



Tạp chí Khoa học Kỹ thuật Mỏ - Địa chất

Trang điện tử: <http://tapchi.humg.edu.vn>



Đánh giá hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi heo bằng mô hình sinh học lọc ngược dòng cải tiến kết hợp sử dụng giá thể vi sinh

Nguyễn Minh Kỳ ^{1,*}, Nguyễn Hoàng Lâm ²

¹ Khoa Môi trường và Tài nguyên, Trường Đại học Nông Lâm Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

² Khoa Kỹ thuật Tài nguyên nước, Trường Đại học Bách khoa Đà Nẵng, Việt Nam

THÔNG TIN BÀI BÁO

TÓM TẮT

Quá trình:

Nhận bài 24/3/2017
 Chấp nhận 08/4/2017
 Đăng online 28/4/2017

Từ khóa:

USBF
 Ngược dòng
 Quá trình sinh học
 Nước thải chăn nuôi

Hệ thống sinh học lọc ngược dòng (USBF) kết hợp sử dụng giá thể vi sinh được vận hành trong thời gian 100 ngày và tiến hành thu thập dữ liệu ở trạng thái ổn định. Kết quả cho thấy hệ thống USBF cải tiến có khả năng xử lý tốt các chất hữu cơ và dinh dưỡng. Trong nghiên cứu này, việc loại bỏ các chất ô nhiễm từ nước thải chăn nuôi heo đã được đánh giá trong bể phản ứng USBF cải tiến ở các thời gian lưu thủy lực (HRT) 6-15 giờ và thời gian lưu bùn (SRT) là 20 ngày. Các nghiên cứu thực nghiệm chỉ ra rằng hiệu quả loại bỏ trung bình các chất gây ô nhiễm với HRT tương ứng 12 giờ. Hiệu quả xử lý trung bình của nhu cầu oxy sinh học (BOD₅), nhu cầu oxy hoá học (COD) tương ứng là 94,2% và 93,3%. Hiệu quả loại bỏ nitơ và photpho lần lượt đạt 79,7% và 85,1%. Công nghệ USBF cải tiến là quá trình sinh học tiên tiến loại bỏ các chất ô nhiễm trong nước thải chăn nuôi heo.

© 2017 Trường Đại học Mỏ - Địa chất. Tất cả các quyền được bảo đảm.

1. Mở đầu

Chăn nuôi vốn được biết đến là ngành sản xuất quan trọng và là sinh kế gắn liền với nhiều người dân Việt Nam. Trong đó, hoạt động nuôi heo chiếm tỷ trọng cao trong tổng số lượng trang trại nông nghiệp. Đặc trưng của nước thải chăn nuôi heo chứa hàm lượng cao các hợp chất hữu cơ và các chất dinh dưỡng như nitơ, photpho (Nguyễn Thị Hồng và Phạm Khắc Liệu, 2012). Sự có mặt các chất dinh dưỡng như nitơ, photpho là mối đe dọa lên tình trạng sức khỏe các thủy vực và trở thành

mối quan tâm lớn của cộng đồng. Để xử lý các nguồn nước thải có hàm lượng chất ô nhiễm mức độ cao như nước thải chăn nuôi heo cần tiến hành áp dụng kết hợp các quá trình xử lý nước thải khác nhau như kỵ khí, hiếu khí và thiếu khí.

Công nghệ USBF được cải tiến từ quy trình bùn hoạt tính cổ điển trong đó kết hợp với 3 quá trình thiếu khí (anoxic), hiếu khí (aerobic) và lắng trong một đơn vị xử lý nước thải (Mahvi và nnk, 2008). Việc loại bỏ các chất ô nhiễm được diễn ra ở cả 3 ngăn thiếu khí, hiếu khí và ngăn lắng. Quá trình sinh học loại bỏ chất dinh dưỡng trong nước thải thông qua việc sử dụng vi sinh trong các điều kiện môi trường khác nhau. Vi sinh vật sử dụng oxi hòa tan để oxi hóa sinh hóa, đồng hóa các chất

*Tác giả liên hệ

E-mail: nmky@hcmuaf.edu.vn

đinh dưỡng và chất nền (C, N, P). Đây là công nghệ thích hợp xử lý các chất dinh dưỡng nitơ, photpho đạt hiệu quả cao (Khorsandi và nnk, 2011; Saud Bali và nnk, 2015). Các nghiên cứu trước đây áp dụng công nghệ USBF được tiến hành trên nhiều loại nước thải sản xuất như sợi tổng hợp (Jose và nnk, 2001), sản xuất rượu (Molina và nnk, 2007), chế biến thực phẩm (Nguyễn Văn Phước và nnk, 2009; Lê Hoàng Việt và nnk, 2013) cho tới các loại nước thải khu đô thị (Trương Thanh Cảnh và nnk, 2007; Noroozia và nnk, 2015).

Trong nghiên cứu này, mô hình sinh học lọc ngược dòng cải tiến kết hợp sử dụng giá thể vi sinh nhằm mục đích đánh giá khả năng xử lý nước thải chăn nuôi heo và góp phần bảo vệ môi trường sinh thái.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Đặc điểm nước thải chăn nuôi heo

Thành phần và hàm lượng các chất ô nhiễm từ nước thải chăn nuôi heo được sử dụng cho quá trình thí nghiệm được thể hiện ở Bảng 1.

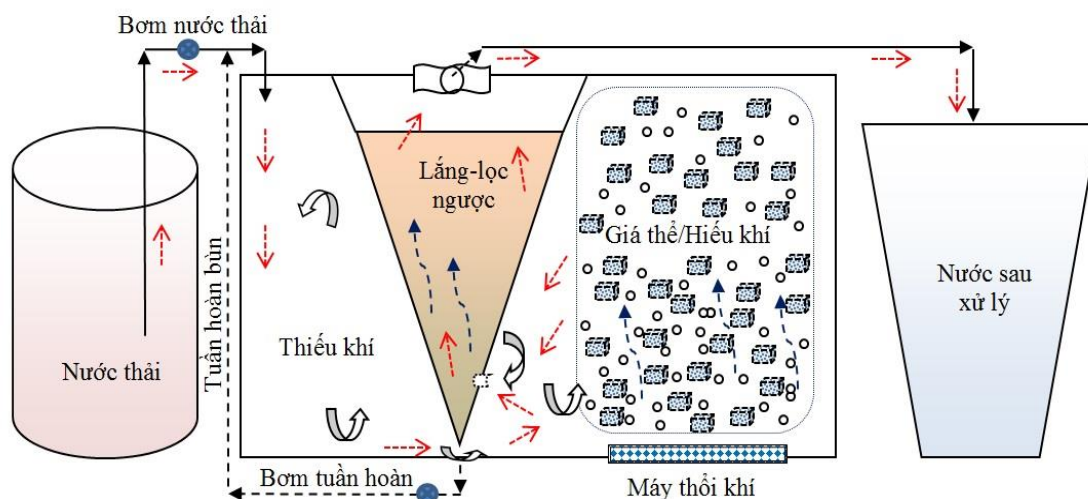
2.2. Mô hình thí nghiệm

Bể phản ứng được thiết kế bằng vật liệu thủy tinh với độ dày 4 mm và có thể tích công tác 56,25 lít (L*W*H = 75*25*30 cm). Thể tích các ngăn thiếu khí, hiếu khí và lắng lần lượt 13,5; 32,25 và 10,5 lít. Tương ứng kích thước chiều dài, chiều rộng và chiều cao mỗi ngăn là 25*25*30 (thiếu khí); 50*25*30 (hiếu khí) và 30*25*28 (lắng).

Bảng 1. Thành phần nước thải chăn nuôi heo và giới hạn cho phép.

TT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả		QCVN 62-MT:2016/BTNMT	
			Trung bình	Độ lệch chuẩn	A	B
1	pH	-	6,9	0,25	6-9	5,5-9
2	SS	mg/l	1496	141,59	50	150
3	BOD ₅	mg/l	2395	262,95	40	100
4	COD	mg/l	3608	147,50	100	300
5	TN	mg/l	414	7,81	50	150
6	TP*	mg/l	144	51,73	4	6

QCVN 62-MT:2016/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải chăn nuôi; *QCVN 40:2011/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải công nghiệp; Cột A quy định giá trị thông số ô nhiễm trong nước thải chăn nuôi khi xả ra nguồn nước được dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt; Cột B quy định giá trị thông số ô nhiễm trong nước thải chăn nuôi khi xả ra nguồn nước không dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt.



--> Dòng nước thải lưu thông ở các ngăn của hệ thống; Bơm nước thải DDI 150 (Grundfos, Anh); Bơm tuần hoàn MC1000 PEC (Multifix, Đức); Máy thổi khí ACO-003 (Hailea, Trung Quốc).

Hình 1. Sơ đồ mô hình thí nghiệm.

Bảng 2. Thông số vận hành bể phản ứng USBF. (HRT: Thời gian lưu thủy lực, OLR: Tải trọng hữu cơ).

Giai đoạn	Số ngày (bắt đầu - kết thúc)	Lưu lượng, lít/giờ	HRT, giờ	OLR, kgCOD/m ³ .ngày
1	1-25	3,8	15	5,8
2	26-50	4,7	12	7,2
3	51-75	6,3	9	9,6
4	76-100	9,4	6	14,4

Giá thể vi sinh linh động (polyethylene) được sử dụng của hãng Nisshinbo (Nhật Bản) trong ngăn hiếu khí ở dạng xốp, đường kính 4 mm, tỷ trọng 1 g/cm³, diện tích tiếp xúc 3000 - 4000 m²/m³. Lượng giá thể vi sinh sử dụng tương ứng 60% thể tích ngăn hiếu khí và tương đương 19350 cm³. Liên quan đến dòng nước thải mô hình thí nghiệm theo trình tự sau: Nước thải được bơm từ bể chứa vào ngăn thiếu khí, sau đó chảy vào ngăn hiếu khí. Tại đây, diễn ra quá trình sục khí nhằm cung cấp dưỡng khí cho các hoạt động của vi sinh vật. Sau đó, dòng nước thải chảy tiếp tục chảy vào ngăn lắng theo chiều hướng dòng lên trên rồi được thu gom thông qua hệ thống máng thu ra ngoài (Hình 1).

Bể USBF được vận hành với thời gian lưu bùn (SRT) là 20 ngày và nồng độ chất rắn lơ lửng trộn lẫn chất lỏng (MLSS) duy trì ở mức 4500-5000 mg/l. Bể phản ứng duy trì dòng lọc ngược 0,5 m/h, đây là tốc độ thích hợp ngăn chặn rửa trôi sinh khối và thúc đẩy tạo hạt bông bùn (Omil và nnk, 1996). Bùn hồi lưu từ ngăn lắng sang bể thiếu khí với lưu lượng hồi lưu bằng 3 lần dòng vào. Bể sinh học lọc ngược có thể xử lý ở tải trọng cao từ 5-25 kgCOD/m³.ngày (Tay and Zhang, 2000). Trong nghiên cứu này, mô hình thí nghiệm được tiến hành khảo sát trong thời gian 100 ngày với các tải trọng 5,8; 7,2; 9,6; 14,4 kg COD/m³.ngày. Bể phản ứng thiết kế với ngăn thiếu khí được thiết kế khử nitrate và tích lũy polyphosphate vào sinh khối vi sinh vật. Bể hiếu khí duy trì DO = 3,5 mg/l để thúc đẩy quá trình nitrat hóa (Rajesh và nnk, 2009). Nhiệt độ được kiểm soát ở khoảng giá trị 37±2°C. Độ pH được duy trì ở 6,5-7,8 bằng dung dịch KOH 5% và CH₃COOH 10%. Tỷ lệ dinh dưỡng C/N/P trong bể phản ứng tương đương nhu cầu dinh dưỡng 100/5/1 cho quá trình xử lý sinh học (Metcalf and Eddy, 2003).

2.3. Phương pháp phân tích và xử lý số liệu

Phương pháp phân tích các thông số chất lượng nước theo phương pháp chuẩn (APHA-

AWWA-WEF, 2005). Tần suất đo đạc các chỉ tiêu chất lượng nước được thực hiện 3 lần/tuần. Các giá trị pH, nhiệt độ, DO được đo bằng thiết bị đo nhanh. Xác định chỉ tiêu BOD₅ bằng phương pháp ủ trong tủ cấy ở điều kiện 20°C và 5 ngày. Nồng độ COD, TN, TP đo bằng máy quang phổ UV-VIS. Hàm lượng SS, MLSS được xác định theo phương pháp trọng lượng (lọc bằng giấy lọc có kích thước 0,45µm rồi sấy khô đến khối lượng không đổi ở các nhiệt độ 105°C. Chỉ số thể tích bùn (SVI) xác định theo công thức: SVI (ml/g) = (Thể tích bùn lắng sau 30 phút (ml/l) x 1000) / MLSS(mg/l). Các số liệu nghiên cứu được thống kê và xử lý bằng các phần mềm Excel và SPSS.

3. Kết quả nghiên cứu và thảo luận

3.1. Đánh giá khả năng xử lý các hợp chất hữu cơ (BOD₅, COD)

Nồng độ MLSS trung bình bể phản ứng được duy trì tương đương 4713,7 ± 229,24 mg/l. Giá trị MLSS theo các giai đoạn vận hành thí nghiệm có giá trị lần lượt 4678,6 ± 287,29 mg/l (OLR₁); 4669,4 ± 240,28 mg/l (OLR₂); 4816,0 ± 155,33 mg/l (OLR₃) và 4686,6 ± 237,34 mg/l (OLR₄). Nồng độ MLSS cao được duy trì trong bể phản ứng gia tăng hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm. Hoạt động vận hành có tỷ số F/M khá thấp với trung bình 0,084 ± 0,032 (ngày⁻¹) và dao động từ 0,046 đến 0,156 (ngày⁻¹). Thông thường, giá trị F/M thấp do sinh khối được giữ lại để duy trì nồng độ MLSS ở mức độ cao (Metcalf & Eddy, 2003).

Trong bể USBF, vi sinh vật sử dụng nguồn cacbon từ các chất hữu cơ của nước thải để tổng hợp các chất cần thiết cung cấp cho sinh trưởng phát triển và sinh sản tế bào mới. Kết quả giá trị COD đầu ra trung bình 373,3 mg/l (SD=146,82) và dao động 167 – 770 mg/l. Trị số BOD₅ sau xử lý với trung bình 227,0 (SD = 100,7). Bảng 3 và 4 trình bày chi tiết hiệu quả xử lý các chất hữu cơ theo các tải trọng khảo sát.

Hiệu quả xử lý các chất hữu cơ (tính theo giá

trị BOD₅) dao động 88,4% (OLR₁) và cao nhất ở giai đoạn 2 (OLR₄) tương ứng đạt 94,2%. Tương tự, hiệu quả xử lý COD ở các giai đoạn theo thứ tự 87,5; 88,7; 89,7 và 93,3% (OLR₄, OLR₃, OLR₁, OLR₂). Có thể thấy, hiệu quả xử lý chất hữu cơ đạt tối ưu ở ngưỡng thời gian lưu HRT = 12 giờ (OLR₂). So sánh kết quả hệ thống USBF lai hợp của Molina và nnk (2007) đối với nước thải sản xuất rượu với tải trọng cao có hiệu suất loại COD đạt 85-98% (Molina và nnk, 2007). Có thể lý giải hiệu quả xử lý các chất hữu cơ ở các tải trọng cao do việc thiết kế hệ thống theo các ngăn với các chế độ khác nhau. Ngoài ra, trong nghiên cứu này nhờ sự bổ sung giá thể vi sinh vào ngăn hiếu khí góp phần gia tăng hiệu quả oxi hóa các chất hữu cơ trong nước thải.

Hình 2 biểu diễn biến thiên kết quả xử lý hàm lượng các chất hữu cơ qua các khoảng tải trọng vận hành. Trong đó, xu hướng thay đổi hiệu quả xử lý có sự gia tăng rõ từ giai đoạn 1 (OLR₁=5,8 kg COD/m³.ngày) lên giai đoạn 2 (OLR₂ = 7,2 kg COD/m³.ngày) ứng với thời gian lưu 12 giờ. Mức độ xử lý các chất hữu cơ (BOD₅, COD) giảm khi nghiên cứu tiến hành giảm thời gian lưu xuống

mức 9 và 6 giờ (Hình 2). Ở mức tải trọng 14,4 kgCOD/m³.ngày, hiệu quả loại bỏ BOD₅ và COD giảm xuống tương ứng 88,4 và 87,5%. So sánh kết quả của nhóm nghiên cứu Đặng Việt Hùng và Đỗ Thị Hồng Hạ (2015) với lớp đệm linh động ở phần lọc kỵ khí, mô hình nghiên cứu cho hiệu quả xử lý cao nhất ở tải trọng hữu cơ 6 kgCOD/m³.ngày tương ứng thời gian lưu nước 16 giờ với hiệu suất xử lý COD đạt 92%. Như vậy, ưu điểm lợi thế của công nghệ USBF có thể ứng dụng xử lý các nguồn nước thải có hàm lượng các hợp chất hữu cơ.

3.2. Đánh giá khả năng xử lý các chất dinh dưỡng (N, P)

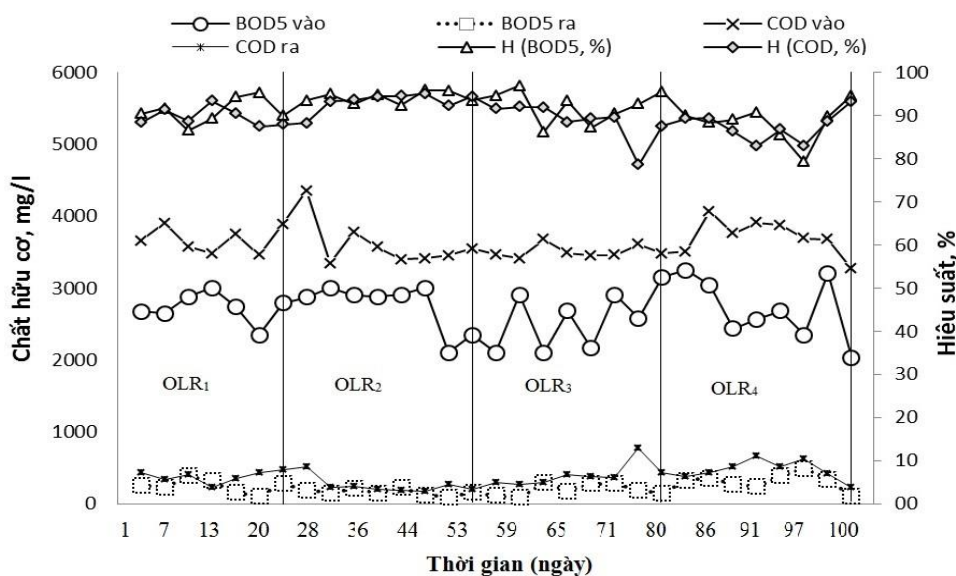
Sự kết hợp các quá trình thiếu khí, hiếu khí và kỵ khí có tiềm năng loại bỏ các chất hữu cơ lẫn nitơ trong nước thải (Barber và Stuckey, 2000; Del Pozo và Diez, 2005). Thông thường, quá trình sinh học loại bỏ nitơ được mô tả theo trình tự: amon hóa (chuyển hóa nitơ hữu cơ thành amoni), nitrate hóa (NH₄⁺ → NO₃⁻) và quá trình khử nitrate (NO₃⁻ → N₂). Trong bể phản ứng USBF, hàm lượng nitơ được loại thông qua quá trình nitrate hóa và khử nitrate.

Bảng 3. Hiệu quả xử lý BOD₅ theo các tải trọng khác nhau.

OLR	Kết quả	BOD ₅ , mg/l				Hiệu suất, %
		Vào	Thiếu khí	Hiếu khí	Ra	
OLR ₁ =5,8 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	2725,0	1346,9	269,0	246,3	91,1
	SD	206,97	356,31	108,69	94,86	
OLR ₂ =7,2 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	2750,8	1315,1	393,5	159,5	94,2
	SD	337,16	194,29	114,81	44,28	
OLR ₃ =9,6 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	2573,4	1516,8	478,4	193,3	92,2
	SD	413,27	421,18	136,97	79,33	
OLR ₄ =14,4 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	2695,3	1440,8	393,5	311,5	88,4
	SD	436,50	276,58	149,36	111,76	

Bảng 4. Hiệu quả xử lý COD theo các tải trọng khác nhau.

OLR	Kết quả	COD, mg/l				Hiệu suất, %
		Vào	Thiếu khí	Hiếu khí	Ra	
OLR ₁ =5,8 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	3674,6	2647,6	1356,3	378,1	89,7
	SD	182,78	268,42	456,56	79,11	
OLR ₂ =7,2 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	3607,4	2205,4	1272,6	248,0	93,3
	SD	331,61	496,33	362,61	109,62	
OLR ₃ =9,6 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	3505,0	2401,9	1167,1	398,5	88,7
	SD	90,27	332,67	249,27	160,26	
OLR ₄ =14,4 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	3718,9	2753,4	1091,5	469,0	87,5
	SD	249,40	279,94	122,22	142,01	



Hình 2. Biến thiên hàm lượng BOD₅ và COD trong quá trình vận hành.

Bảng 5. Hiệu quả xử lý TN và TP theo các tải trọng khác nhau.

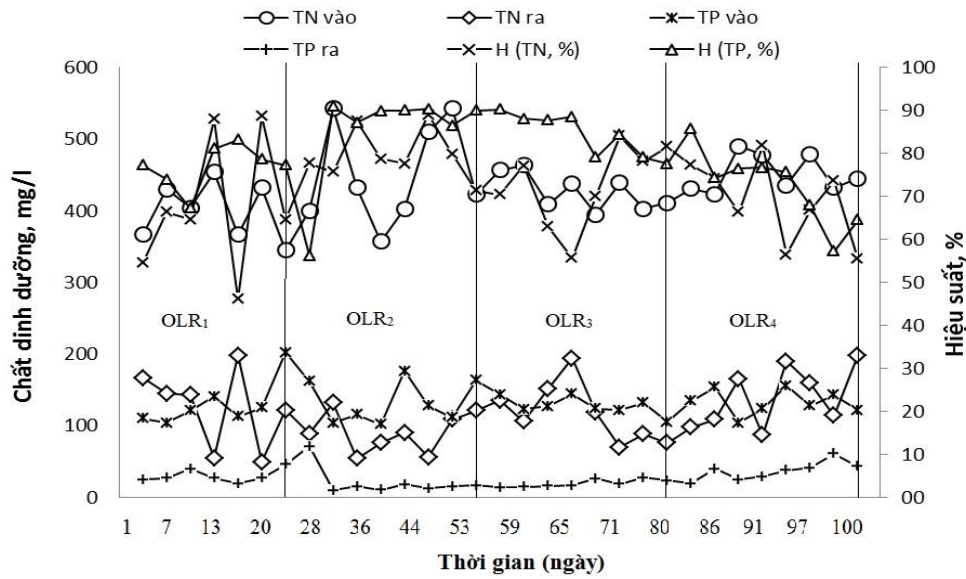
OLR	Kết quả	TN			TP		
		TN vào	TN ra	H, %	TP vào	TP ra	H, %
OLR ₁ =5,8 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	399,9	125,5	67,6	130,9	30,0	77,0
	SD	41,01	55,60		33,61	9,36	
OLR ₂ =7,2 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	451,5	90,9	79,7	132,9	20,9	85,1
	SD	71,06	28,61		29,91	20,45	
OLR ₃ =9,6 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	427,0	117,3	72,6	127,6	19,6	84,4
	SD	25,95	41,94		12,67	5,36	
OLR ₄ =14,4 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	451,8	140,0	69,0	133,0	36,9	72,4
	SD	26,25	43,25		17,56	13,04	

Đối với quá trình loại photpho dựa trên cơ chế hấp thụ photpho sinh học. So với công nghệ bùn hoạt tính truyền thống, công nghệ USBF có ưu điểm ở khả năng hấp thu photpho cao nhờ việc thiết kế kết hợp các quá trình thiếu khí, hiếu khí và kỵ khí trong một hệ thống. Ngoài việc loại bỏ carbon, bể phản ứng USBF còn diễn ra quá trình nitrat hoá/khử nitrat và loại bỏ các chất dinh dưỡng như nitơ, photpho (Mahvi và nnk, 2008). Nhờ việc bổ sung thêm giá lơ lửng đã tăng cường mật độ của các vi sinh vật dẫn đến gia tăng hiệu quả loại bỏ các chất ô nhiễm.

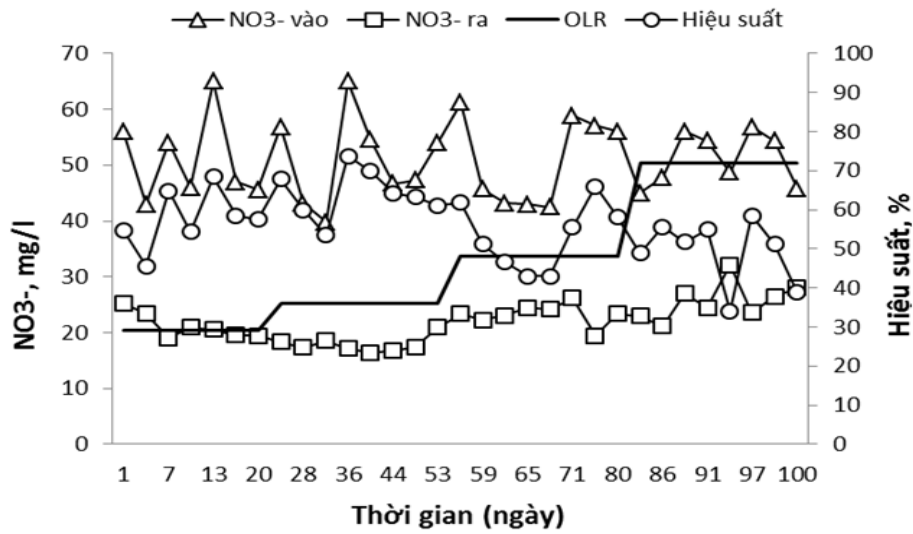
Đối với chỉ số thể tích bùn SVI đạt mức trung bình bằng $97,0 \pm 21,33$ ml/g và dao động khoảng giá trị thấp nhất và cao nhất tương ứng 48,6 và 145,5 ml/g. Trung bình SVI theo các giai đoạn vận hành thí nghiệm có giá trị lần lượt $85,2 \pm 22,68$ ml/g (OLR₁); $91,9 \pm 18,26$ ml/g (OLR₂); $99,6 \pm 19,76$ ml/g (OLR₃) và $109 \pm 21,33$ ml/g (OLR₄).

Kết quả chỉ số thể tích bùn SVI dao động trong khoảng 50-150 ml/g cho thấy quá trình hoạt động sinh học tốt. Nhìn chung, giá trị SVI nhỏ chứng tỏ bùn dễ lắng và nó phản ánh mức độ hiệu quả xử lý nước thải.

Hàm lượng TN sau xử lý 118,2 mg/l (SD = 44,7). Giá trị TP đầu ra trung bình đạt 26,7 mg/l (SD = 14,64) và dao động 9,4 - 71 mg/l. Nhìn chung, hiệu quả xử lý các chất dinh dưỡng thấp nhất đạt 67,6% (TN) ở OLR₁=5,8 kgCOD/m³.ngày và 72,4% (TP) ở giai đoạn tăng tải trọng lên OLR₄=14,4 kgCOD/m³.ngày. Trong thời gian vận hành, hiệu quả xử lý nitơ và photpho cao nhất ở giai đoạn 2 (với OLR₂=7,2 kgCOD/m³.ngày) lần lượt đạt 79,7 và 85,1%. Xu hướng chính về hiệu quả xử lý các chất dinh dưỡng tăng khi giảm thời gian lưu và đạt tối ưu ở ngưỡng HRT=12 giờ.



Hình 3. Biến thiên hàm lượng và hiệu quả xử lý nitơ và photpho.



Hình 4. Biến thiên hàm lượng NO₃⁻ và hiệu suất xử lý trong quá trình vận hành.

Bảng 6. Hiệu suất xử lý NO₃⁻ theo các tải trọng khác nhau.

Tải trọng hữu cơ	Kết quả	Hàm lượng NO ₃ ⁻ , mg/l		
		Vào	Ra	Hiệu suất, %
OLR ₁ =5,8 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	50,9	21,2	57,7
	SD	7,79	2,35	
OLR ₂ =7,2 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	50,9	17,8	64,2
	SD	8,19	1,47	
OLR ₃ =9,6 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	50,9	23,3	53,2
	SD	8,04	1,96	
OLR ₄ =14,4 kgCOD/m ³ .ngày	Mean	51,1	25,7	49,2
	SD	4,76	3,42	

Quá trình nitrate hóa trong bể USBF được mô tả bằng phản ứng: $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$. Ở trong điều kiện thiếu khí, vi khuẩn dị dưỡng sẽ chuyển hóa các chất hữu cơ và nitrate thành các khí N_2 , CO_2 dưới dạng tự do: $\text{NO}_3^- + \text{Chất hữu cơ} \rightarrow \text{N}_2 + \text{CO}_2 + \text{OH}^- + \text{H}_2\text{O}$. Quá trình khử nitrate được khái quát hóa như sau: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$. Quá trình khử nitrate sinh học được xem là giải pháp hữu hiệu loại bỏ nitrate trong điều kiện thiếu khí (Rijn và nnk, 2006)

Ngoài ra, các kết quả quan trắc biến động hàm lượng NO_3^- trước và sau xử lý được thể hiện ở Bảng 6 và Hình 4. Đối với khả năng chuyển hóa và hiệu suất xử lý NO_3^- trong quá trình vận hành dao động trong khoảng giá trị cao nhất ở tải trọng 7,2 kgCOD/m³.ngày (ứng với hiệu suất 64,2%). Quá trình loại bỏ nitrate trong bể phản ứng có khuynh hướng giảm tương ứng mức tăng tải trọng lên 9,6 và 14,4 kgCOD/m³.ngày.

Nhờ quá trình vận hành trong điều kiện nồng độ MLSS cao (4500-5000 mg/l) nên tạo điều kiện gia tăng hiệu quả xử lý sinh học các chất ô nhiễm. Nhìn chung, quá trình nitrat hóa diễn ra trong ngăn hiếu khí và khử nitrat diễn ra trong ngăn thiếu khí. Dòng photpho hoà tan từ ngăn thiếu khí theo dòng nước qua ngăn hiếu khí được các vi khuẩn ưa photpho hấp thụ và tích lũy. Trong ngăn lắng, nhờ quá trình lắng của bùn hoạt tính nên photpho sẽ được loại bỏ. Vai trò của ngăn lắng trong bể USBF sẽ tách các hạt cặn ra khỏi nước bằng cách lọc qua tầng vật liệu lọc bùn hoạt tính lơ lửng. Lượng photpho trong nước thải được loại bỏ nhờ sự kết hợp và đi vào tế bào sinh khối và được loại bỏ thông qua việc loại bỏ xả bùn (Kermani và nnk, 2009). Hình 3 cho thấy biến thiên kết quả loại bỏ thành phần dinh dưỡng (N, P) dao động theo chiều hướng giảm dần khi thí nghiệm tăng tải trọng hữu cơ và giảm thời gian lưu thủy lực. Khoảng thời gian tối ưu cho quá trình khử nitơ và photpho ở mức HRT=12 giờ. Đối với nitơ, kết quả khảo sát chỉ ra hiệu quả xử lý đạt cực đại 79,7% ở mức tải trọng OLR_2 . Trong khi, hiệu quả xử lý photpho của bể phản ứng cao hơn với hiệu suất lên tới 85,1%. Có thể thấy, sự hấp thụ sinh học cho quá trình phát triển sinh khối qua đó góp phần loại bỏ nitơ và photpho trong nước thải (Hu và nnk, 2002; Kishida và nnk, 2006).

4. Kết luận

Từ những kết quả nghiên cứu cho thấy mô

hình sinh học lọc ngược dòng cải tiến kết hợp sử dụng giá thể vi sinh có khả năng xử lý chất hữu cơ và các chất dinh dưỡng ở các tải trọng cao. Mức độ xử lý các chất hữu cơ (BOD_5 , COD) giảm khi nghiên cứu tiến hành giảm thời gian lưu xuống mức 9 và 6 giờ. Khoảng thời gian lưu thủy lực tối ưu cho quá trình khử carbon, nitơ và photpho ở mức tương đương 12 giờ. Hiệu quả xử lý các chất hữu cơ (BOD_5 , COD) lần lượt dao động 88,4 - 94,2% và 87,5 - 93,3%. Hiệu quả xử lý các chất dinh dưỡng thấp nhất đạt 67,6% (TN) ở $\text{OLR}_1=5,8$ kgCOD/m³.ngày và 72,4% (TP) ở giai đoạn tăng tải trọng lên $\text{OLR}_4=14,4$ kgCOD/m³.ngày. Đối với hiệu quả xử lý nitơ và photpho cao nhất ở giai đoạn 2 (với $\text{OLR}_2=7,2$ kgCOD/m³.ngày) lần lượt đạt 79,7 và 85,1%. Ưu điểm của USBF kết hợp sử dụng giá thể vi sinh không gây mùi, hạn chế bùn dư và sử dụng hóa chất, đồng thời có thể duy trì thời gian lưu bùn dài để oxy hóa và khử các chất ô nhiễm. Bể phản ứng USBF cải tiến có ưu điểm và thích hợp cho việc ứng dụng xử lý nước thải chứa hàm lượng các chất ô nhiễm cao như nước thải chăn nuôi góp phần bảo vệ môi trường.

Tài liệu tham khảo

- APHA, AWWA, WEF, 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (21st Edition). American Public Health Association, Washington DC.
- Barker, P. S., Dold, P. L., 1996. Sludge production and oxygen demand in nutrient removal activated sludge systems. *Water Science and Technology* 34, 43-50.
- Barber, W.P., and Stuckey, D.C., 2000. Nitrogen removal in a modified anaerobic baffled reactor (ABR): Denitrification. *Water Res* 34(9), 2413- 2422.
- Del Pozo, R., and Diez, V., 2005. Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Water Res* 39, 1114-1122.
- Đặng Viết Hùng, Đỗ Thị Hồng Hạ, 2015. Xử lý nước thải chăn nuôi heo bằng mô hình lai hợp kỵ khí USBF với lớp đệm linh động ở phần lọc kỵ khí. *Tạp chí phát triển Khoa học và Công nghệ* 18(M2), 138-146.
- Hu, Z. R.; Wentzel, M. C; Ekma, G. A., 2002. Anoxic growth of phosphate-accumulating organisms

- (PAOs) in biological nutrient removal activated sludge systems. *Water Res* 36(19), 4927-4937.
- Jose M. Ferna Ndez, Francisco Omil, Ramo N.Me Ndez and Juan M. Lema, 2001. Anaerobic treatment of fibreboard manufacturing wastewaters in a pilot scale hybrid USBF reactor. *Wat. Res* 35(17), 4150-4158.
- Kermani M., B. Bina, H. Movahedian, M. Mehdi Amin, and M. Nikaeen, 2009. Biological phosphorus and nitrogen removal from wastewater using moving bed biofilm process. *Iranian Journal of Biotechnology* 7(1), 19-27.
- Kishida, N.; Kim, J.; Tsuneda, S.; Sudo, R., 2006. Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms. *Water Res* 40(12), 2303-2310.
- Khorsandi H., H. Movahedian, B. Bina and H. Farrokhzadeh, 2011. Innovative anaerobic/upflow sludge blanket filtration bioreactor for phosphorus removal from wastewater. *Environmental Technology* 32(5), 499-506.
- Lê Hoàng Việt, Nguyễn Võ Châu Ngân, Lê Thị Soàn, Văn Minh Quang, 2013. Nghiên cứu xử lý nước thải chế biến bánh tráng bằng bể USBF. *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ* 29, 23-30
- Mahvi, A. H., Nabizadeh, R., Pishrafi, M. H., Zarei, Th., 2008. Evaluation of single stage USBF in removal of nitrogen and phosphorus from wastewater. *Eur. J. Sci. Res* 23(2), 204-211.
- Metcalf & Eddy, 2003. *Wastewater engineering treatment and reuse*, 4th Ed. McGraw Hill.
- Molina, F., Ruiz-Filippi, G., García, C., Roca, E., Lema, J.M., 2007. Winery effluent treatment at an anaerobic hybrid USBF pilot plant under normal and abnormal operation. *Water Sci Technol* 56(2), 25-31.
- Nguyễn Thị Hồng, Phạm Khắc Liệu, 2012. Đánh giá hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi lợn bằng hầm biogas quy mô hộ gia đình ở Thừa Thiên Huế. *Tạp chí khoa học Đại học Huế* 73(4), 83-91.
- Noroozia A., M. Safarib, N. Askaria, 2015. Innovative hybrid-upflow sludge blanket filtration (H-USBF) combined bioreactor for municipal wastewater treatment using response surface methodology. *Desalination and Water Treatment* 56(9), 2344-2350.
- Nguyễn Văn Phước, Nguyễn Thị Thanh Phương, Lê Thị Thu, 2009. Xử lý nước thải tinh bột mì bằng công nghệ hybrid (lọc sinh học - aerotank). *Tạp chí phát triển Khoa học và Công nghệ* 12(2), 29-38.
- Omil, F., Lens, P., Hulshoff Pol, L., and Lettinga, G., 1996. Effect of upward velocity and sulphide concentration on volatile fatty acid degradation in a sulphidogenic granular sludge reactor. *Process Biochem* 31(7), 699-710.
- Rajesh Banu J., Do Khac Uan , Ik-Jae Chung , S. Kaliappan and Ick-Tae Yeom, 2009. A study on the performance of a pilot scale A2/O-MBR system in treating domestic wastewater. *Journal of Environmental Biology*, 30(6), 959-963.
- Rijn, V. J., Tal, Y., and Schreier, H.J., 2006. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering* 34(3), 364-376.
- Saud Bali A., Abualbasha S. and Abdullah A., 2015. Removal of Nitrogen and Phosphorus from Saline Wastewater Using Up-Flow Sludge Blanket Filtration Process. *Journal of Environmental Science and Engineering* 4, 347-353.
- Tay J.H. and X. Zhang, 2000. Stability of high-rate anaerobics systems: Performance under shocks. *Journal of Environmental Engineering* 126(8), 713-725.
- Trương Thanh Cảnh, Trần Công Tấn, Nguyễn Quỳnh Nga, Nguyễn Khoa Việt Trường, 2007. Nghiên cứu xử lý nước thải đô thị bằng công nghệ sinh học kết hợp lọc dòng ngược. *Tạp chí phát triển Khoa học và Công nghệ* 9, 65-71.

ABSTRACT

Evaluating the efficiency of piggery wastewater treatment by the microbial bed fixed upflow sludge blanket filtration system

Ky Minh Nguyen¹, Lam Hoang Nguyen²

¹ Faculty of Environment and Natural Resources, Nong Lam University of Ho Chi Minh City, Vietnam

² Faculty of Water Resources Engineering, Da Nang University of Technology, Vietnam

The microbial bed fixed upflow sludge blanket filtration (USBF) system was operated for about 100 days and runs of steady state data were collected. The results showed that the USBF system had a better ability in terms of organic matter and nutrients removal. In this study, the removal of pollutants from piggery wastewater was evaluated in the advanced USBF reactor at hydraulic retention time (HRT) of 6-15 hours and solid retention time (SRT) of 20 day. Experimental studies indicated that average removal efficiency of pollutants with HRT of 12 hours. The results show that the average removal efficiencies for Biological Oxygen Demand (BOD₅), Chemical Oxygen Demand (COD) were over 94.2% and 93.3% respectively. The phosphorous and nitrogen's removal were found to be 79.7% and 85.1% respectively. The advanced USBF as an advanced biological process had a pollutants removal efficiency from piggery wastewater.