

XỬ LÝ PHÓTPHO TRONG NƯỚC THẢI CHẾ BIẾN THỦY SẢN BẰNG MÔ HÌNH BARDENPHO 5 GIAI ĐOẠN QUY MÔ PHÒNG THÍ NGHIỆM

PHOSPHORUS REMOVAL IN SEAFOOD PROCESSING WASTEWATER BY LAB-SCALE BARDENPHO 5-STAGE MODEL

Trương Trọng Danh¹, Hoàng Ngọc Anh¹, Nguyễn Thanh Sơn¹

¹Viện Công nghệ Sinh học và Môi trường, Trường Đại học Nha Trang

Tác giả liên hệ: Trương Trọng Danh (Email: danhht@ntu.edu.vn)

Ngày nhận bài: 18/12/2020; Ngày phản biện thông qua: 20/12/2021; Ngày duyệt đăng: 28/06/2022

TÓM TẮT

Nước thải chế biến thủy sản là loại nước thải thường có nồng độ photpho cao và hầu hết hệ thống xử lý nước thải chế biến thủy sản ở nước ta đều có hiệu quả xử lý photpho thấp. Nghiên cứu xây dựng mô hình thực nghiệm Bardenpho 5 giai đoạn quy mô phòng thí nghiệm nhằm loại bỏ photpho trong nước thải chế biến thủy sản với các lưu lượng 30 L/ngày, 50 L/ngày và 70 L/ngày. Tại lưu lượng tối ưu là 50 L/ngày, hiệu quả xử lý COD, NH₄⁺, TP của mô hình Bardenpho lần lượt là 93,9%; 81,7%, 69,3%.

Từ khóa: Nước thải chế biến thủy sản, Bardenpho 5 giai đoạn, xử lý photpho

ABSTRACTS

Seafood processing wastewater usually has high phosphorus concentration, and almost Vietnam seafood processing wastewater treatment plants have low phosphorus removal efficiency. The study has designed a Bardenpho 5-stage lab-scale model to remove phosphorus in seafood processing wastewater with different flows: 30 L/day, 50 L/day and 70 L/day. In optimal flow 50 L/day, the treatment efficiencies of COD, NH₄⁺, TP of Bardenpho model were 93,9%; 81,7%, 69,3%, respectively.

Keywords: Seafood processing wastewater, Bardenpho 5-stage, Phosphorus removal

I. ĐẶT VẤN ĐỀ

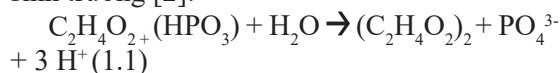
Chế biến thủy sản là một trong những ngành công nghiệp mũi nhọn của nước ta, theo báo cáo của Hiệp hội Chế biến và xuất khẩu thủy sản Việt Nam, kim ngạch xuất khẩu thủy sản của Việt Nam năm 2019 đạt 8,54 tỷ USD [1]. Sản lượng chế biến thủy sản ngày càng gia tăng nên lượng nước thải phát sinh từ các nhà máy cũng tăng và gây ảnh hưởng đến môi trường xung quanh.

Theo báo cáo của Tổng cục môi trường năm 2009, COD trong nước thải chế biến thủy sản dao động trong khoảng 800 – 2.500 mg/L, BOD₅ vào khoảng 500 – 1.500 mg/L, TN vào khoảng 50 – 200 mg/L và TP rơi vào khoảng 10 – 120 mg/L [4]. Đặc biệt, do các công ty thường sử dụng dung dịch sodium tripolyphosphate để ngâm tôm nên nước thải thường có nồng độ Photpho cao, dẫn đến nồng độ nước thải đầu ra và hệ thống xử lý không đạt quy chuẩn xả thải. Điều này có thể dẫn đến hiện tượng phú

dưỡng hóa, đặc biệt là các khu vực có dòng chảy chậm [11].

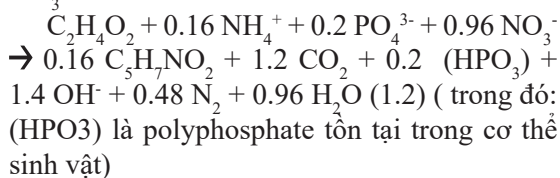
Quy trình Bardenpho được Barnard phát minh vào năm 1974, trong đó quy trình 5 giai đoạn là phiên bản cải tiến từ quy trình AAO (Anaerobic, Anoxic, Oxic – Kỵ khí, thiếu khí, hiếu khí) và quy trình Bardenpho 4 giai đoạn, nhằm tăng khả năng loại bỏ chất hữu cơ và dưỡng chất [10]. Quy trình Bardenpho 5 giai đoạn gồm năm bể: bể kỵ khí, bể thiếu khí 1, bể hiếu khí 1, bể thiếu khí 2, bể hiếu khí 2.

Ở bể kỵ khí, vi khuẩn tích lũy polyphosphate PAOs (Polyphosphate-accumulating organisms) hấp thu chất hữu cơ, phân hủy polyphosphate trong tế bào và thải ra môi trường dưới dạng orthophosphate, đồng thời vi sinh PAOs cũng sinh trưởng [2]:



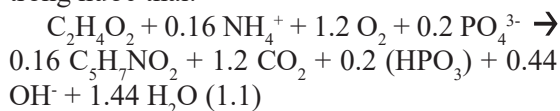
Ở bể thiếu khí, vi sinh PAOs lại tích lũy polyphosphate trong cơ thể từ orthophosphate

trong nước thải với sự có mặt của acetate và NO_3^-



Từ phương trình 1.2, cho thấy vi sinh PAOs cũng có khả năng khử nitrate, và trong điều kiện thiếu khí thì tốc độ hấp thu orthophosphate bằng khoảng 40 – 60% tốc độ trong điều kiện hiếu khí [2]

Ở bể hiếu khí, vi sinh cũng tích lũy polyphosphate trong cơ thể từ orthophosphate trong nước thải:



Quy trình Bardenpho hoạt động với bể kỵ khí và thiếu khí có cánh khuấy dùng để khuấy trộn nước thải cùng giúp tăng khả năng tiếp xúc của vi sinh với chất ô nhiễm; bể hiếu khí được xáo trộn và cung cấp oxy bằng cách sục khí cưỡng bức. Ngoài ra, hệ thống còn có bể lắng giúp tách các bông cặn sinh học ra khỏi nước thải đã xử lý; các thiết bị dùng để hoàn lưu nước từ bể hiếu khí 1 về bể thiếu khí 1 và hoàn lưu bùn từ bể lắng về bể kỵ khí [6]. So với quy trình AAO, quy trình Bardenpho 5 giai đoạn có thêm bể thiếu khí 2 và hiếu khí 2 giúp tăng khả năng loại bỏ Nitơ và giảm nồng độ nitrat ở bể hiếu khí 2. Điều này giúp giảm ảnh hưởng của nitrat trong dòng tuần hoàn bùn từ bể lắng về bể kỵ khí, giúp vi sinh PAOs sinh trưởng và phát triển. So với quy trình Bardenpho 4

giai đoạn, quy trình Bardenpho 5 giai đoạn có thêm bể kỵ khí tạo môi trường kỵ khí giúp vi sinh PAOs phát triển và tăng hiệu quả xử lý Phosphorus trong toàn hệ thống.

Với ưu điểm của công nghệ Bardenpho 5 giai đoạn, nghiên cứu được tiến hành nhằm xác định các thông số thiết kế và vận hành của quy trình Bardenpho 5 giai đoạn để xử lý nước thải chế biến thủy sản để đạt quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải chế biến thủy sản QCVN 11:2015/BTNMT, đặc biệt là photpho, góp phần giảm thiểu ô nhiễm môi trường gây ra bởi ngành chế biến thủy sản.

II. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

1. Đối tượng và thời gian nghiên cứu

Nước thải được sử dụng trong nghiên cứu là nước thải CBTS đông lạnh và sinh hoạt, lấy từ bể điều hòa trong hệ thống xử lý nước thải của Công ty Cổ phần Nha Trang SEAFOODS – F17 (58B Đường Hai Tháng Tư, Phường Vĩnh Hải, Tp. Nha Trang, Tỉnh Khánh Hoà).

Bùn vi sinh được sử dụng trong nghiên cứu là bùn hoạt tính được lấy từ trạm xử lý nước thải của công ty Công ty Cổ phần Nha Trang SEAFOODS – F17.

Các thí nghiệm được tiến hành từ tháng 05/2020 đến tháng 07/2020 tại Phòng thí nghiệm Kỹ thuật môi trường, Viện Công nghệ Sinh học & Môi trường, Trường Đại học Nha Trang.

2. Mô hình nghiên cứu

Mô hình Bardenpho 5 giai đoạn được thiết kế dựa trên các giá trị thông số thiết kế của Ashrafi [5]. Các giá trị được thể hiện ở bảng 1.

Bảng 1: Thông số thiết kế hệ thống Bardenpho 5 giai đoạn

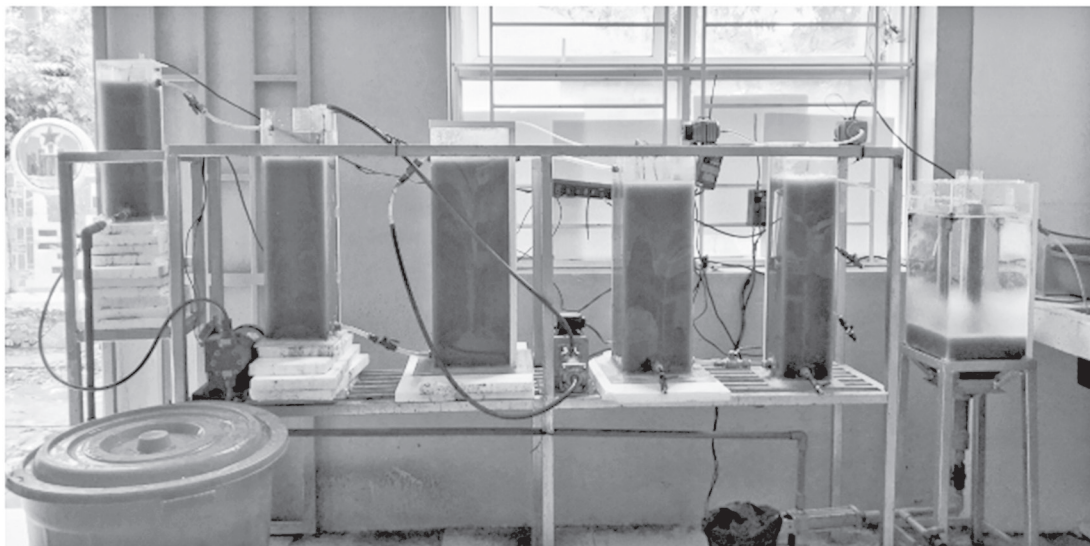
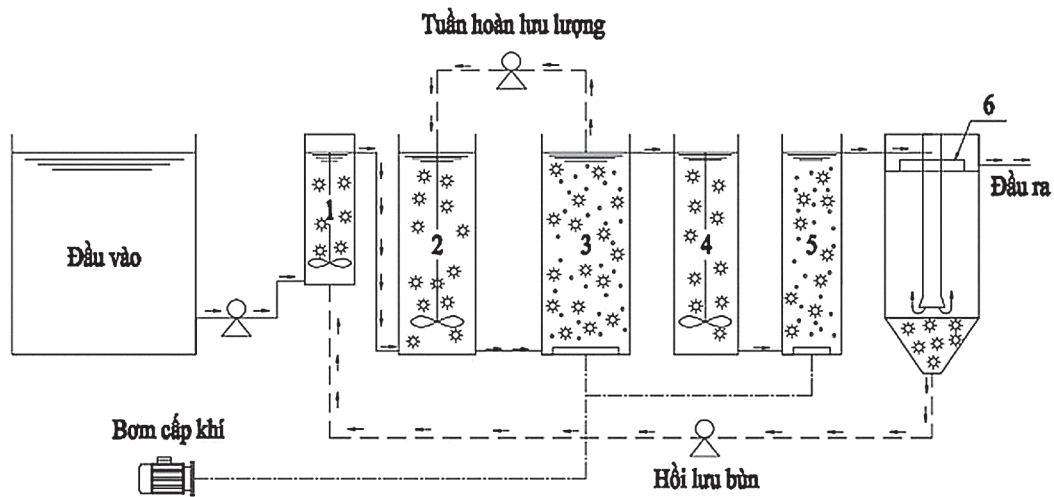
Thông số thiết kế	Các bể	Đơn vị	Giá trị
Thời gian lưu	Kỵ khí		1,5
	Thiếu khí 1		5,3
	Hiếu khí 1	giờ	7,0
	Thiếu khí 2		3,7
	Hiếu khí 2		3
Hồi lưu bùn		% theo Q	100
Hồi lưu nước		% theo Q	200
MLSS		mg/L	3000

Khả năng thu thập nước tại công ty mỗi ngày vào khoảng 100L, nên chọn lưu lượng nước đầu vào của mô hình là 108 L/ngày (= 4L/h). Mô hình được chế tạo bằng vật liệu

nhựa acrylic với kích thước các bể được trình bày ở bảng 2 và được thể hiện dưới dạng sơ đồ như hình 1.

Bảng 2: Kích thước mô hình Bardenpho 5 giai đoạn

Thông số	Các bể trong bardenpho 5 giai đoạn				
	Kỵ khí	Thiếu khí 1	Hiếu khí 1	Thiếu khí 2	Hiếu khí 2
Chiều dài (mm)	135	210	240	175	160
Chiều rộng (mm)	135	210	240	175	160
Chiều cao công tác (mm)	400	600 </td <td>600</td> <td>600</td> <td>600</td>	600	600	600
Chiều cao thực (mm)	450	650	650	650	650
Thể tích công tác (L)	7,29	26,46	34,56	18,37	5,36



Hình 1: Sơ đồ và hình ảnh thực tế mô hình thí nghiệm Bardenpho 5 giai đoạn
 (1-Bể kỵ khí; 2-Bể thiếu khí 1; 3-Bể hiếu khí 1; 4-Bể thiếu khí 2; 5-Bể hiếu khí 2; 6-Bể lắng)

3. Phương pháp nghiên cứu

3.1. Các bước tiến hành nghiên cứu

Nghiên cứu khảo sát hiệu quả xử lý COD, N, P của mô hình Bardenpho 5 giai đoạn qua các lưu lượng lần lượt là Q = 20L/ngày; 30L/ngày; 50L/ngày; 70L/ngày (Trong đó Q = 20L/ngày là giai đoạn khởi động, thích nghi). Hằng ngày (5 ngày/ 1 tuần), ứng với từng lưu lượng, tiến hành lấy mẫu nước lần lượt tại vị trí đầu vào, bể kỵ khí, thiếu khí 1, hiếu khí 1, thiếu khí 2 và đầu ra. Với mỗi mẫu nước, tiến hành đo các chỉ tiêu: COD, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, TP, PO₄³⁻. Riêng chỉ tiêu DO và pH thì đo trực tiếp ở trong các bể. Thời gian chạy các lưu lượng trên phụ thuộc vào độ ổn định nồng độ các chất trong bể, tình trạng

hoạt động của vi sinh trong các bể.

Trong thời gian tiến hành nghiên cứu, mô hình được vận hành với các thông số sau: MLSS ban đầu (tất cả các bể) ≈ 3.000 mg/L; pH = 6,5 – 7,5; tỉ lệ tuần hoàn nước: R = 2; tuần hoàn bùn Q_r = Q_{vào}; DO ở các bể kỵ khí, thiếu khí 1, hiếu khí 1, thiếu khí 2, hiếu khí 2 lần lượt là: <0,1 mg/L; 0,1 – 0,2 mg/L; 2,0 – 2,5 mg/L; 0,1 – 0,5 mg/L; >3,0 mg/L.

3.2. Phương pháp phân tích

Các mẫu nước thải và bùn được phân tích tại Phòng thí nghiệm Kỹ thuật Môi trường, Viện Công nghệ Sinh học và Môi trường, Trường Đại học Nha Trang. Các chỉ tiêu phân tích và phương pháp phân tích được trình bày qua bảng 3.

Bảng 3: Các chỉ tiêu phân tích và phương pháp phân tích

Chỉ tiêu	Phương pháp phân tích
pH	Đo trực tiếp theo TCVN 6492:2011 (ISO 10523:2008)
DO	Đo trực tiếp theo TCVN 7325:2004 (ISO 5814:1990)
MLSS	Phương pháp xác định theo trọng lượng
COD	TCVN 6491:1999
PO ₄ ³⁻	TCVN 6202:2008
TP	TCVN 6202:2008
NH ₄ ⁺	TCVN 5988:1995
NO ₃ ⁻	EPA – 353.2
NO ₂ ⁻	EPA – 353.2

III. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

1. Giai đoạn khởi động và thích nghi

Mô hình khởi động và thích nghi với lưu lượng Q = 20L/ngày, kéo dài trong thời gian 3 tuần. Sau 2 tuần đầu tiên, sau một thời gian gặp một số sự cố, vi sinh đã bắt đầu phát

triển tốt và thích nghi thể hiện qua việc bùn ở các bể dễ tạo bông, có màu nâu đỏ và lắng tốt. Để đánh giá tính ổn định của mô hình, tiến hành phân tích các chỉ tiêu COD, NH₄⁺, TP của mẫu đầu vào và đầu ra trong 5 ngày liên tiếp. Kết quả phân tích được trình bày ở bảng 4.

Bảng 4. Kết quả phân tích các chỉ tiêu đầu vào và đầu ra của mô hình trong thời gian thích nghi

		Ngày 1	Ngày 2	Ngày 3	Ngày 4	Ngày 5	Trung bình
COD	Đầu vào (mg/L)	1.225	1.265	1.283	1.478	1.272	1304 ± 88,9
	Đầu ra (mg/L)	57,5	60,3	47,5	55,9	49,5	54,1 ± 4,86
	Hiệu suất (%)	95,3	95,2	96,3	96,2	96,1	95,82 ± 0,47
NH ₄ ⁺	Đầu vào (mg/L)	234	156	164	239	182	195 ± 34,95
	Đầu ra (mg/L)	26	19,7	20,5	24,3	22,1	22,5 ± 2,34
	Hiệu suất (%)	88,9	87,3	87,5	89,9	87,9	88,3 ± 0,97
TP	Đầu vào (mg/L)	32,2	32,3	21,5	26,2	22,7	27 ± 4,57
	Đầu ra (mg/L)	7,97	7,69	5,4	6,03	5,7	6,56 ± 1,06
	Hiệu suất (%)	75,3	76,1	75,9	76,9	74,9	75,8 ± 0,69

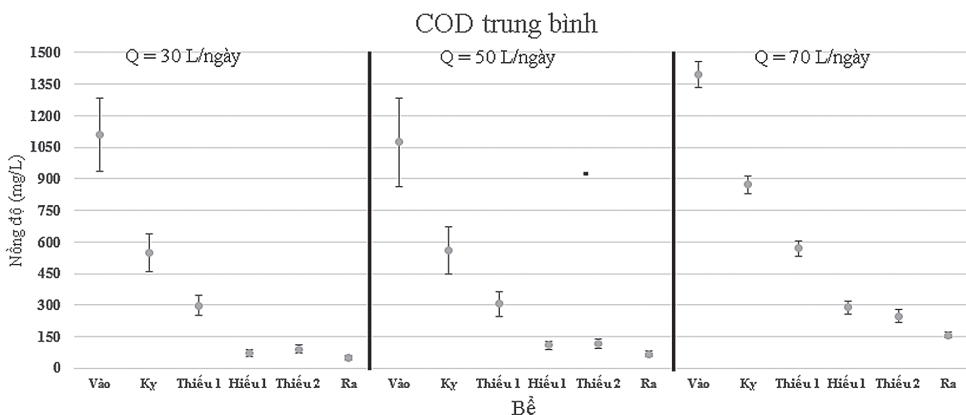
Mặc dù nồng độ các chất đầu vào có sự biến động nhưng hiệu suất cũng như nồng độ đầu ra không có sự thay đổi lớn. COD và TP đầu ra đạt QCVN 11:2015/BTNMT cột A.

2. Giai đoạn vận hành mô hình

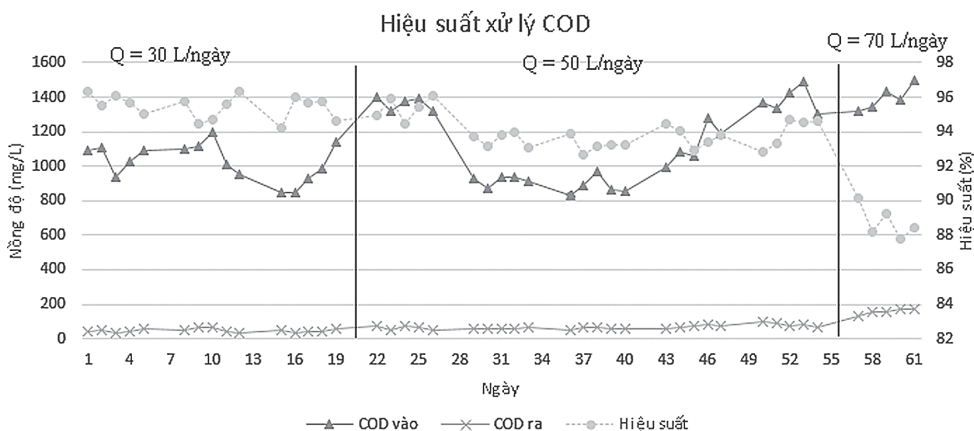
2.1. Khả năng xử lý và chuyển hóa COD

Sự thay đổi về nồng độ COD qua các bể trong hệ thống Bardenpho được thể hiện qua hình 2. Nhìn chung, ở các lưu lượng khác nhau, nồng độ COD đều giảm dần qua từng bể. Vì

tất cả các bể trong hệ thống đều có chức năng phân hủy COD. Tuy nhiên, đối với bể thiếu khí 2, COD khi qua bể này gần như không đổi. Nguyên nhân thứ nhất là do nước thải từ bể hiếu khí 1 sang bể thiếu khí 2 được chảy phía trên bề mặt và lúc lấy mẫu cũng lấy trên bề mặt bể nên nồng độ 2 bể này gần như nhau. Nguyên nhân thứ hai là do nồng độ COD trong bể hiếu khí 1 là khá thấp, nên quá trình xử lý COD trong bể không diễn ra mạnh.



Hình 2: Nồng độ COD trung bình tại các bể của mô hình ở các lưu lượng.



Hình 3: Hiệu suất xử lý COD của toàn hệ thống ở các lưu lượng.

Qua hình 3, nhận thấy hiệu suất xử lý COD giảm dần khi lưu lượng tăng. Ở lưu lượng 30, 50, 70L/ngày, hiệu suất lần lượt là 95 – 96%; 92 – 94 %; 87 – 90%. Hiệu quả xử lý COD của nghiên cứu cũng tương đương với nghiên cứu của Lê Hoàng Việt và cộng sự (94,92%) [3]. Khi lưu lượng tăng, làm tải trọng chất hữu cơ tăng theo nên tỷ số F/M sẽ tăng và vi sinh không kịp xử lý nên làm giảm hiệu suất xử lý

COD. Ngoài ra, do thời gian chạy mỗi tải trọng tương đối ngắn nên lượng vi sinh phát triển chưa theo kịp với tải trọng nên cũng ảnh hưởng đến hiệu suất xử lý COD.

Đối với lưu lượng Q = 30 và 50 L/ngày, nồng độ COD đầu ra thấp (<75 mg/L) thấp hơn tiêu chuẩn QCVN 11:2015 cột A. Nhưng đối với lưu lượng Q = 70L/ngày, nồng độ COD đầu ra cao (> 150mg/L) vượt tiêu chuẩn QCVN

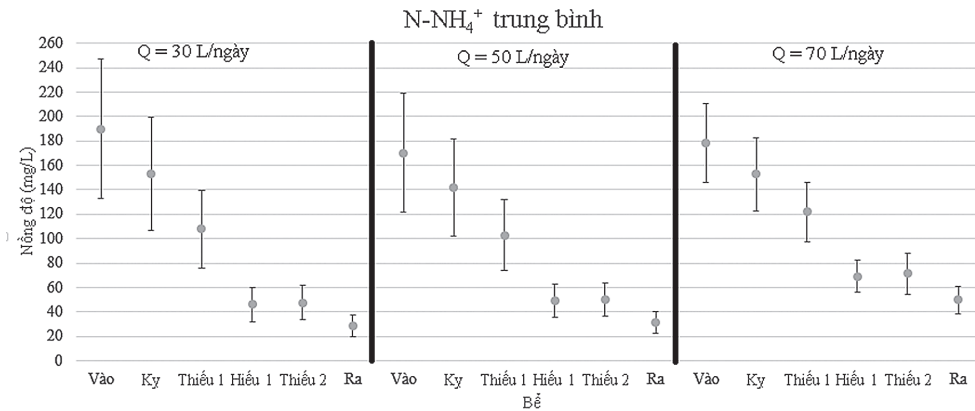
11:2015 cột B.

Ngoài nguyên nhân về việc sục tải ở lưu lượng $Q = 70\text{L/ngày}$, trong nước thải còn có lượng dầu mỡ rất lớn. Trong suốt 3 tháng nghiên cứu, dầu mỡ đầu vào làm ảnh hưởng đến chất lượng nước đầu ra. Dầu mỡ khi vào hệ thống làm nổi váng bọt lên phía trên các bể (trừ bể hiếu khí vì sục khí rất mạnh nên tan mỡ trên bề mặt). Váng bọt này kéo bùn nổi lên phía trên và có thể gây tắc ống đầu ra. Ngoài ra, do

dầu mỡ bám xung quanh bề mặt bùn làm bùn khó lắng hơn và làm giảm khả năng tiếp xúc nước thải. Vì vậy, mô hình chỉ có thể chịu được lượng dầu mỡ ở 50L/ngày ; khi tăng lưu lượng lên 70L/ngày , hệ thống bắt đầu có những dấu hiệu không ổn nên ngừng khảo sát ngay sau tuần đầu tiên của lưu lượng 70L/ngày .

2.2. Khả năng xử lý và chuyển hóa Nitơ:

2.2.1. Khả năng xử lý và chuyển hóa NH_4^+ : Theo hình 4, nồng độ NH_4^+ giảm dần qua

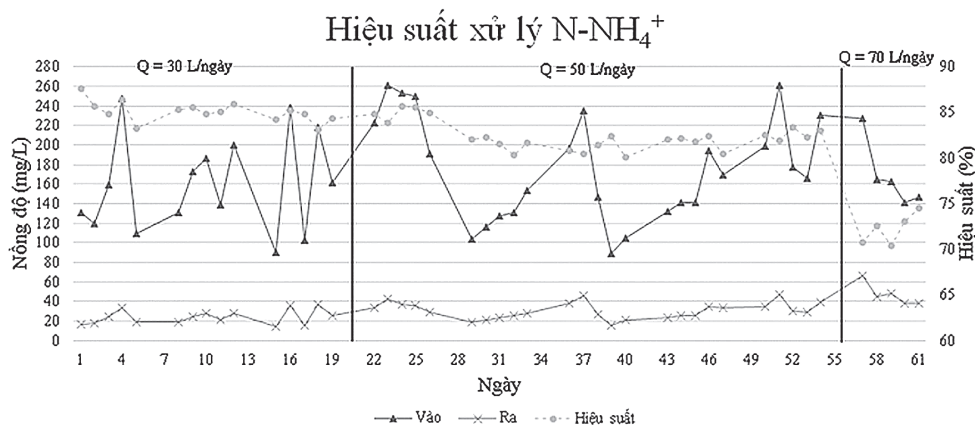


Hình 4: Nồng độ N-NH_4^+ trung bình tại các bể ở các lưu lượng.

các bể trong hệ thống Bardenpho. Thông thường, NH_4^+ chỉ giảm ở các bể hiếu khí thông qua quá trình Nitrit hóa và Nitrat hóa với sự có mặt của vi khuẩn Nitrosomonas và Nitrobacter trong điều kiện có sục khí [8]. Tuy nhiên, ở bể kỵ khí, nồng độ NH_4^+ vẫn giảm vì có dòng hồi lưu bùn từ bể lắng về bể kỵ khí làm pha loãng nồng độ NH_4^+ . Tương tự, ở bể thiếu khí 1, dòng hồi lưu nước từ bể hiếu khí 1 về bể thiếu khí 1 nên cũng làm pha loãng NH_4^+ . Ngược lại, ở bể

thiếu khí 2, NH_4^+ lại không thay đổi so với bể hiếu khí 1. Điều này chứng tỏ, chỉ trong điều kiện sục khí của bể hiếu khí, NH_4^+ mới bị xử lý và chuyển hóa thành các chất khác.

Từ hình 5 cho thấy khi so sánh giữa các lưu lượng, hiệu suất xử lý NH_4^+ cũng giảm dần khi lưu lượng tăng. Và cũng tương tự như COD, tải trọng tăng làm hàm lượng NH_4^+ đầu vào tăng theo; hàm lượng NH_4^+ sẽ gây ức chế với vi sinh nên làm giảm khả năng xử lý NH_4^+ .



Hình 5: Hiệu suất xử lý NH_4^+ của toàn hệ thống ở các lưu lượng.

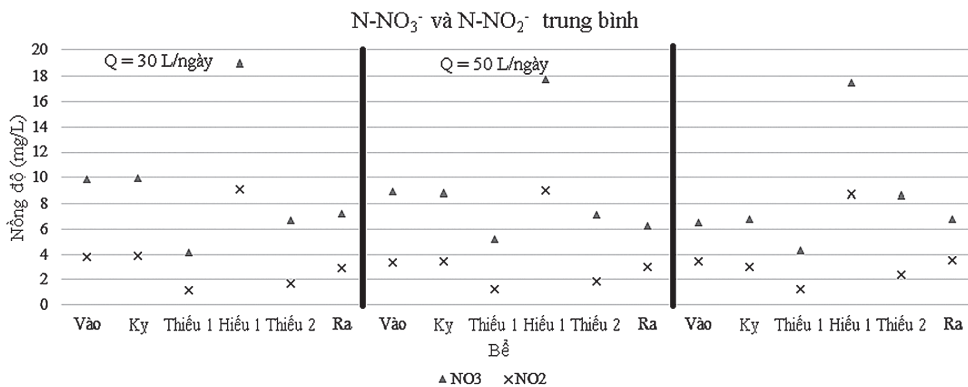
Ngoài ra, do thời gian chạy mỗi tải tương đối ngắn nên lượng vi sinh phát triển chưa theo kịp với tải trọng nên cũng ảnh hưởng đến khả năng xử lý NH_4^+ . Trung bình, hiệu suất xử lý NH_4^+ ở các lưu lượng 30; 50; 70 L/ngày lần lượt là 82%, 81,7%, 72,3%. Hiệu suất xử lý NH_4^+ ở lưu lượng 30 và 50 L/ngày chênh lệch không nhiều, và cũng tương đương với nghiên cứu [3] (79,37%). Tuy nhiên, ở lưu lượng 70 L/ngày, hiệu suất xử lý NH_4^+ giảm rõ rệt.

So với quy chuẩn quốc gia, nồng độ N-NH_4^+ đầu ra còn cao so với ngưỡng quy định của QCVN 11:2015/BTNMT (Cột B).

2.2.2. Khả năng chuyển hóa NO_2^- và NO_3^- :
 Qua hình 6, về cơ bản, nồng độ N-NO_3^- và

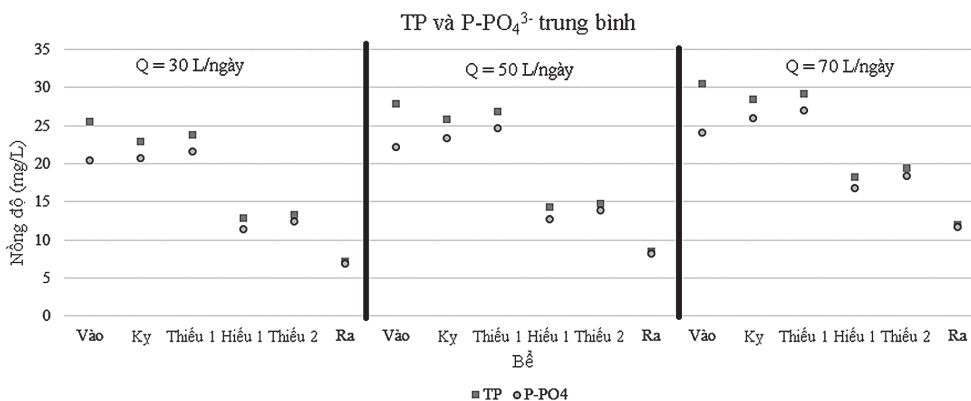
N-NO_2^- từ đầu vào qua bể kỵ khí đều không đổi, nhưng từ bể kỵ khí sang bể thiếu khí 1 thì nồng độ lại giảm vì tại bể thiếu khí 1, N-NO_3^- và N-NO_2^- bị chuyển hóa thành N_2 thông qua quá trình khử nitrat hóa bằng vi khuẩn. Sau đó, khi sang bể hiếu khí 1, nồng độ N-NO_3^- và N-NO_2^- đều tăng vì NH_4^+ bị oxy hóa thành NO_3^- và NO_2^- . Nhìn chung, nồng độ N-NO_3^- sẽ lớn hơn nồng độ N-NO_2^- nhiều lần vì NO_2^- rất dễ bị oxy hóa thành NO_3^- .

Ngoài ra, sự có mặt của N-NO_3^- trong bể kỵ khí (khoảng 10 mg/L) ảnh hưởng đến khả năng giải phóng Photpho trong bể kỵ khí và gây ảnh hưởng xấu đến sự sinh trưởng của vi sinh PAO. [7,9]



Hình 6: Nồng độ N-NO_3^- và NO_2^- trung bình tại các bể ở các lưu lượng.

2.3. Khả năng xử lý và chuyển hóa phosphorus



Hình 6: Nồng độ TP và PO_4^{3-} trung bình tại các bể ở các lưu lượng.

Quan sát hình 6 về sự biến thiên nồng độ TP và P-PO_4^{3-} theo các lưu lượng, nhìn chung, nồng độ TP và P-PO_4^{3-} tăng giảm không đồng đều.

Trong bể kỵ khí, theo phương trình 1.1, đúng ra nồng độ TP và PO_4^{3-} phải tăng do quá

trình nhả P của vi sinh PAO. Tuy nhiên, trong bể kỵ khí, TP và PO_4^{3-} đều giảm so với đầu vào. Nguyên nhân của sự sụt giảm này là do có sự hồi lưu bùn từ bể lắng về bể kỵ khí làm pha loãng và giảm nồng độ TP và P-PO_4^{3-} xuống. Ngoài ra, do sự có mặt của NO_3^- trong bể kỵ khí

cũng làm giảm khả năng nhả PolyPhosphate của vi sinh PAOs.

Tại bể thiếu khí 1, nồng độ P-PO₄³⁻ tiếp tục giảm. Lý giải cho điều này là do có sự hồi lưu lưu lượng từ bể hiếu 1 về pha loãng làm giảm nồng độ P-PO₄³⁻ trong đó xuống. Ngoài ra, do hàm lượng chất hữu cơ trong bể thiếu khí 1 còn khá cao nên vi sinh PAOs đã hấp thu với orthophosphate trong bể dưới điều kiện thiếu khí theo phương trình 1.2.

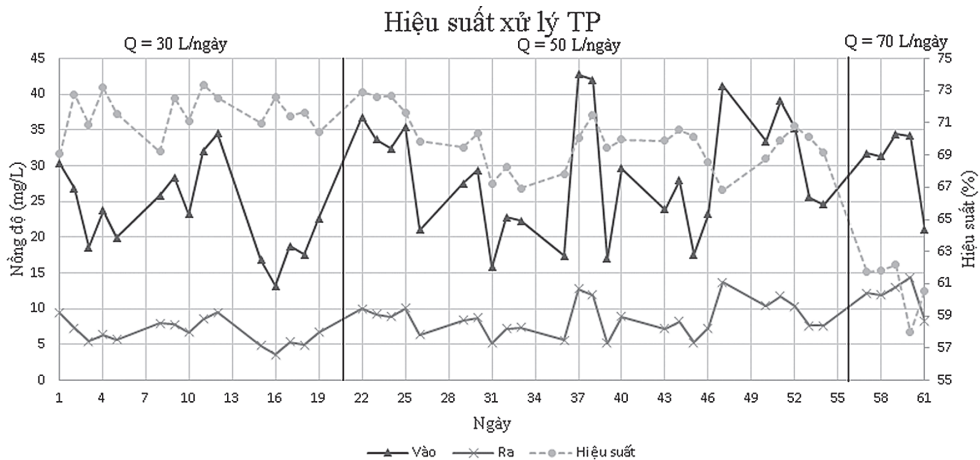
Tại bể hiếu khí 1, nồng độ TP và PO₄³⁻ giảm mạnh tại đây, vì vi sinh PAOs trùng ngưng vào trong cơ thể chúng từ OrthoPhosphate có trong nước thải, theo phương trình 1.3.

Tại bể thiếu khí 2, do nồng độ acetate ở bể thiếu khí 2 đã giảm rõ rệt (do bể hiếu khí 1 đã xử lý hết) và lượng acetate còn lại phải ưu tiên phản ứng với vi khuẩn khử nitrate, vì vậy tại bể

thiếu khí 2 không diễn ra quá trình PAOs hấp thu orthophosphate giống như bể thiếu khí 1.

Tại bể hiếu 2, nồng độ TP và PO₄³⁻ giảm mạnh do các vi sinh vật PAOs tích cực ngưng OrthoPhosphate (theo phương trình 1.3) vào trong cơ thể chúng, với phương trình phản ứng xảy ra giống như ở bể hiếu 1.

Ngoài ra, do chênh lệch về nồng độ TP và PO₄³⁻ không lớn, chứng tỏ hàm lượng Polyphosphate và Phốtpho hữu cơ trong hệ thống không cao. Thêm vào đó, khi nhìn vào hình 6, chênh lệch giữa TP và PO₄³⁻ càng ngày càng giảm qua các bể, điều này chứng tỏ Polyphosphate và Phốtpho hữu cơ dần dần bị phân hủy, chuyển hóa thành dạng PO₄³⁻. Đặc biệt, ở đầu ra, TP và PO₄³⁻ gần như bằng nhau chứng tỏ Polyphosphate và phosphorus hữu cơ đã chuyển hóa hoàn toàn thành dạng PO₄³⁻.



Hình 7: Hiệu suất xử lý TP ở các lưu lượng.

Hiệu suất xử lý TP của mô hình qua các lưu lượng khác được thể hiện qua hình 7. Do lượng Polyphosphate và Phốtpho hữu cơ trong hệ thống không lớn nên sự biến thiên về hiệu suất xử lý TP và PO₄³⁻ sẽ tương tự nhau. Quan sát hình 7, TP đầu ra đều <20 mg/L, đạt tiêu chuẩn xả thải QCVN 11:2015/BTNMT cột B. Thêm vào đó, rất nhiều ngày TP đầu ra đạt <10 mg/L, đạt tiêu chuẩn xả thải QCVN11:2015/BTNMT cột A.

Hiệu suất xử lý TP tại lưu lượng 30 L/ngày và 50 L/ngày lần lượt là 71,7% và 69,3%. Nhìn chung, giữa 2 lưu lượng, hiệu suất xử lý TP và PO₄³⁻ không có sự chênh lệch lớn. Tuy nhiên, tại lưu lượng 70 L/ngày hiệu suất xử lý TP

giảm đột ngột chỉ còn 60,1 % Như vậy, tại lưu lượng 70L/ngày thì hiệu quả xử lý phosphorus không cao. Điều này cũng tương tự như quá trình xử lý COD và NH₄⁺.

Khi so sánh với kết quả nghiên cứu [3], hiệu quả xử lý TP trong nước thải chế biến thủy sản bằng mô hình Bardenpho 5 giai đoạn của [3] là 53%, với nồng độ TP đầu vào khoảng 17,5 mg/L. Như vậy, hiệu quả xử lý TP của mô hình cao hơn nghiên cứu [3], tuy nhiên nồng độ TP đầu vào của mô hình lại cao hơn nghiên cứu [3] và thời gian lưu cũng cao hơn.

IV. KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

Kết quả nghiên cứu cho thấy mô hình Bardenpho 5 giai đoạn có thể xử lý nước thải

thủy sản tốt nhất tại lưu lượng 50 L/ngày. Tại lưu lượng 50 L/ngày, hiệu quả xử lý COD, NH_4^+ , TP lần lượt là 93,9%; 81,7%, 69,3%. COD đầu ra đạt chỉ tiêu QCVN 11:2015/BTNMT (cột A); TP đầu ra đạt chỉ tiêu QCVN 11:2015/BTNMT (Cột B). Khi tăng lưu lượng lên 70 L/ngày, hệ thống hoạt động không ổn định.

Cần có phương án xử lý triệt để NO_3^- trong các nghiên cứu tiếp theo để giảm ảnh hưởng của NO_3^- đến quá trình nhả phosphorus của PAOs trong bể kỵ khí. Hiệu quả xử lý NH_4^+ của mô hình chưa tốt, cần có phương án nghiên cứu điều chỉnh các chế độ hoạt động thậm chí bổ sung thêm dinh dưỡng để xử lý NH_4^+ .

TÀI LIỆU THAM KHẢO

Tiếng Việt

1. Hiệp hội chế biến và xuất khẩu thủy sản Việt Nam (VASEP) (2019), Báo cáo xuất khẩu thủy sản.
2. Lê Văn Cát (2007), *Xử lý nước thải giàu hợp chất Nitơ và Phốtpho*, NXB Khoa học Tự nhiên và Công nghệ.
3. Lê Hoàng Việt, Nguyễn Văn Thiệu, Nguyễn Chí Linh và Nguyễn Võ Châu Ngân (2020), Đánh giá hiệu quả xử lý nước thải thủy sản bằng mô hình Bardenpho 5 giai đoạn kết hợp bể USBF, *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, 1-10.
4. Tổng cục môi trường (2009), Báo cáo Môi trường quốc gia 2009 – Môi trường khu công nghiệp Việt Nam.

Tiếng Anh

5. Ashrafi, E., Zeinabad, A. M., Borghei, S. M., Torresi, E., & Sierra, J. M. (2019), Optimising nutrient removal of a hybrid five-stage Bardenpho and moving bed biofilm reactor process using response surface methodology, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102861.
6. Emara, M. M., Ahmed, F. A., Abdel-Aziz, F. M., & Abdel-Razek, A. (2014), Biological nutrient removal in Bardenpho process, *Journal of American Science*, 10(5s), 1-9.
7. Furumai, H., Kazmi, A. A., Furuya, Y., & Sasaki, K. (1999), Effect of sludge retention time (SRT) on nutrient removal in sequencing batch reactors, *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 34(2), 317-328.
8. Gerardi, M. H. (2003), Introduction to Nitrification, In Gerardi M. H. (Ed.), *Nitrification and denitrification in the activated sludge process*, John Wiley & Sons, Inc., New York.
9. Kazmi, A. A., Fujita, M., & Furumai, H. (2001), Modeling effect of remaining nitrate on phosphorus removal in SBR, *Water science and technology*, 43(3), 175-182.
10. Hartley, K. (2013), *Tuning biological nutrient removal plants*, Iwa Publishing, UK.
11. Sundblad, K., Tonderski, A., & Rulewski, J. (1994), Nitrogen and phosphorus in the Vistula River, Poland - changes from source to mouth, *Water Science and Technology*, 30(5), 177.