ĐÁNH GIÁ HIỆU QUẢ XỬ LÝ NƯỚC THẢI CHĂN NUÔI LỢN CỦA HỆ THỐNG LỌC SINH HỌC SỤC KHÍ LUÂN PHIÊN TẠI XÃ ĐỊNH LONG, HUYỆN YÊN ĐỊNH, TỈNH THANH HÓA

Lê Sỹ Chính[1], Phạm Đỗ Tường Linh[2], Doãn Thanh Cảnh[3]

TÓM TẮT

Nghiên cứu tiến hành nhằm đánh giá hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi lợn bằng hệ thống lọc sinh học sục khí luân phiên. Ở giai đoạn khởi động hiệu suất xử lý COD chưa ổn định, dao động 77 - 80%, nhưng sang đến giai đoạn ổn định đạt tương đối cao, trong khoảng 88 - 92%. Không có sự khác biệt về hiệu suất xử lý $N\text{-}NH_4^+$ ở giai đoạn khởi động và giai đoạn ổn định đều đạt ≈ 100 %. Ở giai đoạn khởi động, hiệu suất xử lý T-N không ổn định, dao động trong khoảng 70-77% ở khoảng tải trọng COD 0,11 - 0,18 kg-COD/(m^3·ngày), tải trọng T-N 0,11-0,15 kg-N/(m^3·ngày). Chuyển sang giai đoạn ổn định, tải trọng COD và T-N đều ở mức cao (tải trọng COD 0,3 - 0,47 kg COD/(m^3·ngày), tải trọng T-N ở mức 0,19 - 0,2 kg N/(m^3·ngày)) nhưng vẫn đạt được hiệu suất xử lý T-N tương đối ổn định, trong khoảng 90 - 93%. Ở đầu giai đoạn khởi động hiệu suất xử lý T-P tương đối thấp, nhưng sau đó tăng nhanh đến giai đoạn ổn định hiệu suất xử lý T-P trong khoảng 70 - 90%. Hiệu suất xử lý SS tương đối cao, đạt gần 80 % và SS trong nước thải ra tương đối ổn định và hầu như đều < 50 mg/l. Kết quả trên chứng tỏ rằng, hệ thiết bị lọc sinh học sục khí - ngừng sục khí tương đối ổn định và đạt hiệu quả cao có thể thực hiện các quá trình nitrit/nitrat hóa và khử nitrit/nitrat đồng thời trong cùng một thiết bị.

Từ khóa: *Nước thải chăn nuôi lợn, biogas, lọc sinh học, sục khí.*

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Hiện nay, trên địa bàn tỉnh Thanh Hóa các trang trại, gia trại nuôi lợn trên địa bàn tỉnh đều xây dựng hệ thống xử lý chất thải bằng biogas. Tuy nhiên, biện pháp này chỉ giảm thiểu ô nhiễm, nước thải sau xử lý vẫn có nguy cơ gây ô nhiễm môi trường, nhất là khi các cơ sở không tuân thủ quy trình sản xuất, quy trình vận hành hệ thống xử lý chất thải. Thực tế cho thấy, công nghệ xử lý biogas không triệt để được nguồn gây ô nhiễm từ chất thải chăn nuôi, do đó rất cần có các biện pháp hỗ trợ, xử lý sau biogas, như xây ao hồ sinh học, vườn cây... Do chi phí đầu tư và vận hành để xử lý triệt để các chất gây ô nhiễm môi trường khá tốn kém; nên hầu hết các chủ trang trại đều trốn tránh việc đầu tư xây dựng các công trình xử lý chất thải trong chăn nuôi nhằm bảo đảm vệ sinh môi trường.

Nước thải chăn nuôi lợn có đặc trưng là chứa các thành phần hữu cơ, N, P cao nên việc lựa chọn công nghệ xử lý phải đáp ứng được các tiêu chí sau: (1) Công nghệ xử lý phù hợp với đặc trưng nước thải nhằm xử lý có hiệu quả các thành phần ô nhiễm

[1,2.3] *Khoa Kỹ thuật Công nghệ, Trường Đại học Hồng Đức*

BOD, COD, SS, N, P và chất lượng nước xử lý đảm bảo đạt yêu cầu một cách ổn định; (2) Công nghệ xử lý phù hợp với điều kiện Việt Nam: tiên tiến nhưng không quá phức tạp, dễ vận hành, bảo dưỡng, đảm bảo tính ổn định cao; (3) Tiết kiệm mặt bằng xây dựng, chi phí đầu tư hợp lý, chi phí xử lý thấp; (4) Tự động hoá điều khiển nhằm đảm bảo quá trình xử lý có tính ổn định cao, đơn giản hoá thao tác cho người vận hành; (5) Điều kiện cơ sở hạ tầng: cấp điện, cấp nước, giao thông; (6) Điều kiện mặt bằng, địa hình khu vực xây dựng hệ thống xử lý; (7) Điều kiện vận hành và quản lí hệ thống xử lý nước thải; (8) Đảm bảo thẩm mỹ, an toàn và vệ sinh môi trường (biện pháp khử mùi hôi thối của nước thải).

Phương pháp lọc sinh học sục khí luân phiên là một dạng cải tiến của phương pháp lọc sinh học hiếu khí thông thường, là dựa trên quá trình hoạt động của màng sinh học phát triển trên bề mặt vật liệu mang. Màng sinh học là tập hợp các vi sinh vật hiếu khí (ở lớp phía ngoài của màng sinh học), và các vi sinh vật thiếu khí và kị khí (ở lớp phía trong của màng sinh học). Các chất hữu cơ và nitơ trước hết bị oxy hóa bởi vi sinh vật hiếu khí, sau đó tiếp tục bị chuyển hóa bởi các vi sinh vật thiếu khí và kị khí ở lớp phía trong của màng sinh học. Chính vì vậy phương pháp lọc sinh học sục khí luân phiên có thể xử lý đồng thời các thành phần hữu cơ và nitơ. Trong nghiên cứu này nhằm đánh giá hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi lợn bằng hệ thống lọc sinh học sục khí luân phiên. Với mục đích tìm ra giải pháp phù hợp nhằm nâng cao hiệu suất xử lý thành phần các chất trong nước thải chăn nuôi lợn đã qua xử lý hầm biogas bằng hệ lọc sinh học sục khí luân phiên.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Nước thải

Nước thải sử dụng trong nghiên cứu này là nước thải chăn nuôi lợn đã qua xử lý kị khí bằng hầm biogas tại xã Định Long, huyện Yên Định, tỉnh Thanh Hóa. Thành phần của nước thải được trình bày trong bảng 1.

Bảng 1. Thành phần của nước thải chăn nuôi lợn sau xử lý kị khí

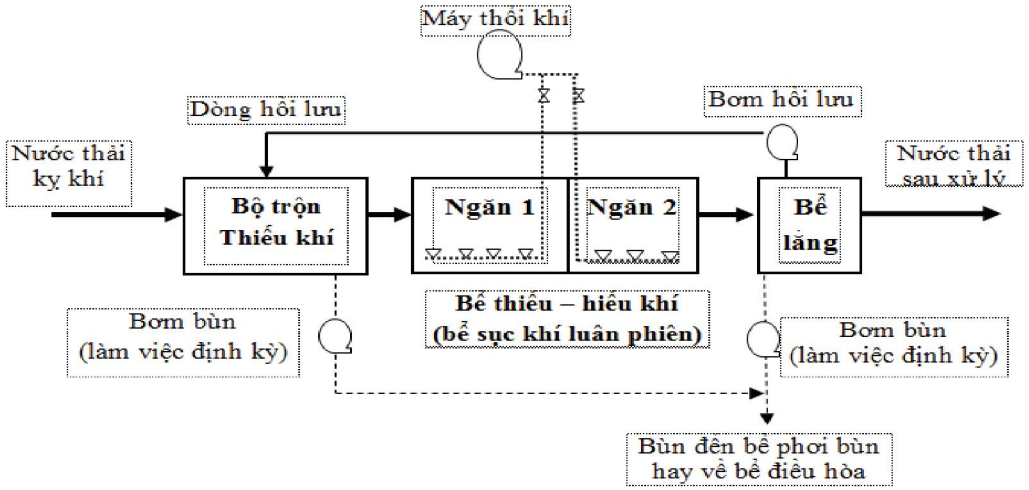
STT	Thông số	Khoảng dao động	QCVN 62-MT:2016/BTNMT (*)	
			A	B
1	pH	7,5 - 8,5	6 - 9	5,5 - 9
2	COD_{Cr} (mg/l)	1000 - 2000	100	300
3	$N\text{-}NH_4^+$ (mg/l)	600 - 800	-	-
4	T-N (mg/l)	700 - 1000	50	150
5	Tổng Photpho (mg/l)	30 - 90	-	-
6	SS (mg/l)	300 - 1000	50	150

Ghi chú: (*): Quy chuẩn kỹ thuật Quốc gia về nước thải chăn nuôi (Cột A giá trị các 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 giá trị các thông số ô nhiễm trong nước thải chăn nuôi khi xả ra nguồn nước không dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt).

2.2. Hệ thiết bị lọc sinh học sục khí luân phiên tại hiện trường

Mô hình được thiết kế và lắp đặt tại trang trại chăn nuôi lợn của Công ty Cổ phần chăn nuôi và chuyển giao Công nghệ Yên Định, với công suất thiết kế là 9m^3/ngày đêm nước thải sau xử lý kị khí. Trong đó bao gồm hai bể xử lý chính là bể lọc thiếu khí và bể lọc thiếu - hiếu khí (sục khí luân phiên). Nước thải cuối bể thiếu - hiếu khí được tuần hoàn với tỉ lệ thích hợp về bể thiếu khí. Máy thổi khí cấp khí cho bể thiếu - hiếu khí được điều khiển qua bộ điều khiển PLC có thể cài đặt thay đổi được chu kỳ sục khí. Việc xả bùn ở đáy bể thiếu khí và bể lắng cuối cũng được tự động hóa.

Sau quá trình nuôi cấy vi sinh vật (bằng nguồn bùn hoạt tính của một hệ thống xử lý nước thải thực tế và bùn hoạt tính giàu vi khuẩn nitrit/nitrat hóa và vi khuẩn khử nitrit/nitrat nuôi cấy trong phòng thí nghiệm) và khởi động hệ thống trong khoảng hơn hai tháng, mô hình pilot được vận hành nâng công suất từ 0,2 m^3/h lên 0,35 - 0,4 m^3/h với mục tiêu nghiên cứu là đánh giá được hiệu quả xử lý chất hữu cơ, N, P, SS và tối ưu hóa các điều kiện của mô hình thiếu - hiếu khí.



Hình 1. Sơ đồ công nghệ lọc sinh học sục khí luân phiên tại hiện trường

2.3. Điều kiện thí nghiệm

pH vào duy trì trong suốt quá trình vận hành dao động trong khoảng 7,5 - 8,5. Tiến hành ở điều kiện nhiệt độ ngoài trời. DO ở cả hai ngăn trong thời gian sục khí duy trì trong khoảng 2 - 4 mg/l. Thời gian sục khí : ngừng sục khí tại bể thiếu - hiếu khí là 2 : 1 (giờ). Lưu lượng vào trong giai đoạn khởi động dao động trong khoảng 0,2 m^3/h. Sau khi vận hành ổn định tăng lưu lượng dòng vào lên khoảng 0,35 - 0,4 m^3/h. Thời gian lưu ở bể thiếu khí trong khoảng 0,3 ngày, ở bể thiếu - hiếu khí dao động trong khoảng 3 ngày.

2.4. Phương pháp phân tích

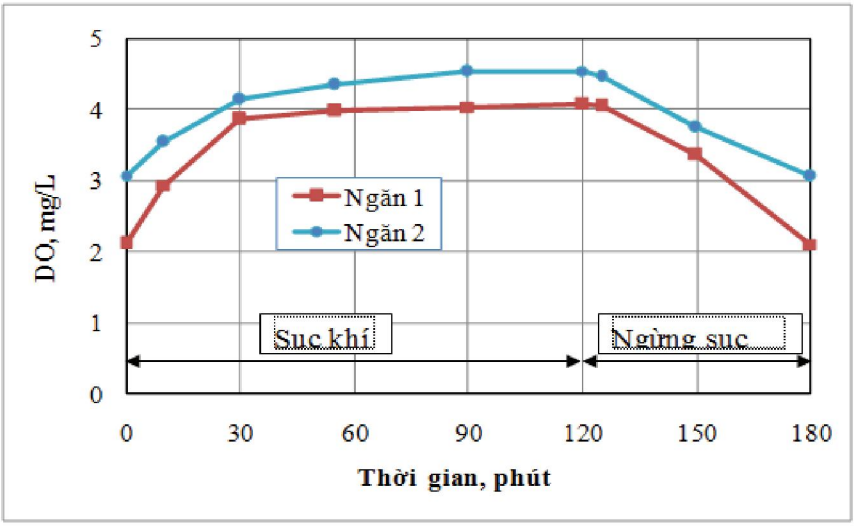
COD được xác định bằng phương pháp chuẩn độ đicromat kali theo TCVN 6491:1999, sử dụng thiết bị phản ứng Thermoreactor TR 320 (Merck, Đức). $N\text{-}NH_4^+$ xác định bằng phương pháp TCVN 6179-1:1996. T-P được xác định theo phương pháp so màu

axit ascorbic, theo standard Method 1995. N-NO_3^- xác định bằng phương pháp trắc phổ dùng axitosunfosalixylic, theo TCVN 6180:1996. N-NO_2^- xác định bằng phương pháp trắc phổ hấp thụ phân tử theo TCVN 6178:1996. T-N được xác định trên máy phân tích TOC-N (model TNM-1, Shimadzu, Nhật Bản) bằng phương pháp đốt các hợp chất nitơ thành NO ở 720 ^{0}C có xúc tác và phát hiện bằng detectơ quang hóa. Xác định các thông số pH theo tiêu chuẩn TCVN 6492:2011, DO xác định theo tiêu chuẩn TCVN 7324:2004.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Diễn biến DO trong bể thiếu - hiếu khí trong một chu kỳ thiếu - hiếu khí

DO cũng là một thông số rất quan trọng để thực hiện quá trình nitrat hóa và khử nitrat. Toya (1970) [2] chỉ ra rằng nếu duy trì DO trong khoảng 3 - 4 mg/L thì hiệu quả của quá trình nitrat hóa có thể đạt được 90 % hoặc nhiều hơn nữa. Diễn biến DO trong bể thiếu - hiếu khí trong một chu trình thiếu - hiếu khí được thể hiện trên hình 2. Thời gian sục khí: ngừng sục khí trong một chu trình thiếu - hiếu khí là 2 : 1 (giờ). Ở giai đoạn hiếu khí, DO tại ngăn 1 và ngăn 2 có sự biến đổi khác nhau, ngăn 1 DO dao động trong khoảng 2,1 - 4 mg/l; ngăn 2 dao động trong khoảng 3 - 4,6 mg/l. Có sự chênh lệch DO giữa hai ngăn là do nước thải từ bể trộn vào ngăn 1 nồng độ chất hữu cơ vẫn còn cao dẫn đến DO thấp. Sau khi nước thải được xử lý ở ngăn 1 được chảy tràn sang ngăn 2 nên ở ngăn 2 nồng độ chất hữu cơ đã giảm nhiều so với ngăn 1 dẫn đến DO tại ngăn 2 lúc nào cũng cao hơn ngăn 1, kể cả ở giai đoạn sục khí lẫn không sục khí. Ở cả hai ngăn sau khi sục khí 60 phút thì DO đạt cao nhất và ổn định cho đến cuối chu kỳ sục khí. Khi ngừng sục khí DO giảm rất nhanh, sau khoảng 60 phút DO giảm xuống ở mức bắt đầu chu kỳ sục khí.

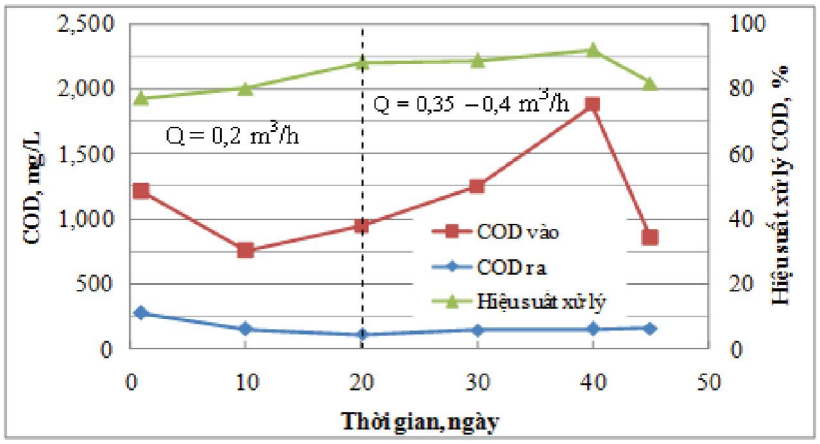


Hình 2. Diễn biến DO trong bể thiếu - hiếu khí trong một chu kỳ thiếu - hiếu khí

3.2. Hiệu quả xử lý hữu cơ

Kết quả xử lý chất hữu cơ trên hệ thiết bị pilot được thể hiện trên hình 3. Kết quả hình 3 cho thấy, ở giai đoạn khởi động hiệu suất xử lý COD chưa ổn định, dao động trong khoảng

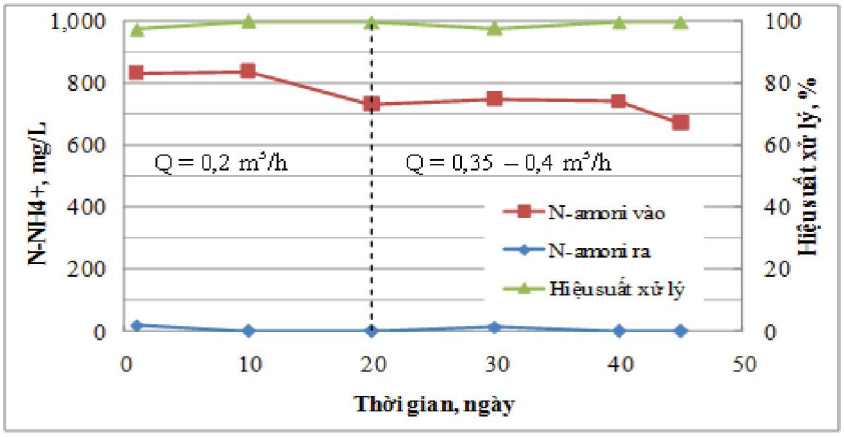
77 - 80%. Nhưng sang đến giai đoạn ổn định hiệu suất xử lý COD đạt tương đối cao, trong khoảng 88 - 92%. Kết quả xử lý COD cũng tương tự như nghiên cứu trong phòng thí nghiệm của chúng tôi với điều kiện gần tương tự (thời gian sục khí : ngừng sục khí 110 : 70 (phút)). Sở dĩ giữa nghiên cứu trong phòng thí nghiệm và ngoài thực tế không có sự khác biệt vì vẫn duy trì được các điều kiện thí nghiệm gần tương đồng nhau và DO cấp vào thiết bị là đủ nên tạo điều kiện thích hợp cho quá trình nitrat hóa và oxi hóa chất hữu cơ.



Hình 3. Hiệu suất xử lý chất hữu cơ

3.3. Hiệu quả xử lý nitơ

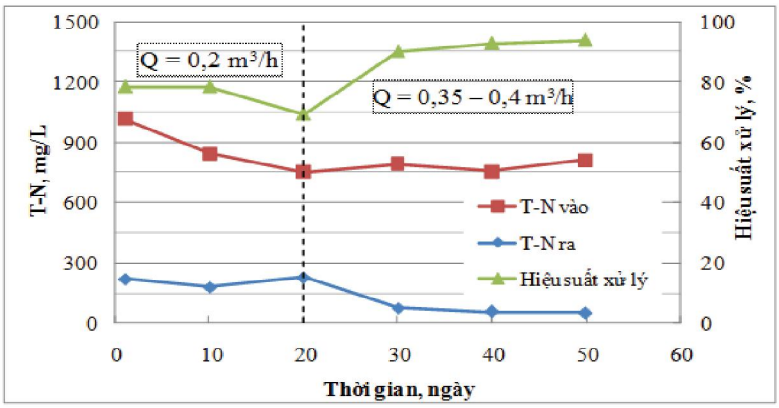
Kết quả xử lý amoni trên hệ thiết bị pilot được thể hiện trên hình 4.



Hình 4. Hiệu suất xử lý N-NH_4^+

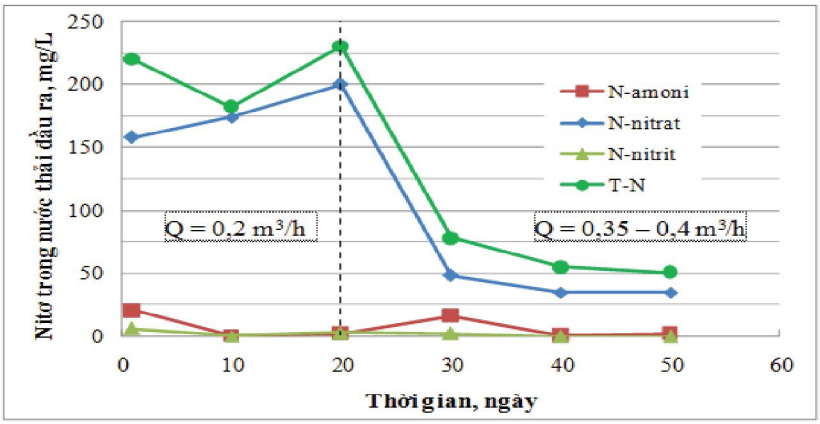
Kết quả hình 4 cho thấy, ngay ở giai đoạn khởi động hiệu suất xử lý amoni đã đạt ở mức cao và tương đối ổn định, hầu như không có sự khác biệt về hiệu suất ở giai đoạn khởi động và giai đoạn ổn định. Hiệu suất xử lý N-NH_4^+ ở cả hai giai đoạn đều ≈ 100%. Từ các kết quả nghiên cứu trong phòng thí nghiệm, tỉ lệ thời gian sục khí có ảnh hưởng lớn đến quá trình chuyển hóa amoni và thời gian sục khí > thời gian ngừng sục khí thì hiệu quả nitrat hóa mới đạt được kết quả tốt. Kết quả nghiên cứu trong phòng thí nghiệm với thời gian sục khí : ngừng sục khí 110 : 70 (phút) thì hiệu suất xử lý N-NH_4^+ trung bình là 98%.

Kết quả vận hành trên hệ thiết bị pilot và kết quả trong phòng thí nghiệm về hiệu suất xử lý amôni đạt được kết quả tương tự nhau, vì dựa vào kết quả trong phòng thí nghiệm nên ngoài thực tế cũng duy trì thời gian sục khí : ngừng sục khí gần tương tự nên đạt được hiệu suất tối ưu. Kết quả xử lý T-N trên hệ thiết bị pilot được thể hiện trên hình 5.



Hình 5. Hiệu suất xử lý T-N

Ở giai đoạn khởi động, hiệu suất xử lý T-N không ổn định, dao động trong khoảng 70 - 77% ở khoảng tải trọng COD 0,11 - 0,18 kg-COD/(m^3·ngày), tải trọng T-N 0,11 - 0,15 kg-N/(m^3·ngày). Chuyển sang giai đoạn ổn định, tải trọng COD và T-N đều ở mức cao (tải trọng COD 0,3 - 0,47 kg-COD/(m^3·ngày), tải trọng T-N 0,19 - 0,2 kg-N/(m^3·ngày)) nhưng vẫn đạt được hiệu suất xử lý T-N và tương đối ổn định, trong khoảng 90 - 93%. Kết quả xử lý T-N đạt được rất cao, cao hơn so với các nghiên cứu trong phòng thí nghiệm (ở điều kiện sục khí : ngừng sục khí 110 : 70 (phút) hiệu suất xử lý T-N đạt khoảng 80 - 87%). Kết quả xử lý T-N trên hệ pilot cao hơn nghiên cứu trong phòng thí nghiệm một phần do nghiên cứu trong phòng thí nghiệm ở điều kiện tải trọng T-N cao hơn (dao động trong khoảng 0,28 ± 0,10 kg-N/(m^3·ngày)). Mặt khác, từ kết quả trên chứng tỏ rằng, hệ thiết bị lọc sinh học sục khí - ngừng sục khí tương đối ổn định và đạt hiệu quả, có thể thực hiện các quá trình nitrit/nitrat hóa và khử nitrit/nitrat đồng thời trong cùng một thiết bị không những ở điều kiện phòng thí nghiệm mà còn ở ngoài thực tế nếu duy trì các điều kiện vận hành cần thiết.



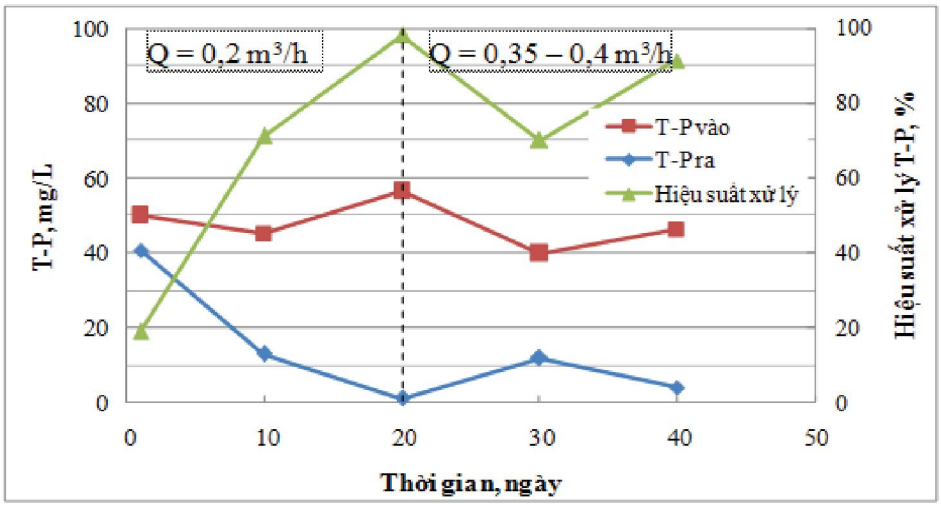
Hình 6. Các thành phần nitơ trong nước thải đầu ra

Nếu quá trình khử nitrit/nitrat trong các giai đoạn thiếu khí xảy ra không triệt để, nitơ sẽ tích tụ lại trong hệ dưới dạng nitrit và/hoặc nitrat (sản phẩm của quá trình chuyển hóa amoni và nitơ hữu cơ trong các giai đoạn hiếu khí).

Hình 6 thể hiện nồng độ của các hợp chất chứa nitơ trong nước thải đầu ra. Ở giai đoạn khởi động T-N đầu ra tương đối cao nhưng chủ yếu là N dưới dạng NO_3^- nhưng sang đến giai đoạn ổn định N-NO_3^- giảm xuống, dẫn đến T-N cũng giảm xuống, nồng độ T-N đầu ra luôn < 100 mg/l. Nồng độ N-NH_4^+ và N-NO_3^- trong nước thải đầu ra ở cả 2 giai đoạn đều rất thấp, như đã giải thích ở trên do trong quá trình vận hành duy trì được các điều kiện để tối ưu cho cả quá trình nitrat hóa và khử nitrat. Nếu nồng độ N-NH_4^+ còn lại trong hệ cao có thể dẫn đến sự ức chế vi khuẩn khử nitrit/nitrat [1], vì vậy quá trình khử nitrit/nitrat ở chế độ này xảy ra kém. Nếu N-NO_3^- trong nước thải đầu ra cao thì ức chế hệ thực vật thủy sinh.

3.4. Hiệu quả xử lý photpho

Kết quả xử lý photpho trên hệ thiết bị pilot được thể hiện trên hình 7.

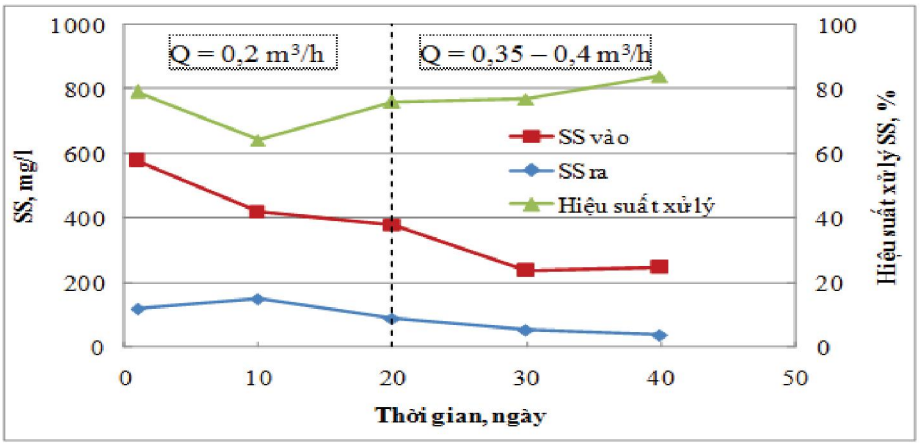


Hình 7. Hiệu suất xử lý T-P

Ở đầu giai đoạn khởi động hiệu suất xử lý T-P tương đối thấp, nhưng sau đó hiệu suất xử lý đã tăng nhanh. Đến giai đoạn ổn định hiệu suất xử lý T-P dao động trong khoảng 70 - 90 %. Tuy nhiên, hiệu suất xử lý T-P dao động nhiều và không ổn định như hiệu suất xử lý COD hay T-N. Quá trình xử lý photpho bằng phương pháp sinh học đòi hỏi sự lặp đi lặp lại của các quá trình kị khí và hiếu khí. Tính lặp lại này làm thay đổi sự cân bằng enzim để điều chỉnh việc tổng hợp vi sinh vật poly photphat (là vi sinh vật tích tụ photpho ở dạng poly photphat) ở quá trình kị khí. Photpho được tích tụ trong cơ thể vi sinh vật do vậy chúng được thải ra cùng với bùn dư thừa. Như thế hiệu suất việc khử photpho phụ thuộc hoàn toàn vào lượng photpho chứa trong bùn và sản sinh ra bùn dư thừa. Mà quá trình lọc sinh học là quá sinh trưởng bám dính nên mật độ bùn khó xác định được như quá trình sinh trưởng lơ lửng, do đó khi mật độ bùn tăng cao mà chưa đến chu kỳ tháo bùn dẫn đến hiệu suất xử lý T-P lại có xu hướng giảm đi.

3.5. Hiệu quả xử lý SS

Hiệu suất xử lý SS trên hệ thiết bị pilot được thể hiện trên hình 8.



Hình 8. Hiệu suất xử lý SS

Hiệu suất xử lý SS ở giai đoạn khởi động thấp hơn đôi chút so với giai đoạn ổn định. Hiệu suất xử lý SS tương đối cao, đạt gần 80%. SS trong nước thải ra tương đối ổn định và hầu như đều < 50 mg/l. Kết quả này cũng gần tương tự như nghiên cứu trong phòng thí nghiệm. Hiệu quả xử lý SS hầu như không bị ảnh hưởng bởi các điều kiện vận hành. Điều này càng chứng tỏ rằng, hệ thiết bị lọc sinh học sục khí luân phiên vận hành tương đối đơn giản và không bị ảnh hưởng các hiện tượng bùn nổi, không lắng được trong quá trình vận hành. Nếu như trong quá trình SBR xảy ra các hiện tượng bùn nổi, bùn khó lắng thì nước thải đầu ra có SS rất cao, nhưng đối với quá trình lọc sinh học thì không xảy ra các hiện tượng như vậy, dẫn đến hiệu quả xử lý SS rất cao, ổn định và hoàn toàn không phụ thuộc vào các điều kiện vận hành.

4. KẾT LUẬN

Từ kết quả đánh giá hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi lợn qua xử lý kị khí bằng hệ thống lọc sinh học sục khí luân phiên cho thấy hiệu suất xử lý $N\text{-}NH_4^+$; COD; T-N; T-P và SS tương đối cao, lần lượt là ≈ 100 %; 88 - 92%; 90 - 93%; 70 - 90% và 80%. Kết quả này chứng tỏ rằng, hệ thiết bị lọc sinh học sục khí - ngừng sục khí tương đối ổn định và đạt hiệu quả cao có thể thực hiện các quá trình nitrit/nitrat hóa và khử nitrit/nitrat đồng thời trong cùng một thiết bị.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1] D.L. Ford, R.L. Churchwell, and J.W. Kachtick (1980), *Comprehensive Analysis of Nitrification of Chemical Processing Wastewater,* J. Water Pollut. Control. Fed., 52, 2726-2746.

[2] Toya Y (1970), *Study of removal of nitrogen by bioprocess*, Gesouidou Kyoukaisi 7, 74-78.

[3] TCVN 7324:2004, *Về chất lượng nước - Xác định oxy hoà tan*.

EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF PIG BREEDING WASTEWATER TREATMENT BY BIOLOGICAL AERATED FILTER IN DINH LONG COMMUNE, YEN DINH DISTRICT, THANH HOA PROVINCE

Le Sy Chinh, Pham Do Tuong Linh, Doan Thanh Canh

ABSTRACT

The study was conducted to evaluate the effectiveness of treatment of pig breeding wastewater by biological aerated filter. In the start-up phase, the COD processing efficiency was not stable, ranging from 77 to 80%, but in the stable phase it was relatively high, in the range of 88-92%. There is no difference in the N-NH4+ processing efficiency at the start-up and stable phases, reaching ≈ 100%. In the start-up phase, the T-N processing treatment efficiency was unstable, fluctuating in the range of 70-77% with the COD load range of 0.11 - 0.18 kg-COD/(m3-day), the load was TN 0.11 - 0.15 kg-N/(m3- day). Moving to a stable phase, COD and TN loads were high (load of COD 0.3 - 0.47 kg-COD / (m3-day), load of 0.19 - 0.2 kg-N / (m3-day)), but still achieved relatively stable treatment processing efficiency, with the range of 90-93%. At the beginning of the start-up phase, the T-P processing efficiency was relatively low, but then increases rapidly, reaching 70-90% in the stable phase. The SS treatment efficiency was relatively high, reaching nearly 80% and SS in wastewater was relatively stable and reached almost <50 mg/l. The above results show that the relatively stable and highly efficient biological aerated filter can perform nitrite/nitrification processes and reduce nitrite/nitrate simultaneously in the same device.

Keywords: *Pig breeding wastewater, biogas, biological filter, aeration.*

Ngày nộp bài: 29/3/2019; Ngày gửi phản biện: 18/4/2019; Ngày duyệt đăng: 6/8/2019.