

DOI:10.22144/ctu.jou.2025.066

NGHIÊN CỨU SỬ DỤNG VIÊN ĐẤT SÉT NUNG LÀM VẬT LIỆU ĐỆM TRONG HỆ THỐNG LỌC SINH HỌC NGẬP NƯỚC XỬ LÝ NƯỚC THẢI

Nguyễn Huỳnh Phước Thành¹, Trần Hoàng Phúc¹ và Kim Lavane^{2*}

¹Học viên cao học, Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ, Việt Nam

²Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ, Việt Nam

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

Thông tin chung (Article Information)

Nhận bài (Received): 07/01/2025

Sửa bài (Revised): 10/03/2025

Duyệt đăng (Accepted): 08/04/2025

Title: Study on the use of expanded clay as a filter media in a submerged biofilter to treat wastewater

Author(s): Nguyen Huynh Phuoc Thanh¹, Tran Hoang Phuc¹ and Kim Lavane^{2*}

Affiliation(s): ¹Master student, College of Environment and Natural Resources, Can Tho University, Viet Nam;

²College of Environment and Natural Resources, Can Tho University, Viet Nam

TÓM TẮT

Nghiên cứu được thực hiện nhằm đánh giá hiệu suất xử lý nước thải sinh hoạt (NTSH) của cột lọc sử dụng viên đất sét nung làm vật liệu đệm. Thí nghiệm được tiến hành trên 03 cột lọc với thông số vận hành như đường kính trung bình hạt 5 - 10 mm, lưu lượng 7,07 L/h (tốc độ lọc 0,1 m/h) và được thu nước tại các chiều cao 0,4 m, 0,6 m và 0,8 m. Kết quả cho thấy cột lọc có độ dày 0,8 m viên đất sét nung xử lý nước thải đạt tiêu chuẩn loại A của QCVN 14:2008/BTNMT. Hiệu suất xử lý COD, BOD₅, P-PO₄³⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ lần lượt là 83,8%, 84,1%, 42,2%, 74,4%, 30,4%. Kết quả phân tích enzyme cho thấy vi sinh hoạt động mạnh chủ yếu ở lớp vật liệu phía trên. Hiệu suất xử lý tăng không đáng kể khi tăng chiều dày lớp vật liệu. Trong nghiên cứu này, kết quả cho thấy đất sét nung có thể áp dụng làm giá thể sinh học cho hệ thống lọc sinh học để xử lý nước thải.

Từ khóa: Viên đất sét nung, lọc sinh học, vật liệu đệm, xử lý nước thải

ABSTRACT

The study aimed to evaluate the domestic wastewater treatment efficiency of a filtration column using expanded clay as the filter medium. Experiments were conducted on three filtration columns with operational parameters including a particle diameter of 5–10 mm, a flow rate of 7.07 L/h (filtration rate of 0.1 m/h), and water collection at heights of 0.4 m, 0.6 m, and 0.8 m. The results showed that the filter column packed with a thickness of 0.8 m expanded clay treated domestic wastewater to meet the national technical regulation on industrial wastewater QCVN 14:2008/BTNMT (type A), achieving treatment efficiencies for COD, BOD₅, P-PO₄³⁻, N-NO₃⁻, and N-NH₄⁺ of 83.8%, 84.1%, 42.2%, 74.4%, and 30.4% respectively. Enzyme analysis results indicated that microbial activity was strongest in the upper layers of the material. The treatment efficiency slightly increased when the material layer thickness was increased. This study suggests that expanded clay can be applied as a biofilm carrier in biological filtration systems for wastewater treatment.

Keywords: Biofiltration, expanded clay, filter media, wastewater treatment

1. GIỚI THIỆU

Lọc sinh học là một trong những công nghệ xử lý nước thải được áp dụng rộng rãi để loại bỏ chất ô nhiễm thông qua quá trình lọc cơ học và phân hủy sinh học (Loh et al., 2022). Vi sinh vật (VSV) phát triển trên bề mặt vật liệu tạo thành màng sinh học gồm vi khuẩn, tảo và chất cao phân tử ngoại bào, giúp màng sinh học ổn định và có sự đa dạng VSV (Le & Nguyen, 2015). Các chất ô nhiễm trong nước thải khi được lọc qua các khe rỗng vật liệu có màng sinh học phát triển thì chúng sẽ được giữ lại trên màng sinh học, các VSV sẽ phân hủy và chuyển hóa chúng một cách hiệu quả (Le et al., 2015).

Trong các hệ thống xử lý nước thải bằng phương pháp lọc sinh học, giá thể (vật liệu đệm) đóng vai trò then chốt, giúp tăng đáng kể diện tích bề mặt tiếp xúc, tạo điều kiện thuận lợi cho VSV hiếu khí, tùy nghi, kỵ khí phát triển ổn định để phân hủy chất ô nhiễm (Loh et al., 2022). Các loại giá thể khác nhau trong hệ thống lọc sinh học đã được ứng dụng trong nhiều nghiên cứu như: tấm nhựa lượn sóng, viên đất nung (bằng hỗn hợp vỏ trấu và đất sét), tấm Jmat xử lý nước thải sinh hoạt (Nguyen et al., 2018; Kim et al., 2023), đất phèn nung trong điều kiện không có ô-xy để hấp phụ lân trong nước thải biogas (Nguyen et al., 2021). Một số vấn đề hạn chế đối với lọc sinh học hiện nay là chi phí của vật liệu đệm cao, quá trình hình thành màng sinh học trên bề mặt vật liệu chậm dẫn đến thời gian khởi động dài (Loh et al., 2022). Do đó, việc tìm kiếm vật liệu đệm có chi phí thấp, thân thiện với môi trường và đáp ứng yêu cầu về mức độ xử lý khác nhau nhằm hướng đến sự phát triển bền vững trong xử lý nước thải sinh hoạt là vấn đề cấp thiết.

Viên đất sét nung hay sỏi nhẹ (Light expanded clay aggregate: LECA) được làm từ đất sét tự nhiên được nung ở nhiệt độ cao để tạo viên vật liệu có cấu trúc rỗng xốp thuận lợi cho VSV bám và phát triển (Ewis et al., 2022). Vật liệu này có một số ưu điểm như không độc hại, chi phí thấp, dễ tìm, có diện tích bề mặt cao, khả năng hấp phụ tốt và tiềm năng trao đổi ion lớn (Crini & Pierre-Marie, 2010). Các viên đất sét sau khi được nung có độ dẫn thủy lực, độ bền cơ học cao, đồng thời có thể hỗ trợ sinh phát triển của VSV và hệ rễ nên ngày càng được nghiên cứu sử dụng làm vật liệu nền cho bãi lọc và hệ thống đất ngập nước nhân tạo xử lý nước thải (Mlih et al., 2020).

Viên đất sét nung được sử dụng làm vật liệu đệm trong lọc sinh học để xử lý nước thải và được đánh giá có nhiều ưu điểm như dễ vận hành, chi phí thấp

và có thể tái sử dụng lại vật liệu (Sadegh et al., 2018). Một số loại vật liệu được ứng dụng phổ biến làm giá thể trong các hệ thống lọc sinh học như zeolite, than, cát, sỏi, đá và nhựa. Đất sét tự nhiên có thể được áp dụng để loại bỏ các chất ô nhiễm hữu cơ trong nước thải (Awad et al., 2019). Bên cạnh đó, đất sét nung được nghiên cứu để xử lý kim loại nặng thông qua cơ chế hấp phụ (Uddin, 2017). Yadav et al. (2019) đã sử dụng hạt sét cấu trúc nano có nguồn gốc từ các khoáng sét khác nhau kaolinite, montmorillonite và bentonite để loại bỏ ion kim loại nặng trong nước và nước thải. Để đánh giá khả năng ứng dụng của viên đất sét nung làm giá thể đối với hệ thống lọc sinh học, nghiên cứu này được thực hiện nhằm mục đích đánh giá hiệu suất xử lý SS, BOD₅, COD, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ và xác định thông số vận hành hệ thống lọc sinh học xử lý nước thải sinh hoạt. Kết quả của nghiên cứu sẽ đóng góp thêm cơ sở khoa học cho việc đưa ra các đề xuất công nghệ lọc sinh học sử dụng vật liệu đệm có nguồn gốc tự nhiên, thân thiện với môi trường để loại bỏ các chất ô nhiễm trong nước thải sinh hoạt.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

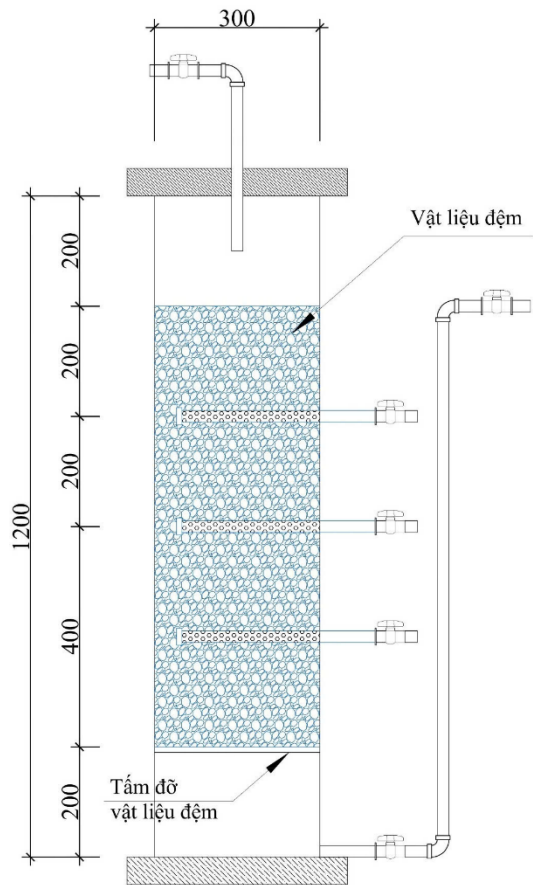
2.1. Thí nghiệm hấp phụ N-NO₃⁻ và P-PO₄³⁻

Thí nghiệm theo mẻ được thực hiện để đánh giá khả năng hấp phụ N-NO₃⁻ và P-PO₄³⁻ của vật liệu sỏi nhẹ. Các viên sỏi nhẹ được đập nhỏ và rây sàng đạt kích thước hạt 2 đến 4,76 mm (lọt rây số 4 và trên rây số 10). Dung dịch gốc có nồng độ 500 mg/L N-NO₃⁻ và 500 mg/L P-PO₄³⁻ được chuẩn bị trước bằng cách hoà tan 0,815 g KNO₃ và 0,745 g Na₂HPO₄ vào trong 1,0 L nước cất. Vật liệu sau khi được rây sàng thì cân khối lượng 5 g và cho vào bình tam giác 250 mL có chứa 100 mL, dung dịch N-NO₃⁻ có nồng độ ban đầu là 5 mg/L được pha loãng 100 lần từ dung dịch gốc. Các bình tam giác sau đó được bịt kín bằng giấy bạc, sau đó đưa vào tủ ẩm lactic LSI-3016A Labtech ở nhiệt độ cố định 30°C với thời gian tiếp xúc lần lượt là 60, 120 và 180 phút. Thí nghiệm tương tự được thực hiện để đánh giá khả năng hấp phụ P-PO₄³⁻. Sau khi kết thúc thí nghiệm, dung dịch mẫu được rút bằng ống tiêm và lọc qua đĩa phim lọc chất liệu Nylon với đường kính 13 mm và lỗ lọc 0,45 µm. Dung dịch sau khi lọc được mang đi phân tích N-NO₃⁻ bằng phương pháp salicylate (TCVN 6180: 1996) và phân tích P-PO₄³⁻ bằng phương pháp đo phổ dùng ammonium molybdate (TCVN 6202: 2008).

2.2. Mô hình thí nghiệm

Thí nghiệm được thực hiện trong 03 mô hình cột lọc PVC có kích thước tương ứng D x H: 0,3 × 1,2 m. Vật liệu đệm sử dụng trong thí nghiệm được mua

từ Công ty Cổ phần thủy canh Miền Nam có kích thước hạt 5 – 10 mm và được nung đến 1.200°C. Chiều dày lớp vật liệu đệm được thiết kế 0,8 m.



Hình 1. Cấu tạo mô hình cột lọc

Chiều cao lớp vật liệu lọc và vận tốc lọc được chọn dựa theo khuyến nghị bởi Weber-Shirk & Dick (1997). Lưu lượng nước thải nạp vào hệ thống được xác định từ vận tốc nước được chọn. Các thông số khác của mô hình được xác định theo kích thước vật lý của ống nhựa PVC có sẵn trên thị trường. Độ rỗng của vật liệu đệm được xác định bằng phương pháp thể tích. Hình dạng, kích thước và khối lượng riêng của vật liệu được cung cấp bởi nhà sản xuất. Các thông số thiết kế mô hình được trình bày trong Bảng 1.

Mô hình thí nghiệm được đặt cạnh bể thu gom NTSH tại nhà máy xử lý nước thải khu công nghiệp (KCN) Bình Minh và được vận hành liên tục để vật liệu đệm nhanh chóng hình thành màng sinh học. Vật liệu được đổ đầy đến chiều cao 0,8 m ngang mức dẫn nước đầu ra, lưu lượng nước thải được bơm và đo mỗi ngày. Mẫu nước được thu gom vào khung giờ từ 10 đến 12 giờ và bơm qua cột lọc, do hoạt

động nấu ăn và sinh hoạt của công nhân diễn ra mạnh nhất từ 9 đến 13 giờ. Tần suất thu mẫu nước thải sau xử lý theo mỗi lớp vật liệu được thực hiện trong 7 đợt để đánh giá sự ổn định của mô hình với 5 đợt đầu (26/9/2023 - 24/10/2023) cách nhau 01 tuần và 02 đợt cuối (24/10/2023 - 23/12/2023) cách nhau một tháng.



Hình 2. Bố trí mô hình thí nghiệm

Bảng 1. Thông số thiết kế mô hình

STT	Thông số	Giá trị
Thông số cột lọc		
1	Đường kính trong cột lọc (m)	0,3
2	Chiều cao cột lọc (m)	1,2
3	Thể tích rỗng mô hình (m³)	0,085
4	Chiều cao vật liệu đệm (m)	0,8
5	Vận tốc lọc (m/h)	0,1
6	Diện tích mặt cắt cột lọc (m²)	0,07
7	Lưu lượng nước thải đầu vào (L/h)	7,07
Thông số hạt vật liệu		
1	Hình dạng (-)	Tròn hoặc gần tròn
2	Kích thước (mm)	5 – 10
3	Độ rỗng (%)	49
4	Khối lượng riêng (kg/m³)	650

2.3. Vận hành mô hình

Khởi động cột lọc sinh học: mô hình được vận hành liên tục trong thời gian 30 ngày để tạo màng sinh học trên lớp vật liệu đệm. Để duy trì điều kiện ngập nước của vật liệu đệm, vị trí đầu ra của nước thải sau xử lý được lắp đặt ngang với chiều cao lớp vật liệu. Nước thải trong bể thu gom được bơm và nạp liên tục vào hệ thống bằng bơm định lượng (Longer pump BT100-1L). Thí nghiệm định hướng được thực hiện nhằm xác định thời gian lưu nước để đảm bảo màng sinh học ổn định trước khi tiến hành thử nghiệm chính thức.

2.4. Thu mẫu, phân tích và xử lý số liệu

Nước thải sinh hoạt đầu vào và đầu ra được thu thập trong 07 đợt để phân tích chỉ tiêu như pH, DO,

độ đục, SS, COD, BOD₅, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ và P-PO₄³⁻. Kết quả phân tích đầu ra được so sánh với QCVN 14:2008/BTNMT để đánh giá khả năng xử lý các chất ô nhiễm trong nước thải của mô hình. Các phương pháp tiêu chuẩn phân tích các chỉ tiêu lý hoá được trình bày trong Bảng 2.

Bảng 2. Các phương pháp phân tích nước thải

STT	Thông số	Tiêu chuẩn áp dụng
1	pH	TCVN 6492: 2011
2	DO	TCVN 7325: 2004
3	Độ đục	TCVN 6184:2008
4	SS	TCVN 6625:2000
5	COD	APHA-5200B
6	BOD ₅	APHA-52010B
7	N-NH ₄	TCVN 5988:1995
8	N-NO ₃ ⁻	TCVN 6178:1996
9	P-PO ₄ ³⁻	TCVN 6202: 2008

Mẫu vật liệu lọc được thu thập từ mô hình sau khi kết thúc thời gian vận hành. Trước tiên, nước thải trong cột được xả hết ra ngoài. Cột lọc được giữ nghiêng và từng lớp vật liệu được đưa ra ngoài bằng muỗng canh tương ứng với từng độ dày lớp vật liệu. Sau đó, vật liệu lọc được xử lý bằng thiết bị trộn đồng nhất mẫu (Bench mixer V2) để tách màng sinh học. Hoạt động của vi sinh vật trong cột lọc được xác định thông qua enzyme từ màng sinh học trên vật liệu bằng phương pháp FDA (fluorescein diacetate) (Schnürer & Rosswall, 1982). Hỗn hợp màng sinh học trích ly từ bề mặt vật liệu được vào ống falcon 50 mL. Dung dịch đệm phát-phát 0,06 M có thể tích 20 mL được thêm vào ống chứa mẫu và lắc đều trong 1 phút bằng máy vortex. Tiếp theo, 0,1 mL dung dịch flourescein di-acetate (FDA) được cho vào ống falcon và sau đó cho vào nồi cách thủy trong 60 phút ở nhiệt độ 30°C. Mẫu được lấy ra cho vào 20 mL dung dịch Chloroform: methanol (tỉ lệ 2:1). Các ống falcon được ly tâm ở 5000 vòng trong 5 phút (MIKRO 220R). Dung dịch trong ở phần trên ống có thể tích 0,5 mL được rút ra và lọc qua giấy lọc có lỗ rỗng 0,45µm. Phần nước sau khi lọc được đo cường độ hấp phụ ở bước sóng 490 nm (HACH DR6000 EDU). Nồng độ flourescein được xác định thông qua đường chuẩn với nồng độ từ 0,001 đến 10 µg/L.

Số liệu thu thập được tính toán giá trị trung bình, độ lệch chuẩn, vẽ biểu đồ và kiểm định T-test (Paired samples) ở mức ý nghĩa α là 5% bằng Excel.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Đánh giá khả năng hấp phụ

Kết quả thí nghiệm theo mẻ được trình bày trong Bảng 3 cho thấy vật liệu đất sét nung hấp phụ lý hoá đối với N-NO₃⁻ và P-PO₄³⁻ trong dung dịch rất thấp. Sau thời gian tiếp xúc 180 phút, nồng độ N-NO₃⁻ trong dung dịch ban đầu là 5 mg/L giảm xuống còn 4,23 ± 0,06 mg/L. Tương tự, nồng độ P-PO₄³⁻ giảm từ 5,0 mg/L xuống 4,30 ± 0,08 mg/L. Như vậy, vật liệu đất sét nung hấp phụ N-NO₃⁻ và P-PO₄³⁻ không đáng kể mặc dù chúng có cấu trúc rỗng xốp (Ayati et al., 2018; de Sousa Campelo et al., 2024). Kết quả này phù hợp với nghiên cứu tổng quan của Lopata et al. (2017), trong đó hiệu suất xử lý khoảng 5 - 6% đối với ni-tơ và 12 - 16% đối với phot-pho. Kết quả từ một nghiên cứu khác cũng cho rằng viên đất sét nung hấp phụ phot-phát thấp (Johansson, 1997). Tuy nhiên, Mlih et al. (2020) cho rằng phot-pho liên kết với nguyên tử ô-xy để tạo phức bên trong vật liệu giàu ôxit sắt như viên đất sét nung, với hàm lượng hấp phụ tối đa có thể đạt được 12 gP/kg trong các hệ thống đất ngập nước nhân tạo. Bên cạnh đó, nền vật liệu được lọc trong đất ngập nước nhân tạo sử dụng viên đất sét nung có thể cải thiện sự phát triển của màng sinh học (Mlih et al., 2020).

Bảng 3. Hấp phụ NO₃⁻ và PO₄³⁻

Thời gian tiếp xúc (phút)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
0	5	5
60	4,63±0,15	4,48±0,04
120	4,59±0,04	4,45±0,13
180	4,23±0,06	4,30±0,08

3.2. Đánh giá chất lượng nước thải đầu vào

Nước thải khi được lấy mẫu có một số đặc tính lý học như: có màu đen, mùi hôi, chứa nhiều cặn lơ lửng. Với những đặc điểm đó nên máy bơm chìm được bọc 01 lớp lưới nhựa mắt cáo có kích thước lỗ lưới 40 mm và 02 lớp lưới cước xanh có kích thước lỗ lưới 5 mm để loại bỏ rác tránh làm nghẹt bơm. Đồng thời bơm chìm được đặt cách đáy bể 2 m tránh hút bùn từ đáy lên cột lọc sinh học gây nghẽn đường ống. Mô hình cột lọc được bơm liên tục với lưu lượng 7,07 L/h.

Kết quả trong Bảng 3 cho thấy pH nước thải là 7,6±0,2 nằm trong khoảng từ 6,5 đến 8,5 và BOD₅:COD = 0,55 > 0,5 phù hợp với quá trình xử lý sinh học (Le & Nguyen, 2016). Cùng với đó, tỉ lệ BOD₅:N:P = 100:10:1,77 cao hơn nồng độ cần thiết của VSV cần, nồng độ dưỡng chất cao hơn tỉ lệ cần thiết cho VSV hoạt động là 100:5:1 (Le & Nguyen, 2016) nên cần khoảng thời gian lưu thích hợp để loại bỏ dưỡng chất. Với những đặc tính trên, nước thải

sinh hoạt có thể được xử lý bằng công nghệ lọc sinh học.

3.3. Thời gian khởi động mô hình

Sau 30 ngày vận hành, VSV thích nghi và phát triển tốt, thể hiện qua bùn đen ở đáy cột lọc, dễ tạo bông. Khi ở độ dày vật liệu đệm 0,2 đến 0,6 m, lớp màng sinh học trên bề mặt viên đất sét nung có màu nâu sậm và nhón thì tiến hành bắt đầu thu mẫu đầu vào và đầu ra phân tích COD trong 3 ngày liên tục.

Bảng 4. Nồng độ COD thí nghiệm định hướng

Chỉ tiêu	Mẫu (n=3)	Giá trị
COD (mg/L)	Đầu vào	149,86±36,22
	Cột 1	26,22±11,12
	Cột 2	27,74±10,11
	Cột 3	29,26±10,30

Nồng độ COD nước thải đầu vào và đầu ra của thí nghiệm định hướng trong 3 ngày liên tục được trình bày trong Bảng 4. Nước thải trước xử lý có nồng độ COD là 149,86 ± 36,22 mg/L và sau xử lý của 3 cột lọc sinh học có nồng độ lần lượt là 26,22 ± 11,12 mg/L, 27,74 ± 10,11 mg/L và 29,26 ± 10,30 mg/L. Nồng độ COD sau xử lý nằm trong khoảng cho phép của QCVN 14:2008/BTNMT (Cột A). Hiệu suất xử lý đạt được là 82,50% ở cột lọc 1, cột 2 đạt 81,48% và cột 3 đạt 80,47%. Như vậy, cột lọc

Bảng 5. Nồng độ các chỉ tiêu ô nhiễm trong nước thải đầu vào và đầu ra của thí nghiệm chính thức

Chỉ tiêu	Đơn vị	Đầu vào (n= 7)	Đầu ra 0,4 m (n= 7)	Đầu ra 0,6 m (n= 7)	Đầu ra 0,8 m (n= 7)	P-value
pH	-	7,46±0,12	7,47±0,09	7,47± 0,07	7,51±0,07	0,58
DO	mg/L	0,41±0,05	0,35±0,04	0,23± 0,03	0,11±0,01	<0,001
Độ đục	NTU	34,21±2,92	7,09±1,15	4,71 ± 1,00	3,73±1,10	0,002
SS	mg/L	47,12±3,88	8,25±0,41	7,31± 0,55	6,07±0,57	0,009
BOD ₅	mg/L	135,54±38,42	23,38±6,07	21,09±5,30	18,42±4,28	0,004
COD	mg/L	199,2±49,76	36,97±8,25	32,15±8,25	26,84±7,29	0,011
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	1,65±0,45	1,17±0,61	1,05±0,65	0,95±0,66	0,002
N-NH ₄ ⁺	mg/L	9,18±1,39	7,29±1,48	6,50±1,19	5,42±0,80	0,004
N-NO ₃ ⁻	mg/L	15,29±2,47	4,49±0,45	3,87±0,42	3,18±0,43	0,001

Nước thải sau khi được xử lý có giá trị pH 7,47 ± 0,09 ở vị trí 0,4 m, 7,47 ± 0,07 vị trí 0,6 m và 7,51 ± 0,07 ở vị trí 0,8 m. Giá trị pH của nước thải có tính chất trung tính thích hợp đối với các quá trình sinh học. Vật liệu đất sét nung chứa nhiều thành phần lưỡng tính ảnh hưởng đến pH của nước thải (Dordio et al., 2009). Theo nghiên cứu của Méquita et al. (2013), pH trong nước thải sau xử lý bằng đất ngập nước nhân tạo dùng lớp đệm viên đất nung dao động lớn (pH 4,0 - 9,5) (Mesquita et al., 2013). Kết quả nghiên cứu này cho thấy pH nước thải sau xử lý có xu hướng ổn định. Nguyên nhân có thể xảy ra là các ion H⁺ sinh ra trong quá trình phân huỷ kỵ khí và ni-

trát hóa được cân bằng với lượng kiềm sản sinh trong quá trình sinh học khử ni-trát (Le & Nguyen, 2015).

3.4. Khả năng xử lý nước thải của mô hình

Thí nghiệm chính thức được tiến hành với lưu lượng nước thải đầu vào là 7,07 L/h (dựa trên thí nghiệm định hướng). Mẫu được thu 07 đợt để phân tích các chỉ tiêu ô nhiễm, kết quả được trình bày trong Bảng 5.

Một số chất ô nhiễm như BOD₅, COD và SS được loại bởi sự phân hủy của VSV và lưu giữ các hợp chất này vào lớp nền (Saeed & Sun, 2012). Với độ xốp cao và diện tích bề mặt lớn, viên đất sét nung giúp màng sinh học bám dính và phân hủy chất hữu cơ tốt hơn trong lớp vật liệu nền của hệ thống lọc đất ngập nước nhân tạo (Mlih et al., 2020).



Hình 3. Nước thải trước và sau xử lý

trát hóa được cân bằng với lượng kiềm sản sinh trong quá trình sinh học khử ni-trát (Le & Nguyen, 2015).

Nồng độ DO của nước thải đầu vào là 0,41 ± 0,049 mg/L và sau xử lý DO ở các vị trí 0,4 m, 0,6 m, 0,8 m lần lượt là 0,45 ± 0,045 mg/L, 0,23 ± 0,027 mg/L, 0,11 ± 0,014 mg/L. Nồng độ DO trong nước thải sau xử lý giảm do quá trình lọc sinh học không có sự khuếch tán thụ động của không khí từ miệng cột. Tuy nhiên, quá trình loại bỏ BOD₅ và ni-trát hóa trong lớp lọc làm giảm mạnh lượng DO trong nước (Albuquerque et al., 2009).

Khả năng xử lý SS trong cột lọc diễn ra hiệu quả nhờ sự kết hợp của các cơ chế lọc và hấp phụ. Màng sinh học hình thành trên bề mặt vật liệu đóng vai trò chính trong việc hấp phụ SS. Ngoài ra, sự lắng đọng trên lớp vật liệu lọc phía trên giúp giữ lại SS. Hiệu quả xử lý được biểu thị thông qua nồng độ SS đầu vào là $34,21 \pm 2,92$ mg/L, giảm đáng kể sau xử lý và nồng độ còn lại trong nước đầu ra là $8,25 \pm 0,41$ mg/L tại vị trí 0,4 m, $7,31 \pm 0,55$ mg/L tại vị trí 0,6 m và $6,07 \pm 0,57$ mg/L tại vị trí 0,8 m. Kết quả cho thấy nồng độ SS giảm theo chiều sâu lớp vật liệu và có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($P(T \leq t) = 0,009 < 0,05$). Theo kết quả ở nghiên cứu trước thì quá trình loại bỏ SS phụ thuộc vào độ rỗng vật liệu (Kim et al., 2018). Tuy nhiên trong hệ thống lọc sinh học, màng sinh học hình thành trên bề mặt lớp vật liệu cũng đóng vai trò quan trọng trong việc giữ lại SS (Lianfang et al., 2009).

Nồng độ COD trong nước thải đầu vào là $199,2 \pm 49,76$ mg/L. Sau xử lý, nồng độ COD đã giảm xuống đáng kể còn $36,97 \pm 8,25$ mg/L tại vị trí 0,4 m, $32,15 \pm 8,25$ mg/L tại vị trí 0,6 m và $26,84 \pm 7,29$ mg/L tại vị trí 0,8 m. Khả năng loại bỏ COD cao trong hệ thống do sự hoạt động của vi sinh vật trong cột lọc sinh học, gồm các vi sinh vật hiếu khí, tùy nghi và kỵ khí. Ở lớp vật liệu phía trên, các VSV hiếu khí sử dụng DO trong nước thải để thực hiện quá trình ô-xy hóa sinh hóa hiếu khí nhằm chuyển hóa các chất hữu cơ thành năng lượng và tổng hợp tế bào mới. Bên cạnh đó, các chất hữu cơ chưa phân huỷ hoặc khó phân huỷ cũng dễ bị hấp phụ vào màng sinh học, góp phần giảm đáng kể nồng độ COD trong nước thải.

Tương tự, nồng độ BOD₅ trong nước thải đầu vào là $135,54 \pm 38,42$ mg/L. Nồng độ BOD₅ sau xử lý tại 0,4 m, 0,6 m, 0,8 m lần lượt là $23,38 \pm 6,07$ mg/L, $21,09 \pm 5,30$ mg/L và $18,42 \pm 4,28$ mg/L, có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ở nồng độ BOD₅ sau xử lý ($P(T \leq t) = 0,004$). Nồng độ BOD₅ càng giảm xuống theo chiều dày lớp vật liệu. Trong điều kiện thiếu khí, VSV sử dụng chất nhận điện tử khác ngoài ô-xy hòa tan để chuyển hóa các chất hữu cơ thành năng lượng, tổng hợp tế bào mới và một phần những chất hữu cơ chưa kịp phân huỷ ở dạng rắn cũng bị hấp phụ vào màng sinh học.

Kết quả từ quá trình xử lý đã cho thấy sự suy giảm đáng kể nồng độ N-NH₄⁺ và N-NO₃⁻ nhờ vào quá trình hấp thụ và chuyển hoá sinh học trong hệ thống. Đối với chỉ tiêu N-NH₄⁺, nồng độ ban đầu trong nước thải là $9,18 \pm 1,39$ mg/L và nồng độ sau xử lý giảm còn $7,29 \pm 1,48$ mg/L tại vị trí 0,4 m, $6,50 \pm 1,19$ mg/L tại vị trí 0,6 m và $5,42 \pm 0,80$ mg/L

tại vị trí 0,8 m. Nồng độ N-NH₄⁺ giảm không nhiều do điều kiện ô-xy để quá trình ni-trát hóa diễn ra bị hạn chế. Trong điều kiện không sục khí của hệ thống, quá trình ni-trát hoá diễn ra chậm (Le & Nguyen, 2015). Tuy nhiên, các vi khuẩn kỵ khí ô-xy hoá amôn có thể chuyển hoá N-NH₄⁺ thành N₂ (Du et al., 2019), góp phần làm giảm N-NH₄⁺ trong nước thải đầu vào.

Nồng độ ni-trát ban đầu của nước thải là $15,29 \pm 2,47$ mg/L. Quá trình khử ni-trát có thể diễn ra tại các vị trí màng sinh học không tiếp xúc được với ô-xy và một phần màng sinh học hấp thụ để tổng hợp tế bào nên sau xử lý nồng độ N-NO₃⁻ giảm mạnh còn $4,49 \pm 0,45$ mg/L (vị trí 0,4 m), $3,87 \pm 0,42$ mg/L (vị trí 0,6 m) và $3,18 \pm 0,43$ mg/L (vị trí 0,8 m). Trong suốt quá trình vận hành, mô hình không được sục khí nên điều kiện diễn ra bên trong là thiếu khí (DO < 1,0 mg/L), đây là điều kiện thích hợp để các vi khuẩn kỵ khí và tùy nghi sử dụng NO₃⁻ làm chất nhận điện tử để phân huỷ chất hữu cơ hoà tan (Le & Nguyen, 2015). Do đó, hiệu quả xử lý N-NO₃⁻ tương đối cao.

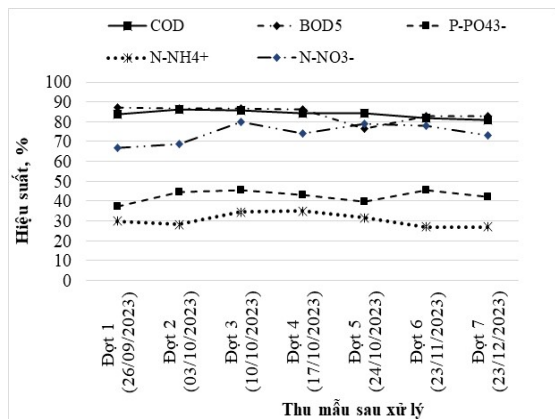
Đối với chỉ tiêu P-PO₄³⁻, mô hình xử lý đạt hiệu quả cao trong việc giảm nồng độ của chỉ tiêu này. Nồng độ P-PO₄³⁻ trung bình ban đầu là $1,65 \pm 0,45$ mg/L và sau xử lý nồng độ tại vị trí 0,4 m, 0,6 m, 0,8 m giảm xuống lần lượt là $1,17 \pm 0,61$ mg/L, $1,05 \pm 0,65$ mg/L, $0,95 \pm 0,66$ mg/L. Nồng độ P-PO₄³⁻ thấp nhất đạt được tại vị trí đầu ra cuối của mô hình.

3.5. Hiệu suất loại bỏ chất hữu cơ và dinh dưỡng

Hiệu suất loại bỏ các chỉ tiêu ô nhiễm trong nghiên cứu được thể hiện trong Hình 5. Kết quả cho thấy hiệu suất xử lý COD và BOD₅ của LECA lần lượt là 84,1 % và 83,3 %, thấp hơn so với một số vật liệu trong nghiên cứu của Naz et al. (2014) trong hệ thống lọc sinh học nhỏ giọt gồm cao su là 95,9%, 94,8%, nhựa (plastic) là 94,7%, 94,3%, đá (stone) có hiệu suất là 95,9%, 94,7% và polystyrene đạt 89,2%, 91,4 %. Sự khác biệt này có thể do dạng mô hình trong nghiên cứu của Naz et al. (2014) là lọc sinh học nhỏ giọt có các điều kiện ô-xy cao hơn để VSV chuyển hoá chất hữu cơ so với lọc sinh học ngập nước tùy nghi nên có hiệu suất xử lý chất ô nhiễm hữu cơ cao.

Quá trình xử lý của cột lọc sinh học được diễn ra trong điều kiện tùy nghi nên dẫn đến hiệu quả xử lý N-NO₃⁻ đạt 74,4%, vượt trội so với N-NH₄⁺ chỉ đạt 30,4%. Ngược lại, nghiên cứu của Papiak et al. (2024) được vận hành trong điều kiện hiếu khí cho thấy hiệu quả loại bỏ N-NH₄⁺ lên đến 97% – 99%,

cho thấy sự khác biệt trong điều kiện hiếu khí so với hệ thống tùy nghi. Quá trình chuyển hóa ni-tơ dạng NH_4^+ sang ni-tơ dạng NO_3^- thông qua quá trình dị hoá với thời gian lưu nước đủ dài và có đủ oxy hoà tan (Le & Nguyen, 2015). Ngược lại, quá trình ni-trát hoá hay quá trình chuyển hoá N-NH_4^+ sang N-NO_3^- bị ức chế nếu điều kiện DO nhỏ hơn 0,5 mg/L (Metcalf & Eddy, 2015). Trong hệ thống mô hình trong nghiên cứu này, điều kiện hoạt động của vi sinh vật là dạng tùy nghi nên quá trình ni-trát hóa không cao nhưng hiệu suất khử N-NO_3^- đạt tích cực hơn so với nghiên cứu trước (Papciak et al., 2024).



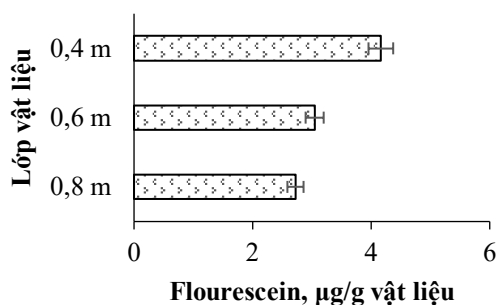
Hình 4. Hiệu suất loại bỏ các chỉ tiêu ô nhiễm

Hiệu suất xử lý P-PO_4^{3-} của hệ thống mô hình đạt trên 40%. Kết quả hấp phụ hóa lý thấp cho thấy sỏi nhẹ gần như trơ với P-PO_4^{3-} trong dung dịch. Như vậy, kết quả nghiên cứu này cho thấy rằng quá trình hấp thu bởi vi sinh vật trong màng sinh học để tổng hợp sinh khối tế bào mới có thể là cơ chế chính loại bỏ P-PO_4^{3-} trong hệ thống và tương tự như kết quả trong nghiên cứu của Kim et al. (2018) sử dụng giá thể cát thạch anh.

3.6. Hoạt động vi sinh vật trong cột lọc

Hoạt động của VSV trong lớp màng sinh học được đánh giá thông qua chỉ tiêu enzyme do chúng tạo ra được thể hiện bằng nồng độ fluorescein trong phương pháp FDA. Kết quả cho thấy mức độ hoạt động của VSV giảm dần theo độ sâu lớp vật liệu lọc (Hình 5), điều này phù hợp với nghiên cứu của Campos et al. (2002). VSV hoạt động mạnh nhất ở lớp vật liệu tiếp xúc trực tiếp với mặt thoáng và giảm dần xuống dưới do cơ chất tập trung chủ yếu ở lớp

trên cùng. Hoạt động đạt 4,16 $\mu\text{g/g}$ ở lớp vật liệu đệm 0,4 m và lần lượt giảm xuống còn 3,05 $\mu\text{g/g}$ tại 0,6 m và 2,72 $\mu\text{g/g}$ tại 0,8 m. Thời gian lưu nước ngắn trong các lớp lọc làm hạn chế sự bám dính của vi khuẩn so với các vật liệu khác như cát (Ausland et al., 2002). Tuy nhiên, bề mặt không trơn láng của đất sét nung giúp vi khuẩn cố định tế bào, thúc đẩy sự hình thành và phát triển màng sinh học, đảm bảo hoạt động ổn định của hệ thống (Lianfang et al., 2009). Đồng thời, khả năng trao đổi cation cao của đất sét nung tăng cường độ bám dính vi khuẩn và sự hiện diện các khoáng sét trong vật liệu hỗ trợ vi sinh vật hấp thụ vi lượng cần thiết cho trao đổi chất, thúc đẩy hình thành màng sinh học (Cuadros, 2017).



Hình 5. Hoạt động của vi sinh vật ở các lớp vật liệu sau khi kết thúc thí nghiệm

4. KẾT LUẬN

Kết quả của nghiên cứu này cho thấy, việc sử dụng viên đất sét nung làm vật liệu đệm trong mô hình lọc sinh học dạng cột với độ dày 0,8 m thì hệ thống có thể xử lý nước thải sinh hoạt đạt tiêu chuẩn loại A của QCVN 14:2008/BTNMT. Nồng độ các chỉ tiêu ô nhiễm COD, BOD₅, P-PO_4^{3-} , N-NO_3^- và N-NH_4^+ của nước thải sau xử lý lần lượt là $26,84 \pm 7,29$ mg/L, $18,42 \pm 4,28$ mg/L, $0,95 \pm 0,66$ mg/L, $3,18 \pm 0,43$ mg/L và $5,42 \pm 0,80$ mg/L. Hiệu suất xử lý các chỉ tiêu ô nhiễm gia tăng không đáng kể theo độ dày của lớp vật liệu. Kết quả phân tích enzyme trong lớp vật liệu lọc cho thấy vi sinh vật hoạt động mạnh chủ yếu ở lớp trên của vật liệu. Nói tóm lại, viên đất sét nung có thể được áp dụng làm giá thể sinh học cho hệ thống lọc chậm sinh học ngập nước để xử lý nước thải với độ dày của lớp vật liệu đệm không dày hơn 0,6 m.

TÀI LIỆU THAM KHẢO (REFERENCES)

- Albuquerque, A., Oliveira, J., Semitela, S., & Amaral, L. (2009). Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 100(24), 6269-6277. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.016>
- Ausland, G., Stevik, T. K., Hanssen, J. F., Köhler, J. C., & Jenssen, P. D. (2002). Intermittent filtration of wastewater—Removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Research*, 36(14), 3507-3516. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00060-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00060-X)
- Awad, A. M., Shaikh, S. M. R., Jalab, R., Gulied, M. H., Nasser, M. S., Benamor, A., Adham, S. (2019). Adsorption of organic pollutants by natural and modified clays: a comprehensive review. *Sep. Purif. Technol.*, 228, 115719. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115719>
- Ayati, B., Ferrándiz-Mas, V., Newport, D., & Cheeseman, C. (2018). Use of clay in the manufacture of lightweight aggregate. *Construction and Building Materials*, 162, 124-131. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.12.018>
- Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Sanchez, M., Méndez, R., & Lema, J. M. (2002). Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *Water Research*, 36(10), 2555-2560. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00467-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00467-5)
- Crini, G., & Badot, P. M. (2010). *Sorption process and pollution: An introduction*. Sorption Process and Pollution, 27-38. Presses Universitaires de Franche-Comté.
- Cuadros, J. (2017). Clay minerals interaction with microorganisms: a review. *Clay Minerals*, 52(2), 235-261. <https://doi.org/10.1180/claymin.2017.052.2.05>
- de Sousa Campelo, T., Zimmer, A., & Bragança, S. R. (2024). Evaluation and improvement of a nonexpansive clay for the production of lightweight aggregates using glass waste and silicon carbide. *Construction and Building Materials*, 439, 137428. doi: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.137428>
- Dordio, A., Carvalho, A. P., Teixeira, D. M., Dias, C. B., & Pinto, A. P. (2009). Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using *Typha* spp. and LECA. *Bioresource Technology*, 101(3), 886-892. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.001>
- Du, R., Peng, Y., Ji, J., Shi, L., Gao, R., & Li, X. (2019). Partial denitrification providing nitrite: Opportunities of extending application for anammox. *Environment International*, 131, 105001. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105001>
- Ewis, D., Ba-Abbad, M. M., Benamor, A., & El-Naas, M. H. (2022). Adsorption of organic water pollutants by clays and clay minerals composites: A comprehensive review. *Applied Clay Science*, 229, 106686. doi: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2022.106686>
- Johansson, L. (1997). The use of leca (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Water Science and Technology*, 35(5), 87-93. doi: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00056-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00056-5)
- Kim, L., Ton, M. N. N., Duong, T. T. C., Nguyen, L. T. T., & Nguyen, N. T. C. (2018). Reusing beehive charcoal combustion residue as biofilter media for treatment of household domestic wastewater. *HUAF Journal of Agricultural Science and Technology*, 2(2), 693-704 (in Vietnamese). DOI: 10.26459/hueuni-jtt.v12i2A.4747
- Kim, L., Nguyen, T. T., & Pham, T. V. (2023). Using Jmat Plate as Microbial Carrier in Submerged Biological Filter to Treat Domestic Wastewater. *Can Tho University Journal of Science*, 59, 97-103 (in Vietnamese). <https://doi.org/10.22144/ctu.jvn.2023.111>
- Le, H. V., & Nguyen, V. C. N. (2015). *Textbook of Environmental Engineering Microbiology*. Can Tho University Publishing House (in Vietnamese).
- Le, H. V., Nguyen, V. C. N., Ta, H. H., & Nguyen, V. P. (2015). Treatment efficiency of fish processing wastewater by submerged biological aerated filter. *Can Tho University Journal of Science, Special issue: Environment and Climate change*, 94-101 (in Vietnamese).
- Le, V. H., & Nguyen, N. C. V. (2016). *Wastewater Treatment Engineering (Vol. 1)*. Can Tho University Publishing House (in Vietnamese).
- Lianfang, Z., Wei, Z., & Wei, T. (2009). Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, 21(6), 750-757. DOI: 10.1016/S1001-0742(08)62336-0
- Loh, Z., Zaidi, N. S., Yong, E. L., Syafiuddin, A., Boopathy, R., & Kadier, A. (2022). Current Status and Future Research Trends of Biofiltration in Wastewater Treatment: a Bibliometric Review. *Current Pollution Reports*, 8, 1-15. doi:10.1007/s40726-022-00224-9

- Lopata, M., Czerniejewski, P., Wiśniewski, G., Czerniawski, R., & Drozdowski, J. (2017). The Use of Expanded Clay Aggregate for the Pretreatment of Surface Waters on the Example of a Tributary of Lake Kłasztorne Górze in Strzelce Krajeckie. *Limnological Review*, 17(1), 3-9.
<https://doi.org/10.1515/limre-2017-0001>
- Metcalf, W., & Eddy, P. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Inc. New York, NY, USA, 2015
- Mesquita, M.C.; Albuquerque, A.; Amaral, L.; Nogueira, R. (2013). Effect of vegetation on the performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands with lightweight expanded clay aggregates. *Int J Environ Sci. Technol*, 10, 433-442.
<https://doi.org/10.1007/s13762-958012-0119-6>
- Mlih, R., Bydalek, F., Klumpp, E., Yaghi, N., Bol, R., & Wenk, J. (2020). Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands—A review. *Ecological Engineering*, 148, 105783.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105783>
- Naz, I., Saroj, D., Mumtaj, S., Ali, N., & Ahmed, S. (2014). Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. *Environmental Technology*.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2014.951400>
- Nguyen, C. H., Pham, T. N., Pham., T. V., Nguyen, L. X., Tang, N. L. H., Truong, P. T., & Huynh, T. T. T. (2021). Using pyrolytic potential acid sulphate soil to adsorb phosphorus in biogas solution. *Can Tho University Journal of Science*, 57(1), 24–33 (in Vietnamese). DOI: 10.22144/ctu.jsi.2021.026
- Nguyen, G. T. H., Tran, P. T. C., & Tran, P. V. (2018). Efficiency of domestic wastewater treatment by biological trickling filter. *Hue University Journal of Science: Techniques and Technology*, 127(2A), 43-53 (in Vietnamese).
<https://doi.org/10.26459/hueuni-jtt.v127i2A.4747>
- Papciak, D., Domoń, A., & Zdeb, M. (2024). The Influence of the Biofiltration Method on the Efficiency of Ammonium Nitrogen Removal from Water in Combined Sorption and Nitrification Processes. *Water*, 16(5).
<https://doi.org/10.3390/w16050722>
- Sadegh, H. G., Ali, A. S. H. M., Kwok, F. C., Njud, S. A., Shilpi, A., & Vinod. K. G. (2018). Nanocompozit MWCNTs-Fe3O4 nanocomposite for Hg (II) high adsorption efficiency. *Journal of Molecular Liquids*, 258, 345-353.
<https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.03.012>
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429-448.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Schnürer, J., & Rosswall, T. (1982). Fluorescein Diacetate Hydrolysis as a Measure of Total Microbial Activity in Soil and Litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 43, 1256-61. 10.1128/AEM.43.6.1256-1261.1982.
- Uddin, M. K. (2017). A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chem. Eng. J.*, 308, 438–462.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.029>
- Weber-Shirk, M. L., & Dick, R. I. (1997). Biological mechanisms in slow sand filters. *J. Am. Water Works Assoc.*, 89(2), p. 72-83.
<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08180.x>
- Yadav, V. B., Gadi, R., Kalra, S. (2019). Clay based nanocomposites for removal of heavy metals from water: a review. *J. Environ. Manag*, 232, 803–817.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.120>