

# KHẢO SÁT ẢNH HƯỞNG CỦA NỒNG ĐỘ OXY HOÀ TAN ĐẾN KHẢ NĂNG XỬ LÝ NITƠ TRONG NƯỚC THẢI TÀU DU LỊCH BẰNG CÔNG NGHỆ A/O

## INVESTIGATING THE IMPACT OF DISSOLVED OXYGEN CONCENTRATION ON NITROGEN TREATMENT IN CRUISE SHIP WASTEWATER USING A/O TECHNOLOGY

Trương Trọng Danh\*, Hoàng Ngọc Anh,  
Nguyễn Thị Ngọc Thanh, Lê Phương Chung

Viện 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: 11/03/2024; Ngày phân biện thông qua: 17/04/2024; Ngày duyệt đăng: 15/05/2024

### TÓM TẮT

Nước thải tàu du lịch thường chủ yếu phát sinh từ nhà vệ sinh và có tỉ lệ COD/N thấp nên khó loại bỏ TN. QCVN 100:2018/BGTVT được ban hành với yêu cầu nghiêm ngặt hơn, đặc biệt là về chỉ tiêu TN. Nghiên cứu áp dụng mô hình A/O để xử lý nước thải tàu du lịch với các điều kiện DO ở bể hiếu khí khác nhau. Kết quả cho thấy hiệu suất xử lý TN các điều kiện DO 3 – 3.5 mg/l, 2 – 2.5 mg/L, 1 – 1.5 mg/L lần lượt bằng 37.66%, 52.51% và 70.24%. Kết quả nghiên cứu cho thấy để loại bỏ TN đạt QCVN 100:2018/BGTVT thì cần kiểm soát DO ở bể hiếu khí ở nồng độ 1 – 1.5 mg/L và phải bổ sung thêm Carbon để tăng hiệu quả xử lý, ổn định chất lượng nước đầu ra.

**Từ khóa:** Nước thải tàu du lịch, A/O, xử lý TN, oxy hoà tan.

### ABSTRACTS

The majority of cruise ship wastewater comes from toilets and has a low COD/N ratio, making it difficult to remove TN. QCVN 100:2018/BGTVT applies stricter requirements, especially for TN standards. Examining the application of an A/O model in aerobic tanks to treat cruise ship wastewater under different DO conditions. The results showed that TN treatment efficiency for DO conditions 3 – 3.5 mg/l, 2 – 2.5 mg/L, and 1 – 1.5 mg/L was equal to 37.66%, 52.51%, and 70.24%, respectively. According to research, in order to remove TN to meet QCVN 100:2018/BGTVT, DO in aerobic tanks should be controlled at concentrations of 1 - 1.5 mg/L, and Carbon should be added to increase treatment efficiency and stabilize output water quality.

**Keywords:** Cruise ship wastewater, A/O, TN removal, dissolved oxygen.

### I. ĐẶT VẤN ĐỀ

Các hoạt động du lịch trên biển hiện nay đang ngày càng phát triển và dẫn đến những vấn đề về ô nhiễm môi trường [7]. Trong đó, các hoạt động xả nước thải phát sinh từ các tàu du lịch trên biển có thể gây ô nhiễm, mất cảnh quan cũng như ảnh hưởng đến hệ sinh thái biển [7]. Vì vậy, hiện nay, nhiều bộ luật quốc tế và quốc gia đang được nghiên cứu và thực thi để bảo vệ và giữ gìn môi trường biển. Trước đây, Việt Nam đã áp dụng QCVN 14:2008/BTNMT để quản lý các hệ thống xử lý nước thải trên tàu du lịch biển. Tuy nhiên, từ năm 2018, căn cứ Nghị định thư MARPOL 73/78 của tổ chức Hàng hải quốc tế (IMO), Bộ Giao thông Vận tải đã ban hành QCVN 100:2018/BGTVT để quản lý các hệ thống xử lý nước thải trên tàu.

Nước thải trên tàu du lịch có thể bao gồm nước thải sinh hoạt, nước la canh và nước dằn tàu [6]. Nước thải sinh hoạt là loại nước thải được thải ra trong quá trình sinh hoạt hàng ngày của con người, được tách ra thành 2 loại: nước đen và nước xám. Nước đen (dark water) là nước thải từ nhà vệ sinh; còn nước xám (gray water) là nước thải phát sinh nước từ nhà bếp, nhà tắm, hoạt động giặt ủi. Nước la canh (bilge water) là nước tích lũy ở dưới hầm tàu và thường có thành phần bao gồm xăng, chất bôi trơn, dầu, mỡ, hỗn hợp nước biển và nước ngọt [3]. Nước dằn tàu (ballast water) thường được chứa vào két riêng, dùng để bơm ra hoặc bơm vào tàu để thay đổi khối lượng tàu, từ đó sẽ giúp điều chỉnh độ nghiêng, chúi, chiều chìm, tính ổn định và ứng suất của tàu [9].

Thông thường, nước la canh và nước dằn tàu sẽ được tách để xử lý riêng, không trộn chung với nước thải sinh hoạt. Đối với hệ thống xử lý nước thải, nước xám và nước đen thường được gom chung và cho qua hầm tự hoại. Sau khi qua hầm tự hoại, nước xám thường có nồng độ BOD<sub>5</sub> (Nhu cầu oxy sinh hoá) và COD (Nhu cầu oxy hoá học) cao hơn nước đen (giá trị trung bình lần lượt là 150 mgBOD<sub>5</sub>/L, 366 mgCOD/L và 90 mg BOD<sub>5</sub>/L, 258 mgCOD/L) [2]. Ngược lại, hàm lượng N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> và TN (tổng nitơ) của nước đen cao hơn nước xám rất nhiều (giá trị trung bình lần lượt là 138 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, 153 mgTN/L và 1.7 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, 11.3 mgTN/L) [2]. Trung bình, mỗi khách đi tàu du lịch sẽ phát thải nước xám là 5 lít/lượt, nước đen là 15 lít/ lượt [1]. Do vậy, nước đen thường sẽ có tỉ lệ cao hơn nước xám trong tổng lượng nước thải phát sinh trên tàu du lịch. Vì thế, nước thải trên tàu du lịch có thể sẽ có tính chất nghiêng về nước đen nhiều hơn dẫn đến tỉ lệ C/N trong nước thải thấp.

Thông thường, có 2 phương án để kiểm soát ô nhiễm nước thải sinh hoạt từ tàu du lịch biển. Phương án 1 là lưu trữ và vận chuyển nước thải để xử lý trên bờ; phương án 2 là thu gom và xử lý ngay trên tàu rồi xả ra biển [8]. Đối với phương án 2, các tàu du lịch biển cần lắp đặt hệ thống xử lý nước thải đáp ứng QCVN 100:2018/BGTVT. Tuy nhiên, so với QCVN 14:2008/BTNMT, QCVN 100:2018/BGTVT lại yêu cầu nghiêm ngặt hơn nhiều, đặc biệt là chỉ tiêu về TN.

Hiện nay, có nhiều công nghệ khác nhau để xử lý nước thải trên tàu du lịch biển nhưng chủ yếu đều sử dụng phương pháp xử lý sinh học [1]. Để loại bỏ TN bằng phương pháp xử lý sinh học, người ta thường phối hợp sử dụng quá trình nitrate hoá và khử nitrate trong điều kiện hiếu khí và thiếu khí. Theo lý thuyết, quá trình trên yêu cầu ít nhất 3.5 – 4.5 g COD để loại bỏ 1 g Nitơ trong nước thải [4]. Tuy nhiên, nước thải trên tàu du lịch lại thường có C/N thấp hơn tỉ lệ trên. Vì vậy, trường hợp này cần bổ sung

thêm nguồn carbon bên ngoài để đạt được tỉ lệ C/N lý thuyết nhằm loại bỏ hoàn toàn TN trong nước thải. Ngoài ra, có một phương án khác yêu cầu tỉ lệ C/N thấp hơn là sử dụng quá trình nitrite hoá và khử nitrite. Quá trình này chỉ yêu cầu ít nhất 2.0 – 2.5 g COD để loại bỏ 1 g Nitơ trong nước thải [4]. Tuy nhiên, để thực hiện quá trình này cần phải kiểm soát các điều kiện vận hành, đặc biệt là quá trình hiếu khí. Để thực hiện quá trình trên, cần phải tạo điều kiện phù hợp cho vi khuẩn oxy hoá ammonia (AOB), đồng thời phải ức chế vi khuẩn oxy nitrite (NOB). Nồng độ oxy hoà tan (DO) nằm trong khoảng 1.0 – 1.5 mg/L sẽ phù hợp với quá trình nitrite hoá và oxy hoá ammonia [11], nếu DO lớn hơn 2.0 mg/L thì có thể diễn ra quá trình nitrate hoá hoàn toàn [12].

Nước thải tàu du lịch là loại nước thải khá đặc thù và khó xử lý Nitơ vì có tỉ lệ C/N thấp. Vì vậy, hiện nay có rất ít nghiên cứu về xử lý loại nước thải này. Nghiên cứu này áp dụng công nghệ A/O (Thiếu khí – hiếu khí) với 3 khoảng nồng độ DO khác nhau và bổ sung thêm COD nhằm tăng cường khả năng loại bỏ Nitơ trong nước thải tàu du lịch biển. Nghiên cứu này sẽ là tiền đề để thực hiện các nghiên cứu sâu hơn, giúp hoàn thiện quy trình xử lý nước thải tàu du lịch biển để đạt QCVN 100:2018/BGTVT.

## 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 sau bể phốt của nhà vệ sinh của Viện Nghiên cứu và Chế tạo Tàu thủy (44 Hòn Rớ, Phước Đồng, Nha Trang, Khánh Hoà). Đây là nhà vệ sinh được thiết kế nhằm mục đích mô phỏng hệ thống xử lý nước thải trên tàu du lịch biển. Ngoài các hoạt động đại tiện và tiểu tiện, nhà vệ sinh này cũng có các hoạt động tắm rửa, giặt quần áo của các công nhân đang làm việc tại Viện. Vì vậy, nước thải của nhà vệ sinh này cũng khá tương đồng với nước thải trên tàu du lịch biển. Tính chất nước thải đầu vào được thể hiện qua Bảng 1.

**Bảng 1: Tính chất nước thải đầu vào**

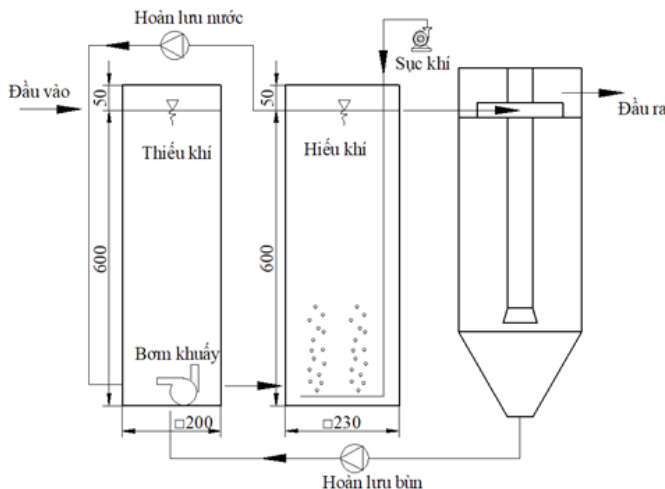
Thông số	COD	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
Nồng độ (mg/L)	259 ± 24	73 ± 20	0.19 ± 0.12	0.03 ± 0.01

Bùn vi sinh được sử dụng trong nghiên cứu là bùn hoạt tính được lấy từ mương oxy hoá của nhà máy xử lý nước thải phía nam Nha Trang (Xã Phước Đồng, Nha Trang).

Các thí nghiệm được tiến hành từ tháng

03/2023 đến tháng 12/2023 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



Hình 1: Mô hình A/O.

Nghiên cứu sử dụng mô hình A/O (hình 1) với bể hiếu khí có thể tích 34.56 L (Dài x rộng x cao = 230 x 230 x 600 mm) và bể thiếu khí có thể tích 26.46 L (Dài x rộng x cao = 210 x 210 x 600 mm). Bể hiếu khí có lắp đặt hệ thống sục khí và có thể điều chỉnh lượng khí sục bằng van. Bể thiếu khí được lắp đặt 1 bơm chìm để khuấy trộn. Ban đầu, hệ thống chạy khởi động với lưu lượng đầu vào 15 L/ngày với nồng độ bùn hoạt tính ban đầu MLSS = 1500 mg/L trong 2 tuần đầu. Sau đó, hệ thống vận hành với lưu lượng đầu vào  $Q_{\text{vào}} = 30$  L/ngày, tương đương với tỉ lệ lượng thức ăn trên lượng vi sinh (F/M) của hệ thống khoảng 0.15. Lưu lượng hồi lưu nước  $Q_r = 15 Q_{\text{vào}}$ , lưu lượng hồi lưu bùn  $Q_{\text{bùn}} = Q_{\text{vào}}$ . Tỉ lệ tuần hoàn lớn sẽ giúp chuyển hoàn toàn lượng  $\text{NO}_2^-$  và  $\text{NO}_3^-$  vừa sinh ra ở bể hiếu khí về bể thiếu khí để khử, giúp giảm lượng  $\text{NO}_2^-$  và  $\text{NO}_3^-$  ra khỏi bể.

Nghiên cứu được thực hiện với 4 thí nghiệm

khác nhau, mỗi thí nghiệm kéo dài 14 ngày. 3 thí nghiệm đầu thực hiện ở 3 điều kiện DO ở bể hiếu khí khác nhau (3 – 3.5 mg/L; 2 – 2.5 mg/L; 1 – 1.5 mg/L). Ở thí nghiệm 4, DO bể hiếu khí là 1 – 1.5 mg/L và bổ sung thêm 47 mg glucose/L (tương đương với 50 mg COD/L). DO ở bể thiếu khí luôn giữ ở mức < 0.5 mg/L trong suốt quá trình thí nghiệm. Ngoài ra, ở cuối thí nghiệm 1, bể phốt ở Viện Tàu thủy được bổ sung thêm khoảng 5L bùn kỵ khí. pH trong thí nghiệm không được kiểm soát và pH trong mô hình thường dao động trong khoảng 6.5 – 7.5.

## 3. Phương pháp phân tích

Các mẫu nước thải đầu vào và đầu ra của mô hình được phân tích hàng ngày. Bùn vi sinh (lấy trong bể hiếu khí) được phân tích trước và sau mỗi thí nghiệm. Các chỉ tiêu phân tích và phương pháp phân tích được trình bày qua bảng 2. Các chỉ tiêu phân tích được thực hiện lặp lại 3 lần.

Bảng 2: Các chỉ tiêu phân tích và phương pháp phân tích

Chỉ tiêu	Phương pháp phân tích
pH	Đo trực tiếp theo TCVN 6492:2011
DO	Đo trực tiếp theo TCVN 7325:2004
MLSS	Phương pháp xác định theo trọng lượng TCVN 6625:2000
MLVSS	Phương pháp xác định theo trọng lượng TCVN 6625:2000

Chỉ tiêu	Phương pháp phân tích
COD	TCVN 6491:1999
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	TCVN 5988:1995
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TCVN 6180:1996
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	TCVN 6178:1996
TN	TCVN 6638:2000

#### 4. Phương pháp xử lý số liệu

Các số liệu được xử lý và biểu diễn trên đồ thị bằng phần mềm Excel 2013. Tỷ lệ C/N bị loại bỏ được tính theo công thức sau:

$$C/N_{re} = (COD_{đầu vào} - COD_{đầu ra}) / (TN_{đầu vào} - TN_{đầu ra})$$

Trong đó: COD<sub>đầu vào</sub> = nồng độ COD ở đầu vào (mg/L); COD<sub>đầu ra</sub> = nồng độ COD ở đầu ra (mg/L);

TN<sub>đầu vào</sub> = nồng độ TN ở đầu vào (mg/L);

TN<sub>đầu ra</sub> = nồng độ TN ở đầu ra (mg/L)

C/N<sub>re</sub> là tỷ lệ C/N bị loại bỏ

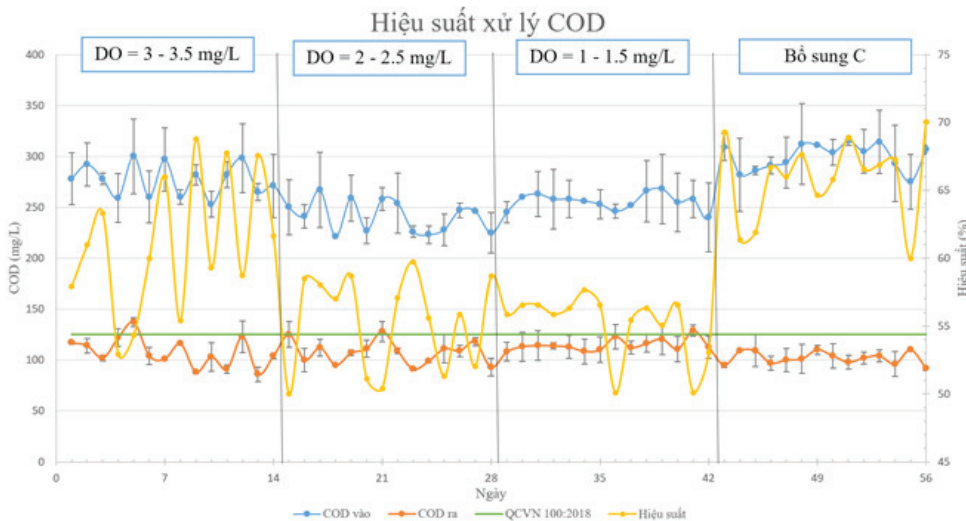
Các giá trị hiệu suất xử lý của một chất được tính như sau:

$$H (\%) = (C_{vào} - C_{ra}) / C_{vào} \times 100\%$$

Trong đó: H là hiệu suất xử lý (%); C<sub>vào</sub> và C<sub>ra</sub> là nồng độ đầu vào và đầu ra của chất đó.

### III. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

#### 1. Hiệu quả xử lý COD



Hình 2: Hiệu quả xử lý COD.

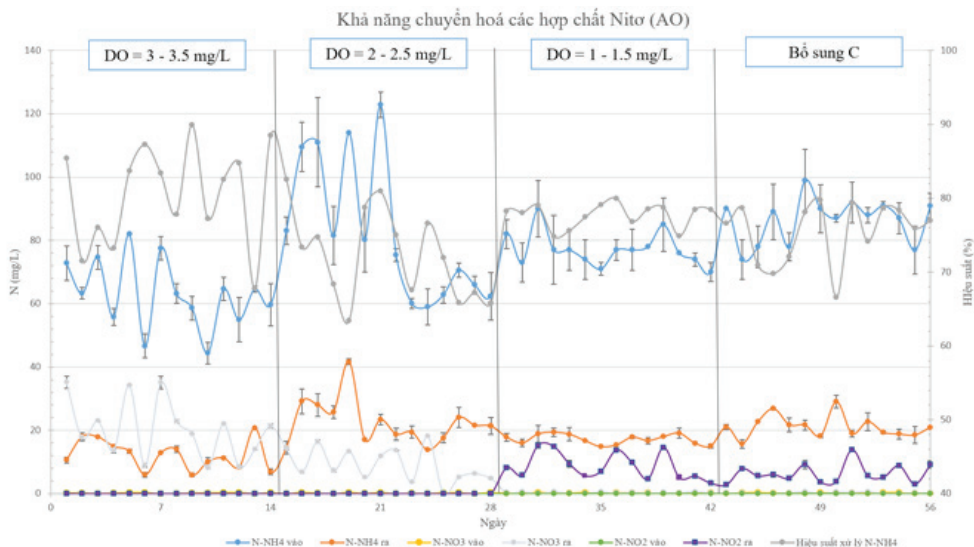
Hình 2 thể hiện khả năng xử lý của mô hình A/O qua các thí nghiệm. COD đầu vào ở thí nghiệm 1 cao hơn COD đầu vào ở thí nghiệm 2 và 3. Chứng tỏ lượng vi sinh kỵ khí được bổ sung vào bể phốt đã giúp hỗ trợ hệ vi sinh kỵ khí của bể phốt hoạt động tốt hơn, giúp phân giải COD tốt hơn nên làm cho COD đầu ra của bể phốt (cũng là COD đầu vào của hệ thống) giảm nhẹ. Dù ở thí nghiệm 2 và 3, COD đầu vào thấp hơn so với thí nghiệm 1, tuy nhiên COD đầu ra ở thí nghiệm 2 và 3 vẫn chỉ tương đương với thí nghiệm 1 và điều này dẫn đến

hiệu quả xử lý COD ở thí nghiệm 2 và 3 thấp hơn thí nghiệm 1. Tuy nhiên, đối với thí nghiệm 4, khi bổ sung thêm 50 mg COD/L thì hiệu quả xử lý COD đã tốt hơn (65% so với 55% của thí nghiệm 3). Điều này có thể lý giải bởi 2 nguyên nhân. Ngoài việc COD bị tiêu thụ bởi vi sinh khử nitrate hoặc nitrite ở bể thiếu khí, COD còn tiếp tục bị oxy hoá ở bể hiếu khí. Do COD bị oxy hoá bằng DO ở bể hiếu khí nên nếu DO thấp sẽ làm giảm hiệu quả xử lý COD. Ngoài ra, còn một nguyên nhân khác là có thể COD còn lại trong bể (khoảng 100 mg/L) là ở dạng

chậm phân huỷ sinh học nên sẽ khó giảm nồng độ COD hơn được nữa. Nhìn chung, kết quả COD đầu ra mô hình đã đáp ứng chỉ tiêu COD theo QCVN 100:2018/BGTVT (kể cả khi bổ sung thêm glucose ở thí nghiệm 4).

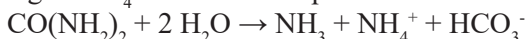
## 2. Khả năng chuyển hoá các hợp chất Nitơ

Khả năng chuyển hoá các hợp chất Nitơ được biểu diễn qua hình 3. Bắt đầu từ thí nghiệm 2, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> đầu vào dù không ổn định



Hình 3: Khả năng chuyển hoá các hợp chất Nitơ.

lúc đầu nhưng cơ bản là đã cao hơn ở thí nghiệm 1. Nguyên nhân là do thí nghiệm 2 đã bổ sung 5L vi sinh kỵ khí vào bể phốt giúp tăng hiệu quả thủy phân urê, và điều này làm giúp tăng N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> đầu ra của bể phốt.



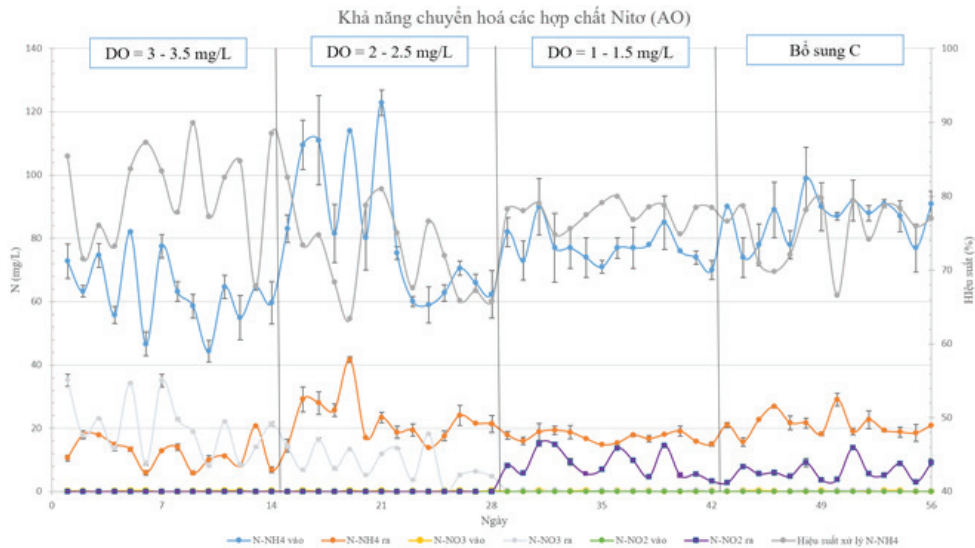
Hiệu quả xử lý N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> trung bình của mô hình qua 4 thí nghiệm đạt lần lượt là 80.6%, 72.3%, 77.74% và 75.43%. Sự chênh lệch của hiệu quả xử lý N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> của mô hình không lớn chứng tỏ DO trong bể hiếu khí không ảnh hưởng nhiều đến khả năng oxy hóa N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Ta thấy nồng độ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> đầu ra thấp dần từ thí nghiệm 1 đến thí nghiệm 4, điều này chứng tỏ việc giảm DO có góp phần ức chế vi sinh NOB và làm giảm việc sinh ra N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Thậm chí, ở mức DO = 1 - 1.5 mg/L thì N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> gần như bằng 0 và N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> đầu ra còn tăng lên (mức < 20mg/L). Điều này phù hợp với các điều kiện DO thích hợp cho vi sinh AOB và NOB. Ngoài ra, khi bổ sung thêm carbon thì nồng độ nitrite đầu ra ở thí nghiệm 4 thấp hơn so với thí nghiệm 3, điều này chứng tỏ khi bổ sung thêm COD thì đã giúp tăng hiệu quả

khử nitrite ở bể thiếu khí dẫn đến giảm nitrite đầu ra.

## 3. Hiệu quả xử lý TN

Hình 4 thể hiện hiệu quả xử lý TN của mô hình. Hiệu suất loại bỏ TN trung bình của mô hình qua 4 thí nghiệm lần lượt là 37.66%, 52.51%, 70.24%, 71.97%. Hiệu quả xử lý TN tăng khi giảm DO ở bể hiếu khí. Khi DO giảm từ 3 - 3.5 mg/L xuống 1 - 1.5 mg/L, trong bể hiếu khí, vi sinh NOB dần dần bị ức chế và làm giảm lượng nitrate sinh ra. Điều này sẽ giúp giảm yêu cầu về COD đầu vào và tăng lượng Nitơ bị khử ở bể thiếu khí. Ngoài ra, ở thí nghiệm 4, khi bổ sung thêm carbon cũng giúp tăng thêm COD đầu vào để tham gia vào quá trình khử Nitơ ở bể thiếu khí. Khi so sánh với chỉ tiêu TN của QCVN 100:2018/BGTVT, ở điều kiện DO = 3 - 3.5 mg/L và 2 - 2.5 mg/L hiệu suất xử lý không đạt chỉ tiêu là loại bỏ 70%. Ở điều kiện DO = 1 - 1.5 mg/L, khoảng 50% số ngày là đạt chỉ tiêu TN. Khi bổ sung thêm 50 mg COD/L ở thí nghiệm 4 thì hiệu quả xử lý TN ổn định hơn và đa số các ngày là đạt chỉ tiêu.



Hình 4: Hiệu quả xử lý TN.

#### 4. Tổng hợp kết quả nghiên cứu

Bảng 3: Tổng hợp kết quả nghiên cứu

Thông số	Ban đầu	DO = 3 – 3.5 mg/L	DO = 2 – 2.5 mg/L	DO = 1 – 1.5 mg/L	Bổ sung C
$H_{COD}$ (%)	-	61.04 ± 5.11	55.29 ± 3.54	55.14 ± 2.38	65.91 ± 3.0
$H_{N-NH_4}$ (%)	-	80.66 ± 6.76	72.3 ± 6.09	77.74 ± 1.62	75.43 ± 4.1
$H_{TN}$ (%)	-	37.66 ± 7.41	52.51 ± 11.11	70.24 ± 4.25	71.97 ± 3.42
$C/N_{re}$	-	5.53 ± 0.63	2.72 ± 0.13	2.23 ± 0.17	2.7 ± 0.15
MLSS (mg/L)	1512 ± 47	1549 ± 48	1544 ± 41	1556 ± 33	1657 ± 19
MLVSS (mg/L)	1108 ± 6	1135 ± 56	1160 ± 57	1151 ± 40	1314 ± 61
MLVSS/MLSS	0.73	0.73	0.75	0.74	0.79

Kết quả nghiên cứu tóm tắt được trình bày ở bảng 3 cho thấy tỉ lệ C/N bị loại bỏ ở thí nghiệm 1 đạt giá trị 5.53, giá trị này phù hợp với tỉ lệ C/N tối thiểu của quá trình nitrate hoá – khử nitrate theo lý thuyết là 3.5 – 4.5 [4]. Khi giảm DO xuống ở thí nghiệm 2,3 và 4 thì tỉ lệ  $C/N_{re}$  đạt lần lượt là 2.72, 2.23 và 2.7. Tỉ lệ này thấp hơn tỉ lệ 3.5 – 4.5 của quá trình nitrate hoá – khử nitrate hoá và cao hơn tỉ lệ  $C/N = 2 – 2.5$  của quá trình nitrite hoá – khử nitrite hoá [4]. Điều này chứng tỏ khi giảm DO thì quá trình xảy ra trong mô hình sẽ chuyển từ nitrate hoá – khử nitrate sang quá trình nitrite hoá – khử nitrite và lượng COD yêu cầu để khử Nitơ sẽ giảm. Ngoài điều kiện về nồng độ DO, pH cũng là một yếu tố cần kiểm soát. Hiện mô hình chưa kiểm soát pH nên chưa thực sự tạo điều kiện tối ưu cho vi sinh

AOB phát triển đồng thời ức chế được vi sinh NOB (pH tối ưu cho AOB là 7.9 – 8.2 và pH tối ưu cho NOB là 7.2 – 7.6 [10]).

Đối với nồng độ MLSS trong bể tăng nhẹ sau thí nghiệm 1 và cơ bản giữ ổn định qua thí nghiệm 2 và 3. Đến thí nghiệm 4, do bổ sung một ít glucose vào trong nước thải nên làm tăng nồng độ COD đầu vào và góp phần làm tăng sinh khối trong bể. Ngoài ra, tỉ lệ MLVSS/MLSS trong hệ thống dao động từ 0.73 đến 0.79, tỉ lệ này phù hợp với tỉ lệ MLVSS/MLSS lý thuyết = 0.75 – 0.83 (mgVSS/mgTSS) [5]. Điều này cũng chứng tỏ bùn vi sinh trong mô hình hoạt động tốt.

#### IV. KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

Kết quả nghiên cứu cho thấy mô hình A/O có khả năng loại bỏ TN trong nước thải tàu du

lịch đạt xấp xỉ 70% trong điều kiện DO = 1.0 – 1.5 mg/L. Để tăng hiệu quả xử lý TN và giữ ở mức ổn định trên 70% để đạt QCVN 100:2018/BGTVT thì cần phải bổ sung thêm COD bằng nguồn carbon bên ngoài. Việc hạ DO xuống mức 1.0 – 1.5 mg/L sẽ thúc đẩy việc thực hiện quá trình nitrite hoá – khử nitrite và làm giảm lượng COD yêu cầu để khử TN. Ngoài ra, nồng độ COD đầu ra của mô hình luôn đạt chỉ tiêu COD theo QCVN 100:2018/BGTVT.

Ngoài việc kiểm soát DO, cũng cần phải có phương án kiểm soát pH để tạo điều kiện tốt nhất nhằm thực hiện quá trình nitrite hoá. Thực tế, các phương án kiểm soát DO hay kiểm soát

pH sẽ khó áp dụng vào hệ thống xử lý nước thải trên tàu du lịch biển vì cần phải bổ sung thêm các thiết bị đo cũng như hệ thống điều khiển; và các thiết bị đo này rất dễ gặp nhiều sự cố khi vận hành ở điều kiện trên biển. Thêm vào đó, phương án bổ sung thêm carbon cũng là một phương án đảm bảo tăng hiệu suất và ổn định được chất lượng TN đầu ra. Tuy nhiên, các phương án trên đều yêu cầu phải tăng chi phí đầu tư ban đầu cũng như chi phí vận hành. Vì vậy, để xử lý nước thải trên tàu du lịch đạt QCVN 100:2018/BGTVT thì cần nghiên cứu những phương án khác phù hợp và hiệu quả kinh tế hơn.

## **TÀI LIỆU THAM KHẢO**

### **Tiếng Việt**

1. Trần Đức Hạ (2019), “Quản lý nước thải sinh hoạt tàu du lịch trên Vịnh Hạ Long”, *Tap chí Môi trường*, Số 6/2019, pp. 45 - 47.

### **Tiếng Anh**

2. Brandes M. (1978), “Characteristics of effluents from gray and black water septic tanks”, *Water Pollution Control Federation*, 50(11), pp. 2547-2559.
3. Church J., Lundin J.G., Diaz D., Mercado D., Willner M.R., Lee W.H. và Paynter D.M. (2019), “Identification and characterization of bilgewater emulsions”, *Science of The Total Environment*, 691, pp. 981-995.
4. Daigger G.T. (2014), “Oxygen and carbon requirements for biological nitrogen removal processes accomplishing nitrification, nitrification, and anammox”, *Water Environment Research*, 86(3), pp. 204-9.
5. Ekama G. (1984), *Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes: A Collaborative Information Document*, Water Research Commission.
6. Hutto L. (2001), “A comprehensive guide to shipboard waste management options”, MTS/IEEE Oceans 2001. An Ocean Odyssey. Conference Proceedings, IEEE.
7. Lloret J., Carreño A., Carić H., San J. và Fleming L.E. (2021), “Environmental and human health impacts of cruise tourism: A review”, *Marine Pollution Bulletin*, 173, pp. 112979.
8. MARPOL – Marine pollution (1973, 1978), International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, IMO, Editor.
9. Oemcke D. và Van Leeuwen J. (2003), “Chemical and physical characterization of ballast water. Part 2: Determining the efficiency of ballast exchange”, *Journal of Marine Environmental Engineering*, 7(1), pp. 65-76.
10. Paredes D., Kusch P., Mbvette T.S.A., Stange F., Müller R.A. và Köser H. (2007), “New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review”, *Engineering in Life Sciences*, 7(1), pp. 13-25.
11. Peng Y. và Zhu G. (2006), “Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway”, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 73(1), pp. 15-26.
12. Zhu G., Peng Y., Li B., Guo J., Yang Q. và Wang S. (2008), “Biological removal of nitrogen from wastewater”, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 192, pp. 159 - 195.