý nước thải thuộc da với mục tiêu là đánh giá khả năng xử lý COD, N và một số thành phần ô nhiễm đặc trưng khác, làm cơ sở xây dựng công nghệ thích hợp xử lý nước thải thuộc da trong điều kiện Việt Nam.

**2. MÔ HÌNH VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU**

**2.1. Vật liệu nghiên cứu**

Nước thải dùng trong nghiên cứu này được lấy sau quá trình tiền xử lý của công ty thuộc da Đặng Tư Ký tại Khu công nghiệp Nhơn Trạch I,

Đồng Nai. Nước thải sau khi đưa về phòng thí nghiệm được bảo quản lạnh trước khi đưa vào thiết bị. Thành phần và tính chất của nước thải được trình bày ở bảng 1 như sau:

**Bảng 1.** Thành phần và tính chất của nước thải thuộc da.

Thông số	pH	Độ đục	COD	BOD	TKN	TP	SS	Crom tổng	S <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>
Đơn vị	-	NTU	mg/L								
Giá trị trung bình	7,19	114	1.300	500	165	4÷8	150	0,3	0,3	200	2.137 ÷ 4.200
	÷	÷	÷	÷	÷		÷	÷	÷	÷	
	7,82	292	2.390	1.190	550		240	12,2	0,8	761	

Bùn cấy ban đầu trong mô hình nghiên cứu được lấy tại đường tuần hoàn về bể anoxic trong hệ thống xử lý nước thải bằng công nghệ bùn

hoạt tính sử dụng công nghệ A<sup>2</sup>O tại trạm xử lý nước tập trung Khu công nghiệp Long Bình, Đồng Nai. Bùn cấy này có màu nâu sáng, khả

nặng lắng tốt với SVI < 100 và có tỷ lệ MLVSS/MLSS là 0,70.

Giá thể động sử dụng trong mô hình thí nghiệm là Anox Kaldnes K2 với đường kính 15mm, chiều cao 12mm, tổng diện tích bề mặt là 350 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> trong đó diện tích bề mặt đồ đồng là 228 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, khối lượng riêng là 950 kg/m<sup>3</sup>.

Màng MF có kích thước khung là 300 x 300 mm, gồm có 6 bó sợi, mỗi bó sợi có 75 sợi và chiều dài 180 mm. Tổng diện tích lỗ màng là 0,36898 m<sup>2</sup>. Màng hoạt động với thời gian lọc là 200 s và ngưng 30 s. Khi áp suất màng lên tới tới khoảng 30 kPa thì quá trình rửa ngược sẽ diễn ra trong thời gian 3 phút. Các thông số của màng được trình bày ở bảng 2.

**Bảng 2.** Thông số kỹ thuật của màng MF (Litree).

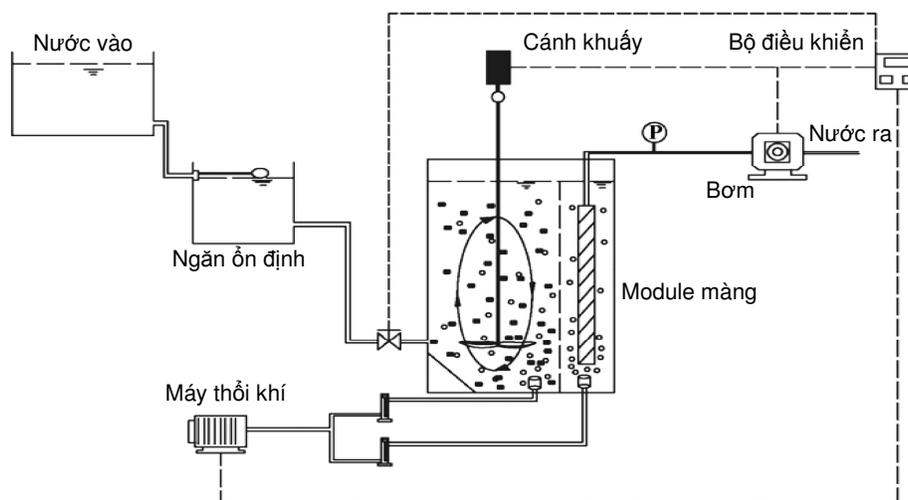
Thông số	Chỉ số flux	Vật liệu	Đường kính trong/ngoài	Kích thước lỗ lọc	Áp suất vận hành tối đa
Đơn vị	l/m <sup>2</sup> /h	-	mm	μm	kPa
Khoảng giá trị	15÷60	PVDF	0,85/1,45	0,2	60

Nguồn: LITREE Purifying Technology Co., Ltd.

## 2.2. Mô hình nghiên cứu

Mô hình nghiên cứu chính là bể phản ứng bằng mica có kích thước D x W x H = 330 x 240 x 700 mm. Bể có hai ngăn được phân chia theo tỉ lệ 1/4: ngăn thứ nhất chứa màng và ngăn thứ hai có giá thể. Hai ngăn được ngăn cách bằng tấm đục lỗ đường kính 5mm cách nhau 10mm. Ngăn thứ hai có bố trí thêm cánh khuấy hai tầng cánh, đường kính 150mm để khuếch tán trong pha thiếu khí.

Lượng giá thể cho vào mô hình MB - SBR chiếm 10 % thể tích phản ứng. Bùn cho vào mô hình với nồng độ ban đầu 10.000 mg/L. Tổng thời gian lưu bùn SRT trong toàn bộ thí nghiệm là 25 ngày. Mô hình được điều khiển tự động hoàn toàn nhờ bộ điều khiển PLC (Programmable logic controller). Sơ đồ mô hình nghiên cứu được bố trí như hình 1 dưới đây.



**Hình 1.** Mô hình nghiên cứu.

**Bảng 3.** Thông số thiết kế mô hình SBMBMBR.

Thông số	Dài	Rộng	Cao	Tỉ lệ ngăn MBBR/MBR	Vòng quay cánh khuấy	Đường kính khuấy	Lượng giá thể MBBR	Diện tích màng	Áp lực rửa màng
Đơn vị	mm	mm	mm	-	vòng/phút	mm	%	m <sup>2</sup>	kPa
Giá trị	330	250	700	4:01	10±175	150	10	1	30÷60

**2.3. Trình tự thí nghiệm**

2.3.1. Nội dung 1: Khảo sát hiệu quả xử lý chất hữu cơ và tổng nitơ với các chế độ vận hành khác nhau

Nước thải đầu vào có nồng độ COD trung bình là 1800 mg/L. pH được duy trì trong khoảng từ 6,5 – 8,5. DO trong ngăn thiếu khí được kiểm soát khoảng 0 – 0,1 mg/L; trong ngăn hiếu khí trong khoảng từ 3 – 6 mg/L. Hàm lượng bùn được duy trì với nồng độ MLSS khoảng 6800 mg/L.

**Thí nghiệm S1: Cố định tải trọng, thay đổi thời gian lưu và mức rút nước**

Tải trọng COD được cố định ở mức 0,5 kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày, thời gian lưu, mức rút nước thay đổi và được trình bày trong bảng 4.

**Thí nghiệm S2: Cố định mức rút nước, thay đổi tải trọng**

Tải trọng COD của thí nghiệm S2.1, S2.2 và S2.3 lần lượt là 0,7 kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày; 0,9 kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày và 1,2 kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày. Cố định mức rút nước là 35 %.

**Bảng 4.** Thời gian lưu nước và mức rút nước trong thí nghiệm S1 và S2

Thông số	Đơn vị	S1.1	S1.2	S1.3	S2.1	S2.2	S2.3
Tải trọng hữu cơ	kgCOD/m <sup>3</sup> /ngày	0,5	0,5	0,5	0,7	0,9	1,3
HRT	giờ	8	18	28	22	16	12
Nạp nước	phút	1	2	3	3	2	1
Thiếu khí	giờ	2	2	2	2	2	2
Hiếu khí	giờ	2	7	12	9	6	4
Thiếu khí	giờ	2	2	2	2	2	2
Hiếu khí	giờ	2	7	12	9	6	4
Rút nước	giờ	0,5	0,5	1	0,5	0,5	1

Ghi chú: S1.1: Mức rút nước 10 %; S1.2: Mức rút nước 22 %; S1.3: Mức rút nước 35 %

2.3.2. Nội dung 2: Khảo sát ảnh hưởng của độ mặn và các yếu tố khác đến hiệu suất xử lý

Tăng độ mặn trong nước thải bằng cách bổ sung muối NaCl. Nồng độ muối trong thí nghiệm này: 500, 1500, 2500 và 4500 mg/L. Các thông số kiểm soát quá trình bao gồm: pH, DO, COD, SRT, nhiệt độ.

**2.4. Phương pháp phân tích**

Các chỉ tiêu ô nhiễm của nước thải như pH, BOD<sub>5</sub>, COD, SS, TKN, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub> và độ màu được phân tích theo các phương pháp trong Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, Eaton DA, and AWWA) tại phòng thí nghiệm Viện Môi trường và Tài nguyên – Đại học quốc

gia Tp. HCM. Tất cả các thí nghiệm được lặp lại ba lần và kết quả biện luận bên dưới được lấy theo giá trị trung bình và tính độ lệch chuẩn cho từng thí nghiệm thực bằng phần mềm Excel.

Nồng độ FA và FNA không xét tới sự ảnh hưởng của độ mặn được xác định theo công thức của A.C.Anthonisen [6][1].

$$FA = \frac{17}{14} \times \frac{TAN(mg/l) \times 10^{pH}}{e^{0.344/(273+^{\circ}C)} + 10^{pH}}, mg/l$$

$$FNA = \frac{46}{14} \times \frac{NO_2^- - N(mg/l)}{e^{-2.200/(273+^{\circ}C)} \times 10^{pH}}, mg/l$$

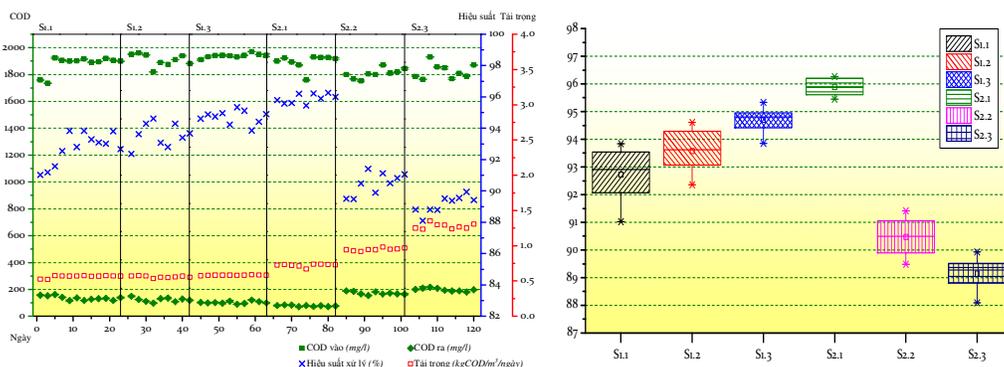
### 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

#### 3.1. Hiệu quả xử lý chất hữu cơ và tổng nitơ đối với các chế độ vận hành khác nhau

##### 3.1.1. Khả năng xử lý chất hữu cơ

Kết quả của thí nghiệm S1.1, S1.2, S1.3 tiến hành với tải trọng COD cố định  $0,5685 \pm 0,0167$  kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày được trình bày trong hình 2.

Mục đích của thí nghiệm S1 nhằm tìm ra chế độ rút nước thích hợp để tiến hành các thí nghiệm tiếp theo. Mức rút nước của S1.1, S1.2, S1.3 là 10 %, 22 %, 35 % tương ứng với thời gian lưu 8h, 18 h và 28 h.



Hình 2. Sự biến thiên nồng độ, hiệu suất và tải trọng xử lý COD.

Trong các thí nghiệm S1, hiệu suất tăng dần, tương ứng với S1.1, S1.2, S1.3 là  $92,72 \pm 0,99$  %;  $93,57 \pm 0,75$  % và  $94,70 \pm 0,44$  %. Thời gian lưu dài thì hiệu suất ổn định và cao hơn. Nồng độ đầu ra lần lượt ở các thí nghiệm: S1.1, S1.2 là  $136,33 \pm 15,41$  mg/L,  $122,78 \pm 15,38$  mg/L còn S1.3 là  $102,8 \pm 9,02$  mg/L. Như vậy, chế độ S1.3 rút nước 35%, HRT 28 h cho hiệu suất cao và nồng độ COD đầu ra thấp hơn so với chế độ S1.1 rút nước 10%, HRT 8 h và S1.2 rút nước 22 %, HRT 18 h.

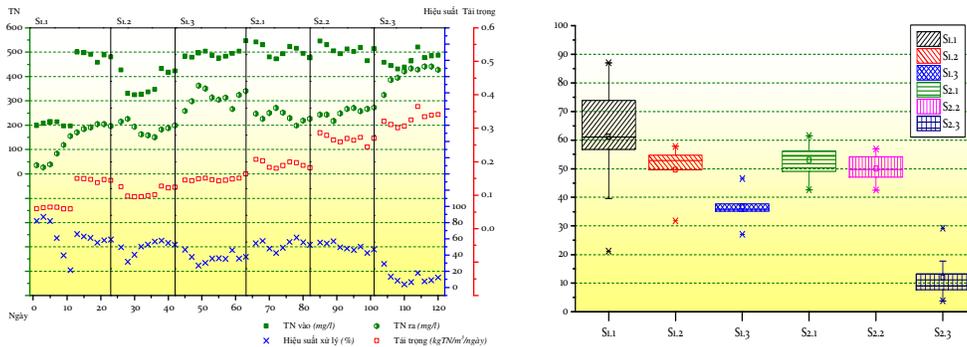
Thí nghiệm S1 đã chọn ra được chế độ rút nước 35 % để tiến hành tiếp thí nghiệm S2 nhằm tìm ra khả năng xử lý của mô hình với các tải trọng hữu cơ khác nhau, lần lượt trong thí nghiệm S2.1, S2.2, S2.3 là  $0,723 \pm 0,021$  kg/m<sup>3</sup>/ngày;  $0,949 \pm 0,019$  kg/m<sup>3</sup>/ngày và  $1,277 \pm 0,039$  kg/m<sup>3</sup>/ngày. Kết quả cho thấy khả năng xử lý COD của mô hình cao nhất ở thí nghiệm S2.1 đạt hiệu suất là  $95,9 \pm 0,3$  %. Hiệu quả xử lý COD giảm dần khi tải trọng tăng. Sỡ dĩ có điều này vì khi tải trọng tăng, sinh khối không đủ thời gian

để xử lý cơ chất, dẫn đến nồng độ COD đầu ra tăng lên, hiệu suất xử lý giảm.

3.1.2. Khả năng xử lý Tổng Nito

Kết quả nghiên cứu ở thí nghiệm S1 cho thấy, khi tăng mức rút nước và giữ nguyên tải trọng thì hiệu quả xử lý tổng nito giảm mạnh, từ  $65,9 \pm 13,3 \%$  xuống còn  $32,4 \pm 7,6 \%$ . Ở mức rút nước cao, độ kiềm ở đầu ra cũng cao hơn. Điều này chứng tỏ khả năng nitrat hóa trong mô hình giảm. Bên cạnh đó, khi rút nước nhiều đồng nghĩa với lượng nito vào (ngay sau pha nạp nước) lớn.

Hàm lượng ammonia tự do cao có thể gây ức chế vi khuẩn oxy hóa ammonia (AOBs – Ammonium Oxidizing Bacteria) và vi khuẩn oxy hóa nitrit (NOBs – Nitrite Oxidizing Bacteria) khiến sự chuyển hóa nito giảm sút. Hàm lượng ammonia tự do trong bể ngay sau pha nạp nước thí nghiệm S1.1, S1.2, S1.3 lần lượt là 2,88 mg/L; 5,93 mg/L và 23,73 mg/L. Theo A.C.Anthonisen (1976) [6], ammonia tự do ức chế vi khuẩn Nitrosomonads và Nitrobacters là  $10 \div 150$  mg/L và  $0,1 \div 1,0$  mg/L.



Hình 3. Sự biến thiên nồng độ, hiệu suất và tải trọng xử lý Tổng nito.

Trong thí nghiệm S2, khi tải trọng nito tăng từ  $0,149 \pm 0,006$  lên  $0,327 \pm 0,020$  kgTN/m<sup>3</sup>/ngày thì hiệu suất xử lý giảm từ  $32,4 \pm 7,6$  xuống còn  $10,8 \pm 5,4 \%$ . Lượng NO<sub>3</sub><sup>-</sup> không xuất hiện ở nước sau xử lý trong toàn bộ thí nghiệm S2. Nồng độ NO<sub>2</sub><sup>-</sup> sinh ra trong S2.1, S2.2, S2.3 lần lượt là 70,3 mg/L, 32,5 mg/L, 18,7 mg/L. Lượng NO<sub>2</sub><sup>-</sup> giảm dần do sự ức chế vi khuẩn AOBs và một phần mất đi trong quá trình thiếu khí.

Như vậy, khi thay đổi tải trọng và mức rút nước sẽ trực tiếp làm thay đổi nồng độ ammonia nạp vào trong bể xử lý (ngay sau pha nạp nước). Điều này đồng nghĩa với sự ảnh hưởng khác nhau của chất ức chế FA, FNA trong từng chế độ thí nghiệm. Cả FA và FNA đều gây ức chế cho quá trình nitrat hóa. Chế độ thí nghiệm S2.1 với tải trọng  $0,723 \pm 0,02$  kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày được lựa chọn là chế độ thích hợp trong các thí nghiệm đã thực hiện.

3.2. Khảo sát ảnh hưởng của độ mặn và các yếu tố khác đến hiệu suất xử lý

3.2.1. Độ mặn

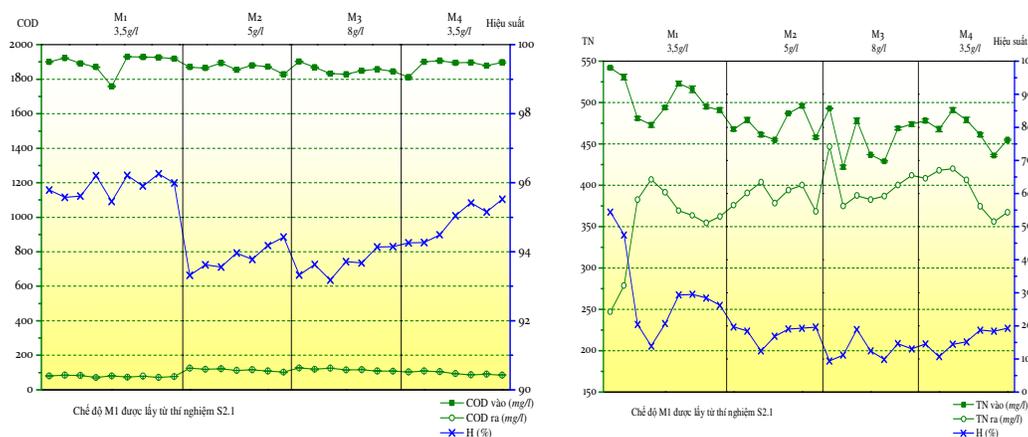
Bảng 5. Thông số vận hành và kết quả khảo sát ảnh hưởng độ mặn.

Thông số	Đơn vị	M1	M2	M3	M4	
Chế độ chạy	Theo chế thí nghiệm S2.1 (HRT 22h, rút nước 35%)					
Độ mặn Cl <sup>-</sup>	mg/L	3.035 ± 549	5.000	8.000	3.500	
COD	Vào	mg/L	1.894 ± 55	1.867 ± 21	1.855 ± 25	1.884 ± 33
	Ra	mg/L	77,8 ± 4,9	115,1 ± 8,0	117,1 ± 7,3	96,4 ± 9,5
TN	Vào	mg/L	505 ± 24	472 ± 16	457 ± 28	467 ± 18
	Ra	mg/L	351 ± 53	387 ± 13	399 ± 24	393 ± 26

Với độ mặn tăng dần từ 3.500, 5.000, 8.000 mgCl<sup>-</sup>/l lần lượt trong các thí nghiệm M1, M2, M3, hiệu suất xử lý COD giảm dần từ 95,9 ± 0,3 % xuống còn 93,7 ± 0,4 %. Khi độ mặn giảm trong thí nghiệm M4, hiệu suất dần được cải thiện, đạt 94,9 ± 0,5 %, vẫn còn thấp so với thí nghiệm M1 (95,9 ± 0,3 %). Điều này là do sinh khối chưa kịp ổn định sau sự sốc mặn.

Kết quả nghiên cứu phù hợp với nhận định của Jang Duksoo (2012) [7] khi tiến hành khảo sát khả năng xử lý COD với độ mặn tăng dần từ

0 đến 9.400 mgCl<sup>-</sup>/L, hiệu suất thu được luôn trên 95 %. Lefebvre và cộng sự (2005) [8] nghiên cứu công nghệ SBR với nước thải thuộc da có độ mặn khoảng 15.000 mgCl<sup>-</sup>/l cho kết quả tối ưu ở HRT 5 ngày, tải trọng 0,6 kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày. Hiệu suất xử lý COD và TKN đạt được lần lượt là 95 % và 96 %. Điều này cho thấy sự ảnh hưởng của độ mặn tới hiệu suất xử lý COD là không nhiều đối với vi sinh vật ưa mặn đã thích nghi.



Hình 4. Hiệu suất xử lý COD và Tổng nitơ ở các độ mặn khác nhau.

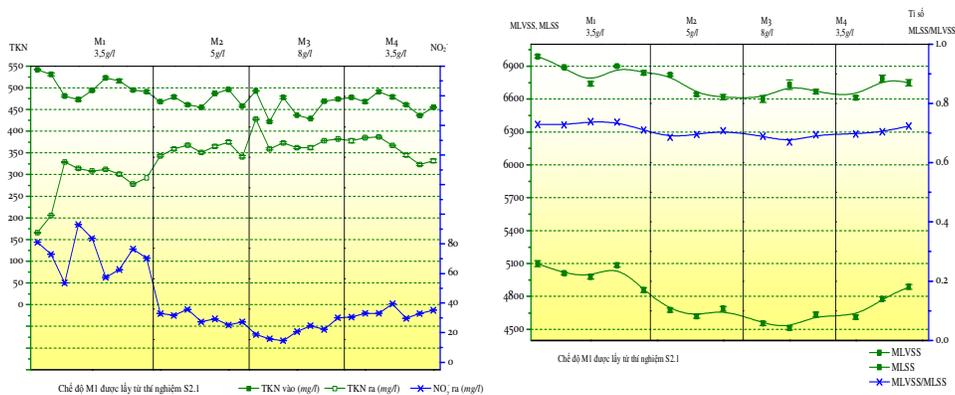
Khả năng xử lý nitơ giảm khi độ mặn tăng. Hiệu suất xử lý TN trong thí nghiệm M1, M2, M3 lần lượt là 30,1 ± 13,0 %; 17,9 ± 2,6 % và 12,8 ± 3,3 %. Nguyên nhân làm giảm hiệu suất xử lý TN là do độ mặn tăng sẽ làm giảm khả năng bay hơi của ammonia (do có sự liên kết ion). Một số nghiên cứu trước đây nói chung và của tác giả Stephen Spotte (1983) [9] nói riêng xác định mối quan hệ giữa độ mặn và FA cho thấy

khi độ mặn tăng thì hàm lượng FA giảm. Tuy nhiên việc xác định cụ thể mối quan hệ này sẽ không đề cập tới trong nghiên cứu này. Đồng thời còn nguyên nhân khác ảnh hưởng tới hiệu suất xử lý, đó là khi độ mặn càng tăng, DO giảm ảnh hưởng đến khả năng nitrat hóa và khử nitrat làm hiệu suất xử lý N giảm.

Quá trình nitrat hóa có thể diễn ra ở nồng độ muối 20.000 mgCl/l, với tỉ lệ nitrat hóa tối đa 2 mgN/gVSS/h. Sự tăng nhanh nồng độ muối sẽ ức chế quá trình nitrat hóa. Khả năng nitrat hóa sẽ giảm từ 4 xuống 3 mgN/gVSS/h khi độ muối tăng từ 5 lên 30.000 mg/L. Ngoài ra, qua thí nghiệm với sự sốc mặn lên tới 33.000 mgCl/l đã cho thấy sự phục hồi nhanh chóng của hệ thống sinh học hiếu khí [8]. Do vậy, kết quả thu được từ nghiên cứu thực nghiệm trên mô hình SBMBMBR là tương đồng với những nhận định trước đây khi đánh giá ảnh hưởng của độ mặn lên sự chuyển hóa nitơ.

Qua hình 5, ta thấy với độ mặn tăng, nồng độ MLSS không biến động nhiều nhưng tỉ lệ MLVSS/MLSS có giảm nhẹ. Trong thí nghiệm M4, tỉ lệ này có sự phục hồi trong thời gian chạy 10 ngày. Những kết quả thu được tương đồng với nghiên cứu của Jang Duksoo (2012) [7].

Như vậy, sau 32 ngày vận hành thí nghiệm khảo sát sự ảnh hưởng độ mặn, ta thấy rằng hiệu suất xử lý COD và TN giảm theo chiều tăng của độ mặn. Mô hình cũng cho thấy khả năng phục hồi khi bị ức chế của độ mặn khá nhanh, sự biến động sinh khối cũng không nhiều, tuy tỉ lệ MLVSS/MLSS có giảm nhẹ theo chiều tăng độ mặn.

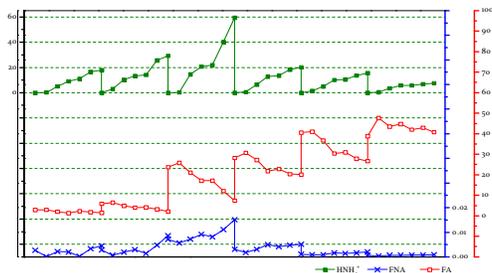


Hình 5. Nồng độ NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, MLVSS, MLSS và tỉ số MLSS/MLSS theo từng độ mặn.

3.2.2. Nồng độ FA (Free ammonia – Ammonia tự do), FNA (Free nitrous acid – Axit nitric tự do)

Có nhiều yếu tố ảnh hưởng đến hiệu suất xử lý COD và tổng nitơ, bao gồm nồng độ sinh khối, thời gian lưu bùn SRT, thời gian lưu nước HRT, pH, dạng cơ chất,... Tuy nhiên, yếu tố chính ảnh hưởng đến sự chuyển hóa nitơ chính là tỉ lệ C/N, nồng độ FA, FNA. Qua nghiên cứu thực nghiệm trên mô hình SBMBMBR cho thấy ở điều kiện thí nghiệm nồng độ FA cao là nguyên nhân trực tiếp ảnh hưởng tới sự chuyển hóa nitơ. Bên cạnh đó còn có sự tác động của nồng độ crom, sắt,

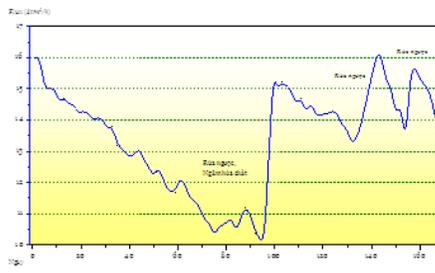
sunphit, sunphat. Sự chuyển hóa của N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> trong từng mẻ phụ thuộc vào sự biến thiên nồng độ FA, FNA được thể hiện tại hình 6. Khả năng chuyển hóa N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> tăng vào cuối mẻ xử lý, điều này là do nồng độ FA giảm vào cuối mẻ, tạo điều kiện cho vi khuẩn AOBs hoạt động. Theo A.C.Anthonisen (1976) [6] nồng độ FA khoảng 10 ÷ 150 mg/L sẽ gây ức chế vi khuẩn Nitrosomonads và 0,1 ÷ 1,0 mg/L đối với vi khuẩn Nitrobacters. Nồng độ FNA gần như không ảnh hưởng tới sự chuyển hóa này bởi nồng độ quá thấp.



**Hình 6.** Nồng độ FA, FNA và hiệu suất chuyển hóa  $\text{NH}_4^+$

Ch

trên hình 7. Màng lọc được rửa ngược và ngâm hóa chất ở ngày thứ 96. Sau 96 ngày hoạt động, dòng thấm qua màng giảm từ 16 xuống



**Hình 7.** Chỉ số Flux ở các thí nghiệm

Olít/m<sup>2</sup>/h. Đồng thời, khi độ mặn tăng thì chỉ số Flux cũng giảm mạnh. Điều này đã được đề cập trong nghiên cứu của của Jang Duksoo (2012) [7].

#### 4. KẾT LUẬN

Kết quả nghiên cứu xử lý nước thải thuộc da trên mô hình SBMBMBR (Sequencing Batch Moving Bed Membrane Bioreactor) đã xác định: Hiệu suất xử lý COD đạt  $89,2 \pm 0,6$  đến  $95,9 \pm 0,3$  % với tải trọng hữu cơ thay đổi  $0,564 \pm 0,019$  đến  $1,207 \pm 0,039$  kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày. Hiệu suất xử lý COD cao nhất tại tải trọng  $0,72 \pm 0,02$  kgCOD/m<sup>3</sup>/ngày và tỉ số F/M 0,15. Tương ứng, tải trọng nitơ dao động  $0,103 \pm 0,044$  đến  $0,268 \pm 0,012$  kgTN/m<sup>3</sup>/ngày, hiệu suất xử lý tổng nitơ đạt  $30,0 \pm 4,9$  đến  $65,9 \pm 13,3$  %. Chế độ vận hành thích hợp được đề xuất bao gồm: làm đầy,

thiếu khí (2h), hiếu khí (6h), thiếu khí (6h), hiếu khí (2h), lắng và rút nước. Trong đó, thời gian lưu nước là 22h.

Trong thời gian nghiên cứu, hiệu quả bám dính của vi sinh vật lên giá thể gần như không đáng kể. Với nồng độ MLSS trong toàn thí nghiệm  $6.808 \pm 226$  mg/L các kết quả phân tích cho thấy sinh khối ít biến động. Khi độ mặn tăng từ 3.500 lên 8.000 mgCl/l thì hiệu suất xử lý COD và tổng nitơ giảm. Tuy nhiên sự chuyển hóa nitơ được cải thiện và sự phục hồi sinh khối với biến động của tải trọng khá nhanh.

# Study on sequencing batch moving bed membrane bioreactor technology (SBMBMBR) for the removal of organic and total nitrogen in tannery wastewater

- Tran Van Linh
- Nguyen Van Phuoc
- Nguyen Thi Thanh Phuong

Institute for Environment and Resources, VNU –HCM

## ABSTRACT

The SBMBMBR technology (sequencing batch moving bed membrane bioreactor), a combination of membrane filtration MF process in activated sludge with sequencing batch (SBR) moving bed using Anox Kaldnes K2 (MBBR), has been studied for the removal of organic and total nitrogen in tannery wastewater. After 170 days, research results showed that the COD removal efficiency was ranged from  $89,2\pm 0,6$  to  $95,9\pm 0,3\%$  when the organic loading rate changed from  $0,564\pm 0,019$  to  $1.207\pm 99$   $\text{kgCOD/m}^3/\text{day}$ . The total nitrogen removal efficiency reached  $30,0\pm 4,9$  to  $65,9\pm 13,3$ . The highest COD removal efficiency was

$0,72\pm 0,02$   $\text{kgCOD/m}^3/\text{day}$ . The lowest nitrogen removal efficiency was  $10,8\pm 5,4\%$  at  $0,327\pm 0,020$   $\text{kgTN/m}^3/\text{day}$  of nitrogen loading rate.

During the research, the adhesion of microorganism was insignificant. The biomass remained unchanged with  $6.808\pm 226$   $\text{mg/L}$  of Mixed liquor suspended solids (MLSS). When the salinity went up from 3.500 to 8.000  $\text{mgCl/l}$ , the COD and nitrogen removal efficiency decreased. However, the conversion of nitrogen was improved and the recovery of biomass following the changed loading rate was quite fast.

**Keywords:** membrane, sequencing batch reactor, moving bed, tannery wastewater

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Chye-Eng Seng, Jun-Wei Lim, Poh-Eng Lim, Enhancement of nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor with intermittent aeration during REACT period, *Chemical Engineering Journal*, 197, 199-203 (2012).
- [2]. Ioannis Vyrides, David C. Stuckey, Chromium Removal Mechanisms and Bacterial Community in an Integrated Membrane Bioreactor System, *Environmental engineering science*, 28, 661-670 (2011).

- [3]. W. G. Scholz, P. Rouge, A. Bodalo, and U. Leitz, Desalination of mixed tannery effluent with membrane bioreactor and reverse osmosis treatment, *Environ. Sci. Technol*, 39, 8505–8511 (2005).
- [4]. R. Mendez, A. Goltara, J. Martinez, Carbon and nitrogen removal from tannery wastewater with a membrane bioreactor, *Water Science and Technology*, 48(1), 207-214 (2003).
- [5]. Simon Judd. *The MBR book: Principles and applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*, Elsevier, 163-205 (2006).
- [6]. A. C. Anthonisen, R. C. Loehr, T. B. S. Prakasam, E. G. Srinath, Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid, *Water Pollution Control Federation*, 48 (5), 835-852 (1976).
- [7]. Jang Duksoo. *Effect of Salinity Variation on Treatment Performance and Sludge Characteristics in a Membrane Bioreactor*, Master's Thesis, Korea Advanced Institute of Science and Technology, 47-51 (2012).
- [8]. O. Lefebvre, R. Moletta, Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review, *Water Research*, 40, 3671-3682 (2006).
- [9]. Stephen Spotte, Estimation of the allowable upper limit of ammonia in saline waters, *Marine Ecology*, 10, 207-210 (1983).