

Nghiên cứu đánh giá ảnh hưởng của thời gian lưu nước đến hiệu quả xử lý chất thải sinh hoạt bằng công nghệ đồng phân hủy kết hợp lọc màng kỵ khí qua các kiểu bể phản ứng khác nhau

Bùi Hồng Hà^{1*}, Nguyễn Thành Trí¹, Nguyễn Thị Xuân Hồng¹,
Nguyễn Phước Dân², Nguyễn Huỳnh Đức Nhà³

¹Viện Nhiệt đới Môi trường/Viện KH-CN quân sự;

²Trung tâm châu Á nghiên cứu về nước – CARE Rescif/Đại học Bách khoa – ĐHQG TP. HCM;

³Phòng khám đa khoa – Trường Đại học Y khoa Phạm Ngọc Thạch TP.HCM.

*Email: buihonghavittep@yahoo.com

Nhận bài: 31/10/2022; Hoàn thiện: 18/11/2022; Chấp nhận đăng: 14/12/2022; Xuất bản: 20/12/2022.

DOI: <https://doi.org/10.54939/1859-1043.j.mst.VITTEP.2022.159-166>

TÓM TẮT

Nghiên cứu này đánh giá khả năng ảnh hưởng của thời gian lưu nước đến hiệu quả xử lý chất thải sinh hoạt bằng công nghệ đồng phân hủy kết hợp lọc màng kỵ khí qua các kiểu bể phản ứng khác nhau: kiểu bể xáo trộn hoàn toàn (CSTR-AnMBR) và kiểu bể dòng chảy ngược qua đệm bùn (UASB-AnMBR). Trong điều kiện vận hành 2 mô hình với giá trị pH trung bình từ 6,8 – 7,4, nhiệt độ nằm trong khoảng dành cho vi sinh vật ưa nhiệt, tỉ lệ pha trộn nước thải sinh hoạt và chất thải rắn hữu cơ là 5 g/L. Thay đổi thông số thời gian lưu nước gồm: 72 giờ, 48 giờ, 36 giờ và 24 giờ, tương ứng với các tải trọng hữu cơ: 0,67 kgCOD/m³.ngày, 1,00 kgCOD/m³.ngày, 1,33 kgCOD/m³.ngày và 2,00 kgCOD/m³.ngày. Kết quả cho thấy khả năng xử lý COD tại các HRT đối với mô hình UASB-AnMBR có hiệu suất cao hơn 0,4% – 5,4%. Ngoài ra, tỉ lệ sinh khí sinh học tại các HRT đối với mô hình UASB-AnMBR cao hơn mô hình CSTR-AnMBR từ 0,02 - 0,03 L_{biogas}/gCOD_{xử lý}. Tỉ lệ sinh khí metan tương ứng trong khoảng 0,01 – 0,02 L_{biogas}/gCOD_{xử lý}. Giá trị áp suất chuyển màng ghi nhận trong thí nghiệm cho thấy chu kỳ hoạt động của màng lọc đối với bể UASB dài hơn 3,5 lần so với bể CSTR.

Từ khóa: Màng lọc sinh học kỵ khí (AnMBR); Đồng phân hủy kỵ khí; Bể kỵ khí xáo trộn hoàn toàn (CSTR); Bể dòng chảy ngược qua lớp đệm bùn (UASB); Chất thải rắn hữu cơ; Nước thải sinh hoạt; Sản lượng khí sinh học.

1. MỞ ĐẦU

Trong những năm gần đây, các công nghệ xử lý nước thải mới đều tập trung vào thu hồi năng lượng và tái sử dụng nguồn nước. Màng lọc sinh học kỵ khí (AnMBR) được coi là một sự lựa chọn hấp dẫn trong việc xử lý nước thải vì lợi thế vượt trội so với phương pháp xử lý kỵ khí thông thường và màng lọc sinh học hiếu khí [1]. Phần lớn các thí nghiệm đồng phân hủy sử dụng mô hình dạng xáo trộn hoàn toàn (CSTR). Zeeman G, Kujawa K và cộng sự nghiên cứu quy mô thí điểm với nguồn nước đã tách gồm: nước thải đen và nước thải xám. Nước thải đen và nước thải xám đều được xử lý kỵ khí để thu hồi khí CH₄. Chất thải nhà bếp được thêm vào để xử lý nước thải đen, làm tăng gấp đôi lượng khí sinh học [2], Luostarinen và cộng sự xử lý kỵ khí hỗn hợp nước đen và chất thải nhà bếp tại nhiệt độ thấp trong khoảng 10 - 20 °C [3], nghiên cứu đồng phân hủy nước thải đen và chất thải thực phẩm ở nhiệt độ 35 ± 2 °C của Jun và cộng sự [4],... Mô hình dạng xáo trộn hoàn toàn có khả năng làm tăng khả năng tiếp xúc của vi sinh vật và chất thải, từ đó làm tăng hiệu quả phân hủy của mô hình. Nhược điểm của mô hình này là chất lượng nước đầu ra không cao, lượng bùn mất đi ở đầu ra cũng cao (làm giảm nồng độ bùn trong bể phản ứng). Bên cạnh đó, còn một số nghiên cứu đồng phân hủy sử dụng dạng bể UASB như thí nghiệm của Gao và cộng sự đã nghiên cứu đồng phân hủy chất thải thực phẩm (FW) và nước đen (BW) để tăng cường sản xuất mê tan bằng cách sử dụng bể phản ứng phủ bùn kỵ khí (UASB) ở 35 °C [5]. Dạng bể UASB đem lại hiệu quả cao hơn về chất lượng nước đầu ra, bùn bị giữ lại do tác dụng của trọng lực trong bể. Bài báo này nghiên cứu sự khác biệt, các ưu điểm của 2 mô hình

CSTR và UASB kết hợp AnMBR trong quá trình xử lý COD, thu hồi năng lượng sinh học và vận hành màng lọc trong môi trường kỵ khí.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Vật liệu nghiên cứu

2.1.1. Nước thải sinh hoạt và chất thải rắn hữu cơ

Nước thải sinh hoạt lấy từ dòng ra của bể tự hoại của Trung đoàn 294, quận Tân Bình, thành phố Hồ Chí Minh. Nước thải có thành phần và tính chất được thể hiện ở bảng 1. Giá trị trong bảng 1 là giá trị trung bình của nhiều đợt lấy mẫu ở các thời điểm khác nhau.

Chất thải rắn hữu cơ được thu gom tại nhà bếp của Trung đoàn 294, quận Tân Bình, thành phố Hồ Chí Minh. Mẫu được loại bỏ thành phần vô cơ, được xay nhuyễn bằng máy xay và được bảo quản trong các hộp, mỗi hộp 150 g được bảo quản ở tủ lạnh. Chất thải rắn hữu cơ đầu vào có giá trị độ ẩm là $86 \pm 2\%$.

Nước thải sinh hoạt và chất thải rắn hữu cơ được pha trộn với nhau theo tỉ lệ 5 g rác thải trên 1 L nước thải. Hỗn hợp nước thải đầu ra được phân tích và có thành phần tính chất được nêu trong bảng 1.

Bảng 1. Tính chất nước thải sinh hoạt và hỗn hợp nước thải sau pha trộn.

STT	Chỉ tiêu	Nước thải sinh hoạt		Hỗn hợp sau pha trộn	
		Đơn vị	Giá trị (n = 10)	Đơn vị	Giá trị (n = 8)
1	pH	-	$7,3 \pm 0,3$	-	$7,3 \pm 0,3$
2	COD	mg/L	185 ± 37	mg/L	1996 ± 57
3	TN	mg/L	84 ± 12	mg/L	90 ± 5
4	TP	mg/L	9 ± 1	mg/L	13 ± 2
5	TSS	mg/L	71 ± 14	mg/L	552 ± 39

Bùn vi sinh nuôi cấy ban đầu là bùn kỵ khí được lấy từ bể sinh học kỵ khí tại hệ thống xử lý nước thải tại Công ty Cổ phần Thực phẩm Thiên Hương Số 1 Lê Đức Thọ, Khu phố 02, phường Tân Thới Hiệp, quận 12, thành phố Hồ Chí Minh. Bùn sau khi lấy về được đưa vào mô hình thí nghiệm qua bơm đầu vào, vận hành ở chế độ nuôi cấy kết hợp bổ sung men vi sinh kỵ khí. Nước thải được đưa vào theo từng mẻ đến khi mô hình thí nghiệm sinh khí sinh học với lưu lượng ổn định.

2.1.2. Mô hình thí nghiệm

Thí nghiệm được thực hiện bằng 2 mô hình: Mô hình đồng phân hủy khuấy trộn hoàn toàn – kết hợp màng kỵ khí quy mô PTN (CSTR-AnMBR quy mô PTN) với tổng thể tích hữu ích là 30 lít và mô hình đồng phân hủy dòng chảy ngược qua đệm bùn – kết hợp màng kỵ khí quy mô PTN (UASB-AnMBR quy mô PTN) với tổng thể tích hữu ích là 15 lít. Màng lọc được sử dụng cho 2 mô hình là cùng vật liệu, có các thông số như sau: thông lượng màng $0,3 - 0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{ngày}$; áp suất lọc tối đa 490 mBar; tỉ lệ thời gian lọc : thời gian rửa là 30 phút : 30 phút.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

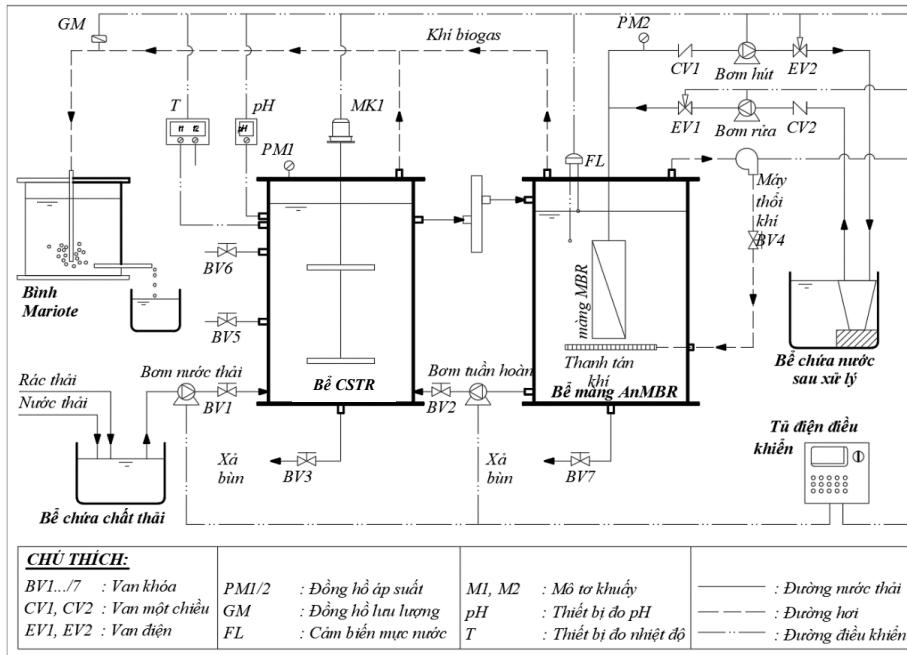
2.2.1. Phương pháp nghiên cứu thực nghiệm

a. Mô hình CSTR-AnMBR quy mô PTN

Hỗn hợp nước thải được đưa vào thùng chứa nước thải đầu vào của mô hình. Tại thùng chứa, nước thải được đảo liên tục nhờ mô-tơ khuấy để tránh hiện tượng lắng cặn, hỗn hợp được trộn đều trước khi bơm vào đầu vào bể khuấy trộn kỵ khí xáo trộn hoàn toàn. Tại bể khuấy trộn kỵ khí xáo trộn hoàn toàn, hỗn hợp tự chảy sang bể màng UF. Tại đây quá trình phân hủy kỵ khí được tiếp tục diễn ra và dòng thấm được hút ra khỏi bể bằng màng lọc UF bằng bơm định lượng thông qua tín hiệu điều khiển của phao mực nước. Quá trình hút của màng được kiểm soát qua

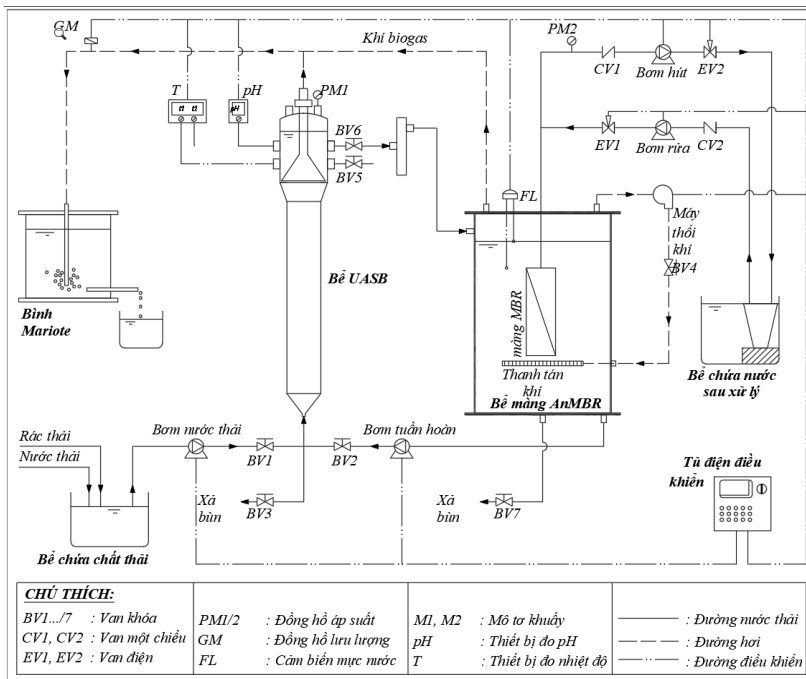
Nghiên cứu khoa học công nghệ

đồng hồ đo áp suất chuyên màng. Để đảm bảo nồng độ bùn tại 2 bể tương đương nhau, một bơm tuần hoàn hoạt động liên tục để tuần hoàn bùn từ bể kỵ khí chứa màng UF quay về bể khuấy trộn kỵ khí (lưu lượng bùn tuần hoàn bằng 100% so với lưu lượng dòng vào). Khí sinh học sinh ra từ bể kỵ khí chứa màng UF sẽ được nội tuần hoàn bằng máy thổi khí chân không thổi vào sợi màng UF làm sạch các chất bám trên thân sợi màng UF. Khí sinh học sinh ra từ 2 bể được dẫn qua thiết bị đo lưu lượng khí tự động và bình Mariotte.



Hình 1. Sơ đồ mô hình CSTR-AnMBR quy mô PTN.

b. Mô hình UASB-AnMBR quy mô PTN



Hình 2. Sơ đồ mô hình UASB-AnMBR quy mô PTN.

Hỗn hợp nước thải cho thí nghiệm này được chuẩn bị tương tự như thí nghiệm trên. Từ thùng chứa, hỗn hợp được bơm vào đáy bể UASB. Tại đây, quá trình phân hủy kỵ khí các hợp chất hữu cơ thành khí sinh học và sinh khối xảy ra. Sau đó, hỗn hợp tự chảy sang bể màng UF. Tại bể màng UF, quá trình phân hủy kỵ khí được tiếp tục diễn ra và dòng thấm qua màng lọc UF được hút ra khỏi bể bằng bơm định lượng thông qua tín hiệu điều khiển của phao mực nước. Quá trình hút của màng được kiểm soát qua đồng hồ đo áp suất chuyển màng. Để đảm bảo nồng độ bùn tại 2 bể tương đương nhau, một bơm tuần hoàn hoạt động liên tục để tuần hoàn bùn từ bể kỵ khí chứa màng UF quay về bể kỵ khí (lưu lượng bùn tuần hoàn vừa nhằm duy trì cân bằng bùn giữa 2 bể vừa phải đảm bảo vận tốc dâng nước của bể UASB). Khí sinh học sinh ra từ 2 bể được dẫn qua thiết bị đo lưu lượng khí tự động và bình Mariotte.

2.2.2. Thông số vận hành

Thông số vận hành mô hình phòng thí nghiệm được thể hiện trong bảng 2.

Bảng 2. Thông số vận hành hệ thống AnMBR.

Thông số	Kí hiệu	Đơn vị	Giá trị			
Thời gian lưu nước	HRT	giờ	72	48	36	24
Tải trọng hữu cơ	OLR	kgCOD/m ³ .ngày	0,67	1,00	1,33	2,00
Nhiệt độ môi trường	t	°C	29,8 – 32,4			
pH	pH	-	6,8-7,8			
Thời gian lưu bùn	SRT	ngày	90			

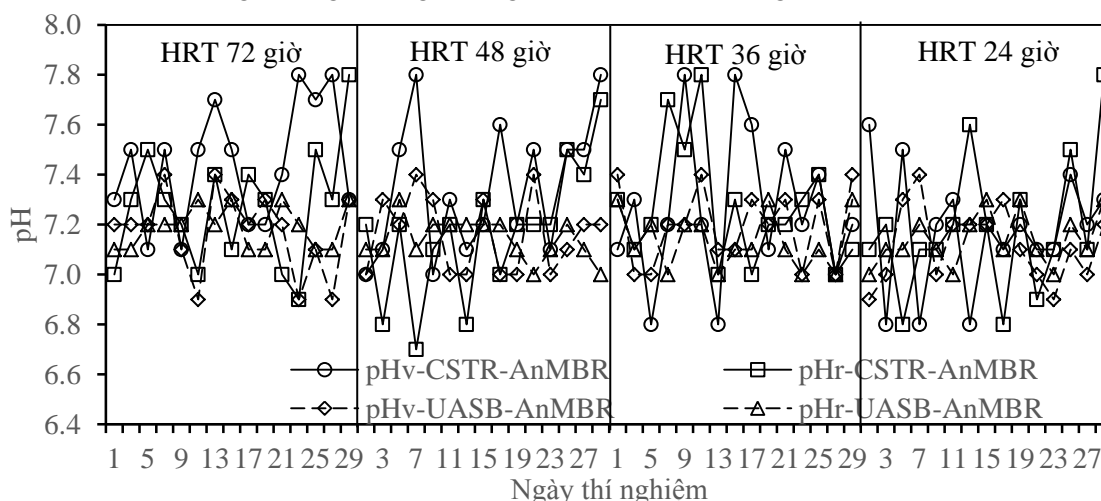
2.2.3. Các thông số phân tích

Các thông số được phân tích bao gồm: pH và nhiệt độ được đo bằng thiết bị đo online, COD (SMEWW 5220C 22nd – 2012), bản màng (xác định bằng đồng hồ đo áp suất cơ học), khí sinh học và khí metan được xác định bằng cách đo thể tích nước bị chiếm trong bình Mariotte.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Sự biến thiên pH

Sự biến thiên pH đầu vào và pH đầu ra trong quá trình thí nghiệm ổn định ở các thời gian lưu nước khác nhau: 72 giờ, 48 giờ, 36 giờ, 24 giờ, được thể hiện trong hình 3.



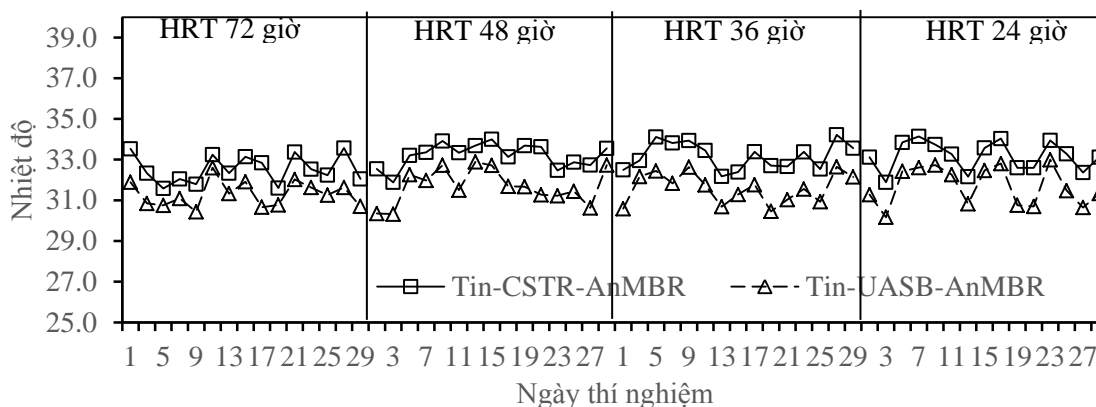
Hình 3. Biến thiên pH tại các HRT khác nhau.

Giá trị pH đầu vào của mô hình CSTR-AnMBR cao nhất là 7,8 và thấp nhất là 6,8, có giá trị trung bình là $7,3 \pm 0,3$ (n = 60), giá trị pH đầu ra của mô hình CSTR-AnMBR cao nhất là 7,8 và thấp nhất là 6,7, có giá trị trung bình là $7,2 \pm 0,3$ (n = 60). Đối với mô hình UASB-AnMBR, giá

trị pH đầu vào cao nhất là 7,4 và thấp nhất là 6,9, có giá trị trung bình là $7,2 \pm 0,2$ ($n = 60$), giá trị pH đầu ra cao nhất là 7,3 và thấp nhất là 7,0, có giá trị trung bình là $7,2 \pm 0,1$ ($n = 60$). Tất cả các kết quả đo giá trị pH đầu vào đều có giá trị nằm trong khoảng 6,8 – 7,8, đây là khoảng pH tối ưu cho quá trình kỵ khí [6]. Giá trị pH đầu ra không chênh lệch nhiều so với đầu vào, điều này cho thấy hệ vi sinh vật kỵ khí trong các bể phản ứng diễn ra cân bằng giữa quá trình lên men (làm giảm pH) và quá trình mê tan hóa (làm tăng pH).

3.2. Sự biến thiên nhiệt độ

Sự biến thiên nhiệt độ bên trong bể phản ứng được ghi nhận để theo dõi. Các kết quả đo được thể hiện trong hình 4.

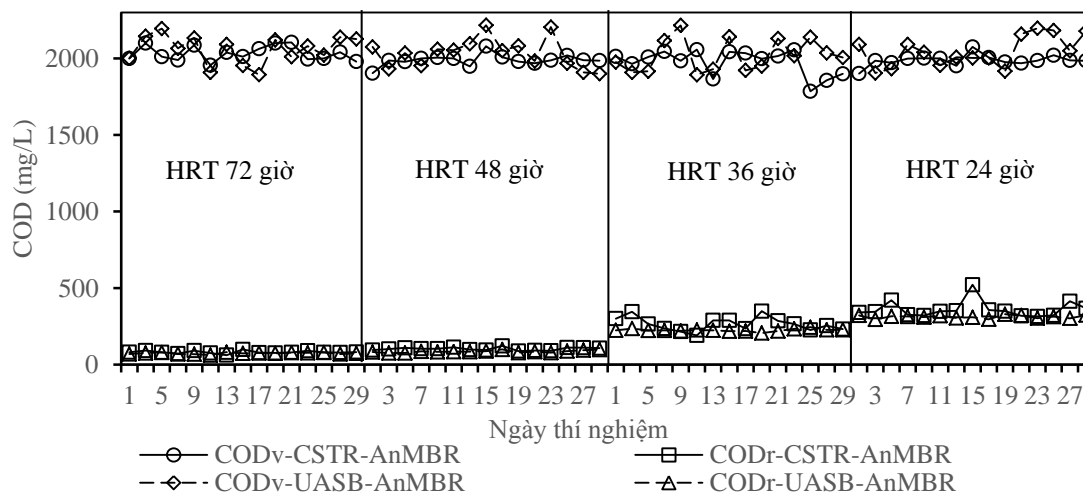


Hình 4. Biến thiên nhiệt độ tại các HRT khác nhau.

Các giá trị nhiệt độ bên trong bể phản ứng của mô hình CSTR-AnMBR cao nhất là 34,2 và thấp nhất là 31,6, có giá trị trung bình là $33,0 \pm 0,7$ °C ($n = 60$). Đối với mô hình UASB-AnMBR, giá trị nhiệt độ bên trong bể phản ứng cao nhất là 33,0 °C và thấp nhất là 30,2 °C, có giá trị trung bình là $31,5 \pm 0,8$ °C ($n = 60$). Tất cả các kết quả đo nhiệt độ trong bể phản ứng đều có giá trị nằm trong khoảng 30 - 35 °C, đây là khoảng nhiệt độ tối ưu của nhóm vi sinh vật ưa ấm (*Mesophilic*) trong quá trình kỵ khí [7].

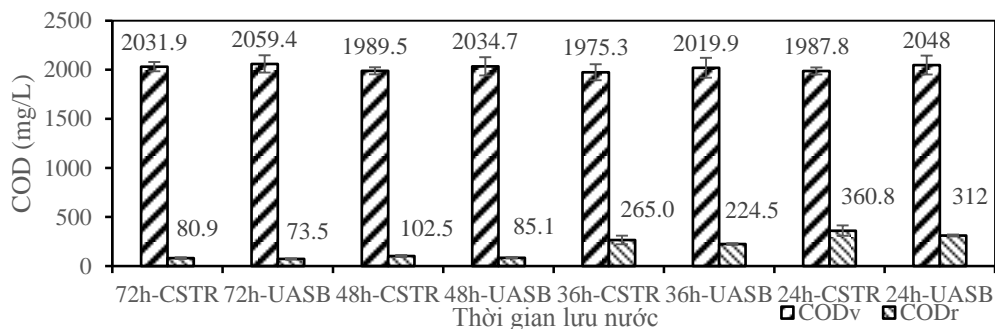
3.3. Sự biến thiên COD, đánh giá hiệu quả xử lý COD

Các hệ thống đồng phân hủy được vận hành ở các thời gian lưu nước khác nhau: 72 giờ, 48 giờ, 36 giờ và 24 giờ. Sự thay đổi COD trong các thí nghiệm được thể hiện trong hình 5.



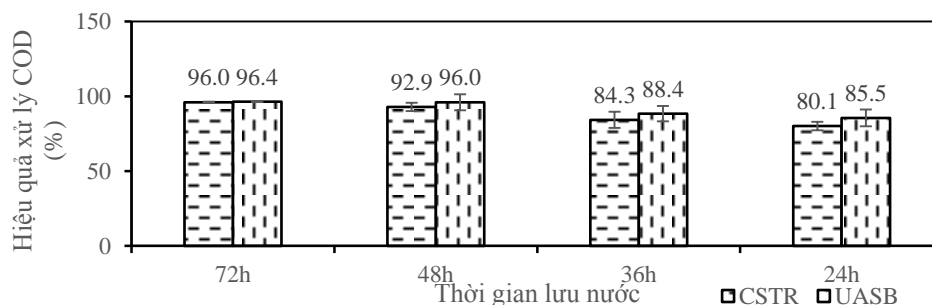
Hình 5. Hiệu quả xử lý COD tại các HRT khác nhau.

Nước thải sinh hoạt được pha trộn với rác thải hữu cơ theo tỉ lệ pha trộn 5 g trên 1 lít nước thải, nồng độ COD của nước thải tăng lên rất lớn so với nước thải sinh hoạt đầu vào. Hỗn hợp nước thải sau khi pha trộn có giá trị COD trung bình đạt 2018 ± 82 mg/L (n = 120). Các giá trị trung bình của thông số COD đầu vào và COD đầu ra được thể hiện trong hình 6.



Hình 6. Nồng độ COD đầu vào và COD đầu ra trung bình.

Bể AnMBR được vận hành với việc tăng dần tải trọng hữu cơ thông qua việc giảm thời gian lưu nước. Nồng độ COD đầu vào, COD đầu ra của mô hình nghiên cứu tại các thời gian lưu nước khác nhau: 72 giờ, 48 giờ, 36 giờ và 24 giờ. Biểu đồ hình 6 cho thấy nồng độ COD đầu ra của mô hình UASB-AnMBR luôn nhỏ hơn mô hình CSTR-AnMBR. Hiệu quả xử lý COD được tính toán và thể hiện trong hình 7. Hiệu quả xử lý COD của mô hình UASB-AnMBR cao hơn mô hình CSTR-AnMBR từ 0,4% đến 5,4%, điều này đúng với nồng độ COD đầu ra của 2 mô hình được thể hiện trong hình 5. Ngoài ra, tại thời gian lưu nước 72 giờ và 48 giờ, hiệu quả xử lý COD đạt trên 90%; tại thời gian lưu nước 36 giờ và 24 giờ, hiệu quả xử lý COD đạt trên 80%. Kết quả này cũng phù hợp với nghiên cứu của Wadera và cộng sự (tại thời gian lưu nước 3 ngày, đạt hiệu quả xử lý 85% trong bể AnMBR và 95% trong bể CSTR) [8].



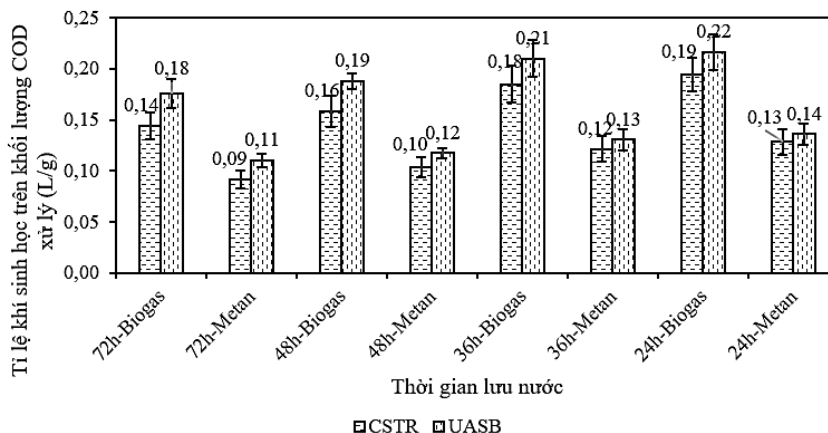
Hình 7. Hiệu quả xử lý COD của 2 mô hình tại các thời gian lưu nước khác nhau.

3.4. Thu hồi năng lượng

Lưu lượng khí sinh học sinh ra tương ứng với các thời gian lưu nước khác nhau của 2 mô hình thí nghiệm được thể hiện trong hình 8. Nồng độ COD đầu vào (tương ứng với tải trọng hữu cơ) của mô hình ảnh hưởng trực tiếp đến lưu lượng khí sinh học sinh ra trong quá trình phân hủy kỵ khí. Theo thời gian lưu nước càng giảm, tải trọng hữu cơ càng tăng, dẫn đến lưu lượng khí sinh học sinh ra tăng lên. Bên cạnh đó, tỉ lệ khí sinh học trên khối lượng COD xử lý cho thấy khả năng thu hồi năng lượng từ nguồn chất hữu cơ trong dòng thải. Theo hình 8, tỉ lệ khí sinh học trên khối lượng COD xử lý của mô hình UASB-AnMBR cao hơn mô hình CSTR-AnMBR về khí sinh học: từ 0,02 - 0,03 $L_{\text{khí sinh học}}/g\text{COD}_{\text{xử lý}}$ và khí mê tan: từ 0,01 - 0,02 $L_{\text{khí sinh học}}/g\text{COD}_{\text{xử lý}}$. Điều này còn cho thấy khả năng thu hồi năng lượng từ mô hình UASB-AnMBR tốt hơn so với mô hình CSTR-AnMBR.

Các giá trị trên cũng tương đồng với nghiên cứu của M. Minale và cộng sự đạt sản lượng khí

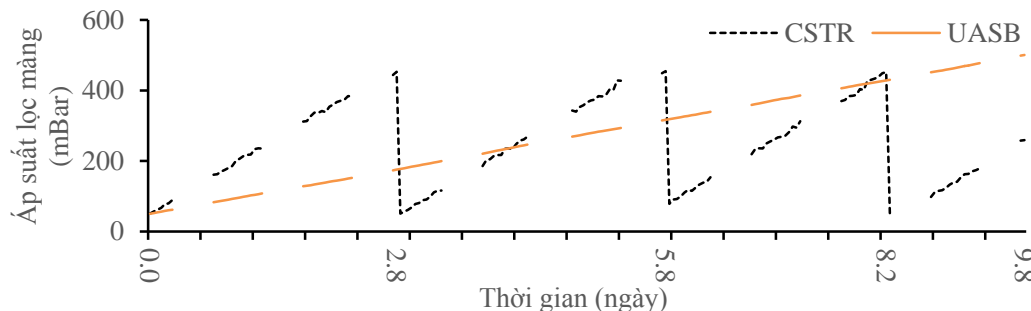
mê tan tối đa là 110 mLCH₄/gCOD xử lý, tương đương với 0,11 L CH₄/gCOD xử lý [9]; nghiên cứu của Cheerawit R và cộng sự đạt sản lượng khí mê tan tối đa là 61.72 mLCH₄/gCOD_{xử lý}, tương đương với 0,062 LCH₄/gCOD_{xử lý} [10].



Hình 8. Tỷ lệ khí sinh học trên khối lượng COD xử lý của 2 mô hình theo các thời gian lưu nước khác nhau.

3.5. So sánh chu kỳ hoạt động của màng lọc

Màng lọc UF được sử dụng cho 2 mô hình CSTR-AnMBR và UASB-AnMBR, giá trị áp suất chuyển màng được ghi nhận mỗi giờ và được thể hiện trong hình 9.



Hình 9. So sánh chu kỳ hoạt động màng lọc ứng với 2 mô hình CSTR-AnMBR và UASB-AnMBR.

Đối với mô hình CSTR-AnMBR, mỗi chu kỳ hoạt động có độ dài trung bình $2,8 \pm 0,2$ ngày ($n = 6$). Thời điểm kết thúc chu kỳ được xác định tại thời điểm áp suất chuyển màng đạt giá trị lớn nhất (490 mBar). Đối với mô hình UASB-AnMBR, mỗi chu kỳ hoạt động có độ dài trung bình là $9,8 \pm 0,3$ ngày ($n = 3$). Thời điểm kết thúc chu kỳ được xác định tại thời điểm áp suất chuyển màng đạt giá trị lớn nhất (490 mBar). Từ các số liệu trên, ta thấy được chu kỳ hoạt động của màng lọc UF đối với mô hình UASB-AnMBR dài hơn 3,5 lần so với chu kỳ hoạt động đối với mô hình CSTR-AnMBR.

4. KẾT LUẬN

Qua các kết quả thể hiện trong nghiên cứu này, với cùng thời gian lưu nước (cùng tải trọng hữu cơ), hiệu quả xử lý COD, khả năng thu hồi năng lượng và chu kỳ hoạt động của màng lọc đối với mô hình UASB-AnMBR đều tốt hơn so với mô hình CSTR-AnMBR. Hiệu quả xử lý COD của 2 mô hình tại 4 thời gian lưu nước khác nhau đều đạt trên 80%, trong đó, tại thời gian lưu nước 72 giờ và 48 giờ đạt trên 90%. Khả năng thu hồi khí sinh học nói chung, mô hình UASB-AnMBR cao hơn mô hình CSTR-AnMBR từ 0,02 – 0,03 L_{khí sinh học}/gCOD_{xử lý}, khả năng thu hồi khí mê tan nói riêng tương ứng từ 0,01 – 0,02 L_{khí sinh học}/gCOD_{xử lý}. Ngoài ra, chu kỳ hoạt động của màng lọc đối với mô hình UASB-AnMBR dài hơn 3,5 lần so với chu kỳ hoạt động của

màng lọc đối với mô hình CSTR-AnMRB. Nghiên cứu này đã cho thấy một số ưu điểm của dạng bể UASB so với dạng bể CSTR khi sử dụng kết hợp công nghệ lọc màng kỵ khí AnMRB.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. H. Yu, Z. Wang, Z. Wu and C. Zhu, "Enhanced waste activated sludge digestion using a submerged anaerobic dynamic membrane bioreactor: performance, sludge characteristics and microbial community," Scientific Reports, vol. 6, no. 20111, (2016).
- [2]. G. Zeeman, K. Kujawa, T. d. Mes, L. Hernandez, M. d. Graaff, L. Abu-Ghunmi, A. Mels, B. Meulman, H. Temmink, C. B. J. v. Lier and G. Lettinga, "Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste(water)," Water Science & Technology, vol. 57, no. 8, pp. 1207-1212, (2008).
- [3]. S. Luostarinen and J. Rintala, "Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures," Bioresource Technology, vol. 98, no. 9, pp. 1734-1740, (2007).
- [4]. J. W. Lim, "Anaerobic Co-digestion of Brown Water and Food Waste for Energy Recovery," in Urban waters: Resource or Risk? WWW-YES-2011, Arcueil, France, (2011).
- [5]. Mengjiao Gao, Lei Zhang, Yang Liu, "High-loading food waste and blackwater anaerobic co-digestion: Maximizing bioenergy recovery," Chemical Engineering Journal, vol. 394, p. 124911, (2020).
- [6]. Leitao, R. C, A. C van Haandel, G. Zeeman, G. Lettinga, "The effects of operation and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review," Bioresource Technology, vol. 97, no. 9, pp. 1105-1118, (2006).
- [7]. Han, Y., R. R. Dague, "Laboratory studies on the temperature-phased anaerobic digestion of domestic primary sludge," Water Environmental Resources, vol. 69, no. 6, pp. 1139-1143, (1997).
- [8]. Simon M. Wandera; Wei Qiao; Mengmeng Jiang; Dalal E. Gapani; Shaojie Bi; Renjie, "AnMBR as alternative to conventional CSTR to achieve efficient methane production from thermal hydrolyzed sludge at short HRTs," Energy, vol. 159, pp. 588-598, (2018).
- [9]. M. Minale and T. Worku, "Anaerobic co-digestion of sanitary wastewater and kitchen solid waste for biogas and fertilizer production under ambient temperature: waste generated from condominium house," International Journal of Environmental Science and Technology, vol. 11, no. 2, pp. 509-516, (2014).
- [10]. R. Cheerawit, T. S. Thunwadee, K. Duangporn, R. Tanawat and K. Wichuda, "Biogas Production from Co-digestion of Domestic Wastewater and Food Waste," Health and The Environment Journal, vol. 3, no. 2, (2012).

ABSTRACT

Assessment of the effect of hydraulic retention time on the efficiency of waste treatment by co-digestion combined anaerobic membrane bioreactor through different reactor types

This study evaluates the influence of hydraulic retention time on the efficiency of domestic waste treatment by co-digestion technology combined with anaerobic membrane bioreactor through different types of reactors: continuous stirred tank reactor (CSTR-AnMBR) and upflow anaerobic sludge blanket (UASB-AnMBR). In the operating conditions of 2 models with average pH values from 6.8 to 7.4, the temperature is in the Mesophilic range, and the mixing ratio of domestic wastewater and organic solid waste is 5g/L. Change the water retention time parameters including 72 hours, 48 hours, 36 hours, and 24 hours, corresponding to organic loads: 0.67 kgCOD/m³.day, 1.00 kgCOD/m³.day, 1.33 kgCOD/m³.day and 2.00 kgCOD/m³.day. The results show that the COD treatment capacity at HRTs for the UASB-AnMBR model has a higher efficiency of 0.4% - 5.4%. In addition, the biogas production rate at the HRTs for the UASB-AnMBR model was higher than that of the CSTR-AnMBR model from 0.02 to 0.03 L_{biogas}/gCOD_{removal}. The corresponding methane generation rate is in the range of 0.01 - 0.02 L_{biogas}/gCOD_{removal}. The membrane transfer pressure value recorded in the experiment shows that the operating cycle of the membrane for the UASB tank is longer than 3.5 times than CSTR tank.

Keywords: Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR); Anaerobic co-digestion; Organic solid waste; Domestic wastewater; Biogas production.