

ĐÁNH GIÁ HIỆU QUẢ XỬ LÝ CHẤT HỮU CƠ TRONG NƯỚC THẢI CHĂN NUÔI LỢN SAU BỂ BIOGAS BẰNG HỆ THỐNG LỌC HAI GIAI ĐOẠN SỬ DỤNG BIOCHAR TỪ CÂY MAI DƯƠNG

Nguyễn Thị Phương^{1*}, Nguyễn Xuân Cường², Trần Thị Cúc Phương¹, Nguyễn Thị Hoài Giang¹,
Nguyễn Thị Thảo Nguyên¹

¹ Phân hiệu Đại học Huế tại Quảng Trị, Quảng Trị, Việt Nam

² Đại học Duy Tân, Đà Nẵng, Việt Nam

* Tác giả liên hệ Nguyễn Thị Phương <nguyenthiphuong@hueuni.edu.vn>

(Ngày nhận bài: 01-10-2024; Hoàn thành phản biện: 10-12-2024; Ngày chấp nhận đăng: 12-12-2024)

Tóm tắt. Nghiên cứu này sử dụng biochar từ cây Mai dương làm vật liệu lọc cho hệ thống lọc hai giai đoạn kỵ khí – hiếu khí, nhằm đánh giá hiệu quả xử lý chất hữu cơ trong nước thải chăn nuôi lợn sau khi qua bể biogas. Hai hệ thống thí nghiệm A và B được thiết kế giống nhau; mỗi hệ thống bao gồm một cột lọc kỵ khí và một bể lọc hiếu khí. Hệ thống A vận hành với tải lượng hữu cơ (organic loading rate – OLR) từ 71,11 đến 243,75 g COD/m³/ngày và tải lượng thủy lực (hydraulic loading rate – HLR) từ 74,94 đến 112,41 L/m²/ngày. Hệ thống B hoạt động với OLR từ 103,26 đến 493,01 g COD/m³/ngày và HLR từ 37,47 đến 112,41 L/m²/ngày. Kết quả cho thấy cả hai hệ thống đều đạt hiệu suất loại bỏ COD (nhu cầu oxy hóa học) cao, với hiệu suất trung bình của hệ thống B là $87 \pm 4\%$, cao hơn so với hệ thống A ($86 \pm 3\%$) mặc dù OLR của hệ thống B cao hơn. Việc cân bằng giữa HLR và OLR, tùy thuộc vào điều kiện thực tế của bể lọc, tải đầu vào và yêu cầu xử lý, là rất quan trọng để tối ưu hóa hiệu quả xử lý và đảm bảo tính kinh tế.

Từ khóa: biochar, Mai dương, nước thải chăn nuôi lợn, tải lượng hữu cơ, tải lượng thủy lực

Evaluating organic matter removal efficiency in pig farm wastewater after biogas tank using a two-stage filtration system with biochar from *Mimosa pigra*

Nguyen Thi Phuong^{1*}, Nguyen Xuan Cuong², Tran Thi Cuc Phuong¹, Nguyen Thi Hoai Giang¹,
Nguyen Thi Thao Nguyen¹

¹ Quang Tri Branch - Hue University, Quang Tri, Vietnam

² Duy Tan University, Da Nang, Vietnam

* Correspondence to Nguyen Thi Phuong <nguyenthiphuong@hueuni.edu.vn>

(Received: 01 October 2024; Revised: 10 December 2024; Accepted: 12 December 2024)

Abstract. This study uses biochar from *Mimosa pigra* plants as the filter material for a two-stage anaerobic-aerobic filtration system, aiming to evaluate the organic matter removal efficiency in pig farm wastewater after passing through a biogas tank. Two identical experimental systems, A and B, were designed, each consisting of an anaerobic filter column and an aerobic filter tank. System A operated with an organic loading rate (OLR) ranging from 71.11 to 243.75 g COD/m³/day and a

hydraulic loading rate (HLR) ranging from 74.94 to 112.41 L/m²/day, while system B operated with an OLR from 103.26 to 493.01 g COD/m³/day and an HLR from 37.47 to 112.41 L/m²/day. The results show that both systems achieved a high COD (chemical oxygen demand) removal efficiency, with system B averaging $87 \pm 4\%$, higher than system A ($86 \pm 3\%$), despite system B's higher OLR. Balancing HLR and OLR, depending on the actual conditions of the filter tank, influent loading, and treatment requirements, is crucial for optimizing the treatment efficiency and ensuring the economic viability.

Keywords: biochar, *Mimosa pigra*, pig farm wastewater, organic loading rate, hydraulic loading rate

1 Mở đầu

Nước thải chăn nuôi (phổ biến nhất là nước thải chăn nuôi lợn) là loại nước thải đặc biệt phức tạp, chứa nhiều hợp chất hữu cơ, amoniac, nitrat và vi khuẩn gây bệnh [1–3]. Nhiều phương pháp đã được áp dụng để xử lý nước thải chăn nuôi như lọc, xử lý bằng màng, hấp phụ, oxy hóa nâng cao, các phương pháp điện hóa, xử lý hiếu khí, xử lý kỵ khí, đất ngập nước nhân tạo và nuôi trồng vi tảo [4].

Biochar là một vật liệu giàu cacbon, được tạo ra từ các nguồn hữu cơ như sinh khối, chất thải, tàn dư cây trồng và phân động vật thông qua quá trình nhiệt phân trong điều kiện thiếu oxy [5]. Với khả năng ứng dụng rộng rãi trong nhiều lĩnh vực, biochar không chỉ cải thiện chất lượng đất mà còn giúp giảm thiểu biến đổi khí hậu, kiểm soát ô nhiễm dinh dưỡng, quản lý chất thải và sản xuất năng lượng [6]. Những ưu điểm vượt trội của biochar gồm diện tích bề mặt lớn, nhiều nhóm chức bề mặt, độ xốp cao, khả năng trao đổi cation cao, v.v. [7]. Một trong những ứng dụng nổi bật của biochar là làm vật liệu lọc trong xử lý nước thải, với khả năng loại bỏ nhiều loại chất ô nhiễm như chất hữu cơ [8, 9], các chất dinh dưỡng [10, 11], các kim loại nặng [12, 13] và mầm bệnh [14, 15]. Bên cạnh đó, biochar còn được biết đến như một vật liệu hấp phụ hiệu quả, chi phí thấp và thân thiện với môi trường [16].

Một số nghiên cứu đã ứng dụng các bộ lọc biochar trong xử lý nước thải chăn nuôi, mang lại kết quả ấn tượng trong việc loại bỏ các chất ô nhiễm và cải thiện chất lượng nước. Chẳng hạn,

khí sử dụng bể lọc với biochar làm từ vỏ trấu, hiệu suất loại bỏ COD trong nước thải đô thị đạt tới 94% [15]. Trong một nghiên cứu khác, hệ thống lọc hai giai đoạn (kết hợp lọc hiếu khí và kỵ khí) sử dụng biochar từ phụ phẩm của cây Cọ đã loại bỏ được 80% amoni và 68% tổng photpho trong nước thải tổng hợp có tính chất tương tự nước thải chăn nuôi. Hệ thống này hoạt động với thời gian lưu thủy lực (HRT) 12–72 giờ [17].

Phân hủy kỵ khí là một phương pháp thường được sử dụng để giảm nồng độ chất ô nhiễm và tạo ra khí sinh học trong xử lý nước thải chăn nuôi [18–20]. Trong đó, công nghệ biogas là công nghệ phổ biến ở Việt Nam [21, 22]. Tuy nhiên, nước thải sau biogas vẫn còn có nồng độ các chất ô nhiễm như COD, nitơ và photpho cao, đòi hỏi các bước xử lý tiếp theo để đáp ứng tiêu chuẩn môi trường [23]. Thống kê cho thấy hơn 98% trang trại nuôi lợn ở Việt Nam sử dụng bể biogas, nhưng chỉ khoảng một phần ba trong số đó triển khai thêm ao sinh học và 28% có ao cá để xử lý nâng cao. Tuy nhiên, ao sinh học hay ao cá chỉ thích hợp đối với những vùng có diện tích lớn [24]. Điều này nhấn mạnh tới nhu cầu cấp thiết về những phương pháp xử lý nước thải chăn nuôi hiệu quả, chi phí thấp và dễ vận hành.

Như đã đề cập, nhiều nghiên cứu về các loại bể lọc sử dụng biochar đã chứng minh tiềm năng của chúng trong xử lý nước thải. Tuy nhiên, đến nay vẫn chưa có nghiên cứu nào áp dụng biochar từ cây Mai dương làm vật liệu lọc trong xử lý nước thải chăn nuôi. Cây Mai dương là một loài ngoại lai phát triển nhanh, gây hại nghiêm trọng cho hệ sinh thái và rất khó tiêu diệt [25].

Nghiên cứu này nhằm đánh giá hiệu quả loại bỏ COD của biochar làm từ cây Mai dương khi được sử dụng làm vật liệu lọc trong hệ thống lọc kết hợp kỵ khí – hiếu khí, xử lý nước thải thực tế từ bể biogas chăn nuôi lợn.

2 Vật liệu và phương pháp

2.1 Chế tạo biochar

Biochar được sản xuất từ thân cây Mai dương bằng lò nung tự chế. Cây Mai dương sau khi chặt về được loại bỏ lá và phơi khô ngoài trời khoảng 3 ngày, sau đó cắt thành các đoạn ngắn khoảng 7–8 cm. Các đoạn thân cây khô được xếp

vào hộp nhôm kín để hạn chế tiếp xúc với không khí trong quá trình nung. Hộp nhôm chứa thân cây được đặt trong lò nung, với củ vụn xung quanh làm môi lửa. Nắp lò được đậy kín và quá trình đốt kéo dài khoảng 2 giờ. Sau khi lò nguội tự nhiên, biochar được lấy ra khỏi các hộp, đập nhỏ thành kích thước từ 1 đến 5 mm và sàng lọc để loại bỏ biochar mịn. Biochar sau đó được bảo quản trong túi kín để sử dụng làm vật liệu lọc. Diện tích bề mặt của biochar trước và sau xử lý nước thải được xác định bằng phương pháp Brunauer – Emmett – Teller (BET) nhiều điểm từ các đồng phân hấp phụ N_2 ở 77,485 K, sử dụng máy ASAP 2020 V3.00 H [26].



Hình 1. Quá trình sản xuất biochar

(a) Cây Mai dương; (b) Phoi thân cây và chặt thành đoạn 7–8 cm; (c) Lò nung và biochar sau 2 giờ; (d) Biochar kích thước khoảng 1–5 mm

2.2 Nước thải chăn nuôi

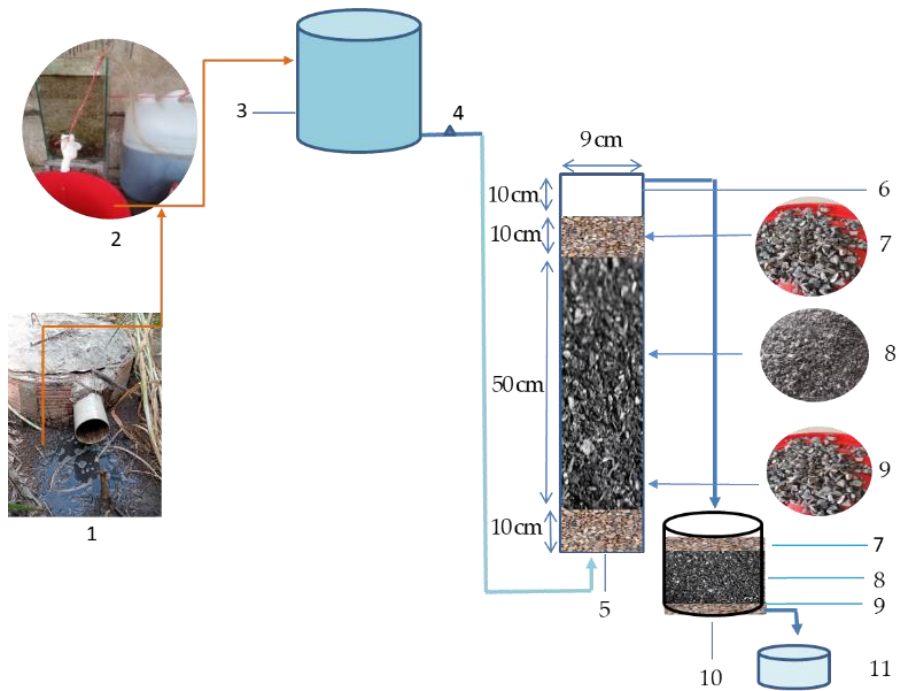
Nước thải được lấy trực tiếp tại bể chứa sau bể biogas của một hộ chăn nuôi lợn ở huyện Hải Lăng, tỉnh Quảng Trị. Trước khi cho vào hệ thống thí nghiệm, nước thải thô được lọc qua bể lọc cát để loại bớt chất rắn lơ lửng, hạn chế tắc nghẽn trong cột lọc thí nghiệm. Trong một số giai đoạn thí nghiệm, nước thải được pha loãng 2 hoặc 3 lần bằng nước máy.

2.3 Thiết kế mô hình thí nghiệm

Hai hệ thống thí nghiệm A và B được thiết kế giống nhau, mỗi hệ thống bao gồm một cột lọc kỵ khí (AnF) và một bể lọc hiếu khí (AF). Cột AnF được làm từ nhựa polyvinyl chloride (PVC), có chiều cao 80 cm, đường kính 9 cm và thể tích hữu ích là 3,2 lít. Vật liệu lọc chính là một lớp biochar dày 50 cm, với hai lớp sỏi dày 10 cm (đường kính 1–2 cm) ở trên và dưới và trên cùng là một lớp nước nổi 10 cm. Phía trên hệ thống là xô chứa nước thải dung tích 10 lít, đặt cao khoảng 1,5 m so

với mặt đất để nước thải tự chảy xuống hệ thống. Nước thải chảy vào một ống nhựa PVC đường kính 3 cm đặt ngay phía dưới, ống này nối với đáy của cột AnF để nước thải đi từ dưới lên trên. Van đầu ra của cột AnF nằm phía trên lớp nước nổi và nước từ đó chảy trực tiếp vào bể AF bên

dưới. Bể AF được làm từ nhựa polypropylene, có hình trụ tròn với đường kính 15 cm, cao 25 cm và thể tích hữu ích 1,5 lít. Lớp lọc trong bể AF bao gồm 15 cm biochar ở giữa, cùng với 4 cm sỏi ở trên và dưới. Van nước ra của bể AF nằm cách đáy 5 cm.



Hình 2. Sơ đồ 1 hệ thống xử lý kết hợp kỵ khí – hiếu khí: (1) Nước thải thô sau bể biogas; (2) Nước thải thô lọc qua bể lọc cát; (3) Xô chứa nước thải; (4) Kiểm soát lưu lượng; (5) Cột lọc kỵ khí; (6) Lớp nước nổi; (7) Lớp đá phía trên; (8) Lớp lọc biochar; (9) Lớp đá phía dưới; (10) Bể hiếu khí; (11) Bình chứa mẫu

2.4 Vận hành hệ thống xử lý

Ban đầu, cột lọc AnF được vận hành liên tục với nước máy, lưu lượng 10 mL/phút trong hai ngày để kiểm soát lưu lượng và rửa sạch lớp lọc. Sau đó, hệ thống vận hành với nước thải theo kiểu gián đoạn. Nước thải được nạp vào hệ thống ba lần mỗi ngày vào lúc 6 giờ sáng, 11 giờ trưa và 5 giờ chiều, thời điểm trùng với khung giờ nông dân thường vệ sinh chuồng trại. Tùy theo từng giai đoạn thí nghiệm của hệ thống, lưu lượng nước thải được điều chỉnh lần lượt ở mức 5, 10 và 15 mL/phút. Nước thải được cấp vào cột AnF theo chế độ dòng chảy ngược, bão hòa và gián đoạn.

Trong khi đó, bể AF hoạt động ở chế độ không bão hòa với thông khí tự nhiên. Trước khi hệ thống kỵ khí – hiếu khí được đưa vào vận hành chính thức, hệ thống trải qua giai đoạn khởi động, trong đó nước thải chỉ đi qua cột AnF trong khoảng 32 ngày, với các thông số về tải lượng hữu cơ (OLR) và tải lượng thủy lực (HLR) được giữ giống nhau cho cả hai hệ thống. Các thông số vận hành của giai đoạn khởi động và các giai đoạn sau đó được trình bày chi tiết trong Bảng 1. Các thông số OLR và HLR thay đổi ở các giai đoạn khác nhau để so sánh hiệu quả loại bỏ COD dưới cùng điều kiện OLR, nhưng khác HLR hoặc ngược lại.

Bảng 1. Các thông số vận hành của hai hệ thống

Các hệ thống	Hệ thống A				Hệ thống B			
Các giai đoạn	Khởi động	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2	Giai đoạn 3	Khởi động	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2	Giai đoạn 3
COD đầu vào (mg/L)	186–400	186–328	440–597	174–329	186–400	539–833	550–857	589–858
Lưu lượng (L/ngày)	0,9	1,8	1,8	2,7	0,9	0,9	1,8	2,7
HLR (L/m ² /ngày)	37,47	74,94	74,94	112,41	37,47	37,47	74,94	112,41
OLR (g COD/m ³ /ngày)	30,53–76,62	71,11–125,59	167,45–243,75	100,22–189,26	30,53–76,62	103,26–159,46	210,46–328,34	371,04–493,01
Thời gian vận hành (ngày)	32*	18	16	18	32*	18	16	18

*: Hệ thống vận hành chỉ ở cột lọc kỵ khí

2.5 Lấy mẫu, phân tích và các công thức tính toán

Mẫu được lấy ở 2 vị trí: trong giai đoạn khởi động, mẫu được lấy ở đầu vào và ra của các cột AnF, các giai đoạn còn lại lấy ở đầu vào của cột AnF và đầu ra của bể AF, với tần suất 2 ngày 1 lần vào lúc 6 giờ 30 phút sáng. Các mẫu được phân tích ngay sau đó. Mỗi mẫu được phân tích lặp lại 3 lần. Các thông số phân tích bao gồm: tổng chất rắn lơ lửng (TSS), COD, amoni (NH₄⁺), photphat (PO₄³⁻) được phân tích theo các phương pháp chuẩn của APHA [27].

OLR và HLR được xác định theo các công thức sau

$$OLR = \frac{Q \cdot C_0}{V} \tag{1}$$

$$HLR = \frac{Q}{A} \tag{2}$$

trong đó Q là lưu lượng (L/ngày); C₀ là nồng độ COD đầu vào (mg/L); V là thể tích hữu ích của bể xử lý (L); A là diện tích bề mặt của bể lọc (m²).

Phép phân tích kiểm định t – mẫu độc lập được sử dụng để đánh giá sự khác biệt về hiệu suất loại bỏ COD ở các giai đoạn của hệ thống A theo 2 nhóm HLR và đánh giá sự khác biệt về hiệu suất loại bỏ COD của hai hệ thống A và B. Đối với sự ảnh hưởng các giá trị OLR ở cả hai hệ thống A và B cũng như HLR ở hệ thống B, phép phân tích phương sai một chiều (one-way ANOVA) ở mức ý nghĩa 95% đã được áp dụng. Tất cả các phân tích thống kê được thực hiện trên phần mềm IBM SPSS Statistics v25.0.

3 Kết quả và thảo luận

3.1 Đặc điểm nước thải chăn nuôi lợn sau hầm biogas

Bảng 2. Đặc điểm của nước thải chăn nuôi lợn sau hầm biogas

STT	Thông số	Đơn vị	Giá trị (TB ± s)
1	TSS	mg/L	432 ± 9
2	COD	mg/L	841 ± 15
3	NH ₄ ⁺	mg/L	280 ± 6
4	PO ₄ ³⁻	mg/L	12,9 ± 1,3

Ghi chú: TB là giá trị trung bình (trung bình cộng); s là độ lệch chuẩn.

3.2 Đặc điểm của biochar

Kết quả phân tích các đặc tính bề mặt của biochar từ cây Mai dương cho thấy diện tích bề mặt BET lớn, đạt 172,71 m²/g cùng với thể tích vi mao quản t-Plot là 0,059 cm³/g. Thường thì diện tích bề mặt và thể tích vi mao quản của biochar dao động từ 8 đến 132 m²/g và 0,016 đến 0,083 cm³/g nhưng có thể đạt đến 490,80 m²/g và 0,25 cm³/g [28]. Điều đó cho thấy biochar từ cây Mai dương có cấu trúc rất xốp với diện tích bề mặt lớn, có tiềm năng trong việc hấp phụ chất ô nhiễm. Diện tích bề mặt BET sau hấp phụ giảm mạnh xuống còn 3,95 m²/g, cho thấy khả năng hấp phụ đã được sử dụng đáng kể và các chất ô nhiễm chiếm hầu hết các vị trí khả dụng. Sự giảm mạnh về thể tích vi mao quản theo t-Plot xuống còn 0,0005 cm³/g sau khi hấp phụ cho thấy rằng

các mao quản nhỏ nhất đã được lấp đầy. Điều này rất quan trọng để giữ lại các phân tử chất ô nhiễm nhỏ.

3.3 Hiệu suất loại bỏ COD của bộ lọc biochar từ cây Mai dương

Ảnh hưởng của OLR đến hiệu quả xử lý COD

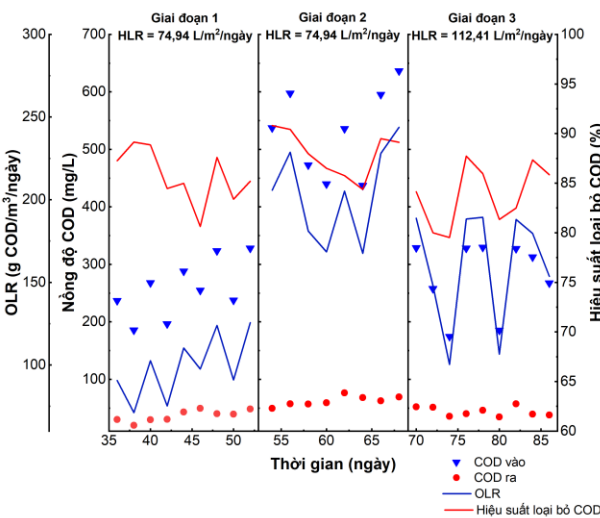
Hiệu quả xử lý COD trong các giai đoạn của 2 hệ thống được trình bày ở Bảng 3. OLR trung bình của 3 giai đoạn chính của hệ thống A là $98,66 \pm 19,19$; $203,54 \pm 29,05$ và $160,25 \pm 35,85$ g COD/m³/ngày; hiệu suất loại bỏ COD bình quân tương ứng là 86 ± 3 ; 88 ± 2 và $84 \pm 3\%$. Kết quả cho thấy hiệu suất loại bỏ COD của hệ thống A tỉ lệ

thuận với OLR, thể hiện qua việc hiệu suất loại bỏ tăng khi OLR tăng từ giai đoạn 1 sang giai đoạn 2 và giảm ở giai đoạn 3 khi OLR giảm (Hình 3). Kết quả này tương đồng với kết quả của một nghiên cứu sử dụng bể lọc biochar xử lý nước thải sinh hoạt, tỉ lệ loại bỏ COD tăng từ 95 đến 99% khi OLR tăng từ 5 ± 2 đến 20 ± 5 g BOD₅/m²/ngày [9]. Khi tăng nồng độ chất hữu cơ trong nước thải đầu vào, hiệu quả xử lý COD được cải thiện; điều này là do sự kích thích vi sinh vật, giúp tăng cường quá trình phân hủy [29]. Ngoài ra, lớp màng sinh học dày hơn cải thiện khả năng giữ nước của vật liệu lọc, kéo dài thời gian tiếp xúc giữa vi sinh vật và nước thải, từ đó nâng cao hiệu suất loại bỏ COD [9].

Bảng 3. Hiệu suất loại bỏ COD của bộ lọc biochar từ cây Mai dương

Các giai đoạn	Hệ thống A					Hệ thống B			
	Khởi động	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2	Giai đoạn 3	Khởi động	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2	Giai đoạn 3	
COD đầu vào (mg/L)	261 ± 71	258 ± 50	531 ± 76	279 ± 62	261 ± 71	743 ± 98	758 ± 108	760 ± 89	
COD đầu ra (mg/L)	47 ± 8*	37 ± 10	62 ± 9	44 ± 8	52 ± 13*	76 ± 14	91 ± 11	119 ± 26	
Hiệu suất loại bỏ COD (%) (TB ± s; n = 3)	81 ± 7	86 ± 3	88 ± 2	84 ± 3	79 ± 6	90 ± 2	88 ± 2	84 ± 4	

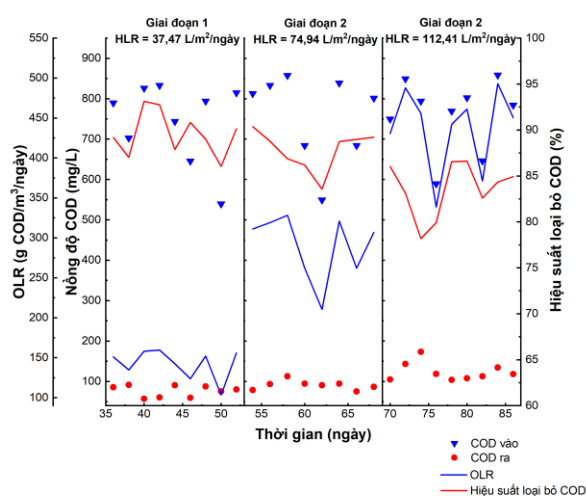
*: Đầu ra ở các cột lọc kỵ khí



Hình 3. Mối quan hệ giữa OLR, HLR và tỉ lệ loại bỏ COD của các giai đoạn ở hệ thống A

Tuy nhiên, ở hệ thống B, khi OLR tăng từ giai đoạn 1 đến giai đoạn 3 (OLR trung bình qua ba giai đoạn lần lượt là $142,29 \pm 18,84$; $290,11 \pm 41,26$ và $436,70 \pm 51,17$ g COD/m³/ngày), hiệu suất loại bỏ COD lại giảm dần (Hình 4). Nguyên nhân có thể là do nồng độ chất hữu cơ quá cao gây tắc nghẽn bộ lọc. Lượng chất hữu cơ dư thừa hình thành lớp màng sinh học dày đặc khiến các vi sinh vật ở lớp trong thiếu thức ăn, dẫn đến bong tróc và giải phóng chất hữu cơ trở lại nước thải đầu ra [30].

Qua việc đánh giá ảnh hưởng của OLR đến hiệu quả xử lý ở hai hệ thống (A và B), có thể thấy rằng hiệu suất loại bỏ COD chịu sự chi phối của OLR. Kết quả phân tích ANOVA ở hệ thống A cho thấy hiệu quả xử lý COD có xu hướng tỉ lệ thuận với sự thay đổi OLR. Sự thay đổi OLR có ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả loại bỏ COD ở cả hai hệ thống ($p = 0,016$ ở hệ thống A và $p = 0,002$ ở hệ thống B).



Hình 4. Mối quan hệ giữa OLR, HLR và tỉ lệ loại bỏ COD của các giai đoạn ở hệ thống B

Ảnh hưởng của HLR đến hiệu quả xử lý COD

Hình 3 và 4 cho thấy một xu hướng rõ rệt: khi HLR tăng, hiệu quả xử lý COD có xu hướng giảm. Ví dụ, ở giai đoạn 1 và 3 của hệ thống A, mặc dù nồng độ đầu vào tương đương nhau (nước thải pha loãng 3 lần), nhưng HLR ở giai đoạn 3 cao hơn so với giai đoạn 1. Kết quả là hiệu suất loại bỏ COD ở giai đoạn 3 ($84 \pm 3\%$) thấp hơn so với giai đoạn 1 ($86 \pm 3\%$). Kết quả phân tích kiểm định t – mẫu độc lập ở hệ thống A cho thấy sự thay đổi 2 giá trị HLR trong hệ thống A ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả xử lý COD ($p = 0,019$). Tương tự, ở hệ thống B, mặc dù nồng độ COD đầu vào của ba giai đoạn tương tự nhau, nhưng khi HLR tăng từ 37,47 đến 112,41 L/m²/ngày thì hiệu suất xử lý giảm từ $90 \pm 2\%$

xuống $84 \pm 4\%$. Kết quả phân tích ANOVA ở hệ thống B cũng cho kết quả là sự thay đổi HLR có ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả xử lý ($p = 0,002$). Điều này tương đồng với một nghiên cứu khác, khi HRT tăng từ 24 giờ lên 48 giờ (tương ứng với việc HLR giảm), hiệu quả xử lý COD có xu hướng tăng nhẹ (từ 60 đến 85% lên 62–85%) [31]. Sự giảm hiệu suất loại bỏ COD khi HLR cao có thể được giải thích bằng việc nước di chuyển nhanh trong cột lọc, làm giảm thời gian tiếp xúc giữa nước thải và vật liệu lọc, dẫn đến việc vi sinh vật chưa kịp phân hủy nhiều chất hữu cơ. Hơn nữa, lưu lượng nước vào lớn có thể khiến các chất hữu cơ đã bị giữ lại trước đó và màng sinh học bị tách ra và rửa trôi, làm giảm hiệu suất loại bỏ COD [32, 33]. Ngược lại, HLR thấp làm tăng hiệu suất loại bỏ

chất hữu cơ nhờ vào việc tăng thời gian tiếp xúc giữa nước thải và màng sinh học [9].

Đánh giá hiệu suất loại bỏ COD của 2 hệ thống thí nghiệm

Hiệu suất loại bỏ COD trung bình của hệ thống A và B lần lượt là $86 \pm 3\%$ và $87 \pm 4\%$. Hệ thống A hoạt động với OLR trung bình là $152,25 \pm 51,62$ g COD/m³/ngày và HLR dao động từ 74,94 đến 112,41 L/m²/ngày (trung bình $87,91 \pm 18,18$ L/m²/ngày), trong khi hệ thống B có OLR trung bình là $289,68 \pm 130,50$ g COD/m³/ngày và HLR từ 37,47 đến 112,41 L/m²/ngày (trung bình $74,94 \pm 31,80$ L/m²/ngày). Mặc dù hệ thống B hoạt động trong điều kiện OLR cao gần gấp đôi so với hệ thống A, hiệu suất loại bỏ COD trung bình của hệ thống B vẫn cao hơn. Tuy nhiên, sự khác biệt về hiệu suất loại bỏ COD của hệ thống A và B là không đáng kể ($p = 0,137$), cho thấy các hệ thống có hiệu suất ổn định ở các mức OLR khác nhau. Trong cùng một hệ thống, OLR có ảnh hưởng đến hiệu suất loại bỏ COD. Tuy nhiên, khi xét trên cả hai hệ thống, sự khác biệt về OLR không tạo ra sự khác biệt đáng kể về hiệu suất. Điều này cho thấy OLR không phải là yếu tố duy nhất ảnh hưởng đến hiệu suất loại bỏ COD trong điều kiện thử nghiệm này. Các yếu tố khác, chẳng hạn như HLR, khả năng sinh trưởng và hoạt động của vi sinh vật, cũng đóng vai trò quan trọng trong hiệu suất xử lý của mỗi hệ thống. Tuy nồng độ COD đầu ra trung bình ở hệ thống B (95 ± 26 mg/L) cao

hơn so với ở hệ thống A (47 ± 14 mg/L), nhưng kết quả này vẫn đáp ứng theo tiêu chuẩn xả thải đối với nước thải chăn nuôi QCVN 62 – MT:2016/BTNMT (cột A, COD < 100 mg/L). Hệ thống xử lý nước thải không pha loãng sau bể biogas vận hành ở OLR từ 103,26 đến 159,46 g COD/m³/ngày và HLR 37,47 L/m²/ngày (giai đoạn 1 của hệ thống B) đạt hiệu quả xử lý cao nhất là $90 \pm 2\%$ với nồng độ COD đầu ra 76 ± 14 mg/L. Khi tăng OLR và HLR thì hiệu quả giảm xuống, thấp nhất là $84 \pm 4\%$ với nồng độ COD đầu ra là 119 ± 26 mg/L (giai đoạn 3 của hệ thống B).

Việc so sánh hiệu suất xử lý COD giữa các nghiên cứu không đơn giản do sự khác biệt về vật liệu lọc, chất lượng nước thải và các tham số vận hành như đặc điểm vật liệu, chiều cao lớp vật liệu, kích thước hạt, HLR, OLR và HRT. Bảng 4 tóm tắt hiệu suất loại bỏ COD từ một số nghiên cứu sử dụng mô hình lọc biochar để xử lý các loại nước thải trong các điều kiện vận hành khác nhau. Nghiên cứu hiện tại áp dụng hệ thống lọc kỵ khí – hiếu khí kết hợp, với vật liệu lọc là biochar được sản xuất từ cây Mai dương. So với nhiều nghiên cứu liệt kê trong Bảng 4, hệ thống của chúng tôi vận hành với giá trị OLR và HLR trung bình cao hơn, nhưng hiệu suất loại bỏ COD lại thấp hơn. Tuy nhiên, hiệu suất loại bỏ COD của chúng tôi cao hơn so với nghiên cứu của Kaetzl và Lubken [8], nhưng hệ thống vận hành trong điều kiện OLR và HLR thấp hơn.

Bảng 4. Hiệu suất loại bỏ COD của mô hình lọc biochar ở một số nghiên cứu

Loại biochar	Loại nước thải	HLR (L/m ² /ngày)	OLR (g COD/m ³ /ngày)	Hiệu suất loại bỏ COD (%)	Tài liệu tham khảo
Cỏ Voi	Nước thải đô thị	1200	509 ± 173	74 ± 18	[8]
Lá xoài	Nước thải chăn nuôi	2 ^a	–	47	[34]
Gỗ cứng	Nước thải đô thị	37 ± 7	5 ± 1^b	95	[30]
Cây Liễu	Nước thải đô thị	34	14 ^b	$99 \pm 0,3$	
Cây Liễu	Nước thải sinh hoạt	34	20 ± 5^b	94–99	[9]
Cây Thông tùng	Nước thải sinh hoạt	34	5 ± 2^b	95	
			20 ± 5^b	99	
Vỏ trấu	Nước thải đô thị	1200	63 ± 16	94	[15]

Ghi chú: ^a: thời gian lưu nước (giờ); ^b: g BOD₅/m²/ngày

4 Kết luận

Hệ thống lọc kết hợp hai giai đoạn kỵ khí – hiếu khí với vật liệu lọc biochar từ cây Mai dương đã chứng tỏ khả năng loại bỏ COD hiệu quả. Hiệu suất loại bỏ trung bình của hệ thống B dao động từ $84 \pm 4\%$ đến $90 \pm 2\%$, cao hơn so với hệ thống A ($84 \pm 3\%$ đến $88 \pm 2\%$). Tuy nồng độ COD đầu ra trung bình ở hệ thống B (95 ± 26 mg/L) cao hơn so với ở hệ thống A (47 ± 14 mg/L) nhưng vẫn đáp ứng tiêu chuẩn xả thải QCVN 62 – MT:2016/BTNMT (cột A, COD < 100 mg/L). Điều này cho thấy hệ thống lọc hai giai đoạn có khả năng xử lý hiệu quả nước thải chăn nuôi lợn sau bể biogas mà không cần pha loãng. Các giá trị vận hành OLR và HLR ở giai đoạn 1 của hệ thống B mang lại hiệu quả xử lý COD cao nhất trong các điều kiện thí nghiệm đã sử dụng. Tuy nhiên, tùy thuộc vào yêu cầu xử lý, hệ thống vẫn có thể hoạt động với các thông số OLR và HLR cao hơn như ở giai đoạn 3, giúp giảm chi phí xử lý mà nồng độ COD đầu ra vẫn đáp ứng tiêu chuẩn QCVN 62 – MT:2016/BTNMT (cột B, COD < 300 mg/L).

Sự khác biệt về hiệu suất loại bỏ COD ở hai hệ thống là không đáng kể ($p = 0,137$) mặc dù hệ thống B vận hành ở mức OLR cao gần gấp đôi hệ thống A. Điều này cho thấy hiệu suất xử lý của hệ thống không chỉ phụ thuộc vào giá trị OLR mà các yếu tố khác như HLR hay hoạt động của vi sinh vật cũng có vai trò quan trọng. Việc cân bằng giữa HLR và OLR, dựa trên điều kiện thực tế của bể lọc, nồng độ ô nhiễm đầu vào và yêu cầu xử lý là rất quan trọng để tối ưu hóa hiệu quả xử lý và đảm bảo tính kinh tế.

Như vậy, hệ thống này là một giải pháp có hiệu quả, đơn giản để xử lý nước thải chăn nuôi lợn sau bể biogas trước khi xả ra môi trường hoặc có thể dùng để tái sử dụng cho tưới tiêu trong vườn, có thể áp dụng được dễ dàng ở các hộ chăn nuôi hoặc trang trại nhỏ. Mặt khác, đây cũng là giải pháp có ý nghĩa về mặt sinh thái khi tận dụng

biochar từ cây ngoại lai có hại mọc phổ biến ở nhiều khu vực.

Cần tiếp tục nghiên cứu thêm các thông số vận hành khác để tối ưu hiệu quả trong mỗi quan hệ với vấn đề kinh tế, cũng như đánh giá hiệu suất loại bỏ các loại chất ô nhiễm khác như chất dinh dưỡng, kim loại nặng và vi sinh vật gây bệnh để có thể tái sử dụng nước thải cho mục đích tưới tiêu.

Tài liệu tham khảo

1. Zhang N, Liu W, Peng Y, Song X. Anaerobic Membrane Bioreactors for Livestock Wastewater Treatment and Resource Recovery: Opportunities and Challenges. *Current Pollution Reports*. 2021;7(3):277-85.
2. Liu C, Feng C, Duan Y, Wang P, Peng C, Li Z, et al. Ecological risk under the dual threat of heavy metals and antibiotic resistant *Escherichia coli* in swine-farming wastewater in Shandong Province, China. *Environmental Pollution*. 2023;319:120998.
3. Vaishnav S, Saini T, Chauhan A, Gaur GK, Tiwari R, Dutt T, et al. Livestock and poultry farm wastewater treatment and its valorization for generating value-added products: Recent updates and way forward. *Bioresource Technology*. 2023;382:129170.
4. Chen B, Zhu Y, Wu M, Xiao Y, Huang J, Lin C, et al. Research Advancements in Swine Wastewater Treatment and Resource-Based Safe Utilization Management Technology Model Construction. 2024;16(5):661.
5. Wang J, Wang S. Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *Journal of Cleaner Production*. 2019;227:1002-22.
6. Lehmann J, Joseph S. Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation (2nd ed.). London: Routledge; 2015.
7. Samuel Olugbenga O, Goodness Adeleye P, Blessing Oladipupo S, Timothy Adeleye A, Igenepo John K. Biomass-derived biochar in wastewater treatment- a circular economy approach. *Waste Management Bulletin*. 2024;1(4):1-14.
8. Kaetzl K, Lübken M, Nettmann E, Krimmler S, Wichern M. Slow sand filtration of raw wastewater

- using biochar as an alternative filtration media. *Scientific Reports*. 2020;10(1):1229.
9. Perez-Mercado LF, Lalander C, Berger C, Dalahmeh SS. Potential of Biochar Filters for Onsite Wastewater Treatment: Effects of Biochar Type, Physical Properties and Operating Conditions. 2018;10(12):1835.
10. Gao AL, Wan Y. Iron modified biochar enables recovery and recycling of phosphorus from wastewater through column filters and flow reactors. *Chemosphere*. 2023;313:137434.
11. El Hanandeh A, Albalasmeh AA, Gharaibeh M. Phosphorus Removal from Wastewater in Biofilters with Biochar Augmented Geomedium: Effect of Biochar Particle Size. 2017;45(7):1600123.
12. Deepa A, Sonal S, Mishra BK. Application of co-immobilized microbial biochar beads in hybrid biofilter towards effective treatment of chrome tanning wastewater. *Journal of Water Process Engineering*. 2022;48:102821.
13. Imran M, Khan ZUH, Iqbal MM, Iqbal J, Shah NS, Munawar S, et al. Effect of biochar modified with magnetite nanoparticles and HNO₃ for efficient removal of Cr(VI) from contaminated water: A batch and column scale study. *Environmental Pollution*. 2020;261:114231.
14. Dalahmeh SS, Assayed A, Stenström Y. Combined Vertical-Horizontal Flow Biochar Filter for Onsite Wastewater Treatment—Removal of Organic Matter, Nitrogen and Pathogens. 2019;9(24):5386.
15. Kaetzl K, Lübken M, Uzun G, Gehring T, Nettmann E, Stenchly K, et al. On-farm wastewater treatment using biochar from local agroresidues reduces pathogens from irrigation water for safer food production in developing countries. *Science of The Total Environment*. 2019;682:601-10.
16. Wang S, Zhang H, Wang J, Hou H, Du C, Ma P-C, et al. Application of Biochar for Wastewater Treatment. In: Thapar Kapoor R, Treichel H, Shah MP, editors. *Biochar and its Application in Bioremediation*. Singapore: Springer Nature Singapore; 2021. p. 67-90.
17. Li W, Loyola-Licea C, Crowley DE, Ahmad Z. Performance of a two-phase biotrickling filter packed with biochar chips for treatment of wastewater containing high nitrogen and phosphorus concentrations. *Process Safety and Environmental Protection*. 2016;102:150-8.
18. Lourinho G, Rodrigues LFTG, Brito PSD. Recent advances on anaerobic digestion of swine wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2020;17(12):4917-38.
19. Zhou L, Liang M, Zhang D, Niu X, Li K, Lin Z, et al. Recent advances in swine wastewater treatment technologies for resource recovery: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*. 2024;924:171557.
20. Cheng Q, Xu C, Huang W, Jiang M, Yan J, Fan G, et al. Improving anaerobic digestion of piggery wastewater by alleviating stress of ammonia using biochar derived from rice straw. *Environmental Technology & Innovation*. 2020;19:100948.
21. Giang DTH. A study on swine wastewater treatment after biogas digestion using actinastrium sp. 2019;16(12):929.
22. Vo TLH, Hoang TV, Nguyen TTH. Study on the biogas potential from pig farms in Vietnam. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Đại học Thái Nguyên*. 2024;229(05).
23. Anh BTK, Van Thanh N, Phuong NM, Ha NTH, Yen NH, Lap BQ, et al. Selection of Suitable Filter Materials for Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland Treating Swine Wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2020;231(2):88.
24. Giang NTH, An NT, Huong LTT, Yabe M, Thang NT, Hieu VN, et al. Recycling Wastewater in Intensive Swine Farms: Selected Case Studies in Vietnam. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University*. 2021;66(1):115–21.
25. Kato-Noguchi H. Invasive Mechanisms of One of the World's Worst Alien Plant Species *Mimosa pigra* and Its Management. 2023;12(10):1960.
26. Brunauer S, Emmett PH, Teller E. Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. *Journal of the American Chemical Society*. 1938;60(2):309-19.
27. APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. Washington DC: APHA; 2017.
28. Leng L, Xiong Q, Yang L, Li H, Zhou Y, Zhang W, et al. An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. *Science of The Total Environment*. 2021;763:144204.
29. Wilson J, Boutilier L, Jamieson R, Havard P, Lake C. Effects of Hydraulic Loading Rate and Filter Length on the Performance of Lateral Flow Sand Filters for On-Site Wastewater Treatment. 2011;16(8):639-49.

-
30. Dalahmeh SS. Capacity of biochar filters for wastewater treatment in onsite systems—technical report. SLU report; 2016.
 31. Rehman A, Ayub N, Naz I, Perveen I, Ahmed S. Effects of Hydraulic Retention Time (HRT) on the Performance of a Pilot-Scale Trickling Filter System Treating Low-Strength Domestic Wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2019;29(1):249-59.
 32. Çakir R, Gidirislioglu A, Çebi U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of Environmental Management*. 2015;164:121-8.
 33. Dalahmeh SS, Pell M, Hylander LD, Lalander C, Vinnerås B, Jönsson H. Effects of changing hydraulic and organic loading rates on pollutant reduction in bark, charcoal and sand filters treating greywater. *Journal of Environmental Management*. 2014;132:338-45.
 34. Thao NTP, Nga NTT, Kim HTT, Kien TT, Hieu TT, Thang NV, et al. Combination of biochar filtration and ozonation processes in livestock wastewater treatment and application for soil cultivation. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2023;7:100286.