

DOI:10.22144/ctujos.2025.044

TẬN DỤNG NƯỚC THẢI SINH HOẠT SAU XỬ LÝ BẰNG CÔNG NGHỆ Bùn Hoạt Tính Để Nuôi Vi Tảo *Spirulina platensis*

Phạm Công Phú, Trương Vũ Luân và Nguyễn Thị Phi Oanh*

Khoa Khoa học Tự nhiên, Trường Đại học Cần Thơ, Việt Nam

*Tác giả liên hệ (Corresponding author): ntpoanh@ctu.edu.vn

Thông tin chung (Article Information)

Nhận bài (Received): 14/08/2024

Sửa bài (Revised): 16/09/2024

Duyệt đăng (Accepted): 09/12/2024

Title: Use of domestic wastewater treated by activated sludge for culturing *Spirulina platensis*

Author(s): Pham Cong Phu, Trương Vũ Luân and Nguyễn Thị Phi Oanh*

Affiliation(s): College of Natural Sciences, Can Tho University, Viet Nam

TÓM TẮT

Nước thải sinh hoạt chứa nhiều chất hữu cơ và vô cơ, trong đó, nitrogen tồn tại dưới dạng ammonium và nitrate. Hàm lượng nitrogen cao trong nước thải là nguyên nhân gia tăng các hợp chất có hại cho động vật thủy sinh và con người. Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt bằng mô hình bể bùn hoạt tính kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ. Với nước thải trước xử lý có COD trung bình là 437,33 mg/L, BOD₅ 279,13 mg/L, SS 84,29 mg/L, và NH₄⁺ 31,87 mg/L thì hiệu suất xử lý của mô hình đạt lần lượt là 93,17%, 89,53%, 88,96% và 97,61%. Nước thải sau khi được xử lý có nồng độ NO₃⁻ cao (100,57 mg/L) nên được tiếp tục tận dụng để nuôi vi tảo xoắn *Spirulina platensis*. Sau 3 ngày nuôi cấy trong nước thải đã qua xử lý, kết quả cho thấy với mật độ vi tảo chủng vào nước thải là 40×10³ cá thể/mL (ct/mL) hoặc 20×10³ ct/mL thì hiệu suất xử lý NO₃⁻ đều đạt 100% với sinh khối vi tảo thu được lần lượt là 48,07×10³ ct/mL và 30,44×10³ ct/mL. Nước thải sau khi xử lý và nuôi vi tảo có các chỉ tiêu như pH, COD, BOD₅, SS, NH₄⁺ và NO₃⁻ đạt loại A theo QCVN 14:2008/BTNMT.

Từ khóa: Bùn hoạt tính, nước thải sinh hoạt, *Spirulina platensis*, xử lý sinh học

ABSTRACT

Domestic wastewater contains organic and inorganic compounds. Especially nitrogen is present in the form of ammonium and nitrate. High concentration of nitrogen in wastewater increases toxic compounds harmful to aquatic organisms and humans. Study on the efficiency of domestic wastewater treatment was carried out using activated sludge tank model combined with carriers. When the COD, BOD₅, SS, and NH₄⁺ concentrations of wastewater were 437.33 mg/L, 279.13 mg/L, 84.29 mg/L, and 31.87 mg/L, the treatment efficiency of the model was 93.17%, 89.53%, 88.96%, and 97.61%, respectively. The treated wastewater with a high NO₃⁻ concentration (100.57 mg/L) was subsequently used for culturing *Spirulina platensis*. When 40×10³ organisms/mL of microalgae were inoculated in the treated wastewater, NO₃⁻ was completely removed after 3 days of inoculation, and the microalgal biomass obtained was 48.07×10³ organisms/mL. Similarly, when 20×10³ organisms/mL of microalgae were inoculated, the resulting biomass was 30.44×10³ organisms/mL. The value of pH, COD, BOD₅, SS and the concentration of NH₄⁺, NO₃⁻ in wastewater treated by activated sludge tank model combined with carriers followed by algae cultivation reached level A according to QCVN 14:2008/BTNMT.

Keywords: Activated sludge, biological treatment, domestic wastewater, *Spirulina platensis*

1. GIỚI THIỆU

Ngày nay, các vấn đề ô nhiễm môi trường đang là mối quan tâm của xã hội. Sự gia tăng dân số và đô thị hóa có thể dẫn đến ô nhiễm môi trường nước, đất và không khí (Nguyen, 2009). Trong nước thải sinh hoạt có chứa nhiều phosphorus và nitrogen dưới dạng phosphate, nitrite và nitrate. Các hợp chất này nếu không được xử lý khi chảy vào sông ngòi, kênh rạch có thể làm cho tảo nở hoa từ đó gây thiếu oxy trong nước. Tảo nở hoa có thể gây chết các động vật thủy sinh, phá vỡ chuỗi thức ăn, giảm chất lượng nước, sản sinh nhiều chất độc trong nước như NH_4^+ , H_2S , CO_2 , CH_4 (Le, 2015).

Nước thải được xử lý bằng phương pháp sinh học sử dụng vi sinh vật đã và đang được tập trung nghiên cứu do chúng có khả năng hấp thu phần lớn các hợp chất hữu cơ và một số hợp chất vô cơ trong nước thải cho sự sinh trưởng và phát triển. Đặc biệt, công nghệ xử lý hiếu khí nước thải sử dụng bùn hoạt tính cũng được nghiên cứu và ứng dụng rộng rãi (Tyagi et al., 2012). Theo nghiên cứu của Tran et al. (2020), nhóm vi khuẩn trong bùn hoạt tính có hiệu quả xử lý NH_4^+ trên 89,5%. Khi chủng vi khuẩn nitrate hóa vào mô hình bể bùn hoạt tính (IFAS) thì hiệu quả xử lý nước thải cao hơn đối chứng không chủng vi khuẩn (Pham et al., 2021). Ngoài vi khuẩn, vi tảo cũng có khả năng hấp thu nitrate và phosphate cho sự tăng trưởng. Tran et al. (2015) đã sử dụng nước thải ao cá tra để nuôi sinh khối tảo lục *Chlorella*. Kết quả cho thấy sinh khối vi tảo tăng đồng thời, lượng nitrate và phosphate giảm. Lodi et al. (2003) đã sử dụng vi tảo *Spirulina platensis* để xử lý nitrate và phosphate trong nước thải. *Spirulina platensis* có khả năng hấp thu trên 56,75% tổng phosphorus và trên 92% ammonium trong nước thải sinh hoạt (Le et al., 2023). Theo nghiên cứu của Nguyen et al. (2022), *Spirulina platensis* có khả năng hấp thu ammonium, tổng nitrogen, phosphorus, tổng phosphorus và COD trong nước thải sinh hoạt cao, đạt lần lượt là 96,37; 49,71; 67,05; 65,88 và 95,53%. Sinh khối *Spirulina platensis* thu được có hàm lượng carbohydrate và protein cao có thể dùng làm phân bón hoặc năng lượng sinh học thân thiện với môi trường (Rempel et al., 2023).

Theo nghiên cứu trước đây của nhóm, hàm lượng nitrate trong nước thải sau khi được xử lý

bằng bùn hoạt tính cao hơn so với trước khi xử lý (Pham et al., 2021). Chính vì vậy, nghiên cứu này được tiếp tục thực hiện với mục tiêu sử dụng nước thải sau xử lý bằng bùn hoạt tính để nuôi cấy vi tảo *Spirulina platensis* nhằm loại bỏ nitrate khỏi nước thải.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Nước thải sinh hoạt

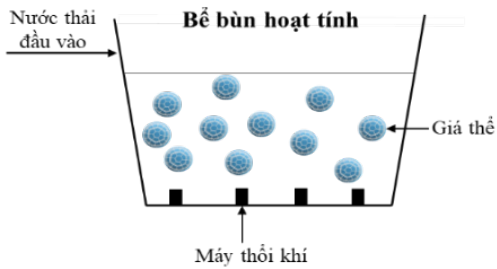
Nước thải sinh hoạt được thu từ rạch Tham Tướng đoạn cống thoát nước ở Bờ kè Mạc Thiên Tích, phường Xuân Khánh, quận Ninh Kiều, thành phố Cần Thơ, nơi tập trung dân cư và rất nhiều hàng quán. Mẫu nước thải được thu tại 3 vị trí gồm đầu, giữa và cuối đường Mạc Thiên Tích. Mỗi đợt thu mẫu được thực hiện trong ngày với thể tích 90 L/ngày trong thời gian từ 9 đến 11 giờ sáng từ ngày 11 đến ngày 21 tháng 5 năm 2021. Nước thải sau khi thu được lọc qua vải the (kích thước lỗ lọc 500 μm) để loại bỏ các chất rắn có kích thước lớn trước khi đưa vào mô hình xử lý.

2.2. Tảo *Spirulina platensis*

Tảo giống *Spirulina platensis* được cung cấp từ phòng thí nghiệm nghiên cứu tảo của Trường Thủy sản, Trường Đại học Cần Thơ. Tảo giống được nuôi trong môi trường Zarrouk với độ mặn 20‰. Thành phần môi trường Zarrouk gồm K_2HPO_4 0,5 g/L, NaNO_3 2,5 g/L, K_2SO_4 1,0 g/L, NaCl 1,0 g/L, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,2 g/L, CaCl_2 0,04 g/L, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,01 g/L, EDTA 0,08 g/L, NaHCO_3 16,8 g/L, vi lượng A₅ 1 mL (H_3BO_3 57,2 g/L, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 36,2 g/L, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 4,4 g/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0,3 g/L) và vi lượng B₆ 1 mL (NH_4NO_3 0,459 g/L, $\text{NiSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0,957 g/L, $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0,358 g/L, CoCl_2 0,879 g/L) (Nguyen et al., 2022).

2.3. Mô hình bể bùn hoạt tính xử lý nước thải

Mô hình bể bùn hoạt tính kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ được thiết kế bằng nhựa cứng với một mặt bằng mica trong suốt để có thể quan sát các hiện tượng xảy ra trong mô hình. Mô hình có thể tích 21 lít, trong đó, thể tích hoạt động của mô hình là 15 lít (khoảng 2/3 thể tích mô hình) (Le & Nguyen, 2018b). Các thiết bị phụ trợ gồm máy bơm thổi khí cung cấp oxygen cho bể, hai thùng 20 lít chứa nước thải. Giá thể polypropylene hình trụ, có rãnh, đường kính 14 mm. Mô hình bể bùn hoạt tính thử nghiệm được minh họa ở Hình 1.

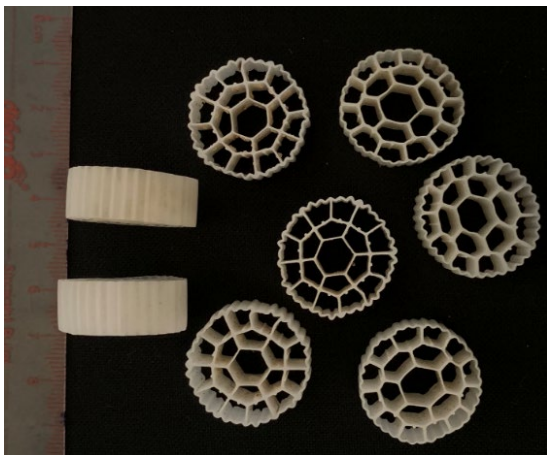


Hình 1. Mô hình bể bùn hoạt tính thử nghiệm

2.4. Giá thể

Trong xử lý nước thải, những vật liệu rắn thường sử dụng làm giá thể để các vi sinh vật (chủ yếu là vi khuẩn) trong nước thải dễ dàng bám vào bề mặt giá thể. Một số vi sinh vật tổng hợp polysaccharide ngoại bào giúp chúng bám vào bề mặt giá thể tạo thành màng sinh học (Luong, 2009).

Trong nghiên cứu này, giá thể bám trôi nổi hình trụ bằng polypropylene có rãnh (S20-4) (Lamela, Việt Nam) được sử dụng. Giá thể có kích thước $\Phi 20 \times 20$ mm, diện tích bề mặt $510 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Hình 2).



Hình 2. Mặt chính diện và mặt bên của giá thể trôi nổi (S20-4)

2.5. Cơ chế hoạt động của bể xử lý theo mẻ

Bể xử lý theo mẻ là loại bể tiếp nhận tất cả nước thải cần xử lý ở thời điểm bắt đầu quy trình. Trong quá trình xử lý, không có bất kỳ một lượng nước thải nào được đưa vào hay lấy ra khỏi bể. Nước thải được giữ trong bể một thời gian đủ để các phản ứng xảy ra nhằm xử lý các chất ô nhiễm đạt nồng độ xả thải theo quy chuẩn. Các phản ứng xảy ra trong điều kiện được kiểm soát thuận lợi cho sự phát triển của vi sinh vật. Trong thời gian xử lý đã được xác định nhờ vào kết quả của thí nghiệm định hướng, hoạt động của bể được dừng lại và để yên trong 15 phút. Sau đó,

nước thải trong bể xử lý được thu và tận dụng để nuôi cấy vi tảo *Spirulina platensis*, bùn lắng được giữ lại để làm nguồn vi sinh cho mẻ xử lý tiếp theo. Như vậy, bể sẵn sàng nhận nước thải mới. Khi vận hành, nước thải trong bể được sục khí hoàn toàn để vi khuẩn và chất hữu cơ tiếp xúc. Trong bể phản ứng theo mẻ, nồng độ các chất ô nhiễm giảm dần theo thời gian lưu của nước thải trong bể phản ứng (Le & Nguyen, 2018a).

Tạo sinh khối bùn: Bùn hoạt tính được thu từ hệ thống xử lý nước thải của công ty TNHH Thủy sản Việt Hải (quốc lộ 1A, xã Long Thạnh, huyện Phụng Hiệp, tỉnh Hậu Giang). Bùn hoạt tính được cho vào 1/3 mô hình và sục khí liên tục 24/24 giờ bằng máy sục khí oxygen ACO-002 (lưu lượng $2,4 \text{ m}^3/\text{giờ}$, công suất 35W/220V). Nước thải sinh hoạt đã thu được nạp vào mô hình để nuôi bùn trong điều kiện hiếu khí. Máy sục khí có vai trò cung cấp oxygen cho vi sinh vật trong bùn hoạt tính hoạt động đồng thời tạo điều kiện cho các chất cần xử lý tiếp xúc với vi khuẩn và vi khuẩn tiếp xúc với giá thể để tạo màng sinh học hỗ trợ cho quá trình xử lý.

2.6. Thí nghiệm định hướng

Thí nghiệm định hướng được thực hiện nhằm phân tích một số chỉ tiêu đặc trưng của nước thải từ đó đánh giá hiện trạng, hiệu quả của mô hình và xác định thời gian lưu nước thích hợp. Nước thải ở tầng mặt được thu bằng xô 5 lít, chứa vào can 30 lít có nắp đậy và chuyển ngay về phòng thí nghiệm. Sau đó, nước thải được lọc qua vải the (kích thước lỗ lọc $500 \mu\text{m}$) để loại bỏ các chất rắn trước khi đưa vào mô hình xử lý. Nước thải sau khi thu được chuyển ngay về phòng thí nghiệm, xử lý và sử dụng ngay trong ngày. Nước thải đầu ra được thu từ bể bùn hoạt tính thực nghiệm bằng ống silicon sạch đã khử trùng sau khi bể được ngừng sục khí trong 15 phút.

Trong thí nghiệm này, chỉ tiêu COD và NH_4^+ trong nước thải đầu vào và đầu ra của mô hình được phân tích trong ba ngày liên tiếp, mẫu được phân tích lặp lại 3 lần. Sau đó, hiệu quả xử lý của mô hình được so sánh với quy chuẩn quốc gia về các giá trị tối đa cho phép của các chỉ tiêu trong nước thải đầu ra khi thải vào các nguồn nước dùng cho sinh hoạt (QCVN 11-MT:2008/BTNMT, cột A) và chọn thời gian lưu nước phù hợp. Nếu chỉ tiêu COD và NH_4^+ đầu ra chưa đạt quy chuẩn thì tiếp tục điều chỉnh các thông số vận hành như tăng thời gian lưu nước (mỗi lần tăng 30 phút) hoặc điều chỉnh thông số hỗn hợp chất rắn lơ lửng (MLSS) bằng cách bổ sung bùn (được thu từ hệ thống xử lý nước thải của Công ty Chế biến Thủy sản Việt Hải, tỉnh Hậu Giang, Km

2087 + 500). Khi các chỉ tiêu đầu ra của mô hình đạt quy chuẩn thì tiến hành thí nghiệm chính thức.

2.7. Thí nghiệm chính thức

Thí nghiệm chính thức được thực hiện ứng với thời gian lưu nước và các thông số vận hành được xác định trong thí nghiệm định hướng. Các chỉ tiêu gồm pH, COD, BOD₅, SS, PO₄³⁻, NH₄⁺ và NO₃⁻ trong mẫu nước thải đầu vào và đầu ra của bể được phân tích trong 3 ngày liên tiếp. Nước thải đầu ra được thu bằng cách cho bể tạm ngưng sục khí và để yên trong 15 phút. Khi bùn lắng khỏi nước thải, dùng ống silicon đã khử trùng để chuyển nước thải từ bể xử lý sang chai Schott 1,5 lít đã khử trùng. Mẫu nước thải sau khi thu được phân tích các chỉ tiêu như pH, COD, BOD₅, SS, PO₄³⁻, NH₄⁺ và NO₃⁻. Phần nước thải còn lại được trữ trong ngăn mát tủ lạnh. Nước thải qua 3 ngày thu được trộn đều và sử dụng để nuôi cấy tảo.

2.8. Sử dụng nước thải đầu ra của mô hình bể bùn hoạt tính kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ để nuôi và thu sinh khối tảo xoắn *Spirulina platensis*

Nước thải đầu ra sau khi định lượng nếu còn các chất vô cơ như nitrate và phosphate thì được sử dụng để nuôi tảo xoắn *Spirulina platensis*. Nước thải sau xử lý được thu, lọc ngay qua phễu lọc vi sinh Nalgene sử dụng giấy lọc Newstar (kích thước lỗ trung bình 15-20 μm) và sử dụng trực tiếp để nuôi cấy tảo *Spirulina platensis*. Tảo được nuôi trong các chai thủy tinh 100 mL đã khử trùng với hệ thống sục khí bằng máy sục khí (Resun GF-120; lượng khí tối đa 11400 L/giờ) thông qua các ống silicon đã khử trùng. Đồng thời vi tảo cũng được khuấy trộn bằng cách đặt các chai thủy tinh nuôi tảo (có chứa thanh

từ tính dài 1 cm) trên máy khuấy từ với tốc độ 50 vòng/phút, cường độ ánh sáng từ 1800 đến 2000 Lux (Lutron XL 107, Đài Loan), thời gian chiếu sáng 12/24 giờ và nhiệt độ của phòng nuôi cấy rong là 25°C.

Thí nghiệm nuôi tảo được bố trí gồm 9 thí nghiệm thức bao gồm sự tổ hợp của 3 thành phần môi trường nuôi tảo, bao gồm: (i) 100% môi trường Zarrouk, (ii) 50% môi trường Zarrouk kết hợp với 50% nước thải, và (iii) 100% nước thải (Tran, 2011) và mật độ tảo được chủng vào ban đầu là 20×10³ hoặc 40×10³ cá thể/mL (ct/mL) (Nguyen, 2015). Thí nghiệm thức đối chứng ứng với 3 thành phần môi trường nuôi cấy và được thực hiện đồng thời nhưng không chủng vi tảo để chứng minh khả năng hấp thu nitrate/phosphate của *Spirulina platensis* ở các thí nghiệm thức có chủng vi tảo. Mỗi thí nghiệm thức được lặp lại 3 lần. Thành phần môi trường nuôi cấy và mật độ vi tảo chủng vào được trình bày trong Bảng 1.



Hình 3. Bố trí thí nghiệm nuôi tảo

Bảng 1. Thành phần môi trường nuôi cấy và mật độ *Spirulina platensis* chủng ban đầu

| Thí nghiệm thức | Môi trường | | Mật độ tảo (×10 ³ cá thể/mL) |
|-----------------|--------------|----------------|---|
| | Zarrouk (mL) | Nước thải (mL) | |
| 1 | 50 | 0 | 20 |
| 2 | 50 | 0 | 40 |
| 3* | 50 | 0 | 0 |
| 4 | 25 | 25 | 20 |
| 5 | 25 | 25 | 40 |
| 6* | 25 | 25 | 0 |
| 7 | 0 | 50 | 20 |
| 8 | 0 | 50 | 40 |
| 9* | 0 | 50 | 0 |

*: thí nghiệm thức đối chứng không chủng vi tảo

Xác định mối liên hệ giữa mật độ quang và mật độ vi tảo

Nhằm xác định mật độ tảo thông qua giá trị mật độ quang, đường chuẩn thể hiện mối liên hệ giữa 2

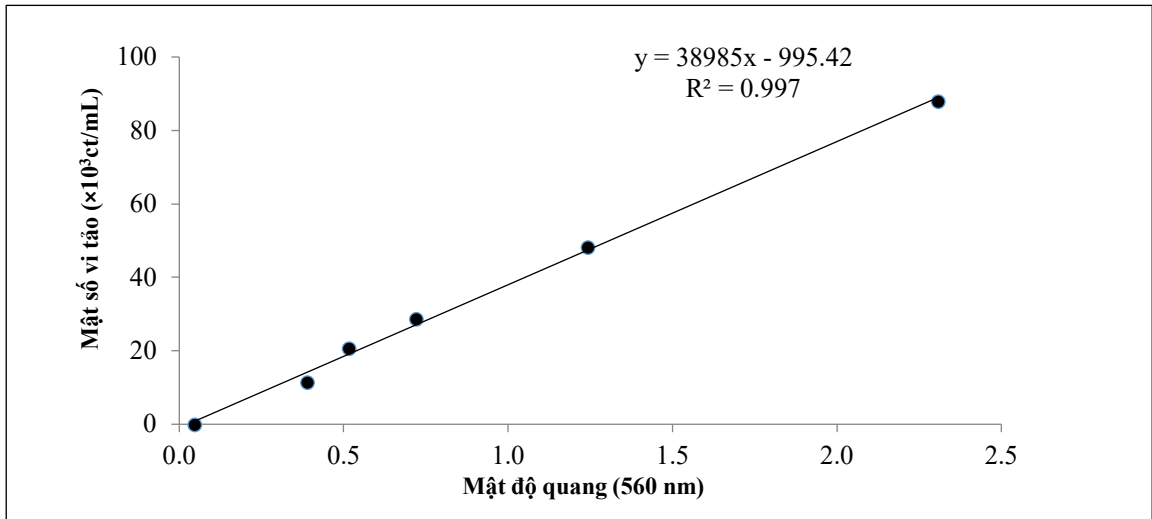
thông số này được thiết lập. Giá trị mật độ quang của vi tảo được xác định bằng cách hút 10 µL dung dịch vi tảo, cho vào đĩa 96 giếng và đo mật độ quang (Multiskan Go) ở bước sóng 560 nm (Tran et al., 2020).

Sau đó, 10 µL dung dịch vi tảo được hút và cho vào buồng đếm hồng cầu Sedgwick-Rafter, vi tảo được đếm theo phương pháp của Boyd et al. (1992). Quan sát buồng đếm dưới kính hiển vi (vật kính 10X, thị kính 10X), sau đó đếm 4 ô ở bốn góc và ô trung tâm của buồng đếm. Đối với mỗi ô, đếm từng

hàng theo hình zigzag và ghi nhận số liệu đối với mỗi hàng đếm.

Mật độ vi tảo được xác định bằng công thức sau:

Mật độ vi tảo (cá thể/lít) = $T/A \times V_{m\check{c}d} / V_{m\check{t}} \times 10^6$. Trong đó, T là tổng số cá thể đếm được, A tổng số ô đếm được, $V_{m\check{c}d}$ là thể tích mẫu cô đặc (mL) và $V_{m\check{t}}$ là thể tích mẫu nước thu (mL), 10^6 là hệ số chuyển đổi từ mm^3 (buồng đếm) sang L. Đường chuẩn thể hiện mối liên hệ giữa mật độ quang và mật độ vi tảo được thể hiện ở Hình 4.



Hình 4. Đường chuẩn thể hiện mối liên hệ giữa mật độ vi tảo *Spirulina platensis* và mật độ quang

Thu mẫu để xác định mật độ vi tảo và hàm lượng nitrate/phosphate còn lại trong môi trường qua 5 ngày nuôi cấy

Qua mỗi ngày nuôi cấy, 5 mL huyền phù vi tảo được hút ứng với từng nghiệm thức (mỗi nghiệm thức được lặp lại 3 lần). Mật độ quang ở bước sóng 560 nm được đo để xác định mật độ vi tảo dựa vào đường chuẩn mối liên hệ giữa mật độ quang và mật độ vi tảo đã được thiết lập. Nồng độ nitrate và phosphate còn lại trong môi trường nuôi cấy vi tảo được định lượng bằng phương pháp quang phổ. Phân tích theo các phương pháp tiêu chuẩn mô tả trong Standard Methods for Examination of Water

and Wastewater (American Public Health Association, 1995).

2.9. Phương pháp phân tích các chỉ tiêu của nước thải

Các chỉ tiêu của nước thải trước và sau khi xử lý được phân tích bằng các phương pháp và phương tiện như trình bày trong Bảng 2.

Phương pháp xử lý số liệu: Phần mềm Microsoft Excel 2016 được sử dụng để xử lý số liệu thô, tính các trung bình ($\pm SD$) và vẽ biểu đồ. Phần mềm Minitab 16 được dùng để phân tích ANOVA và kiểm định trung bình các nghiệm thức bằng kiểm định Tukey.

Bảng 2. Phương pháp và thiết bị phân tích các chỉ tiêu

| Chỉ tiêu | Phương pháp | Thiết bị |
|-----------------------|--|--|
| pH | Đo trực tiếp (TCVN 4559:1988) | Máy đo pH 380i WTW 82362 Weltheim |
| SS | Lọc và đo bằng trọng lượng (TCVN 6625:2000) | Giấy lọc sợi thủy tinh Advantec có đường kính lỗ 0,6 µm, phễu lọc; tủ sấy Memmert UI40; máy hút chân không; cân điện tử 324S |
| BOD ₅ , DO | Phương pháp Winkler cải tiến, SMEWW 5210B (TCVN 4566:1988) | Chai BOD 300 mL; tủ trữ mẫu ở khoảng 20°C (Velp FOC 225E) Dung dịch đệm phosphate, dung dịch Iodur-Azur-kiềm, H ₂ SO ₄ đặc; chỉ thị tinh bột. |
| COD | Phương pháp Dicromate đun hoàn lưu kín (TCVN 4565:1988) | Ống nghiệm; erlen; buret chuẩn độ; tủ sấy Melag 405 K ₂ Cr ₂ O ₇ , H ₂ SO ₄ Regent; FAS. |
| MLVSS | Phương pháp xác định khối lượng (SMEWW 2540) | Ống đong 50 mL; cốc sứ; tủ sấy Memmert UI 40; tủ nung; cân điện tử |

BOD₅: nhu cầu oxy sinh hóa trong 5 ngày, DO: hàm lượng oxygen hòa tan, COD: nhu cầu oxy hóa học, MLVSS: hỗn hợp chất rắn lơ lửng dễ bay hơi

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Thành phần và đặc tính của nước thải

Kết quả phân tích mẫu nước thải sinh hoạt thu ở rạch Mạc Thiên Tích, thành phố Cần Thơ cho thấy các chỉ tiêu về SS, COD, BOD₅ và NH₄⁺ của nước thải sinh hoạt vượt quy chuẩn cho phép thải vào nguồn tiếp nhận theo QCVN 14:2008/BTNMT (Bảng 3) nên có khả năng gây ô nhiễm môi trường nước.

Nồng độ NH₄⁺ trong nước thải chưa xử lý dao động trong khoảng 20,44 ± 3,39 mg/L, cao hơn so với quy chuẩn (QCVN 14:2008/BTNMT xả thải loại B ≤ 10 mg/L), trong khi nồng độ NO₃⁻ rất thấp, đạt 2,09 ± 1,14 mg/L (Bảng 3). Điều này chứng tỏ N trong nước thải chủ yếu ở dạng NH₄⁺ vì amonium trong nước thải sinh hoạt được tạo ra chủ yếu từ sự

phân hủy các hợp chất hữu cơ chứa nitrogen như protein, urea (trong nước tiểu) và chất thải từ vệ sinh cá nhân. Các hợp chất này được vi khuẩn chuyển hoá thành amonium (NH₄⁺) dẫn đến nồng độ amonium cao trong nước thải. Trong điều kiện hiếu khí, amonium được chuyển hóa thành nitrate (NO₃⁻) nhờ quá trình nitrate hóa gồm hai giai đoạn là nitrite hóa (chuyển amonium thành nitrite (NO₂⁻)) và nitrate hóa (chuyển nitrite thành nitrate). Tuy nhiên, do nước thải thiếu oxygen (DO = 1,01 ± 0,16 mg/L, Bảng 3) nên ngăn cản quá trình nitrate hóa làm cho amonium không thể chuyển hóa thành nitrate (Li et al., 2020; Lyu et al., 2021). Vì vậy, nước thải sinh hoạt sau khi được thải tồn tại nitrogen chủ yếu ở dạng amonium và ít nitrate. Do đó mô hình bể bùn hoạt tính được sử dụng để chuyển hóa sinh học NH₄⁺ thành NO₃⁻ trước tiên, sau đó xử lý NO₃⁻ bằng vi tảo là phù hợp.

Bảng 3. Đặc tính của nước thải sinh hoạt trước khi xử lý (Đơn vị mg/L)

| Chỉ tiêu | Đơn vị | Trung bình ± độ lệch chuẩn | QCVN 14:2008/BTNMT (cột A) |
|------------------------------|--------|----------------------------|----------------------------|
| pH | - | 6,89 ± 0,16 | 5 - 9 |
| DO | mg/L | 1,01 ± 0,16 | - |
| SS | mg/L | 83,87 ± 2,9* | 50 |
| COD | mg/L | 469,33 ± 28,44* | 75 |
| BOD ₅ | mg/L | 279,13 ± 18,24* | 30 |
| NO ₃ ⁻ | mg/L | 2,09 ± 1,14 | 30 |
| NH ₄ ⁺ | mg/L | 20,44 ± 3,39* | 10 |
| TP | mg/L | 2,62 ± 0,96 | 10 |

*: vượt quy chuẩn

Độ pH trung bình của nước thải dao động từ 6,5 đến 8,5. Theo Le and Nguyen (2018a), pH môi

trường trong khoảng 7 - 8 là điều kiện tối ưu cho vi khuẩn nitrite hóa và nitrate hóa trong mô hình bùn

hoạt tính phát triển. Vì vậy, pH của nước thải không cần điều chỉnh trước khi xử lý sinh học. Tỷ lệ BOD₅/COD của nước thải là 0,59. Theo Lam and Le (2009), khi tỷ lệ BOD₅/COD lớn hơn 0,5 thì nước thải có thể được xử lý bằng phương pháp sinh học. Tỷ lệ BOD₅:N:P của nước thải tương ứng 279, 13:20, 44:2,62 hay 100:7:1. So với tỷ lệ dưỡng chất thích hợp cho vi sinh vật phát triển (BOD₅:N:P là 100:5:1) thì mẫu nước thải đang khảo sát thừa nitrogen so với nhu cầu của vi sinh vật. Như vậy, hàm lượng nitrogen thừa được tận dụng để nuôi vi tảo ở bước tiếp theo.

3.2. Theo dõi sự ổn định của mô hình ở giai đoạn thích nghi và thí nghiệm định hướng

Kết quả phân tích thành phần, tính chất của nước thải đầu vào cho thấy nồng độ các chất hữu cơ trong nước thải cao (Bảng 3), do đó cần có thời gian lưu nước tương đối dài để vi sinh vật phân hủy các hợp chất này. Khi mô hình được vận hành định hướng cho đến khi bùn hoạt tính đã phát triển tốt và thích nghi thì thu mẫu để kiểm tra các thông số vận hành. Kết quả phân tích COD và NH₄⁺ của nước thải đầu vào và đầu ra với thời gian lưu nước 4 giờ cho thấy nồng độ COD và NH₄⁺ của nước thải sau xử lý giảm đáng kể (Bảng 4). Hiệu quả xử lý COD và NH₄⁺ của mô hình bùn hoạt tính kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ được khảo sát đều đạt dưới ngưỡng cho phép xả thải theo QCVN 14:2008/BTNMT và khác biệt có ý nghĩa thống kê so với trước xử lý (p < 0,05). Nitrogen là nguyên tố cần thiết cho sự phát triển của vi sinh vật, là thành phần của protein và acid nucleic, do đó số liệu về nitrogen rất cần thiết để đánh giá nước thải có thể được xử lý bằng các biện pháp sinh học hay không. Chỉ tiêu COD đánh giá đầy đủ (so với BOD₅) về lượng oxygen cần thiết để oxy hóa tất cả các hợp chất hữu cơ trong nước thải. Vì vậy, trong các thí nghiệm định hướng, hai chỉ tiêu NH₄⁺ và COD thường được phân tích nhằm tiết kiệm thời gian, chi phí đồng thời mang lại kết quả định hướng cao. Kết quả của thí nghiệm định hướng chứng tỏ các vi sinh vật trong mô hình đã chuyên hóa hiệu quả các chất hữu cơ và nitrogen trong nước thải (Le & Nguyen, 2018b). Dựa vào kết quả này, thời gian tồn lưu nước là 4 giờ được chọn để tiến hành thí nghiệm chính thức.

Bảng 4. Nồng độ COD và NH₄⁺ của nước thải đầu vào và đầu ra trong thí nghiệm định hướng (θ = 4 giờ)

| Nước thải | Chỉ tiêu khảo sát (trung bình ± độ lệch chuẩn) | |
|-----------|--|-------------------------------------|
| | COD (mg/L) | NH ₄ ⁺ (mg/L) |
| Đầu vào | 480 ± 32 ^a | 29,64 ± 2,64 ^a |
| Đầu ra | 30,40 ± 2,13 ^b | 0,87 ± 0,15 ^b |

Đối với mỗi chỉ tiêu, các số liệu đi kèm các ký tự chữ cái giống nhau thì khác biệt không có ý nghĩa thống kê ở mức 5%;

3.3. Thí nghiệm chính thức

Từ kết quả của thí nghiệm định hướng, thời gian lưu nước là 4 giờ được chọn cho thí nghiệm chính thức ứng với lưu lượng nước thải nạp cho hệ thống (Q) là 90 L/ngày. Mô hình thí nghiệm với nồng độ oxygen hòa tan (DO) được duy trì lớn hơn 2 mg/L ở mọi thời điểm. Do vi sinh vật hiện diện trong mô hình là vi sinh vật hiếu khí, cần oxygen để biến dưỡng chất hữu cơ và tăng trưởng. Theo Le and Nguyen (2018b), lượng oxygen hòa tan trong nước (DO) cần được duy trì trong mô hình khoảng 2 mg/L để các vi khuẩn trong bông cặn có đủ DO hoạt động. Nếu nồng độ DO < 2 mg/L, các vi khuẩn nằm ngoài bông cặn sẽ sử dụng hết oxygen làm cho các vi khuẩn ở giữa không còn DO hoạt động và bị chết, từ đó bông cặn bị tan rã (Le & Nguyen, 2018a). Mẫu nước thải trước và sau xử lý được theo dõi và phân tích các chỉ tiêu trong 3 ngày liên tiếp. Điều kiện vận hành của mô hình được trình bày trong Bảng 5.

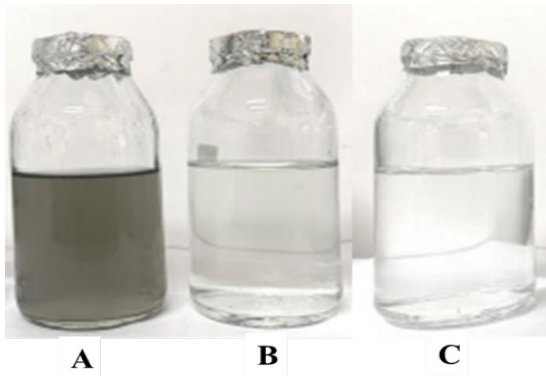
Bảng 5. Các thông số vận hành mô hình từ 0 đến 4 giờ

| Thông số | Giá trị |
|---------------------------------|-----------------------------------|
| Thời gian lưu nước | 4 giờ |
| pH | 6,5 - 8,5 |
| Nồng độ oxygen hòa tan (DO) | 2 - 4 mg/L |
| MLVSS mô hình | 4752,6 mg/L |
| Lượng giá thể | 30 - 40% |
| Lưu lượng nạp nước (Q) | 0,09 m ³ / ngày |
| Tải nạp BOD ₅ | 1,02 kg BOD/m ³ . ngày |
| Tỷ lệ thức ăn/vi sinh vật (F/M) | 0,39/trong ngày |

MLVSS: hỗn hợp chất rắn lơ lửng dễ bay hơi

Kết quả ở Bảng 5 cho thấy các thông số vận hành của mô hình ứng với thời gian lưu nước 4 giờ có tải nạp BOD₅ đạt 1,02 kg BOD/m³/ngày, dao động

trong khoảng cho phép (0,8 - 2 kg BOD/m³/ngày). Ngoài ra, lượng thức ăn cung cấp cho vi sinh vật trong một ngày được biểu diễn bằng tỉ số F/M là 0,39/trong ngày cũng thuộc khoảng cho phép (0,2 - 0,4/trong ngày) (Luong et al., 2009).



Hình 5. Sự khác biệt về màu của nước thải trước và sau xử lý

Nước thải đầu vào (A), nước thải đầu ra (B) và nước cất (C).

F/M được tính như sau: $F/M = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot X} = \frac{S_0}{\theta \cdot X}$; trong đó F/M là tỷ lệ thức ăn trên số lượng vi khuẩn,

1/ngày; S₀ là giá trị BOD₅ nước thải đầu vào, g/m³; θ là thời gian tồn lưu nước trong mô hình bùn hoạt tính được tính bằng V/Q, ngày; V là thể tích mô hình bùn hoạt tính, m³; Q là lưu lượng nước thải nạp vào mô hình, m³/ngày; X là mật độ vi khuẩn trong mô hình tính bằng hàm lượng vật chất rắn bay hơi trong mô hình, g/m³.

Sự khác biệt về màu của nước thải trước và sau xử lý bằng mô hình bùn hoạt tính kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ được minh họa ở Hình 5.

Kết quả phân tích các chỉ tiêu của nước thải trước và sau khi được xử lý bằng mô hình bể bùn hoạt tính kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ cho thấy với pH nước thải đầu vào là 6,99 ± 0,29 và pH sau xử lý là 7,63 ± 0,03. Giá trị pH sau được xử lý tăng do màng sinh học ở lớp ngoài cùng được tiếp xúc với oxygen trong mô hình tạo điều kiện cho quá trình phân hủy hiếu khí từ đó giải phóng khí CO₂, NH₄⁺ dẫn đến giá trị pH tăng. Theo chiều sâu, nồng độ oxygen giảm dần tạo thành các vùng phân hủy thiếu khí, kỵ khí (Trinh, 2013). Ngoài ra, quá trình khử nitrate xảy ra trong mô hình cũng làm tăng pH. Tuy nhiên, pH của mô hình dao động trong khoảng cho phép xả thải ra môi trường tiếp nhận (Bảng 6).

Bảng 6. Các chỉ tiêu trong nước thải trước và sau khi xử lý (θ = 4 giờ)

| Chỉ tiêu | Nước thải | Trung bình ± độ lệch chuẩn | Hiệu suất xử lý (%) | QCVN 14:2008/BTNMT | |
|--------------------------------------|-------------|------------------------------|---------------------|--------------------|-------|
| | | | | (B) | (A) |
| pH | Trước xử lý | 6,99 ± 0,29 ^a | - | 5 - 9 | 5 - 9 |
| | Sau xử lý | 7,63 ± 0,03 ^b | | | |
| DO (mg/L) | Trước xử lý | 1,18 ± 0,38 ^b | - | - | - |
| | Sau xử lý | 3,78 ± 0,05 ^a | | | |
| SS (mg/L) | Trước xử lý | 84,29 ± 4,32 ^a | 88,96 | 50 | 100 |
| | Sau xử lý | 5,23 ± 0,3 ^b | | | |
| COD (mg/L) | Trước xử lý | 437,33 ± 17,78 ^{a*} | 93,17 | 75 | 175 |
| | Sau xử lý | 29,87 ± 5,51 ^b | | | |
| BOD ₅ (mg/L) | Trước xử lý | 279,13 ± 18,24 ^{a*} | 89,53 | 30 | 50 |
| | Sau xử lý | 29,33 ± 0,84 ^b | | | |
| NH ₄ ⁺ (mg/L) | Trước xử lý | 31,87 ± 2,53 ^{a*} | 97,61 | 5 | 10 |
| | Sau xử lý | 0,76 ± 0,22 ^b | | | |
| NO ₃ ⁻ (mg/L) | Trước xử lý | 0,93 ± 0,62 ^b | - | 30 | 50 |
| | Sau xử lý | 100,57 ± 7,49 ^{a*} | | | |
| PO ₄ ³⁻ (mg/L) | Trước xử lý | 2,93 ± 0,36 ^a | - | 6 | 10 |
| | Sau xử lý | 4,39 ± 0,64 ^a | | | |

Đối với mỗi chỉ tiêu, các số liệu đi kèm các ký tự chữ cái giống nhau thì khác biệt không có ý nghĩa thống kê ở mức 5%;

*: vượt quy chuẩn xả thải theo QCVN 14:2008/BTNMT

Nồng độ oxygen hòa tan (DO) của nước thải trước xử lý là 1,18 ± 0,38 mg/L và sau xử lý đạt 3,78

± 0,05. DO của nước thải sau xử lý tăng cho thấy hoạt động của mô hình có mật độ giá thể phù hợp

nên cung cấp đủ oxygen cho vi sinh vật. Như vậy, mật độ bùn và mật độ giá thể phù hợp cho sự hòa tan oxygen vào nước từ đó cung cấp đủ oxygen cho vi sinh vật trong mô hình (Le & Nguyen, 2018b).

Hàm lượng chất rắn lơ lửng (SS) trong nước thải trước xử lý là $84,29 \pm 4,32$ mg/L, sau xử lý đạt $5,23 \pm 0,3$ mg/L (hiệu suất 88,96%). Điều này được minh họa ở Hình 5, màu của nước thải đầu vào (A) rất đục, sau khi xử lý (B) nước đã trong là do các thành phần chất rắn lơ lửng giảm. Khi nước thải tiếp xúc với giá thể thì một phần chất rắn lơ lửng được giữ lại trên lớp màng sinh học được vi sinh vật bám trên bề mặt giá thể tạo ra, một phần được màng sinh học hấp thu. Ngoài ra, một phần cặn rắn được giữ lại ở lớp bùn đáy cũng làm cho lượng chất rắn lơ lửng trong nước thải sau xử lý giảm (Le & Nguyen, 2018b). Các giá trị này đạt cột A theo QCVN 14: 2008/BTNMT. Như vậy, mô hình bùn hoạt tính được sử dụng kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ làm tăng hiệu suất xử lý chất rắn lơ lửng.

Về hàm lượng COD và BOD₅, kết quả nghiên cứu cho thấy cả hai chỉ tiêu này đều giảm đáng kể trong nước thải sau xử lý. COD và BOD₅ trong nước thải trước xử lý biến thiên lần lượt trong khoảng $437,33 \pm 17,78$ mg/L và $279,13 \pm 18,24$ mg/L. Tuy nhiên, nước thải sau xử lý có nồng độ COD và BOD₅ giảm lần lượt còn $29,87 \pm 5,51$ mg/L (đạt hiệu suất 93,17%) và $29,23 \pm 0,84$ mg/L (đạt hiệu suất 89,53%), đạt cột A theo QCVN 40:2011/BTNMT. Sự giảm COD và BOD₅ là do khi nước thải đi vào mô hình, vi sinh vật có sẵn trong bùn hoạt tính đã sử dụng oxygen để phân giải các chất hữu cơ trong nước thải. Quá trình oxy hóa sinh học nhờ bùn hoạt tính cung cấp hệ vi sinh vật có khả năng tổng hợp các enzyme phân hủy các hợp chất hữu cơ hiện diện trong nước thải (Luong, 2009).

Kết quả định lượng cho thấy nước thải trước xử lý có nồng độ phosphate thấp (Bảng 6), nước thải đầu ra có nồng độ phosphate cao hơn nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê so với nước thải đầu vào, đạt chỉ tiêu xả thải theo QCVN 14:2008/BTNMT loại A.

Hàm lượng ammonium (NH₄⁺) giảm đáng kể trong nước thải sau xử lý, đạt hiệu suất 97,61%. Nguyen et al. (2020) nghiên cứu loại bỏ NH₄⁺ trong nước thải bằng vi khuẩn trong bùn hoạt tính với hiệu suất đạt 89,5%. Như vậy mô hình bùn hoạt tính kết hợp giá bám có khả năng xử lý NH₄⁺ cao hơn.

Do mô hình được vận hành hiếu khí, DO được duy trì khoảng 2,0 - 4,0 mg/L tạo điều kiện cho quá

trình nitrate hóa xảy ra. Đồng thời quá trình khử nitrate không xảy ra dẫn đến hàm lượng NO₃⁻ trong nước thải sau xử lý cao hơn so với nước thải đầu vào. Sau khi được xử lý, nồng độ ammonium đạt cột A theo quy chuẩn, tuy nhiên nồng độ nitrate cao vượt ngưỡng cho phép xả thải theo QCVN 14:2008/BTNMT (Le & Nguyen, 2018b) (Bảng 6). Kết quả nghiên cứu này cũng phù hợp với nghiên cứu trước đây của nhóm tác giả khi nghiên cứu xử lý nước thải sơ chế tôm bằng mô hình IFAS có bổ sung vi khuẩn nitrate hóa. Trong nước thải sau khi xử lý, nồng độ NH₄⁺ cũng giảm, ngược lại, nồng độ NO₃⁻ tăng ở cả hai nghiệm thức có và không có bổ sung vi khuẩn nitrate hóa (Pham et al., 2021).

Như vậy, với thời gian lưu nước 4 giờ, hỗn hợp chất rắn lơ lửng dễ bay hơi (MLVSS) trung bình trong mô hình là 4752,6 mg/L và lượng tải nạp chất hữu cơ là 1,02 kg BOD/m³.ngày (Bảng 5), đạt cột A theo quy chuẩn ở một số chỉ tiêu như SS, COD, BOD₅ và NH₄⁺ và không đạt quy chuẩn đối với chỉ tiêu NO₃⁻ (Bảng 6). Chính vì vậy, nitrate trong nước thải đầu ra được thử nghiệm để nuôi và thu sinh khối vi tảo *Spirulina platensis*.

3.4. Kết quả sử dụng nước thải sau xử lý sinh học để nuôi vi tảo *Spirulina platensis*.

Nước thải sau xử lý có chứa nitrate khá cao ($100,57 \pm 7,49$ mg/L) nên không thể xả thải ra môi trường. Theo QCVN 14:2008/BTNMT, nồng độ nitrate xả thải loại B ≤ 50 mg/L. Thêm vào đó, các thông số vận hành của mô hình không thể điều chỉnh vì mô hình chỉ gồm một bể và cần duy trì điều kiện hiếu khí, do đó, quá trình khử nitrate không thể xảy ra. Nitrate trong nước thải là một nguồn dinh dưỡng thiết yếu cho vi tảo, đặc biệt là *Spirulina platensis*. Như vậy, vi tảo được nuôi cấy hấp thu nitrate giúp loại bỏ nitrate khỏi nước thải, đồng thời, sinh khối vi tảo có thể dùng làm phân bón sinh học (Batten et al., 2013)

Thí nghiệm được bố trí gồm 9 nghiệm thức, mỗi nghiệm thức được lặp lại 3 lần, bao gồm: không sử dụng, sử dụng 50% hoặc 100% nước thải sau xử lý để nuôi vi tảo với mật độ *Spirulina platensis* chủng vào là 20×10^3 hoặc 40×10^3 ct/mL. Nghiệm thức đối chứng được thực hiện tương tự nhưng không chủng vi tảo. Kết quả nghiên cứu cho thấy hàm lượng nitrate ở các nghiệm thức giảm theo thời gian khảo sát, khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$), ngoại trừ các nghiệm thức đối chứng (nghiệm thức 3, 6 và 9). Hàm lượng nitrate ở các nghiệm thức giảm nhanh trong thời gian thử nghiệm chứng tỏ *Spirulina platensis* đã sử dụng nitrate trong môi trường cho sự tăng trưởng (Bảng 7).

Ở nghiệm thức 1, 2 và 3, vi tảo được nuôi trong môi trường Zarrouk (không bổ sung nước thải sau xử lý). Môi trường Zarrouk được sử dụng trong nghiên cứu nuôi cấy *Spirulina platensis* nên các nghiệm thức này được xem là nghiệm thức đối chứng dương trong thí nghiệm nuôi cấy vi tảo tận dụng nước thải sinh hoạt đã qua xử lý. Môi trường Zarrouk có hàm lượng chất dinh dưỡng cao với nồng độ NO₃⁻ ban đầu là 1760,12 mg/L. Sự phát triển của vi tảo làm cho nồng độ NO₃⁻ trong môi trường nuôi cấy giảm. Ở thời điểm 2 đến 5 ngày nuôi cấy, nồng độ NO₃⁻ còn lại trong môi trường nuôi cấy ở nghiệm thức 1 và nghiệm thức 2 khác nhau, khác biệt có ý nghĩa thống kê so với nghiệm thức 3 (đối chứng). Trong đó, ở nghiệm thức có chủng vi tảo cao (nghiệm thức 2) thì nồng độ NO₃⁻ giảm nhiều hơn so với nghiệm thức chủng vi tảo thấp hơn (nghiệm thức 1), khác biệt có ý nghĩa thống kê (p<0,05) chứng tỏ vi tảo *Spirulina platensis* trong môi trường nuôi cấy đã hấp thụ nitrate (Bảng 7).

Ở nghiệm thức 4, 5 và 6, vi tảo được nuôi cấy trong môi trường Zarrouk (50%) kết hợp nước thải sau xử lý (50%), nồng độ NO₃⁻ ban đầu trong môi trường là 832,92 mg/L. Ở nghiệm thức 4 và 5, hàm lượng nitrate giảm nhanh ở ngày 4 và ngày 5, khác biệt có ý nghĩa thống kê khi so sánh với nhau và so với nghiệm thức 6 (đối chứng không chủng vi tảo) (Bảng 6). Sự khác biệt này một lần nữa khẳng định sự khác nhau về mật độ vi tảo chủng vào ở mỗi nghiệm thức (nghiệm thức 4: mật độ vi tảo 20×10³ ct/mL, nghiệm thức 5: mật độ vi tảo 40×10³ ct/mL) dẫn đến nồng độ nitrate ở nghiệm thức 5 giảm nhanh hơn so với nghiệm thức 4 trong cùng một thời gian khảo sát. Sự khác biệt về nồng độ nitrate giữa hai nghiệm thức cho thấy mật độ vi tảo chủng vào có ảnh hưởng đến hiệu suất hấp thụ nitrate của chúng (El-Moslamy et al., 2021).

Bảng 7. Sự thay đổi nồng độ NO₃⁻ theo thời gian khảo sát

| Nghiệm thức | Thời gian (ngày) | | | | | |
|-------------|---|------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Nồng độ NO ₃ ⁻ (mg/L) còn lại trong môi trường nuôi cấy | | | | | |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 1 | 1747,41 ^{Aa} | 1692,58 ^{Aab} | 1575,71 ^{Bb} | 1330,73 ^{Bc} | 1161,87 ^{Bd} | 823,76 ^{Be} |
| 2 | 1764,81 ^{Aa} | 166,25 ^{Aa} | 1499,43 ^{Cb} | 1178,34 ^{Cc} | 794,82 ^{Cd} | 485,88 ^{Ce} |
| 3* | 1760,12 ^{Aa} | 1753,42 ^{Aa} | 1745,66 ^{Aa} | 1757,88 ^{Aa} | 1745,86 ^{Aa} | 1743,6 ^{Aa} |
| 4 | 828,12 ^{Aa} | 788,3 ^{Aab} | 712,13 ^{Bbc} | 619,65 ^{Bc} | 471,83 ^{Bd} | 342,28 ^{Be} |
| 5 | 823,22 ^{Aa} | 759,51 ^{Aab} | 668,06 ^{Bbc} | 552,65 ^{Bc} | 390,94 ^{Cd} | 197,01 ^{Ce} |
| 6* | 835,53 ^{Aa} | 826,96 ^{Aa} | 826,57 ^{Aa} | 844,61 ^{Aa} | 833,55 ^{Aa} | 844,3 ^{Aa} |
| 7 | 103,05 ^{Aa} | 84,68 ^{Bb} | 48,71 ^{Bc} | 0 ^{Bd} | 0 ^{Bd} | 0 ^{Bd} |
| 8 | 102,92 ^{Aa} | 65,63 ^{Cb} | 25,94 ^{Cc} | 0 ^{Bd} | 0 ^{Bd} | 0 ^{Bd} |
| 9* | 103,71 ^{Aa} | 100,261 ^{Aa} | 102,669 ^{Aa} | 105,80 ^{Aa} | 104,81 ^{Aa} | 103,281 ^{Aa} |

1: môi trường Zarrouk +tảo (20×10³ ct/mL), 2: môi trường Zarrouk + tảo (40×10³ ct/mL), 3: đối chứng; 4: 50% môi trường Zarrouk + 50% nước thải sau xử lý + tảo (20×10³ ct/mL), 5: 50% môi trường Zarrouk + 50% nước thải sau xử lý + tảo (40×10³ ct/mL), 6: đối chứng; 7: 100% nước thải sau xử lý + tảo (20×10³ ct/mL), 8: 100% nước thải sau xử lý + tảo (40×10³ ct/mL), 9: đối chứng.

*: đối chứng là môi trường tương ứng nhưng không chủng tảo

Trong cùng một hàng, các giá trị được đi kèm các mẫu tự giống nhau (a, b, c, d, e) thì khác biệt không có ý nghĩa thống kê ở mức 5%.

Trong mỗi cột, ứng với từng loại môi trường, các giá trị được đi kèm các mẫu tự giống nhau (A, B, C) thì khác biệt không có ý nghĩa thống kê ở mức 5%.

Ở nghiệm thức 7, 8 và 9, vi tảo được nuôi hoàn toàn trong nước thải sau xử lý với hàm lượng NO₃⁻ ban đầu là 103,71 mg/mL. Kết quả khảo sát cho thấy nồng độ NO₃⁻ trong nước thải dùng nuôi cấy vi tảo giảm nhanh ở ngày 1 và 2. Ở ngày 3, không phát hiện nitrate trong nước thải (Bảng 7), đạt quy chuẩn xả thải theo QCVN 14:2008/BTNMT loại A. Điều này cho thấy nước thải đã qua xử lý là môi trường thích hợp để nuôi cấy vi tảo *Spirulina platensis*, giúp

tiết kiệm chi phí và bảo vệ môi trường. Việc nước thải đã qua xử lý được sử dụng để nuôi tảo góp phần tận dụng nguồn tài nguyên nitrogen, giảm thiểu chi phí xử lý nước thải đồng thời tạo ra một sản phẩm có giá trị là sinh khối vi tảo (Passos et al., 2019). Nguyen et al. (2022) đã ứng dụng nuôi vi tảo *Spirulina platensis* SP4 để xử lý nước thải sinh hoạt. Hiệu suất xử lý NH₄⁺, TN và PO₄³⁻ đạt lần lượt là 96,37; 49,71 và 67,05%, thấp hơn so với nghiên cứu này. Sự khác nhau về hiệu suất xử lý có thể do sự

dụng trực tiếp nước thải sinh hoạt chưa qua xử lý sơ cấp để nuôi vi tảo nên chất rắn lơ lửng và nồng độ các chất hữu cơ cao như COD và BOD₅ ảnh hưởng đến hiệu suất xử lý.

3.5. Mật độ *Spirulina platensis* khi được nuôi cấy trong các môi trường khác nhau

Kết quả khảo sát cho thấy có sự khác nhau về mật độ vi tảo khi được nuôi cấy trong các môi trường khác nhau (Bảng 8). Sau 1 ngày khảo sát, mật độ vi tảo ở các nghiệm thức tăng và tiếp tục tăng đến ngày 4 hoặc 5, khác biệt có ý nghĩa thống kê theo thời gian khảo sát. Điều này khẳng định sự giảm nồng độ nitrate theo thời gian khảo sát (Bảng 7) là do sự tăng trưởng của vi tảo.

Ở nghiệm thức 1 và 2, khi vi tảo được nuôi cấy trong môi trường Zarrouk với nồng độ nitrate là 1760,12 mg/L, cả hai nghiệm thức đạt mật độ tảo cao nhất ở thời điểm 5 ngày nuôi cấy. Khi chủng tảo với mật độ 20×10³ ct/mL (nghiệm thức 1) thu được

114,89×10³ ct/mL. Ở nghiệm thức 2, với mật độ tảo chủng ban đầu là 40×10³ ct/mL thu được sinh khối tảo 104,92×10³ ct/mL, khác biệt có ý nghĩa thống kê.

Tương tự đối với nghiệm thức 4 và 5, khi sử dụng môi trường Zarrouk kết hợp nước thải sau xử lý để nuôi cấy vi tảo, với nồng độ nitrate ban đầu là 835,53 mg/L thì mật độ vi tảo *Spirulina platensis* cũng đạt cao nhất ở ngày nuôi cấy thứ 5. Mật độ tảo thu được ở nghiệm thức 4 (20×10³ ct/mL) đạt 82,51×10³ ct/mL và ở nghiệm thức 5 (40×10³ ct/mL) đạt 87,23×10³ ct/mL, khác biệt có ý nghĩa thống kê.

Ở nghiệm thức 7 và 8, khi sử dụng nước thải sau xử lý với nồng độ nitrate 103,71 mg/L để nuôi cấy vi tảo, mật độ vi tảo đạt cao nhất vào ngày thứ 4. Ở nghiệm thức 7 được chủng vi tảo ít hơn thì thu được 31,37×10³ ct/mL, trong khi nghiệm thức 8 được chủng vi tảo cao hơn thu được 49,02×10³ ct/mL, khác biệt có ý nghĩa thống kê (Bảng 8)

Bảng 8: Mật độ vi tảo khi được nuôi cấy trong các môi trường khác nhau

| Nghiệm thức | Thời gian (ngày) | | | | | |
|-------------|--|---------------------|----------------------|----------------------|---------------------|----------------------|
| | Mật độ vi tảo (×10 ³ ct/mL) | | | | | |
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 1 | 20,77 ^{Bf} | 26,8 ^{Be} | 37,09 ^{Bd} | 52,90 ^{Bc} | 75,51 ^{Bb} | 114,89 ^{Aa} |
| 2 | 40,70 ^{Af} | 47,5 ^{Ae} | 55,12 ^{Ad} | 67,55 ^{Ac} | 90,71 ^{Ab} | 104,92 ^{Ba} |
| 3* | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C |
| 4 | 20,76 ^{Bf} | 25,32 ^{Be} | 33,28 ^{Bd} | 41,37 ^{Bc} | 62,72 ^{Bb} | 82,51 ^{Ba} |
| 5 | 40,72 ^{Af} | 45,98 ^{Ae} | 49,52 ^{Ad} | 57,35 ^{Ac} | 75,14 ^{Ab} | 87,23 ^{Aa} |
| 6* | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C |
| 7 | 20,71 ^{Be} | 24,37 ^{Bd} | 27,75 ^{Bc} | 30,44 ^{Bab} | 31,37 ^{Ba} | 27,31 ^{Bbc} |
| 8 | 40,74 ^{Ae} | 44,38 ^{Ad} | 46,76 ^{Abc} | 48,07 ^{Aab} | 49,02 ^{Aa} | 45,92 ^{Acd} |
| 9* | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C | 0,00 ^C |

1: môi trường Zarrouk +tảo (20×10³ ct/mL), 2: môi trường Zarrouk + tảo (40×10³ ct/mL), 3: đối chứng; 4: 50% môi trường Zarrouk + 50% nước thải sau xử lý + tảo (20×10³ ct/mL), 5: 50% môi trường Zarrouk + 50% nước thải sau xử lý + tảo (40×10³ ct/mL), 6: đối chứng; 7: 100% nước thải sau xử lý + tảo (20×10³ ct/mL), 8: 100% nước thải sau xử lý + tảo (40×10³ ct/mL), 9: đối chứng.

*: đối chứng là môi trường tương ứng nhưng không chủng tảo

Trong cùng một hàng, các giá trị được đi kèm các mẫu tự giống nhau (a, b, c, d, e, f) thì khác biệt không có ý nghĩa thống kê ở mức 5%.

Trong mỗi cột, ứng với từng loại môi trường, các giá trị được đi kèm các mẫu tự giống nhau (A, B, C, D, E, F) thì khác biệt không có ý nghĩa thống kê ở mức 5%.

So sánh sinh khối vi tảo khi được nuôi cấy trong cùng một môi trường cho thấy khi mật độ vi tảo chủng vào cao hơn thì thu được sinh khối tảo cao hơn (trừ nghiệm thức nuôi vi tảo trong môi trường Zarrouk). Tuy nhiên, sinh khối thu được sau khi so sánh cho thấy với mật độ vi tảo chủng ban đầu ở nghiệm thức 2, 5 và 8 cao gấp đôi (40×10³ ct/mL) so với nghiệm thức 1, 4 và 7 (20×10³ ct/mL) thì sinh

khối vi tảo thu được ở nghiệm thức 2, 5 và 8 không gấp đôi so với nghiệm thức 1, 4 và 7. Ở mật độ vi tảo cao có thể sự cạnh tranh về dinh dưỡng và ánh sáng giữa các tế bào vi tảo dẫn đến sự cạn kiệt nhanh các nguồn dinh dưỡng trong môi trường nuôi cấy. Hơn nữa, sự tích tụ các chất bài tiết trong quá trình trao đổi chất khi mật độ vi tảo cao có thể ức chế sự phát triển của chúng. Ngược lại, khi mật độ vi tảo chủng vào thấp hơn, các tế bào vi tảo có đủ không

gian, dinh dưỡng và ánh sáng để phát triển, dẫn đến sự gia tăng sinh khối hiệu quả hơn. Như vậy, mật độ vi tảo chủng vào ban đầu có ảnh hưởng đến tạo sinh khối vi tảo trong quá trình nuôi cấy (Tonon et al., 2002; Ghasemi et al., 2012).

4. KẾT LUẬN

Mô hình bùn hoạt tính kết hợp giá bám hoạt động theo mẻ có thể được ứng dụng như một công đoạn xử lý sinh học nước thải sinh hoạt. Với nước thải trước xử lý có nồng độ COD là $437,33 \pm 17,78$ mg/L, BOD₅ là $279,13 \pm 18,24$ mg/L và NH₄⁺ là $31,87 \pm 2,53$ mg/L thì hiệu suất xử lý của mô hình đạt lần lượt 93,17%, 89,53% và 97,61%, đạt loại A xả thải theo QCVN 14:2008/BTNMT. Nước thải sau

khí được xử lý vẫn còn hàm lượng NO₃⁻ cao được thử nghiệm để nuôi vi tảo *Spirulina platensis*. Kết quả nghiên cứu cho thấy vi tảo hấp thu nitrate và gia tăng sinh khối. Với mật độ vi tảo chủng ban đầu là 20×10^3 và 40×10^3 ct/mL, hiệu suất hấp thu nitrate của *Spirulina platensis* khi được nuôi cấy 3 ngày trong môi trường nước thải đạt 100% ứng với sinh khối vi tảo thu được lần lượt là $30,44 \times 10^3$ và $48,07 \times 10^3$ ct/mL. Tuy nhiên, để tiết kiệm nguồn vi tảo giống chủng vào ban đầu nhưng vẫn đảm bảo hiệu suất hấp thu nitrate và thu sinh khối vi tảo thì cần chủng *Spirulina platensis* vào nước thải cần xử lý với mật độ 20×10^3 ct/mL.

TÀI LIỆU THAM KHẢO (REFERENCES)

- American Public Health Association (APHA). (1995). *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater* (19th edition).
- Batten, D., Beer, T., Freischmidt, G., Grant, T., Liffman, K., Paterson, D., Priestley, T., Rye, L., & Threlfall, G. (2013). Using wastewater and high-rate algal ponds for nutrient removal and the production of bioenergy and biofuels. *Water Science and Technology*, 67(4), 915-924.
- Boyd, C. E., Wood, C. W., & Thunjai, T. (2002). *Aquaculture pond bottom soil quality management* (p. 45). Pond Dynamics/Aquaculture Collaborative Research Support Program, Oregon State University.
- El-Moslamy, S. H., El-Din, H. M. S., El-Feriyal, S. I., Saleh, S. M., & El-Shanshoury, M. B. (2021). Utilization of Wastewater for Growth of *Spirulina platensis*. *Lipid Production and Potentiality for Biofuel Production*.
- Ghasemi, Y., Rasoul-Amini, S., Naseri, A. T., Montazeri-Najafabady, N., Mobasher, M. A., & Dabbagh, F. (2012). Microalgae biofuel potentials. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 48, 126-144.
- Lam, T. M., & Le, V. H. (2009). *Textbook of aquatic and wastewater microbiology*. Construction Publishing House. (in Vietnamese).
- Le, T. H. (2015). *Nitrate, nitrite in water*. Institute of Occupational and Environmental Health. (in Vietnamese).
- Le, V. H., & Nguyen, N. V. C. (2018a). *Textbook of wastewater treatment techniques, volume 1*. Can Tho University Publishing House. (in Vietnamese).
- Le, V. H., & Nguyen, N. V. C. (2018b). *Textbook of wastewater treatment techniques, volume 2*. Can Tho University Publishing House. (in Vietnamese).
- Le, V. H., Kim, L., & Nguyen, N. V. C. (2023). Studying produce *Spirulina* sp. biomass combine domestic wastewater treatment. *Can Tho University Journal of Science*, 59(Special Issue on Environment & Climate Change), 134 -144. (in Vietnamese). <https://doi.org/10.22144/ctu.jvn.2023.115>
- Lee, J., Kim, J., & Shin, W. S. (2020). Effect of initial cell density on biomass productivity and nutrient removal in microalgal photobioreactor. *Bioresource Technology*, 305, 123065. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123065>.
- Li, X., Kapoor, V., & Impelliteri, C. A. (2020). Nitrogen transformations and removal mechanisms in advanced onsite wastewater treatment systems. *Water Research*, 172, 115500. doi:10.1016/j.watres.2020.115500
- Lodi, A., Binaghi, L., Solisio, C., Converti, A., & Del Borghi, M. (2003). Nitrate and phosphate removal by *Spirulina platensis*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 30, 656-660.
- Luong, P. D., Doan, N. T. K., & Tran, V. C. (2009). *Biological fundamentals in the environmental industry*. Vietnam Education Publishing House. (in Vietnamese).
- Lyu, T., Zhang, L., Xu, X., & Arias, C. A. (2021). The mechanisms of ammonium removal and nitrous oxide production in constructed wetlands. *A critical review. Science of The Total Environment*, 772, 145446. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.145446>
- Ministry of Natural Resources and Environment. (2008). *National technical regulation on domestic wastewater (QCVN 14:2008/BTNMT)*. (in Vietnamese).
- Nguyen, D. T. (2009). The impact of urbanization on the socio-economic aspects of suburban areas and issues of concern. *Sociology journal*.

- Nguyen, H. T. T. (2015). *Effect of Bacillus subtilis on the growth of Spirulina platensis cultivated in Tra fish pond wastewater (Master's thesis)*. Can Tho University. (in Vietnamese).
- Nguyen, K. T. O., Duong, T. T., Doan, T. O., Vu, N. T., & Nguyen, N. V. (2022). The domestic wastewater treatment capacity of *Spirulina platensis* SP4 and the application of the treated wastewater in stimulating rice germination. *Vietnam Journal of Biotechnology*, 20(4), 773-784.
- Passos, F., Fonseca, F., & Oliveira, A. C. (2019). Wastewater reuse for microalgae cultivation: Current status and future prospects. *Journal of Environmental Management*, 232, 490-496.
- Pham, P. C., Truong, L. V., Pham, T. T., Le, V. H., & Nguyen, O. T. P. (2021). Efficiency of IFAS model inoculated with nitrifying bacteria in treating wastewater from shrimp processing. *Can Tho University Journal of Science*, 57(3), 82-90. (in Vietnamese).
<https://doi.org/10.22144/ctu.jvn.2021.088>
- Rempel, A., Gutkoski, J. P., Biolchi, G. N., Biduski, B., Hoff, R. B., Perin, M., & Colla, L. M. (2023). Microalgae growth using treated domestic effluent added to emerging pollutants: Removal mechanism and generation of by products. *Journal of Water Process Engineering*, 55, 104175.
- Tonon, T., Harvey, P. J., Larson, T. R., & Graham, I. A. (2002). Long chain polyunsaturated fatty acid production and partitioning to triacylglycerols in four microalgae. *Phytochemistry*, 61(1), 15-24.
- Tran, B. T., Nguyen, N. T. T., Le, K. A., & Bui, T. T. (2011). *Utilizing fish pond wastewater for cultivating Spirulina sp. as a feed source for fish larvae (Research project)*. Can Tho University. (in Vietnamese).
- Tran, C. B., Le, Q. E., Pham, H. N., Nguyen, X. L., & Nguyen, M. C. (2015). Usage of wastewater from Pangasianodon hypophthalmus ponds to culture Chlorella sp.. *Can Tho University Journal of Science*, 39(August), 90-96. (in Vietnamese).
<https://ctujsvn.ctu.edu.vn/index.php/ctujsvn/article/view/2195>
- Tran, K. T., Huynh, D. T., Nguyen, D. H., Tran, V. Q., Le, L. Q., Nguyen, L. T., Vu, N. T. T., Pham, V. A., & Tran, N. T. M. (2020). Study on the characterization of nitrogen-fixing bacterial community in activated sludge and effects of ratio C:N:P on removal of ammonia from wastewater treatment plant. *Journal of Science, Technology, and Food*, 20(3), 116-124. (in Vietnamese).
- Tran, T. A., Nguyen, V. X., Phan, Y. T., & Hoang, T. H. T. P. (2020). Research on optimization of *Athrospira platensis* growth in pilot scale. *Journal of science and technology Hung Vuong university*, 19(2), 69-75.
- Trinh, X. L. (2013). *Calculation and design of wastewater treatment works*. Construction Publishing House. (in Vietnamese).
- Tyagi, V. K., Bhatia, A., Gaur, R. Z., Khan, A. A., Ali, M., Khursheed, A., & Kazmi, A. A. (2012). Effects of multi-metal toxicity on the performance of sewage treatment system during the festival of colors (Holi) in India. *Environmental monitoring and assessment*, 184(12), 7517-7529.